

DepoTech 2014

**Abfallwirtschaft
Abfallverwertung und Recycling
Deponietechnik und Altlasten**

Tagungsband zur 12. DepoTech-Konferenz
4.-7. November 2014 in Leoben, Österreich

Herausgeber: Roland Pomberger, Josef Adam, Alexia Aldrian, Astrid Arnberger, Daniel Höllen, Gernot Kreindl, Karl E. Lorber, Renato Sarc, Therese Schwarz, Philipp Sedlazeck, Martin Wellacher und Tanja Wolfsberger.

DepoTech 2014

Abfallwirtschaft
Abfallverwertung und Recycling
Deponietechnik und Altlasten

Herausgeber

Roland Pomberger, Josef Adam, Alexia Aldrian, Astrid Arnberger, Daniel Höllen,
Gernot Kreindl, Karl E. Lorber, Renato Sarc, Therese Schwarz, Philipp Sedlazeck,
Martin Wellacher und Tanja Wolfsberger.

Erfassung, Satz und Seitenlayout der einzelnen Manuskripte dieses Tagungsbandes lagen in der Verantwortung der jeweiligen Autoren.

Aus Gründen der Übersichtlichkeit werden im gesamten Tagungsband alle Namen ohne akademische Grade angegeben.



© Copyright 2014:
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW),
Franz-Josef-Straße 18, 8700 Leoben, Österreich
Telefon: +43 (0)3842/402-5101, Telefax: +43 (0)3842/402-5102,
E-Mail: avaw@unileoben.ac.at, Internet: <http://avaw.unileoben.ac.at/>

Gedruckt in Österreich: Druckerei Theiss GmbH, Am Gewerbepark 14, 9431 St. Stefan im Lavanttal,
Österreich, Oktober 2014.
ISBN: 978-3-200-03797-7

Vervielfältigung und Verwendung der Texte und Bilder, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung des Lehrstuhls AVAW.

Inhalt

Vorwort Bundesminister A. Rupprechter	5
Vorwort Sektionschef C. Holzer	6
Vorwort Landeshauptmann F. Voves.....	7
Vorwort Landesrat J. Seitinger.....	8
Vorwort Rektor W. Eichlseder	9
Vorwort ISWA-Präsident R. Kronberger	10
Vorwort VÖEB-Präsident H. Roth.....	11
Vorwort ÖWAV-Geschäftsführer M. Assmann	12
Editorial Prof. R. Pomberger.....	13
Ehrenschutz.....	15
Ehrungen	16
Organisation, Redaktion und Kooperationspartner.....	17
Internationales Organisationskomitee.....	18
Firmenpartner.....	21
Inhaltsverzeichnis	23
Plenarvorträge	43
Vorträge.....	83
Poster.....	629
English Abstracts	749
Autorenverzeichnis	885
Sachregister.....	893

Vorwort

Herr Bundesminister Dipl.-Ing. Andrä Rupprechter

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt
und Wasserwirtschaft (BMLFUW)



Die DepoTech kann in den letzten 22 Jahren auf eine wirklich beachtliche Entwicklung zurückblicken. In den Anfängen standen entsprechend dem damaligen Schwerpunkt der Lehren an der Montanuniversität Leoben vor allem der Entsorgungsbergbau und die Deponietechnik im Mittelpunkt. Zu dieser Zeit war, aus heutiger Sicht fast unvorstellbar, das Vergraben von wertvollen Ressourcen ein wesentlicher Bestandteil des Tagesgeschäfts der Abfallbewirtschaftung.

Inzwischen hat sich die DepoTech zu einem absoluten Treffpunkt der österreichischen Abfallwirtschaft entwickelt. Sämtliche Aspekte der Abfallwirtschaft, von der Abfallvermeidung und dem Recycling über verschiedenste Abfallbehandlungsverfahren bis hin zur Altlastensanierung, werden auf einem fachlich sehr hohen Niveau diskutiert.

Der Wandel der Abfallwirtschaft von der Entsorgungswirtschaft hin zur Ressourcenwirtschaft bringt es mit sich, dass qualitativ hochwertige Sekundärressourcen zur Verfügung stehen. Dies ist im Sinne einer nachhaltigen Wirtschaft und einer lebenswerten Umwelt von großer Bedeutung. In diesem Zusammenhang haben auch die Abfälle von Sekundärrohstoffen einen großen Stellenwert. Hier schließt sich wiederum der Kreis zur DepoTech und der Montanuniversität Leoben, deren Ursprung in der Ausbildung von Ingenieuren zur Bewirtschaftung von Rohstoffen lag.

Die Abfallwirtschaft als innovative Branche kann immer wieder große Erfolge vorweisen und österreichische Umwelttechnologien leisten bedeutende Beiträge, um Wettbewerbsfähigkeit und Wirtschaft zu stärken. Dafür ist ein Wissenstransfer zwischen Forschung und Wirtschaft eine unbedingte Voraussetzung und die DepoTech bietet dafür eine hervorragende Plattform.

Glück Auf!

A handwritten signature in green ink, appearing to read 'Andrä Rupprechter', written in a cursive style.

Dipl.-Ing. Andrä Rupprechter

Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft



Vorwort

Herr Sektionschef Dipl.-Ing. Christian Holzer

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt
und Wasserwirtschaft (BMLFUW)

Sehr geehrte Damen und Herren!

Die erfolgreiche Entwicklung der Österreichischen Abfallwirtschaft in den letzten Jahrzehnten ist geprägt durch die enge Verknüpfung von Wissenschaft und Forschung, innovativen Unternehmen sowie der öffentlichen Hand als Wegweiser und Garant stabiler Rahmenbedingungen für die Märkte. Im gesamteuropäischen Vergleich gilt Österreich mit seinen hohen Recyclingquoten als ambitionierter Vorreiter in der Umsetzung einer ressourcenschonenden Abfallstrategie, wengleich in Teilbereichen noch Herausforderungen auf Lösung warten.

Seit ihren Anfängen gelingt es der Depo Tech bravourös das gesamte Spektrum der Stakeholder in der Abfallwirtschaft anzusprechen und derart einen breit angelegten Wissenstransfer weit über die Veranstaltung hinaus anzukurbeln. Die aktuelle Auswahl der Themen zeigt in bekannter Manier einen starken Praxisbezug und besticht andererseits durch den direkten Zugang zu neuesten Forschungsergebnissen.

Der Paradigmenwechsel in der Ressourcenbewirtschaftung spiegelt sich eindrucksvoll in Lehre und Forschung der Montanuniversität Leoben, die damit neben der Nutzung von Primärrohstoffen im Sinne der Ressourceneffizienz den Abfall als wertvolle Ersatzrohstoffquelle immer mehr in den Vordergrund rückt. Diese Entwicklung muss angesichts einer langfristigen Versorgungssicherheit und der Minimierung von negativen Umweltauswirkungen im In- und Ausland weiter vorangetrieben werden. Gemeinsam sind daher weitere Anstrengungen notwendig v. a. um den Abfluss von rohstoffreichen Abfällen wie z.B. Altfahrzeuge und Elektroaltgeräte hintanzuhalten und so das industrielle Metallrecycling anzukurbeln.

Abfallwirtschaftliche Potentiale zur Ressourcenschonung sind aber auch bereits eine Stufe vorher in den Bereichen Produktion und Konsum identifizierbar. Obsoleszenz, Wiederverwendbarkeit und Recyclingfähigkeit müssen verstärkt bei der Herstellung Beachtung finden, der Verbraucher auf der anderen Seite sollte durch Anreize zu Ressourcen schonendem Handeln motiviert werden.

In diesem Sinne wünsche ich der DepoTech 2014 als Impulsgeber für Experten und Nachwuchs aus Wissenschaft und Praxis einen spannenden Verlauf mit intensivem Wissens- und Meinungsaustausch.

Mit freundlichen Grüßen und einem herzlichen Glückauf!

Dipl.-Ing. Christian Holzer

Sektionschef des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Vorwort

Herr Landeshauptmann Mag. Franz Voves

Amt der Steiermärkischen Landesregierung



Nach der erfolgreichen DepoTech-Veranstaltungen der Vergangenheit folgen auch heuer wieder zahlreiche nationale und internationale Expertinnen und Experten aus Wissenschaft, Technik und Wirtschaft der Einladung des Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft an der Montanuniversität in Leoben. In der obersteirischen Montanmetropole werden ja Studentinnen und Studenten aus der Steiermark und der ganzen Welt in einem praxisnahen Studium für den Umweltschutz in der Industrie ausgebildet. Diverse Kooperationen in Form von Forschungs- und Entwicklungsprojekten mit Behörden, einschlägigen Forschungseinrichtungen sowie zahlreichen auswärtigen Universitäten reichen nicht nur Wirtschaft und Wissenschaft zum Vorteil, sondern bringen vor allem der Umwelt viel. Im Rahmen der mittlerweile zwölften Abfallwirtschaftstagung DepoTech – mit den Schwerpunktthemen Abfallwirtschaft, Abfallverwertung & Recycling sowie Deponietechnik & Altlasten – findet, wie bereits bei den letzten Tagungen auch, eine Fachmesse statt, bei der Ausstellern aus dem In- und Ausland die Möglichkeit für einen perfekten Auftritt geboten wird.

Als Landeshauptmann möchte ich mich bei dem für die Veranstaltung zuständigen Leiter des Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr. mont. Roland Pomperger, sowie seinen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern für die Ausrichtung einer international derart bedeutenden Tagung bedanken. Alle Teilnehmerinnen und Teilnehmer an der DepoTech 2014 heiße ich in der Steiermark herzlich willkommen und wünsche einen fachlich fruchtbaren Erfahrungsaustausch sowie einen schönen Aufenthalt im „grünen Herzen“ Österreichs.

Ein steirisches „Glückauf“!

A handwritten signature in blue ink that reads "Franz Voves". The signature is written in a cursive, flowing style.

Mag. Franz Voves

Landeshauptmann der Steiermark



Vorwort

Herr Landesrat Johann Seitinger

Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Ressourceneffizienz - ein wichtiges Ziel für unseren Wohlstand!

Haben viele EU-Länder in Sachen Abfallwirtschaft noch einen extrem hohen Nachholbedarf, so übertrifft die Steiermark schon heute die europäische Forderung mit einer Recyclingquote von rund 80 Prozent und setzt damit eine Benchmark in der Europäischen Union. Doch auch dabei gilt die bekannte Spruchweisheit: „Wer aufhört, besser sein zu wollen, hat aufgehört, gut zu sein.“

Deshalb sind Tagungen und Veranstaltungen wie die „DepoTech“, wo sich Wissenschaft und Wirtschaft höchst anspruchsvoll austauschen, gerade für politische Entscheidungsträger Hilfe und Ansporn, in Sachen Abfall-Wiederverwertung ‚nachhaltig‘ weiterzuarbeiten und noch besser zu werden.

Speziell die Ressource Müll ist für Europa, wo es weder große Reserven an Erdöl oder seltenen Erden gibt, von größter Bedeutung. Wenn Wert und Preise dieser Rohstoffe in Zukunft ansteigen, können wir aus unserem Müll mit geringem Energieaufwand wieder wertvolle Rohstoffe generieren. Deshalb ist eine professionelle, von der Wissenschaft und der Wissenschaft begleitete Abfallwirtschaft so wichtig und Ressourceneffizienz ein wichtiges Ziel für unseren Wohlstand.

Innovativ zu denken und neben ökonomischen Faktoren auch seine ökologische und soziale Verantwortung wahrzunehmen, hat in der Steiermark eine gute und glaubwürdige Tradition: „Grün“ ist hierzulande mehr als eine Modefarbe!

Ich bin zutiefst davon überzeugt, dass eine Gesellschaft, die sich ihrer Verantwortung gegenüber der Umwelt bewusst ist, einen Mehrwert für sich und die künftigen Generationen schafft. Gerade mit seiner festgeschriebenen Vision - „Die Steiermark nimmt im Jahr 2020 eine Vorreiterrolle im nachhaltigen Ressourcenmanagement ein!“ - will die „Grüne Mark“ dieser wichtigen gesellschaftspolitisch so wichtigen Ausrichtung noch mehr an realpolitischem Schwung verleihen.

Deshalb ist die „DepoTech“ hier am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW) der Montanuniversität Leoben am goldrichtigen Platz.

So wünsche ich dieser hochkarätigen Tagung viele spannende und zukunftsweisende ‚disputationes‘!

Johann Seitinger

Landesrat der Steiermark

Vorwort

Magnifizienz Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. Wilfried Eichlseder

Montanuniversität Leoben



Eine der großen Herausforderungen der Gesellschaft ist zweifelsohne der sorgsame Umgang mit Rohstoffen. Dies umfasst nicht nur die Gewinnung, sondern auch die möglichst umfangreiche Weiterverwendung von Reststoffen. Jene Stoffe, die nicht durch Recycling in den Stoffflusskreislauf zurückgeführt werden können, müssen umweltschonend entsorgt oder deponiert werden.

Die Nachhaltigkeit und das Denken in Kreisläufen sind keine neue Denkweise, sondern eigentlich schon über tausende Jahre üblich, wie zum Beispiel bei der Dreifelderwirtschaft. Die Entsorgung von komplex gestalteten Produkten, wie wir sie am Anfang des 21. Jahrhunderts kennen, fordert eine zunehmend aufwendige Technologie, die einen entsprechenden Forschungsaufwand benötigt. Forschung heißt, in die Zukunft zu investieren. Die Montanuniversität nimmt sich um Fragestellungen entlang des Stoffkreislaufes an, in Forschung und Lehre, jüngstes Beispiel ist die Einführung des Studiums Recyclingtechnik.

Als wichtiger Treffpunkt für den Austausch aktueller Entwicklungen in Forschung und Wirtschaft auf den Gebieten Abfallwirtschaft, Abfallverwertung & Recycling sowie Deponietechnik & Altlasten hat sich die DepoTech entwickelt. Auch heuer haben sich wieder zahlreiche hochqualifizierte Vortragende und Besucher angesagt. Ich wünsche eine erfolgreiche Veranstaltung und interessante Gespräche!

Glück auf!

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'W. Eichlseder', with a long horizontal stroke extending to the right.

Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. Wilfried Eichlseder
Rektor der Montanuniversität Leoben



Vorwort

Herr Präsident Dipl.-Ing. Rainer Kronberger

ISWA Austria

Die DepoTech zählt mittlerweile zu den bedeutendsten internationalen Abfallwirtschaftstagen. Prof. Karl E. Lorber hat diese Veranstaltung zu Beginn der 90er-Jahre aufgebaut und kontinuierlich weiterentwickelt. Es freut mich daher, dass die DepoTech auch unter der neuen Leitung von Prof. Roland Pomberger in traditionsbewusster Weise fortgesetzt wird!

Die DepoTech wird aufgrund der Aktualität der Themen und ihrer qualitätsvollen Aufbereitung stets von einer Vielzahl an Fachexperten und Branchenvertretern wahrgenommen. Besonders erfreulich ist dabei, dass in den letzten Jahren auch immer mehr internationale Teilnehmer angesprochen werden.

Dies ist vor allem aus Sicht der ISWA von besonderer Bedeutung. Die ISWA hat sich zum Ziel gesetzt, die Abfallwirtschaft in einem weltweiten Kontext zu professionalisieren und weiterzuentwickeln. Dazu ist der gegenseitige Austausch unerlässlich. Veranstaltungen wie die DepoTech bieten dazu einen ausgezeichneten Rahmen, um eigene Erfahrungen und Erkenntnisse darzustellen und von anderen zu lernen.

Im Namen von ISWA Austria möchte ich mich auch wieder sehr herzlich für die Möglichkeit bedanken, das ISWA Austria Stipendium im feierlichen Rahmen der DepoTech verleihen zu können. Das ISWA Austria Stipendium honoriert die Erstellung wissenschaftlicher Arbeiten im Bereich der Abfallwirtschaft. Es wird damit der wissenschaftliche Nachwuchs in Österreich unterstützt.

Ich darf einen erfolgreichen Verlauf der Veranstaltung wünschen!

Mit freundlichen Grüßen und „Glückauf“

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Kronberger', written in a cursive style.

Dipl.-Ing. Rainer Kronberger
Präsident der ISWA Austria

Vorwort

Herr Präsident Hans Roth

Verband österreichischer Entsorgungsbetriebe (VÖEB)



Sehr geehrte LeserInnen & Leser,

für mich ist es noch nicht lange her, dass wir in Österreich mit dem Aufbau einer modernen Abfallwirtschaft begonnen haben. Lehrstühle an Universitäten widmen sich dem Thema, Interessensvertretungen achten darauf, dass den Anliegen auch von Seiten der politischen Entscheidungsträger ein offenes Ohr geliehen wird und Innovationen sorgten für eine rasante Entwicklung von den in den 70ern des vorigen Jahrhunderts noch üblichen „Teglgruabn“ bis hin zu einer modernen „Kreislaufwirtschaft“.

Es waren vor allem auch die wissenschaftlichen Einrichtungen, die sich früh dem Thema angenommen haben und unternehmerisches Bemühen mit wissenschaftlichem Know-how unterfüttert haben. Die Leiter des Lehrstuhles für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben - bis vor Kurzem Univ.-Prof. Karl Lorber und sein Nachfolger, Univ.-Prof. Roland Pomberger - haben es aber nicht nur bei praxisnahen Arbeiten, Kooperationen mit der Wirtschaft und Publikationen bewenden lassen, sondern zusätzlich eine international anerkannte Fachtagung für unsere Branche etabliert: die DepoTech, ein Fachsymposium, das Interessierte aus der ganzen Welt anzieht. Aber auch der inhaltliche Fortschritt vom Schwerpunkt „Deponietechnik“ zu den Ergänzungen im Bereich Recycling zeugt von den Entwicklungen der letzten Jahrzehnte. Ich freue mich dieses Jahr besonders auf den neu hinzugekommenen Schwerpunkt „Abfallvermeidung“, der mir persönlich am Herzen liegt. Denn neben einem stetigen Ausbau der stofflichen Verwertung und damit Rückführung von Reststoffen in den Stoffkreislauf werden wir uns immer mehr auch mit der Frage beschäftigen müssen, wie wir künftig den Anfall von Reststoffen bestmöglich vermeiden.

Für die Erledigung dieser Aufgaben ist eine Kooperation zwischen Wissenschaft, Wirtschaft und Politik unerlässlich. Der Gesetzgeber muss die Voraussetzungen dafür schaffen, dass Reststoffe im Kreislauf geführt werden, denn das impliziert Forschung & Entwicklung und animiert letztendlich Unternehmen, Erkenntnisse im Arbeitsalltag anzuwenden. Die Folgen scheinen für ein rohstoffarmes Land wie Österreich positiven Impact zu generieren – werden damit nicht nur ein Beitrag für den Erhalt einer lebenswerten Umwelt und ein Beitrag zur Rohstoffunabhängigkeit geleistet, sondern auch „grüne“ Arbeitsplätze geschaffen und Investitionen getätigt.

In diesem Sinne freue ich mich auf eine spannende DepoTech 2014, auf Vernetzung von Wissen und verbleibe mit einem herzlichen Glückauf!

A handwritten signature in blue ink that reads "Hans Roth". The signature is fluid and cursive, written in a professional style.

Hans Roth

Präsident des Verbandes Österreichischer Entsorgungsbetriebe



Vorwort

Herr Geschäftsführer Dipl.-Ing. Manfred Assmann

Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband
(ÖWAV)

Die Frage der Sekundärrohstoff-Bewirtschaftung und damit verbundene Fragen zur Umsetzung der Ziele und Grundsätze des Abfallwirtschaftsgesetzes (AWG) werden in den kommenden Jahren eine prioritäre Rolle in der österreichischen Abfallwirtschaft und im ÖWAV einnehmen und zu beantworten sein. Die DepoTech 2014 hat sich die Aufgabe gestellt, u.a. auch diese Themenstellung zu beleuchten.

Eine drohende Ressourcenknappheit kann über eine hoch entwickelte Abfall- und Ressourcenbewirtschaftung abgedeckt werden. Damit die österreichische Abfallwirtschaft auch in Zukunft als unverzichtbarer Bestandteil einer funktionierenden Kreislaufwirtschaft bestehen kann, muss jedoch laufend auf die Bedürfnisse der produzierenden Wirtschaft eingegangen werden. Die Kommunikation und der Informationsaustausch zwischen Abfallwirtschaft und Industrie müssen dafür verbessert und ein sinnvolles Recycling definierter Abfallströme muss weiter optimiert werden. Es müssen „Partner“ in der produzierenden Wirtschaft gefunden werden, die innovative Strategien umsetzen und damit die Nachfrage des Einsatzes von Sekundärrohstoffen weiter forcieren. Neben einem verbesserten Produktdesign sind dafür auch weitergehende Initiativen zur Abfallvermeidung (u.a. Optimierung von Produktionsweisen, Verringerung des Stoffumsatzes) unerlässlich.

Neben den Herausforderungen in den Bereichen Ressourcenschonung und Ressourceneffizienz in der Abfallwirtschaft gilt es auch, offene Problemstellungen im Vollzug des Abfallrechtes zu lösen. Die Rolle der amtlichen Sachverständigen in der täglichen Praxis der österreichischen Abfallwirtschaft ist essenziell und unverzichtbar. Um die ständig wachsenden Aufgaben der Behörden und Sachverständigen, nicht zuletzt auch aufgrund der Umsetzung der EU-Industrieemissions-Richtlinie, in Zukunft bewältigen zu können, sollte das praktizierte Kontrollsystem in der Abfallwirtschaft kritisch hinterfragt werden und auch alternative oder ergänzende Maßnahmen zur Verbesserung der Rolle der Behörde als Partner für Genehmigungsfragen in der Abfallwirtschaft angedacht werden.

Die Themen „Ressourcenschonung“ und „Vollzugspraxis“ werden in Kooperation mit dem BMLFUW in speziell hierfür eingerichteten ÖWAV-Arbeitsgruppen als Vorarbeit zum Bundesabfallwirtschaftsplan 2017 behandelt. Gerade die DepoTech 2014 bietet wieder Gelegenheit, Informationen aus erster Hand zu erhalten und diesen Diskussionsprozess aktiv zu begleiten.

Dipl.-Ing. Manfred Assmann

Geschäftsführer des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes

Editorial

Herr Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. mont. Roland Pomberger

Montanuniversität Leoben und Leiter der DepoTech 2014



20 Jahre lang hat Karl Lorber die DepoTech gestaltet und geprägt. Mit der DepoTech 2014 hat der Generationenwechsel stattgefunden und ich bin stolz, diesen etablierten Kongress fortführen und weiterentwickeln zu dürfen.

Diese Zäsur lässt nun auch grundsätzliche Fragen zu. Was ist die DepoTech? Und was soll die DepoTech in Zukunft sein? Zweifellos ist sie eine zentrale Plattform für die deutschsprachige Abfallwirtschaft und den wissenschaftlichen Diskurs zwischen Forschung, Behörden und Wirtschaft. In ihrer Breite ist sie unerreicht im deutschsprachigen Raum. Aber ist der Name überhaupt noch zeitgemäß? Deponie- und Altlastenthemen sind zwar ein wichtiger Teil, aber Recycling, Abfallwirtschaft und Verwertung haben das ursprüngliche Thema schon überflügelt. Trotzdem, die DepoTech ist eine bekannte Marke und jeder Teilnehmer weiß, dass er auf hochwertige Vorträge und eine Vielzahl an Themen vertrauen kann. Ich denke 2016 wird der richtige Zeitpunkt sein, die DepoTech auch im Namen umzugestalten, um die von der Abfallrahmenrichtlinie vorgegebenen Themen „Recycling“ und „Recovery“ noch mehr zu positionieren. Natürlich sind diese Themenbereiche bereits im Programm 2014 stark vertreten. Vielleicht werden wir die DepoTech in Zukunft „Reco + DepoTech“ oder „Recy + DepoTech“ nennen. Für diese Entscheidung haben wir aber noch etwas Zeit und würden dazu auch gerne Ihre Meinung einholen.

Zentrales Thema der DepoTech 2014 ist die Nutzung der Ressource Abfall. Technisch gibt es viele Ideen und Verfahren, dazu die zentrale Frage ist aber, ob wir den Wandel weg von der Primär- hin zur Sekundärwirtschaft als Gesellschaft auch wirklich wollen. Abfälle als Ressourcen verstärkt zu nutzen bedeutet auch, dass dies auf Kosten der Primärgewinnung geht und damit werden bestehende Interessen verletzt. Dieser Konflikt ist derzeit schon im Gange und wird uns, so prognostiziere ich, die nächsten Jahre weiter begleiten. Die Gesellschaft und damit die Politik müssen dazu Farbe bekennen. Die DepoTech kann als fachliche Plattform für den wissenschaftlichen Diskurs dazu dienen.

Das System DepoTech wird getragen vom Austausch zwischen den Programmgestaltern, Referenten, Chairpersons und Teilnehmern. Ich lade Sie ein zur Diskussion, zum Nachdenken, zum Diskurs, zum Ideenaustausch.

Ich wünsche Ihnen und uns eine erfolgreiche DepoTech 2014.

Mit herzlichem Glückauf

Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. mont. Roland Pomberger

Leiter der DepoTech 2014 und des Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW) der Montanuniversität Leoben

Ihre Vorteile

- Hohe Flexibilität,
- qualitätsgerechte Analytik,
- termingerechte Analysenergebnisse,
- absolute Vertraulichkeit,
- fundierte Beratung,
- umfassende Serviceleistungen von der Probenahme bis hin zur Erstellung von Gutachten.

Unser Team

Bei Fragen steht Ihnen unser Labor-Team jederzeit gerne zur Verfügung.



Kontakt:

Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik
und Abfallwirtschaft
DI Alexia Aldrian
alexia.aldrian@unileoben.ac.at
+43(0)3842/402-5116
Franz-Josef-Straße 18
8700 Leoben



Umwelt- und prozessanalytisches Labor

Lehrstuhl für
Abfallverwertungstechnik
und Abfallwirtschaft

Montanuniversität Leoben

Bewährte Qualität seit 1997

Das umwelt- und prozessanalytische Labor des Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft ist seit 1997 auf dem Gebiet der Umweltanalytik tätig.

Beste Ausstattung

Das Labor ist mit modernen Analysengeräten für die Charakterisierung von Abfällen, Abwässern, Böden, Sekundärbrennstoffen, Brennstoffen, Biobrennstoffen, Schlacken und sonstigen Prozessprodukten ausgestattet.

Akkreditierte Prüfstelle

Als akkreditierte Prüfstelle (PSID: 340) nach EN ISO/IEC 17025 i.d.g.F. unterzieht sich unser Labor in regelmäßigen Abständen den Begutachtungen der durch die österreichische Akkreditierungsstelle „Akkreditierung Austria“ bestellten Sachverständigen sowie kontinuierlichen externen und internen Qualitätskontrollen. Diese Prüfungen und unser qualifiziertes und erfahrenes Labor-Team garantieren einen gleichbleibend hohen Qualitätsstandard der von uns erbrachten Leistungen im täglichen Laborbetrieb.

Schwerpunkte

Abwässer,
Abfälle,
Biobrennstoffe,
Brennstoffe,
Böden,
Ersatzbrennstoffe,
Prozessprodukte und
-rückstände
sowie
Schlacken.



Probenvorbereitung metallischer Proben

- Kleinteilige E-Schrott-Fractionen,
- Leiterplatten,
- Handys,
- Ladegeräte, Akkus,
- Festplatten (Ausnahme: Magneten)
- usw.

Abhängig von der Materialhärte ist eine stufenweise Aufbereitung bis hin zu einer analysenfeinen Probe möglich!



Der aktuell gültige
Akkreditierungs-
umfang ist auf der
Homepage des
Lehrstuhls abrufbar.
<http://avaw.unileoben.ac.at>



Ehrenschutz

Bundesminister Andrä RUPPRECHTER
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Sektionschef Christian HOLZER
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Landeshauptmann Franz VOVES
Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Landeshauptmannstellvertreter Hermann SCHÜTZENHÖFER
Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Landesrat Johann SEITINGER
Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Hofrat Wilhelm HIMMEL
Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Bürgermeister Kurt WALLNER
Stadtgemeinde Leoben

Rektor Wilfried EICHLSEDER
Montanuniversität Leoben

Präsident Rainer KRONBERGER
ISWA Austria

Generalsekretärin Nadine DE GREEF
European Federation of Waste Management and Environmental Services (FEAD)

Präsident Hans ROTH
Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe (VÖEB)

Geschäftsführer Manfred ASSMANN
Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV)

Geschäftsführer Bernhard PUTTINGER
ECO WORLD STYRIA Umwelttechnik Cluster GmbH

Ehrungen

Aufgrund ihrer Verdienste um die Umwelttechnik/Abfallwirtschaft in Wissenschaft und Praxis und ihrer langjährigen aktiven Mitarbeit an der DepoTech ehren und danken wir:

Univ.Prof. Dr. sc. nat. Dipl. Natwiss. ETH Paul H. Brunner

Herr Univ.Prof. Brunner, geboren 1946 in Zürich, studierte an der ETH Zürich (Doktorat) und an der Stanford University (USA). 1991 wurde er als Professor für Abfallwirtschaft an die TU Wien berufen und wirkte viele Jahre als Vorstand des Institutes für Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft. In seiner Funktion als Wissenschaftler und Lehrer hat unser Laureat wesentlich die österreichische Abfallwirtschaft entwickelt und geprägt. Die wissenschaftliche Basis einer modernen Kreislaufwirtschaft mit hohen Standards bei den Schutzziele wurde von ihm gelegt und immer weiterentwickelt. Zentrale Begriffe der Abfallwirtschaft wie Stoffflussanalyse, Urban Mining, anthropogener Metabolismus oder letzte Senke sind untrennbar mit der wissenschaftlichen Arbeit von Paul Brunner verbunden. Unzählige Fachartikel in internationalen Journals dokumentieren seine wissenschaftliche Präsenz. Seine unermüdliche Arbeit für die moderne Abfallwirtschaft zeigt auch seine Arbeit in nationalen und internationalen Gremien wie dem ÖWAV (Vizepräsident) und dem wissenschaftlichen Rat des Umweltministeriums. Paul Brunner ist langjähriges Mitglied des Organisationskomitees der DepoTech, vielfacher Vortragender und wertvoller Ratgeber.

Em. Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr. mont. Dr.h.c. Albert F. Oberhofer

Herr Univ.Prof. Oberhofer, geboren am 05.08.1925, hat an der Montanistischen Hochschule Leoben Hüttenwesen studiert und an der RWTH in Aachen promoviert. Von 1951 bis 1963 war er in führenden Funktionen in der deutschen Stahlindustrie tätig und wurde 1963 Vorstand des Institutes für Wirtschafts- und Betriebswissenschaften an der heutigen Montanuniversität. Während seiner aktiven Laufbahn war Professor Oberhofer 5 Jahre Rektor und hat wesentlich die strategische Entwicklung der Universität geprägt. Hervorzuheben ist seine hohe fachliche Akzeptanz in der Industrie, die sich in seiner langjährigen Tätigkeit als Aufsichtsrat u.a. in der Voest Alpine AG und der ÖIAG zeigte. Der Aufbau der Studienrichtung Industrieller Umweltschutz wurde von ihm als Rektor initiiert und die 1. DepoTech im Jahr 1990 wurde von ihm besonders gefördert. Professor Oberhofer ist mit seinen fast 90 Lebensjahren noch immer aktives Mitglied der Alma Mater Leobensis, veranstaltet Tagungen und hält Vorträge. Ad multos annos!

Dr. Helmut Stadler

Dr. Helmut Stadler, Jahrgang 1947, hat Rechtswissenschaften studiert und war langjährig in führenden Positionen der Verwaltung der Stadtgemeinde Salzburg tätig. In dieser Leitungsfunktion war er auch für die Abfallwirtschaft der Stadt Salzburg verantwortlich. Als Vertreter des Österreichischen Städtebundes engagierte er sich als stellvertretender Vorsitzender des Abfallwirtschaftsausschusses in vielen Gremien und Kommissionen bei der Weiterentwicklung der österreichischen Abfallwirtschaft. Besonderes Anliegen war und ist ihm die Tätigkeit als Obmann des Vereines Entsorgungsfachbetriebe (VEFB) und seine Aktivität in der ISWA als Präsident der ISWA Austria und als Vicepräsident der ISWA International. Dr. Stadler ist Vortragender an der Montanuniversität und langjähriger Förderer und Unterstützer der DepoTech.

Organisation

Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW)
der Montanuniversität Leoben

Franz-Josef-Straße 18, 8700 Leoben, Österreich
Telefon: +43 (0)3842/402-5103, Fax: +43 (0)3842/402-5102
E-Mail: info@depotech.at

Roland Pomberger
Tanja Trieb

Redaktion

Nicole Fuchs
Roland Pomberger
Tanja Trieb

Kooperationspartner

Access to Sustainable Knowledge (ASK)
ECO WORLD STYRIA Umwelttechnik Cluster GmbH
International Solid Waste Association (ISWA)
MSV Mediaservice & Verlag GmbH (EU-Recycling Magazin)
Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV)
Save the Planet
SCIAM Fachmedien GmbH & Co KG (Umweltjournal)
Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe (VÖEB)
Verein zur Verleihung des Zertifikates eines Entsorgungsfachbetriebes (V.EFB)

Internationales Organisationskomitee

Antrekowitsch Helmut, Montanuniversität Leoben, Österreich
Assmann Manfred, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Österreich

Baumgartner Rupert, Karl-Franzens-Universität Graz, Österreich
Bezama Alberto, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ, Deutschland
Bockreis Anke, Universität Innsbruck, Österreich
Brunner Paul H., Technische Universität Wien, Österreich

Dornack Christina, PTS - Papiertechnische Stiftung, Deutschland

Eisenberger Martin, Umweltrechtsconsulting, Österreich

Faulstich Martin, Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH (CUTEC), Deutschland
Fellner Johann, Technische Universität Wien, Österreich
Flamme Sabine, Fachhochschule Münster, Deutschland
Fricke Klaus, Technische Universität Braunschweig, Deutschland

Gäth Stefan, Justus-Liebig-Universität Giessen, Deutschland
Gidakos Evangelos, Technische Universität Crete, Griechenland
Gock Eberhard, Technische Universität Clausthal, Deutschland
Goldmann Daniel, Technische Universität Clausthal, Deutschland
Gruber Robert, AVE Österreich GmbH, Österreich

Herzer Stefan, Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe, Österreich
Himmel Wilhelm, Steiermärkische Landesregierung, Österreich
Hodecek Peter, Scholz Austria GmbH, Österreich
Holzer Christian, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Österreich
Huber-Humer Marion, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich

Kranert Martin, Universität Stuttgart, Deutschland
Krautzer Thomas, Industriellenvereinigung Steiermark, Österreich
Krenn Alfred, Stadtgemeinde Leoben, Österreich
Kroker Daisy, Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe, Österreich
Kronberger Rainer, ISWA Austria - International Solid Waste Association, Österreich

Lehner Markus, Montanuniversität Leoben, Österreich
Loibner Andreas P., Universität für Bodenkultur Wien, Österreich
Lorber Karl E., Montanuniversität Leoben, Österreich

Mocker Mario, Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik
UMSICHT, Deutschland

Internationales Organisationskomitee

Navia Diez Rodrigo, University of La Frontera, Chile
Nelles Michael, Universität Rostock, Deutschland

Özkaraova Güngör Burcu, Ondokuz Mayıs University, Türkei

Pomberger Roland, Montanuniversität Leoben, Österreich
Pretz Thomas, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen (RWTH), Deutschland

Ragossnig Arne, UTC UmweltTechnik und GeoConsulting ZT GmbH, Österreich
Raupenstrauch Harald, Montanuniversität Leoben, Österreich
Rechberger Helmut, Technische Universität Wien, Österreich
Reiselhuber Karl, Magistrat der Stadt Wien, Österreich
Rettenberger Gerhard, Hochschule Trier, Deutschland
Ritzkowsky Marco, Technische Universität Hamburg-Harburg, Deutschland
Rotter Vera S., Technische Universität Berlin, Deutschland

Scharff Christoph, ARA Altstoff Recycling Austria AG, Österreich
Scherr Kerstin, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich
Stadler Helmut, ISWA - International Solid Waste Association/V.EFB, Österreich

Thiel Stephanie, TK Verlag Thomé-Kozmiensky, Deutschland
Thomé-Kozmiensky Karl J., TK Verlag Thomé-Kozmiensky, Deutschland

Ulanova Olga, Technische Universität Irkutsk, Russland

Vogel Gerhard, Wirtschaftsuniversität Wien, Österreich

Wruss Werner, ESW Consulting Wruss ZT GmbH, Österreich

Ziehenberger Gerhard, Saubermacher Dienstleistungs AG, Österreich
Zorzi Michael, Bundesaltlastensanierungsges.m.b.H., Österreich

Zero {}
Waste
bedeutet:

WIR
MACHEN
WAS DRAUS.

Saubermacher

Unterstützt Sie beim Auffinden von Ressourcenpotentialen in Abfällen. Unser Ziel: Zero Waste.
Mehr Infos unter: T: +43 59 800 | www.saubermacher.at

Firmenpartner

Goldfirmenpartner

Altstoff Recycling Austria AG

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
(BMLFUW)

GWU Geologie-Wasser-Umwelt GmbH

HUESKER Synthetic GmbH

Saubermacher Dienstleistungs AG

Silber- und Bronzepartner

Amt der Steiermärkischen Landesregierung - Abteilung 14

Loacker Recycling GmbH

Komptech GmbH

Kuttin Recycling GmbH

Magistrat der Stadt Wien

Stadtgemeinde Leoben

Individuelle Partnerschaften

Balsa GmbH

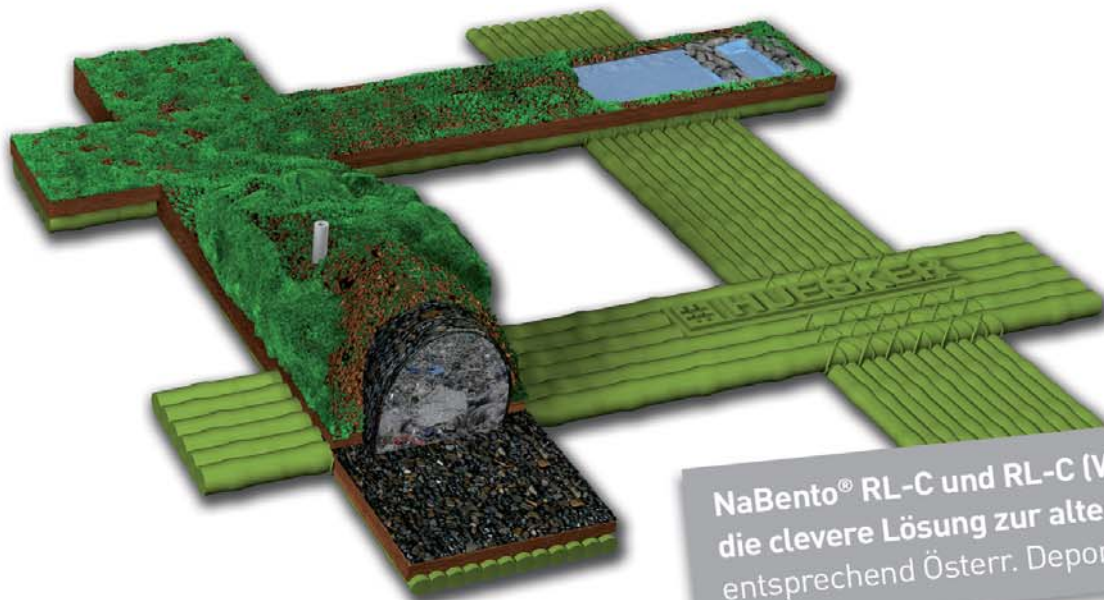
DAKA Entsorgungsunternehmen GmbH & Co.KG

LACTAN Chemikalien und Laborgeraete Vertriebsgesellschaft m.b.H & Co KG

(Stand 28.09.2014)

Ideen. Ingenieure. Innovationen.

HUESKER – Ingenieurlösungen mit Geokunststoffen



NaBento® RL-C und RL-C (WB) –
die clevere Lösung zur alternativen Abdichtung
entsprechend Österr. Deponieverordnung 2008

Erd- und Grundbau

Straßen- und Verkehrswegebau

Wasserbau

Umweltechnik

Durch den Einsatz der HUESKER Geokunststoffe in der Umweltechnik werden Deponien, Altlasten, Industriebrachen sowie Schlammteiche und Rückhaltebecken wirtschaftlich, umweltfreundlich und dauerhaft gesichert und abgedichtet.

HUESKER Ingenieure unterstützen Sie bei der Umsetzung Ihrer Bauprojekte. Verlassen Sie sich auf die Produkte und Lösungen von HUESKER.

Ihr Ansprechpartner in Österreich:

Herbert Lassnig · Tel.: + 43 4265 / 7478

HUESKER Synthetic GmbH

48712 Gescher

Tel.: + 49 (0) 25 42 / 701 - 0

info@HUESKER.de

www.HUESKER.com

www.HUESKER.com



HUESKER
Ideen. Ingenieure. Innovationen.

Inhaltsverzeichnis Tagungsband

PLENARVORTRÄGE

Goldgräber, Abdecker, Müllkutscher und Strotter - Der frühe Umgang mit dem Müll <i>R. Girtler</i>	43
Die Funktion der Abfallwirtschaft im anthropogenen Stoffwechsel <i>P.H. Brunner</i>	51
Zero Waste... Ende oder Zukunft der Abfallwirtschaft? <i>R. Mittermayr, H. Klampfl-Pernold & S. Siegl</i>	57
Schlacken – Risiko oder Chance? <i>R. Pomberger & D. Höllen</i>	65

ABFALLWIRTSCHAFT

Rechtliche Aspekte (11_)

Abfall vs. Nebenprodukt – Eine Österreichische Geschichte <i>M. Eisenberger</i>	83
Europäisches Abfallverzeichnis - Quo vadis?“ <i>P. Hodecek</i>	89
Novelle DeponieVO - Annahmeverfahren Version 2.0 <i>R. Starke</i>	95
Die neue Recycling-Baustoffverordnung – Stand der Arbeiten <i>J. Kraus</i>	99

Ecodesign (12_)

Sustainable Product Design and Recycling Optimization of Innovative Lightweight Technologies <i>J.-P. Schöggel, R.J. Baumgartner & D. Hofer</i>	103
Rückbaubarkeit von Notebooks als Vorstufe eines stofflichen Recyclings und deren Ressourcenpotenzial <i>S. Gäth</i>	109
Entwicklung eines Ecodesign-Tools für die Luftfahrtindustrie <i>A.-K. Wimmer, A. Salles & T. Müller</i>	115
Review of the List of Restricted Substances in EEE under RoHS <i>M. Tesar, M. Uhl, B. Karigl, S. Cladrowa, C. Hölzl, H. Reisinger, C. Neubauer & I. Offenthaler</i>	119

Regionale Abfallwirtschaft (13_)

Entsorgung von LVP und Metallverpackungsabfällen in Deutschland und Österreich – Ein (Öko-)Effizienzvergleich <i>K. Reh, M. Franke, H.-G. Baum & M. Faulstich</i>	125
Restmüllanalysen in der Steiermark <i>K. Harather, A. Buchner & V. Faist</i>	131
Re-Use Netzwerk Tirol: Ergebnisse aus Pilotaktivitäten 2013 <i>M. Meissner & C. Pladerer</i>	135

Mechanisch-biologische Behandlung (14_)

Auslaufmodell MBA? – Ein Situationsbericht aus der Steiermark <i>J. Mitterwallner & W. Himmel</i>	139
Energieeffizienz in mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen <i>E. Coskun, A. Feil, T. Pretz, L. Bruggmoser, M. Reiser & M. Kranert</i>	145
SolidWasteSim – Simulation of Solid Waste Treatment <i>B. Zwisele & C. Böhm</i>	151

Holzige Abfälle (15_)

Ersatzbrennstoffprodukte aus Holzabfällen – Neues Brennstoff potential für Biomasseheizwerke? <i>A.M. Ragoßnig, T. Schiano Lo Moriello & J. Maier</i>	157
Reststoffe der Papierindustrie: Ungenutzte Biomasse? <i>C. Dornack, F. Schütt & W. Dietz</i>	163

Lebensmittel im Abfall (16_)

Abfallvermeidung durch Lebensmittelweitergabe an soziale Einrichtungen <i>G. Bernhofer & C. Pladerer</i>	169
Analyzing Initiatives to Reduce Food Waste at Consumer Level in Styria <i>U. Gelbmann & M. Zimek</i>	175
Mindesthaltbarkeitsdatum als Ursache der Lebensmittelverschwendung?! <i>F. Vaak & S. Gäth</i>	181

Biogene Abfälle (17_)

Strategische Überlegungen zur Behandlung von biogenen Abfällen in Tirol <i>A. Bockreis, I. Schneider & W. Müller</i>	187
Rahmenbedingungen bei der Harmonisierung des Monitorings von Lebensmittelabfällen <i>F. Schneider, J. Gustavsson, K. Östergren, H. Bos-Brouwers, O.J. Hanssen & H. Moller</i>	193
Klebriger Abfall – Die Problematik von Kaugummiflecken im öffentlichen Raum <i>J. Schneider & S. Gäth</i>	199

Ressourceneffizienz (18_)

Strategische Herausforderungen auf dem Weg zur Ressourcenwirtschaft Entsorgungsbranche im Umbruch <i>J. Scheff & J. Gastrager</i>	205
Notwendige Treiber für Ressourceneffizienz in der Abfallwirtschaft <i>G. Schmidt & H. Klampfl-Pernold</i>	211
Muss die Abfallhierarchie entsorgt werden? <i>A. Bartl</i>	217
Weiterentwicklung EDM-Portal <i>R. Piller & C. Rudlstorfer</i>	223

Bewertungsmethoden (19_)

Nachhaltige Sanierung – Neue Bewertungsmethoden und Indikatoren <i>G. Döberl, M. Ortman, L. Rosén, Y. Volchko, J. Norrman & M. Bergknut</i>	229
Die Rolle der Abfallwirtschaft in der Ökobilanz unterschiedlicher Lebensstile – Treibhausgase, Energie- und Flächenbedarf <i>G. Jungmeier</i>	235
Klimabilanztool der kommunalen Abfallströme der Steiermark <i>T. Schwarz, K. Schopf, R. Pomberger, W. Himmel & A. Gössinger-Wieser</i>	241
Ökoeffizienzpotenziale bei Vergärung und Kompostierung von Bioabfällen <i>T. Pitschke, R. Peché & S. Kreibe</i>	247

ABFALLVERWERTUNG und RECYCLING

Elektroaltgeräte (21_)

Elektronikschrott: Setzen wir die richtigen Schwerpunkte? <i>S. Kreibe, T. Pitschke & R. Peche</i>	253
Ressourcenorientierte Aufbereitung von Elektroaltgeräten <i>J. Geiping & S. Flamme</i>	259
Dynamische Schwankungen in der Zusammensetzung sekundärer Erze <i>M. Ueberschaar & V.S. Rotter</i>	265
Erstmals Studie: Elektro(nik)-Schrott Recycling in einem ganzen Bundesland <i>R. Brüning, J. Wolf & M. Mattern</i>	271

Metallrecycling (22_)

Vorbereitung einer Metallmischfraktion für metallurgische Verwertungswege <i>S. Heinrichs, D. Rößmann, T. Pretz & C. Knepperger</i>	277
Recyclingkonzepte für Photovoltaikmodule <i>L. Benedek, S. Luidold & H. Antrekowitsch</i>	283
Steel Slag Asphalt: Preventing the Waste of a High Quality Resource <i>N. Jones</i>	289

In-Depth Characterization of Residual Fines by Digital Image Processing <i>M. Berwanger, D. Rüßmann & T. Pretz</i>	295
---	-----

Ersatzbrennstoffe 1 (23_)

Verbrennung als Verfahrensbestandteil von Recyclingsprozessen <i>K.J. Thomé-Kozmiensky & S. Thiel</i>	301
--	-----

Ersatzbrennstoffe: Mitverbrennung in Zement- und Kohlekraftwerken in Europa <i>D. Briese, A. Herden & A. Esper</i>	309
---	-----

Qualitätssicherung von Ersatzbrennstoffen für die Zementindustrie am Beispiel der Produktionsanlage ThermoTeam <i>R. Sarc, J. Adam & A. Curtis</i>	313
--	-----

Ersatzbrennstoffe 2 (24_)

Heavy Metals Flows Induced by Plastics Utilisation in the Blast Furnace Process <i>V. Trinkel, H. Rechberger, J. Fellner, N. Kieberger & T. Bürgler</i>	319
--	-----

Ersatzbrennstoffdosierung in der Zementindustrie <i>U. Pflaumann</i>	325
---	-----

Nahinfrarotgestützte Echtzeitanalytik für Ersatzbrennstoffe <i>P. Krämer & S. Flamme</i>	331
---	-----

Recyclingbaustoffe (25_)

Rohstoffgewinnung auf Industriestandorten <i>S. Kreuzwieser & S. Prentner</i>	337
--	-----

Ressourceneffizienz in der Eisen- und Stahlindustrie <i>J.I.R. Müller, W.A. Mayer & R. Deike</i>	341
---	-----

Effiziente Verwertung von Tunnelausbruch durch Einsatz neuer Technologien <i>H. Erben & R. Galler</i>	347
--	-----

Innovative Aufbereitungstechnologien (26_)

Einsatz eines Luftherdes zur trockenen Aufbereitung von bei der Verbundstoffaufbereitung anfallenden Feinfraktionen <i>H.A. Schwarz, H. Flachberger & H. Tröbinger</i>	353
--	-----

Rückgewinnung kritischer Metalle aus Spülwässern mittels Fe ⁽⁰⁾ <i>D. Höllen, L.-M. Krois, P. Müller, R. Mischitz, T. Olbrich & R. Olbrich</i>	357
--	-----

Elektrodynamische Fragmentierung – Innovatives Verbundmaterial-Recycling <i>F. Gehring, B. Niblick, C.P. Brandstetter, R. Graf, J.P. Lindner, S. Albrecht, V. Thome & S. Seifert</i>	361
---	-----

Recyclingtechnologien (27_)

Green Efficiency of Waste Treatment Machine <i>H. Leitner & C. Oberwinkler</i>	367
---	-----

Grünschnitt für die Torrefikation <i>M. Wellacher & R. Pomberger</i>	373
---	-----

Abfallpressen zur mechanischen Behandlung von Bioabfällen <i>A. Jank, W. Müller & A. Bockreis</i>	379
--	-----

MVA-Rückstände (28_)

Alternative Methoden zur Behandlung von Müllverbrennungsflugaschen <i>A. Purgar, J. Fellner, J. Lederer, H. Rechberger, D. Blasenbauer & F. Winter</i>	383
---	-----

In die Feuerung integrierte Behandlung von Rückständen aus Müllverbrennungsanlagen <i>R. Koralewska</i>	387
--	-----

Abtrennung und Verwertung von Glas aus Wirbelschicht-Bettasche <i>W. Hauer, H.-J. Zerz & H. Schöner</i>	393
--	-----

Hydrothermale Extraktion von Schwermetallen aus MVA-Rückständen <i>A. Günther, K.T. Fehr & M. John</i>	399
---	-----

Asche als Rohstoff (29_)

Grundlagen und Empfehlungen für eine bayerische Phosphorstrategie <i>S. Wiesgickl, M. Mocker & F. Stenzel</i>	405
--	-----

Recovery of Phosphorus from Sewage Sludge Ashes with the RecoPhos Process <i>A. Schönberg, K. Samiei, H. Kern & H. Raupenstrauch</i>	411
---	-----

Kreislaufführung von Holzaschen - Verwertung im alpinen Wald <i>M. Fernández-Delgado Juárez, M.E. Ortner, H. Insam & A. Knapp</i>	415
--	-----

Gewinnung von Metallen aus Klärschlamm und MV-Schlacken mittels hyperakkumulierender Pflanzen <i>H. Gattringer, J. Kissler & M. Iordanopoulos-Kisser</i>	419
---	-----

DEPONIETECHNIK und ATTLASTEN

Spezielle mineralische Abfälle (31_)

Kreislaufführung von SEE-haltigen Polierschlämmen <i>G. Winkler, S. Hiden, W. Hermann, R. Schwaninger, R. Pomberger & K.-P. Sedlazeck</i>	425
--	-----

Verwendung von Bohrloch-Cuttings als Füllstoff in Kunststoffen <i>C. Holzer, A. Witschnigg, S. Laske, D. Kowalczyk, H. Hofstätter & K. Schulze</i>	431
---	-----

Material Flow Analysis of specific nanomaterials in C&D waste in Japan <i>S. Suzuki, F. Part & M. Huber-Humer</i>	435
--	-----

Investigations on the Processability of Spent MgO-C Refractories <i>S. Strubel, H. Flachberger & R. Nilica</i>	439
---	-----

Deponiegas (32_)

Sicherheitsrisiko Deponiegas – Gefährdungspotential und Abwehrmaßnahmen <i>R. Prantl, G. Kreitner & K. Schloffer</i>	445
---	-----

Innovatives Monitoringtool zur Emissionsbewertung <i>M. Hrad, M. Huber-Humer & M. Piringer</i>	451
---	-----

Einsatz von Stirlingmotoren zur Deponiegasverstromung <i>A. Seyfert</i>	457
Eliminierung von H ₂ S aus Biogas unter Verwendung von Aschen <i>P. Mostbauer, A. Knapp & H. Insam</i>	463
Deponietechnik und -betrieb (33_)	
Anwendung von Unmanned Aerial Vehicle Technologien bei der Planung und Bewirtschaftung von Deponien <i>J. Novak, D. Söderlindh, M. Ragossnig-Angst & A.M. Ragossnig</i>	469
Wasserhaushalt einer geschichteten mineralischen Deponieabdeckung <i>S. Beck-Broichsitter, H. Fleige & R. Horn</i>	475
Nachweis und Kontrolle von Geokunststoffen gemäß DVO und ÖN S 2082 <i>O. Syllwasschy & K. Luiskandl</i>	479
Innovative Verfahren (34_)	
Verformungsuntersuchungen der Deponie Rautenweg mittels 3D-FE-Modellierung <i>P.-A. von Wolfersdorff, T. Sembdner & Karl Reiselhuber</i>	485
Deponierung umweltrelevanter Schlämme in geosynthetischen Schläuchen <i>H. Geißler, H. Lassnig & M. Wilke</i>	491
Extrazelluläre Elektronen-shuttles zur Anaeroben Oxidation von Teerölschadstoffen <i>K.E. Scherr & M. Nahold</i>	497
Nachsorge (35_)	
In-situ Aerobisierung: Erfolgsnachweis nach 5 Jahren Deponiebelüftung <i>M. Huber-Humer, M. Hrad & S. Lenz</i>	503
Belüftung der Deponie Pill; Wirkungen auf die Grundwasserbelastung <i>K. Finsterwalder</i>	509
Kohlenstoffsinke Deponie - Restkohlenstoffgehalt nach Aerobisierung <i>E. Binner, A. Pukhnyuk & M. Huber-Humer</i>	515
Fallbeispiele Altlastensanierung Österreich (36_)	
LNAPL/DNAPL Phasenabschöpfung Altlast O76 „Kokerei Linz“ <i>C. Angermayer, G. Gnjezda & A. Schönberg</i>	521
Kombinierte hydraulische und mikrobiologische in situ Sanierung am Hbf Wien <i>J. Engel, B.T. Bogolte & H.P. Weiss</i>	527
Altlast Gerbereideponie Schmidt, Weiz – Räumung geruchsbelasteter Abfälle <i>H. Kraiger</i>	533
Fallbeispiele Altlastensanierung International (37_)	
Bonfol: Umfassender Umweltschutz während der aufwändigen Deponiesanierung <i>D. Kurc</i>	537

Biologische Stabilisierung der Deponie Teuftal (CH) <i>M. Ritzkowski</i>	543
---	-----

Long-Term Efficiency of Gentle Soil Remediation - The GREENLAND Project <i>M. Puschenreiter, M. Mench, V. Bert, J. Kumpiene, P. Kidd & A. Cundy</i>	549
--	-----

Landfill Mining 1 (38_)

Relevante Emissionen beim Deponierückbau <i>G. Rettenberger</i>	555
--	-----

Tailings of Mining and Processing as Alternative Raw Material Repository <i>T. Zeller, A. Bachmann & A. Sauter</i>	559
---	-----

In-situ Sanierungsmethoden bergbaulich beeinflusster Standorte <i>W. Friesl-Hanl, P. Kidd & G. Siebelec</i>	565
--	-----

Lebenszyklus der Mülldeponie Leoben - 25 Jahre Betrieb -100 Jahre Nachsorge? <i>A. Krenn</i>	569
---	-----

Landfill Mining 2 (39_)

Road-Map Rohstoffe aus Deponien - Erstellung eines Rohstoffkatasters <i>J. Nispel & S. Gäth</i>	573
--	-----

Landfill Mining – Case Study: Rohstoffpotential einer steirischen Massenabfalldeponien <i>T. Wolfsberger, D. Höllen, R. Sarc, R. Pomberger & A. Zöschner</i>	579
---	-----

Two Case Studies on Landfill Mining: Kössen (Austria), Bishkek (Kyrgyzstan) <i>M. Steiner, M. Fuchs & M. Rottler</i>	585
---	-----

Multikriterielle Bewertung von Landfill Mining Projekten <i>R. Hermann, S. Vorbach & H. Wipfler</i>	587
--	-----

SONDERSESSIONS

Rohstoffliche Verwertungsverfahren (41_)

Stoffliches Recycling Polyolefinreicher Kunststofffraktionen <i>M. Lehner, M. Bauer & W. Hofer</i>	593
---	-----

Waste2Go – innovatives Müll-Recycling zur Generierung von Chemikalien <i>F. Gehring, M. Illner, C.P. Brandstetter, S. Albrecht & J. Kearney</i>	599
--	-----

Mikrowellen-assistierter Organsolv-Aufschluss biogener Reststoffe <i>G. Weißbach, H. Müller & M. Nelles</i>	603
--	-----

Energetische Verwertung von biogenen Abfällen und Reststoffen in Deutschland <i>M. Nelles & A. Schüch</i>	609
--	-----

Utilization of Treated Solid Waste Combustion Residues in Reconstruction and Vertical Air Space Extension of Landfills <i>K.E. Lorber</i>	615
--	-----

Methods and Technologies for Remediation of Soil and Groundwater at Contaminated Sites <i>K.E. Lorber</i>	621
--	-----

POSTER

ABFALLWIRTSCHAFT

Concept of the Future Waste as an Embedded One in the Resource Management <i>E. Khamidullina</i>	629
OREG Optimales Ressourcenmanagement von Elektrogeräten <i>M. Merstallinger, M. Dos Santos & S. Eisenriegler</i>	633
Versorgungskritische Metalle: Verluste und ihre Vermeidung <i>S. Kreibe & M. Bokelmann</i>	637
Künstliche Mineralfasern – Ein Gesundheits- und Entsorgungsproblem? <i>M. Seidi</i>	639
Klimarelevanz der kommunalen Wiener Abfallwirtschaft <i>C. Rolland, M. Seidi & J. Kuczewski-Poray</i>	643
Elektro(nik)geräte - Eine erste Mengenanalyse von Onlinemarktplätzen <i>R. Brüning & K. Antkowiak</i>	647
Lebensmittelabfälle aus privaten Haushalten in Österreich – Status quo <i>S. Lebersorger & F. Schneider</i>	651
Methoden zur ökonomischen Bewertung des Abfallmanagements <i>C. Gallien & S. Leichtenmüller</i>	653
An Analytical Framework for a Regional sLCA Goal System: Application in a Wood-Based Bioeconomy Region in Germany <i>A. Siebert & A. Bezama</i>	657
Entwicklungstreiber für die Modellierung der Altholzkaskade bis 2050 <i>J. Hildebrandt & A. Bezama</i>	661

ABFALLVERWERTUNG und RECYCLING

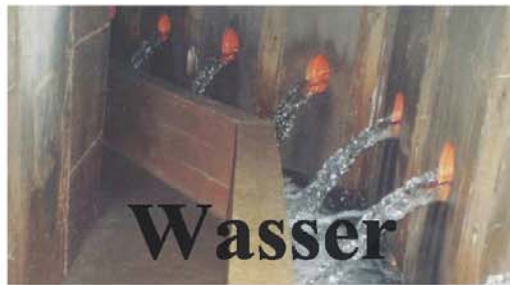
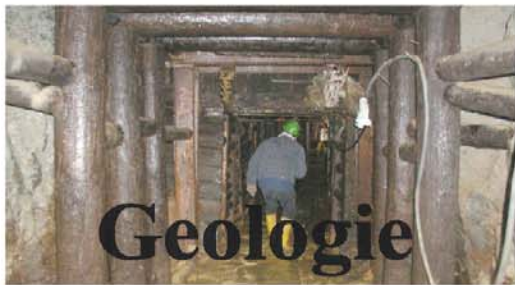
Methan als Speicher für erneuerbare Energien und zur CO ₂ -Verwertung <i>P. Biegger, A.H. Felder & M. Lehner</i>	665
Industrielle Produktion von Biomasse und Kraftstoffen aus Mikroalgen <i>M. Ellersdorfer</i>	669
Extraction of Heavy Metals from MSWI Fly Ash <i>G. Weibel, U. Eggenberger & U. Mäder</i>	673
The Properties of Vermicomposts Made from Biowaste <i>V. Dirner, B. Lycková & R. Kucerová</i>	677
Verwertung von Sekundärschlamm (ÜSS) mittels hydrothormaler Karbonisierung <i>B. Hupfaut, A. Dumfort, M. Koch, M. Rupprich & A. Bockreis</i>	681
Bewertungsmodell zur Metallgewinnung aus Verbrennungsrückständen <i>P. Hense, J. Matyschik & S. Kroop</i>	685

Influencing Factors for the Use of By-Products in the Construction Industry <i>M.M.C. Fritz</i>	689
Planning Concepts to Integrate Primary and Secondary Aggregates <i>G. Tiess & D. Shields</i>	693
Resource Recovery from Excess Processwater of MBT Plants <i>D. Weichgrebe, P. Stopp & E. Voß</i>	697
RecoPhos: Phosphoric Acid from Sewage Sludge Ash – Results of Preliminary Experiments <i>F. Naji, M. Kranert & G.L. González Quintero</i>	701

DEPONIETECHNIK und ATTLASTEN

Umwelttechnische Voraussetzungen für die regionale Baulandwidmung von Altablagerungen <i>E. Huter</i>	705
Heavy Metal Concentrations Found in the Abandoned Mining Site: Kruvashan <i>E.B. Özkaraova Güngör & U. Konanc</i>	709
Integrierte Bewertung der Umweltauswirkungen von Deponie in Irkutsk <i>O. Ulanova & N. Kopteva</i>	713
Elektronische Nasen zur Steuerung von Dosieranlagen in der Kanalisation <i>S.M. Giebel</i>	717
Vor-Ort-Messung des DOC mittels elektrometrischem Verfahren <i>A. Aldrian, K. Pfandl & M. Schelch</i>	721
Implementation of GIS-Assisted Landfill Site Selection – Experiences from Turkey <i>H. Sarptas</i>	725
Sanierung eines mit Pflanzenschutzmitteln belasteten Grundwasserkörpers <i>E. Pock, O. Mann, K. Wruss & W. Wruss</i>	729
Isotopenanwendungen für Monitoring von Altablagerungen und Deponien <i>S. Lenz, E. Binner, M. Huber-Humer, B. Wimmer, A. Watzinger & T.G. Reichenauer</i>	733
Entwicklung eines systemdynamischen Modells des globalen Phosphorsystems und der Potentiale für P-Recycling <i>P. Steverding & J. Nispel</i>	735
Estimation of Landfill Gas Energy Potential for Izmir Harmandali Landfill Site <i>H. Sarptas & E. Erdin</i>	739
Construction and Demolition (C&D) Waste Problem in Turkey <i>H. Sarptas & E. Erdin</i>	743

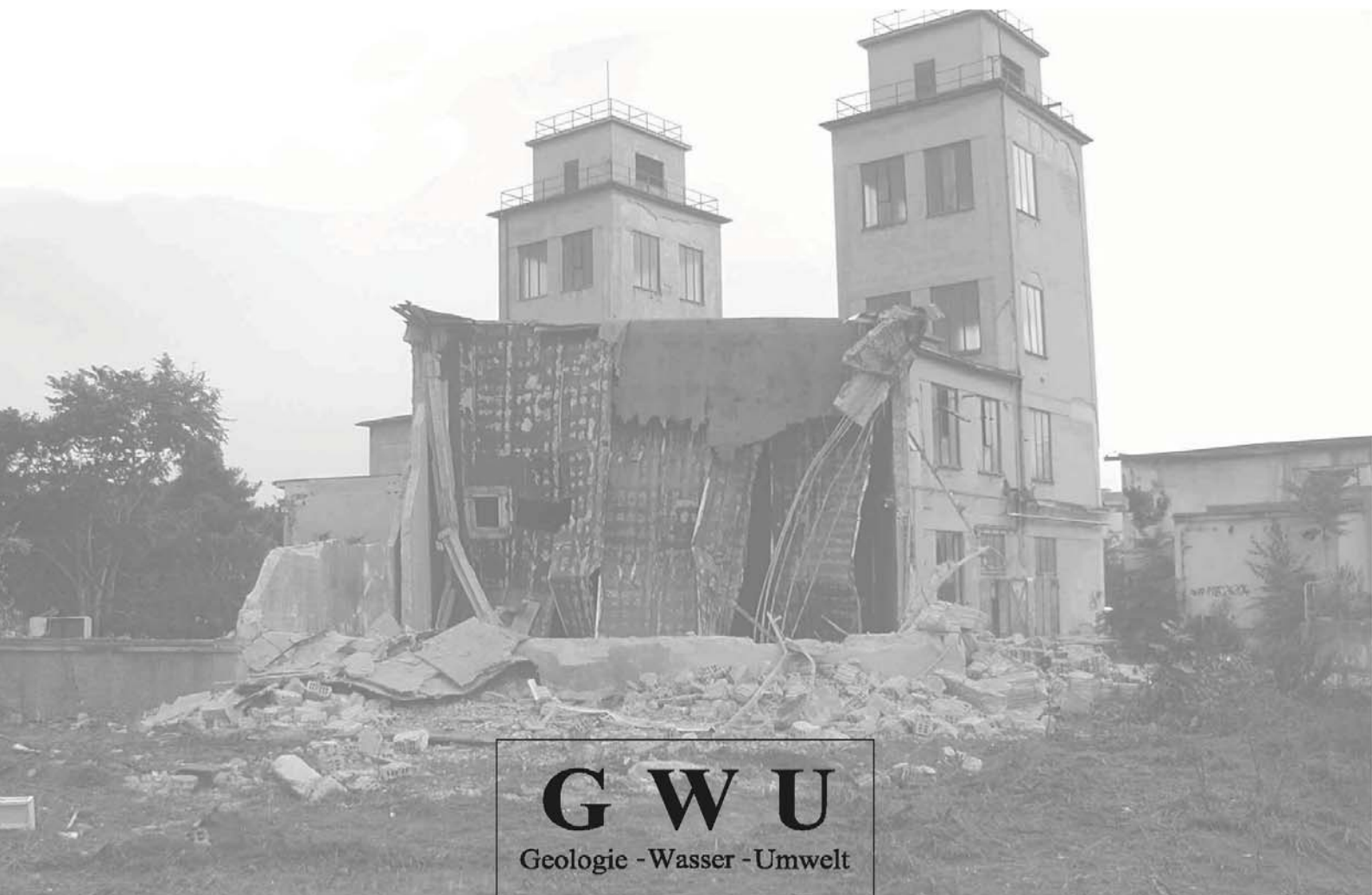
Kompetenz in ...



Geologische Dokumentation und Beratung, Kartierung, Baugrunderkundung, Bohrbetreuung, Geologische Gutachten für alle Planungsphasen, Naturgefahrenbewertung, ...

Wasserwirtschaftliche Beweissicherung, Hydrogeologische Gutachten, Planungen für Trinkwasserver- und Abwasserentsorgung, wasserrechtliche Bauaufsicht, Baustellenkoordination, ...

Abfall- und Aushubbeurteilung, Umwelttechnische Bauüberwachung, Verdachtsflächenerkundung, Altlastensanierung, Grundstücksbewertung, Deponieplanung und -aufsicht, Umweltverträglichkeitserklärung (UVE), ...



GWU GEOLOGIE-WASSER-UMWELT GMBH
INGENIEURBÜRO FÜR GEOLOGIE,
KULTURTECHNIK UND WASSERWIRTSCHAFT

English Abstracts

PLENARY SESSION PRESENTATION

Gold Diggers, Knackers, Dustmen and Strutters – How People Used to Deal With Their Rubbish <i>R. Girtler</i>	749
Waste Management – Key Element for Developing a Sustainable Anthropogenic Metabolism <i>P.H. Brunner</i>	750
Zero Waste... End or Future of Waste Management? <i>R. Mittermayr, H. Klampfl-Pernold & S. Siegl</i>	751
Slags - Risk or Chance? <i>R. Pomberger & D. Höllen</i>	752

WASTE MANAGEMENT

Legal Aspects (11_)

Waste vs. Byproduct – An Austrian Story <i>M. Eisenberger</i>	753
List of Waste – What is Next? <i>P. Hodecek</i>	754
The Amendment of Austrian Landfill Ordinance 2008 - Acceptance Criteria Procedures 2.0 <i>R. Starke</i>	755
The New Austrian Ordinance on Recycling of Aggregates – Status Report <i>J. Kraus</i>	756

Ecodesign (12_)

Sustainable Product Design and Recycling Optimization of Innovative Lightweight Technologies <i>J.-P. Schöggel, R.J. Baumgartner & D. Hofer</i>	757
Evaluating Recyclability and Resource Potential of Deconstructing Notebook Computers <i>S. Gäth</i>	758
Development of an Ecodesign Tool for the Aircraft Industry <i>A.-K. Wimmer, A. Salles & T. Müller</i>	759
Review of the List of Restricted Substances in EEE under RoHS <i>M. Tesar, M. Uhl, B. Karigl, S. Cladrowa, C. Hölzl, H. Reisinger, C. Neubauer & I. Offenthaler</i>	760

Regional Waste Management (13_)

Disposal of Lightweight and Metal Packaging Waste in Germany and Austria – A Comparison of Eco-Efficiency <i>K. Reh, M. Franke, H.-G. Baum & M. Faulstich</i>	761
Residual Waste Analyses in Styria <i>K. Harather, A. Buchner & V. Faist</i>	762
Re-Use Tirol: Results from Pilot Activities in 2013 <i>M. Meissner & C. Pladerer</i>	763

Mechanical-Biological Treatment (14_)

A Situation Report about MBT in Styria <i>J. Mitterwallner & W. Himmel</i>	764
Energy Efficiency in Mechanical Biological Treatment Plants <i>E. Coskun, A. Feil, T. Pretz, L. Bruggmoser, M. Reiser & M. Kranert</i>	765
SolidWasteSim – Simulation of Solid Waste Treatment <i>B. Zwisele & C. Böhm</i>	766

Woody Wastee (15_)

Fuel Products from Wood Waste – A New Source of Fuels for Biomass-Combustion Plants? <i>A.M. Ragoßnig, T. Schiano Lo Moriello & J. Maier</i>	767
Residues from the Paper Industry: Untapped Biomass? <i>C. Dornack, F. Schütt & W. Dietz</i>	768

Food Waste (16_)

Food Waste Prevention by Passing on Surplus Food to People in Need <i>G. Bernhofer & C. Pladerer</i>	769
Analyzing Initiatives to Reduce Food Waste at Consumer Level in Styria <i>U. Gelbmann & M. Zimek</i>	770
Best-Before-Date – Reason for the Mass of Food Waste?! <i>F. Vaak & S. Gäth</i>	771

Biogenic Waste (17_)

Strategic Reflection on the Treatment of Biogenic Waste in Tyrol <i>A. Bockreis, I. Schneider & W. Müller</i>	772
Framework Requirements for Harmonising Food Waste Monitoring <i>F. Schneider, J. Gustavsson, K. Östergren, H. Bos-Brouwers, O.J. Hanssen & H. Moller</i>	773
Sticky Waste – The Problem of Chewing Gum Litter in Open Public Areas <i>J. Schneider & S. Gäth</i>	774

Resource Efficiency (18_)

Strategic Challenges for the Development of a Sustainable Resource Management <i>J. Scheff & J. Gastrager</i>	775
--	-----

Required Drivers for Resource Efficiency in Waste Management <i>G. Schmidt & H. Klampfl-Pernold</i>	776
Needs the Waste Hierarchy to be Disposed? <i>A. Bartl</i>	777
Advancement of the EDM Portal <i>R. Piller & C. Rudlstorfer</i>	778
Assessment Methods (19_)	
Sustainable Remediation – New Methods and Indicators <i>G. Döberl, M. Ortmann, L. Rosén, Y. Volchko, J. Norrman & M. Bergknut</i>	779
The Role of the Waste Management Sector in the Eco Balance of Different Life Styles – Greenhouse Gases, Energy, Area Demand <i>G. Jungmeier</i>	780
Carbon Footprint Tool for Municipal Waste Management in Styria <i>T. Schwarz, K. Schopf, R. Pomberger, W. Himmel & A. Gössinger-Wieser</i>	781
Eco-Efficiency Potential for Anaerobic Digestion and Composting of Biowaste <i>T. Pitschke, R. Peché & S. Kreibe</i>	782

WASTE PROCESSING and RECYCLING

WEEE (21_)

Electronic Scrap: Do We Set the Right Priorities? <i>S. Kreibe, T. Pitschke & R. Peche</i>	783
Resource-Oriented Recycling of Electrical and Electronic Equipment <i>J. Geiping & S. Flamme</i>	784
Summary for Paper “Dynamic Variation of Material Composition of Secondary Ores“ <i>M. Ueberschaar & V.S. Rotter</i>	785
Investigated for the First Time: The Recycling Chain of Waste Electrical and Electronic Equipment in an Entire German State <i>R. Brüning, J. Wolf & M. Mattern</i>	786

Metal Recycling (22_)

Preparation of a Mixed nf-Metal Fraction for Metallurgical Recovery <i>S. Heinrichs, D. Rießmann, T. Pretz & C. Knepperger</i>	787
Recycling Concepts for Photovoltaic Modules <i>L. Benedek, S. Luidold & H. Antrekowitsch</i>	788
Steel Slag Asphalt: Preventing the Waste of a High Quality Resource <i>N. Jones</i>	789
In-Depth Characterization of Residual Fines by Digital Image Processing <i>M. Berwanger, D. Rießmann & T. Pretz</i>	790

Refused Derived Fuels 1 (23_)

Incineration as Element of Recycling Processes <i>K.J. Thomé-Kozmiensky & S. Thiel</i>	791
Substitute Fuels: Co-Incineration in Cement Works and Coal-Fired Power Plants in Europe <i>D. Briese, A. Herden & A. Esper</i>	792
Quality Assurance of SRF for Cement Industry on the Example of the SRF-production Plant ThermoTeam <i>R. Sarc, J. Adam & A. Curtis</i>	793

Refused Derived Fuels 2 (24_)

Heavy Metals Flows Induced by Plastics Utilisation in the Blast Furnace Process <i>V. Trinkel, H. Rechberger, J. Fellner, N. Kieberger & T. Bürgler</i>	794
Feeding of Refused Derived Fuels in the Cement Industry <i>U. Pflaumann</i>	795
Real-Time Analysis of Solid Recovered Fuels through Near-Infrared-Technology <i>P. Krämer & S. Flamme</i>	796

Recycled Construction Materials (25_)

Primary Gravel Production at Industrial Locations <i>S. Kreuzwieser & S. Prentner</i>	797
Resource Efficiency in the German Steel Industry <i>J.I.R. Müller, W.A. Mayer & R. Deike</i>	798
Efficient Re-use of Tunnel Excavation Material by Using New Technologies <i>H. Erben & R. Galler</i>	799

Innovative Recycling Technologies (26_)

Use of a Pneumatic Table for Reprocessing of Fine-Fractions Out of Metal-Composite Scrap Milling <i>H.A. Schwarz, H. Flachberger & H. Tröbinger</i>	800
Recovery of Critical Metals from Rinsing Water by Zero-Valent Iron <i>D. Höllen, L.-M. Krois, P. Müller, R. Mischitz, T. Olbrich & R. Olbrich</i>	801
Electrodynamic Fragmentation: An Innovative Recycling Technology for Composite Materials <i>F. Gehring, B. Niblick, C.P. Brandstetter, R. Graf, J.P. Lindner, S. Albrecht, V. Thome & S. Seifert</i>	802

Recycling Technologies (27_)

Green Efficiency of Waste Treatment Machines <i>H. Leitner & C. Oberwinkler</i>	803
Yard Waste for Torrefaction <i>M. Wellacher & R. Pomberger</i>	804
Waste Press for the Mechanical Treatment of Organic Waste <i>A. Jank, W. Müller & A. Bockreis</i>	805

Incineration Slag (28_)

Alternative Treatment Methods for Municipal Solid Waste Incineration Fly Ash <i>A. Purgar, J. Fellner, J. Lederer, H. Rechberger, D. Blasenbauer & F. Winter</i>	806
Combustion-Integrated Treatment of Residues from WtE Plants <i>R. Koralewska</i>	807
Selection and Recycling/Recovery of Glass from Fluidized Bed Bottom Ash <i>W. Hauer, H.-J. Zerz & H. Schöner</i>	808
Hydrothermal Solution of Heavy Metals from MSWI Fly Ashes <i>A. Günther, K.T. Fehr & M. John</i>	809

Ashes from Incineration as Raw Material (29_)

Basics and Recommendations for a Bavarian Phosphorus Strategy <i>S. Wiesgickl, M. Mocker & F. Stenzel</i>	810
Recovery of Phosphorus from Sewage Sludge Ashes with the RecoPhos Process <i>A. Schönberg, K. Samiei, H. Kern & H. Raupenstrauch</i>	811
Closing the Cycle with Wood Ash: Nutrient Utilization in Alpine Forests <i>M. Fernández-Delgado Juárez, M.E. Ortner, H. Insam & A. Knapp</i>	812
Recovery of Metals from Sewage Sludges and Incineration Ashes by Means of Hyper-accumulating Plants <i>H. Gattringer, J. Kissler & M. Iordanopoulos-Kisser</i>	813

LANDFILL TECHNOLOGY and SITE REMEDIATION

Certain Mineral Wastes (31_)

Recycling of REE-Containing Polishing Sludge <i>G. Winkler, S. Hiden, W. Hermann, R. Schwaninger, R. Pomberger & K.-P. Sedlazeck</i>	814
Use of Cuttings as Filler in Polymers <i>C. Holzer, A. Witschnigg, S. Laske, D. Kowalczyk, H. Hofstätter & K. Schulze</i>	815
Material Flow Analysis of Specific Nanomaterials in C&D Waste in Japan <i>S. Suzuki, F. Part & M. Huber-Humer</i>	816
Investigations on the Processability of Spent MgO-C Refractories <i>S. Strubel, H. Flachberger & R. Nilica</i>	817

Landfill Gas (32_)

Security Risk of Landfill Gas - Hazard Potential and Defensive Measures <i>R. Prantl, G. Kreitner & K. Schloffer</i>	818
Innovative Monitoring Tool for Emission Evaluation <i>M. Hrad, M. Huber-Humer & M. Piringer</i>	819
CHP-Units with Stirling Engines for Landfill Gas Utilization <i>A. Seyfert</i>	820

Removal of H ₂ S from Biogas with the Use of Ashes <i>P. Mostbauer, A. Knapp & H. Insam</i>	821
---	-----

Landfill Technology and Operation (33_)

Application of Unmanned Aerial Vehicle Technologies in Design and Operation of Landfills <i>J. Novak, D. Söderlindh, M. Ragossnig-Angst & A.M. Ragossnig</i>	822
---	-----

Water Balance of Layered Mineral Landfill Cover <i>S. Beck-Broichsitter, H. Fleige & R. Horn</i>	823
---	-----

Verification and Control of Geotextiles According to DVO and ÖN S 2082 <i>O. Syllwasschy & K. Luiskandl</i>	824
--	-----

Innovative Technologies (34_)

Deformation Analysis of the Landfill “Rautenweg“ Using 3D Finite Element Modelling <i>P.-A. von Wolffersdorff, T. Sembdner & Karl Reiselhuber</i>	825
--	-----

Lodgment of Polluted Sludge in Geosynthetical Tubes <i>H. Geißler, H. Lassnig & M. Wilke</i>	826
---	-----

Extracellular Electron Shuttles for the Anaerobic Oxidation of Tar Oil Contaminants <i>K.E. Scherr & M. Nahold</i>	827
---	-----

Aftercare (35_)

In-Situ Aeration: Performance Control After 5 Years on a Municipal Solid Waste Landfill <i>M. Huber-Humer, M. Hrad & S. Lenz</i>	828
---	-----

Aeration of the Landfill Pill; Effects on Groundwater Contamination <i>K. Finsterwalder</i>	829
--	-----

MBT-Landfill as Carbon Sink – Expected Carbon Content after Aeration <i>E. Binner, A. Pukhnyuk & M. Huber-Humer</i>	830
--	-----

Case Studies Site Remediation Austria (36_)

LNAPL/DNAPL Phase Skimming on the Contaminated Site „Kokerei Linz“ <i>C. Angermayer, G. Gnjezda & A. Schönberg</i>	831
---	-----

Combined Hydraulic and Microbiological In-Situ Remediation on Vienna Central Station <i>J. Engel, B.T. Bogolte & H.P. Weiss</i>	832
--	-----

Former Tannery Waste Disposal Site – Excavation of Intense Odour Waste <i>H. Kraiger</i>	833
---	-----

Case Studies Site Remediation Austria International (37_)

An Extensive Environmental Protection Program During the Bonfol Landfill Remediation <i>D. Kurc</i>	834
--	-----

Biological Stabilization of the Teuftal Landfill in Switzerland <i>M. Ritzkowski</i>	835
---	-----

Long-Term Efficiency of Gentle Soil Remediation - The GREENLAND Project <i>M. Puschenreiter, M. Mench, V. Bert, J. Kumpiene, P. Kidd & A. Cundy</i>	836
--	-----

Landfill Mining 1 (38_)

Relevant Emissions During Landfill Mining Processes <i>G. Rettenberger</i>	837
Tailings of Mining and Processing as Alternative Raw Material Repository <i>T. Zeller, A. Bachmann & A. Sauter</i>	838
In Situ Remediation of Pb/Zn Contaminated Sites Influenced by Mining and Processing <i>W. Friesl-Hanl, P. Kidd & G. Siebelec</i>	839
Life History of the Leoben Waste Landfill Site - Twentyfive Years of Operation – Hundred Years of Sustainability <i>A. Krenn</i>	840

Landfill Mining 2 (39_)

RoadMap - Mapping in Case of Landfill Mining <i>J. Nispel & S. Gäth</i>	841
Landfill Mining – Case Study: Resource Potential of a Styrian Sanitary Landfill Site <i>T. Wolfsberger, D. Höllen, R. Sarc, R. Pomberger & A. Zöcher</i>	842
Two Case Studies on Landfill Mining: Kössen (Austria), Bishkek (Kyrgyzstan) <i>M. Steiner, M. Fuchs & M. Rottler</i>	843
Multi-Criteria Assessment of Landfill Mining Projects <i>R. Hermann, S. Vorbach & H. Wipfler</i>	844

SPECIAL SESSION

Recycling Processes for Minerals (41_)

Material Recycling of Polyolefin-Rich Plastic Fractions <i>M. Lehner, M. Bauer & W. Hofer</i>	845
Waste2Go – Innovative MSW-Recycling for Production of Chemical Substances <i>F. Gehring, M. Illner, C.P. Brandstetter, S. Albrecht & J. Kearney</i>	846
Microwave-Assisted Organsolv-Pretreatment of Biological Residues <i>G. Weißbach, H. Müller & M. Nelles</i>	847
Energetic Utilization of Organic Waste and Residuals in Germany <i>M. Nelles & A. Schüch</i>	848
Utilization of Treated Solid Waste Combustion Residues in Reconstruction and Vertical Air Space Extension of Landfills <i>K.E. Lorber</i>	849
Methods and Technologies for Remediation of Soil and Groundwater at Contaminated Sites <i>K.E. Lorber</i>	850

POSTER

WASTE MANAGEMENT

Concept of the Future Waste as an Embedded One in the Resource Management <i>E. Khamidullina</i>	851
OREG Optimal Resource Management of Electric and Electronic Devices <i>M. Merstallinger, M. Dos Santos & S. Eisenriegler</i>	852
Critical Raw Materials: Losses and How to Avoid Them <i>S. Kreibe & M. Bokelmann</i>	853
Artificial Mineral Fibres – A Health Hazard and Disposal Issue? <i>M. Seidi</i>	854
The Climatic Impact of Municipal Waste Management in Vienna <i>C. Rolland, M. Seidi & J. Kuczewski-Poray</i>	855
Electric and Electronic Equipment – A First Quantitative Mass Analysis of Online Markets <i>R. Brüning & K. Antkowiak</i>	856
Food Waste from Private Households in Austria – Status Quo <i>S. Lebersorger & F. Schneider</i>	857
Methods for Economic Assessment of Corporate Waste Management <i>C. Gallien & S. Leichtenmüller</i>	858
An Analytical Framework for a Regional sLCA Goal System: Application in a Wood-Based Bioeconomy in Germany <i>A. Siebert & A. Bezama</i>	859
Scenario-Drivers for Modelling the Waste Wood Cascade Until 2050 <i>J. Hildebrandt & A. Bezama</i>	860

WASTE PROCESSING and RECYCLING

Methane as Storage Medium for Renewable Energies and for CO ₂ Utilization <i>P. Biegger, A.H. Felder & M. Lehner</i>	861
Industrial Production and Utilisation of Biomass and Bio-Fuels from Microalgae <i>M. Ellersdorfer</i>	862
Extraction of Heavy Metals from MSWI Fly Ash <i>G. Weibel, U. Eggenberger & U. Mäder</i>	863
The Properties of Vermicomposts Made from Biowaste <i>V. Dirner, B. Lycková & R. Kucerová</i>	864
Treatment of Secondary Sludge (SS) by Using Hydrothermal Carbonization <i>B. Hupfaut, A. Dumfort, M. Koch, M. Rupprich & A. Bockreis</i>	865
Assessment-Model for Metal-Recycling from Residues of Thermal Treatment <i>P. Hense, J. Matyschik & S. Kroop</i>	866

Influencing Factors for the Use of By-Products in the Construction Industry <i>M.M.C. Fritz</i>	867
Planning Concepts to Integrate Primary and Secondary Aggregates <i>G. Tiess & D. Shields</i>	868
Resource Recovery from Excess Processwater of MBT Plants <i>D. Weichgrebe, P. Stopp & E. Voß</i>	869
RecoPhos: Phosphoric Acid from Sewage Sludge Ash – Results of Preliminary Experiments <i>F. Naji, M. Kranert & G.L. González Quintero</i>	870

LANDFILL TECHNOLOGY and SITE REMEDIATION

Environmental Assessment for Redeveloping Former Small Municipal Landfill Sites <i>E. Huter</i>	871
Heavy Metal Concentrations Found in the Abandoned Mining Site: Kruvashan <i>E.B. Özkaraova Güngör & U. Konanc</i>	872
Integrated Assessment of the Environmental Impact of Landfill in Irkutsk <i>O. Ulanova & N. Kopteva</i>	873
Electronic Noses for Controll a Dosing System <i>S.M. Giebel & Frechen</i>	874
On-Site-Determination of DOC Using an Electrometric Method <i>A. Aldrian, K. Pfandl & M. Schelch</i>	875
Implementation of GIS-Assisted Landfill Site Selection – Experiences from Turkey <i>H. Sarptas</i>	876
Remediation of a Pesticide Contaminated Ground Water Site <i>E. Pock, O. Mann, K. Wruss & W. Wruss</i>	877
Isotope and FTIR Analysis for Monitoring Abandoned and Operating Landfills <i>S. Lenz, E. Binner, M. Huber-Humer, B. Wimmer, A. Watzinger & T.G. Reichenauer</i>	878
Development of a System Dynamics Model of the Global Phosphorus System and Potentials for P-Recycling <i>P. Steverding & J. Nispel</i>	879
Estimation of Landfill Gas Energy Potential for Izmir Harmandali Landfill Site <i>H. Sarptas & E. Erdin</i>	880
Construction and Demolition (C&D) Waste Problem in Turkey <i>H. Sarptas & E. Erdin</i>	881

Plenarvorträge

Goldgräber, Abdecker, Müllkutscher und Strotter - Der frühe Umgang mit dem Müll

R. Girtler

Universität Wien, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Gedanken vor ab – Kulturwissenschaft und Abfall

Zum menschlichen Kulturschaffen gehört auch der Abfall. Der Mensch produziert Abfall, wenn er den Boden bebaut, Tiere züchtet, Maschinen herstellt, Kunst schafft, etc.

Archäologen, Ökologen, Politiker, Juristen, Wirtschaftsunternehmer, Historiker, Technologen, Soziologen und Ethnologen haben alle irgendwie mit Abfall zu tun. Der Müll vermag Auskunft über den Lebensstandard von Menschen und überhaupt über deren Alltagsleben zu geben. Bei Müll handelt es sich – sehr allgemein gesagt - um Überreste menschlichen Schaffens.

Die bekannteste kulturwissenschaftliche Untersuchung zum Thema Müll und Abfallwirtschaft ist das sog. „Tucson Garbage Project“, welches der amerikanische Anthropologe und Archäologe William Rathje, im Jahre 1973 in Tucson im US-Staat Arizona durchführte. Das Projekt geht auf die Idee von zwei Archäologie-Studenten zurück, die aus dem Müll Informationen über die Lebensweise der gegenwärtigen Kultur erarbeiten wollten. Sie stellten fest, dass die Angaben bei Bevölkerungsumfragen, die zum Thema Gesundheitsverhalten und zur Ernährung der US-Amerikaner gemacht wurden, nicht identisch waren mit der vom Forschungsteam vorgefundenen „Müllsituation“. Diese widerlegte die allgemeine Meinung, die meisten Bürger würden sich gesund und abwechslungsreich ernähren. So z.B. trinken amerikanische Bürger nach den im Müll gefundenen Bierdosen weit mehr (etwa 60 % mehr) als sie in Befragungen angaben.

Mit diesem Hinweis will ich andeuten, dass die Beschäftigung mit dem Müll nicht nur unerhört spannend sein kann, sondern auch viel über menschliches Kulturschaffen auszusagen vermag. Vor allem interessiert dabei herauszufinden, wie Menschen in den verschiedenen Kulturen versucht haben bzw. versuchen, ihren Müll verschwinden zu lassen oder ihn nutzbringend einzusetzen.

1 DER UMGANG DES BAUERN IN FRÜHEREN ZEITEN MIT DEM ABFALL - DIE ABDECKER

Für die alte bäuerliche Kultur, die auf die Jungsteinzeit zurück geht und wie sie bis vor Kurzem in Siebenbürgen existierte, war das Problem mit dem Abfall ein eher geringes, denn das Meiste, das am Hof, im Stall und bei der Arbeit anfiel, konnte verwertet werden. Man kam mit einfachen Abfallgruben aus, wie wir sie u.a. aus der Bronzezeit kennen. Als Student der Urgeschichte nahm ich an Ausgrabungen von bronzezeitlichen Siedlungen teil, dabei interessierte uns besonders der Inhalt der Abfallgruben. Dieser verhalf uns herauszufinden, welche Nahrungen die Menschen damals zu sich nahmen. Auf Grund der Knochen konnten wir erkennen, welche Tiere damals den Speiseplan bereicherten und die Keramikscherben, die wir fanden, zeigten uns an, wie die Töpfe damals aussahen und anderes mehr. Seit über 20 Jahren forsche ich bei Kleinbauern in Siebenbürgen, dabei erlebte ich eine Kultur, in der die Bauern mit einem schön gepflegten Misthaufen, auf den die Küchenabfälle geworfen wurden, einer Grube für Abfälle am Dorfrand und einem Plumpsklo auskamen. Der Stallmist kam auf das Feld ebenso wie die Jauche vom Plumpsklo. Bei manchen Bauern in Siebenbürgen ist es heute noch so. Der bäuerliche Abfall wurde also im Wesentlichen voll verwertet, als Dünger, als Bausubstanz für neue Siedlungen u.ä. Noch während des Mittelalters und der frühen Neuzeit begnügte man sich auch bei uns den Städten mit Plumpsklo und Erdgruben für den Abfall. Aus der Abfallgrube, die zum Haushalt der Familie Martin Luthers gehörte, wissen wir z.B., dass es nicht stimmen könne, was Luther behauptet habe. Nämlich, dass er aus ärmlichen Verhältnissen stamme. Archäologen fanden dagegen heraus, dass die Fami-

lie sehr wohlhabend gewesen sein muss. Björn Schlenker, Archäologe des Landesdenkmalamts Sachsen-Anhalt, meinte strahlend: „Es war umwerfend, was wir alles fanden.“ Und es passt so gar nicht zum traditionellen Lutherbild. Im Abfall landete, was bei Luthers auf den Tisch kam. „Wir haben über 7.000 Tierknochen gefunden“, erzählt der Archäologe, „die meisten stammen von Schweinen – jungen, die besonders gut schmeckten“ (siehe dazu Kai Michel, *Der Müll des Reformators*, *Die Zeit*, 13.5. 2009). Es gab aber auch Abfälle, die bei den Bauern zumeist außerhalb des Dorfes verscharrt wurden, dazu gehörten Tierkadaver. Tierkadaver wurden aber auch weiter verarbeitet. Dafür entwickelte sich ein eigenes Gewerbe, nämlich das der Wasenmeister oder Abdecker. Diese Leute, die zu den unehrlichen Leuten gehörten - sie befanden sich ausserhalb der mittelalterlichen Ständeordnung - verarbeiteten vor allem die Knochen und die Häute der Tiere. Es ist erwähnenswert, dass der berühmte Waldviertler Räuberhauptmann Georg Grasl aus einer solchen Abdecker- Familie stammte. Meist siedelten diese Abdecker am Rande der Dörfer, dort, wohin der Wind zieht, damit die Dorfbewohner nicht belästigt wurden durch den Geruch vom Arbeitsplatz des Abdeckers. Berühmt wurde auch der Abdecker von Salzburg am Ende des 18. Jh., der gleichzeitig auch Henker war, ist hier zu erwähnen. Er ist der Taufpate des Kindes einer leichten Dame und eines Deserteurs. Dieses Patenkind des Abdeckers wurde später Pfarrer, sein Name ist Josef Mohr. Von ihm stammt das Lied „Stille Nacht, heilige Nacht“. Im Großen und Ganzen war bei den früheren Bauern die Abfallentsorgung identisch mit Wiederverwertung, zutun auch das Gewerbe des Abdeckers gehörte.

2 DER ABFALL IN DEN STÄDTEN DER ANTIKE - DIE “VENUS CLOACINA”

Erst in den Städten wurde der Abfall zum echten Problem. Rom und Athen gehören zu den ersten Städten, die über eine Kanalisation, aber auch über Toiletten u.ä. verfügten. Damals dachte man noch an die Wiederverwertung des Unrats. So kamen findige Leuten auf die Idee, Urin das in Töpfen gesammelt wurde, für das Gerben von Tierhäuten aber auch für das Färben von Kleiderstoffen u.ä. zu verwenden. Urin wurde aber auch für die Aufbereitung von Purpur eingesetzt. Außerdem verwendete man die Felle von Rindern, Schafen, Eseln und Ziegen um Pergament zu erzeugen. Im alten Jerusalem gab es, wir wissen dies aus der Bibel, für den Abfall ein eigenes Stadttor, durch welches der Abfall vor die Stadt getragen wurde. Auf Hebräisch hieß dieses Tor Scha'ar haAschpot, was soviel wie „Abfalltor“ bedeutet. Es war eines der acht Tore des alten Jerusalems, es befindet sich südwestlich des Tempelberges. In Jerusalem gab es sogar einen eigenen Abwasserkanal, auf den Archäologen erst vor einigen Jahren bei der Freilegung einer Straße aus der Zeit des Herodes stießen. Irgendwo las ich, dass König David Jerusalem dadurch erobern konnte, weil er einen Soldaten durch einen Abwasserkanal in die Stadt geschickt habe, um eines der Stadttore von innen zu öffnen. Auf diese Weise soll David Jerusalem ohne Blutvergießen erobert haben. Für diese Geschichte fand ich in der Bibel - im Buch Samuel wird das Leben Davids geschildert - allerdings keinen Beleg. In Athen während der Spätantike wurde ein Gesetz erlassen, in dem es u.a. darum ging, mit Abfällen nicht willkürlich die städtische Umwelt zu verdrecken. Es heißt da: „„Diejenigen, welche Schutt auf die Straße geworfen haben, sollen angehalten werden, ihn wieder fortzuräumen, und damit alles in gutem Zustand bleibe““.

Mit Erfolg setzte sich wohl nur eine einzige Stadt in der Antike gegen die Müllproblematik ein, nämlich Rom, wo die berühmte „Cloaca maxima“, die aus unterirdischen Kanälen bestand, geschaffen wurde. Diese „Cloaca“ war eine weltgeschichtlich einmalige Erscheinung, sie kündet von der hohen Kultur der alten Römer. Im Wort Cloaca steckt das lateinische Wort „cluere“ für reinigen, von diesem leitet sich unser deutscher Begriff Kloake ab. Bei der Pons Aemilius mündete die Cloaca Maxima in den Tiber. Es gab für diese Cloaca sogar eine eigene Göttin, man nannte sie die „Venus Cloacina“, der im Forum Romanum ein eigener Schrein errichtet wurde.

3 MITTELALTER - BAUERN ZIEHEN IN DIE STADT

Im europäischen Mittelalter dürfte die römische Tradition des Umgangs mit Müll und Unrat vergessen worden zu sein. Das Problem des Abfalls wurde im Mittelalter zu einem immensen. Vor allem in Zeiten, in denen es mit dem Trinkwasser schlecht bestellt war und die städtischen Brunnen verseucht waren, vegetierten die Bewohner in einem jauchigen Dunst dahin. Die angesam-

melten Exkreme und Abfälle verursachten häufig Infektionen und endemische Krankheiten. Wohl wurden von den Magistraten der Städte sanitäre Verordnungen in den Städten erlassen, aber es gelang nicht die Pest wirksam zu bekämpfen. Typisch für die Pest war es, dass sie bei ungünstiger Witterung blitzartig meist im Stadtkern oder in den Vorstädten der Handwerker ausbrach. Gerüche, Dreck und Ängste bestimmten das Leben der Städter. Bisweilen konnten Exkreme sogar lebensgefährlich werden. So wird berichtet, dass es während des Reichstages von Erfurt 1183 zu einem schrecklichen Unfall kam. Über hundert Vertreter des deutschen Adels hatten sich im ersten Stock des Erfurter Schlosses getroffen. Unter dem Ratssaal befand sich die Klostertanlage für die Herrschaften. Die Dämpfe aus dieser Anlage sollen die Decken- Stützbalken des Saals erheblich beeinträchtigt haben. Während einer hitzigen Debatte gab unter der Last der deutschen Aristokratie der angefaulte Boden des Schlosssaals nach, worauf etliche Bischöfe und Äbte, Grafen und Ritter ihr Leben im braunen Sumpf verloren haben.

Typisch für die mittelalterlichen Städte war, dass Bauern vom Land in die Stadt zogen, wobei sie ihr ganzes Hab und Gut mitbrachten, darunter auch ihre Schweine, Gänse, Kaninchen und Hühner, welche sich nun auf den Straßen der Städte herumtrieben. In England fielen ca. drei Mio. Tonnen tierischer Exkremente an und in New York waren es 15.000 Tierleichen die entfernt werden mussten. Aber nicht nur die Tiere der Bauern waren für den steigenden Müllanfall verantwortlich auch die Stadtbewohner selbst lebten drauflos. Der Abfall wurde meist in einen Bach bzw. Fluss oder gar auf die Straße geworfen. Friedrich Wilhelm I. (1688 – 1740), der Soldatenkönig, war darüber entsetzt und befahl: „Unrathaufen vor Fenstern und Türen des Hauses sind zurück in die Wohnungen zu schaffen!“ Er hielt auch fest: „Menschliche Ausscheidungen sollten unter das Erdreich vergraben werden“. Für den Abfall wurden eigene Müllgefäße aufgestellt.

4 “GOLDGRÄBER” IN DEN STÄDTEN

Dennoch blieb es bei der gesundheitlichen Bedrohung der Städte durch Seuchen, wie Pest und Cholera. Man erkannte, dass die Abfälle, die Exkremente und die Tierleichen für diese Epidemien verantwortlich sind. In den großen Städten begann man damit, Leute aus unteren sozialen Schichten einzusetzen, um den Müll zu beseitigen. Oft wurde der Henker beauftragt, gegen Geld sich um die Entsorgung des Abfalls zu kümmern. In Köln gab es zu dieser Zeit eigene Kloakenreiniger, die man euphemistisch als „Goldgräber“ bezeichnete. Sie unterstanden direkt dem Henker. Zu den Aufgaben dieser Goldgräber gehörte das Ausheben und Ausschöpfen der Abortgruben. Der Abtransport des in den Abortgruben befindlichen „Goldes“ geschah am Abend. Auf genau bezeichneten Routen wurde dieser „goldige“ Abfall zum nahen Fluss, in Köln zum Rhein, von den Goldgräbern transportiert. In Wien dürfte es nicht viel anders gewesen sein. Die mittelalterlichen Toiletten Wiens waren vorwiegend Abortgruben in den Innenhöfen der Häuser. Sie waren mit einem Querbalken oder einem Toilettensitz versehen. Ab dem 13. Jahrhundert wurden diese Toilettensitze mit Wänden umgeben. Das Ganze sah aus wie ein kleines Haus, seit damals spricht man in Österreich vom „Häusl“. In größeren Häusern gab es auch den Toilettenerker, durch die Exkremente direkt auf die Gasse oder in den Hof fielen. Es muss auf den mittelalterlichen Gassen furchtbar ausgesehen haben. So hieß die Blutgasse im 1. Wiener Bezirk früher: Kotgasse.

5 OH ALTE BURSCHENHERRLICHKEIT

In manchen Städten löste man das Problem mit dem auf den Straßen befindlichen Abfall so, dass man regelmäßig Wasser vom nahen aufgestauten Fluss durch die Stadt fließen ließ, wie z.B. in Jena, der alten Studentenstadt. In einem alten Studentenlied wird diese Art der Müllbeseitigung besungen

„Und in Jene lebt sich's bene	Und die Straßen sind so sauber,
Und in Jena lebt sich's gut.	Sind sie gleich ein wenig krumm;
Bin ja selber drin gewesen,	Denn ein Wasser wird gelassen
Wie da steht gedruckt zu lesen,	Alle Wochen durch die Straßen,
Zehn Semester wohlgenut.	In der ganzen Stadt herum“.

Trotz solcher Maßnahmen sammelte sich in den städtischen Straßen zumindest bis in das 18.

Jahrhundert der Unrat der Einwohner. Um einigermaßen unbefleckt auf den Straßen gehen zu können, wurde der erhöhte Bürgersteig, der „breite Stein“ („broadway“), angelegt. Begegneten sich zwei Herren auf diesem, so musste der rangmäßig niedrigere hinunter in den Dreck der Straße steigen. Die Studenten in Göttingen weigerten sich jedoch, wenn ihnen ein Bürger begegnete, den Gehsteig zu verlassen, sie zwangen geradezu den braven Bürger hinunter in den Dreck der Straße zu steigen. In dem berühmten Studentenlied „Oh alte Burschen Herrlichkeit“ (18. Jh.) wird in der 2. Strophe darauf Bezug genommen. Es heißt da:

„Wo sind sie, die vom breiten Stein	Dem Herrn der Erde glichen?
Nicht wankten und nicht wichen	Sie zogen mit gesenktem Blick
Die ohne Moos bei Scherz und Wein	In das Philisterland zurück.“

6 PUTTEN UND WAGEN FÜR DEN STRASSENKEHRICHT

In Wien, wie aus einer Kundmachung vom November 1560 zu ersehen ist, versuchte das Magistrat den Wienern klar zu machen, dass der Hausmüll in Putten, Scheibtruhen oder auf Karren und Wagen „strakhs aus der Statt“ zu bringen ist. Der Müll sollte also vor der Stadt abgelagert werden. Viel Erfolg dürfte diese Kundmachung nicht gehabt haben. Schließlich kam die Stadtverwaltung 1656 auf die Idee, den Hausmüll mit öffentlichen Straßenkehrichtwagen abtransportieren zu lassen. Zunächst bestand keine Pflicht für die Wiener, ihren Hausmüll auf diese Weise zu beseitigen. Erst 1839 wurde diese Art der Müllbeseitigung mit Pferdewägen für die Wiener vorgeschrieben.

Einige Jahre danach wurde für den Straßenkehrich und für den Hausmüll je ein Wagen eingerichtet. Derjenige Mann, der den Hausmüll transportierte, war der „Mistbauer“. Im 1. Bezirk erfolgte die Sammlung täglich, sonst ein- bis zweimal pro Woche. Die Sammelwägen wurden durch Glockenzeichen angekündigt, worauf die Hausparteien ihre Sammelgefäße selbst zum Wagen bringen und dem Mistbauer zum Entleeren, „zum Auflegen des Kehrichtes auf den Abfuhrwagen“, übergeben mussten. Man sprach daher „vom Mist (oder Müll) auflegen“. Aus dieser alten Tätigkeitsbeschreibung rührt auch die noch heute gültige Berufsbezeichnung „Müllaufleger“ für das Sammelpersonal. Ende des 19. Jahrhunderts geht man aus hygienischen Gründen in Wien allmählich vom Sammelsystem mit den offenen Pferdewägen ab. In den Jahren danach versuchte man, den Mist in Säcken oder Gefäßen zu sammeln und dann volle Mistkisten gegen leere zu tauschen. Auch das war wenig zufriedenstellend. Schließlich entschloss man sich nach dem 1. Weltkrieg in Wien zu einem Umleersystem nach dem System „Colonia“ – benannt nach der Stadt Köln. Damit beginnt die Zeit des Colonia-Kübels.

7 DIE TOCHTER DES MÜLLKUTSCHERS

Der Mistbauer gehörte zum Stadtbild der Städte. Sozial war er nicht sehr angesehen, ähnlich wie die mittelalterlichen „Goldgräber“ (s.o.). Ich möchte hier kurz auf das Musical „My fair lady“ aus gutem Grund eingehen. In diesem lernt ein gewisser Professor Higgins, ein angesehener Philologe und Phonetiker, nach einem Opernbesuch auf dem Blumenmarkt bei Covent Garden in London die Blumenverkäuferin Eliza Doolittle kennen. Er ist verwundert über ihren kraftvoll-vulgären Dialekt. Da Higgins glaubt, dass der Mensch durch seine gepflegte Sprache soziales Ansehen erwerben kann. Demnach könne das Blumenmädchen wie Eliza, so Higgins, eine anerkannte Dame sein, wenn sie richtiges und gutes Englisch spräche. Eliza ist von dieser Idee angetan. Schließlich muss sie jeden Tag um ihren Lebensunterhalt kämpfen, aber auch ihren Vater Alfred P. Doolittle musste sie durchbringen. Herr Doolittle, darum erwähne ich das Stück, ist von Beruf „Müllkutscher“, der mit zwei Saufkumpanen in den Tag hinein lebt. Eliza wächst also im Umfeld eines Müllkutschers auf und spricht auch den Dialekt der Müllkutscher. Von ihrer Sprache her hat sie, wie Higgins meint, keine Chance, je über den Status eines armen Blumenmädchens hinauszukommen. Eliza nimmt daher bei Higgins Sprachunterricht. Sein Freund Oberst Pickering schlägt ihm eine Wette vor: Wenn es Higgins gelänge, innerhalb von sechs Monaten aus Eliza eine Dame zu machen, würde er die Kosten der Ausbildung übernehmen. Eliza muss von morgens bis abends sprechen üben, sie wird dabei von Higgins herablassend behandelt, so dass der Unterricht eher einer Dressur gleicht. Bald stellt sich der Erfolg ein, sie spricht ein schönes Englisch. Professor Higgins und sein Freund der Colonel nehmen nun Eliza zum Pferderennen in Ascot mit. Higgins

schreibt ihr vor, wie sie sich in der feinen Gesellschaft benehmen und in bestem Englisch sprechen müsse. Eliza benimmt sich gut und spricht schön, doch sie verfällt in ihren Müllkutscher-Dialekt und schockiert das feine Publikum, als sie beim Pferderennen das Pferd, auf das sie gesetzt hat, mit den Worten anfeuert: „Lauf schneller oder ich streu dir Pfeffer in den Arsch“. Als Tochter eines Müllkutschers kennt sie sich also aus, wie man mit Pferden umgeht und spricht. Ich erwähne diese Geschichte, um auch zu zeigen, dass es eine eigene Kultur der Müllkutscher gab, zu der eine spezielle Sprache gehörte.

8 MENSCHEN, DIE VOM MIST UND MIT DEM MIST LEBEN

Außer den oben genannten Abdeckern gab es noch eine Reihe anderer „Berufe“, die vom Mist lebten. Zu diesen gehörte:

Der „Aschenmann“, der in Raimunds „Der Bauer als Millionär“ vorkommt. Der Aschenmann, der meist aus der Kultur der Armut kam, suchte im 18. und 19. Jahrhundert, als man in Wien noch mit Holz heizte, die Höfe der Häuser auf. Mit dem Ruf „A Aschen“ machte er auf sich aufmerksam. Mit einer Krücke holte dann der Aschenmann, wenn man ihn einließ, die Holzasche aus dem Herd und füllte diese in die Butte, die er auf dem Rücken trug. Die Asche wurde dann an Seifensieder und Leinwandbleicher verkauft. Gekleidet war der Aschenmann meistens mit einer Schürze und einem breitrandigen Hut.

9 DIE STROTTER IN DEN KANÄLEN - EISENSAMMLER UND FETTFISCHER

Als in Wien um 1900 Sammelkanäle, die in den Donaukanal oder in den Wienfluss mündeten, entstanden, fanden in diesen Kanälen Obdachlose Möglichkeiten des Überlebens. Diese Obdachlosen wurden generell als Strotter bezeichnet. Das Wort Strotter leitet sich vom alten Vagabundenwort „strotten“ für „aussortieren“ ab. Der Strotter war also jemand, der aus dem Abfall der Stadt jene Dinge aussortierte, die er zum Überleben brauchen konnte. In den Abwässern der Kanäle fanden die Strotter angeschwemmte Schätze wie Münzen, Eisenstücke und andere brauchbare Gegenstände.

Über Strotter, die auf das Sammeln von Alteisen sich spezialisiert haben, berichtet Emil Kläger in seinem 1908 erschienenen Buch „Durch die Wiener Quartiere des Elends und Verbrechens“. Im Kapitel „Quartiere im Wienkanal“ heißt es auf S 66: „Zu der Stiege zurückkehrend, besichtigten wir die Strottergänge, worunter die Nischen und Ecken im Aufstiege zu den ‚fliegenden Brücken‘ verstanden werden ... Die Strotter pflegen in diesen Gängen zu nächtigen, bevor sie sich am grauen Morgen an ihre Arbeit (!) begeben. Überall liegt hier Altes in verschiedenen Formen herum und über jeden dieser Haufen sind die Namensinitialen des Eigentümers in großer unsicherer Schrift an die Mauer gemalt“.

Es gab unter den Strottern auch Spezialisten, welche nach Knochen, Fleischresten und Fettstücken suchten, die sie getrocknet an die Seifenindustrie verkauften. Manche dieser Strotter arbeiteten dabei mit an Stöcken befestigten Sieben.

Aber auch aus den 30er Jahren wird von solchen Fettfischern berichtet. Darüber ist in der Zeitschrift „Die Kriminalisten“ z.B. unter der Überschrift „Eine fette Spur“ dies zu lesen: „Eine Gruppe von Männern traf sich tagaus, tagein nahe den Simmeringer Gaswerken an der Einmündung des Hauptsammelkanals in den Donaukanal. Mit selbstgebaute Hilfsmitteln aus Draht und Holz bauten sie eine Barriere auf, die das obenauf schwimmende Fett aus dem Kanalsystem auffing und von Zeit zu Zeit abgeschöpft werden konnte. Es waren die Fettfischer, Fettsammler, Fettschöpfer oder Arbeitslose, die sich so durch den Verkauf des derart gewonnenen Rohmaterials für industrielle Zwecke ein bisschen Geld verdienten. Am Sonntag, den 10. April 1932, kamen die beiden Fettfischer Johann Böhm und Johann Watzlawik zu ihrer Schleuse, die am Vorabend gegen 16 Uhr geschlossen worden war. Als sie begannen, das gesammelte Fett abzuschöpfen, fielen ihnen handtellergröße Fleischstücke auf, die sie in einem gesonderten Bottich sammelten. Es stellte sich heraus, dass dieses Fleisch von einem ermordeten Menschen stammte, der über den Kanal entsorgt werden sollte“. Kriminalbeamte konnten dieses Verbrechen aufklären. Diese Aufklärung wäre wohl nicht möglich gewesen, wenn nicht Kanalstrotter nach Fett „gefischt“ hätten.

(www.diekriminalisten.at/krb/show_sel.asp?sel=8&aus=52).

10 MIST ALS UNTERSCHLUPF

Klassische Misthaufen, wie sie die Bauern hatten, gab es in Wien noch am Beginn des 20. Jahrhunderts, und zwar in den Randbezirken, wo es noch große Gärten und Felder gab. Der Journalist und Gründer der Kinderfreunde Max Winter, der ausgezeichnete Sozialreportagen aus der Zeit um 1900 schrieb, geht in einer Reportage auf Misthaufen ein, die armen Leute als Unterschlupf dienten. Es heißt in seinem Bericht über Obdachlose in der Brigittenau. „Was machts denn ihr im Winter,“ wendete ich mich an die anderen (Obdachlosen). „Wenn’s recht kalt is, geh’ m’r zu die Gärtner. Aber m’r hat ja ka Ruah. Die Polizei kummt alle Augenblick nachschau’n und nimmt an’ mit. In Summer hab m’r’s guat, da kummt die Polizei, wanns grad an suacht, der was ang’stellt hat. Aber im Winter nehmen s’ gern mit, was d’rzwischen.“ – „Wo schlaft ihr denn da bei den Gärtnern?“ – „Im Misthaufen“ – der „böhmische Franto“ lacht. Es ist der, der mich zuerst am Morgen begrüßt und mir dann erzählt hatte, daß er auf einem Misthaufen geschlafen habe. „Da is wenigstens warm im Mist“, ergänzt ein auffallend hübscher und starker Bursch von etwa 16 Jahren, den ich Ferdl nennen will. Er bringt sich als Schwerkutscher durch, ist nun aber postenlos und übernachtet auch hier. «Haben Sie denn auch schon im Mist g’schlafen? – «Ja, zu die letzten Weihächten.» – «Mit was deckts euch denn da zu?» – «Mit’n Mist! Den heb’n m’r so auf (er macht mit beiden Händen eine hebende Bewegung), leg’n uns dann eini und lassen den Mist auf uns fall’n. Da is’s warm.“...“ (Max Winter, 1901).

Auch Emil Kläger berichtet in seinem Buch „Durch die Wiener Quartiere des Elends und Verbrechens“ von Obdachlosen, die in den Kanälen Wien im Mist aufwärmten. Einer dieser Kanalbewohner erzählt ihm: „Hunderte Menschen schlafen in den Schächten der Sammelkanäle und im Wienkanal. Sieh sie dir doch an, wie sie dort unter dem Abfall (!) liegen...“ (E. Kläger 1908, S 22).

11 DIE FREEGANER (= MÜLLTAUCHER)

Moderne Spezialisten für das Leben aus dem Mist sind die Freeganer. Typisch für die Freeganer ist, dass sie sich fleischlos ernähren und ihr Essen aus den Mülltonnen der Supermärkte holen. Die Absicht der Freeganer ist, Geld zu sparen und vor allem durch „Nicht-Kaufen“ unser Wirtschaftssystem zu boykottieren.

12 ABSCHLIESSENDE BEMERKUNGEN - MISTFÜHRER LIESSEN SICH IM PRATER BESCHENKEN

Die Geschichte der Auseinandersetzung mit dem Müll, den der Mensch verursachte, ist eine sehr alte, aber auch aufregende. Zu dieser Geschichte gehören Abdecker, Goldgräber, Aschenmänner, Strotte und andere aus der Kultur der Armut kommenden Leute, die den Mist auf ihre Art brauchten, um überleben zu können. Im Gegensatz zu früher sind die heutigen „Mistführer“, die mit ihren Spezialwägen den Mist holen, angesehene Leute, die gut verdienen und über viel Freizeit verfügen. Aus diesen Gründen ist es auch nicht leicht für einen Außenstehenden, bei der Müllabfuhr eingestellt zu werden. Die Mistführer sind gern gesehene Leute, die auch gut und schlau zu leben wissen. Davon kündet folgende Geschichte, die ich einer österreichischen Zeitung unter der Überschrift „Mistführer ließen sich im Prater beschenken - Für ein Krügel Bier und etwas zum Essen nahmen sie „Extrafuhr“ Abfall mit - Schuldspruch wegen Geschenkannahme“: „Wien - Die so genannte Prater-tour war bei einigen Wiener Mistführern sehr beliebt. Die Beamten der Magistratsabteilung (MA) 48 konnte sich dort ein „Zubrot“ verdienen - wenn auch auf rechtswidrige Weise. Von einigen Lokalbesitzern erhielten sie regelmäßig finanzielle Zuwendungen, wenn sie nicht nur die vollen Mülltonnen entleerten, sondern auch die daneben abgestellten Müllsäcke oder mit Essensresten gefüllten Schachteln mitnahmen oder außertourlich ein zweites Mal den Betrieb ansteuerten, um den zusätzlichen Abfall aufzunehmen“. Diese drei „Müllmänner“ wurden wegen Geschenkannahme zu je sechs Monaten bedingter Haft verurteilt. Neben Geld hatten sich die Angeklagten mit Gutscheinen beschenken lassen. Außerdem bekamen sie gratis ein Krügel Bier und etwas zum Essen serviert, wenn sie Durst oder Gusto auf eine Stelze verspürten. Für die Prater-Wirte zahlte es sich durchaus aus, die Mistführer zu „schmierem“. Sie

ersparten sich die wesentlich kostspieligere Müllbeseitigungsgebühr, die zusätzlich angefallen wäre, wäre alles seinen rechtmäßigen Weg gegangen. Über zehn Jahre lang blieb das Treiben unentdeckt, ehe im Vorjahr bei der MA 48 ein anonymes, mit "Ein ehrlicher Steuerzahler" unterzeichnetes Schreiben eintrudelte, in dem die Vorgänge eingehend beschrieben wurden. Die interne Revision beschattete daraufhin die verdächtigen Mistführer und schließlich konnte einer beobachtet werden, wie er nach getaner Arbeit in einem bei Touristen und Einheimischen gleichermaßen äußerst beliebten Gastlokal zur Schank marschierte und "Host a Geld für mi? 40 Euro, bitte!" verlangte. "Des hot si kleinweis' aufbaut. Des hot si so ergeb'n. Mir hom halt a Klanigkeit kriegt. Und auf a Trankl hamma kummen kennan", sagte nun einer der Angeklagten. Er habe "eh nur Kaffee oder Mineralwasser" konsumiert, betonte er, worauf sich seine beiden Kollegen ein Grinsen nicht verkneifen konnten. Auf die Frage, wie viel Bargeld denn abgefallen wäre, meinte einer von ihnen: "Des is' individuell g'wes'n. Je nachdem, wie si die Chefleit g'fühlt haben." RichterIn Claudia Moravec-Loidolt machte deutlich, dass sie gefühlsmäßig von einer höheren Schadenssumme ausgegangen wäre, die sich jedoch nicht nachweisen ließ. "Mir hom jo net Buch g'fahrt", bemerkte einer der Angeklagten. (APA)" (Der Standard, 2. Juni 2008).

13 MÜLLENTSORGER UND TOTENGRÄBER - DER HERR, DER TAUSEND LEUTE UNTER SICH HAT

Für mein Buch „Eigenwillige Karrieren“ sprach ich auch mit Herrn Sepp Rappold, er ist Müllentsorger und Totengräber. Diese Verbindung beider Tätigkeiten interessierte mich, da die Aufgaben des Müllentsorgers und die des Totengräbers grundsätzlich ähnlich sind. Beide beschäftigen sich damit, dass etwas, das nicht mehr „verwendet“ wird bzw. nicht mehr „verwendet“ werden kann, entsorgt wird, d. h. unter die Erde gebracht, verbrannt wird oder sonst wie beseitigt wird. Sepp, der zunächst Fleischhauer war, erzählte mir über den Beginn der Müllabfuhr in Windischgarsten, sein Onkel war ein Pionier auf diesem Gebiet: "1979 habe ich aufgehört mit der Fleischhauerei. Ich wollte etwas anderes machen. Für mich war interessant, dass mein Onkel mit der Müllabfuhr in Windischgarsten und Umgebung 1975 begonnen hat. Er war damals ganz alleine, höchstens Aushilfskräfte unterstützten ihn. Auf die Idee mit der Müllabfuhr ist mein Onkel durch deutsche Gäste gekommen, die mit dem Müll in Deutschland zu tun hatten. Von der Stadt Mannheim hat er 1975 einen Müllwagen gekauft. Damals wusste man noch nicht, was man mit dem Müll machen soll. Hinter dem Kalvarienberg in Windischgarsten gab es zu der Zeit eine große Deponie. Dort haben die Gemeinden den ganzen Müll hingeworfen. Heute noch liegt dort alles drinnen. Es werden immer wieder Proben aus der Deponie genommen, um zu schauen, ob dort Schädliches gelagert ist, wenn sich z.B. eine Flüssigkeit absondert. Gott sei Dank gibt es bis heute kein Problem. Bevor es diese Deponie gegeben hat, ist alles, was man nicht brauchen konnte, irgendwo hingeworfen worden, in einen Graben oder in den Bach." Mich interessiert der Beginn der Müllabfuhr und der Mülltrennung. Sepp erzählt: „Mülltrennung gab es damals noch nicht. Zuerst haben die Gemeinden den Müll selbst weggeführt. Mit einem Wagen hat der Onkel angefangen. Am Anfang ist alles zur Deponie hinter den Kalvarienberg gebracht worden. Vorderstoder und Hinterstoder hatten je eine eigene Deponie. Auch in Oberweng gab es eine eigene Deponie, ebenso in Spital am Pyhrn. Heute kommt alles aus dem Bezirk in das Abfallzentrum nach Inzersdorf, dort wird alles am Förderband grob sortiert. Dann wird es in verschiedene Richtungen geschickt, das eine dahin, das andere dorthin. Der Rest wird in Wels verbrannt. 1979 hat der Onkel gesagt, er würde jemanden ganztägig einstellen wollen. Vorher hatte der Onkel bloß Tagelöhner hie und da eingesetzt. Er selbst fuhr mit dem Müllwagen, auch seine Frau fuhr damit. Ich war der erste, der ganztägig bei ihm angefangen hat. Er hat für die Müllabfuhr einen Wagen gehabt und einen für den Gruben- und Kanaldienst. Letzteren brauchte er zum Ausheben von Gruben der Klosetts, der so genannten ‚Häuseln‘. Der Onkel hat auch eine kleine Landwirtschaft gehabt. Der Dreck aus den Gruben und den Kanälen ist irgendwo auf die Seite gespritzt worden, auf die Wiesen. Der Onkel selbst hat daheim einen großen Teich angelegt, dort ist alles, auch das aus den Häuseln, hinein gelassen worden. Um den Teich hat er einen großen Erdwall errichtet. In dem Teich ist alles versickert. Das war so. Die Behörde war damals froh, dass irgend jemand da war, der so einen Teich gehabt hat. Die Behörde hat ja nicht gewusst, wohin mit dem Dreck aus ‚Häuseln‘ und Kanälen. Das Problem sind die Waschmittel. Heute kommt alles, Gott sei Dank, in die Großkläranlage in Rossleithen“.

Sepp arbeitet nicht nur bei der Müllabfuhr, er ist auch Totengräber. Wie er zum Totengräber wird, erzählt er so: „Am 2. Mai 1979 habe ich bei der Müllabfuhr begonnen. Und am 7. August 1979 habe ich mein erstes Begräbnis gehabt. Da habe ich also als Totengräber angefangen. Durch meinen Chef von der Müllabfuhr, meinen Onkel, hat sich das so ergeben. Er war mit dem Herrn Berner von der Bestattung viel beisammen, sie waren gemeinsam im Windischgarstner Reitverein. Da hat mein Onkel einmal gehört, dass der Berner keinen Totengräber hat, denn der alte Totengräber hat aufgehört. Der Berner, also der Bestatter von Windischgarsten, hat nun selbst zwei Monate hindurch die Gräber geschaufelt. Mein Onkel hat mir das erzählt. Ich habe mir gedacht, dass die Arbeit als Totengräber kein schlechtes Geschäft ist. Damals ist für das Grabschaukeln noch gut gezahlt worden. Bei der Müllabfuhr habe ich 7.150 Schilling im Monat verdient und für das Schaukeln eines Grab habe ich 1.400 Schilling verdient. Mit 3 Gräbern verdiente ich schon über 4.000 Schilling. Ich bin der einzige Totengräber in der Gegend.“

Ich frage Sepp, ob es Gruppen von Totengräbern gibt, die sich auch regelmäßig treffen. Er nickt und erzählt: „Es gibt die „Vereinigten Totengräber“. Ich war in Tunesien auf Urlaub. Wie ich mit Mitreisenden ins Reden komme, fragt mich eine Frau, was ich von Beruf bin. Ich habe geantwortet: ‚Ich habe tausend Leute unter mir!‘ Sie hat mich darauf sofort gefragt: ‚Bist du vielleicht ein Totengräber?‘ Sage ich: ‚Ja, wie kommst du darauf?‘ Sagt sie: ‚Ja, mein Bruder ist auch Totengräber‘. Es hat sich heraus gestellt, dass ihr Bruder der Schriftführer von den ‚Vereinigten Totengräbern Oberösterreichs ist. Durch diese Frau bin ich schließlich auf diesen Verein gestoßen und Mitglied in diesem geworden“. Dieser Verein veranstaltet regelmäßig Treffen, bei denen Erfahrungen ausgetauscht werden, aber auch heitere Kränzchen, bei denen fröhlich musiziert und getrunken wird.

Während die heutigen Totengräber und Müllentsorger ihre Arbeit als durchaus geachtete Berufe sehen, gehörten ihre Vorläufer im Mittelalter den sog. „unehrlichen Berufen“ an, da sie sich, wie schon erwähnt, außerhalb der ständischen Ordnung befanden. In die Literatur fanden Totengräber vor allem Eingang durch das Drama „Hamlet“ von Shakespeare. In diesem treten zwei Totengräber auf, die sich Gedanken über ihren Beruf machen. Der eine der beiden bezeichnet den Beruf des Totengräbers als einen uralten „edlen Beruf“. Er sagt dabei zu seinem Kollegen, mit dem er eben dabei ist, ein Grab zu schaufeln, dies: „Komm, den Spaten her! Es gibt keine so alten Edelleute als Gärtner, Grabenmacher und Totengräber, sie pflanzen Adams Profession fort.“ (Girtler 2011). Ich füge im Sinne meines Gesprächspartner Sepp hinzu: edle Leute sind auch die Müllentsorger.

14 ZUR SPRACHE DER STROTTER UND MISTFÜHRER

Beispielhaft seien hier Wörter aus der Randkultur der Strotter (s.o.) und der Mistführer festgehalten:

Strotter: Vagabund, der in den Kanälen nach brauchbarem Abfall sucht	
Stranzen: Bett, Unterkunft zum Schlafen	Joschi: Winterrock
Trankl: (alkohol.) Getränk	Strebeln: Lumpen sammeln
Tschocherl: kleines Gasthaus	Kiberer: Polizist
Koberer: Quartiergeber, Wirt	Trinken: tschechern

LITERATUR

- Girtler, R. (2011) *Eigenwillige Karrieren*. Wien, Österreich.
- Girtler, R. (2010) *Holt's den Viechdoktor – Die abenteuerliche Welt der alten Landtierärzte*. Wien, Österreich.
- Hofstädter, C. (2011) *Leute, die vom Müll leben – Eine Studie zur Soziologie des Abfalls* (unveröffentl. Dissertation). Wien, Österreich.
- Irsigler, F. & Lassotta, A. (1989) *Bettler und Gaukler, Dirnen und Henker - Außenseiter in einer mittelalterlichen Stadt*. München, Deutschland.
- Kläger, E. (1908) *Durch die Wiener Quartiere des Elends und Verbrechens*. Wien, Österreich.
- Winter, M. (1901) *Streifzüge durch die Brigittenau – Eine Studie aus dem Leben des Proletariats*, in: *Arbeiter-Zeitung*, 1.11.1901.
- www.diekriminalisten.at/krb/show_sel.asp?sel=8&aus=52. Der Standard, 2. Juni 2008.

Die Funktion der Abfallwirtschaft im anthropogenen Stoffwechsel

P.H. Brunner

Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Abfallwirtschaft ist ein wichtiger Teil des anthropogenen Stoffwechsels. Zwar ist ihre volkswirtschaftliche Bedeutung gering und im Bereich $< 0,5$ % des GDP, aber sie ist der entscheidende Filter zwischen der Anthroposphäre und der Umwelt. Ausgehend von den menschlichen Aktivitäten wird in diesem Beitrag gezeigt, wie wichtig das Verständnis der Prozesse und Materialflüsse in der Anthroposphäre ist, um eine zielorientierte und wirksame Abfallwirtschaft zu gestalten. Aufgrund des hohen Stoffumsatzes und der immer komplexer werdenden Produkte ist die Abfallwirtschaft gefordert, nicht nur mengenmäßige sondern auch qualitative Höchstleistungen zu erbringen. Um „saubere Kreisläufe“ und „sichere letzten Senken“ zu etablieren, braucht es nicht nur ein vermehrtes Wissen über Güter- und Stoffflüsse sowie Prozesse der gesamten Anthroposphäre, sondern auch neue, wirksame Technologien zur gezielten Sammlung, Trennung und Aufbereitung von Wert- und Schadstoffen. Für eine nachhaltige Abfallwirtschaft werden in Zukunft quantitative Recyclingziele durch qualitative ergänzt werden müssen, und es werden sichere letzte Senken für die nicht mehr zu gebrauchenden Schadstoffe bereit zu stellen sein.

1 EINLEITUNG

Abfälle sind ein Produkt des sogenannten „anthropogenen Stoffwechsel“ und werden durch diesen bestimmt. Da sich Art und Menge der Stoffumsätze ununterbrochen ändern, muss sich auch die Abfallwirtschaft dauernd weiterentwickeln: In prähistorischen, nomadischen Gesellschaften mit sehr geringer Bevölkerungsdichte erübrigte sich dank vorhandenem Verdünnungspotential in Wasser, Boden und Luft eine aktive Beseitigung der Abfälle. Mit dem Beginn der städtischen Lebensweise in der Antike, die geprägt war durch hohe Konzentrationen an Menschen und deren Ausscheidungen, wurden Abfälle als hygienisches Problem erkannt und - beispielsweise im alten Rom mit der Cloaca maxima – gezielt entsorgt. Der sehr hohe Stoffumsatz des Menschen im 20. Jahrhundert, verbunden mit einer wachsenden Verstädterung, führte zur „Abfall-Lawine“, die zuerst über Deponie, dann Verbrennung und Recycling in geordnete Bahnen zu lenken versucht wurde. Kennzeichnend für die Strategien der Vergangenheit ist, dass sie reaktiv und als Lösungen am „Systemende“ angelegt sind: Die Entscheidungsträger und Akteure fokussierten sich auf das Ende des Stoffflusses, und versuchten, die Probleme durch direkte Interventionen zu lösen. Die Erfolge bei der Ausrottung von Typhus, Cholera und Pest beweisen die hohe Wirksamkeit der getroffenen Maßnahmen.

In der vorliegenden Arbeit wird gezeigt, dass sich die Problemstellung für die Abfallwirtschaft wiederum geändert hat, und dass nur mit einem Verständnis des gesamten Systems „Anthroposphäre“ zielorientierte abfallwirtschaftliche Strategien und Maßnahmen entwickelt werden können. Maßnahmen, die sich ausschließlich auf das abfallwirtschaftliche Ende des Stoffflusses fokussieren, führen in einer globalisierten, stark segmentierten Ressourcenwirtschaft zu wenig effektiven und teuren Lösungen. Dies heißt jedoch nicht, dass grundsätzlich end-of-pipe Lösungen abzulehnen und Vermeidungsansätze zu bevorzugen sind. Aber es bedeutet, dass ohne ein Verstehen des anthropogenen Stoffwechsels eine den Zielen der Nachhaltigkeit genügende Abfallwirtschaft nicht erreicht werden kann. Die Argumentation der Arbeit leitet sich aus dem Buch „Metabolism of the Anthroposphere – Analysis, Evaluation, Design“ ab (Baccini, Brunner 2012); für weiterführende respektive in die Tiefe gehende Informationen sei auf dieses Werk verwiesen.

2 „AKTIVITÄTEN“ ALS ÜBERGEORDNETES THEMA

Der Mensch besitzt gewisse Grundbedürfnisse, ohne deren Befriedigung er nicht existieren kann. Zu diesen gehört die „Ernährung“, das „Wohnen“ (Schutz vor der Umwelt), die „Kommunikation“ (Transport von Informationen, Personen, Energie und Gütern), die „Reinigung“ (Trennung nützlich/schädlich, z.B. Körper/Ausscheidungen) und andere. Diese vier Bedürfnisfelder sind praktisch für den gesamten Stoffumsatz des modernen Menschen verantwortlich. Sie werden auch als „Aktivitäten“ bezeichnet, und umfassen den Satz an Prozessen, Güter- und Stoffflüssen und –lagern die für die Durchführung eines spezifischen menschlichen Bedürfnisses notwendig sind. Für den modernen Menschen ist - von einem rein quantitativen Standpunkt aus gesehen - die Aktivität „Reinigen“ die wichtigste (siehe Tab. 1): Um die entstehenden Fäkalien, Urin, Schmutz und Dreck aus der Anthroposphäre weg zu befördern, werden heute rund 60 Tonnen an Wasser pro Kopf und Jahr benötigt (160 l/c.d).

Nicht nur die Stoffflüsse haben in den letzten hundert Jahren stark zugenommen, auch die Bestände an Stoffen sind heute so hoch wie noch nie, und wachsen immer noch. Die größten Materiallager stellen die Bauwerke (Gebäude, Straßen, Infrastruktur) mit ihrem Inhalt an Kies, Sand, Steinen, Stahl und Holz dar. Diese Lager sind reich an zukünftig nutzbaren sekundären Ressourcen. Sie enthalten aber auch Schadstoffe, von denen einige zum Zeitpunkt eines potentiellen Recyclings wegen ihrer Gefährlichkeit bereits verboten sein werden (z.B. Asbest, Polychlorierte Biphenyle PCBs, Polybromierte Diphenylether PBDEs). Die Lagerdynamik, d.h. der Auf- und Abbau des Bestands an den unterschiedlichsten Materialien wie Beton, Stahl, Lithium, seltene Erden, organische Verbindungen etc. ist heute Gegenstand zahlreicher Forschungsprojekte.

Durch private Haushaltungen verursachte Materialumsätze betragen in Mitteleuropa rund 90 Tonnen pro Kopf und Jahr; für Lager berechnet man rund 260 Tonnen pro Kopf (Tab. 1). Zu diesen Stoffumsätzen müssen noch die Umsätze von Industrie, Gewerbe, Dienstleistungen und der öffentlichen Verwaltung gezählt werden. Der resultierende gesamte anthropogene Stoffumsatz ist beinahe doppelt so hoch wie derjenige im privaten Haushalt.

Tab. 1: Materialumsätze und –lager der vier wichtigsten Aktivitäten in privaten Haushaltungen einer dienstleistungsorientierten Volkswirtschaft des 21. Jahrhunderts.

Aktivität	Input		Output		Lager
	[t/c.a] ¹⁾	Abwasser [t/c.a]	Abgas [t/c.a]	Feste Abfälle [t/c.a]	
Ernähren ²⁾	5,7	0,9	4,7	0,1	<0,1
Reinigen	60	60	0	0,02	0,1
Wohnen & Arbeiten	10	0	7,6	1	100 + 1
Transportieren ³⁾ & Kommunizieren	10	0	6	1,6	160 + 2
Totaler Güterumsatz	86	61	19	2,7	260 + 3

1) Tonnen pro Person und Jahr, resp. Tonnen pro Kopf für Lager; 2)einschließlich „Atmen“; 3)zur Aktivität „Transportieren & Kommunizieren“ werden in dieser Tabelle auch der Anteil an Straßen und Gehwegen gezählt, die für den durch den privaten Haushalt verursachten Anteil des Verkehrs benötigt werden.

Der Ansatz, einzelne Aktivitäten zu betrachten, ist aus folgenden Gründen von hohem Interesse für die zukünftige Gestaltung der Anthroposphäre wie auch der Abfallwirtschaft: Während dem die grundlegenden Bedürfnisse der Menschen mehr oder weniger konstant bleiben, ändern sich die technischen, wirtschaftlichen, demographischen wie auch ökologischen Randbedingungen dauernd und teilweise sehr rasch. Der Satz an Gütern, Stoffen und Prozessen, der im 19. Jahrhundert den Menschen dazu diente sich zu ernähren, zu kommunizieren, zu reinigen und zu wohnen, ist heute ein grundsätzlich anderer. Die beiden wichtigsten Faktoren für diese intensiven Veränderungen waren zweifelsohne die technische und die wirtschaftliche Entwicklung, die enorme Fortschritte ermöglichten. Auch in Zukunft werden sich die Rahmenbedingungen wiederum ändern. Faktoren wie die sich weiter entwickelnde Anspruchsgesellschaft mit ihrem wachsenden Pro-Kopf Material-, Energie- und Landumsatz, die regionale und globale Bevölkerungsentwicklung einschließlich der Demographie und der wirtschaftlichen Disparitäten, die Klimaänderung, Ressourcenverfügbarkeit und Umweltbelastungen stellen große zukünftige Herausforderungen dar. Die Frage lautet, welche Auswirkungen diese Änderungen auf die ma-

terielle Befriedigung der menschlichen Bedürfnisse haben werden, und wie die zukünftigen Aktivitäten nachhaltig gestaltet werden können. Das Wort „wie“ bezieht sich auch auf zukünftige Forschungsfragen: Auf welchen Gebieten muss zukünftig prioritär geforscht werden, wo stellen sich grundlegende Fragen?

Das folgende Beispiel dient zur Illustration: Der Fokus der heutigen Abfall- und Abwasserwirtschaft bezüglich Nährstoffbewirtschaftung ist – aus Gründen der drohenden Eutrophierung - einerseits auf die Entfernung von Phosphor aus dem Abwasser gerichtet. Andererseits stellt Phosphor eine wertvolle, langfristig begrenzte Ressource dar, die aus dem Abwasser (Klärschlamm) und allenfalls auch aus Biomasse- und Lebensmittelabfällen zurückgewonnen werden kann. Durch eine optimale Strategie könnte ein regional beträchtlicher Teil des Phosphorbedarfs befriedigt werden.

Analysiert man die Bewirtschaftung von Phosphor mit einem aktivitätsbezogenen Ansatz („Ernähren“) unter Berücksichtigung der globalen Ernährungswirtschaft, so wird rasch klar, dass zwar der regionale Beitrag durchaus positiv ist, das globale Phosphorproblem dadurch aber nicht gelöst werden kann sondern höchstens verzögert wird. Auch die wirksamste Rückführung von P aus Klärschlamm und Lebensmittelabfällen könnte nur maximal 20 % des globalen Ressourcenbedarfs an Phosphor ersetzen. Falls tatsächlich die Verfügbarkeit von P in Zukunft limitiert sein sollte, müsste man ganz andere Maßnahmen ergreifen, um dieses Problem zu lösen.

Der Schlüssel liegt in der landwirtschaftlichen Produktion mit ihren hohen P-Verlusten. Die Prioritäten für zukünftige Forschungsanstrengungen bezüglich Phosphor müssten demnach etwa folgendermaßen gesetzt werden: 1. Verfügbarkeit: Vorurteilslose, modellhafte Bestandsaufnahme der langzeitigen Verfügbarkeit globaler P-Vorräte unter der Annahme verschiedener Abbau-Technologien, 2. Technologie: Entwicklung neuer Verfahren zur umweltverträglichen und ressourcenschonenden Phosphorgewinnung aus Erzen, und anderen, in großen Mengen zur Verfügung stehenden primären Quellen, 3. Landwirtschaft: Geschlossene Kreisläufe in der Landwirtschaft (bei der heutigen landwirtschaftlichen Praxis gehen > 60 % des Phosphors verloren), 4. Ernährung: Phosphorarme Produktion von Nahrungsmitteln, Ernährungsgewohnheiten, 5. Abwasser- und Abfallwirtschaft: Rückgewinnung von P aus nachgeschalteten Prozessen wie Lebensmittelindustrie, privaten Haushaltungen und Abwasser/Abfallwirtschaft.

Dieses Beispiel zeigt, dass Ansätze, die den gesamten Stofffluss und ganze Aktivitäten berücksichtigen zu anderen Lösungen führen als der Fokus auf enger gezogene Systemgrenzen. Dies ist für die Abfallwirtschaft von großer Bedeutung, wie im folgenden Abschnitt gezeigt werden soll.

3 DIE ABFALLWIRTSCHAFT ALS TEIL DES ANTRHOPOGENEN STOFFWECHSELS

Für Materialien, die in die Anthroposphäre eingeführt werden, bestehen vier Optionen: 1. Sie werden während einer bestimmten Zeitspanne als Verbrauchs- (z.B. Lebensmittel) und vor allem als Gebrauchsgüter genutzt (z.B. Baumaterialien in Wohnbauten und Infrastruktur), 2. sie werden als Emissionen an die Umwelt abgegeben (z.B. Kohlendioxid und Wasser aus Verbrennungsprozessen des Verkehrs, der Raumheizung und industrieller Produktionsanlagen), 3. sie werden nach Gebrauch in einen Kreislauf gebracht, oder 4. sie werden „endgültig“ behandelt und abgelagert.

Die beiden letzten Optionen 3 und 4 werden der Abfallwirtschaft zugeordnet. Die Ziele der Abfallwirtschaft können mit den drei Sätzen „Schutz von Mensch und Umwelt“, „Schonung der Ressourcen“ sowie „keine Gefährdung nachfolgender Generationen durch abfallwirtschaftliche Tätigkeiten“ zusammengefasst werden. Die Aufgabe der Abfallwirtschaft ist damit klar definiert: Wie können die großen und immer noch steigenden Mengen an Gütern und Stoffen an ihrem Lebensende entweder in einen umwelt- und menschenverträglichen Kreislauf oder in eine letzte Senke gelenkt werden?

Diese Aufgabe ist höchst anspruchsvoll. Einerseits zeigt Tab. 1 den großen pro Kopf Stoffumsatz. Die Kapazitäten für Recycling und Entsorgung müssen entsprechend groß sein, und müssen mit dem weiterhin wachsenden Stoffumsatz Schritt halten. Dabei ist zu berücksichtigen, dass der heutige Fluss an Materialien in den Bestand an Materialien (Bauwerke & Infrastruktur) grösser ist als der heutige Abfallfluss. Dies bedeutet: In Zukunft – d.h. nach Ablauf der Lebensdauer dieses Bestandes - werden neben dem heutigen Abfallfluss auch noch diese Lagerbestände zu entsorgen sein, die Abfallmenge wird sich verdoppeln. Dadurch entstehen neue wirtschaftliche Mögli-

chkeiten für ein „Urban Mining“, die heute noch nicht attraktiv erscheinen, da zu wenig ausbeutbare Abfälle vorhanden sind. Andererseits werden auch die Mengen an „Senken“ zunehmen müssen, um die nicht mehr verwertbaren Stoffe endgültig los zu werden (s.u.). Die Müllverbrennung als unverzichtbares Verfahren für die Mineralisierung schädlicher organischer Substanzen wird als Senke ebenso notwendig sein wie die Deponie für immobilisierte anorganische Stoffe. Je mehr persistente organische Verbindungen (POPs) und Schwermetalle eingesetzt werden, desto größer wird der Bedarf für solche Senken. Derzeit nehmen global gesehen die Produktionsdaten für Schwermetalle und POPs immer noch zu. Auch wenn heute diese Stoffe nicht mehr gewonnen respektive produziert würden, wäre in Zukunft immer noch ein großes Lager an diesen Stoffen zu entsorgen.

Neben diesen quantitativen Verhältnissen, die vor allem durch die wachsenden Stoffflüsse und -lager bestimmt werden, spielen Qualitäten eine wesentliche Rolle: Moderne Güter sind komplexe, aus vielerlei Stoffen zusammengesetzte Produkte. Neben den hauptsächlich vorkommenden Matrixelementen (d.h. Stoffen, die in Konzentrationen > 1% vorliegen), werden vermehrt Spurenstoffe eingesetzt, um gewisse hochwertige Funktionen zu erzeugen. Organische Additive wie polybromierte Diphenyläther (PBDEs) ermöglichen, Kunststoffe feuerhemmend zu gestalten. Schwermetalle schützen Polymere gegen Abbau durch Licht, Temperatur und Mikroorganismen. Seltene Erden sind für Funktionen von elektrischen und elektronischen Geräten verantwortlich, etc.

Von einer stofflichen Warte aus betrachtet, kann die Anthroposphäre als eine gigantische Mischmaschine betrachtet werden: Der Mensch gewinnt reine Stoffe in dem er entweder aus der Erdkruste Stoffgemische in Erzen auftrennt oder neue Stoffe durch chemische Synthesen gewinnt. Diese reinen Stoffe werden zu neuen Produkten zusammengemischt. Während der Nutzung dieser Güter werden einerseits durch Korrosion, Erosion, Verwitterung und Verdampfung Stoffe verloren. Andererseits werden durch Renovierung, Alterungs- und Verunreinigungsprozesse zusätzliche Stoffe hinzugefügt (beispielsweise neue Farbenstriche, Schmiermittel, Oxidation, Staubablagerung, Mikroorganismen). Am Ende der Lebensdauer müssen diese komplexen Gemische wieder in einen Nutzungskreislauf gebracht werden. Für einige Matrixstoffe ist dies technisch, wirtschaftlich und ökologisch darstellbar. Zu diesen gehören Glas, Metalle wie Eisen, Kupfer und Blei, organische Stoffe wie Papier und PET. Für andere ist dies schwieriger: Wie können Additive wieder aus der Polymermatrix entfernt werden, wie können einzelne Gewürzmetalle aus Legierungen entfernt werden?

Infolge der großen und zunehmenden Vermischung von Stoffen in modernen Produkten wird die Recyclingwirtschaft je länger je mehr mit neuen und anspruchsvollen Aufgaben konfrontiert werden. Es sei nochmals darauf hingewiesen, dass die meisten der heute anfallenden Abfälle vor 10 bis 20 Jahren entstanden sind und noch nicht die volle Komplexität der heute und morgen in Verkehr gesetzten Produkte aufweisen. Die zukünftigen Herausforderungen sind: Wie können „saubere Kreisläufe“ etabliert werden, und welche „letzten Senken“ sind notwendig, um die nicht kreislauffähigen respektive die aus Kreisläufen ausgeschleusten Stoffe langfristig umweltverträglich zu entsorgen. Eine Zero-Waste Strategie hilft hier nicht weiter. Eine Reihe von Forschungsfragen drängt sich auf: Was sind „saubere Kreisläufe“: Welche Kriterien sind geeignet, um technische und ökologische Qualitäten von Recyclingprodukten zu beschreiben? Wie könnten Indikatoren für saubere Kreisläufe aussehen? Welche Informationen sind für ein Recycling nach qualitativen Gesichtspunkten notwendig? Welche Governance-Systeme (Anreize, Gesetze, Informationspflichten, Kontrollen u.a.) sind geeignet, um qualitativ hochwertigen Kreisläufen zum Durchbruch zu verhelfen?

Forschungsfragen betreffen aber auch das Thema Senken. Generell besteht derzeit noch kein Bewusstsein dafür, dass alle Stoffe letztendlich in einer Senke untergebracht werden müssen, und dass wegen dem hohen und steigenden Stoffverbrauch auch der Senkenbedarf zunehmen wird. Beispiele für mangelnde Senken gibt es mehrere: Am meisten diskutiert wird heute die Problematik des anthropogenen, hauptsächlich durch den Verbrauch fossiler Brennstoffe verursachten Treibhauseffekts. Es gibt zwar geeignete Senken für das bei der Verbrennung entstehende CO₂, aber deren Kapazität scheint überfordert zu sein. Andere Beispiele sind halogenierte Kohlenwasserstoffe (FCKWs). Einzelne Vertreter dieser Substanzklasse gelangen nach ihrer Nutzung in die Stratosphäre – ihre letzte Senke - und zerstören dort die Ozonschicht. Da diese Schicht die Menge an UV Strahlen, die auf der Erdoberfläche auftreffen, steuert, wurden zahlreiche FCKWs verboten. Auch das Pestizid DDT wurde aufgrund mangelnder umweltverträglicher Senken stark

reguliert. Es ist zu hoffen, dass diese Beispiele dazu beitragen, sich der Frage nach der letzten Senke systematisch anzunehmen: Es sollen nicht nur einzelne Stoffe, für die bereits ein Mangel an Senken manifest ist, untersucht werden, sondern es soll generell und vorbeugend anhand wissenschaftlicher Methoden festgestellt werden, unter welchen Bedingungen die Nutzung von Stoffen letzte Senken überfordern kann.

4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die Kosten für die Abfallwirtschaft betragen etwa 0,5 % des Bruttosozialproduktes. Dies zeigt, dass die Abfallwirtschaft kein bedeutungsvoller Zweig der Volkswirtschaft ist, und deshalb auch der Einfluss auf die gesamte Volkswirtschaft nur gering sein kann: über die Abfallwirtschaft kann man Stoffflüsse auf der vorderen Seite des metabolischen Systems nur schlecht steuern. Allerdings soll die Abfallwirtschaft Impulse an die Volkswirtschaft geben, falls sie einzelne Stoffe nicht umweltgerecht entsorgen kann, oder deren Behandlung unverhältnismäßig hohe Kosten verursacht.

Notwendig ist eine gesamthafte Betrachtung des „anthropogenen Metabolismus“: Wie verwendet der Mensch Stoffe, welche Probleme treten dabei auf, und wie können diese gelöst werden? Die Abfallwirtschaft ist der wichtigste Filter zwischen der Anthroposphäre und der Umwelt. Ihre Hauptfunktion ist, Stoffe wieder zurück in den Kreislauf zu lenken, und die Umweltverträglichkeit der Restflüsse zu garantieren. Aus volkswirtschaftlichen wie auch aus Nachhaltigkeits-Gründen lohnt es sich, in Aktivitäten zu denken und handeln: Mit welchem Satz an Güter- und Stoffflüssen und Prozessen können die menschlichen Bedürfnisse am effektivsten befriedigt werden? Da sich Technik und Gesellschaft dauernd ändern, wird auch die Abfallwirtschaft ständig mit neuen Stoff- und Abfallflüssen konfrontiert. Werden bei der Gestaltung der menschlichen Aktivitäten Stoffflüsse bis zur letzten Senke berücksichtigt, wird nicht nur die Erfüllung der abfallwirtschaftlichen Aufgaben einfacher und wirtschaftlicher, es wird auch die gesamte Volkswirtschaft optimiert. Für die Zukunft ist es deshalb notwendig, dass die Gestaltung von neuen Stoffen, Produkten und Systemen auch auf die Abfallwirtschaft, das Recycling und die letzten Senken ausgerichtet wird. Priorität sollte auf Umweltschutz gelegt werden, da dieser – wenn überhaupt - nur punktuell über den Markt geregelt werden kann.

Recycling wird für einige Stoffe wie Eisen, Kupfer, Zellulose oder Glas große ökonomische und ökologische Vorteile bieten; maßgeschneiderte, auf Produzenten, Konsumenten und Abfallwirtschaft gemeinsam ausgerichtete Konzepte könnten den Sektor weiter verstärken. Es gibt jedoch auch Grenzen: In einer Wissensgesellschaft liegt der Wert moderner Produkte je länger je mehr im nichtmateriellen Bereich: Rohstoffe werden gemessen an den Produkten dauernd billiger, das in die Produkte integrierte Knowhow (Wissen, Technologie, Patente) immer teurer. Beispielsweise sind die Rohstoffkosten eines heutigen Mobiltelefons gering und liegen im Prozentbereich des Verkaufspreises. Recyclingverfahren werden es deshalb schwer haben, allein durch Wiedergewinnung von Sekundärressourcen wirtschaftlich zu operieren. Begründet ist dies auch durch Skaleneffekte: Die Gewinnung von Rohstoffen aus Erzen erfolgt im Megatonnen-Maßstab, während dem Recyclinganlagen Kilotonnen behandeln.

Die Abfallwirtschaft soll in Zukunft noch besser in den „anthropogenen Metabolismus“ eingebettet werden. Durch die Anpassung menschlicher Aktivitäten an die vorhandenen Ressourcen, die Umwelt, die sich ändernde Technik und die gesellschaftlichen Bedürfnisse können sowohl volkswirtschaftlich wie auch abfallwirtschaftlich optimale Lösungen entstehen. Der aktivitätsbezogene Ansatz von Analyse und Synthese erlaubt dabei, zukünftige abfallwirtschaftliche Herausforderungen frühzeitig zu erkennen, die richtigen Prioritäten zu setzen, und neue, wirksame Maßnahmen innerhalb und außerhalb der Abfallwirtschaft vorzuschlagen.

LITERATUR

Baccini, P & Brunner, P.H. (2012) *Metabolism of the Anthroposphere – Analysis, Evaluation, Design*, 2nd Edition, The MIT Press, Cambridge, MA.

Zero Waste... Ende oder Zukunft der Abfallwirtschaft?

R. Mittermayr, H. Klampfl-Pernold & S. Siegl
Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen bei Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Seit der Begriff Mitte der 1970er Jahre in den Sprachgebrauch gelangte, wurde „Zero Waste“ sowohl positiv als auch negativ besetzt verwendet und es entwickelten sich mehr oder weniger sinnvolle Initiativen, Programme oder auch Geschäftsmodelle. „Cradle to Cradle“ ist ein bekanntes Zertifizierungsunternehmen, das in seiner Philosophie an einer Zukunft arbeitet in der wirtschaftliche, technologische und soziale Prozesse keine negativen Auswirkungen für Mensch und Umwelt haben. Auch das Unternehmen „Van Gansewinkel“ hat sich diesem Konzept verschrieben und bewirbt es unter dem Schlagwort „No Waste“. Mittlerweile ist es zum beliebten Unternehmensziel im Bereich des Nachhaltigkeitsmanagements geworden. Wie immer bleibt die Frage der Definition. Die Auslegung des Begriffs „Zero Waste“ ist höchst unterschiedlich und endet leicht im Bereich des sog. Greenwashing. Damit ist aber auch das Potential zur Differenzierung gegeben, da die Glaubwürdigkeit und Leistungsfähigkeit der angebotenen Lösungen über den Erfolg entscheiden.

1 EINLEITUNG

Der Begriff „Zero Waste“ wird vielfach mit der Perspektive einer vollständigen Kreislaufwirtschaft in Verbindung gebracht, die mithin als illusorisch bezeichnet wird (Bertram 2013). Dies ist vom Standpunkt der Abfallwirtschaft durchaus nachvollziehbar, da die politische Forderung nach einer Weiterentwicklung der Abfallwirtschaft Richtung vollständiger Kreislaufwirtschaft mit geschlossenen Materialkreisläufen aus einer Position am Ende unseres Wirtschaftssystems heraus in ihrer Erreichbarkeit von vornherein beschränkt ist. Zurecht wird unter den gegebenen Rahmenbedingungen und abfallwirtschaftlichen Aufgaben auf die Ausschleusungs- und Konzentrationsfunktion in Bezug auf Schadstoffe hingewiesen, die nur allzu oft dazu beiträgt, dass die Abfallwirtschaft und ihr Entwicklungspotential auf ihren Beitrag zur Schonung der Rohstoff- und Energiereserven beschränkt wird.

Die Entsorgungsbranche stellt sich allem zum Trotz der Herausforderungen, ihren Platz in einer gesamthaften Ressourcen- und Kreislaufwirtschaft zu finden. Diese steht im Kontrast zu einer End-of-pipe angesiedelten abfallwirtschaftlichen Kreislaufwirtschaft. Hierbei wird zumeist eine Perspektive der Abfallvermeidung angewandt, die nicht in der Lage ist, über die Grenzen der Abfallwirtschaft hinaus zu denken. Ein Ansatz, der bereits bei frühen Stufen der zugrundeliegenden Lebenszyklusstufen außerhalb der eigentlichen Abfallwirtschaft ansetzt, wird nur selten vertreten. So werden Bereiche wie Design for Disassembly, Design for Recycling oder Design for Environment meist von den ProduzentInnen selbst oder spezialisierten Beratungsunternehmen abgedeckt. Dabei ist gerade dies der Einstiegspunkt für bestehende abfallwirtschaftliche Dienstleistungen und deren Ausbau und Weiterentwicklung in Richtung „Zero Waste“. Durch die Entwicklung und Umsetzung intelligenter Systemlösungen zusammen mit ProduzentInnen zur Schließung von Produkt- und Materialkreisläufen und Erhaltung von Werten entlang der verschiedensten Lebenszyklusstufen gelingt der Paradigmenwechsel innerhalb dessen es keine Entledigungsabsicht seitens der ProduzentInnen mehr gibt. In einem ersten Schritt bedeutet das, die im Kreislauf befindlichen Stoffe und Produkte in den Produktionsprozess wieder einzusetzen. Damit ist es die Aufgabe von Unternehmen der Ressourcen- und Kreislaufwirtschaft, die bestehenden Sammelsysteme in Richtung Reverse-Logistics-Netzwerke weiterzuentwickeln und durch ihre Aufbereitungs- und Recyclingschritte dergestalt aufzuwerten, damit die Rohstoffe im Sinne

des Kapazitätenmodells nicht am Abfallmarkt entsorgt, sondern am Rohstoffmarkt gehandelt werden können (Klampfl-Pernold et al. 2012).

Dieser Kreislaufgedanke ist innerhalb der abfallwirtschaftlichen Systeme aber durch zwei Umstände begrenzt. Einerseits ist es sinnlos die in den Materialien und Produkten enthaltenen Schadstoffe im Kreislauf zu führen und andererseits hat auch ein theoretisch unter Umständen erreichbares nahezu vollständiges Recycling volkswirtschaftliche Grenzen, da die Kosten für eine marginale Erhöhung der stofflichen Verwertung ab einem gewissen Punkt höher sind als der daraus resultierende Nutzen. Dies ist der Punkt an dem bisher als abfallwirtschaftlich definierte Leistungen entlang des gesamten Produkt- und Dienstleistungslebenszyklus der angebotenen Lösungen wahrgenommen werden und mit Hilfe des „Zero Waste“ Ansatzes in einem gesamthaften Managementansatz in Richtung kreislauffähige Geschäftsmodelle weiterentwickelt werden.

2 ZERO WASTE... EIN DEFINITIONSVERSUCH

Bei einem Begriff, der aus unterschiedlichsten Perspektiven betrachtet und diskutiert werden kann, ist es notwendig sich auf ein gemeinsames Grundverständnis zu einigen. Eine Definition von „Zero Waste“ kann laut Definitionslehre in vierfacher Hinsicht erfolgen: Beginnend im Sinne der Bestimmung des Wesens des Begriffs, über die Bestimmung des Begriffs selbst, die Feststellung eines tatsächlich geübten Sprachgebrauchs bis hin zur Festsetzung oder Vereinbarung eines solchen (Dubislav 1931). Speziell die letzten beiden Aspekte verdienen aus Sicht der Abfallwirtschaft besondere Aufmerksamkeit, handelt es sich doch um ein zutiefst sozio-technisches System, das gleichermaßen von menschlichem Denken, Werten und Handeln als auch von technischen Entwicklungen und Möglichkeiten beeinflusst wird. Für die Weiterentwicklung oder Veränderung eines solchen Systems braucht es somit nicht nur technische Lösungen, sondern vor allem die Einbindung von Individuen, Unternehmen, öffentlichen Institutionen und Politik (Scholz 2011). Dem muss auch eine allgemeingültige und anerkenbare Definition gerecht werden.

Die „Zero Waste International Alliance“, die 2002 mit dem Ziel gegründet wurde Standards zu etablieren, um die globale Entwicklung in Richtung „Zero Waste“ voranzutreiben, gelang es erstmals eine peer-reviewed und international anerkannte Definition von „Zero Waste“ zu veröffentlichen. Sie versteht sich dabei selbst als lebendes Dokument, das es ständig weiterzuentwickeln gilt: „Zero Waste is a goal that is ethical, economical, efficient and visionary, to guide people in changing their lifestyles and practices to emulate sustainable natural cycles, where all discarded materials are designed to become resources for others to use. Zero Waste means designing and managing products and processes to systematically avoid and eliminate the volume and toxicity of waste and materials, conserve and recover all resources, and not burn or bury them. Implementing Zero Waste will eliminate all discharges to land, water or air that are a threat to planetary, human, animal or plant health.“ (Zero Waste International Alliance 2009) Diese Definition trägt dem Umstand Rechnung, dass Zero Waste ein strategisches Ziel ist, für dessen Erreichung es einen grundlegenden Systemwechsel benötigt, der weit über die Grenzen der Abfallwirtschaft hinausgeht und bereits bei unserer Art zu leben und zu wirtschaften, zu produzieren und zu konsumieren ansetzt. Trotzdem wird hierbei nicht so weit gegangen Zero Waste zu einer abstrakten Philosophie zu erheben, die uns zu einem Redesign von Ressourcenkreisläufen ermutigen soll. Damit sollen nicht nur alle Produkte wiederverwendbar werden, auch Abfall der auf Deponien und in Verbrennungsanlagen landet soll der Vergangenheit angehören. In diesem Zusammenhang werden auch die Kreisläufe der Natur als Vorbild genannt, wobei wir uns bewusst machen müssen, dass wir uns in unseren Produktions- und Wirtschaftssystemen bereits sehr weit von der Möglichkeit entfernt haben, dass das natürliche ökologische System in der Lage ist, die Abfallstoffe unserer Lebensstätigkeit zu absorbieren und sie in chemischen Prozessen in Substanzen umzuwandeln, die für andere Organisationsformen des Lebens nutzbar oder wenigstens nicht schädlich sind (Meadows et al. 1973).

Im üblichen Sprachgebrauch wird der Begriff Zero Waste somit seit längerem nicht mehr auf die Abfallwirtschaft mit seinem Ansatz der Abfallvermeidung als Gegenstück zur schadensbegrenzenden Beseitigungswirtschaft reduziert. Vielmehr wurde bewusst, dass es sich um einen gesamthaften Systemansatz handeln muss, der in der Lage ist einen massiven Wandel in der Art und Weise herbeizuführen, wie wir mit Stoffströmen in unserer Gesellschaft umgehen wol-

len ohne ständig Abfälle ohne Rezipienten zu produzieren (Snow, Dickinson 2001; Spiegelman 2006). Vielmehr wird Abfall als Symbol der Ineffizienz unserer modernen Gesellschaft gesehen, die sich in einer Fehlallokation von Ressourcen widerspiegelt (Zaman, Lehmann 2013). Diese Fehlallokation lässt sich nicht durch Recycling, Wiederverwendung oder andere abfallwirtschaftliche Maßnahmen aufheben, sondern bedarf einer grundlegenden Neuaufstellung von Produktion, Distribution und Konsumtion mit dem immer wieder neu zu definierenden Ziel von Zero Waste (Davidson 2011).

Der Ressourcenaspekt von Zero Waste, wie er in den genannten Definitionen immer noch im Vordergrund steht, ist aber nur eine Seite der Medaille. Die andere Seite ist jene der Verschwendung und auch hier haben sich mehrere Konzepte etabliert, die nicht nur dem Gedanken von Zero Waste gerecht werden sondern vielmehr seine Realisierung vorantreiben. Konzepte bei denen es nicht um die Vermeidung von Abfällen, sondern um die Vermeidung von Verschwendung oder vielmehr den Erhalt von Werten geht, sind beispielsweise Lean Management, Agile Entwicklung, Muda oder Kaizen. Einen zentralen Bezug zum Begriff Zero Waste gewinnt das Konzept rund um Muda, einem Kernelement der Lean-Philosophie wie sie aus dem Japanischen Kulturraum übernommen wurde. Dabei steht allerdings nicht der Stoffstrom im Zentrum sondern der Sinn oder Nutzen. Muda steht damit für eine sinnlose Tätigkeit, eine sinnlose Verschwendung oder eben für das Nicht-Vorhandensein von Sinn oder Nutzen und ist definiert als „jede menschliche Aktivität, die Ressourcen verbraucht, aber keinen [adäquaten] Wert erzeugt.“ (Hopp, Spearman 2000) Verständlicherweise wurde Muda über die englischsprachige Literatur des Lean Managements auch im Deutschen mit Verschwendung gleichgesetzt, wobei die Implikation der Beurteilung über den kundenseitigen Nutzen einen weiteren Bereich abdeckt und vielmehr Begriffe wie Nützlichkeit, Sinnhaftigkeit, Wirksamkeit abbildet (Womack, Jones 2003). Diese breite Definition von Waste im Sinne von Abfall und Verschwendung getrieben durch den Nutzen findet sich auch auf Unternehmensebene, beispielsweise bei Interface: „At Interface, we have a broad definition for waste: any cost that does not produce value to customers. This includes everything from scrap materials and defective product to misdirected shipments or incorrect invoices.“ (Online 2014).



Abb. 1: Zero Waste Verständnis der Firma Saubermacher.

Für ein Unternehmen, das sich im Umfeld der Abfall- und Ressourcenwirtschaft entwickelt hat, bedeutet Zero Waste somit Menschen, Organisationen, Unternehmen und die Gesellschaft insgesamt aktiv anzuregen und zu unterstützen, Werte entlang der gesamten Lebenszyklen zu sichern, zu erhalten oder rückzugewinnen (vgl. Abb. 1). In diesem Sinn arbeiten wir an einer gesamthafte Kreislaufwirtschaft im Sinne der sog. Circular Economy, in der Ressourcen bewirtschaftet, genutzt und immer wieder in wertschöpfenden Kreisläufen gehalten oder zurückgeführt werden. Unser Know-how über Stoffströme und Verwertungstechnologien versetzt uns in die Lage ProduzentInnen im Hinblick auf Design for Disassembly/Recycling oder auch Design for Environment zu begleiten und das Ziel von Zero Waste gemeinsam zu erreichen.

Aus den verschiedenen Aspekten des Zero Waste Begriffs wird eines deutlich bewusst: Unter Einbezug der Ressourcenkomponente, der Verschwendungskomponente aber vor allem auch der Nutzenkomponente geht es nicht mehr länger darum die Abfallwirtschaft kreislauffähig zu machen. Vielmehr geht es darum unser gesamtes Gesellschafts- und Wirtschaftssystem kreislauffähig zu gestalten. Auch wenn die Abfallwirtschaft und ihre Stakeholder lange Zeit davon ausgingen, dass sich die Abfallwirtschaft selbst zu einer Kreislaufwirtschaft weiterentwickeln müsste und vor allem könnte. Dies äußert sich in der Inanspruchnahme des Nachhaltigkeitsbegriffs im Zusammenhang mit jeglichen abfallwirtschaftlichen Aktivitäten bis hin zur gänzlichen Umbenennung von Gesetzen unter dem Kreislaufwirtschaftsbegriff. Dabei stellt sich die zentrale Frage, wie ein System (nämlich jenes der Abfallwirtschaft) als nachhaltig bezeichnet werden kann, wenn es auf einem anderen System aufbaut, das als gänzlich unnachhaltig zu klassifizieren ist? Die Forderung nach Kreislauffähigkeit und Nachhaltigkeit kann sich also nie an die Abfallwirtschaft und seine klassischen Geschäftsmodelle richten, sondern vielmehr an die Vielzahl von Geschäftsmodellen innerhalb unseres Wirtschafts- und Gesellschaftssystems.

Sobald Materialien als eine Investition und KonsumentInnen als BenutzerInnen gesehen werden, müssen wir anerkennen, wie wenig Sinn es macht Produktwerte nach nur wenigen Monaten (meist früher) zu verwerfen, anstelle die KundInnen-/ProduzentInnenbeziehung über mehrere Zyklen aufrecht zu erhalten. Die zentralen Fragestellungen drehen sich somit rund um die Aufgabe bestehende Geschäftsmodelle kreislauffähig zu gestalten und – nicht wie fälschlicherweise angenommen – die Abfallwirtschaft (Lacy et al. 2013):

- Wie können wir Produkte/Dienstleistungen im Hinblick auf die Werterhaltung und -rückgewinnung gestalten?
- Wie können wir Produktlinien entwickeln, die der Nachfrage gerecht werden ohne Wert zu verschwenden?
- Wie können wir Materialien in regenerativen Kreisläufen anstelle von linearen Strömen führen?
- Wie können wir Erlösmodelle entwickeln, die Werte entlang der Wertschöpfungsketten sichern?
- Wie können wir unsere KundInnen dazu bringen, mit uns zusammen zu arbeiten?

3 DIE ABFALL-/RESSOURCENHIERARCHIE

Die Abfallpyramide, die 1979 von Ad Lansink im Dänischen Parlament unter dem Titel „Lansink’s Ladder“ ihren Ursprung hat (Watson 2013), stellt die unterschiedlichen abfallwirtschaftlichen Methoden und Maßnahmen in einen geordneten Rahmen. Der Detaillierungsgrad reicht mittlerweile von der dreistufigen Reduce, Reuse, Recycle Pyramide über die aktuell fünfstufige Europäische Abfallpyramide (EU 2008) bis hin zu weiter unterteilten Pyramidendarstellungen auch im Kontext mit Zero Waste (Zero Waste Europe 2013). Die ursprüngliche Symbolik der Leiter war auf die Priorität der verschiedenen Stufen gerichtet, wobei die oberste Stufe der Leiter und später der Pyramide jene mit der höchsten Priorität darstellte. Im allgemeinen Gebrauch wurde die Größe der einzelnen Stufen allerdings mit der dahinterliegenden Abfallmenge in Verbindung gebracht, sodass bald bewusst wurde, dass die klassische Pyramidendarstellung zwar die Istsituation gut abbilden konnte, das eigentliche Ziel aber darin besteht, die Pyramide auf die Spitze zu stellen und Mengenströme gezielt entlang der Pyramide auf übergeordnete Stufen zu heben bzw. weiter zu entwickeln (vgl. Abb. 2). Auch das nach rechts kippen der Pyramide führt zur interessanten Darstellung eines Richtungspfeils und steht damit für die strategische Ausrichtung einer aus der Abfallwirtschaft heraus weiterentwickelten Ressourcenwirtschaft mit dem Ziel abfallwirtschaftliche Maßnahmen entlang der gesamten Wertkette wahrzunehmen und Ressourcen systematisch entlang der Stufen weiterzuentwickeln (Pirker 2013).

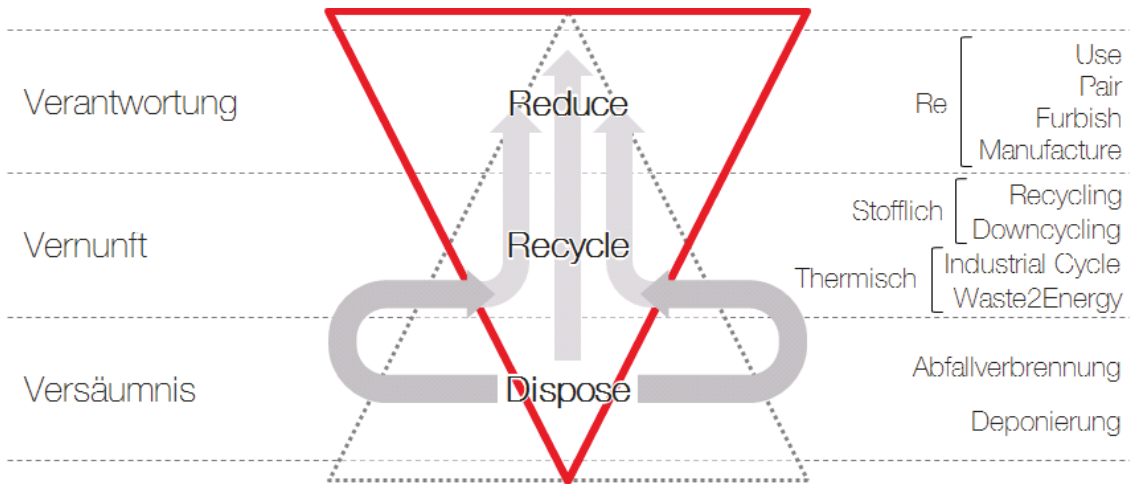


Abb. 2: Vereinfachte Pyramidendarstellung der Ressourcenhierarchie.

Damit es zukünftig tatsächlich gelingt, die Ressourcenpyramide auf den Kopf zu stellen bedarf es unterschiedlicher Maßnahmen und Konzepte (vgl. Abb. 3). Zu oft wird versucht alles unter einem einzigen Schlagwort, wie beispielsweise jenem der Ressourceneffizienz, zu vereinnahmen. So bedarf es beispielsweise einem konsequenten Lebenszyklusdenken und –design um Stoffe, die derzeit selbst in hoch entwickelten Abfallwirtschaften noch einer Beseitigung zugeführt werden, in übergeordnete Stufen heben zu können. Ressourceneffizienz ist in der Lage bestehende Systeme zu optimieren, hat aber keine Auswirkung auf die absolute Senkung unserer Ressourcenverbräuche. Das kann zu einer Verschlinkung der Mengen im Verhältnis zu anderen Stufen, aber nicht zur absoluten Verbreiterung wünschenswerterer Ressourcenstufen führen. Hierzu bedarf es vor allem einer Ressourceneffektivität im Sinne von wirksamen Systemen, die in der Lage sind positive externe Effekte zu schaffen, um neue Wertschöpfungen zu ermöglichen. In die Stufe der Abfallvermeidung fallen in erster Linie Maßnahmen, die bereits im Vorfeld der Entstehung von Abfällen ansetzen. Dies ist mit ein Grund, warum aus einer abfallwirtschaftlichen Perspektive in der Praxis nur schwer Fortschritte erzielbar sind. Dabei geht es auf dieser Stufe um Konzepte rund um die Vermeidung von Verschwendung und die damit verbundene Fokussierung auf Nützlichkeit, Sinnhaftigkeit und Wirksamkeit wie sie im Rahmen von Lean Management, Muda oder Kaizen vertreten werden. Es kommt zu einer veränderten Perspektive auf den Abfallbegriff, der sich damit zumindest auf der obersten Stufe auflöst. Abfall wird nicht mehr länger als Rohstoff am falschen Ort gesehen (Thompson 1989), sondern als Kosten, die keinen Nutzen erzeugen. In der Kernidee von Lean Management wird dies in der Forderung nach der Schaffung von Werten ohne Verschwendung auf den Punkt gebracht.

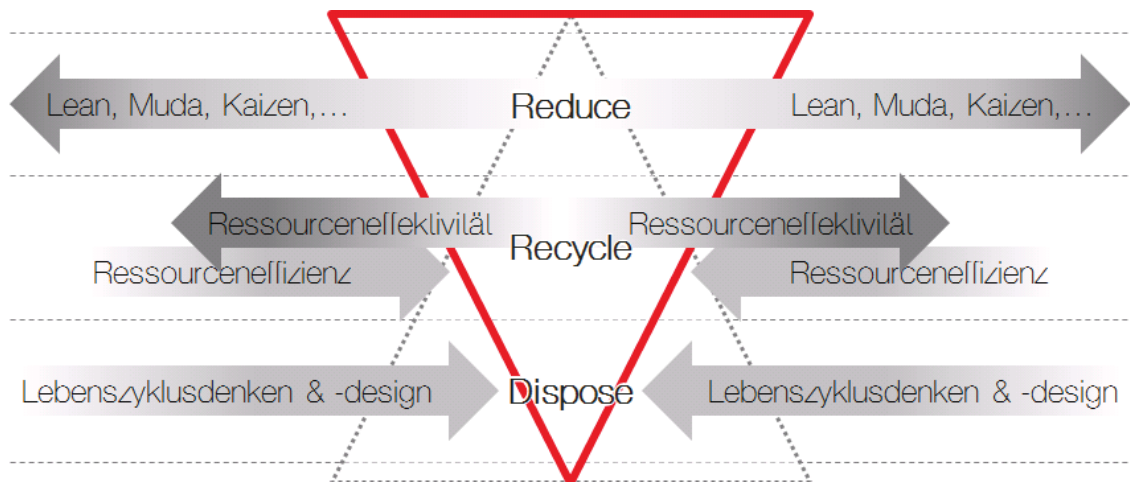


Abb. 3: Zero Waste entlang der Ressourcenpyramide.

4 BEST PRACTICE IM AUTOMOBILBEREICH

Aus der Motivation heraus, dass nichts wertlos ist, wurde in Kooperation zwischen Magna Steyr Graz und Saubermacher ein Projekt initiiert, das ein Konzept aufzeigt, um langfristig 100 % der anfallenden Reststoffe im Kreislauf zu führen. Basis für die Überlegungen war auch hier die Ressourcenhierarchie der EU Abfallrahmenrichtlinie wobei der Zero Waste Aspekt in einem ersten Entwicklungsschritt dahingehend definiert wurde Abfall als Ressource, sowohl als Material- als auch Energiequelle zu nutzen.

Viele Stoffe, wie z.B. Karton, Schrotte, Verpackungen werden bereits heute im Kreislauf geführt und stiften damit wiederholt Nutzen. Damit standen jene Stoffe im Mittelpunkt, die bisher noch in keine Kreislaufführung integriert werden. 34 Stoffe, darunter Lackschlämme, öl- und fetthaltige Betriebsmittel, Öl-Wassergemische, gesamt immerhin rund 1.700 t/a sollen nun mittel- und langfristig einem Recyclingverfahren zugeführt werden. Nach einer Analysephase und Priorisierung wurden Ideen entwickelt und anschließend die technische Machbarkeit geprüft und kurz-, mittel- und langfristige Potenziale erhoben und definiert. Kurzfristige Potenziale zeigen, dass bereits innerhalb von drei Monaten erste Stoffe aus den sogenannten „D“-Verfahren, die für Beseitigung stehen, herausgelöst und in „R“-Verfahren, die für Recovery/Recycling stehen, integriert werden können. Darunter befinden sich Stoffe wie z.B. ölige-/fettige Betriebsmittel. Diese Stoffe werden künftig in der trockenmechanischen Sortier- und Aufbereitungsanlage für gefährliche Abfälle nach einer Erweiterung der Abgasreinigung aufbereitet. Erste Tests sind bereits erfolgreich abgeschlossen. Auch mittelfristig besteht ein umfangreiches Potential sich dem Zero Waste Ziel anzunähern. Dabei befinden sich vor allem Öl-Wassergemische, Lackschlämme, Laugen und Säuren im Zentrum der mittelfristig umzusetzenden Maßnahmen. Hier spielt auch die in Bau befindliche abwasserfreie biologisch-physikalische Aufbereitungsanlage am Standort Unterpremstätten eine zentrale Rolle. Hier können sämtliche gefährliche, flüssige Abfallstoffe zum überwiegenden Teil zu Brauchwasser aufbereitet werden.

Die Anfangs vorgenommene Clusterung der Abfälle in drei Abfallherkunftsarten (Produktionsmaterialien: z.B. Metalle, Schweißdrähte, Leder, Späne; Indirekte Produktionsmaterialien: z.B. Betriebsmittel, Klebe- und Dichtmittel, Verpackungen; Nicht-Produktionsmaterialien: z.B. Vorbehandlungskemikalien, Instandhaltungsmaterialien) machte deutlich, dass die Voraussetzungen zur Kreislaufführung je nach Herkunftsart sehr unterschiedlich sind und damit die Entwicklung in Richtung Zero Waste begünstigen oder erschweren. Bei der Schließung von Kreisläufen ist es von zentraler Bedeutung die ökologische Zweckmäßigkeit, die technischen Möglichkeiten sowie die eventuell entstehenden Mehrkosten zu berücksichtigen. Für den Erfolg einer zunehmenden Kreislaufführung bedarf es einiger wesentlicher Voraussetzungen. Das beginnt beim Abnehmermarkt, der entweder bereits vorhanden sein muss oder zumindest geschaffen werden kann, über die möglichst sortenreine Erfassung und dem Vorhandensein geeigneter Recycling- bzw. Verwertungstechnologien bis hin zu den möglichst kurzen Transportwegen, die je nach Wert der Reststoffe variieren können.

Daneben gibt es auch Faktoren, die unter den bestehenden Rahmenbedingungen die Kreislaufführung negativ beeinflussen und dementsprechend Zero Waste Lösungen erschweren. Dies betrifft vor allem die verwertungs- bzw. aufbereitungsgerechte Zusammensetzung der Reststoffe (z.B. Stoffgemische oder Verbundwerkstoffe, die nur mit erhöhtem Aufwand getrennt werden können), spezifische Reststoffeigenschaften (Stückigkeit, Heterogenität, energetischer Wirkungsgrad,...), gefahrenrelevante Eigenschaften im Hinblick auf umweltgefährdende Stoffe aber auch die notwendige oder ausreichende Menge der Abfallstoffe. Speziell der letztgenannte Punkt steht zunächst im argen Widerspruch zu Zero Waste. Doch steht die Abfallwirtschaft vor dem Problem, dass sich technologische Lösungen und Automatisierung je nach Wert des Abfalls erst ab einer gewissen Menge wirtschaftlich rechnen. Das klingt im ersten Moment sinnwidrig, doch ist die Menge eines Stoffes eine relevante Barriere damit ein Abfall zur Ressource werden kann.

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Das Konzept hinter Zero Waste wird vor allem in weit entwickelten Abfallwirtschaften vor dem Hintergrund ihrer gesetzlich festgeschriebenen Ziele und Grundsätze skeptisch gesehen. Im internationalen Kontext wird der Begriff oft und auch missverständlich verwendet. Speziell aus einer

rein abfallwirtschaftlichen Perspektive benötigt es eine breite Diskussion um ein gemeinsames Verständnis damit die Potentiale im Netzwerk auch genutzt werden können. Unter den gegebenen Rahmenbedingungen im Hinblick auf Produktion und Konsum stoßen wir zwangsläufig auf Grenzen, sei es in Bezug auf die Unterbindung der Kreislaufführung von Schadstoffen oder die volkswirtschaftlichen Kosten höherwertiger abfallwirtschaftlicher Verwertungslösungen. Um diese zu überwinden und sich den Zielen von Zero Waste anzunähern braucht es die Zusammenarbeit über die gesamten Produkt- und Dienstleistungszyklen. Zusammen mit ProduzentInnen und KonsumentInnen können wir das abfallwirtschaftliche Know-how nutzen, um einen massiven Wandel der Art und Weise herbeizuführen, wie wir mit Stoffströmen in unserer Gesellschaft umgehen. Das führt uns im Kern zur Erkenntnis, dass es unter Einbezug der Ressourcen-, der Verschwendungs- und der Nutzenkomponente in den Zero Waste Begriff nicht mehr länger darum geht die Abfallwirtschaft kreislauffähig zu machen sondern vielmehr unser gesamtes Gesellschafts- und Wirtschaftssystem. Mehr als je zuvor liegt die Zukunft unserer Branche nicht in der Konfrontation sondern in der Kooperation (Roth & Pomberger 2010). Das Ausmaß der Kooperation liegt allerdings jenseits der uns bekannten Branchengrenzen.

LITERATUR

- Bertram, H.-U. (2013) *Ist eine Null-Abfallgesellschaft erstrebenswert?* In: Thomé-Kozmiensky, K. J.; Goldmann, D. (ed.) *Recycling und Rohstoffe – Band 5*. Neuruppin; Deutschland: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, S. 221-242.
- Davidson, G. (2011) *Waste Management Practices: Literature Review*. Nova Scotia; Canada: Dalhousie University. Online: [http://www.dal.ca/content/dam/dalhousie/pdf/sustainability/Waste%20Management%20Literature%20Review%20Final%20June%202011%20\(1.49%20MB\).pdf](http://www.dal.ca/content/dam/dalhousie/pdf/sustainability/Waste%20Management%20Literature%20Review%20Final%20June%202011%20(1.49%20MB).pdf). Stand Juni 2014.
- Dubislav, W. (1931) *Die Definition*. Leipzig; Deutschland: Felix Meiner.
- EU (2008) *Richtlinie 2008/98/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle*. Online: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0098&from=EN>. Stand Juni 2014.
- Hopp, W.J. & Spearman, M.L. (2008) *Factory Physics: Foundations of Manufacturing Management*. 3rd Edition. Long Grove; USA: Waveland Press.
- Klampfl-Pernold, H., Schmidt, G. & Heigl, M. (2012) *Ist die Abfallwirtschaft (noch) am Ende?* In: Lorber, K. E. et al. (ed.) *DepoTech 2012 - Tagungsband zur 12. DepoTech Konferenz*. Leoben; Österreich: IAE Eigenverlag.
- Lacy, P., Rosenberg, D., Drexell, Q. & Rutqvist, J. (2013) *5 Business Models That Are Driving The Circular Economy*. Online: <http://www.fastcoexist.com/1681904/5-business-models-that-are-driving-the-circular-economy>. Stand Juni 2014.
- Meadows, D., Zahn, E. & Milling, P. (1973) *Die Grenzen des Wachstums, Bericht des Club of Rome zur Lage der Menschheit*. Reinbek bei Hamburg; Deutschland: Rowohlt Taschenbuch. Online: <http://www.interfaceglobal.com/Sustainability/Our-Progress/Waste.aspx>. Stand Juni 2014.
- Pirker, H. (2013) *Internes Strategiepapier*. Feldkirchen bei Graz; Österreich: Saubermacher Dienstleistungs AG.
- Roth, H. & Pomberger, R. (2010) *Quo vadis Entsorger? Chancen und Risiken der privaten Abfallwirtschaft*. In: Lorber, K. E. et al. (ed.) *DepoTech 2010 - Tagungsband zur 11. DepoTech Konferenz*. Leoben; Österreich: IAE Eigenverlag. S. 77-84
- Scholz, R.W. (2011) *Environmental Literacy in Science and Society. From Knowledge to Decisions*. New York; USA: Cambridge University Press.
- Snow, W. & Dickinson J. (2001) *The end of waste: Zero waste by 2020*. Takapuna, Auckland; New Zealand: Zero Waste New Zealand Trust. Online: <http://www.zerowaste.co.nz/assets/Reports/TheEndofWaste.pdf>. Stand Juni 2014.
- Spiegelman, H. (2006) *Transitioning to Zero Waste – What can local governments do now?* Portland, Oregon; USA: Product Policy Institute. Online: http://www.rcbc.ca/files/u3/PPI_Zero_Waste_and_Local_Govt.pdf. Stand Juni 2014.
- Thompson, M. (1989) *Die Theorie des Abfalls – Über die Schaffung und Vernichtung von Werten*. Stuttgart; Deutschland: Verlagsgemeinschaft Klett-Cotta.
- Watson, S. (2013) *Making the waste hierarchy: just Ad Lansink*. Online: <http://www.isonomia.co.uk/?p=2556>. Stand Juni 2014.
- Womack, J.P. & Jones, D.T. (2003) *Lean Thinking – Banish Waste and create Wealth in your Corporation*. New York; USA: Free Press.

- Zaman, A.U. & Lehmann, S. (2013) The zero waste index: a performance measurement tool for waste management systems in a 'zero waste city'. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 50, pp. 123-132.
- Zero Waste Europe (2013) *From the 3 Rs to the Zero Waste hierarchy*. Online: <http://www.zerowasteurope.eu/2013/04/zero-waste-hierarchy/>. Stand Juni 2014.
- Zero Waste International Alliance (2009) *Zero Waste Definition*. Online: <http://zwia.org/standards/zw-definition/>. Stand Juni 2014.

Schlacken – Risiko oder Chance?

R Pomberger & D. Höllen

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Der Einsatz von Schlacken als Baustoff ist in Österreich umstritten. Die Umweltauswirkungen einer Verwertung beruhen auf dem Vorsorgeprinzip und werden durch Grenzwerte für Eluat und Gesamtgehalte definiert. Es wird gezeigt, dass gerade für Schlacken eine abfallmineralogische Beurteilung angewendet werden sollte, da die Umweltauswirkungen beim Einsatz von Stahlwerksschlacken wesentlich von der mineralogischen Phase abhängen in der die Schwermetalle vorliegen. Dabei sind auch die Prinzipien der Auslaugung und der Bildung von Sekundärmineralen zu berücksichtigen. Am Beispiel Chrom wird gezeigt, dass die Begrenzung des Gesamtgehaltes keine geeignete Methode zur Begrenzung der Umweltauswirkungen darstellt. Der Einsatz von Schlacken im Straßenbau, die Rückgewinnung von Metallen, der Einsatz als Untertageversatz zur Stabilisierung von untertägigen Hohlräumen und das Ökodesign von Schlacken werden als Chancen vorgestellt.

1 EINLEITUNG

Die Verwendung von Schlacken ist langjährige Praxis in Österreich aber auch in vielen europäischen Ländern. Dabei ist zu erkennen, dass Länder mit geringeren Hartgesteinsvorkommen den Einsatz von Schlacken eher liberal geregelt haben. Auch in Österreich ist der Einsatz von Schlacken aus der Stahlindustrie langjährige Praxis, Hochofenschlacke ist als Produkt anerkannt, LD Schlacken und EOS Schlacken wurden im Straßenbau eingesetzt.

In den letzten Jahren hat sich aber eine öffentliche Diskussion entwickelt, die die Verwertung von Schlacken in Frage stellt. Offensichtlich wird dabei die naturwissenschaftlich-technische Sichtweise von wirtschaftlichen, rechts- und steuerpolitischen Motivationen überlagert. In der öffentlichen Diskussion, die auch über die Medien ausgetragen wurde, besteht auch eine gewisse „Begriffsverwirrung“ und teils unqualifizierter Umgang mit naturwissenschaftlich-technischen Begriffen, so ist der Unterschied zwischen metallischem Chrom, Chrom (III) und Chrom (VI) einer breiten Öffentlichkeit kaum zu vermitteln oder wird von dieser ignoriert.

Durch die geplante Baustoffrecyclingverordnung soll auch der Einsatz von Stahlwerksschlacken neu geregelt werden. Es werden die Rahmenbedingungen für den Einsatz von Schlacken neu festgelegt (Einsatzbereiche, Qualitätsklassen, Grenzwerte). Aus verständlichen Gründen ist die Entstehung dieser neuen Verordnung von heftigen Diskussionen der Stakeholder und Interessenvertreter begleitet.

2 WAS SIND SCHLACKEN

Schlacke bezeichnet in der Metallurgie einen glasig oder kristallin erstarrten Schmelzrückstand nichtmetallischer Art. Es handelt sich dabei um ein Stoffgemisch, das sich aus basischen und sauren Oxiden zusammensetzt. (Hasse 2000) Es entsteht bei der Gewinnung von Metallen in der Erzverhüttung und weist massive bis poröse Eigenschaften auf.

Schlacken entstehen bei fast allen metallurgischen Herstellungs- und Verarbeitungsprozessen. Bei der Verhüttung bildet sich infolge ihrer geringeren Dichte eine homogene Schlackenschicht (so genannte Schlackendecke) auf dem Metallbad. Die Schlacke wird im Schmelzfluss vom Metall abgetrennt und anschließend in flüssigem Zustand zum Abkühlen in so genannte Beete abgegossen.

Die Produktmetalle der Hüttenprozesse sind in der Schlacke nur noch in geringem Umfang enthalten. Es wird zwischen folgenden Arten unterschieden:

- Hochofenschlacke (kurz HOS) entsteht aus den Zuschlägen der Herstellung von Roheisen im Hochofen.
- Stahlwerksschlacke, Konverterschlacke oder LD-Schlacke (kurz SWS oder LDS) aus den Zuschlägen der Herstellung von Stahl aus Roheisen stammt aus dem Stahlwerk.
- Elektroofenschlacke (kurz EOS) aus den Zuschlägen der Verhüttung von Stahlschrott entsteht im Elektrolichtbogenofen.
- Edelstahlschlacken (kurz EDS) stammen aus den Zuschlägen der Veredelung von Stahlliegierungen zu Edelstahl.
- Metallhüttenschlacke (kurz MHS) umfasst Schlacken aus den Zuschlägen der Verhüttung von Kupfer-, Zink-, Blei- und Chromerz mit Eisen als Austauschmetall.

MVA-Schlacken unterscheiden sich grundsätzlich von metallurgischen Schlacken. Die Rückstände der Abfallverbrennung entstehen im Gegensatz dazu nicht aus einer flüssigen Schmelze, sondern sind Aschen, wenn sie über ihren Erweichungspunkt erhitzt wurde, so dass sie nicht mehr in feinkörnigem oder pulvrigen Zustand vorliegt, sondern teigig oder gar (zäh-)flüssig wird. Insbesondere in Müllverbrennungsanlagen enthält der Verbrennungsrückstand neben der eigentlichen Asche auch einen hohen Anteil an inerten Fremdstoffen wie Metallschrott, Glas- und Keramikscherben, Steine, etc., die sich mit der Schlacke vermischen.

Stahlwerksschlacken sind synthetische Gesteine (Drissen 2004), die als Sekundärrohstoffe im Bauwesen weite Verwendung finden. In diesem Zusammenhang spielt das Auslaugverhalten von Stahlwerksschlacken im Hinblick auf die Umweltauswirkungen eine große Rolle. Gegenwärtig wird in Österreich neben dem Gehalt im Eluat der Gesamtgehalt an bestimmten Elementen als Maß für die Umweltauswirkungen von Stahlwerksschlacken herangezogen. Die zugrunde liegende Annahme lautet, dass der Gesamtgehalt die maximal freisetzbare Stoffmenge darstellt. Tatsächlich ist diese Annahme jedoch unrealistisch hoch, da eine vollständige Auflösung der Schlacke unter Einsatzbedingungen im Bauwesen aufgrund der Mineralogie von Stahlwerksschlacken weder empirisch zu beobachten noch physikalisch-chemisch möglich ist. Die tatsächlich maximal freisetzbaren Stoffmengen und Konzentrationen ergeben sich vielmehr aufgrund der Mineralogie von Stahlwerksschlacken, welche die Auslaugbarkeit maßgeblich beeinflusst.

Der Schwerpunkt dieses Artikels liegt im Bereich der Stahlwerksschlacken und ihrer Umweltauswirkungen.

3 UMWELTAUSWIRKUNGEN VON SCHLACKEN

3.1 Umwelt

Für eine Diskussion der Umweltauswirkungen von Sekundärrohstoffen muss der Umweltbegriff definiert werden: Unter Umwelt versteht man die Lebensumgebung von Organismen. Sie umfasst somit die Kompartimente Wasser, Boden und Luft. In der öffentlichen Diskussion wird zuweilen der Begriff „Boden“ fälschlich im Sinne von „Untergrund“ verwendet.

Zweifellos liegt der Einsatzort „Straße“ oder „Deponie“ in unserer Umwelt. Andererseits ist das in einem Bergwerk anstehende Gestein kein Boden und damit kein Bestandteil der Umwelt, wenn die Wechselwirkungen des Gesteins mit der Biosphäre nur marginal sind und somit keine signifikante Akkumulation organischer Substanz stattfindet, was die Bodendefinition nach ÖNORM L1050 (Austrian Standards Institute) ist. Bergversatz könnte sich demnach somit außerhalb der Umwelt befinden.

3.2 Vorsorgeprinzip

Eine wesentliche Grundlage der österreichischen Abfallgesetzgebung ist das Prinzip der Vorsorge (§ 1 AWG 2002). Dieses findet seine Grundlage in der Erklärung der UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung (UNCED) 1992 in Rio de Janeiro (§ 35 Abs. 2):

„Angesichts der Gefahr irreversibler Umweltschäden soll ein Mangel an vollständiger wissenschaftlicher Gewissheit nicht als Entschuldigung dafür dienen, Maßnahmen hinauszuzögern, die in sich selbst gerechtfertigt sind. Bei Maßnahmen, die sich auf komplexe Systeme beziehen, die noch nicht voll verstanden worden sind und bei denen die Folgewirkungen von Störungen noch nicht vorausgesagt werden können, könnte der Vorsorgeansatz als Ausgangsbasis dienen“.

Die Europäische Kommission hat die Anwendung dieses Prinzips näher erläutert (Mitteilung der Europäischen Kommission über die Anwendung des Vorsorgeprinzips 2000 § 6):

„Wird ein Tätigwerden für notwendig gehalten, so sollten die auf dem Vorsorgeprinzip beruhenden Maßnahmen u.a. [...] überprüft werden, sobald neue wissenschaftliche Daten vorliegen“.

Daraus kann die Anwendung von Grenzwerten für Gesamtgehalte abgeleitet werden. Dies allerdings nicht als Selbstzweck sondern solange keine neuen wissenschaftlichen Daten vorliegen. Wenn also abgesicherte Kenntnisse des tatsächlichen Freisetzungspotentials als Funktion der Material- und Umwelteigenschaften vorliegen, dann kann der Gesamtgehalt als Indikator in Frage gestellt werden (Abb.1).



Abb. 1: Ableitung von Grenzwerten.

3.3 Problematische Schwermetalle

Die fachliche Diskussion in Österreich im Rahmen des „Fachdialog LD und EOS Schlacken im Strassenbau“ zeigt (gut dokumentiert in UBA 2014), dass die Elemente Chrom, Fluor, Vanadium und Molybdän als umweltrelevant angesehen werden. Interessant ist, dass sich die öffentliche Diskussion nur auf das Chrom fokussierte und die Problematik von Vanadium und Molybdän erst im Zuge des Fachdialoges von einzelnen Vertretern eingebracht wurde.

Im Endbericht wurden folgende abschließenden Aussagen getroffen (Auszug):

Zu Chemie & Analytik: „Auf die Frage, ob Chrom (VI) aus im Straßenbau eingesetzter Schlacke durch Straßenabwässer eluiert werden kann, wurde angemerkt, dass Chrom in der Schlacke stabil eingebunden vorliegt und thermodynamisch die Bildung von Chrom (VI) nahezu ausgeschlossen ist. Wie die Eluatuntersuchungen zeigen konnten, geht insgesamt nur sehr wenig Chrom gesamt bzw. Chrom (VI) in Lösung ($\ll 0,01\%$). Nach der Elution ist unter natürlichen Bedingungen die Oxidation von Chrom (III) zu Chrom (VI) sehr unwahrscheinlich“.

Zur Thermodynamik: „In einem Kurzreferat wurde die Thermodynamik der chemischen Reaktionen bei der LD-Schlackebildung erläutert. Es wurde gezeigt, dass unter den gegebenen Bedingungen so gut wie ausschließlich Chromit (und damit Cr (III) und kein Cr (VI) gebildet wird. Ebenso ist aus thermodynamischen Gründen in der Schlacke Vanadium nicht in der problematischen Oxidationsstufe V beständig. Diese Aussagen gelten auch für EOS-Schlacke“ (Prof. Siebenhofer).

Zur Grundwasserbelastung: „Durch Chrom (VI) und Fluor sind selbst bei Annahme eines Worst Case-Szenarios auf Basis vorliegender Daten von LD-Schlacken aus dem Stahlwerk Linz durch den Einbau dieser Schlacken im Straßenbau keine negativen Auswirkungen auf das Grundwasser zu erwarten.

Für Vanadium können hingegen negative Auswirkungen auf das Grundwasser bei einem ungebundenen Einsatz der Schlacke ohne Deckschicht nicht zur Gänze ausgeschlossen werden. Ähnliches gilt vermutlich auch für Molybdän.“

„Eine grobe Abschätzung der Sickerwasserbelastung aus ungebundenen Schlackeablagerungen ergibt Chrom-Konzentrationen in der Größenordnung des Trinkwassergrenzwertes und des Schwellenwertes für Grundwasser.

Im Falle von Chrom ist auf Basis der vorliegenden Analyseergebnisse selbst bei Annahme eines „Worst-Case-Szenarios“ (Schlacke in ungebundener Form, hohe Sickerwasserkonzentration, Vernachlässigung natürlicher Rückhalteprozesse im Boden, geringes Verdünnungspotential durch das Grundwasser) im Normalfall nicht von einer signifikanten Beeinflussung der Grundwasserqualität durch Sickerwasser aus z.B. im Straßenbau eingesetzten Schlacken zu rechnen.“

Zur Wirkung auf die Luftbelastung: „Nach derzeitigem Wissensstand treten keine übermäßig hohen Schwermetallkonzentrationen im Nahbereich von Straßen auf, bei denen in der gebundenen Deckschicht LD-Schlacken eingesetzt wurde; alle Werte liegen unter den entsprechenden Richtwerten der WHO bzw. den EU-Zielwerten.“

Zur Abfall und Ressourcensicht: „Aus Ressourcen- und Abfallsicht hat der Einsatz von LD Schlacke als Straßenbaumaterial den Vorteil, dass der Verbrauch primärer basaltischer Baustoffe in Österreich verringert und Deponievolumen eingespart wird. Dies würde die Zunahme des Flächenverbrauchs und von Flächenversiegelung verringern und natürliche Ressourcen für die Nutzung zukünftiger Generationen einsparen.“

Zusammenfassend: „Generell wurde festgehalten, dass Einschränkungen hinsichtlich der Verwendung von LD- und EOS-Schlacke im Straßenbau sinnvoll und notwendig sind. Dafür sind verbindliche Qualitätskriterien für den Feststoffgehalt und für die Eluierbarkeit von Schwermetallen aus Schlacke notwendig. Dies gilt auch für die aus dem Straßenbau gewonnenen Recyclingbaustoffe. Einig war sich die ExpertInnenrunde darüber, dass kein Einsatz als ungebundene Deckschicht, im Grundwasserbereich oder als Dammschüttung erfolgen sollte“.

3.4 Vorkommen in der Umwelt

Die öffentliche Meinung hat ein sehr ambivalentes Verhältnis zu umweltrelevanten Stoffen wie z.B. Schwermetallen. Einerseits wird das Vorkommen eines bestimmten Elementes („Modeschadstoff“) ohne Rücksicht auf Mobilität, Toxizität, reale Einsatz- und Umweltbedingungen problematisiert (z.B. Medienberichte „Chrom in Schlacken vergiftet Österreich“), andererseits wird das natürliche Vorkommen ähnlicher Verbindungen und Minerale in der Natur in Gesteinen oder auch der alltägliche Umgang mit unseren Produkten und im Alltag völlig ignoriert.

Beispiele dazu:

- Natürliches Vorkommen von Chrom in einer Vielzahl an Gesteinen (Ultramafite, Diabase, Basalte, Schiefer, Gabbro, etc.) mit verbreitetem Abbau und Nutzung als Hartgesteine.
- Nutzung von metallischem Chrom in einer Vielzahl von Produkten des täglichen Lebens, in Form von Verchromungen und Edelstahl. Die glänzende Oberfläche entsteht durch Passivierung und Bildung einer dünnen Oxidschicht. Beispielhaft seien unser Edelstahlgeschirr und Essbesteck genannt, die neben ca. 18 % Chrom auch mehrere Prozent an Nickel enthalten und bei der Zubereitung von Lebensmitteln mechanischen Belastungen, bei hohen Temperaturen und schwankenden pH-Werten ausgesetzt werden.
- Erwünschter und akzeptiertes Vorkommen in Düngemittel. Chrom, Vanadium und Molybdän sind essentielle Spurenelemente, die gewisse biologische Funktionen erst ermöglichen.

- Vorkommen von Chrom (VI) in Verbrennungsrückständen von Holz und Holzkohle. Aufgrund der oxidativen Verbrennungsbedingungen und des natürlichen Chrom Gehaltes in Pflanzen liegt hier im Vergleich zu Schlacken hohe Chrom (VI) Belastungen vor.
- Nahrungsergänzungsmitteln (z.B für Sportler oder Senioren) werden mit Spuren an Chrom, Vanadium und Molybdän angereichert und sind rezeptfrei in großer Vielfalt verfügbar. Nicht ausgewogene moderne Ernährung führt verstärkt zu Mangelerscheinungen und zur medizinischen Empfehlung von Mineralstoff- und Vitaminpräparaten.

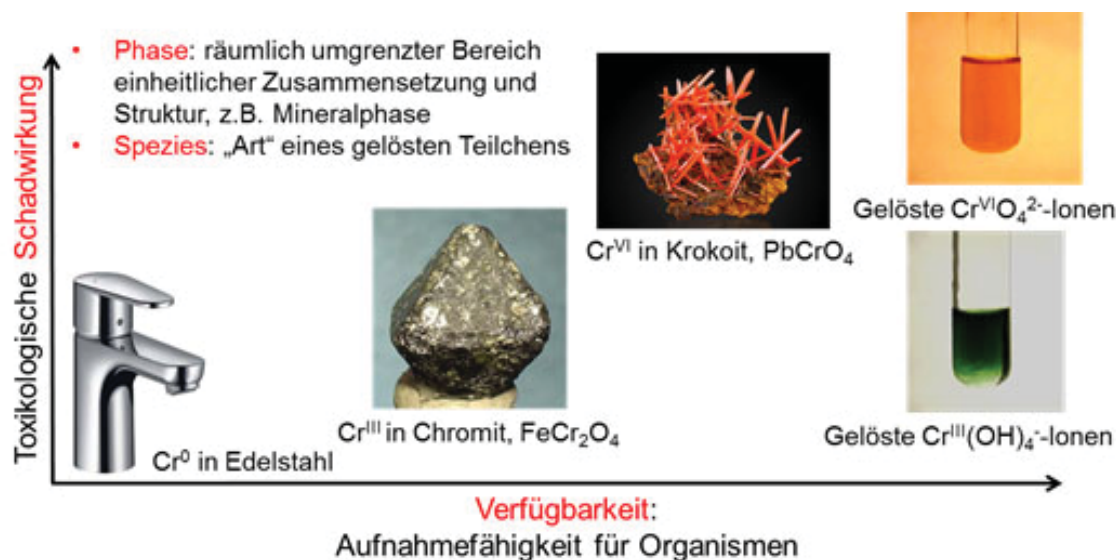


Abb. 2: Phasen- und Speziesabhängigkeit von Verfügbarkeit und Schädlichkeit.

Von der Öffentlichkeit übersehen wird auch, dass sich im Laufe der Geschichte erhebliche Mengen an Schlacken aus der Metallgewinnung in unserer Umwelt angesammelt haben. Eine Abschätzung auf Basis historischer Daten der Metallproduktion ergibt allein für die Steiermark für die Zeit vor 1900 eine Menge von ca. 5 Millionen Tonnen an Schlacken die aus prähistorische, antiken, mittelalterlichen und neuzeitlichen Schmelzöfen der Eisen, Kupfer und Bleigewinnung stammen (Joanneum 2005). Gerade diese Mengen an Schlacken wurden ungeordnet und in loser Schüttung abgelagert oder für Bauzwecke eingesetzt. Die Schwermetallgehalte sind aufgrund mangelnder Technologie im Vergleich zu heutigen Schlacken relativ hoch. Trotzdem sind kaum Umweltprobleme und Grundwasserverunreinigungen daraus bekannt.

3.5 Indikatoren

Gesamtgehalte ermöglichen grundsätzlich Information über die vorhandene Menge an Schadstoffen. Für die Verwertung im Sinne einer thermischen Behandlung (z.B. Ersatzbrennstoffe in Zementwerken) ist die Bestimmung und Bewertung dieser Gesamtgehalte aussagekräftig, da schwerflüchtige anorganische Metalle wie Chrom, Zink oder Kupfer bei den hohen Temperaturen im Zement chemisch fixiert werden, während flüchtige Komponenten wie Quecksilber in der Abluft zu finden sind. Werden andere Verwertungswege betrachtet, reicht die Bestimmung von Gesamtgehalten für eine Bewertung nicht aus. Im Falle einer Deponierung geben Gesamtgehalte keine Informationen darüber, ob die enthaltenen Komponenten unter bestimmten Umständen und Bedingungen auch freigesetzt werden können. Darüber können nur Eluatgehalte Aufschluss geben. Die Kombination beider ermöglicht Aussagen über die Reaktivität und das Verhalten im Deponiekörper sowie die potentielle Sickerwasserbelastung. Ob die Bewertung von Gesamtgehalten und/oder Eluatgehalten sinnvoll ist, hängt stark vom jeweiligen Verwertungs- bzw. Entsorgungsweg ab. Im Folgenden wird anhand eines Fallbeispiels einer Stahlwerksschlacke die Sinnhaftigkeit einer Bewertung von Gesamtgehalten in Frage gestellt.

Stahlwerksschlacken können aufgrund ihrer hervorragenden physikalischen Eigenschaften (Dichte, Festigkeit usw.) als Sekundärrohstoffe im Bauwesen (z.B. Tragschichten im Straßenbau) weite Verwendung finden. Das Auslaugungsverhalten von Stahlwerksschlacken spielt daher in Hinblick auf die Umweltauswirkungen eine große Rolle. Zurzeit wird in Österreich aber auch der Gesamtgehalt als Maß für die Umweltauswirkungen von Stahlwerksschlacken herangezogen. Obwohl der Gesamtgehalt die maximal freisetzbare Stoffmenge darstellt, ist die Annahme einer vollständigen Auflösung der Schlacke unter Einsatzbedingungen im Bauwesen aufgrund der Mineralogie nahezu unmöglich. Die Auslaugbarkeit wird in erster Linie durch die vorhandenen Mineralphasen bestimmt.

4 ABFALLMINERALOGISCHE BETRACHTUNG VON STAHLWERKSSCHLACKEN

4.1 Prinzipien der Auslaugung

Im thermodynamischen Gleichgewicht einer Stahlwerksschlacke mit einer wässrigen Lösung stellt sich eine Gleichgewichtskonzentration aller im System vorhandenen chemischen Elemente in der Lösung ein. Bei der Auflösung von Mineralphasen kann die Gleichgewichtskonzentration in der Lösung nicht überschritten werden. Jedoch kann durch Abfluss der gesättigten Lösung und Zufluss einer untersättigten Lösung ein größerer Anteil der Mineralphasen in Lösung gehen, als sich aus der Berechnung der gelösten Stoffmenge aus der Gleichgewichtskonzentration in der Lösung ergibt. Durch die Auflösung einer Mineralphase kann sich andererseits die Übersättigung einer anderen Phase ergeben, was zur Ausfällung dieser Phase führen kann, so dass die Gleichgewichtskonzentration eines gelösten Elements bzgl. der Primärphase unterschritten wird.

Diese Sekundärphasen, die sich an den Grenzflächen zwischen Primärphasen und wässriger Lösung bilden, bestimmen maßgeblich das Auslaugverhalten von Stahlwerksschlacken. Die Löslichkeit von primären und sekundären Schlackephase hängt vom pH-Wert, dem Redoxpotential sowie von der Gesamtheit der in der Lösung vorhandenen Elemente ab. Die initiale Zusammensetzung der Lösung vor der Reaktion mit Stahlwerksschlacken verändert sich durch diese Reaktion, so dass die Auflösung von Schlackephase als Funktion des Reaktionsweges und der Reaktionszeit in der Schlacke gesehen werden muss. Bei der Einstellung eines Gleichgewichts mit Stahlwerksschlacken stellen sich im Allgemeinen hoch alkalische Bedingungen ein. Natürliche Oberflächen-, Grund- und Bergwässer haben in der Regel einen geringeren pH-Wert. Somit kommt es mit zunehmender Interaktion zwischen wässriger Lösung und Stahlwerksschlacke zu einer Zunahme des pH-Wertes. Da die Löslichkeit vieler Mineralphasen in Stahlwerksschlacken mit steigendem pH-Wert abnimmt, ist selbst im Falle einer anfänglichen Mobilisierung mit einer späteren Re-Fixierung in Mineralneubildungen zu rechnen (siehe Abb. 3).

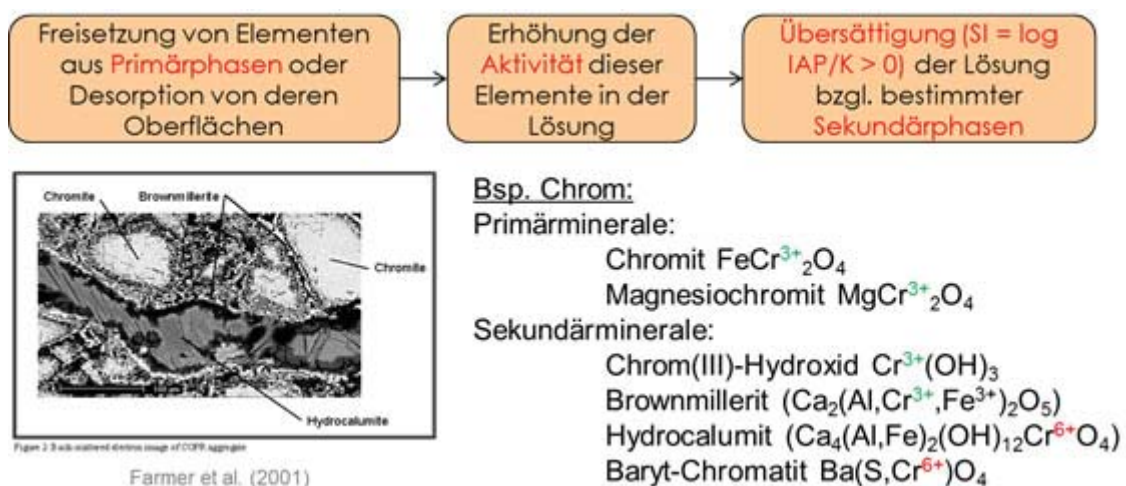


Abb. 3: Fixierung gelöster Elemente in Sekundärmineralen.

Es ist offensichtlich, dass die Geschwindigkeit, mit der sich der Gleichgewichts-pH-Wert einstellt, d.h. die Reaktionskinetik, eine entscheidende Rolle spielt. Die Kinetik der Auflösung von Mineralphasen hängt von der spezifischen Oberfläche bzw. der Grenzfläche zwischen Schlackenphasen und wässriger Lösung statt. Somit kommt der Schlackeaufbereitung eine große Bedeutung zu, da eine intensive Zerkleinerung zu einer Erhöhung der spezifischen Oberfläche führt. Hingegen ist der Einsatz in gebundenen Tragschichten auch deshalb vorteilhaft, weil dieser mit einer Verringerung der spezifischen Oberfläche verbunden ist. Die Reaktionskinetik hängt auch von der Fließgeschwindigkeit der perkolierenden Lösung ab.

Bei einer geringen Flussrate, bleibt die Lösung länger im Kontakt mit einem spezifischen Schlackekorn, so dass sich der pH-Wert eher hebt, bevor anfänglich gelöste Ionen abtransportiert werden können. Dies führt zu einer Wiederausfällung von Sekundärphasen in tieferen Bereichen eines hinreichend mächtigen Schlackenkörpers und verhindert damit eine Mobilisierung der entsprechenden Elemente. Diese Bedingungen sind z.B. in ungebundenen Tragschichten unter einer gebundenen Deckschichte einer Straße zu erwarten.

4.2 Beispiel Chrom in EOS-Schlacke

Am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft wurde im Zuge eines Forschungsprojektes eine Elektroofenschlacke eines österreichischen Stahlwerkes detailliert in Hinblick auf die Mineralphasen und die Auslaugbarkeit des Chroms untersucht, da diese Stahlwerksschlacke einen sehr hohen Chromgehalt von 1,68 Masseprozent aufwies. Im Zuge der Mineralphasenbestimmung mittels Röntgendiffraktometrie (XRD) und Elektronenstrahlmikroanalyse in Verbindung mit Energiedispersiver Röntgenspektrometrie (EDX) wurde festgestellt, dass das Chrom zum größten Teil in Form von chromreichen Spinellen $(\text{Fe,Mg})(\text{Cr,Al})_2\text{O}_4$ in der Schlacke gebunden ist. Spinelle sind in Stahlwerksschlacken die Hauptträger des Chroms (Aldrian et al. 2013), die Chromgehalte in den Begleitphasen spielen mengenmäßig keine Rolle. Spinelle sind Mineralphasen mit der allgemeinen Formel AB_2O_4 (Tossavainen & Forssberg 2000). In Hinblick auf Chrom existieren zwei bedeutsame Spinelle: Chromit, $\text{FeCr(III)}_2\text{O}_4$ und Magnesiochromit, $\text{MgCr(III)}_2\text{O}_4$. (Höllen & Pomberger 2014). Die Löslichkeit von Chromit ist unter natürlichen Bedingungen äußerst gering (Ball & Nordstrom 1998). Dies wird durch eine Vielzahl an wissenschaftlichen Beiträgen bestätigt (Aldrian et al. 2013; Drissen & Mudersbach 2012; Tossavainen & Forssberg 2000). Ungeachtet der geringen Löslichkeit ist es jedoch notwendig, die Kristallchemie der Spinelle genauer zu betrachten, da diese wesentlichen Einfluss auf die Löslichkeit hat. In einer vergleichenden Untersuchung zweier Stahlwerksschlacken (Höllen et al. 2013) wurde festgestellt, dass die Substitution von Sauerstoff durch Fluor in der Spinellstruktur die Freisetzung von Chrom negativ beeinflusst (Abb. 4).

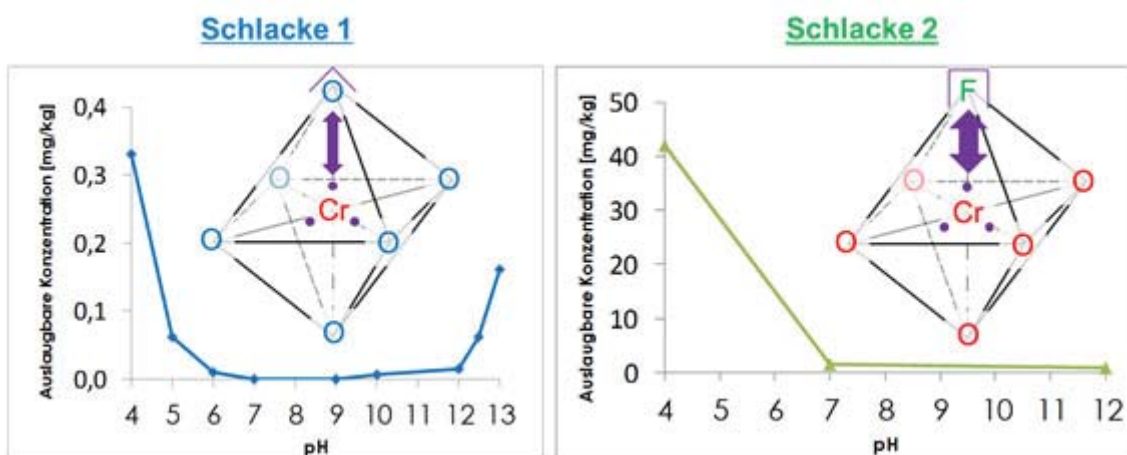


Abb. 4: Fallbeispiel: Schwächung der Bindung durch F-Substitution.

Neben der chemischen Zusammensetzung der Mineralphasen der Schlacke ist auch die Verteilung der chemischen Elemente innerhalb der einzelnen Phasen von Bedeutung. Spinelle, die aus einem Aluminium-reichen Rand und einem Chrom-reichen Kern bestehen sind z.B. in Bezug auf Auslaugung vorteilhafter als Spinelle mit einer homogenen Chrom-Aluminium-Verteilung. Grund dafür ist, dass der Aluminium-reiche Randbereich den Chrom-reichen Kern vor dem Kontakt mit der wässrigen Lösung schützt (Höllen et al. 2013, Abb. 5).

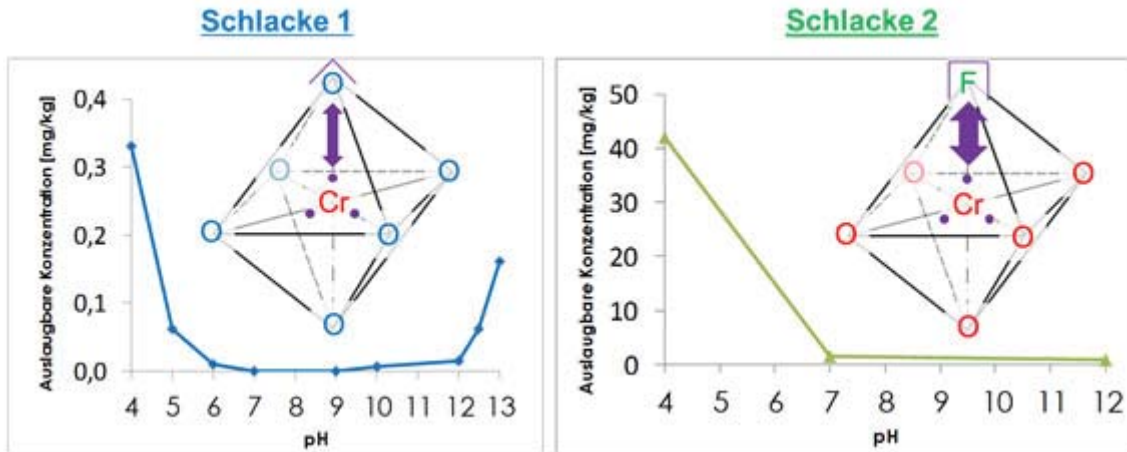


Abb. 5: Fallbeispiel: Auswirkungen von Zonierung und Realstruktur auf die Löslichkeit (Höllen & Pombberger 2014).

4.3 Schlüsse aus der Abfallmineralogie

Die Löslichkeit von primären und sekundären Schlackephasen hängt im Allgemeinen vom pH-Wert, dem Redoxpotential sowie von der Gesamtheit der in der Lösung vorhandenen Elemente ab. Bei der Einstellung eines Gleichgewichts mit Stahlwerksschlacken stellen sich im Allgemeinen hoch alkalische Bedingungen ein. Mit steigendem pH-Wert nimmt die Löslichkeit vieler Mineralphasen in Stahlwerksschlacken ab, weshalb selbst im Falle einer anfänglichen Mobilisierung mit einer späteren Re-Fixierung in Mineralneubildungen gerechnet werden kann. (Höllen & Pombberger 2014).

Der pH-Wert hat u.a. auch Einfluss auf die Speziation, in welcher ein Element in der Stahlwerksschlacke vorliegt. Die Wertigkeit wiederum spielt in Bezug auf die Umweltgefährlichkeit eine wesentliche Rolle, denn während die Spezies Chrom (III) ein essentielles Spurenelement für den Menschen darstellt, handelt es sich bei der sechswertigen Form, Chrom (VI), um einen stark kanzerogenen Stoff (Fehndorf 1995). Bei niedrigen pH-Werten < 4 kommt es zur Freisetzung von Chrom, wobei das gelöste Chrom als ungiftiges Chrom (III) vorliegt. Im neutralen pH-Bereich (um pH 8) kommt es zur Oxidation des gelösten Chrom (III) zu Chrom (VI), welches ebenfalls in Lösung vorliegt. Bei weiterer Verschiebung in den alkalischen Bereich sinkt die Löslichkeit des Chroms und es bilden sich sekundäre Chromphasen wie z.B. Chrom-Etringit (Höllen & Pombberger 2014).

Dieses Beispiel zeigt deutlich, dass die Bestimmung der Gesamtgehalte der Stahlwerksschlacke keine sinnvolle Untersuchungsmethodik zur Bewertung der Umweltgefährlichkeit darstellt. Auslaugversuche sind notwendige, aber nicht hinreichende Ansätze zum Verständnis und zur Beurteilung des Eluationsverhaltens. Erst die mineralogische Betrachtung liefert einen zentralen Beitrag zum umfassenden Verständnis über die Freisetzung von Schadstoffen.

5 CHANCEN DURCH VERWENDUNG VON SCHLACKEN

5.1 Einsatz im Strassenbau

Es ist derzeit fachlicher Konsens in Österreich, dass sowohl LD als auch EOS Schlacken nicht als Dammschüttung, als ungebundene Deckschicht oder im Grundwasserschwankungsbereich zum Einsatz kommen sollen (UBA 2014). Der Einsatz dieser Schlacken in der ungebundenen Tragschicht unterhalb einer gebundenen Deckschicht ist aus fachlichen Gründen nicht ausgeschlossen.

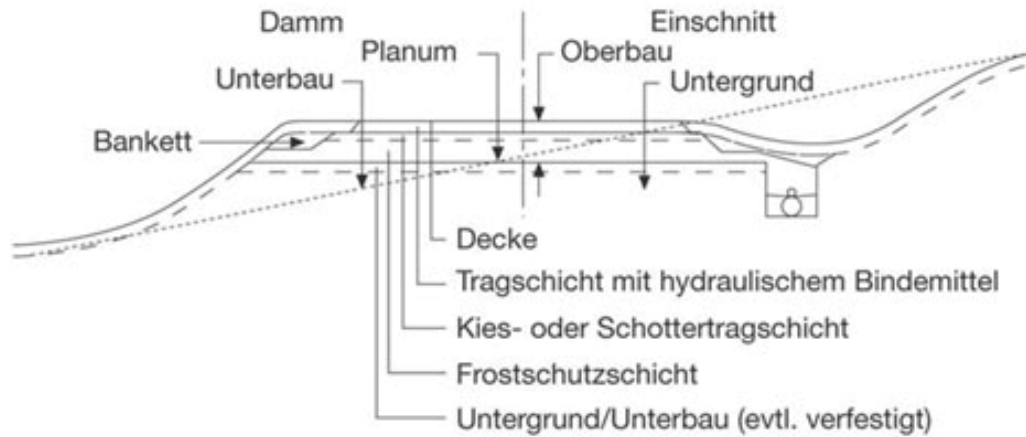


Abb. 6: Aufbau einer Straße mit Betonfahrbahndecke. (<http://www.beton.org/wissen/infrastruktur/aufbau-und-bemessung>).

Folgende Argumente sprechen für diesen Einsatz:

Deckschicht und gebundene Tragschicht verhindern weitgehend den Wasserzutritt zur ungebundenen Tragschicht. Geringe Wasserzuflüsse (geringe Flussrate) würden aus abfallmineralogischer Sicht eher zu einer Bildung von Sekundärphasen und weniger zu einer Auswaschung ins Grundwasser führen. Auch die Frachten sind als gering einzustufen. Eine Mobilisierung von Chrom, aber auch Vanadium und Molybdän ist unter diesen realen Bedingungen sehr unwahrscheinlich. Zusätzlich sind noch natürliche Rückhalteprozesse im Boden und das Verdünnungspotential durch das Grundwasser zu berücksichtigen.

Der Fachdialog (UBA 2014) kommt zum Ergebnis, dass „...selbst bei Annahme eines Worst Case-Szenarios durch den Einbau dieser Schlacken (...) im Straßenbau keine negativen Auswirkungen auf das Grundwasser zu erwarten ist. ...Für Vanadium können hingegen negative Auswirkungen auf das Grundwasser bei einem ungebundenem Einsatz der Schlacke ohne Deckschicht nicht zur Gänze ausgeschlossen werden. Ähnliches gilt vermutlich auch für Molybdän.“

Chrom ist also keinesfalls ein Problem beim Einsatz in ungebundener Tragschicht unter einer Deckschicht, und auch Vanadium und Molybdän könnten nur ohne einer Deckschicht im Worst-Case-Szenario problematisch werden. Daher wurde im Endbericht des Fachdialogs der Einsatz von Schlacken in der ungebundenen Tragschicht unter einer gebundenen Deckschicht nicht ausgeschlossen. (UBA 2014).

5.1.1 Negativ Beispiel

Dass der Einsatz von EOS-Schlacke unter bestimmten Bedingungen problematisch sein kann zeigt ein Beispiel aus Bayern. So wurde bei einer mehrere Meter mächtigen Straßendammschüttung aus ungebundener EOS-Schlacke und einer Lärmschutzwand, in die auch Niederschlagswässer eingeleitet wurden, im Grundwasser vergleichsweise hohe Schwermetallkonzentrationen nachgewiesen. Dies ist ein Beispiel für nicht geeignete Bedingungen, nämlich freie Dammschüttung. Das UBA kommt aber zum Schluss, dass in einem solchen Szenario Umweltbelastungen bei freier Schüttung auch bei natürlichen Gesteinen mit hohen Schwermetallgehalten möglich sei (UBA 2014).

5.2 Rückgewinnung von Metallen

Aus MVA Schlacken

Bunge (2014) beschreibt ausführlich die Zusammensetzung von MVA Schlacken (Rostaschen). MVA Schlacken bestehen aus einem Gemisch von mineralischen und metallischen Bestandteilen. Für eine Metallgewinnung im technischen Maßstab sind nur Metallkörner größer 2 mm von Bedeutung, denn nur diese lassen sich mit konventionellen trockenmechanischen Mitteln gewinnen. Schweizer MVA Schlacke enthält ca. 9 % ausbringbares Eisen und 3,5 % ausbringbare Nichteisenmetalle (davon mehr als die Hälfte Aluminium). Eisen und Kupfer schmelzen bei MVA typischen Temperaturen nicht und werden daher in ihrer ursprünglichen Morphologie ausgebracht. Bei Aluminium liegt der Schmelzpunkt bei etwa 600 Grad Celsius, sodass es aufgeschmolzen wird und zu massigen Körpern erstarrt. Dünnwandige Aluminiumbleche (z.B. Dosen) erleiden einen deutlichen Oxidationsverlust von ca. 20 % und Folien verbrennen weitgehend.

Die Rückgewinnung von Eisen ist ziemlich einfach und kann auch durch mobile Maschinen erfolgen. Die Rückgewinnung der Nichteisenmetalle (Al, Cu,) und Edelstahl erfordert höheren aufbereitungstechnischen Aufwand und kann trockenmechanisch bis zu einer Korngröße von etwa 2 mm erfolgen. Als Potentiale kann die gezielte Rückgewinnung von Münzen und Gold überlegt werden.

MVA Schlacken sind im Vergleich zu metallurgischen Schlacken sehr inhomogen, weil nur ein Teil aufgeschmolzen wird und wesentliche mineralische und metallische Anteile in leicht veränderter Form erhalten bleiben. Es ist daher durchaus möglich aus diesem Gemisch schadstoffarme Fraktionen mit mechanischer Aufbereitung zu gewinnen, die bautechnische Verwendung finden können. Der Einsatz solcher Fraktionen im Straßenbau ist in Österreich derzeit nicht üblich. Für die gezielte Herstellung geeigneter Baustoffe fehlen die entsprechenden Anlagen und die Akzeptanz. Im Gegensatz dazu wird in mehreren europäischen Ländern großtechnische Aufbereitung von MVA Schlacken und die Produktion von Baustoffen betrieben. In Deutschland werden 34 % der aufbereiteten MVA Schlacke im Straßenbau, 49 % für den Deponiebau und 10 % im Versatz eingesetzt (Briese et al. 2014).

Aus Stahlwerksschlacken

Die Rückgewinnung von Restmetallen aus Stahlwerksschlacken ist Stand der Technik und mit einfacher mechanischer Verfahrenstechnik möglich. Bei Edelstahlschlacken erfolgte bis 2013 in Österreich keine Verwertung der Restmetalle, die Schlacken wurden trotz eines Gehaltes von mehreren Prozent an hochlegierten Edelstahl lediglich deponiert. Seit 2014 ist in Mitterdorf (Steiermark) eine Aufbereitungsanlage in Betrieb, die mit trockener und nasser Aufbereitung (Setzmaschinen) die hochlegierten Restmetalle abtrennt und diese auch nach ihrer Zusammensetzung sortiert. Die hergestellten Gesteinskörnungen weisen zwar ausgezeichnete bautechnische Eigenschaften auf, können derzeit aber nicht als Baustoff eingesetzt werden. Auch die geplante Recyclingbaustoffverordnung sieht derzeit keine Möglichkeit einer Verwertung vor. Sollte in absehbarer Zeit aber keine Verwertungslösung für diesen Hauptmassenstrom gefunden werden, so könnte die Rückgewinnung von hochlegierten und teils kritischen Metallen grundsätzlich in Frage gestellt werden.

Die Rückgewinnung von Metallen sowohl aus MVA Schlacken als auch aus metallurgischen Schlacken betrifft immer nur einen kleinen Massestrom. Der Hauptmassenstrom ist der mineralische Anteil, für den es in Österreich noch keine geregelten Verwertungswege gibt. Diese zu finden und aufzubauen sollten wir nicht als Risiko sondern als Chance erkennen.

5.3 Einsatz als Bergversatz

Bergversatz ist nicht zu verwechseln mit der Untertagedeponierung. Gerade metallurgische Schlacken können als Bergversatz, d.h. der geotechnisch erforderlichen Verfüllung unterirdischer Hohlräume, aus umwelttechnischer sinnvoller eingesetzt werden. Neben Abbauhohlräumen in Bergwerken bestehen in Österreich auch viele alte Hohlräume, die aus umwelttechnischer und sicherheitlicher Sicht stabilisiert werden sollten.

In der öffentlichen und wissenschaftlichen Diskussion spielt die Freisetzung von Schwermetallen (z.B. Chrom) aus Stahlwerksschlacken eine große Rolle. Die Verfahrensrichtlinie des Bergmännischen Verbandes Österreichs (BVÖ) legt fest, dass die chemische Unbedenklichkeit durch Elutionsversuche des Versatzkörpers nachgewiesen werden muss. Zusätzlich dienen die Gesamtgehalte als Beurteilungskriterium, wobei die „Lage, Form und Größe des Versatzkörpers“ und die hydrogeologischen Rahmenbedingungen incl. der Permeabilität von Gebirge und Versatz zu berücksichtigen sind (BVÖ 2013).

5.3.1 Technische Notwendigkeit und Anforderungen

Die Verfüllung unterirdischer Hohlräume ist aus geomechanischen Gründen erforderlich und dient den öffentlichen Interessen in sicherheitlicher, ökologischer, ökonomischer und bergtechnischer Hinsicht (BVÖ 2013). Insbesondere dient Bergversatz zur Prävention von Setzungserscheinungen durch Verbruch von Stollen. Zudem kann durch den Einsatz von Bergversatz die Lagerstätte besser ausgenutzt werden, da weniger Gestein zum Tragen des Gewölbes benötigt wird, wenn dieses durch Versatzmaterial ersetzt wird.

Die Anforderungen an Versatzmaterial können nicht allgemeingültig qualitativ und quantitativ definiert werden. Parameter wie der E-Modul, die Kohäsion, die Tragfähigkeit und die Entwässerungseigenschaften spielen jedoch in typischen Fallbeispielen eine Rolle (Hohl & Frömmer 2013).

Auch wenn es unter sehr ungünstigen Bedingungen (z.B. saure Grubenwässer) in den oberen Bereichen eines Versatzkörpers zur Lösung von Chrom (III) kommt, und dieses zu Chrom (VI) oxidiert werden kann, so bilden sich bei hinreichender mächtiger Schüttung in den unteren Bereichen sekundäre Chromminerale, die das Chrom wieder im Versatzkörper fixieren und den Austrag verhindern (Abb. 7).

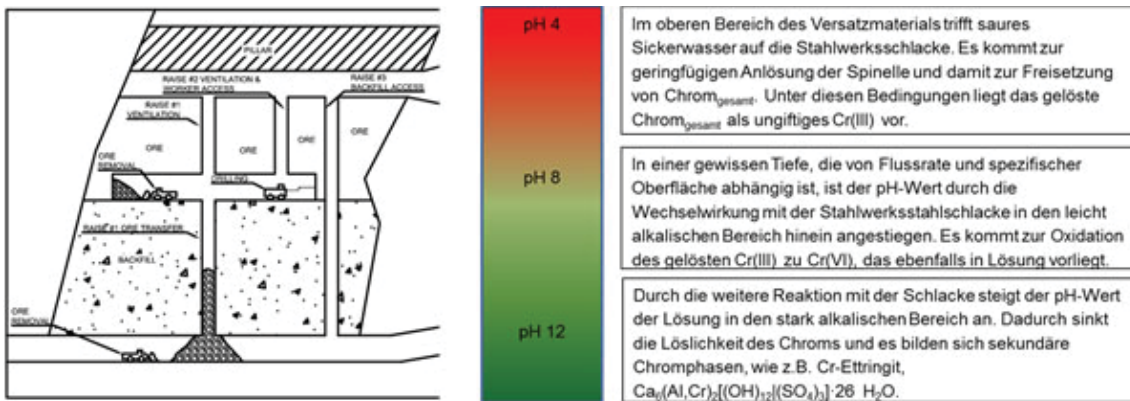


Abb. 7: Aufbau eines Versatzkörpers in einem Untertagebergbau sowie Mobilisierung und Refixierung im Versatzkörper ([https://queensminedesign.miningexcellence.ca/images /d/d1/Cut_and_fill_schematic.png](https://queensminedesign.miningexcellence.ca/images/d/d1/Cut_and_fill_schematic.png), Höllen et al. 2014).

5.3.2 Ressourceneffizienz und Bergversatz

In Bergwerken mit einem hohen Produkt-Masse-Ausbringen (z.B. Magnesit-, Kalk- oder Gipsbergwerke) reichen die Berge sowie die Rückstände der Aufbereitung nicht aus, um alle durch den Bergbau entstandenen Hohlräume zu verfüllen. In diesen Fällen ist es aus Gründen der Ressourceneffizienz sinnvoller, Sekundärrohstoffe als Versatzmaterial zu verwenden, als in einem Steinbruch eigens Primärmaterial zu diesem Zweck abzubauen. Der Verzicht auf den Abbau von Versatzmaterial eigens zu diesem Zweck verringert zudem die bergbaubedingten Eingriffe in das Landschaftsbild, Emissionen von Staub und Lärm durch Bohrungen und Sprengungen sowie den Einsatz von Sprengstoffen mit den damit verbundenen Rückständen im Gestein und in der Umwelt.

5.3.3 Freisetzung von Schadstoffen in die Umwelt

Dennoch kann es zu einer Freisetzung von Schadstoffen aus Bergversatzmaterial in die Umwelt auf indirektem Wege über das Grubenwasser kommen, so dass für den Einsatz schadstoffbelasteter Versatzmaterialien solche Gesteinsformationen geeigneter erscheinen, in denen der Wasserzutritt gering ist. Dies ist insbesondere in folgenden Umgebungen der Fall (Höllén et al. 2014):

- Geologische Formationen, die nachweislich über geologische Zeiträume hinweg weitestgehend trocken gewesen sein müssen, z.B. Salzstöcke ohne Subrosionserscheinungen;
- Tektonische Einheiten, die über geologische Zeiträume hinweg nur wenig Deformation erfahren haben und daher kaum zerklüftet sind, z.B. Kratone;
- Lithologien, die auf mechanische Beanspruchung plastisch reagieren, z.B. Tone und Salze .

Anhaltspunkte für Gefahren eines Wassereintruchs sind hingegen:

- Lösungserscheinungen, z.B. Verkarstung;
- Tektonisch aktive Bereiche, z.B. Subduktionszonen, Transformstörungen, Kollisionszonen;
- Starke Klüftung des Gesteins;
- Lithologien, die auf mechanische Beanspruchung spröde reagieren, z.B. Schiefer.

5.3.4 Bewertung

Angesichts der technischen Notwendigkeit des Bergversatzes und unter Berücksichtigung der Ressourceneffizienz ist der Einsatz von Sekundärrohstoffen als Bergversatz umwelttechnisch sinnvoll. Der Einsatz von sekundären Rohstoffen als Bergversatz sollte in Gesteinsformationen ähnlicher mineralogischer Zusammensetzung, in denen der Grubenwasserfluss gering ist, erfolgen.

Stahlwerksschlacken stellen geeignete Versatzmaterialien dar, wobei der Einsatz in gebundener Form erfolgen sollte, um eine Freisetzung von Schadstoffen zu vermeiden. Der Einsatz in ungebundener Form erfordert strengere Kriterien, ist aber unter geeigneten Bedingungen ebenfalls vertretbar.

Beim Einsatz von Stahlwerksschlacken sollten große Volumina eingesetzt werden, um eine Einstellung des pH-Wertes des Grubenwassers in einem für die Freisetzung von Chromgesamt unbedenklichen hochalkalischen Bereich zu ermöglichen. Gerade unter dem Gesichtspunkt der Bildung von Cr (VI) unter oxidierenden Bedingungen ist eine stoffliche Verwertung chromhaltiger Sekundärrohstoffe als Bergversatz einer Deponierung über Tage vorzuziehen, weil in einem vollständig verfüllten und wassergesättigten Hohlraum stärker reduzierende Bedingungen herrschen als bei einer der Atmosphäre ausgesetzten obertägigen Ablagerung.

Auch im Hinblick auf die Langzeitstabilität ist die stoffliche Verwertung von Sekundärrohstoffen mit signifikanten Schadstoffgehalten als Bergversatz einer Deponierung über Tage vorzuziehen, weil Deponien über geologische Zeiträume hinweg weit schneller durch exogene Kräfte zerstört werden können als ein Bergwerk, in dem überwiegend endogene Kräfte wirken (Höllens et al. 2014).

5.4 Modifizierung von Stahlwerksschlacken zur Verringerung der Auslaugbarkeit

Die Kenntnis der Bildungsbedingungen spezifischer Mineralphasen, die umweltrelevante Elemente wie Cr, Mo und V fest und dauerhaft binden, ermöglicht somit die maßgeschneiderte Produktion von Schlacken „Ökodesign von Schlacken“. Parameter, die hierbei eine Rolle spielen, sind z.B. die Abkühlrate (Loncar et al. 2009), die Sauerstoff fugazität (Lee et al. 2010), das CaO/SiO₂-Verhältnis und der Mg-Gehalt im System (Cabrera-Real et al. 2012). Demzufolge können durch thermochemische Behandlung von Stahlwerksschlacken Metalle nicht nur in eine noch weniger auslaugbare, sondern auch in eine besser rückgewinnbare Form überführt werden (Adamczyk 2010).

Die Umsetzung im industriellen Maßstab ist aber eine produktionstechnisch sehr schwierige Herausforderung und muss auch wirtschaftlich vertretbar sein, da sich Stahlwerke im internationalen Wettbewerb befinden.

6 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Abfallmineralogie und Gesamtgehalt

Zur Beurteilung von Umweltauswirkungen ist gerade der Gesamtgehalt nur eine erste Näherung zur Beurteilung. Vielmehr sind die mineralogischen Phasen, in denen ein elementarer Schadstoff vorliegt, und die Umweltbedingungen seines tatsächlichen Einsatz- oder Ablagerungsortes zu prüfen. Dies bedeutet aber, dass einsetzspezifische Einzelfallprüfungen zugelassen werden müssten und dass das einfache Beurteilungssystem zugunsten eines komplexeren und individuelleren Beurteilungssystems geändert werden müsste. Neben den etablierten chemischen Analyseverfahren sollten zukünftig auch Phasen bestimmende Verfahren der „Abfallmineralogie“ zur Beurteilung von Umweltauswirkungen herangezogen werden.

Das Auslaugverhalten von Stahlwerksschlacken lässt sich auf die mineralogische Zusammensetzung zurückführen, wobei die Elementverteilung zwischen und innerhalb primärer sowie sekundärer Mineralphasen eine entscheidende Rolle spielt. Gesamtgehalte lassen hingegen keinen Rückschluss auf das Auslaugverhalten zu, während Auslaugversuche einen notwendigen, aber nicht hinreichenden Ansatz zum Verständnis und zur Beurteilung des Auslaugverhaltens von Stahlwerksschlacken darstellen.

Ausblick

In einem Forschungsprojekt („MiLeSlag“ – Mineralogy and Leachability of Steel Slags“) soll ein konsistentes und fundiertes Modell erstellt werden, das - durch thermodynamische Modellierung gestützt und durch empirische Beobachtungen validiert – erklärt, wie welche mineralogischen Charakteristika von Stahlwerksschlacken das Auslaugverhalten welcher Elemente unter welchen hydrogeochemischen Bedingungen steuern. Derartige Erkenntnisse können langfristig angewandt werden, um durch entsprechende Konditionierung bereits bei der Produktion im Sinne des „Ökodesigns von Stahlwerksschlacken“ deren Auslaugbarkeit zu minimieren und ihren Einsatz als ressourcenschonenden, umweltfreundlichen Baustoff nachhaltig gewährleisten (Abb. 8).

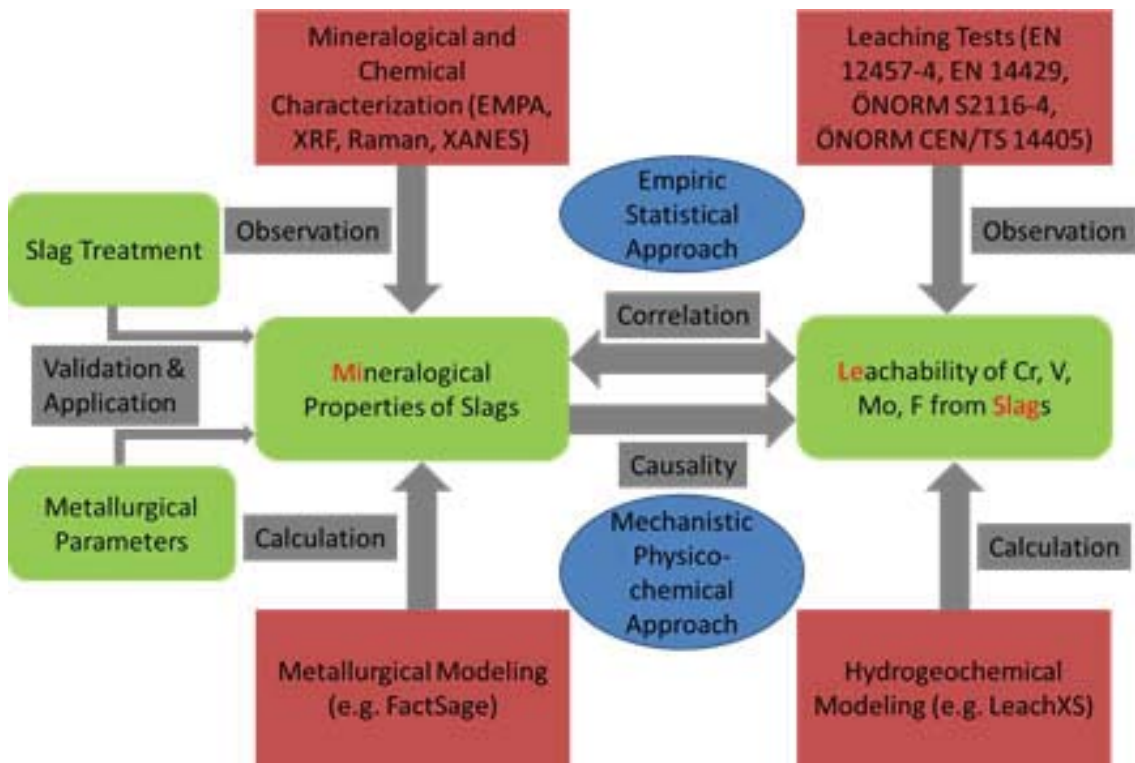


Abb. 8: Projektskizze des geplanten Forschungsprojekts MiLeSlag – Mineralogy and Leachability of Steel Slags.

Chancen und Risiken

Die Verwertung von Schlacken zeigt sowohl Risiken als auch Chancen. Die Risiken gilt es zu begrenzen und die Chancen gilt es zu nützen. Durch besseres Verständnis der abfallmineralogischen Zusammenhänge gelingt es das Schadstoffrisiko zu verringern, weil realen Umweltbedingungen und das mineralogische Verhalten von Schadstoffen genauer beschrieben werden kann, als durch die bisher üblichen Indikatoren.

Lösen von Paradigmen

Die Beurteilung von Umweltrisiken baut teilweise auf Paradigmen auf, die sich in der Vergangenheit bewährt haben und die im Allgemeinen nicht in Frage gestellt werden. Gerade die Beschäftigung mit Schlacken zeigt aber, dass manche dieser Paradigmen zu voreiligen Schlüssen führen können und sinnvolle Verwertung erschweren oder sogar verhindern können.

Ressourcenschonung

Die derzeitigen abfallrechtlichen Regelungen erschweren zunehmend die Verwertung von Schlacken. Die Rückgewinnung von Metallen und die Nutzung der bautechnischen Eigenschaften sind aber auch ein wesentliches Ziel der Abfallwirtschaft (Ressourcenschonung). Die Alternative ist die verstärkte Deponierung dieser bedeutenden Massenströme und der verstärkte Abbau von primären Rohstoffen. Dass diese Primärgewinnung auch mit Umweltbelastungen verbunden ist, wird zumindest in der Öffentlichkeit meist übersehen. Natürlich stehen einem verstärkten Einsatz von sekundären Rohstoffen auch Interessen von Stakeholdern entgegen. Diese auszugleichen ist die Rolle der Politik und nicht der Wissenschaft. Aus fachlicher Sicht gibt es gute Gründe die Verwertung von Schlacken, seien es MVA-Schlacken oder metallurgische Schlacken, voranzutreiben und nicht zurückzufahren.

LITERATUR

- Adamczyk, B., et al. (2010) Recovery of chromium from AOD-converter slags. *steel research int.* 2010, Bd. 81, 12, S. 1078-1083.
- Aldrian, A., Sarc, R., Czyzykiewicz, P. & Pomberger, R. (2013) Assessment of the Mobility of Chromium in a Quality Assured Electric Arc Furnace Slag. In: *Environment Abstracts. Eighth Annual International Conference on Environment*, S. 15 -16.
- Ball, J. & Nordstrom, D. (1998) Critical evaluation and selection of standard state thermodynamic properties for chromium metal and its aqueous ions, hydrolysis species, oxides, and hydroxides. *Journal of chemical & Engineering Data*, Bd. 43 (6), S. 895-918.
- Bergmännischer Verband Österreich (2013) Verfahrensrichtlinie - Versatzsysteme im untertägigen Bergbau. Fachausschuss für Untertagebergbau.
- Briese, D., Herden, A. & Esper, A. (2014) Markt für Sekundärrohstoffe in der Baustoffindustrie bis 2020 – Kraftwerksnebenprodukte, MVA-Schlacken und Recycling-Baustoffe – In: Thomé-Kozmiensky, K.J. *Mineralische Nebenprodukte und Abfälle – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen*. Vivis Verlag, Neuruppin.
- Bunge, R. (2014) Wieviel Metall steckt im Abfall? In: Thomé-Kozmiensky, K.J. *Mineralische Nebenprodukte und Abfälle – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen*. Vivis Verlag, Neuruppin.
- Buxbaum, I., Denner, M., Döberl, G., Nagl, C., Reisinger, H., Schneider, J. & Uhl, M. (2014) Fachdialog LD und EOS Schlacke im Strassenbau. Endbericht. Umweltbundesamt, Wien, Internet: http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/aktuelles/Endbericht_Fachdialog_Schlacke_April_2014.pdf
- Cabrera-Real, H., et al. (2012) Effect of MgO and CaO/SiO₂ on the immobilization of chromium in synthetic slags. *Journal of Material Cycles and Waste Management*. 2012, Bd. 14, S. 317-324.
- Drissen, P. (2004) *Eisenhüttenschlacken – industrielle Gesteine*. Report des FEhS Band. 1. Institut für Baustoff-Forschung. Germany.
- Drissen, P. & Mudersbach, D. (2012) Entwicklung von Baustoffen aus Edelmetall-schlacken für Flächen-sanierung und Deponiebau. FEhS – Institut für Baustoff-forschung, Bd. 19, S. 1-6.
- Fendorf, S.E. (1995) Surface reactions of chromium in soils and waters. *Geo-derma* 67(1-2), S. 55-71.
- Hasse S. (2000) *Giesserei Lexikon*. Berlin, Germany: Fachverlag Schiele & Schoen.
- Hohl, W. & Frömmer, T. (2013) Die Versatzrichtlinie des BVÖ: ein Leitfaden für die zeitgemäße Planung eines Versatzmaterials. *Berg- und Hüttenmännische Monatshefte* 158, S. 410-423.
- Hölln D., Galler R., Eisenberger M. & Pomberger R. (2014): Umwelttechnische Aspekte des Einsatzes von Schlacken als Versatz im Bergbau. *Mining Report*. Band 150, Weinheim.
- Hölln, D. & Pomberger, R. (2014) Mineralogie und Auslaugbarkeit von Stahlwerksschlacken. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. *Mineralische Nebenprodukte und Abfälle – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen*. Vivis Verlag, Neuruppin, S. 377-385.
- Hölln, D., Schubernig, M., Aldrian, A., Czyzykiewicz, P, Sarc, R. & Pomberger, R. (2013) Mineralogy and Leachability of Iron and Steel Work Slags. *Mitteilungen der Österreichischen Mineralogischen Gesellschaft*. Bd. 159, S. 67.
- Joanneum (2005) *Abfallwirtschaftliche Anforderungen an den Bergbau in der Steiermark für den Übergang zu einer nachhaltigen Stoffflusswirtschaft*. Aktualisierung und Zusammenfassung. Joanneum, Graz.
- Lee, H-H., Kwon, S.-J. & Jang, S.-U. (2010) Effects of PO₂ at Flux State on the Fluorine Dissolution from Synthetic Steelmaking Slag in Aqueous Solution. *ISIJ International*. 2010, Bd. 50, 1, S. 174-180.
- Loncinar, M., et al. (2009) The Effect of Water Cooling on the Leaching Behaviour of EAF Slag from Stainless Steel Production. *Materials and Technology*. 2009, Bd. 43, 6, S. 315-321.

- Mocker, M. & Faulstich, M. (2014) Baustoffliche Verwertung und Umweltverträglichkeit von Elektroofenschlacke – Langzeitstudie am Beispiel der B16. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. Mineralische Nebenprodukte und Abfälle – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Vivis Verlag, Neuruppin, S. 365-375.
- Tossavainen, M. & Forssberg, E. (2000) Leaching behaviour of rock material and slag used in road construction – a mineralogical interpretation. Steel Research 71(11), S. 442-448.



Die 1. Adresse für neue
Umweltechnologien - www.eco.at



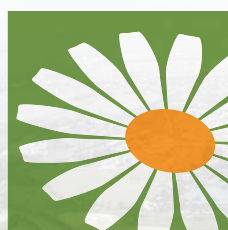
ASK → ←
Access to Sustainable Knowledge

die **Cleantech
Community**

"Schließen Sie sich den
Top-Experten an, und
tauschen Sie Ihre
Erfahrungen weltweit aus."

Alle Fachbeiträge der
DepoTech jetzt online
unter www.ask-eu.de

*kostenfrei für
Tagungsteilnehmer!*



ISWA Austria

International Solid Waste Association

ISWA Austria ist das „National Member“ der ISWA (International Solid Waste Association) in Österreich und bietet seinen Mitgliedern die Schnittstelle zur internationalen Abfallwirtschaft.

Die ISWA zählt heute mehr als 1.400 Mitglieder in 102 Staaten und ist der weltweite Verband von ExpertInnen und PraktikerInnen der Abfallwirtschaft.

Nähere Informationen finden Sie unter www.iswa.at sowie www.iswa.org.

Vorträge

Abfall vs. Nebenprodukt – Eine Österreichische Geschichte

M. Eisenberger

Umweltrechtsconsulting, Rechtsanwalt, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Am Beispiel des rechtlichen Umganges mit der Stahlwerkschlacke wird in diesem Artikel aufgezeigt, dass die in der Abfallrahmenrichtlinie aufgestellten und vom Bundesgesetzgeber aus dem EU-Recht übernommenen Prinzipien und Grundsätze des Abfallrechts in Österreich leere Worthülsen sind. Ressourcenschonung und Nachhaltigkeit werden bei der Frage ob es sich bei einem Produktionsrückstand um einen Abfall oder um ein Nebenprodukt handelt, außen vor gelassen. Das Abfallrecht wird dazu „missbraucht“ Markt- und Klientelpolitik zu betreiben. Zum Schaden der Wirtschaft und zum Schaden der Umwelt.

1 EINLEITUNG

Das Abfallrecht hat in Österreich eine lange Tradition. Diese Tradition hat dazu geführt, dass sich die Abfallwirtschaft in den letzten 20 Jahren zu einem bedeutenden Wirtschaftszweig entwickelt hat und mehr als 30.000 Beschäftigten als Einkommensgrundlage dient. Ein kleiner aber immer wichtiger werdender Teil dieses Abfallrechts betrifft die Unterscheidung zwischen Nebenprodukt und Abfall. Bereits seit dem Jahr 2002 ist der Begriff des Nebenproduktes Bestandteil der österreichischen Rechtsordnung. Durch die Judikatur des EuGH und die Abfallrahmenrichtlinie hat dieser Begriff Eingang in das Abfallrecht gefunden. Im Jahr 2011 wurde dieser Begriff dann, in Umsetzung der neuen EU-Abfallrahmenrichtlinie im AWG 2002 kodifiziert. Man sollte nun meinen, dass durch die Erläuterungen der Europäischen Kommission zu diesem sehr komplexen Thema, die Frage ob eine Sache Abfall oder Nebenprodukt ist, geklärt sein sollte. In diesem Land gehen die Uhren jedoch, wie im Abfallrecht eigentlich üblich, anders. Der Minister legt die gesetzlichen Bestimmungen zur Nebenprodukteigenschaft einer Sache sehr eng aus und erklärt damit praktisch jede Sache, die für den Nebenproduktstatus prädestiniert wäre, zu Abfall. Am Beispiel der Schlacke aus der Baustahlproduktion, die nach dem Gesetzestext alle Voraussetzungen erfüllt um als Nebenprodukt anerkannt zu werden, wird dargestellt welche Auswirkungen eine Negierung der Nebenprodukteigenschaft auf die Volkswirtschaft im allgemeinen und die Stahlwirtschaft im besonderen hat und haben kann.

2 ABFALL

2.1 Abfall nach der Abfallrahmenrichtlinie

Die Abfallrahmenrichtlinie (RL2008/98/EG über Abfälle) bestimmt den Begriff „Abfall“ klar und eindeutig. Demnach ist Abfall jeder Stoff oder Gegenstand, dessen sich sein Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss.

Das Entstehen der Abfalleigenschaft bedeutet jedoch nicht automatisch die Subsumtion in die Abfallrahmenrichtlinie, da diese eine Reihe von Ausnahmen vom Anwendungsbereich vorsieht. So sind etwa Böden (in situ), auch wenn sie kontaminiert sind, oder dauerhaft mit dem Boden verbundene Gebäude aber auch nicht kontaminierte Böden, die im Zuge von Bauarbeiten ausgehoben werden, und am Entstehungsort für Bauzwecke verwendet werden, von dem Regelungskreis der Abfallrahmenrichtlinie ausgenommen.

Die Entledigungsabsicht oder die tatsächliche Entledigung werden unter dem Synonym „subjektiver Abfallbegriff“ zusammengefasst. Die Entledigungsverpflichtung, also das sich einer Sache entledigen müssen, wird als „objektiver Abfallbegriff“ umschrieben.

2.2 Abfall gemäß den innerstaatlichen Vorschriften

Die Ausgestaltung der Begriffsbestimmung „Abfall“ auf einzelstaatlicher Ebene obliegt unter Berücksichtigung der EU-Vorgaben dem innerstaatlichen Gesetzgeber. In Österreich knüpft der subjektive Abfallbegriff innerstaatlich an das Zivilrecht an. Entledigung und Entledigungswille hängen in Österreich untrennbar mit den sachenrechtlichen Bestimmungen des allgemeinen bürgerlichen Gesetzbuches (ABGB) zusammen, die Entledigungsverpflichtung jedoch ist öffentlich-rechtlich geregelt. Das Abfallwirtschaftsgesetz 2002 (AWG 2002) legt fest, wann eine Entledigungsverpflichtung besteht, wann also der objektive Abfallbegriff zur Anwendung kommt.

Gemäß den Bestimmungen des AWG 2002 ist eine Entledigungsverpflichtung immer dann gegeben, wenn die Sammlung, Lagerung, Beförderung und Behandlung einer Sache als Abfall im öffentlichen Interesse geboten ist, respektive die öffentlichen Interessen beeinträchtigt werden, wenn die Sache nicht als Abfall gesammelt, gelagert, befördert und behandelt wird.

Im öffentlichen Interesse ist die Sammlung, Lagerung, Beförderung und Behandlung als Abfall jedenfalls dann erforderlich, wenn eine der genannten Folgen eintreten könnte:

- die Gesundheit der Menschen wäre gefährdet oder es könnte zu einer unzumutbaren Belästigung kommen;
- es könnte eine Gefahr für die natürlichen Lebensbedingungen von Tieren oder Pflanzen oder für den Boden verursacht werden;
- es könnte die nachhaltige Nutzung von Wasser oder Boden beeinträchtigt werden;
- es könnte die Umwelt über das unvermeidliche Ausmaß hinaus verunreinigt werden;
- es könnte eine Brand- oder Explosionsgefahr herbeigeführt werden;
- Geräusche oder Lärm könnten im übermäßigen Ausmaß verursacht werden;
- es könnte das Auftreten oder Vermehren von Krankheitserregern begünstigt werden;
- es könnte die öffentliche Ordnung und Sicherheit gestört werden oder
- das Orts- und Landschaftsbild könnte erheblich beeinträchtigt werden.

Das öffentliche Interesse und damit die objektive Abfalleigenschaft sind jedenfalls dann nicht gegeben, wenn die Sache nach allgemeiner Verkehrsauffassung neu ist oder nach dieser allgemeinen Verkehrsauffassung in einer für die Sache bestimmungsgemäßen Verwendung steht.

3 NEBENPRODUKT

Durch die Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG wurde der Begriff des Nebenproduktes eingeführt. Das AWG 2002 beinhaltet diesen Begriff des Nebenproduktes seit der Novelle BGBl I 9/2011. Artikel 5 Abs. 1 der Abfallrahmenrichtlinie wurde in das Abfallwirtschaftsgesetz wortgleich übernommen und es wurde scheinbar festgelegt wann ein im Zuge eines Produktionsprozesses anfallendes Material, dessen Hauptziel nicht die Herstellung dieses Materials ist, als Nebenprodukt gilt und damit nicht dem Abfallregime unterliegen soll.

Die Voraussetzungen für die Nebenprodukteigenschaft eines Stoffes oder Gegenstandes sind die folgenden:

- es ist sicher, dass der Stoff oder Gegenstand weiterverwendet wird, weil z.B. ein Markt besteht;
- der Stoff oder Gegenstand kann direkt ohne weitere Verarbeitung, die über die normalen industriellen Verfahren hinausgeht, verwendet werden;
- der Stoff oder Gegenstand wird als integraler Bestandteil eines Herstellungsprozesses gezielt erzeugt und
- die weitere Verwendung ist zulässig, insbesondere ist der Stoff oder Gegenstand unbedenklich für den beabsichtigten sinnvollen Zweck einsetzbar, es werden

keine Schutzgüter (kein öffentliches Interesse) durch die Verwendung beeinträchtigt und es werden alle einschlägigen Rechtsvorschriften eingehalten.

Diese Definition des Nebenproduktes lässt einen sehr großen Spielraum, ob eine Sache als Nebenprodukt gewertet wird. Bereits im Jahr 2007 hat die Kommission der Europäischen Union jedoch an den Rat und das Europäische Parlament (Fußnote 2 Komm (2007) 59 endgültig /2) eine Mitteilung zur Auslegungsfragen betreffend Abfall und Nebenprodukte erstellt. Als Beispiele für Nebenprodukte wurden etwa Schlacke und Staub aus der Eisen- und Stahlherstellung, Nebenzeugnisse der Lebensmittel und Getränkeindustrie, Tierfutter, Nebenzeugnisse aus der Verbrennung, Gips aus der Rauchgasentschwefelung sowie Schnittabfälle und ähnliche Materialien genannt.

Diese Mitteilung wird von den österreichischen Behörden und hier insbesondere von der sachlich in Betracht kommenden Oberbehörde Bundesminister für LFUW bei praktischen Anlassfällen in dieser Form nicht als Entscheidungsgrundlage übernommen. Die Befürchtungen, dass auch bei der Abgrenzung zwischen Abfall und Nebenprodukt der österreichische Weg in der Praxis komplizierter sein wird, als die europarechtlichen Vorgaben haben sich, wie am Beispiel der Stahlwerkschlacke zu erkennen ist, leider bestätigt. Dies zum Schaden der Österreichischen Volkswirtschaft aber und dies ist umso erstaunlicher, auch zum Schaden der Umwelt und unter Missachtung des Gedankens der Nachhaltigkeit und der Ressourcenschonung und unter außer acht lassen des Gedankens der Kreislaufwirtschaft.

4 DIE ÖSTERREICHISCHE GESCHICHTE

In Österreich wird Stahlwerkschlacke seit Jahrzehnten im Straßenbau verwendet. Dabei kommt das Material in unterschiedlichen Formen zur Anwendung. Die Schlacke aus dem LD-Prozess wird hauptsächlich in der gebundenen Deckschicht, also im obersten Bereich des Straßenbaus verwendet, wohingegen Schlacke aus dem Elektrolichtbogenofen, die auch als Hüttenschotter bezeichnet wird, in der unteren und oberen ungebundenen Tragschicht im Straßenbau ihre Verwendung findet.

Straßenerhalter, Straßenerrichter, Straßensanierer und alle anderen am Straßenbau Beteiligten waren und sind Großteils von der Verwendung der Schlacken im Straßenbau überzeugt. Selbst in den Richtlinien für Verkehrsstraßen (RVS) werden Schlacken als Straßenbaumaterial allgemein anerkannt, ja zum Teil sogar vom Bundesminister für Verkehr, Innovation und Technologie für öffentliche Straßenerrichter und Straßenerhalter (Landstraßenbaudirektionen, ASFINAG) verpflichtend vorgeschrieben, respektive zum Stand der Technik erhoben.

Vor einigen Jahren wurde nun, insbesondere vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft die Meinung geäußert, es handle sich bei Schlacken aus der Stahlproduktion nicht, wie man nach den obigen Ausführungen meinen könnte, um ein Nebenprodukt, sondern bis zu ihrer zulässigen Verwendung um Abfall im Sinne der gesetzlichen Bestimmungen. Diese Rechtsmeinung hat wiederum dazu geführt, dass die Zollämter, ihres Zeichens zuständig für die Einhebung von Altlastensanierungsbeiträgen, auf den Plan getreten sind und gleich in mehrfacher Hinsicht eine Beitragspflicht der Verwendung von Stahlwerkschlacken ausgemacht haben wollen. So wurde beispielsweise die Zwischenlagerung von Schlacken auf Produktlagern der Stahlwerke und von Baufirmen von den Abgabenbehörden als Zwischenlagerungen von Abfällen titulierte, für die es meist keine einschlägige Genehmigung gäbe und die daher nicht zulässigerweise im Sinne der gesetzlichen Bestimmungen des Altlastensanierungsgesetzes zwischengelagert sein würden. Auch der Einbau der Schlacken als Trag- oder Deckschicht in Straßen wurde in vielen Fällen für „unzulässig“ erklärt, weil angebliche Bewilligungen, die für die Verwendung des „Abfalls“ Schlacke einzuholen gewesen wären, nicht vorliegen würden. In einem konkreten Fall wird darüber zwischen öffentlichem Straßenerhalter und Baufirmen auf der einen und der Abgabenbehörde auf der anderen Seite vor den zuständigen Verwaltungsbehörden diskutiert, ob die sogenannte Vorlastschüttung mit Schlacke, die dann nach der technisch erforderlichen „Setzung“ des neuen Straßenabschnittes als Unterbaumaterial für diese Straße eingesetzt

wird, eine genehmigte oder zulässige Zwischenlagerung darstellt.

All dies, speziell aber die Meinung des Ministeriums, dass es sich bei Schlacke aus Stahlwerken um kein Nebenprodukt, sondern um einen Abfall handelt, hat dazu geführt, dass der größte österreichische Stahlkonzern begonnen hat, seine Schlackenlager abzubauen. Dies in der Form, dass die bestehenden Überkapazitäten nunmehr auch in anderen Bundesländern und nicht mehr wie bisher üblich nur für die Deckschicht, sondern auch als Tragschicht angeboten wurden.

Dieser, wirtschaftlich und auch rechtlich durchaus verständliche, Schritt hat nun die Rohstoffindustrie und hier insbesondere die Stein und Schotter produzierende Industrie auf den Plan gerufen. Es wurde damit begonnen, Stahlwerkschlacke und hier primär die LD-Schlacke der Umweltunverträglichkeit zu bezichtigen. Gleichzeitig wurde von einer NGO eine Medienkampagne in Gang gesetzt, bei der mehrfach behauptet wurde, Stahlwerkschlacke sei umweltgefährdend, für den Menschen giftig, ja die Inhaltsstoffe der Stahlwerkschlacke sollen sogar massiv krebserregend sein. Aufgrund der Berichterstattung in den Medien hat ein Bundesland nach dem anderen begonnen, die Verwendung der Stahlwerkschlacke im Landesstraßenbau bis zum Nachweis der Ungefährlichkeit auszusetzen. Selbst die in Österreich für den Autobahn- und Schnellstraßenbau und die Erhaltung zuständige ASFINAG ist diesem Beispiel gefolgt und hat die Verwendung des billigeren und in vielen Bereichen auch technisch besser geeigneten Kunstgesteins eingestellt.

Vom zuständigen Ministerium wurden daraufhin die Stahlwerke eingeladen den Nachweis zu führen, dass von den von ihnen produzierten Schlacken keine Gefährdung ausgeht. Die Produzenten von seit Jahrzehnten anerkannten Baumaterialien wurden also gezwungen zu beweisen, dass die von ihnen produzierten Materialien keine Umweltgefährdung darstellen. Gleichzeitig wurde die „Bedrohung“ der Verwendung des Materials durch das Altlastensanierungsgesetz entschärft und eine Befreiung von Schlacken, die zulässigerweise im Straßenbau verwendet werden, in das Altlastensanierungsgesetz aufgenommen. Dies selbstverständlich unter der Annahme des zuständigen Ministers, dass es sich bei Schlacke um Abfall handelt.

Da die Zulässigkeit der Verwendung von Schlacken im Straßenbau bis zum heutigen Tag lediglich über Richtlinien und Empfehlungen geregelt ist, hat sich der zuständige Umweltminister vorgenommen, diese „Zulässigkeit“ nunmehr in einer Verordnung, die an und für sich für die Verwendung von aus Bauerstmassen rezyklierten Baustoffen erlassen werden soll, zu regeln. In einem ersten Entwurf wurde diese „Regelung“ so gestaltet, dass die Verwendung von Schlacke im Straßenbau praktisch ausgeschlossen ist. Lediglich die Verwendung in der gebundenen Deckschicht sollte demnach möglich sein. Alle anderen Arten des Einsatzes sollten de facto verboten werden.

Alle beteiligten Stakeholder haben sich äußerst kritisch zu diesem Verordnungsentwurf geäußert. Die Einen (Rohstoffherzeuger) wollten das Konkurrenzprodukt Schlacke völlig verboten sehen, die Anderen (Stahlindustrie, Straßenerhalter) wollten eine Freigabe, zumindest jedoch eine Beibehaltung des Status quo erreichen.

Während dieser ganzen Zeit wurden die von Seiten der selbsternannten Umweltschützer in den Raum gestellten Anschuldigungen und die Vorwürfe gegen Österreichs größtes Stahlunternehmen immer heftiger, sodass sich dieses Unternehmen gezwungen sah, sowohl gegen den Präsidenten der NGO als auch gegen die NGO selbst eine Klage auf Unterlassung und Schadenersatz in Millionenhöhe einzubringen. Diese Klage hat zu einem massiven Aufschrei innerhalb der Grünbewegung in Österreich geführt. Als nämlich bekannt wurde, dass der Industriekonzern von der NGO und dessen Präsidenten auf dem Klagswege verlangt hat, falsche Behauptungen einzustellen, zurückzunehmen und den Schaden, der durch diese Behauptungen eingetreten ist, gut zu machen sahen Kritiker in dieser Klage und hier insbesondere in der Höhe einen Angriff auf die Meinungsfreiheit.

Auf den ersten Blick scheint die eingeklagte Summe tatsächlich sehr hoch, bei genauer Betrachtung relativiert sich die Forderung gegen die NGO jedoch. Behauptet wurde in der Öffentlichkeit nämlich nicht nur einmal, der Konzern würde durch den Einsatz von Schlacke im Straßenbau

die Umwelt und den Menschen seit 60 Jahren systematisch vergiften. Gutachten oder Sachbe-
weise für den Nachweis dieser Behauptungen wurden nicht vorgelegt. Die NGO selbst hat sogar
damit begonnen schon Monate vor der Unterlassungs- und Schadenersatzklage, den Rechtsweg
zu beschreiten. Bei der Staatsanwaltschaft wurde schon im Vorfeld eine Anzeige wegen vorsätzli-
cher Steuerhinterziehung eingebracht. Dem Stahlkonzern wurde in dieser Anzeige vorgeworfen
er habe den Staat durch die Hinterziehung von Abgaben in der Höhe von vielen Millionen Euro
betrogen. Auch diese Anschuldigung hat sich mittlerweile als haltlos erwiesen, das Strafverfahren
wurde von der Staatsanwaltschaft Ende 2013 eingestellt.

Selbstverständlich muss es in jeder zivilisierten Gesellschaft möglich sein, die freie Meinung
zu äußern. Diese Freiheit endet jedoch bei Äußerungen, die den Ruf oder das Eigentum schädigen,
oder wenn der ungerechtfertigte Vorwurf einer strafbaren Handlung erhoben wird. Fühlt sich
jemand, egal ob Einzelperson oder multinationaler Konzern, durch Äußerungen eines Anderen
einem ungerechtfertigten Vorwurf ausgesetzt, muss es vorbehaltlos auch frei stehen, ein solches
Unrecht auf legalen Weg zu Recht zu rücken. Der bestehende Rechtsstreit zwischen Konzern
und NGO und dessen „ehrenamtlichen“ Präsidenten wurde jedenfalls in einem Vergleich, der
der Öffentlichkeit nicht zugänglich gemacht wurde, gelöst. Aufgrund der Tatsache, dass weder
die NGO noch der Präsident dieser NGO seit dem Vergleich direkt die Stimme gegen den
Stahlerzeuger erhoben hat oder den erzeugten Schlacken seither jemals wieder die Gefährlichkeit
konzediert hat, bedarf es keiner großen Phantasie, wie der Inhalt dieses Vergleichs aussieht.

Aufgrund der unterschiedlichen Meinung der Stakeholder hat der Bundesminister unter der
Führung der Umweltbundesamt GmbH einen Expertendialog ins Leben gerufen, bei dem die
Frage der Umweltverträglichkeit der Schlacken abschließend geklärt werden sollte. Einhelliges
Ergebnis dieses Expertendialoges ist, dass Stahlwerkschlacken, die in der gängigen Form
im Straßenbau eingesetzt werden, keinerlei Gefährdung für Umwelt und Mensch verursachen.
Trotz dieses Ergebnisses soll die vom zuständigen Umweltminister in einem Erstentwurf vorliegende
Verordnung über die Zulässigkeit des Einsatzes von Stahlwerkschlacken keine inhaltliche
Veränderung zum breit diskutierten Erstentwurf erfahren. Als geübter Österreicher ist es nicht
schwer dahinter zu kommen, dass dies nichts mit den Zielen und Grundsätzen des Abfallrechts,
also nichts mit Ressourcenschonung, Nachhaltigkeit oder der Förderung der Kreislaufwirtschaft
zu tun haben kann, sondern wohl nur die Eigeninteressen einer kleinen, gut vernetzten Gruppe
dahinter stecken können.

Das Inkrafttreten dieser Verordnung in der vorgeschlagenen Form hätte massive Auswirkungen
auf die Ökologie und Ökonomie in Österreich, insbesondere wird damit die Konkurrenzfähigkeit
österreichischer Stahlwerke in Frage gestellt und die Prinzipien der Ressourcenschonung und
Nachhaltigkeit ad absurdum geführt. Man könnte hier sogar den Eindruck erlangen, dass Bestim-
mungen, die eigentlich dem Umweltschutz dienen sollten, als Vorwand für die Regulierung eines
Marktes dienen. Ergebnis eines Eingriffes in dieser Form sind ein massiver Schaden für die Volk-
swirtschaft, eine Verteuerung des öffentlichen Verkehrswegebau in Österreich, die Zerstörung
der österreichischen Stahlindustrie, eine Ressourcenverschwendung in alle Richtungen und die
Beschleunigung der Zerstörung unserer Natur. Nach den Berechnungen der Landesbaudirektion
Steiermark wird ein Verbot der Verwendung von Schlacken in der ungebundenen Tragschicht al-
leine im steirischen Landesstraßenbau rund fünf Millionen Euro Mehrkosten verursachen. Hier
wurden aber die allfälligen abgabenrechtlichen Mehrkosten nach dem ALSAG, die noch ent-
stehen könnten, gar nicht mit berechnet. Nach derzeitigem Stand könnten diese einmalig rund 4,3
Millionen Euro betragen. Die jährlichen Mehrkosten aufgrund des Abgabenrechts sind nicht ab-
zuschätzen, weil sie von der Sanierungstätigkeit und von der Qualität des bei der Sanierung von
Landesstraßen entstehenden Materials abhängig sind.

5 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Über 20 Jahre modernes Abfallrecht hat seine Spuren hinterlassen. Jedes kleinste Detail ist ge-
regelt. Die Ziele und Grundsätze der Abfallwirtschaft drohen jedoch zu reinen Schlagworten zu
verkommen. Das Abfallrecht darf weder zum Selbstzweck werden, noch sollte es jemals dazu

dienen, einen Wirtschaftsbereich zu Lasten eines anderen zu bevorzugen. Marktpolitische Einflüsse haben in der Abfallgesetzgebung einer zivilisierten Gesellschaft keinen Platz. Es bleibt daher zu hoffen, dass das Abfallrecht auch in Zukunft nicht dazu missbraucht wird, planwirtschaftliche Ziele durchzusetzen. Industrie und Produktion sind die Lebensader jeder Volkswirtschaft. Der falsche Einsatz abfallpolitischer Mittel kann in einer globalen Wirtschaft sehr schnell dazu führen, dass diese Lebensader durchtrennt wird. Die Folge daraus ist unweigerlich der wirtschaftliche Niedergang und der Verlust von Wohlstand und Lebensqualität. Schon der bestehende Abfallbegriff an sich ist äußerst problematisch, wenn nun dieser Abfallbegriff dazu verwendet wird Recycling und Kreislaufwirtschaft von einzelnen Materialien zu verhindern, wird es nicht lange dauern, bis das Abfallrecht seinen hart erarbeiteten Stellenwert verlieren wird und die Ziele und Grundsätze über Bord geworfen werden.

Europäisches Abfallverzeichnis - Quo vadis?"

P. Hodecek

Scholz Austria GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Das Europäische Abfallverzeichnis (EAV; engl.: List of Waste – LoW) ist seit mehr als einer Dekade der maßgebliche Katalog von Abfällen innerhalb der Europäischen Union (EU). Mit Ausnahme von Österreich und Finnland haben alle anderen 26 Mitgliedstaaten der Staatengemeinschaft dieses Abfallverzeichnis in nationales Recht umgesetzt. Dieser Beitrag zeigt die Hintergründe für die notwendige Anpassung und Novellierung des EAVs auf und beschreibt Probleme und Defizite der Umsetzung auf Gemeinschaftsebene. Der Beitrag setzt dabei auf den Stand der Diskussion im Juni 2014 auf.

1 EINLEITUNG

Am 20. Dezember 1993 wurde das erste gemeinsame europäische Abfallverzeichnis, der Europäische Abfallkatalog (EAK), in Form der Entscheidung 94/3/EG veröffentlicht. Da Entscheidungen der Europäischen Kommission (EK) in allen ihren Teilen verbindlich und an alle Mitgliedstaaten gerichtet sind, waren die damaligen Mitgliedstaaten der Europäischen Union verpflichtet, diesen Abfallkatalog in ihrem Hoheitsgebiet einzuführen. Ein Jahr später wurde von der EK am 22. Dezember 1994 die Entscheidung über ein Verzeichnis über gefährliche Abfälle (94/904/EG) vorgelegt. Jeder im Verzeichnis gefährlicher Abfälle gelistete Abfall war auch im gemäß der Entscheidung 94/3/EG aufgestellten Europäischen Abfallkatalog enthalten.

Mit der Entscheidung 2000/532/EG legte die EK am 3. Mai 2000 die erste Novelle des Europäischen Abfallkataloges und des Verzeichnisses der gefährlichen Abfälle vor. Um die Transparenz der beiden Verzeichnisse zu erhöhen und bestehende Bestimmungen zu vereinfachen, wurde ein neues, inhaltlich verbessertes und konsolidiertes Gemeinschaftsverzeichnis aufgestellt, welches das Abfallverzeichnis gemäß Entscheidung 94/3/EG sowie das Verzeichnis gefährlicher Abfälle gemäß Entscheidung 94/904/EG ersetzte.

Die Entscheidung 2000/532/EG umfasst insgesamt 839 Abfallarten, welche in 20 Kapitel und 111 Gruppen gegliedert sind. Jede Abfallart ist mit einer sechsstelligen Nummer (xx xx xx), dem sogenannten Abfallcode, gekennzeichnet. Die beiden ersten Ziffern des Abfallcodes bezeichnen die Kapitelnummer, die nächstfolgenden zwei Ziffern die Gruppennummer und die letzten beiden Ziffern die Abfallart (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW 2014).

405 der insgesamt 839 Abfallarten sind als „gefährlich“ deklariert. Die Kennzeichnung dieser als gefährlich einzustufenden Abfallarten erfolgt mittels „*“, welches dem sechsstelligen Abfallcode nachgestellt ist (xx xx xx*). 232 Abfallarten sind als „absolut“ gefährlich gelistet, 173 Abfallarten weisen Spiegeleinträge auf. Für letztere sind die Gefährlichkeitskriterien („H-Kriterien“; siehe Kapitel 2) zur Abgrenzung anzuwenden. Darüber hinaus werden in Artikel 2 für als gefährlich einzustufende Abfälle, die in Anhang III der Richtlinie über Abfälle 91/689/EWG angeführten Gefahreneigenschaften übernommen sowie weitere Gefährlichkeitskriterien für die Eigenschaf-

ten H3 bis H8, H10 und H11 definiert.

Das EAV ist betont herkunftsbezogen aufgebaut, wodurch es möglich ist, dass eine Abfallart im Abfallverzeichnis mehrfach in verschiedenen Herkunftsbereichen gelistet ist. Die Kapitel 01 bis 12 sowie 17 bis 20 sind herkunftsbezogen, die Kapitel 13, 14 und 15 demgegenüber stoffbezogen aufgebaut. Das Kapitel 16 dient als Auffangort für Abfallarten, die sich weder herkunfts-, noch stoffbezogen zuordnen lassen (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW 2014).

In einigen Gruppen finden sich am Ende der dort gelisteten einzelnen Abfallarten weitere Auffangpositionen. Diese sind als „Abfälle anderwärtig nicht genannt“ („Abfälle a. n. g.“) bezeichnet und sind am Ende des sechsstelligen Abfallcodes mit der zweistelligen Ziffer „99“ (xx xx 99) gekennzeichnet.

Obwohl Österreich bereits im Jahre 1995 der Europäischen Union beigetreten ist, hält Österreich weiterhin an der österreichischen Nomenklatur und Katalogisierung von Abfällen gemäß der am 1. Jänner 2004 in Kraft getretenen Abfallverzeichnisverordnung, BGBl. II Nr. 570/2003, fest. Hintergrund dafür ist ein von der EK gegen die Republik Österreich im Jahr 2001 beim Europäischen Gerichtshof (EuGH) angestrebtes Vertragsverletzungsverfahren. In diesem urgierte die EK, dass Österreich das gemeinschaftliche Abfallverzeichnis nicht in innerstaatliches Recht übernommen hätte, wobei die EK hierzu die Ansicht vertrat, dass dieses Verzeichnis auch wörtlich umzusetzen ist.

Nach Auffassung des EuGHs ist die EK ihrer Beweisführungspflicht nicht nachgekommen, indem sie in ihrer Klage nicht dargelegt hat, dass die Unterschiede zwischen dem österreichischen und dem gemeinschaftlichen Abfallverzeichnis geeignet sind, die Interessen der betroffenen Wirtschaftsteilnehmer und den Grundsatz der Rechtssicherheit zu beeinträchtigen. Im bloßen Nebeneinanderbestehen des europäischen und des österreichischen Abfallverzeichnisses erkannte der EuGH keinen Gemeinschaftsrechtsverstoß und wies die Klage der EK gegen die Republik Österreich mit Urteil vom 29. April 2004 als unbegründet ab.

Aus zwischenzeitlich anderen Gründen (siehe weiter unten) wird Österreich dennoch das Europäische Abfallverzeichnis in naher Zukunft in nationales Recht implementieren müssen.

Die Entscheidung 2000/532/EG wurde durch drei weitere Entscheidungen (2001/118/EC, 2001/119/EC und 2001/573/EC) geändert und trat am 1. Jänner 2002 in Kraft, gleichzeitig traten die Entscheidungen 94/3/EG und 94/904/EG außer Kraft. Sie ist seither unverändert und stellt bis heute die maßgebliche Grundlage für eine harmonisierte Nomenklatur und Katalogisierung von Abfällen innerhalb der Gemeinschaft dar.

2 GEFAHRENRELEVANTE EIGENSCHAFTEN VON ABFÄLLEN

Die Einstufung von Abfällen nach ihren Gefahrenmerkmalen hat weitreichende Auswirkungen auf Sammlung, Transport, Behandlung, Berichtspflichten, Genehmigungsaufgaben für Entsorgungsanlagen und Entsorgungsunternehmen u.v.a.m. Die Gefährlichkeitskriterien, welche bei der Beurteilung und Einstufung von Abfällen anzuwenden sind, werden im Anhang III der Abfallrahmenrichtlinie (2008/98/EU) taxativ in Form von 16 Gefahrenmerkmalen (H1 bis H15, wobei das Kriterium H3 in zwei Unterkategorien H3-A und H3-B unterschieden wird) angeführt. Für die Gefahreneigenschaften H3 bis H8, H10 und H11 werden in Artikel 2 des EAVs zusätzlich bestimmte Grenzkonzentrationen definiert. Weist ein Abfall eine oder mehrere dieser gefahrenrelevanten Eigenschaften auf, so ist er als „gefährlich“ einzustufen. Diese „Einstufung“ stellt de facto einen chemikalienrechtlichen Beurteilungsprozess dar.

Die Basis dieser - noch immer aufrechten - Gefahrenklassifikation des EAVs und der Abfallrahmenrichtlinie sowie die Konzentrationsgrenzwerte des Artikels 2 des EAVs bilden die chemikalienrechtlichen Bestimmungen der Stoffrichtlinie (67/548/EWG) und der Zubereitungsrichtlinie (1999/45/EG). Beide Richtlinien wurden jedoch durch die Verordnung Nr. 1272/2008/EG über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen - besser bekannt als CLP-Verordnung - am 20. Jänner 2009 außer Kraft gesetzt, wobei die CLP-Verordnung für Stoffe bereits seit Dezember 2011, für Zubereitungen (Gemische) hingegen ab Juni 2015 direkt anzuwenden ist.

Die CLP-Verordnung wiederum setzt das weltweit abgestimmte System zur Einstufung und

Kennzeichnung von Chemikalien (Global Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals - GHS) der United Nations (UN) gemeinschaftsrechtlich um. Damit wurden bzw. werden neue Kriterien zur Beurteilung der Gefährlichkeit von Stoffen und Zubereitungen (Gemischen) in der Gemeinschaft eingeführt, welche - zum Teil weitreichende - Auswirkungen auf die Klassifikation und Einstufung von Abfällen zur Folge haben.

Obwohl Abfall aus chemikalienrechtlicher Sicht weder als „Stoff“ noch als „Zubereitung“ bzw. „Gemisch“ zu qualifizieren ist und somit nicht der CLP-Verordnung unterliegt, ist dennoch eine Beurteilung möglicher gefahrenrelevanter Eigenschaften anhand chemikalienrechtlicher Vorschriften vorzunehmen. Mangels eigener, dazu explizit für Abfälle ergangener spezifischer Regelungen nimmt die Abfallrahmenrichtlinie (2008/98/EU) direkt Bezug auf die Gefährlichkeitskriterien der Stoff- und Zubereitungsrichtlinie.

Da diese chemikalienrechtlich relevante „alte“ Gesetzgebung mittlerweile durch die CLP-Verordnung abgelöst wurde, ergibt sich nunmehr notwendigerweise ein Anpassungsbedarf der im Anhang III der Abfallrahmenrichtlinie angeführten gefahrenrelevanten Eigenschaften, da sich diese mittlerweile auf „totes“ Recht beziehen. Vereinfachend wird hierfür angenommen, dass Abfälle quasi „Gemische“ sind und demzufolge die Vorgaben der CLP-Verordnung bis 1. Juni 2015 analog anzuwenden sind.

Das GHS-System sieht ein völlig neues Klassifizierungssystem zur Einstufung chemischer Stoffe und Zubereitungen (Gemische) vor. Die bisher geltenden 15 Gefährlichkeitsmerkmale werden durch 28 Gefahrenklassen ersetzt. Die Gefahrenklassen bezeichnen drei Arten an Gefahren:

- physikalischen Gefahr: H-Codes H200 bis H299
- Gesundheitsgefahr: H-Codes H300 bis H399
- Umweltgefahr: H-Codes H400 bis H499

Außerdem werden die bisherigen Risiko-Sätze (R-Sätze) durch Gefahrenhinweise (sog. H-Codes; engl.: Hazard Statements) sowie die bisherigen Sicherheits-Sätze (S-Sätze) durch Vorsorgehinweise (sog. P-Codes; engl.: Precautionary Statements) ersetzt. Zusätzlich werden für einige Gesundheits- und Umweltgefahren, die nach den früheren EG-Richtlinien an den R-Sätzen zu erkennen waren, eigene Gefahrenklassen eingeführt. Neue Gefahrenklassen sind (Berufsgenossenschaft Nahrungsmittel und Gastgewerbe 2014):

- Aspirationsgefahr
- Spezifische Zielorgantoxizität (STOT = specific target organ toxicity)
- Unterscheidung zwischen akuter und chronischer Wirkung auf Wasserorganismen
- Korrosiv auf Metall
- Gase unter Druck
- Stärkere Differenzierung bei physikalisch-chemischen Gefahren (in Anlehnung an die Gefahrenklassen aus dem Beförderungsrecht für Gefahrgüter)

Bei den physikalischen Gefahren existieren 16 Gefahrenklassen:

- Explosive Stoffe / Gemische und Erzeugnisse mit Explosivstoff
- Entzündbare Gase
- Entzündbare Aerosole
- Oxidierende Gase
- Gase unter Druck
- Entzündbare Flüssigkeiten
- Entzündbare Feststoffe
- Selbstzersetzliche Stoffe und Gemische
- Pyrophore Flüssigkeiten
- Pyrophore Feststoffe
- Selbsterhitzungsfähige Stoffe und Gemische
- Stoffe und Gemische, die in Berührung mit Wasser entzündbare Gase entwickeln
- Oxidierende Flüssigkeiten
- Oxidierende Feststoffe
- Organische Peroxide
- Korrosiv gegenüber Metallen

Bei den Gesundheitsgefahren werden 10 Gefahrenklassen unterschieden:

- Akute Toxizität
- Ätz- / Reizwirkung auf die Haut
- Schwere Augenschädigung / Augenreizung
- Sensibilisierung der Atemwege oder der Haut
- Keimzellmutagenität
- Karzinogenität
- Reproduktionstoxizität
- Spezifische Zielorgan-Toxizität - einmalige Exposition
- Spezifische Zielorgan-Toxizität - wiederholte Exposition
- Aspirationsgefahr

Bei den Umweltgefahren werden 2 Gefahrenklassen differenziert:

- Gewässergefährdend
- Die Ozonschicht schädigend

3 NOTWENDIGKEIT ZUR NOVELLIERUNG UND ANPASSUNG DES EUROPÄISCHEN ABFALLVERZEICHNISSES

3.1 Entwicklungen auf europäischer Ebene

Gemäß Artikel 1 sowie gemäß Anhang des Europäischen Abfallverzeichnisses ist dieses regelmäßig auf der Grundlage neuer Erkenntnisse und insbesondere neuer Forschungsergebnisse zu überprüfen und erforderlichenfalls gemäß Artikel 18 der Richtlinie über Abfälle 75/442/EWG zu ändern.

Ende 2005 und Anfang 2006 berief die EK erstmals zwei Workshops des Ausschusses zur Anpassung der EG-Abfallgesetzgebung an den wissenschaftlichen und technischen Fortschritt (Technical Adaption Committee - TAC). Im Anschluss daran wurde das Consulting-Unternehmen Ökopol GmbH mit einer Studie zur Überarbeitung des EAVs beauftragt. Die zunächst durchgeführte Bestandsaufnahme in den Mitgliedstaaten ergab den Wunsch nach insgesamt mehr als 400 zusätzlichen Abfallarten sowie zahlreich geäußerte Probleme mit unklaren Definitionen, Mangel an geeigneten Abfallcodes und mit der Einstufung von gefährlichen Abfällen. Der Endbericht wurde der EK im November 2008 vorgelegt (Ökopol GmbH 2008).

Im Juli 2009 wurde von der EK eine Arbeitsgruppe aus Experten der EU-Mitgliedstaaten einberufen, welche auf Basis der Ökopol-Studie entsprechende Vorschläge für den TAC ausarbeiten sollte. Daraus resultierte im Jahr 2012 ein „Technical Proposal“ als Basis zur Überarbeitung des EAVs und der Gefahreneigenschaften gemäß Anhang III der Abfallrahmenrichtlinie. Dieses Technical Proposal wurde mehrfach überarbeitet und beinhaltet in seiner Letztversion einige neue Definitionen, Vorschläge für bestimmte Gefahrenmerkmale mit dazugehörigen Konzentrationsgrenzwerten sowie mehrere Alternativen in Form von vorgeschlagenen Optionen. Die bestehenden H-Kriterien (zukünftig HP-Kriterien) wurden an die CLP-Verordnung angepasst, so dass eine weitgehende Verknüpfung mit dem europäischen Chemikalienrecht geschaffen wird. Am 5. Juni 2014 wurde das Technical Proposal von der EK dem TAC zur Abstimmung vorgelegt und von diesem mit qualifizierter Mehrheit angenommen.

3.2 Wesentliche Neuerungen und Anpassungsbedarf

Die Gefahreneigenschaften waren bisher mit dem Buchstaben „H“ (engl.: „hazardous“) gekennzeichnet. Sie werden nunmehr als „HP“ (engl.: „Hazardous Properties“) bezeichnet.

- HP 1: explosiv
- HP 2: oxidierend
- HP 3: entzündlich
- HP 4: reizend
- HP 5: spezifische Organtoxizität (Lunge/Atemwege)
- HP 6: akut giftig
- HP 7: krebserzeugend
- HP 8: ätzend

- HP 9: infektiös
- HP 10: teratogen
- HP 11: erbgutverändernd
- HP 12: Freisetzung giftiger Gase
- HP 13: sensibilisierend
- HP 14: ökotoxisch
- HP 15: Abfälle, die nach der Beseitigung auf irgendeine Weise die Entstehung eines anderen Stoffes bewirken können

Als weitere Vorgehensweise wurde von der EK beschlossen (Stand: Juni 2014):

- Anhang III der Abfallrahmenrichtlinie wird partiell an die CLP-Verordnung angepasst und soll mittels Verordnung der Kommission ersetzt und direkt ab 1. Juni 2015 anzuwenden sein.
- In Artikel 2 der Entscheidung 2000/532/EG sollen weitere ergänzende Bestimmungen aufgenommen werden.
- Für das Gefahrenmerkmal „ökotoxisch“ (HP 14) konnte keine Zustimmung im TAC erreicht werden. Die EK beabsichtigt, im Juli 2014 eine Folgenabschätzung zu initiieren; die Ergebnisse daraus sollen bis Sommer 2015 vorliegen.
- Für bestimmte nicht gefährliche Abfallströme, welche aufgrund der neuen Gefahrenmerkmale als gefährlich zu klassifizieren wären, soll die EK bis Frühjahr 2015 eine rechtlich unverbindliche „Anleitung“ („Guidance Document“) ausarbeiten, mit welcher solche spezifischen Abfallströme einem anderen (nicht gefährlichen) Abfallcode zugeordnet werden können.

Es wurden lediglich drei neue Abfallarten in das überarbeitete Abfallverzeichnis aufgenommen. Nämlich für metallisches Quecksilber (16 03 07*), für teilweise stabilisierte Hg-haltige Abfälle (19 03 08*) sowie für Rotschlamm aus der Aluminiumproduktion mit gefährlichen Bestandteilen (01 03 10*).

Einige wichtige Abfallströme wie z.B. Lithium-Batterien und Nickel-Metallhydrid-Batterien (beide als „gefährlich“ anzusprechen) sowie Bioabfälle aus Haushalten werden trotz intensiver Urgenz einiger Mitgliedstaaten nicht in das neue Abfallverzeichnis aufgenommen.

Trotz intensiver Diskussionen zwischen der EK und dem TAC wurden keine Sonderregelungen für CaO/Ca(OH)₂-haltige Abfälle aufgenommen. Eine der größten Änderungen betrifft Stoffe, welche reizend sind und schwere Verätzungen der Haut bzw. schwere Augenschäden Code H314; früher: R 35) hervorrufen können. Diese sind jetzt nicht mehr dem Gefahrenmerkmal H 8, sondern zukünftig dem Kriterium HP 4 zuzuordnen. Der vorgesehene strenge Grenzwert von 1% wird dazu führen, dass eine Reihe von Abfällen wie z.B. Betonschlamm oder Aschen aus Verbrennungsanlagen für Holzabfälle als gefährlich eingestuft werden müssten.

Die EK möchte dieser Einstufung jedoch damit begegnen, in dem sie einen Hinweis in der o.a. „Anleitung“ anführen möchte, aus welchem hervorgehen soll, dass Betonabfälle und andere inerte, CaO/Ca(OH)₂-haltige Abfälle nicht als gefährlich einzustufen sind. Dieses „Guidance Document“ ist rechtlich allerdings unverbindlich und eröffnet den einzelnen Mitgliedstaaten breiten Einstufungs- und Auslegungsspielraum; so wird es vorkommen, dass die nationale Behörde des Mitgliedstaates 1 Betonschlamm als „gefährlich“ eingestuft haben möchte, wohingegen die nationale Behörde des Mitgliedstaates 2 den selben Abfall als „nicht gefährlich“ klassifiziert.

Ebenso wurde u.a. im Kriterium HP 10 der Konzentrationsgrenzwert von 5.000 auf 3.000 ppm gesenkt. Einige Mitgliedstaaten wiesen die EK mehrfach darauf hin, dass dies im Falle von Bleiverbindungen als Verunreinigung in MVA-Schlacken oder in Krätzen und Aschen aus metallurgischen Prozessen zu Problemen führen wird, da diese Abfälle dann als „gefährlich“ einzustufen sind.

3.3 Entwicklungen in Österreich

Die CLP-Verordnung tritt auch in Österreich hinsichtlich der Bestimmungen für Zubereitungen (Gemische) am 1. Juni 2015 in Kraft. Da die CLP-Verordnung sowohl Änderungen bei den chemikalienrechtlichen Gefahreneigenschaften als auch neue Grenzwerte festschreibt, müssen die Definitionen der gefahrenrelevanten Eigenschaften sowie die Konzentrationsgrenzwerte in der Abfallverzeichnisverordnung angepasst werden.

Ob damit auch gleichzeitig auch das EAV in seiner Nomenklator und Gliederungsform über-

nommen wird, ist weiterhin offen. Die österreichische Wirtschaft fordert schon seit gut einem Jahrzehnt die Übernahme des EAVs in österreichisches Recht, damit endlich auch in Österreich ein harmonisiertes Abfallverzeichnis zur Einstufung von Abfällen angewendet werden kann. Das Nebeneinander von zwei völlig unterschiedlich strukturierten Abfallverzeichnissen und die verpflichtende doppelte Anwendung zweier Verzeichnisse bei grenzüberschreitenden Wirtschaftstätigkeiten sollten jedenfalls so rasch als möglich eingestellt werden.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Spätestens am 1. Juni 2015 muss auf Gemeinschaftsebene ein neues Abfallverzeichnis vorhanden sein. Vor dem Hintergrund der bereits seit mehreren Jahren geführten Diskussion ist anzunehmen, dass sich das neue Abfallverzeichnis hinsichtlich der gelisteten Abfallarten nicht wesentlich vom Verzeichnis gemäß Entscheidung 2000/532/EG unterscheiden wird. Demgegenüber wird das neue Abfallverzeichnis deutliche Änderungen hinsichtlich der Gefahrenmerkmale sowie erhebliche Veränderungen betreffend die Konzentrationsgrenzwerte aufweisen. Dies wird weitreichende Auswirkungen auf die Anzahl und die Menge der als "gefährlich" einzustufenden Abfallarten haben.

LITERATUR

- Berufsgenossenschaft Nahrungsmittel und Gastgewerbe (2014) Gefahrenklassen. Internetseite: http://ghs.portal.bgn.de/9937/28711?wc_lkm=9940 abgerufen am 28.06.2014.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (2014) Europäische Abfallverzeichnisse. Internetseite: <http://www.lanuv.nrw.de/abfall/EWC.html> abgerufen am 30.01.2014.
- Ökopol GmbH (2008) Review of the European List of Waste; Final Report.

Novelle DeponieVO - Annahmeverfahren Version 2.0

R. Starke

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die mit der Deponieverordnung 2008 verpflichtenden Verfahren zur Untersuchung von Abfällen zum Zweck der Deponierung wurden im Laufe des Jahres 2011 einer Evaluierung unterzogen. In weiterer Folge wurde gemeinsam mit Abfallgutachtern eine Novelle dieser Untersuchungsverfahren erarbeitet, die am 01.06.2014 in Kraft getreten ist. Das Annahmeverfahren wurde hierbei wesentlich vereinfacht, wobei jene Elemente, die sich in der Praxis bewährt haben (insbesondere der standardisierte Parameterumfang, abgestufte Probenanzahl in Bezug auf die zu erwartende Kontamination, statistische Verfahren inklusive Toleranzwerte bei Abfallströmen, etc.) beibehalten wurden. Um eine einheitliche Umsetzung der vereinfachten Verfahren sicherzustellen, wurde eine verpflichtende Akkreditierung von befugten Fachpersonen nach entsprechenden Übergangsfristen festgelegt. Insgesamt sollte nunmehr mit dem „Annahmeverfahren 2.0“ der Deponieverordnung 2008 ein praxisgerechtes Bündel an Untersuchungsverfahren für Abfälle zur Deponierung vorhanden sein.

1 EINLEITUNG

Mit der Deponieverordnung 2008 wurden die analytischen Untersuchungsverfahren zur Beurteilung der Ablagerbarkeit von Abfällen (Annahmeverfahren) normiert, insbesondere wurden neben den allgemeinen Vorgaben (Anforderungen an den Gutachter, Parameterumfang, Inhalt von Gutachten) konkrete Untersuchungsverfahren für einmalig anfallende Abfälle (inklusive Aushubmaterialien) sowie regelmäßig anfallende Abfälle aus Produktions-, Energiegewinnungs- und Abfallbehandlungsprozessen festgelegt. Nach ca. zwei Jahren wurde eine Evaluierung der zum Zeitpunkt des Inkrafttretens gänzlich neuen Untersuchungsverfahren durchgeführt und auf Basis der Ergebnisse eine Novelle der Deponieverordnung zur Optimierung der Untersuchungsverfahren gemeinsam mit Abfallgutachtern erarbeitet. In Arbeitsgruppen des österreichischen Normungsinstitutes wurden insbesondere zwei ÖNORMEN (S2126 und S2127) zur grundlegenden Charakterisierung von Aushubmaterialien und Abfallhaufen erarbeitet, die im Zuge der Novelle der DeponieVO für verbindlich erklärt werden. Seit 01.06.2014 ist die Novelle in Kraft, die überarbeiteten Untersuchungsverfahren des „Annahmeverfahrens V2.0“ sollen hier kurz vorgestellt werden.

2 ALLGEMEINE VORGABEN

2.1 Akkreditierung

Chemische Analysen von Abfallproben sind ab 01.01.2018 nur mehr von dafür akkreditierten Prüfstellen durchzuführen. Befugte Fachpersonen müssen ab 01.01.2020 als Inspektionsstellen hinsichtlich der Untersuchungsverfahren des Anhang 4 akkreditiert sein. Vorerhebung, Probenahmeplanung, Probenahme und Beurteilung müssen weiterhin durch ein und dieselbe befugte Fachperson durchgeführt werden, die chemischen Analysen können jedoch bis zu 100 % an dafür akkreditierte Stellen vergeben werden.

2.2 Parameterumfang

Grundsätzlich ist vom Parameterumfang der Vollanalyse auszugehen, welche neben allen in einer Deponieklasse begrenzten Parameter auch weitere beurteilungsrelevante Parameter enthält. Für die Erstanalyse von Aushubmaterial ist ein auf alle begrenzten Parameter reduzierter Parameterumfang („Erstanalyse Boden“) anzuwenden, der mit dem Parameterumfang des Bundesabfallwirtschaftsplans 2011 zur Verwertung von Aushubmaterial ident ist.

2.3 Beurteilungsnachweise

Das Kapitel „Beurteilungsnachweise“ definiert die Mindestinhalte für ein abschließendes Gutachten („Beurteilungsnachweis“) einer Abfalluntersuchung gemäß DeponieVO 2008. Insbesondere hat ein Beurteilungsnachweis alle Formblätter der relevanten ÖNORMEN sowie ausgekräftigte Fotos des untersuchten Abfalls bzw. des Probenahmeortes zu enthalten.

3 UNTERSUCHUNG EINMALIG ANFALLENDER ABFÄLLE

Unter einmalig anfallende Abfälle fallen Aushubmaterialien, Tunnelausbruch- und Gleisaushubmaterialien sowie sonstige, einmalig anfallende Abfälle aus Energiegewinnungs-, Produktions- oder Abfallbehandlungsprozessen.

3.1 Aushubmaterialien

Aushubmaterialien können vor Beginn der Aushub- oder Abräumtätigkeit („*in-situ*“) oder nach Beginn der Aushub- oder Abräumtätigkeit („*ex-situ*“) untersucht werden. In-Situ-Untersuchungen sind dabei gemäß den Vorgaben der ÖNORM S2126 (ausgegeben am 01.12.2010) durchzuführen, Untersuchungen *ex-situ* gemäß den Vorgaben der ÖNORM S2127 (ausgegeben am 01.11.2011). Für ausgewiesene Flächen gemäß dem Altlastensanierungsgesetz (Altlasten) sowie für Aushubmaterialien aus Aushubtätigkeiten bei Gefahr im Verzug (z.B. Ölunfall) kann der Parameterumfang unter bestimmten Bedingungen auf die kontaminationsbestimmenden Parameter eingeschränkt werden.

3.2. Tunnelausbruchmaterial

Als Tunnelausbruchmaterial ist Bodenaushubmaterial definiert, welches ausschließlich aus Fest- oder Lockergesteinen in natürlicher Lagerung besteht und bei Aushub-, Abtrags- oder Ausbruchvorgängen von in geschlossener oder offener Bauweise errichteten Tunnelbauwerken (inklusive dazugehöriger Voreinschnitte), Schächten und Schachtbauwerken, Stollen und Kavernen anfällt.

Tunnelausbruchmaterial kann wie Aushubmaterial *in-situ* (vor allem bei sehr kleinen Tunnelbauvorhaben wie Fahrradtunnel), *ex-situ* oder durch ein statistisches Untersuchungsverfahren während des Tunnelbaus untersucht werden. Bei letzteren sind auf Basis der Vorerhebungen abfallchemischen Tunnelabschnitte zu definieren, die eine gleichbleibende Qualität erwarten lassen. Diese abfallchemischen Tunnelabschnitte sind getrennt im Zuge des Tunnelvortriebs zu beproben und die Ablagerbarkeit zu beurteilen.

3.3 Gleisaushubmaterial

Gleisaushubmaterial kann vor Beginn der Aushubtätigkeit gemäß den Vorgaben für Aushubmaterialien untersucht werden, wobei für Gleisbereiche durch eine höhere Kontaminationswahrscheinlichkeit (Bahnhöfe, Weichen, Abstellgleise, etc.) punktuelle Beprobungen für jeden Bereich getrennt vorgesehen sind. Eine Ablagerung von Gleisaushubmaterial auf Bodenaushubdeponien ist nur unter bestimmten Bedingungen zulässig (nur aus bestimmten Streckenabschnitten, maximal 20 % Gleisschotteranteil, Detailuntersuchung auf typische Parameter). Gleisschottermaterial kann auch nach dem Aushub gemäß ÖNORM S2127 untersucht werden.

3.4 Sonstig einmalig anfallende Abfälle

Für die Untersuchung sonstig einmalig anfallender Abfälle gelten die Vorgaben der ÖNORM S2127.

4 UNTERSUCHUNG WIEDERKEHREND ANFALLENDER ABFÄLLE

Ein wiederkehrend anfallender Abfall ist ein bestimmter Abfall, welcher aus einem definierten Energieerzeugungs-, Produktions- oder Abfallbehandlungsprozess regelmäßig bei einem Abfallerzeuger anfällt, aber aufgrund bekannter oder zu vermutender starker Schwankungen der Abfallqualität in Bezug zu den Grenzwerten eines bestimmten konkreten Kompartiments oder konkreten Kompartimentsabschnitts nicht als Abfallstrom grundlegend charakterisiert werden kann. Bei einem solchen Abfall können aufgrund der starken Schwankungen keine statistischen Modelle wie z.B. das Quartalsmodell (siehe 5. Abfallströme) angewandt werden.

Das Untersuchungssystem für wiederkehrend anfallende Abfälle sieht vor, dass jede anfallende Charge gemäß ÖNORM S2127 zu untersuchen ist, wobei eine Erstuntersuchung auf alle Parameter der Vollanalyse nur einmal pro Jahr durchgeführt werden muss. Alle beprobten Teilmengen der einzelnen Chargen sind direkt auf die stark schwankenden Parameter zu untersuchen und die Ablagerbarkeit für jede Charge getrennt zu beurteilen. Die Festlegung der stark schwankenden Parameter ist für die Repräsentativität der Untersuchung entscheidend und hat vom Gutachter nicht nur auf Basis der ersten Vollanalyse sondern auch und vor allem aufgrund der Prozesskenntnis sowie der Art des Abfalls zu erfolgen.

Das Untersuchungssystem der wiederkehrend anfallenden Abfälle ist in der Regel aufwändiger als der Untersuchungsmodell für Abfallströme, ergibt aber eine genauere Zuordnung der einzelnen Abfallchargen auf die jeweiligen Deponie(unter)klassen.

5 ABFALLSTRÖME

Ein Abfallstrom ist ein bestimmter Abfall, welcher aus einem definierten Energieerzeugungs-, Produktions- oder Abfallbehandlungsprozess mit sich nur geringfügig ändernden abfallrelevanten Prozessbedingungen (z.B. Druck, Temperatur, Katalysator und Verweilzeit unter Prozessbedingungen) und Inputmaterialien regelmäßig bei einem Abfallerzeuger anfällt und in Bezug zu den Grenzwerten eines bestimmten konkreten Kompartiments oder konkreten Kompartimentabschnitts eine gleichbleibende Qualität aufweist.

Das Untersuchungssystem für Abfallströme gliedert sich in eine „grundlegende Charakterisierung“ im ersten Jahr und eine „Übereinstimmungsbeurteilung“ mit reduziertem Untersuchungsaufwand in den Folgejahren. Nach acht Jahren ist eine neuerliche grundlegende Charakterisierung erforderlich.

5.1 Untersuchung von kleinen Abfallströmen bis 1.000 Tonnen Abfall pro Jahr

Für kleine Abfallströme ist im Rahmen der grundlegenden Charakterisierung für jede anfallende Teilmenge von maximal 200 Tonnen eine Beprobung und Untersuchung durchzuführen, wobei die erste Teilmenge auf alle Parameter der Vollanalyse zu untersuchen ist, für die weiteren Teilmengen kann eine Reduktion des Parameterumfangs erfolgen.

5.2 Untersuchung von großen Abfallströmen ab 1.000 Tonnen Abfall pro Jahr

Die Untersuchung erfolgt für große Abfallströme nach dem sog. „Quartalsmodell“, einem festgesetzten Raster an zu beprobenden und zu untersuchenden Tagesanfallsmengen. Auch hier erfolgt nach einer ersten Vollanalyse eine Reduktion des Parameterumfangs in den Folgeproben, grenzwertrelevante Parameter sind jedenfalls in allen Tagesanfallsmengen zu untersuchen.

LITERATUR

- BGBI. II Nr. 104/2014*; Deponieverordnung 2008 (Novelle 2014)
BMLFUW, 2009; Erläuterungen zur Deponieverordnung (2009)
ÖNORM EN 14899; Charakterisierung von Abfällen – Probenahme von Abfällen – Rahmen für die Erstellung und Anwendung eines Probenahmeplans“ (2006)
ÖNORM S 2126; Grundlegende Charakterisierung von Aushubmaterial vor Beginn der Aushub- oder Abräumtätigkeit“ (2010)
ÖNORM S 2127; Grundlegende Charakterisierung von Abfallhaufen oder festen Abfällen aus Behältnissen und Transportfahrzeugen (2011)
CEN/TR 15310-1; Characterization of waste – Sampling of waste materials – Part 1: Guidance on selection and application of criteria for sampling under various conditions (2006)
CEN/TR 15310-5; Characterization of waste – Sampling of waste materials – Part 5: Guidance on the process of defining the sampling plan (2006)

Die neue Recycling-Baustoffverordnung – Stand der Arbeiten

J. Kraus

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung V/6, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Oberstes Ziel der zukünftigen Recycling-Baustoffverordnung ist die Verbesserung der Qualität und die umweltgerechte Verwertung mineralischer Baurestmassen in Österreich. Dabei spielen neben dem Umweltschutz auch die Praktikabilität und damit ökonomische Gesichtspunkte eine entscheidende Rolle. Baurestmassen sind aufgrund ihrer Menge einer der wichtigsten Abfallströme. Beim Einsatz von Recycling-Baustoffen im Bau sind noch beträchtliche Steigerungen möglich. Die Zurückhaltung gegenüber Recycling-Baustoffen liegt unter anderem an Vorbehalten gegenüber „Baustoffen aus Abfällen bzw. als Abfälle“. Die Recycling-Baustoffverordnung soll für hochwertige, qualitätsgesicherte Materialien klar definieren, dass es sich um keine Abfälle mehr handelt, sondern um vielseitig einsetzbare Produkte und erleichtert somit den Weg in die Verwertung. Inwieweit auch andere Abfälle (z.B. Stahlwerksschlacken, Einkehrsplitt) als klassische Hoch- und Tiefbaurestmassen in der Recycling-Baustoffverordnung berücksichtigt werden, bleibt abzuwarten.

1 EINLEITUNG

Die wesentlichste Voraussetzung für die Herstellung hochwertiger, qualitätsgesicherter Recycling-Baustoffe ist die getrennte Erfassung sortenreiner Fraktionen am Anfallsort, das heißt auf der Baustelle. Bei jeder gemischten Sammlung steigt der Grad der Verunreinigungen und sinken die Möglichkeiten der stofflichen Verwertung. Auch die Art des Abrisses von Bauwerken sowie Aufbereitungstechnologien spielen eine maßgebliche Rolle für die Qualität von Baurestmassen.

Weitere wesentliche Inhalte der Recycling-Baustoffverordnung sollen zulässige Eingangsmaterialien und Recyclingverbote für die Herstellung von Recycling-Baustoffen, die Eingangskontrolle beim Hersteller von Recycling-Baustoffen, Qualitätsanforderungen für Recycling-Baustoffe anhand von Leitparametern sowie die Qualitätssicherung für Recycling-Baustoffe bestehend aus externer Güteüberwachung und werkseigener Produktionskontrolle sein.

Ergänzende Anforderungen sollen die Kennzeichnung für Recycling-Baustoffe (u.a. gemäß ÖNORM B 3140), Aufzeichnungs- und Meldepflichten des Herstellers von Recycling-Baustoffen sowie zulässige Einsatzbereiche und -verbote für Recycling-Baustoffe sein. Nicht zuletzt soll es Abfallende-Kriterien und eine damit verbundene Konformitätserklärung geben.

2 RÜCKBAU VON BAUWERKEN

Die Recycling-Baustoffverordnung soll eine Verpflichtung zum Rückbau (inklusive Schad- und Störstofferkundung) von Bauwerken gemäß ÖNORM B 3151 enthalten. Diese Norm gilt für alle Bauvorhaben und beschreibt die bei der Projektierung und Ausführung erforderlichen Maßnahmen für einen Rückbau und legt die Grundsätze für die Trennung der einzelnen Materialien im Hinblick auf die Verwertung oder Beseitigung fest. Ziel des Rückbaus ist es, sortenreine Fraktionen zu erhalten, die möglichst frei von Schad- und Störstoffen sind. Sofern ökologisch zweckmäßig, technisch möglich und nicht mit unverhältnismäßigen Kosten verbunden (§ 16 Abs. 7 AWG 2002), sind die bei einem Abbruch oder einer Sanierung anfallenden Abfälle einer

Verwertung zuzuführen. Die Norm regelt den Abbruch oder die Sanierung von Bauwerken im Hoch- und Tiefbau einschließlich Linienbauwerke und befestigte Flächen.

Dem Rückbau vorangehen muss eine Schadstofferkundung, welche in Abhängigkeit von der Größe des Bauwerks bzw. der anfallenden Bau- und Abbruchabfälle auf unterschiedlichem Niveau zu erfolgen hat:

- Umfassende Schadstofferkundung (inklusive Störstofferkundung) gemäß ONR 192130 durch eine externe befugte Fachperson oder Fachanstalt
- Orientierende Schad- und Störstofferkundung durch eine rückbaukundige Person.

Das Rückbaukonzept beschreibt Art, Umfang und Organisation des Rückbaus. Es ist im Auftrag des Bauherrn durch eine rückbaukundige Person vor dem Rückbau zu erstellen und hat konkrete Maßnahmen hinsichtlich der Trennung der Hauptbestandteile zu enthalten.

Vor dem Rückbau ist eine Entrümpelung durchzuführen. Im Zuge des Rückbaus sind die Schad- und Störstoffe zu entfernen. Die Erreichung des Freigabezustandes (rohbauähnlicher Zustand des Bauwerks nach Entfernung der Schad- und Störstoffe) ist im Auftrag des Bauherrn durch eine rückbaukundige Person zu bestätigen. Falls einzelne Hauptbestandteile nicht im Zuge des maschinellen Rückbaus vor Ort getrennt werden, ist/sind die nachgeschaltete/n Sortieranlage/n anzugeben. Für Linienbauwerke, befestigte Flächen und Bauvorhaben, bei denen weniger als 100 t mineralische Abfälle anfallen, gelten geringere Dokumentationsanforderungen.

3 GELTUNGSBEREICH

Gegenstand der Recycling-Baustoffverordnung soll die Herstellung und Verwendung von Recycling-Baustoffen als rezyklierte oder industriell hergestellte Gesteinskörnungen durch die Behandlung bestimmter Abfälle sein. Folgende Abfallarten sind derzeit vorgesehen: Elektroofenschlacke (ausgenommen Edelstahlschlacke), Hochofenschlacke, Konverterschlacke, Bauschutt, Straßenaufbruch, technisches Schüttmaterial, Betonabbruch, Gleisschotter, Bitumen, Asphalt und Einkehrsplitt. Umfasst ist daher

- das Recycling von Materialien, die bereits als Baustoffe in Verwendung waren (rezyklierte Gesteinskörnungen) und
- das Recycling von Stahlwerksschlacken (ausgenommen Edelstahlschlacken) aus dem Straßenrückbau und direkt aus der Produktion (industriell hergestellte Gesteinskörnungen).

Nicht umfasst ist das Recycling von natürlichen Gesteinskörnungen (z.B. Bodenaushub, Tunnelausbruch). Ein entscheidender Vorteil dieser Abgrenzungen ist, dass diese Begriffswelt gut mit der Bauprodukteverordnung und dem damit zusammenhängenden Normenwesen zusammenpasst.

4 QUALITÄTSANFORDERUNGEN UND QUALITÄTSSICHERUNG FÜR RECYCLING-BAUSTOFFE

4.1 Qualitätsanforderungen für Recycling-Baustoffe

Tab. 1 soll einen Überblick über die verschiedenen Qualitätsklassen für Recycling-Baustoffe und die damit verbundenen Anwendungen und Einsatzbereiche geben. Die umwelt-technische Qualität nimmt innerhalb einer Anwendung von oben nach unten ab. Die Qualitätsklassen für Recycling-Baustoffe, welche für eine zementöse bzw. bituminöse Bindung vorgesehen sind (Z-A, B-A, B-B, B-D, D), werden in Mischanlagen zu Mischgütern (Beton/Betonfertigteil A, Asphaltmischgut A, Asphaltmischgut B, Asphaltmischgut D) verarbeitet, für welche die Einsatzbereiche und -verbote gelten.

Tab. 1: Qualitätsklassen sowie Einsatzbereiche und-verbote für Recycling-Baustoffe.

Qualitätsklasse	Anwendung ¹	Abfallende	Einsatzbereiche	Einsatzverbote
U-A	ungebunden	vorzeitig		Schutz- und Schongebiete, unterhalb HGW
U-B	ungebunden	nicht vorzeitig, zulässige Verwertung	unter gering durchlässiger Deckschicht	Schutz- und Schongebiete, unterhalb HGW+1
Z-A	zementös	nicht vorzeitig		
B-A	bituminös	nicht vorzeitig		Schutz- und Schongebiete, unterhalb HGW+1
B-B	bituminös	nicht vorzeitig, zulässige Verwertung		Schutz- und Schongebiete, unterhalb HGW+1
B-D (Stahlwerksschlacke aus Rückbau)	bituminös	nicht vorzeitig, zulässige Verwertung	Straßenbau, bituminös gebundene Trag- und Deckschichten	Schutz- und Schongebiete, unterhalb HGW+1
D 1) Bindung	bituminös		Straßenbau, bituminös gebundene Trag-	Schutz- und Schongebiete, unterhalb HGW+1

4.2 Qualitätssicherung für Recycling-Baustoffe

Die Qualitätssicherung besteht aus einer externen Güteüberwachung und einer werkseigenen Produktionskontrolle. Für kontinuierlich produzierende Produktionsanlagen ist die Untersuchung jeder Charge eines Recycling-Baustoffs entweder im Rahmen der externen Güteüberwachung oder der werkseigenen Produktionskontrolle vorgesehen. Bei der externen Güteüberwachung muss die Charge zumindest 200 Tonnen und darf maximal 2.500 Tonnen umfassen. Bei der werkseigenen Produktionskontrolle entspricht die Charge maximal einer Wochenproduktionsmenge (fünf Tage oder 50 Produktionsstunden). Es ist zulässig, Einzelchargen gemäß ÖNORM S 2127 zu beproben. Alternative Qualitätssicherungssysteme sind für Recycling-Baustoffe aus Stahlwerksschlacken direkt aus der Produktion und Recycling-Baustoffe aus dem Straßenrückbau vorgesehen. Jede Charge ist bis zum positiven Abschluss der Untersuchungen zwischenzulagern.

5 ABFALLENDE VON RECYCLING-BAUSTOFFEN

An das vorzeitige Abfallende werden gewisse Bedingungen geknüpft sein. Die Recycling-Baustoffe müssen der Qualitätsklasse U-A entsprechen und einem Dritten übergeben werden. Eine Konformitätserklärung über die Durchführung der Qualitätssicherung und die Einhaltung der Qualitätsklasse U-A ist durch den Hersteller von Recycling-Baustoffen auszustellen. Diese kann auch im Rahmen der Leistungserklärung gemäß Bauprodukteverordnung erfolgen.

6 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

- Es besteht eine massive Konkurrenz zwischen Primärrohstoffen und Recycling-Baustoffen. Letztlich wird sich auf dem Markt das kostengünstigere Produkt durchsetzen.
- Eine Verwertung von Stahlwerksschlacken soll nur unter Einhaltung gewisser Rahmenbedingungen möglich sein. Diese wären die Festlegung zulässiger Eingangsmaterialien (LD-Schlacke und Elektroofenschlacke, ausgenommen Edelstahlschlacke, sowohl aus dem Straßenrückbau, als auch direkt aus der Produktion), von Qualitätsanforderungen, der Qualitätssicherung, zulässiger Einsatzbereiche und -verbote sowie dass kein vorzeitiges Abfall-

ende eintritt, sondern die Stahlwerksschlacken erst mit der zulässigen Verwertung ihre Abfall-eigenschaft verlieren.

- Es gibt andere Materialien (z.B. Einkehrsplitt), welche unter Umständen auch für ein Baustoff-Recycling geeignet sind, aber per Definition nicht bereits als Baustoff in Verwendung waren. Es stellt sich die Frage, inwieweit derartige Materialien in die Verordnung aufgenommen werden sollen.
- Natürliche Gesteinskörnungen (z.B. Bodenaushub, Tunnelausbruch) sollen nicht unter den Anwendungsbereich der Recycling-Baustoffverordnung fallen. Dafür soll eine eigene Boden-Verwertungsverordnung ausgearbeitet werden.
- Speziell für Recycling-Baustoffe für die gebundenen Anwendungen sind die Produktanforderungen und -bezeichnungen in den Baunormen teilweise ungenügend. Welche Anforderungen hier gelten sollen und ob bzw. inwieweit sich die Qualitätsanforderungen von der ungebundenen Anwendung unterscheiden sollen, wird zu definieren sein.

LITERATUR

- Buxbaum, I., Denner, M., Döberl, G., Nagl, C., Reisinger, H., Schneider J., Uhl, M. (2014) *Fachdialog LD- und EOS-Schlacke im Straßenbau – interner Endbericht*. Wien, Austria: Umweltbundesamt.
- Gregori, M., Schmid, M. (2012) *Gutachterliche Stellungnahme - Versuche zur Charakterisierung von Elektroofenschlacke (EOS) der Marienhütte GmbH*. Gumpoldskirchen, Austria: MAPAG.
- Kostjak, M. (2012) *Baustoffe aus industriell hergestellten Gesteinskörnungen - Umweltverträglichkeit von LD-Schlacke* – Studie im Auftrag der voestalpine. Neumarkt im Mühlkreis, Austria: Zivilingenieur für technische Chemie.
- ONR 192130 Schadstofferkundung von Bauwerken vor Abbrucharbeiten.
- ÖNORM S 2127 Grundlegende Charakterisierung von Abfallhaufen oder von festen Abfällen aus Behältnissen und Transportfahrzeugen.
- Vorschlag ÖNORM B 3140 Rezyklierte Gesteinskörnungen für Ingenieur- und Straßenbau.
- Vorschlag ÖNORM B 3151 Rückbau von Bauwerken als Standardabbruchmethode.

Sustainable product design and recycling optimization of innovative lightweight technologies

J.-P. Schögggl & R.J. Baumgartner

University of Graz, Institute of Systems Sciences Innovation & Sustainability Research, Graz, Austria

D. Hofer

MAGNA Steyr Engineering AG & Co KG, Graz, Austria

ABSTRACT: This paper outlines sustainability trends and problems in the automotive industry regarding the recycling of products in general and of innovative lightweight technologies in the automotive industry in particular. Based on this overview it furthermore shows how the recycling can be optimized already in early product development phases by using the Checklist for Sustainable Product Development (CSPD). The CSPD is a “design for sustainability” tool, which allows the consideration of important aspects from all three dimensions of sustainability (environment, society and economy) in decisions over technologies and materials throughout the product development. It facilitates life cycle thinking and sustainability awareness among designers and engineers and allows a comprehensive sustainability assessment of technologies and materials. After the main functionality of the CSPD is pointed out, the paper provides a process description for applying the CSPD in a recycling optimization process throughout the product development.

1 INTRODUCTION

Over the last decade, the topic of sustainable development has gained importance in the European automotive industry. Due to the significant impacts cars have on our environment and society over their life cycle, sustainability related legislations have become increasingly stringent in the recent past. Particularly in Europe, automakers have furthermore recognized their responsibility for the environment and the society and therefore voluntarily agreed on continuously reducing the CO₂-emissions of their fleets. Therefore, the consideration of sustainability topics throughout a cars entire life cycle has not only become a task for establishing a “green” image but also for maintaining competitiveness in a changing business environment. As authors such as Byggeth et al. (2007) or Mascle & Zhao (2008) state, these considerations should start already in the early product development phase since in this phase not only up to 80 % of a products costs but also the majority of its environmental and social impacts are determined. Due to the increasingly high recycling rates, substance regulations and substance bans in the automotive industry, among other sustainability issues, it is particularly important to optimize the material composition and the recyclability of the car. This optimization however can be challenging, since the application of innovative lightweight technologies on the one hand helps to lower the use-phase CO₂-emissions, but on the other hand involves the danger of also decreasing its recyclability. Hence, especially for such innovative lightweight technologies, which make use of rather new materials, parts and processes, such an early consideration is crucial for identifying possible problems and finding solutions timely. One approach to deal with the challenge to develop green and sustainable products is the application of “Eco-Design” or “Design for Sustainability” methods (Abele, et al. 2007; Mayyas et al. 2012; Spangenberg et al. 2010; Wimmer et al. 2004). Examples for such methods are the Eco-Design Pilot by Wimmer et al. (2004), the Eco-Design Checklist by Brezet & van Hemel (1997), the Design for Sustainability Impact Profile of the United Nations Environment Program (2009), the Method for Sustainable Product Development by Byggeth et al. (2007) or the Checklist for Sustainability Product Development (CSPD) by Schögggl et al. (2014). Among these tools the CSPD provides a method, which allows the integration of a full life cycle perspective into early phases of product development considering all three dimensions of sustainability (environment, society, economy). Due to its characteristics it is also applicable for innovative technologies, for which only limited information and experience concerning their sustainability performance is available. Therefore,

we will furthermore use the CSPD for illustrating how the recycling of such innovative materials can be optimized in early product development phases. Before Chapter 3 outlines how the CSPD can be applied for such an optimization, in the following chapter legal drivers and the current strategies for improving the sustainability performance are outlined briefly. Then the CSPD and the process for recycling optimization are described. Finally conclusions are drawn and suggestions for further research are given.

2 PROBLEM DESCRIPTION

With the aim to contribute to environmental protection, the European Automobile Manufacturers Association (ACEA) and the European Commission voluntarily agreed on an increasingly stringent limitation of the specific CO₂-emissions of passenger vehicles. The threshold defined in this agreement, which was signed in 1998, was 140 g/km of CO₂ on average for new passenger cars to be reached by 2008. The aimed reductions should be mainly attained through technological development and the related changes of the market. In 2009 the European Commission introduced a mandatory target of 130 g/km CO₂ emissions to be reached by 2015. This regulation also defines a long-term target of 95 g CO₂/km to be reached by 2020 (EC Regulation 333/2014). As the latest report of the European Environmental Agency showed, the European automotive industry already reached the target of 130 gCO₂/km for 2015 by 2013, with 127 gCO₂/km average emissions of new cars (ICCT, 2014). One of the most important keys to improving a vehicle's fuel economy and reaching these targets is the reduction of a vehicle's weight. As it generally holds true, that the smaller a vehicle is, the less power it requires to accelerate and the less energy it needs to maintain a fixed speed, lightweighting is a possibility not only to maximize efficiency and to reduce resource demand for the production process, but also to reduce a vehicle's fuel consumption (Van de Sand, Acosta-Fernández, & Bringezu, 2007). Two main strategies for such a lightweighting can be distinguished. Firstly, automobile parts can be redesigned in order to optimize their structure. This is primarily done by thinning and hollowing or by applying compound parts. Secondly, innovative lightweight materials are used to replace traditional materials of higher weight (William et al. 2011). Equation (1) expresses the relation between weight reduction and fuel savings regarding CO₂-emission decreases. With M standing for mass, the equation expresses that 100 kg less weight for example result in about 0.3 – 0.4 liters fuel less per 100 kilometers, regardless of the vehicle type (Nemry et al. 2008, p. 93).

$$\frac{\Delta CO_2}{CO_2} \approx -0.65 * \frac{\Delta M}{M} \quad (1)$$

Other benefits, besides the efficiency improvements directly related to the use of lighter materials, are secondary weight savings. Efficiency improvements in one design category can have positive effects on other categories. This makes it possible to apply technologies, which would not have been applicable in a conventional design. These secondary weight savings have therefore the potential to double the total benefits of a lightweight design (Field & Clark, 1997). Reducing the mass of the body is therefore also essential for the extension of new engine technologies, by creating a synergy between lightweight and new technologies (Cui et al. 2011). Since, each lightweight technology (e.g. aluminium, high strength steel, magnesium, composites) has its particular advantages over another and its specific areas, in which their application is most appropriate, a promising approach for lightweighting is multi-material design (Cui et al. 2008). It aims at using different materials for different components in optimized compositions and alloys (Lesemann et al. 2008). The selection of the right material for the right part is nevertheless challenging. It is founded on factors such as performance, durability, manufacturability and costs. Economic challenges arise not only due to higher material costs, but also because of increased assembly costs, investments in new facilities becoming necessary, because of new manufacturing requirements and higher labor costs, due to an increase in handling operations (Lesemann et al. 2008).

3 RECYCLING OPTIMIZATION WITH THE CHECKLIST FOR SUSTAINABLE PRODUCT DEVELOPMENT

With Due to the variety of options, influencing factors and trade-offs between performance, weight costs, design and material decisions are becoming increasingly complex. Hence, decisions over materials and technologies have to be made on a case-to-case basis (Tharumarajah & Koltun, 2007). This particularly holds true for cases, in which also a comprehensive sustainability perspective should be considered in the decision process. Hence in the following it will be illustrated, how the Checklist for Sustainable Product Development (CSPD) can be used as such a decision support tool with a particular focus on the consideration of recycling aspects.

- The CSPD can be described as a tool for sustainability product development,
- which allows the qualitative assessment of sustainability aspects in early phases of product development, with a specific focus on innovative automotive technologies and materials,
 - which facilitates the integration of awareness for sustainability into day-to-day business,
 - which supports decisions over different technologies based on the sustainability assessment and
 - which aims at triggering life cycle thinking among executives, designers and engineers.

Therefore the CSPD can support designers and engineers in identifying sustainability related improvement options of technologies or materials, already in early phases of product development (e.g. product vision, concept phase). The CSPD comprises a set of 47 yes/no questions, which are categorized into the four life cycle stages of a car, i.e. engineering, production, usage and end-of-life phase. The questions aim at the consideration of sustainability aspects which derive from a top down analysis of nine key categories for sustainability in automotive development and are linked to one or more of the four sustainability principles of the Framework for strategic sustainable development (FSSD) (Holmberg & Robèrt, 2000; Schmidt-Bleek, 2002).

Along with the evaluation if a certain aspect is considered or not, the engineers and designers have to state the relevance of the aspect for the evaluated technology and have to give a qualitative description of the measures undertaken for its consideration. If an aspect is not considered yet, necessary to-do's have to be defined. After the first assessment is finished, the resulting to-do list serves as foundation for defining measures for overcoming the identified sustainability gap. The progress of the implementation of improvement measures is furthermore monitored and documented in follow up sessions, in which the to-dos and the status of their resolution is discussed continuously. A case study with nine innovative lightweight technologies has shown that an optimal frequency for such follow-up sessions are 3-5 months, depending on the technology and the amount of defined to-dos (Schöggel et al. 2014). The main aim of the sustainability assessment with the CSPD is therefore to reach a state in which all relevant sustainability aspects are taken into account. Since the application of the CSPD does not require quantitative material and process data, the CSPD can be applied to support decisions, also when limited information is available. However it is also applicable for more detailed assessments and the evaluation of necessary actions and solutions for overcoming violations with the four sustainability principles occurring during the whole product development process (Schöggel et al., 2014).

The CSPD comprises the nine key categories: (1) resource efficiency, (2) resource consumption, (3) use of low-impact materials, (4) optimization of the EOL phase, (5) health and safety aspects, (6) transport and logistics, (7) social and ethical aspects, (8) decrease of environmental pollution, (9) economic efficiency and profitability, which are linked to one or more sub categories, which can be furthermore categorized into one or more sustainability dimensions (Sust. Dim.) and one or more sustainability principles (SP). As illustrated in Fig. 1, in total 14 (highlighted in bold) out of 35 sub categories focus on the end-of-life phase.

Engineering					Production						
Key cat.	Sub category	Sust. Dim.			SP	Key cat.	Sub category	Sust. Dim.			SP
		Ecol.	Soc.	Econ.				Ecol.	Soc.	Econ.	
9	Design for Manufacturing			x	1,2	7	Social and ethical issues in the supply chain		x		4
9	Life Cycle Costing			x	4	5	Health		x		4
3	Optimization of the materials input	x		x	1,2	1	Resource efficiency in the production	x		x	1,2
3	Use of renewable materials	x	x		1	3	Resource consumption in the production			x	1,2,3
1	Weight reduction	x		x	1,2	1	Internal material cycles	x		x	1
1	Resource efficiency	x		x	1,2	5	Toxicity	x	x		3
2	Recycleability	x		x	1,2	2	Optimization of the materials input	x		x	2
4	Design for recycling	x			2,3	6	Transport efficiency	x		x	3
4	Consideration of the E.O.L phase	x			2,3	6	Transport distances	x		x	3
4	Design for dismantling	x		x	2,3	8	Avoidance of heavy metals	x			3
2	Use of recycled materials	x		x	1,2,3						
5	Health		x		4						
6	Design for transport	x		x	2						
7	Employee satisfaction		x	x	4						
5	Safety		x		4						
Use					End of life						
Key cat.	Sub category	Sust. Dim.			SP	Key cat.	Sub category	Sust. Dim.			SP
		Ecol.	Soc.	Econ.				Ecol.	Soc.	Econ.	
7	Total Cost of Ownership	x	x	x	4	2	Reuse	x		x	3
1	Resource efficiency	x			4	2	Recycling	x		x	3
7	Serviceability	x		x	3,4	4	Further Processing		x		4
8	Air pollution	x	x		3	4	Material Labelling	x		x	2
						4	Disposal	x		x	

Fig. 1: Recycling oriented sub categories of the CSPD (own illustration based on Schöggel et al. 2014) Sustainability Principles (SP) according to the FSSD: In the sustainable society, nature is not subject to systematically increasing ... (1) ...concentrations of substances extracted from the Earth's crust, (2) ... concentrations of substances produced by society, (3) ...degradation by physical means, (4) and people are not subject to conditions that systematically undermine their capacity to meet their needs (Holmberg & Robèrt, 2000).

Tab. 1 and Tab. 2 give for each of the subcategories highlighted in Fig. 1 one or more corresponding questions. In total 16 out of the 47 questions of the CSPD focus on the recycling or more generally on the EOL-phase. As it can be seen these questions can be found only in the engineering phase (10) and the EOL-phase (6). This illustrates the full life cycle perspective the CSPD tries to integrate. On the one hand, a majority of the questions from the engineering phase focus already on the EOL-phase. On the other hand aspects such as further processing, which are pure EOL topics, are already included. Since every engineer or designer has to answer all questions from each of the four life cycle phases, the thinking in life cycles should be facilitated and the communication between departments and even between companies encouraged.

Tab. 1: Recycling oriented questions of engineering phase of the CSPD.

Engineering	
Sub-category	Question
Life Cycle Costing	Are End-Of-Life Costs taken into account in the engineering process?
Resources efficiency	Is the number of used materials as low as possible (except for composites with significant weight- or cost-savings)?
Use of renewable materials	Do you try to substitute non-renewable with renewable materials (e.g. natural fibers)?
Weight reduction	Is the weight, in due consideration of the functional requirements, optimized?
Resources efficiency	Do you use efficient and recycling optimized joining techniques (e.g. clips, screws,...)?
Recycleability	Does the design facilitate recycleability?
Design for Recycling	Was the technology designed with recycleable materials?
Consideration of the EOL phase	Was the VDI directive 2243 or other standards for recycling oriented product development considered?
Design for dismantling	Do the construction and the design facilitate dismantling?
Use of recycled materials	Is the use of recycled materials considered?

Tab. 2: Recycling oriented questions of EOL-phase of the Checklist for Sustainable Product Development.

Sub-category	Question
Reuse	Can reusable parts be dismantled damage-free?
Recycling	Is there a recycling technology available for each part/material?
Further Processing	Is the workers' safety during the EOL-phase ensured?
Further Processing	Are recycling paths known?
Material Labeling	Are parts appropriately labeled?
Disposal	Is the environmentally sound waste management of the technology ensured?

For optimizing the recycling of a certain technology the process illustrated in Fig. 2 is suggested. This process derives from the insights gained in a case study conducted by Schögggl et al. (2014) with nine innovative automotive lightweight technologies.

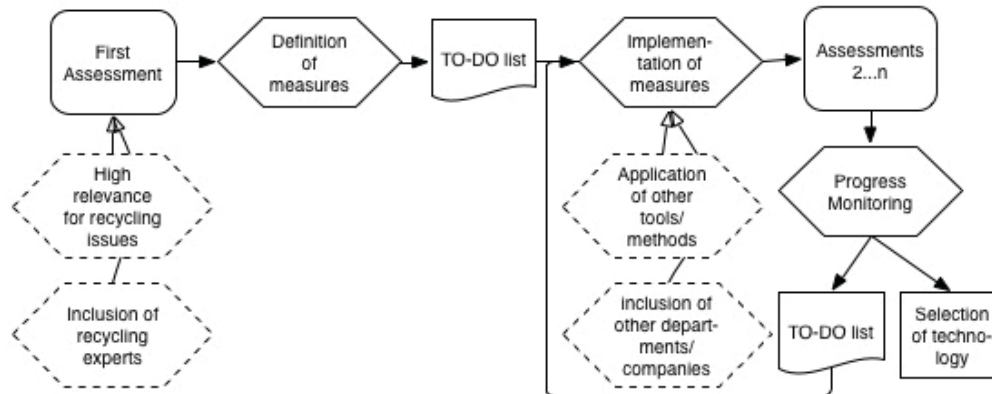


Fig. 2: Process for recycling optimization with the Checklist for Sustainable Product Development.

First it has to be agreed that these categories have to be of high relevance, when conducting the first assessment. This ensures that the improvement measures defined for these aspects, are primarily considered, even when their achievement might be challenging. Depending on the desired outcome, such an assessment with the CSPD can be conducted only for one technology, in the form of a comparison between both a conventional base (e.g. steel design) and a new technology (e.g. multi-material design) or between two or more new technologies (e.g. multi-material design and aluminium design). If only less recycling related knowledge exists company internal it is furthermore recommended to include a recycling expert already in the first assessment. This can enrich the definition of measures for questions that were answered with no. After the assessment is finished and the defined measures are documented in the to-do list the implementation process starts. Depending on the outcome of the first assessment this process can be supported by applying other tools/methods, such as material testing, conducting LCA, Life Cycle Costing (LCC) or a cost-benefit analysis. If necessary also other departments or companies can be included in order to support the solution finding and the implementation. As illustrated on the right hand side of Fig. 2 further assessments are to be conducted for monitoring the progress and for defining new to-dos, within an appropriate period. Based on these new to-dos the implementation and solution finding process is continued and further assessments are conducted as long as not all to-dos could be resolved. If the assessment was initially conducted with the aim of deciding between two or more technologies, these further assessments can be used to make the decision based on the results obtained in the preceding tasks. For such selections the application of other tools/methods is most appropriate, in order to have a solid basis for the decision. An example of such a method that provides quantitative support is the value assessment of sustainability hotspots approach by Bertoni et al. (2014).

4 CONCLUSION

As pointed out in this paper, sustainability is gaining importance in the automotive industry, mainly due to increasingly stringent regulations. For becoming truly sustainable however, a variety of challenges have to be overcome. Some of them are competing strategic priorities between financial short-term and sustainable long-term ones, or the management and evaluation of companies' and products' sustainability performance. This paper illustrates how the particular challenge of increasing a products' recyclability can be tackled by using the Checklist for Sustainable Product Development, which is a qualitative tool that allows the consideration of a products life cycle impacts according to the three dimensions of sustainability already in early phases of product design. By applying the process suggested in this paper, hotspots can be identified timely and solutions for overcoming problems, closing knowledge gaps and improving the performance of technologies and materials can be found. The CSPD can be applied for assessments of a single technology

or for supporting decisions over two or more. In the latter case additional tools such as LCA, LCC or cost-benefit analysis could be used to quantitatively support the decision. Further research is needed for evaluating and refining the suggested process. Furthermore it has to be assessed, which methods could best support the solution finding process. These methods could be furthermore integrated into a comprehensive process for sustainable product development, for which the CSPD could serve as central tool for progress monitoring and evaluation.

REFERENCES

- Abele, E., Anderl, R. & Birkhofer, H. (2007). *Environmentally-Friendly Product Development: Methods and Tools*.
- Bertoni, M., Hallstedt, S. & Isaksson, O. (2014). *Value Assessment of sustainability hotspots in conceptual design: an aerospace study*. In: *Tools and Methods for Competitive Engineering* (pp. 539–550).
- Brezet, H. & van Hemel, C. (1997). *Ecodesign: a promising approach to sustainable production and consumption*. In: *Industry and environment* (Vol. 20, p. 346).
- Byggeth, S., Broman, G. & Robért, K. H. (2007). A method for sustainable product development based on a modular system of guiding questions. *Journal of Cleaner Production*, 15, 1–11. doi:10.1016/j.jclepro.2006.02.007
- Cui, X., Wang, S. & Hu, S. J. (2008). A method for optimal design of automotive body assembly using multi-material construction. In: *Materials and Design*, 29, 381–387. doi:10.1016/j.matdes.2007.01.024
- Cui, X., Zhang, H., Wang, S., Zhang, L. & Ko, J. (2011). Design of lightweight multi-material automotive bodies using new material performance indices of thin-walled beams for the material selection with crashworthiness consideration. In: *Materials and Design*, 32, 815–821. doi:10.1016/j.matdes.2010.07.018
- Field, F. R. & Clark, J. P. (1997). A practical road to lightweight cars. *Technology Review*, 100(1), 28–36.
- Holmberg, J. & Robért, K.-H. (2000). Backcasting from non-overlapping sustainability principles — a framework for strategic planning. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 7, 291–308.
- ICCT (2014). *CO 2 emissions from new passenger cars in the EU : Car manufacturers ' performance in 2013*.
- Lesemann, M., Bröckerhoff, M. & Urban, P. (2008). Prospects of Multi-Material Design for a Compact-Class Front Section. *Autotechnology Vol. 8*, 8(July).
- Masclé, C. & Zhao, H. P. (2008). Integrating environmental consciousness in product/process development based on life-cycle thinking. *International Journal of Production Economics*, 112(1), 5–17. doi:10.1016/j.ijpe.2006.08.016
- Mayyas, A., Qattawi, A., Omar, M. & Shan, D. (2012). Design for sustainability in automotive industry: A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(4), 1845–1862. doi:10.1016/j.rser.2012.01.012
- Nemry, F., Leduc, G., Mongelli, I. & Uihlein, A. (2008). *Environmental Improvement of Passenger cars (IMPRO-car)*. Institute for Prospective ... (p. 216).
- Schmidt-Bleek, B. (2002). Strategic sustainable development — selection, design and synergies of applied tools. *Journal of Cleaner*, 10, 197–214.
- Schögl, J., Baumgartner, R. J. & Hofer, D. (2014). A Checklist for Sustainable Product Development - Improving sustainability performance in early phases of product design. In *Tools and Methods for Competitive Engineering* (pp. 563–576).
- Spangenberg, J. H., Fuad-Luke, A. & Blincoe, K. (2010). Design for Sustainability (DfS): the interface of sustainable production and consumption. *Journal of Cleaner Production*, 18(15), 1485–1493. doi:10.1016/j.jclepro.2010.06.002
- Tharumarajah, A. & Koltun, P. (2007). Is there an environmental advantage of using magnesium components for light-weighting cars? *Journal of Cleaner Production*, 15(11-12), 1007–1013. doi:10.1016/j.jclepro.2006.05.022
- United Nations Environment Program. (2009). *Design for Sustainability, A Step-by-Step Approach* (p. 110).
- Van de Sand, I., Acosta-Fernández, J. & Bringezu, S. (2007). *Abschätzung von Potenzialen zur Verringerung des Ressourcenverbrauchs im Automobilsektor*.
- William, G., Shoukry, M. S. & Prucz, J.C. (2011). *Analysis of Lightweighting Design Alternatives for Automotive Components*. doi:10.4271/2011-01-2287
- Wimmer, W., Züst, R. & Lee, K.M. (2004). *ECODESIGN Implementation: A Systematic Guidance on Integrating Environmental Considerations into Product Development*. Springer.

Rückbaubarkeit von Notebooks als Vorstufe eines stofflichen Recyclings und deren Ressourcenpotenzial

S. Gäth

Universität Gießen, Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Gießen, Deutschland

KURZFASSUNG: Für die Rückgewinnung versorgungskritischer Rohstoffe aus Elektronikgeräten ist es erforderlich, die Geräte auseinander zu bauen, um die Rohstoffträger (z.B. Leiterplatten, Festplatten, Akkus) einem gezielten Recycling zuzuführen. Am Beispiel von drei Notebooks der Baujahre 2004, 2007 und 2010 wurde im ersten Schritt die Rückbaubarkeit geprüft. Dabei hat sich gezeigt, dass alle drei Geräte manuell entstückt werden können und keine maschinelle Unterstützung oder robuste Gewalt erforderlich ist. Anschließend wurde der Gehalt an Technologiebauteilen erfasst und der Gehalt an Technologiemetallen/-elementen bestimmt. Anhand des Raw Material Index wird gezeigt, dass die Ressourceneffizienz als Ausdruck für den Verbrauch an versorgungskritischen Elementen mit dem technologischen Fortschritt je nach Gerät/Hersteller angestiegen ist.

1 EINLEITUNG

Ein Notebook besteht aus 1800 bis 2000 Einzelteilen (Manhart et al., 2006), die wiederum aus unterschiedlichen chemischen Elementen bestehen. Vor dem Hintergrund der Bedeutung der einzelnen Elemente für viele Zukunftstechnologien und ihrer gleichzeitigen Knappheit wurden von der Europäischen Union (EU) Richtlinien erlassen, die bei der Verwertung von Notebooks die Rückgewinnung von 14 Rohstoffen als besonders wichtig einstufen.

Der Abfall der Elektro- und Elektronikaltgeräte (EAG), der unter die WEEE-Richtlinie fällt, ist der am schnellsten wachsende Abfallanteil in der EU. Dieser wächst jährlich um drei bis fünf Prozent. Die WEEE-Fractionen enthalten Inhaltsstoffe, die im Falle einer nicht ordnungsgemäßen Entsorgung, nicht nur der menschlichen Gesundheit schaden, sondern auch der Umwelt. Außerdem ergeben sich aus dem stofflichen Recycling von Bauteile nachhaltige Lösungen, um die Nachfrage nach knapper werdenden und damit versorgungskritischen Elementen auf dem Weltmarkt zu befriedigen (Europäische Kommission, 2012).

Bevor die Rückgewinnung der Elemente in Recyclingverfahren durchgeführt werden kann, sind Demontageschritte notwendig. Bislang ist vom Gesetzgeber in der EU die sogenannte „Detoxifizierung“ als Vorstufe des stofflichen Recycling vorgeschrieben. Dazu müssen die Bildschirme und Akkublöcke aus den Geräten entfernt und gesondert behandelt werden. Der Rest wird selten weiter zerlegt, meist wird er einer mechanischen Behandlung (i.d.R. Schreddern mit anschließender mechanischer Sortierung) unterzogen. Nach Chancerel et al. (2013) gehen durch die Schreddermethode mit nachgeschalteter mechanischer Aufbereitung bis zu 90 % der enthaltenen Edelmetalle durch falsches Sortieren verloren. Diese hohen Ressourcenverluste in der Sortierung verdeutlichen, dass der erste Schritt des Rückbaus, die Demontage, weiter ausgebaut werden muss. Das Schreddern und die damit verbundenen hohen Rohstoffverluste müssen minimiert werden.

Der vorliegende Artikel stellt am Beispiel von drei unterschiedlichen Notebooks die Rückbaufähigkeit bzw. Entstückung von elektronischen Geräten vor. Durch das Ermitteln der Ressourcenpotenziale werden die Möglichkeiten der Rückgewinnung einzelner Rohstoffe aufgezeigt. Ferner wird anhand der Bauteilbestückung der Leiterplatten und Funktionselemente das Res-

sourcenpotenzial bestimmt und der Raw Material Index (RMI) nach Gäth (2012) bestimmt. Der Vorteil bei elektronischen Bauteilen ist, dass von der Funktion quantitative Rückschlüsse auf die Materialkomponenten gezogen werden können (Flender, 2013). Da elektronische Bauteile als konkrete Elemente auf einer Leiterplatte verbaut sind, können auch die darin enthaltenen Metalle lokalisiert und identifiziert werden. Beispielsweise lässt sich durch die Menge an Tantal-Elektrolytoren auf Leiterplatten das Tantal-Potenzial eines Gerätes abschätzen.

Bei den drei Beispiel- Notebooks handelt es sich um einen Apple MacBook Air 11 Zoll Late 2010 (2010), einen Fujitsu- Siemens Computers Amilo M 7405 (2004) und einen HP Compaq nc 6320 (2007). Damit sind Standardmodelle auf dem Konsumentenmarkt ausgewählt worden, die Rückschlüsse auf eine große Masse von verkauften Notebooks zulassen. Außerdem kann durch die unterschiedlichen Baujahre die veränderte Rückbaufähigkeit der verschiedenen Notebook-Generationen abgeschätzt werden.

2 STATUS DER VOEBEHANDLUNGSTECHNIK

Insgesamt muss für die mechanische Aufbereitung und Vorsortierung angemerkt werden, dass die komplexen Materialverflechtungen von Notebooks gegenwärtig in ungenügender Weise aufgetrennt werden, so dass viele ressourcenrelevanten Komponenten nur teilweise in die richtigen Fraktionen sortiert werden können. Das führt bezüglich der kritischen Rohstoffe zu einer geringen Rückgewinnungsquote und hohen Rohstoffverlusten (Buchert et al., 2012). Chancerel et al. (2012) wiesen für einen repräsentativen Schredderbetrieb nach, dass bei der mechanischen Aufbereitung 74,4 % des enthaltenen Goldes und Palladiums und 88,8 % des Silbers in Fraktionen einsortiert werden, in denen eine Rückgewinnung der Edelmetalle nicht realisierbar ist. Im Hinblick auf den Ressourcenschutz ist eine möglichst tiefe manuelle Demontage von Notebooks zu empfehlen. Neben der gesetzlich vorgeschriebenen Detoxifizierung (Entschädlichung), ist die Entnahme der ressourcenrelevanten Leiterplatten wichtig, um ein bestmöglichstes Recycling zu ermöglichen.

Zudem ist es generell zu empfehlen, Festplatten – soweit es wirtschaftlich möglich ist – einer manuellen Zerlegung zuzuführen. Neben der Entnahme der Leiterplatten sollten auch die Aluminium- und Stahlfractionen getrennt werden. Damit würden sich die Rückgewinnungsraten dieser Fraktionen erhöhen. Da die stoffliche Verwertung von Seltenen Erden in Magneten noch nicht industriell durchführbar ist, können Magnete zwischengelagert werden.

Für die kobalthaltigen Lithium-Ionen-Akkumulatoren aus Notebooks bestehen realisierte Recyclingtechnologien und -kapazitäten. Aufgrund ihres hohen Kobaltgehaltes sind die Akkumulatoren ein attraktives End-of-Life Produkt für das stoffliche Recycling. Bei den Akkumulatoren liegt die größte Herausforderung für die Recyclingwirtschaft in einer deutlich verbesserten Erfassung und konsequenten Separierung. Mit einer abgestimmten und gezielten Vorbehandlung wären die Raffinationsprozesse noch effektiver (Buchert et al., 2012).

3 PRAXISBEISPIELE

Für die Untersuchungen zur Rückbaubarkeit und zur Bestimmung des Raw Material Index RMI wurden drei verschiedene Notebooks ausgewählt, die in der Tabelle 1 vergleichend aufgelistet sind.

Neben den unterschiedlichen Baujahren (2004, 2007, 2010) weisen die drei Modelle unterschiedliche Gewichte von 1,06 bis 2,845 kg auf. Das Apple Mac Book Air ist dabei das Leichtgewicht und das entwicklungs-technisch jüngste Modell.

Tab. 1: Bauteile und Fraktionen in drei verschiedenen Notebooks aus den Jahren 2004, 2007 und 2010.

Bauteile	Apple MacBook Air 11"	Fujitsu/Siemens Amilo M 7405	HP Compaq nc 6320
Baujahr	2010	2004	2007
Gewicht	1,06 kg	2,845 kg	2,688 kg
Halbleiterbauelemente	60	137	110
Keramikkondensatoren	200	400	255
Tantal-Elektrolytkondensatoren	35	3	26
Spulen	10	*)	*)
Integrated Circuits (ICs)	*)	28	83
Taster	5	6	4
Lautsprecher	2	2	2
Mikrophone	1	1	1
Trackpad	1	1	1
Batterie	1	1	1
Tastatur	1	1	1
Tastaturfolie	1	1	1
Bildschirm	1	1	1
Lüfter	1	1	1
Kühlkörper	1	1	1
Rückenplatte	1	1	1
Tastaturumrandung	1	1	1
Schalterblende		1	1

*) vorhanden, aber zahlenmäßig nicht zu bestimmen

Die Entnahme von Bildschirm und Akkumulator ist bei der Demontage besonders wichtig, weil diese Bestandteile gesetzlich gesonderten Recyclingwegen zugeführt werden müssen. Gerade das Ausbauen der Leiterplatten begünstigt die Rückgewinnung versorgungskritischer Rohstoffe.

Bei allen drei Notebooks konnte die Demontage ohne technische Hilfestellung (z.B. Bohrmaschine, Hammer) durchgeführt werden. Die groben Demontageschritte waren bei dem Apple und Fujitsu Model ähnlich. Bei beiden Modellen wurde die Rückenplatte abgeschraubt, um an die Hardware zu gelangen. Davon unterscheidet sich der Aufbau des HP Notebook. Bei dieser Bauart wurde die Tastatur abgenommen, um an das Innenleben des Notebooks zu gelangen. Diese Bauform ist typisch für HP-Notebooks, jedoch von außen nicht ersichtlich. Die Anleitung zur Reparatur des HP-Notebooks war im Internet frei zugänglich und über die offizielle HP-Homepage schnell zu finden. Die Reparaturanleitung war gut als Demontageanleitung zu benutzen. Diese Auskunft erleichtert das Demontieren sehr und wird von HP für jedes neue Model aktuell ins Netz gestellt, so dass für alle Modelle eine Demontageanleitung vorhanden ist.

Bei Apple verfällt die Garantie des Gerätes, wenn man versucht, selbständig ein Apple-Produkt zu öffnen. Deshalb gibt es von Apple keine Anleitung zur Reparatur oder Demontage. Durch die hohe Verbreitung von Apple Produkten haben sich allerdings Apple-Reparatur-Guides im Internet etabliert, die neben der exakten Anleitung auch das nötige Spezialwerkzeug für Apple Produkte zum Erwerb bereitstellen. Dieser Service besteht jedoch nur für sehr verbreitete und schon länger auf dem Markt befindliche Produkte. Durch die verzögerte Bereitstellung der Guides sind für neue Produkte (noch) keine Demontageanleitungen verfügbar.

Ohne Schwierigkeiten konnte das Fujitsu-Notebook demontiert werden. Eine Anleitung zur Reparatur konnte vom Hersteller nicht ausfindig gemacht werden. Ein Guide-Service, wie für die Apple-Produkte gibt es für Fujitsu, aufgrund des zurückliegenden Baujahrs und der geringen Verbreitung, nicht im Internet. Jedoch waren die Demontageschritte leicht erkennbar.

Die Werkzeuge für die Demontage waren beim Fujitsu und HP Standardwerkzeuge (Schraubendreher für Phillips-Schrauben, Kreuzschlitzschrauben, Torx- und Sechskantschrauben). Für den Apple benötigt man neben den Standard Torx-Schraubendrehern auch noch Schraubendreher für die von Apple (Hersteller) eingeführten Pentalobe-Schrauben (siehe Abb. 1). Die Spezialschrauben machen die Demontage aufwendig. Dies ist bei einer industriellen Demontage zu berücksichtigen. Gegebenenfalls müssen Apple Produkte einem gesonderten manuellen Demontageweg zugeteilt werden.



Abb. 1: Abbildung einer 5-Punkte Pentalobe Schraubenkopf, Quelle: Wikipedia (2013).

Der Akkumulator konnte bei dem HP und dem Fujitsu ohne Werkzeug entnommen werden. Beim Apple war der Akkumulator durch die Rückenplatte eingeschlossen und angeschraubt. Dies verlängert aber nicht die Demontage, weil die Rückenplatte zur Entnahme der Leiterplatte geöffnet werden muss. Die Bildschirme eines Notebooks werden in der Demontage abgerissen und nicht zurückgebaut. Dies zerstört die Verbindungskabel, spart aber Zeit bei der Zerlegung.

Das Entnehmen der Hauptplatine ist bei Fujitsu ein später Schritt (siehe Demontageschritte), bei HP sogar der letzte Demontageschritt. Bei Apple wird die Hauptplatine schon nach dem Wegnehmen des Akkus und des Lüfters herausgenommen. Dies verkürzt die Zerlegung sehr.

Insgesamt hat Apple in der Bauweise sehr auf reduzierte Bauelemente gesetzt. Das Gewicht der Platinen ist insgesamt mit 127 g um fast ein Drittel leichter als die Platinen der zwei anderen Modelle. Auch die Stückzahl von 60 Halbleiterbauelementen liegt um die Hälfte unter den anderen Notebooks. Dies zieht einen geringeren Ressourcenverbrauch nach sich und bewirkt, dass sich die Demontage verkürzt. Diese minimalistische Bauweise ist bei neuen Notebooks immer häufiger.

Die Demontageschritte des Fujitsu Notebooks waren selbst erklärend. Nachdem die Rückenplatte abmontiert ist, kann vor der Leiterplatte Festplatte und Laufwerk entnommen werden. Diese Bauteile besitzen Leiterplatten die rückbaubar sind. Durch die Verwendung von Standardschrauben kann der Fujitsu ohne große Schwierigkeiten in seine Einzelteile zerlegt werden. Durch die noch aufwendige Bauart mit Zwischenplatten und Abstandhalter dauerte die Demontage deutlich länger als beim Apple Notebook. Eine genaue Zeitangabe ist wegen der Einmaligkeit der Demontage nicht repräsentativ. Alle Leiterplatten zusammen ergaben ein Gewicht von 352 g und eine Stückzahl von 137. Dies verdeutlicht die aufwendige Bauart, die eine Demontage verlängert.

Die Demontage des HP gestaltet sich durch seine abweichende Bauweise als kompliziert. Die massive Verbauung und Verbindung von Bildschirm und Notebook-Körper ist für die Demontage hinderlich. Die Demontageschritte ergeben sich nicht von alleine und können nur mit Hilfe einer Anleitung nachvollzogen werden. Die aufwendige Bauweise von vielen Bauelementen verzögert außerdem die Demontage. Das Gewicht der gesamten Platinen von 341 g und die Anzahl von 110 Teilen liegen nur geringfügig unter dem des Fujitsu. Die Festplatte und das optische Laufwerk mit relevanten Leiterplatten sind ohne das Öffnen der Tastatur zu entnehmen. Dies ist für eine Reparatur sehr nützlich. Die Hauptplatine kann erst mit dem letzten Demontageschritt gelöst werden.

Die minimalistische Bauweise des Apple Notebooks ist für die Demontage von Vorteil, da die wichtigsten Elemente für das stoffliche Recycling (Bildschirm, Akkumulator und Leiterplatten) schnell auszubauen sind. Bei Fujitsu und HP ist die stabile Bauform zwar für eine Reparatur vorteilhaft, behindert aber die Demontage am Ende des Lebenszyklus.

Fazit, die Demontage von Notebooks ist nur mechanisierbar, wenn Geräte eines Typs und Herstellers vorliegen. Die Vielfalt unterschiedlicher Bautypen und unterschiedlicher Entwicklungsstufen machen eine manuelle Demontage gegenwärtig notwendig. Die Untersuchungen zeigen aber auch, dass die manuelle Demontage ohne aufwändige Gerätschaften und robuste Gewalt möglich ist.

4 RESSOURCENGEHALT UND RAW MATERIAL INDEX RMI

Für die Ableitung der Konzentrationen ausgewählter versorgungskritischer Rohstoffe wurde auf das Ableitungsverfahren des LANUV-Fachberichtes 38 (Buchert et al., 2012) zurückgegriffen. Dieses Vorgehen wird durch die Arbeiten von Flender (2013) untermauert, indem er zeigte, dass von der Funktion elektronischer Bauteile quantitative Rückschlüsse auf die Materialkompositionen gezogen werden können. Diese Zuordnung ändert sich laut Flender (2013) auch mit fortschreitender Gerätegeneration nur geringfügig. Außerdem wurden vergleichende mikroRFA-Untersuchungen an den Leiterplatten exemplarisch durchgeführt.

In der Tabelle 2 werden für die drei untersuchten Notebooks die verschiedenen Rohstoffgehalte vergleichend gegenübergestellt. Es ist ersichtlich, dass die Notebooks von HP und Fujitsu ähnliche, zum Teil auch übereinstimmende Gehalte aufweisen. Dies kann auf die vergleichbaren Bauteile und die annähernd gleiche Größe und das gleiche Gewicht der Geräte zurückgeführt werden. Die Werte des Apple-Notebooks unterscheiden sich von den anderen dagegen deutlich. Dies lässt sich zum einen durch die minimalistische Bauweise erklären, zum anderen liegen zwischen den drei Modellen jeweils drei Jahre Entwicklungsfortschritt, wobei das Apple-Notebook im Jahre 2010 produziert wurde.

Im Bereich der Kondensatoren (vgl. Tab. 1) und der Hintergrundbeleuchtung weist das Apple-Notebook höhere Tantal-Gehalte auf. Durch die minimalistische Bauweise verkleinern sich die Bauteile, doch sie werden auch leistungsstärker. Dies bewirkt u. a. einen Anstieg an verbauten Tantal-Kondensatoren. Außerdem besitzt das Apple-Notebook eine SSD und keine Festplatte mit glasbasierten Scheiben. Dies führt zu höherem Seltene Erden- (vor allem Nd und Dy) und Tantal-Verbrauch. Im Bildschirm verwendet Apple als einziger unter den drei Notebook-Herstellern LEDs als Hintergrundbeleuchtung, was insbesondere den Verbrauch an den Seltenerdenmetallen Gadolinium, Cer und dem Metall Gallium erhöht.

Der Fujitsu hat den höchsten Anteil an Rohstoffen. Dies liegt an dem höchsten Gesamtgewicht des Notebooks mit 2,845 kg. Im direkten Vergleich fällt auf, dass im Fujitsu sehr wenige Tantal-Kondensatoren verbaut sind, jedoch umso mehr Keramik Kondensatoren (vgl. Tab. 1). Diese Kondensatoren reagieren sehr empfindlich auf mechanische Beanspruchungen der Leiterplatten infolge von Vibrations- und Stoßbelastung. Deshalb werden in neueren Modellen Keramik Kondensatoren durch Tantal-Kondensatoren ersetzt

Tab. 2: Gehalte versorgungskritischer Elemente in drei verschiedenen Notebooks aus den Jahren 2004, 2007 und 2010.

Metalle		Apple	Fujitsu	HP
		Gehalt [mg]		
Kobalt	Co	31.500	44.400	42.500
Neodym	Nd	1.032	3.075	2.730
Tantal	Ta	23.450	2.010	17.420
Silber	Ag	99,1	342	302
Praseodym	Pr	206	467	415
Gold	Au	28,29	83	70
Dysprosium	Dy	0	62	62
Indium	In	55,8	103,68	103,68
Palladium	Pd	9,57	33	28
Platin	Pt	0	0,4	0,4
Yttrium	Y	1,6	1,8	1,8
Gallium	Ga	1,6	0	0
Gadolinium	Gd	0,75	0,011	0,011
Cer	Ce	0,1	0,076	0,076
Europium	Eu	0,03	0,13	0,13
Lanthan	La	0	0,11	0,11
Terbium	Tb	0	0,038	0,038

Die Bauweise des HP zeigt eine deutliche Anhäufung von den leistungsstärkeren Tantal-Kondensatoren. In der Summe besitzt der HP deshalb weniger Kondensatoren als der Fujitsu. Der Apple kommt sogar fast mit der Hälfte der Kondensatoren im Vergleich zum Fujitsu aus (vgl. Tab. 1).

Insgesamt zeigt die Rohstoffanalyse, dass durch die neue minimalistische Bauweise, die Menge der verbauten Rohstoffe sinkt. Jedoch erhöhen sich durch die Leistungssteigerung der Bauteile der Anteil an Seltenen Erden und Tantal. Beides sind Elemente/Elementgruppen mit einer Recyclingquote von unter 1 % und gehören somit zu den kritischen Rohstoffen.

Von Gäth wurde 2012 ein Ansatz vorgestellt, der es ermöglicht, die Vielzahl der in elektronischen Geräten verbauten Elemente und deren unterschiedliche Gehalte vergleichend zu bewerten, um zum Beispiel die Ressourceneffizienz von technischem Fortschritt zu beziffern.

$$RMI = \sum (C_i \cdot (1 + K_i)) \tag{1}$$

mit

- RMI – Raw Material Index eines Produktes in mg
- C_i – Gehalt des Elementes i in einem Produkt in mg
- K_i – Kritikalität des Elementes i

Tab. 3 stellt die Ergebnisse dieses Vergleichs für die drei Notebooks dar.

Der RMI beträgt für das Notebook von HP 73.759 mg, für das Notebook von Fujitsu/Siemens 59.158 mg und für das Macbook Air von Apple 65.145 mg. Demnach ist die Ressourceneffizienz bezogen auf den Gehalt an Rohstoffen im Notebook von Fujitsu/Siemens um 20 % geringer als beim Gerät von HP (73.759 mg-59.158 mg). Auch das Macbook Air hat einen um 12 % geringeren Materialeinsatz (73.759 mg-65.145 mg), allerdings liegt er höher als bei dem aus dem Jahre 2004 stammenden gerät von Fujitsu/Siemens. – Unberücksichtigt bleiben dabei allerdings die Gehäuse der verschiedenen Geräte, wobei das Apple-Gerät aus Aluminium, die anderen beiden aus Kunststoffen bestehen.

Tab. 3: Raw Material Index von drei verschiedenen Notebooks aus den Jahren 2004, 2007 und 2010.

Metalle	Kritikalität, Ki	Apple	Fujitsu	HP
		RMI [mg]		
Kobalt	0,184	37296,000	52569,600	50320,000
Neodym	0,001	1033,032	3078,075	2732,730
Tantal	k.A.	26357,800	2259,240	19580,080
Silber	0,124	129,920	448,362	395,922
Praseodym	k.A.	206,206	467,467	415,415
Gold	0,311	29,422	86,320	72,800
Dysprosium	0,001	0,000	62,062	62,062
Indium	0,040	75,553	140,383	140,383
Palladium	0,001	12,738	43,923	37,268
Platin	0,354	0,000	0,500	0,500
Yttrium	0,331	1,600	1,800	1,800
Gallium	0,250	2,118	0,000	0,000
Gadolinium	k.A.	0,750	0,011	0,011
Cer	0,324	0,100	0,076	0,076
Europium	k.A.	0,030	0,130	0,130
Lanthan	k.A.	0,000	0,110	0,110
Terbium	k.A.	0,000	0,038	0,038
	Summe	65145,269	59158,097	73759,325

5 FAZIT

Vor dem Hintergrund, dass versorgungskritische Rohstoffe in der Zukunft stärker als bisher (wenn überhaupt!) rückgewonnen werden müssen, spielen Überlegungen zur Rückbaubarkeit elektronischer Geräte eine besondere Rolle. Gerade in/auf den Leiterplatten finden sich eine Vielzahl dieser versorgungskritischen Rohstoffe, so dass das gezielte, zerstörungsfreie Herausholen dieser Rohstoffträger bedeutsam ist.

Die Untersuchungen an drei verschiedenen Notebooks zeigen, dass die manuelle Entstückung in allen Fällen möglich ist. Eine maschinelle Demontage kommt nur in Frage, wenn Geräte der gleichen Bauart und des gleichen Herstellers vorliegen. - In diesem Sinne handelt es sich um den Kehrwert der Produktion.

Die Rohstoffgehalte zeigen ferner an den drei ausgewählten Notebooks, dass sich das Rohstoffinventar und die entsprechenden Rohstoffgehalte mit dem technologischen Fortschritt ändern. Dabei bietet der Raw Material Index RMI die Möglichkeit, den Rohstoffverbrauch vergleichend zu bewerten.

LITERATUR

- Buchert, M., Manhart, A., Bleher, D. & Pingel, D. (2012) Recycling kritischer Rohstoffe aus Elektronik-Altgeräten. LANUV-Fachbericht 38, 13.02.2012, Recklinghausen, Internet: <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/fachberichte/fabe38/fabe38.pdf>.
- Chancere, P. & Rotter, V. S. (2013) Edelmetallrückgewinnung aus Elektro- und Elektronikaltgeräten durch Aufbereitung. In: Müll und Abfall: Seite 78–82.
- Europäische Kommission (2010) Critical raw materials for the EU. Report of the Ad-hoc Working Group on defining critical raw materials, 30.07.2010, Internet: http://ec.europa.eu/enterprise/policies/rawmaterials/documents/index_en.htm.
- Flender, J. (2013) Analyse der Zusammensetzung von elektrischen und elektronischen Altgeräten im Hinblick auf Ressourcenpotentiale und Sortierkriterien. Masterarbeit, 21.02.2013, Siegen.
- Gäth, S. (2012) Raw Material Index (RMI) - Ein Index zur Bewertung des Rohstoffinventars von Produkten. DepoTech 2012.
- Manhart, A. & Grießhammer, R. (2006) Soziale Auswirkungen der Produktion von Notebooks. Öko- Institut e.V., 14.10.2013, Freiburg.

Entwicklung eines Ecodesign-Tools für die Luftfahrtindustrie

A.-K. Wimmer, A. Salles & T. Müller

Fraunhofer-Institut für Chemische Technologie ICT, Pfinztal, Deutschland

KURZFASSUNG: Am Fraunhofer ICT wurde ein Ecodesign Guideline Tool für die Luftfahrtindustrie entwickelt, welches Informationen über „grüne Lösungen“ zur Verfügung stellt. Entsprechend den Zielen des europäischen Beratungsgremiums für die Luft- und Raumfahrt ACARE wurde basierend auf Materialstücklisten und Umweltdaten von verschiedenen Materialien und Materialkombinationen ein einfach handhabbares Datenbanktool programmiert. Während des Ecodesignprojekts wurden zahlreiche luftfahrtspezifische Lifecycle Assessment Daten gesammelt. Somit bietet das Tool eine robuste Grundlage für ein drittes Entscheidungskriterium neben Kosten und Gewicht. Das Ergebnis der Guideline ist auf die End of Life Phase fokussiert, insbesondere auf Wirtschaftlichkeit, Separation und Recycling. Im Falle ähnlicher Ergebnisse alternativer Materialien bei Kosten und Gewicht werden Umweltkriterien wie Rezyklierbarkeit den Unterschied ausmachen und dadurch die Luftfahrtindustrie umweltfreundlicher machen und ihre Reputation in der Öffentlichkeit verbessern.

1 EINLEITUNG

Die Luftfahrtindustrie transportiert pro Jahr 2,2 Mrd. Passagiere. Im Vergleich zum Jahr 2012 wird sich bis 2030 das Produkt aus Passagieranzahl und Flugkilometern und bis 2050 die kommerzielle Flugzeugflotte verdoppeln. Dieses Wachstum bei gleichzeitigem Schutz der Umwelt zu meistern stellt eine große Herausforderung für die vergleichsweise junge Luftfahrtindustrie dar. Die Entsorgung von Flugzeugen gewinnt zunehmend an Bedeutung. Allein die Anzahl der jährlich außer Betrieb genommenen Flugzeuge der weltweiten Airbus- und Boeingflotte wird von ca. 280 im Jahr 2012 auf 800-900 im Jahr 2030 ansteigen (Cleansky 2012, Cleansky 2012). Die Entsorgungsmöglichkeiten müssen ökonomisch und ökologisch betrachtet werden. Aktuell ist ein Recycling nur bei Metallen wirtschaftlich, State of the Art für die restlichen Materialien sind Verbrennung und Deponierung.

Der Flugverkehr verursacht u. a. Ozonbildung (O_3) durch NO_x -Emissionen und Kohlenstoffdioxidbildung (CO_2). Er trägt 2 % zu den anthropogenen CO_2 -Emissionen bei und emittiert 628 Mio. Tonnen CO_2 pro Jahr.

Das europäische Beratungsgremium für die Luft- und Raumfahrt ACARE hat für das Jahr 2020 gegenüber 2000 folgende Ziele definiert (Cleansky 2012, UBA 2012):

- 50 % weniger Treibstoffverbrauch pro Passagierkilometer,
- 50 % weniger CO_2 -Emissionen pro Passagierkilometer,
- 50 % weniger CO_2 -Emissionen pro Passagierkilometer,
- 80 % weniger NO_x -Emissionen,
- 50 % weniger wahrgenommener Lärm und
- Nachhaltig weniger Umweltauswirkungen von Herstellung, Instandhaltung und Entsorgung von Flugzeugen und zugehörigen Produkten (Cleansky 2012, UBA 2012).

2 MATERIALIEN UND METHODEN

2.1 Materialien

Momentan werden vor allem drei Hauptmaterialgruppen für Flugzeugzellen verwendet:

- Aluminiumlegierungen,
- faserverstärkte Composite und
- Faser-Metall-Lamine.

Aluminiumlegierungen sind aufgrund der spezifischen Festigkeit bei tragbaren Kosten das dominierende Material für Flugzeugzellen.

Bei kohlenstofffaserverstärkten Kunststoffen sind durch den Wegfall von Nieten und anderen Befestigungsmaterialien weniger Teile als bei Aluminiumlegierungen notwendig. Nachteilig sind die Herstellungs- und Verarbeitungskosten.

Glasfaserverstärktes Aluminium (glass-reinforced aluminium laminate, GLARE) verfügt über eine außergewöhnliche Dauerfestigkeit (Tavares et al. 2012).

2.2 Methoden

In der Produktdesignphase werden ca. 80 % aller produktbezogenen Kosten und Umwelteinflüsse festgelegt. Eine umweltgerechte Produktentwicklung kann nachfolgende Umweltauswirkungen in der Produktion, Nutzung und Entsorgung erheblich reduzieren. Ecodesign bezeichnet dabei die Reduktion von Umweltbelastungen während des gesamten Produktlebenszyklus durch intelligentes Produktdesign bei angestrebter gleicher Wettbewerbsfähigkeit (Cleansky 2012, Müller et al. 2005).

Eine Ökobilanz nach der Normserie ISO 14040 umfasst:

- ISO 14040: Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen,
- ISO 14041: Sachbilanz,
- ISO 14042: Wirkungsabschätzung und
- ISO 14043: Auswertung (ISO14040).

Marktpreise können mit der so genannten Delphi-Methode prognostiziert werden. Bei dieser mehrstufigen Befragungsmethode werden Experten schriftlich nach dem Eintreffen bestimmter Zukunftereignisse befragt oder gebeten, Entwicklungstrends zu beurteilen. In Stufe zwei bekommen die Experten die Antworten der anderen Experten zugeschickt und können nun ihre bisherige Meinung überprüfen und gegebenenfalls anpassen. Somit konvergiert die Spanne der Antworten (Volkman 2013).

3 DISKUSSION

Das Fraunhofer ICT leitet den Bereich „Eco Design Guideline“ des europäischen Verbundforschungsvorhabens „Clean Sky – Eco Design“. Ziel des siebenjährigen Projekts ist die umweltfreundliche Herstellung und Entsorgung von Flugzeugen. Am Fraunhofer ICT wird dafür ein Ecodesign-Tool für Flugzeuge gemäß den ACARE-Zielen entwickelt. Mit diesem webbasierten Leitfaden können Flugzeugdesigner auf einfache Weise umweltgerechte Lösungen identifizieren und umsetzen, um nachhaltige Ergebnisse zu erzielen.

Zu Beginn wurden Stakeholder der europäischen Luftfahrtindustrie nach ihren Anforderungen an das Tool befragt. Das Tool muss ein einfach handhabbares, automatisiertes System für Designer ohne Ökobilanzierungswissen sein, d.h. logisch, weder zu groß noch zu komplex. Mit dem Tool sollen aktuelle und neue Technologien verglichen und alternative Materialkombinationen eingegeben werden können. Das Ergebnis soll aus Datenschutzgründen in aggregierter Form vorliegen und keine Internetverbindung benötigen. Abschließend soll das Tool das proaktive, vorbereitete Handeln der Luftfahrtindustrie zeigen, um strengere gesetzliche Vorgaben durch die EU zu vermeiden, beispielsweise bei der Produktverantwortung am Ende der Nutzungsphase, die momentan beim den Airlines liegt.

Für ausgewählte Flugzeugteile und deren Materialkombinationen bekommt der Produktentwickler umweltrelevante Ergebnisse basierend auf ökonomischen und ökologischen Aspekten aufgezeigt. Hierbei erfolgt ein Vergleich von Materialkombinationen in Bauteilen nach Trennbarkeit, Recyclingfähigkeit und Wirtschaftlichkeit mit einem Fokus auf die End of Life Phase.

Folgende Parameter wurden für die Wirtschaftlichkeit als essentiell identifiziert:

- **Marktpreientwicklung:** Basierend auf der Masse und der Marktpreientwicklung pro kg für die Jahre 2014 und 2023 für Neumaterial und für Recyclingmaterial wird die Marktpreientwicklung für das Bauteil berechnet (-2 = starke Reduktion, +2 = starker Anstieg). Ein Anstieg des Neumaterialpreises bei gleichbleibendem oder abnehmendem Marktpreis für Recyclingmaterial verbessert die Wahrscheinlichkeit des Einsatzes von Recyclingmaterial,
- **Verfügbarkeit:** Basierend auf der Masse und der Verfügbarkeit der jeweiligen Materialien für die Jahre 2014 und 2023 wird die durchschnittliche Verfügbarkeit für Materialien im ausgewählten Bauteil berechnet (1 = nicht verfügbar, 7 = voll verfügbar). Eine geringe Verfügbarkeit des Materials verbessert die Wahrscheinlichkeit des Einsatzes von Recyclingmaterial,
- **Zertifizierung eines Strukturbauteils aus Recyclingmaterial für Luftfahrtanwendungen:** Basierend auf der Masse und der Zertifizierbarkeit der jeweiligen Materialien für die Jahre 2014 und 2023 wird die durchschnittliche Verfügbarkeit für Materialien im ausgewählten Bauteil berechnet (1 = einfach zertifizierbar, 7 = schwer zertifizierbar). Für einen geschlossenen Produktlebenszyklus eines Bauteils ist es eine notwendige Bedingung, dass Recyclingmaterial wieder einsetzt und entsprechend einfach zertifiziert werden kann und
- **Prozentueller Recyclingeinsatz für Flugzeug:** Basierend auf der Masse und dem prozentuellen Einsatz der jeweiligen Materialien für die Jahre 2014 und 2023 wird der durchschnittliche Einsatz von Materialien im Bauteil berechnet. Ein hoher Prozentsatz erhöht die Wahrscheinlichkeit des Einsatzes von Recyclingmaterial.

Folgende Parameter wurden für die Separation und das Recycling als essentiell identifiziert:

- **Prozesse zur Demontage und Trennung des Bauteils.** In der Luftfahrtindustrie wird aktuell ein Großteil des Flugzeugs deponiert. Das Tool zeigt Alternativen auf,
- **Energieverbrauch für das Recycling [kwh]:** Für ein wirtschaftliches Recycling des Bauteils ist ein niedriger Energieverbrauch notwendig,
- **Identifikationsprobleme:** Um Materialien gut trennen zu können und somit einen höheren Preis erzielen zu können ist eine gute Identifikation von beispielsweise ähnlichen Materialien notwendig und
- **Spezifische Trenn- und Recyclingprobleme:** Aufgrund ähnlicher Materialeigenschaften ist es schwierig, verschiedene Aluminiumlegierungen und Aluminium in Kombination mit Titan zu trennen. Aluminium-Lithiumlegierungen sind aufgrund des explosiven Verhaltens von Lithium beim Schmelzen nicht recycelbar. Für kohlenstofffaserverstärkte Kunststoffe ist die Trennung von Fasern und Matrix schwierig, die Kohlenstofffasern auch nach dem Recycling möglichst lang bleiben sollen.

Auf Grundlage dieser Parameter können im Tool auch zwei verschiedene Materialien verglichen werden.

Für die Wirtschaftlichkeitsaspekte wurden vier Recyclingszenarien für die luftfahrtrelevanten Materialien erstellt:

- Das wahrscheinlichste Szenario,
- Das zweitwahrscheinlichste Szenario,
- Das wahrscheinlichste Szenario mit einer Wechselwirkungsanalyse des Parameters „Marktpreientwicklung Recyclingmaterial“ und
- Das wahrscheinlichste Szenario mit einer Wechselwirkungsanalyse des Parameters „Prozentueller Recyclingeinsatz für Flugzeug“

Für die Separations- und Recyclingaspekte wurden folgende Szenarien erstellt:

- Die beste Route unter Kostengesichtspunkten,
- Die zweitbeste Route unter Kostengesichtspunkten,

- Die beste Route unter Qualitätsgesichtspunkten und
- Die zweitbeste Route unter Qualitätsgesichtspunkten.

4 AUSBLICK

Die Ecodesign Guideline liefert erstmals Informationen zum End of Life verschiedener Materialkombinationen in Bauteilen. Auf leicht verständliche Weise werden die Materialkombinationen nach ökonomischen und ökologischen Gesichtspunkten in einem Tool verglichen. Somit kann der Flugzeugdesigner bereits in der Entwicklungsphase - neben Gewicht und Kosten - Umweltgesichtspunkte als drittes Entscheidungskriterium berücksichtigen.

Bisher basieren die Daten auf Materialstücklisten von europäischen Flugzeugherstellern. Für einen universellen Blick wird in den kommenden Jahren die Datenbasis für Materialien und Bauteile im Flugzeug vergrößert, indem auch Daten von Flugzeugrecyclingunternehmen einbezogen werden. Da insbesondere Materialstücklisten sensible Daten für ein Luftfahrtunternehmen darstellen, wird das Tool als Grundversion weiterentwickelt und für die jeweiligen Bedarfe der Unternehmen individuell angepasst. Im Anschluss können die Unternehmen ihre sensiblen Daten selbst einpflegen.

Zudem werden die Recyclingprozesse im Hintergrund modelliert, um mögliche Recyclingprozesse eines Materials umfassender miteinander vergleichen zu können.

Zur besseren Vergleichbarkeit verschiedener Materialkombinationen eines Bauteils werden zukünftig auch Konstruktionsaspekte berücksichtigt. So können die Umweltauswirkungen direkt am Bauteil visualisiert werden.

LITERATUR

- Cleansky (2012) Aviation & Environment. Zuletzt aufgerufen am: 06.06.2012, <http://www.cleansky.eu/content/homepage/aviation-environment>.
- Cleansky (2012) Eco-design. Zuletzt aufgerufen am: 12.06.2012, <http://www.cleansky.eu/content/page/eco-design>.
- UBA (2012) Klimawirksamkeit des Flugverkehrs: Aktueller wissenschaftlicher Kenntnisstand über die Effekte des Flugverkehrs. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt Fachgebiet: I 2.1 Klimaschutz.
- Tavares, S.M.O., Camanho, P.P. & Castro, P.M.S.T. (2012) Materials Selection for Airframes: Assessment Based on the Specific Fatigue Behavior. In: P.M.G.P. Moreira, L.F.M. Silva and P.M.S.T. Castro: Structural Connections for Lightweight Metallic Structures, S. 239-261. Springer Berlin Heidelberg (Hrsg.).
- Müller, J., Schischke, K., Hagelüken, M. & Griese, H. (2005): Eine Einführung in Ökodesign-Strategien –Wie, was und warum? Workshopreihe für Eco-Design für kleine und mittelständische Unternehmen der Elektronikbranche des Fraunhofer IZM, Berlin, im Auftrag der Europäischen Kommission - Titel: "Geschäftsvorteile durch ÖkoDesign". Nürnberg.
- DIN EN ISO 14040 : Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006).
- Volkman, M. (2013) Delphi-Methode. Zuletzt aufgerufen am: 17.12.2013, http://imihome.imi.uni-karlsruhe.de/ndelphi_methode_b.html.

Review of the List of Restricted Substances in EEE under RoHS

M. Tesar, M. Uhl, B. Karigl, S. Cladrowa, C. Hölzl, H. Reisinger, C. Neubauer & I. Ofenthaler

Environment Agency Austria, Vienna, Austria

KURZFASSUNG: Given the provisions of the RoHS2-Directive (2011/65/EU) which came into force in 2011 the list of restricted substances in electrical and electronic equipment shall be reviewed periodically, the first time by July 2014. In 2012 the European Commission launched a study with the 2 main objectives: to develop a methodology to identify and assess substances for a potential restriction in EEE and to assess selected substances with a view to their future restriction.

Umweltbundesamt conducted the study on behalf of the Commission during 2013. The main outcomes were:

A “Methodology for Identification and Assessment of Substances for Inclusion in the List of Restricted Substances (Annex II) under the RoHS2 Directive”;

An inventory of substances used in EEE;

A list of substances ranked according to their priority for a detailed assessment with the view of a potential restriction under RoHS

Detailed assessments of selected substances, the flame retardant HBCDD and the phthalates DEHP, BBP and DBP

1 INTRODUCTION

Electrical and electronic equipment (EEE) contains an increasing variety of organic and inorganic chemical substances. Some of these substances have properties which are hazardous to human health and/or the environment. .

According to the RoHS Directive (2002/95/EC) the use of lead, mercury, cadmium, hexavalent chromium, polybrominated biphenyls (PBB) and polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in EEE has been banned/restricted since 2006. In 2011 the recast of the Directive (RoHS2) came into force. It aims inter alia at specifying the conditions for adapting the RoHS Directive to the technical and scientific progress. This includes adaptation of the list of substances being restricted in EEE (Annex II to the Directive). In particular it aims at a better prevention of risks to human health and the environment, with a particular focus on workers involved in the management of WEEE.

Article 6 of RoHS2 calls for a review of the list of restricted substances by the European Commission:

- before 22 July 2014,
- periodically thereafter on its own initiative or
- following the submission of a proposal by a Member State.

Article 6 (1) of RoHS2 requires that the review of the list of restricted substances in Annex II shall be based on a “thorough assessment”. Furthermore the Article requires that the review and amendment of the list of hazardous substances shall be coherent with other legislation related to chemicals in particular with REACH (the system of Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals introduced by Regulation (EC) No 1907/2006 and its Annexes XIV and XVII. The review shall use publicly available knowledge derived from this legislation. Interested parties, including economic operators, recyclers, treatment operators, environmental organizations and employee and consumer associations shall be consulted during the review of the list of

restricted substances.

In 2012 the European Commission DG Environment launched the present study with the 2 main objectives

- to develop a methodology to identify and assess substances based on the criteria in Recital 10 and Article 6(1) and 6(2) of RoHS2 and
- to assess the substances addressed in Recital 10 of RoHS2 with a view to their future restriction.

To fulfill the above listed objectives cooperation and consultation with stakeholders was to be organized. Contribution by stakeholders were gathered by public internet consultation and meetings among a selected group of stakeholders.

2 MAIN PROJECT OUTCOMES

2.1 Methodology for Identification and Assessment of Substances for Inclusion in the List of Restricted Substances (Annex II) under the RoHS2 Directive

The method developed consists of three parts:

- Identification of substances,
- Pre-assessment of substances and
- Detailed assessment of substances.

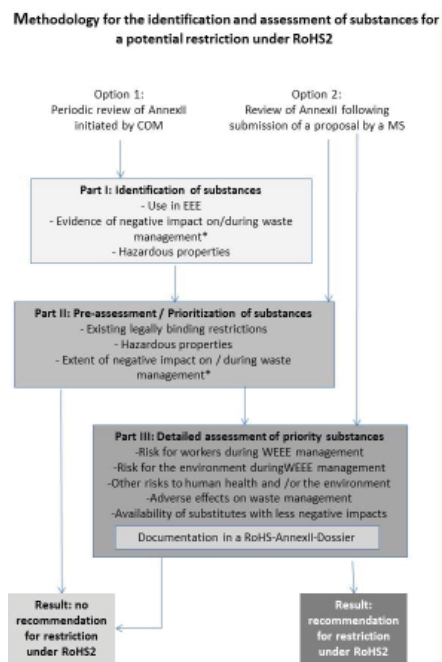


Fig. 1: Overview of the methodology (*as specified by Article 6 (1) a, b, c of RoHS2).

2.1.1 Identification of substances

The aim of Part I is to identify all substances in EEE which may cause risks for the environment and workers during WEEE management or have any other negative impacts on waste management, as specified by RoHS2, Article 6.

First an inventory of substances used in EEE has to be created. Existing databases and computer based tools shall be used to establish a comprehensive database with information on the substances concerned (substance properties and waste aspects). In the framework of the current project a comprehensive substance inventory was compiled (see Chapter 6.2.1). For future reviews of the list of restricted substances in EEE, thus, the current inventory will have to be updated. Finally, chemicals are selected by applying defined criteria (hazardous properties, evidence that the substance is relevant with regard to RoHS Article 6 (1) a, b, and c (WEEE management)).

In the following the selection criteria with regard to hazardous properties are listed: the substance is/shows

- listed in Annex VI CLP / fulfils criteria of Annex VI,
- Carcinogenic OR mutagenic OR reprotoxic (Categories 1A and 1B and 2),
- PBT (persistent, bio-accumulative, toxic),
- PB (persistent, bio-accumulative),
- SVHC = substance of very high concern under REACH,
- defined as endocrine disruptor, category 1, (EC) and
- radioactive.

With regard to RoHS Article 6 (1) a, b, and c (WEEE management) substances/substance groups including substances of very small size used in EEE are selected where indication is given that they:

- could have a negative impact during WEEE management operations, including the possibilities for preparing for reuse of WEEE or for recycling of materials from WEEE,
- could give rise, given its uses, to uncontrolled or diffuse release into the environment of the substance, or could give rise to hazardous residues, or transformation or degradation products through the preparation for reuse, recycling or other treatment of materials from WEEE under current operational conditions and
- could lead to unacceptable exposure of workers involved in WEEE collection or treatment processes.

2.1.2 Pre-assessment of substances

Part II aims at narrowing down the list of identified substances, which may have negative impacts on human health, the environment or WEEE management as specified by RoHS II Article 6 (1) a, b, and c by a comparably easy and fast procedure. It further aims at determining which substances/substance groups should most urgently be subjected to a detailed assessment for a potential restriction under RoHS (see Part III).

First, substances already restricted in a wider context covering also EEE are excluded.

Secondly, a prioritization of substances is carried out by grouping substances on the basis of an assessment of:

- their hazardous properties and
- their negative impacts during WEEE management (=waste relevance) as specified by Article 6 (1) a, b, and c.

The grouping system for hazardous properties is on the one hand based on the hazard categories according to the CLP regulation and on the other hand on the criteria for PBT/vPvB properties as laid down in Annex XIII of REACH regulation. In addition, properties according to the criteria of substances of very high concern (SVHC) are considered.

To evaluate the relevance for waste management the following attributes are evaluated in detail.

Criterion a) is fulfilled if one of the following facts is true:

- There is evidence that the substance hinders recycling or recovery as it has adverse effects on recycling/recovery processes (examples are Pb in glass fractions, halogenated polymers in fractions to be used for energy recovery).
- There is evidence that large proportions of the substance (Provided that the substance has inherent hazardous properties) remain in the recycling loop and are not discharged during the treatment processes and collected for subsequent safe disposal. As a consequence the hazardous substance / substance group may be distributed across various types of recycled materials such as metals, plastics, glass or building material and finally in the environment.

Criterion b) is fulfilled if one of the following facts is true:

- There is evidence that the substance was measured at significantly elevated levels in the environment (air, water, soil, biota) near WEEE treatment installations/locations.
- There is evidence that hazardous (to determine substances of highest relevance, transformation/degradation products with the properties of Human Health Hazard Group I and/or

Environmental Hazard Group I should be considered) degradation/transformation products are formed during WEEE management (including thermal processes (combustion, milling), mechanical, chemical and biological processes (MBT, landfilling).

- The substance is used as a nanomaterial in EEE and there are concerns about negative effects on human health or the environment.
- The substance is comparably easily releasable.

Criterion c) is fulfilled if one of the following facts is true:

- There is evidence that negative health impacts during WEEE management occur.
- The substance was found at significantly elevated levels in humans near WEEE treatment plants/locations.

The overall priority of a substance or substance group is determined by how often a certain priority group occurs. There are three priority groups for human health & environmental concerns (red, orange and yellow) and three waste criteria (each red and not coloured).

2.1.3 Detailed assessment of substances

The aim of the detailed assessment is to conclude whether a substance or substance group should be recommended for restriction under RoHS2 or not.

Furthermore, the purpose of the detailed assessment is to fulfil the information requirements of Article 6 of ROHS2. The assessment consists of:

- A description of the use of the substance in EEE and its legal status,
- An assessment of risks to human health and/or the environment during WEEE management,
- A consideration of other negative impacts on WEEE management,
- A description of substitutes and alternative technologies and their hazard(s),
- A description of socio-economic impacts of a ban of the substance of concern and
- A rationale for or against a recommendation of the substance of concern.

A recommendation for a restriction under RoHS shall be considered when:

- The substance/substance group has a negative impact during EEE waste management operations, including on the possibilities for preparing for the reuse of waste EEE or for recycling of materials from waste EEE OR,
- The substance/substance group gives rise, given its uses, to uncontrolled or diffuse release into the environment of the substance, or could give rise to hazardous residues, or transformation or degradation products through the preparation for reuse, recycling or other treatment of materials from waste EEE under current operational conditions OR,
- The substances/substance group leads to unacceptable exposure of workers involved in the waste EEE collection or treatment processes.

2.2 Inventory of substances used in EEE

The inventory of substances used in EEE consists of 738 substance entries. It includes 31 substances, which have already been restricted and 27 substances where the substance's presence in EEE has been classified as "possible", "not known" or "unlikely". In addition, there are more than thirty entries in the substance inventory which are not classified by CAS, including e.g. nano-applications of substances.

The EEE substance inventory contains the following information:

- Name of the substance,
- CAS and EC number of the substance, where available and
- Information on the likeliness of the substance's presence in EEE.

Furthermore, the substances are classified by category (acids, elements metal, metal compound, dyes, polymers, additives etc.) and their main function in EEE (stabilizer, flame retardant etc.).

2.3 Priority list of substances ranked according to the substance's priority for a detailed assessment with the view of a potential restriction under RoHS

A priority list consisting of 56 substances and their overall priority category was established. In addition it includes eleven elements and the following substance groups: phthalates, brominated flame retardants, chlorinated flame retardants and chloroalkanes.

2.4 Detailed assessment of HBCDD, DEHP, BBP and DBP

For the substances assessed in detail within this project the following was concluded:

HBCDD was recommended for restriction under RoHS as a risk for the environment is expected from both shredding of WEEE and recycling of HBCDD containing HIPS from WEEE, is expected. Risks for the aquatic compartment and for secondary poisoning were identified. Based on exposure estimates for workers involved in the recycling of HBCDD containing plastics performed with the ECETOC TRA targeted risk assessment tool a risk to human health of workers cannot be precluded. Generally, HBCDD has been included as POP to the International Stockholm Convention and is as such subject to minimization on a global scale due to risks identified for human health and the environment.

The investigated phthalates were recommended for restriction under RoHS too.

A risk for the environment is expected due to treatment of DEHP containing WEEE in shredders, due to shredding of cables and recycling of PVC derived from WEEE. There is cause for concern regarding the risk for secondary poisoning of mammals and birds.

DBP is very toxic to higher plants. Effects on common European species have already been detected at DBP concentrations in the air of 0.1 µg/m³ (mean EC10 concentrations 0.12 - 4.48 µg/m³). ECETOC modelling data predict concentrations of 0.1-0.7 µg/m³ at shredding facilities. EUSES modelling data for environmental exposure generated within this project are lower (0.02 to 0.03 µg/m³). However, it cannot be excluded that concentrations at shredding facilities, especially at high temperatures exceed the PNEC of 0.1 µg/m³.

For BBP no risk for the environment from shredding of WEEE was identified.

The European risk assessment report on DEHP concluded that there is a need for limiting the risks from the use of DEHP at workplaces. Several risk reduction measures have been taken so far. For waste treatment activities only limited information on working conditions and risk for workers is available. Single measurements at shredding facilities conducted by Plastics Recyclers Europe (EuPR) found exposure concentrations below the relevant reference values DNEC and DNEL with short exceedances during specific tasks (i.e. loading activities). These measurements, although limited, are in line with the results of the ECETOC modelling for shredder facilities during the activities in this project. It can be concluded, that specific tasks in shredding and recycling facilities may lead to exposure concentrations above the reference value (DNEC) derived by the Risk Assessment Committee (RAC) of the European Chemicals Agency. Therefore it can be concluded that a health risk for workers from DEHP cannot be excluded. Risk assessments based on exposure estimates for DBP and BBP indicate that no risk for human health of workers at recycling facilities is expected.

There is increasing evidence and requests from various scientists and institutions that for similarly acting chemicals (such as certain phthalates, e.g.: DEHP, DBP and BBP) a cumulative risk assessment should be performed. Combination effects of chemicals have also been addressed by the European Commission and the European Council. Taking into account that the effects of the reprotoxic phthalates are cumulative and taking into account the precautionary principle as requested by RoHS it is recommended to restrict all assessed phthalates in EEE.

All four substances have additional negative impacts on waste management. These include in particular reduced recycling possibilities for WEEE plastics due to the use prohibitions and restrictions of these substances and the generation of considerable amounts of hazardous wastes. In addition, HBCDD is expected to remain a long time in the recycling loop.

Furthermore for all of the investigated substances alternatives with less negative properties are available and technically and economically feasible.

The description of socio-economic impacts of a ban of the 4 substances did not reveal exorbitantly high costs, whereas the above mentioned negative impacts can be reduced.

3 CONCLUSIONS

From developing the method and applying it for the first time during the present project, the following conclusions can be drawn.

- Little information may be available on the actual quantities of the substances used in EEE entering the European market. Therefore plausible ranges of use quantities and contents in electrical & electronic appliances shall be estimated,
- Little comprehensive information is currently available on WEEE treatment in Europe. It is expected that for future substance assessments more detailed data will be available from the BAT-Reference Document for the Waste Treatment Industries, which is currently under revision. Where no data are available scenarios based on best possible estimates have to be established and used for the substance assessments and
- Applying the developed methodology revealed, that the chosen approach for risk assessment is suitable to estimate an unacceptable exposure of workers and concerns for the environment. Within this project commonly used and accepted tools for exposure and risk assessment of chemicals and biocides were applied. However exposure scenarios of waste treatment processes have not been integrated in these tools yet. As a consequence of the above mentioned lack of detailed information about WEEE treatment, the exposure scenarios for the substance assessments in this project were approximated using exposure scenarios for most applicable industrial processes as available from the REACH implementation process.

REFERENCES

Project web-site: http://ec.europa.eu/environment/waste/rohs_eee/review/index_en.htm

Entsorgung von LVP und Metallverpackungsabfällen in Deutschland und Österreich – Ein (Öko-)Effizienzvergleich

K. Reh, M. Franke

Fraunhofer UMSICHT, Institutsteil Sulzbach-Rosenberg, Abteilung Kreislaufwirtschaft, Sulzbach Rosenberg, Deutschland

H.G. Baum

Hochschule Fulda, Fachbereich Lebensmitteltechnologie; Betriebswirtschaftliches Institut für Abfall- und Umweltstudien, Fulda, Deutschland

M. Faulstich

Technische Universität Clausthal, Clausthal-Zellerfeld, Deutschland

KURZFASSUNG: Der vorliegende Beitrag fasst die Ergebnisse einer Studie zur vergleichenden Analyse der Entsorgung von Verpackungsabfällen aus haushaltsnahen Anfallstellen in Deutschland und Österreich zusammen, die im Auftrag der ARA AG erstellt wurde. Basis der Gegenüberstellung bildete die Analyse der rechtlichen Grundlagen, in Form der jeweils geltenden Verpackungsverordnung, sowie die Aufstellung der Mengenbilanzen. Die ökonomische Effizienz wurde durch Analyse der Kostenstrukturen der drei Wertschöpfungsstufen Erfassung, Sortierung und Verwertung vergleichend betrachtet. Zur Einschätzung der ökologischen Effizienz wurden die resultierenden Treibhausgasemissionen und -einsparungen gegenübergestellt. Im Ergebnis führt die geringere Systemkomplexität in Verbindung mit einer effizienteren Ausgestaltung der Erfassungssysteme zu ökonomischen und ökologischen Vorteilen des österreichischen Systems der Verpackungsabfallentsorgung.

1 HINTERGRUND UND VERANLASSUNG

Knappe Deponiekapazitäten und Vorbehalte der Bevölkerung gegen Müllverbrennungsanlagen und Deponien waren die Auslöser für die separate Erfassung und Verwertung von Verpackungsabfällen zu Beginn der 90er Jahre. Die Umsetzung dieses Ziels erfolgte über die Produktverantwortung, die in Österreich im Jahr 1993, in Deutschland im Jahr 1991 und auf europäischer Ebene mit der Verpackungsrichtlinie im Jahr 1994 festgeschrieben wurde. Bis zum Jahr 2004 erfüllte die Verpackungsverordnung in beiden Ländern die Zielstellung der Deponieentlastung. Mit dem in Kraft treten der Deponie- (AT) bzw. Abfallablagerungsverordnung (DE) hat sich die Situation jedoch gewandelt, da Hausmüll seither einer Vorbehandlung zu unterziehen ist. Die Volumenentlastung von Deponien als wesentliche Legitimation der Verpackungsverordnung ging damit verloren. Die Ziele bestehen heute in der Abfallvermeidung sowie Beiträgen der Verpackungsverwertung zum Klima- und Ressourcenschutz. Während der zu erreichende ökologische Nutzen in der EUVpRL mit vorgegebenen Recyclingquoten verbindlich festgeschrieben wurde, blieb die Umsetzung und Organisation der Verpackungsentsorgung weitgehend den Mitgliedstaaten überlassen, weshalb sich deutliche Unterschiede in der Umsetzung zeigen.

In Österreich wird es im Nachgang des 2013 novellierten Abfallwirtschaftsgesetzes sowie der vorgesehenen Neufassung der Verpackungsverordnung zu Änderungen an der bestehenden Ausgestaltung der Verpackungsabfallentsorgung kommen. Ab 2015 werden mehrere Sammel- und Verwertungssysteme im Haushaltsbereich Entpflichtungen anbieten. Zudem wird in einem vom Lebensministerium initiierten Stakeholder-Dialog die bestehende Organisation der Erfassung von Verpackungsabfällen auf den Prüfstand gestellt. Die in Österreich mit der Verpackungsabfallentsorgung betraute ARA AG hat die Autoren vor diesem Hintergrund mit einer Bewertung der Effizienz des österreichischen Systems zur Verpackungsabfallentsorgung im Vergleich zu einer alternativen Ausgestaltung am Beispiel des deutschen Systems beauftragt (Reh et al. 2013).

2 ZIELSTELLUNG UND HERANGEHENSWEISE

Die Zielstellung der Studie bestand in der Durchführung einer vergleichenden Untersuchung der Entsorgung von Verpackungsabfällen aus Haushalten oder vergleichbaren Anfallstellen in Österreich und Deutschland. Dabei sollte die österreichische Lösung hinsichtlich ihrer ökonomischen und ökologischen Effizienz beurteilt und der Situation in Deutschland gegenübergestellt werden. Als Grundlage werden die Ausgestaltungen der Verpackungserfassung und -verwertung sowie die anfallenden Mengenströme im Referenzjahr 2011 berücksichtigt. Gegenstand der Betrachtung sind Leicht- (LVP) und Metallverpackungen. Nachfolgend werden die aus den bestehenden Erfassungs-, Sortierungs- und Verwertungswegen resultierenden Treibhausgas-(THG)-emissionen und -einsparungen sowie die entsprechenden Kostenstrukturen in beiden Ländern beleuchtet.

3 UMSETZUNG DER VERPACKUNGSVERORDNUNG

Bezüglich der Systemgestaltung der Verpackungsabfallentsorgung bestehen zwischen beiden Ländern einige wesentliche Unterschiede. Zunächst ist in Österreich im Haushaltsbereich mit der ARA AG nur ein Komplettanbieter für die Entpflichtung vorhanden, in Deutschland stehen dagegen zehn Systembetreiber im Wettbewerb. Dies führt zu einem vergleichsweise hohen administrativen Aufwand. Eine ausführlichere Analyse des Satus Quo wurde von Baum (Baum 2012) vorgenommen.

Das österreichische System ist durch die Organisation in einer Hand weniger komplex und mit einem geringeren administrativen Aufwand verbunden. Außerdem besteht im Gegensatz zu Deutschland keine Pfandpflicht für ökologisch nachteilige Einweggetränkeverpackungen (EwgV), so dass die in Deutschland bepfandeten Mengen in Österreich im dualen System verbleiben. Zusätzlich wird im Gegensatz zu Deutschland keine flächendeckende Getrennterfassung der gesamten LVP-Menge durchgeführt, sondern es werden teilweise nur hochwertig stofflich verwertbare Fraktionen wie Kunststoffhohlkörper und Metalle getrennt gesammelt. Das verbleibende LVP-Material wird mit dem Restabfall erfasst. Voraussetzung dafür ist eine nachfolgende energetische Nutzung des Restabfalls. Die miterfassten Verpackungen werden als so genannte Zukaufmenge nachträglich durch die ARA AG aus der kommunalen Sammlung heraus erworben.

4 MENGENBETRACHTUNG

4.1 Kennzahlen und Erfassungsmengen

Relevante Kennzahlen zu beiden Ländern sowie die erfassten Mengen an LVP und Metallen in Österreich und Deutschland sind in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Kennzahlen sowie Erfassungsmengen an LVP und Metallverpackungen.

Kennzahlen und Erfassungsmengen / Land	Österreich	Deutschland
Einwohner [Mio. EW]	8,4	81,8
Einwohnerdichte [EW/km ²]	100	229
Erfassungsmenge getrennte Erfassung [Mg/a]	235.259 ¹	2.360.769
Erfassungsmenge getrennte Erfassung [kg/(E·a)]	27,9 ¹	29,4

4.2 Fehlwurf- und Fremdmüllanteil, Abschöpfungs- und Lizenzierungsgrad

Der Fehlwurfanteil in der getrennten Erfassung von LVP und Metallen, der Fremdmüllanteil im Restabfall sowie der Abschöpfungsgrad von LVP und Metallen in die getrennte Erfassung und der Lizenzierungsgrad dieser Verpackungsabfälle in Österreich und Deutschland werden in Abb. 1 gegenübergestellt.

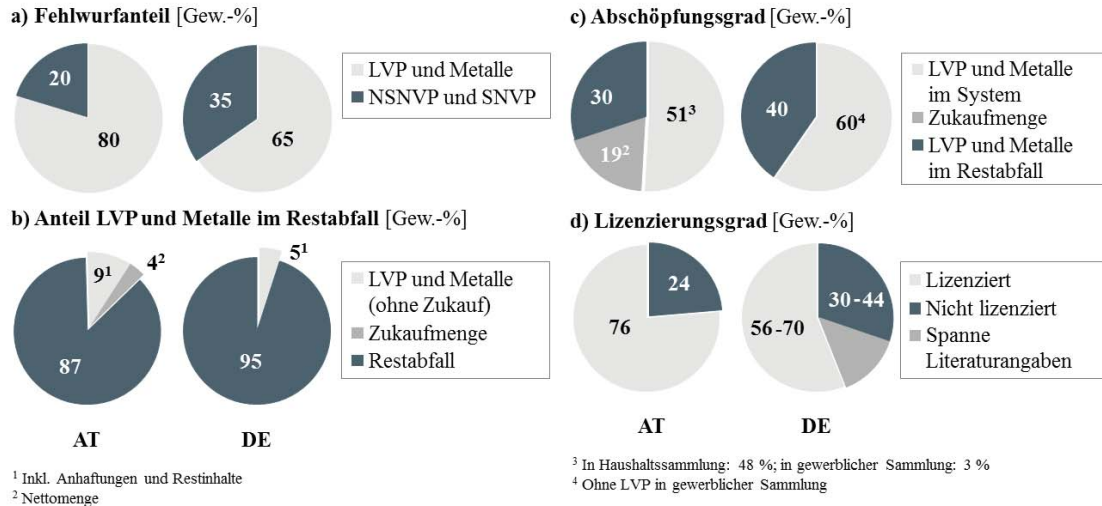


Abb. 1: a) Fehlwurfanteil, b) Anteil LVP und Metalle im Restabfall, c) Abschöpfungsgrad und d) Lizenzierungsgrad nach (ARA AG 2013, Bundeskartellamt 2012, FHA-TBH 2011, Kern et al. 2012, Rommel et al. 2013, Schüler 2011, UBA 2012).

Der Fehlwurfanteil in der getrennten Sammlung liegt in Österreich bei etwa 20 Gew. % (inkl. 2 Gew.-% an planmäßig miterfassten SNVP-Metallen) und ist damit deutlich geringer als in Deutschland, obwohl in Deutschland für das gesamte LVP-Material eine getrennte Erfassung angeboten wird (vgl. Abb. 1a). Der geringere Fehlwurfanteil in Österreich beruht auf der Tatsache, dass insbesondere in Ballungsräumen meist nur ausgewählte LVP-Fractionen getrennt und die verbleibenden LVP mit dem Restabfall erfasst werden. Zudem erhöht eine Kostenbelastung der Kommunen bei unerwünschten Fehlwürfen von > 20 Gew. % die Anreize für Maßnahmen zur Steigerung der Sammelqualität.

Die Darstellung des Anteils an LVP und Metallen im Restabfall (vgl. Abb. 1b) zeigt für Österreich einen deutlich höheren Anteil der dem Restabfall zugeführten Wertstoffe als in Deutschland. Diese Situation ist zum Teil auf die bereits erwähnte gezielte Miterfassung von LVP-Fractionen im Restabfall zurückzuführen.

Der Anteil der in Deutschland nicht abgeschöpften Verpackungen ist mit 40 Gew. % trotz flächendeckender Getrennterfassung extrem hoch (vgl. Abb. 1c). Auch in Österreich ist dieser Anteil mit 49 Gew. % sehr hoch, jedoch werden 19 Gew. % der Verpackungen im Restabfall durch Zukauf rechnerisch in das Erfassungs- und Verwertungsregime der ARA AG einbezogen und zur Erfüllung der Verwertungsquote herangezogen, sodass sich ein Anteil an nicht in das ARA-System abgeschöpften Verpackungen von 30 Gew. % errechnet.

Die Darstellung des Lizenzierungsgrades der in Verkehr gebrachten LVP und Metallverpackungen zeigt, dass der lizenzierte Anteil in Österreich deutlich höher ausfällt als in Deutschland (vgl. Abb. 1d).

4.3 Verwertete Mengen

Die Verwertungswege der getrennt erfassten LVP und Metallverpackungen sowie der Zukaufmengen für Österreich sind in Abb. 2a dargestellt.

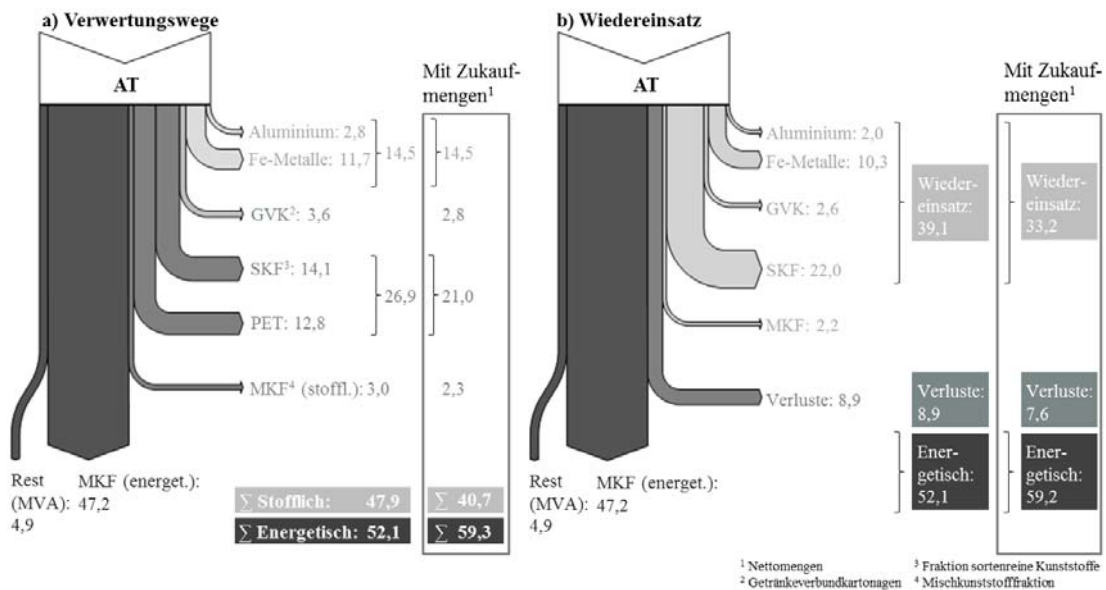


Abb. 2: a) Verwertungswege der Fraktionen aus der getrennten LVP- und Metallverpackungserfassung sowie der Zukaufmengen und b) Wiedereinsatz in Österreich in Gew. % nach (ARA AG 2013).

Insgesamt gehen rund 48 Gew. % in einen stofflichen und 52 Gew. % in einen energetischen Verwertungsweg. Werden die Zukaufmengen mit berücksichtigt, sinkt der stofflich verwertete Anteil auf 41 Gew.-%. Die bei der stofflichen Verwertung durch den Störstoff- und Feuchtegehalt auftretenden Verluste sind in Abb. 2b dargestellt. Demnach werden, ohne Zukaufmengen, etwa 39 Gew. % der Mengen wieder eingesetzt. Unter Berücksichtigung der Zukaufmengen sinkt die Wiedereinsatzquote auf 33 Gew. %.

Die Verwertungswege der LVP und Metallverpackungen in Deutschland zeigt Abb. 3a.

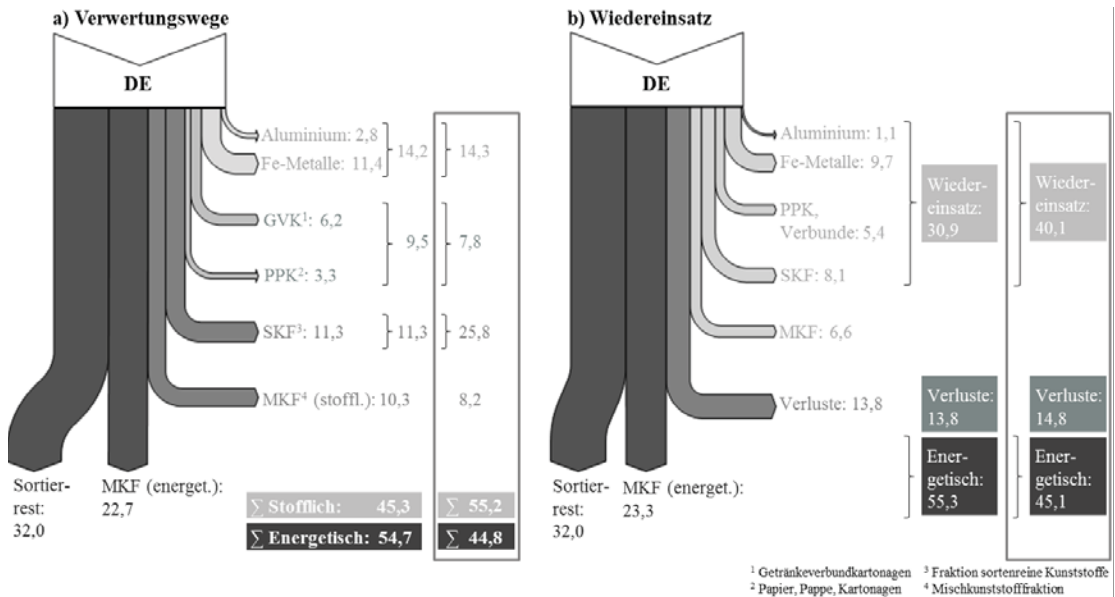


Abb. 3: a) Verwertungswege der Fraktionen aus der getrennten LVP-Erfassung und b) Wiedereinsatz in Deutschland in Gew.-% nach (UBA 2012).

Der Anteil der Stoffströme, die in die stoffliche Verwertung gehen, ist etwas geringer als in Österreich. Auffällig ist der Unterschied bei der Fraktion sortenreine Kunststoffe (SKF). Diese macht in Österreich etwa ein Viertel des gesamten Materials zum Recycling aus (rund 27 Gew. % an SKF und Polyethylenterephthalat (PET)). In Deutschland sind diese Mengen jedoch zu großen Anteilen im Pfandregime. Unter Berücksichtigung der Pfandmengen würde sich der SKF-Anteil von 11 auf 26 Gew. % erhöhen.

Insgesamt ergibt sich dann ein höherer stofflicher Anteil von 55 Gew. % in Deutschland (mit Pfandmengen) gegenüber Österreich mit 48 Gew. % (ohne Zukaufmengen).

Für den Vergleich der Wiedereinsatzquoten (vgl. Abb. 3b) sind jedoch auch die Verluste im Recycling aufgrund von Feuchte- und Störstoffgehalt zu beachten. Deutschland kommt dabei auf eine Wiedereinsatzquote von 31 Gew. % (ohne Pfand) während Österreich fast 40 Gew. % erzielt (mit Zukauf: 33 Gew. %). Berücksichtigt man in Deutschland die Pfandmengen, steigt auch hier die Wiedereinsatzquote auf 40 Gew.% an. Es ist jedoch erkennbar, dass die Unterschiede in der Ausgestaltung der Erfassungssysteme in Österreich zu qualitativ hochwertigeren Stoffströmen führen, da die Verluste im Recyclingprozess hier deutlich geringer ausfallen.

5 ÖKOLOGISCHE BETRACHTUNG

Für die ökologische Betrachtung der Verpackungserfassung und -verwertung wird die THG-Bilanz herangezogen. Da bei hohen THG-Emissionen meist auch andere ökologische Wirkungskategorien ungünstig ausfallen, ist diese Vereinfachung gegenüber einer Ökobilanz gerechtfertigt. Das genutzte Berechnungsmodell ist methodisch an die DIN EN ISO 14040 angelehnt. Die erfassungsmengenspezifischen THG-Bilanzen sind in Abb. 4 dargestellt, Gutschriften und Emissionen im Verwertungsbereich werden nach Packstoffen und Verwertungsart untergliedert.

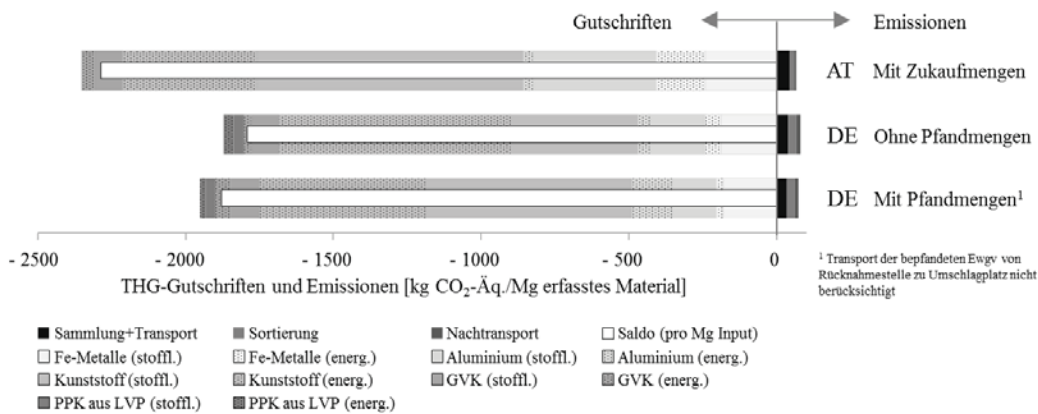


Abb. 4: Vergleichende THG-Bilanz der Erfassung, Vorbehandlung und Verwertung von LVP und Metallverpackungen in Deutschland und Österreich.

Im Saldo zeigt sich ein deutlicher Vorteil des österreichischen Systems, der vor allem auf die hohen Anteile an stofflich verwerteten Kunststoffen und Aluminium zurückzuführen ist. Für die Kunststoffe ist dies in dem größeren Anteil der wiedereingesetzten SKF begründet. Bei Aluminium ist ebenfalls eine höhere Wiedereinsatzquote aufgrund besserer Qualität des aussortierten Materials in Österreich gegeben, die sich aufgrund der Substitution der energieintensiven Primärherstellung des Aluminiums vergleichsweise stark auf die Gesamtbilanz auswirkt.

Bei einer einwohnerspezifischen Betrachtung liegen die Gutschriften in Österreich im Vergleich zum Dualen System in Deutschland ebenfalls höher. Mit Berücksichtigung der Pfandmengen in Deutschland wird allerdings aufgrund der höheren Sammelmenge je Einwohner sowie der hohen Recyclingraten der bepfandeten EwgV im Vergleich zu Österreich eine höhere einwohnerspezifische THG-Einsparung erzielt.

6 ÖKONOMISCHE BETRACHTUNG

Für den Kostenvergleich wurden ebenfalls die Prozessschritte Erfassung, Vorbehandlung und Verwertung einbezogen. Lizenzeinnahmen sowie Systemkosten sind nicht berücksichtigt. Für Österreich wurden die Kostenangaben von der ARA AG bereitgestellt. Für Deutschland wurden 2012 Angaben zur Kostensituation der Systembetreiber veröffentlicht, die über Fragebögen erhoben wurden (Bundeskartellamt 2012). Die Kosten sind in Tab. 2 enthalten.

Tab. 2: Kosten der Erfassung, Vorbehandlung und Verwertung von LVP und Metallverpackungen für Österreich und Deutschland (ARA AG 2013, Bundeskartellamt 2012).

Kosten / Prozessschritt		in [Mio €a]	in [€/Mg lizenziert]	in [€/Mg erfasst]
Österreich				
(mit Zukauf)	Erfassung ^{1,2}	64	312	273
	Vorbehandlung ^{3,4}	18	89	78
	Verwertung ^{3,5}	13	62	54
	Summe	95	463	405
Deutschland				
(ohne Pfand)	Erfassung ²	433	362	184
	Vorbehandlung	229	191	97
	Verwertung	0	0	0
	Summe	662	553	281

¹ Inkl. GVK-Mengen aus Ökobox-Erfassung, Erfassungskosten der ARA AG angesetzt

² Inkl. Nebenentgelte, die vom Systembetreiber an die öRE entrichtet werden

³ Kosten für Zukauf jeweils zur Hälfte auf Vorbehandlungs- und Verwertungsschritt aufgeteilt

⁴ Inkl. Sortierinputentgelt an Sortierer für Durchführung der Sortierleistung

⁵ Inkl. Sortieroutputentgelt an Sortierer (Höhe abhängig von Qualität der Sortierfraktion), Kosten für Entsorgung von Sortierresten und Kosten für Transport zur Verwertungsanlage

Es zeigt sich, dass die Systemkosten in Österreich lizenzmengenbezogen geringer sind als in Deutschland. Dies ist auf die geringen spezifischen Kosten der Vorbehandlung und der Erfassung zurückzuführen, da der Anteil nicht lizenzierter Materialien sowie Fehlwürfe in der Sammlung geringer ist (vgl. Abb.1). Im Verwertungsschritt liegen die Kosten für Österreich etwas höher. Die pro Kopf lizenzierte Menge in Österreich ist deutlich höher, die Erfassungsmenge dagegen geringer. Dies führt dazu, dass in Bezug auf die Erfassungsmenge das österreichische System kostenintensiver ist. Ursachen sind unter anderem die geringere Einwohnerdichte in Österreich, die Unterschiede in der Topographie, die parallele Erfassung von zwei Fraktionen (LVP und Metalle) sowie der in Österreich höhere Reinheitsgrad und die dadurch vermutlich geringere Schüttdichte. Kosten für das tertiäre Pfandsystem in Deutschland wurden nicht in die Betrachtung einbezogen, da hierzu keine validierten Daten zur Verfügung standen. Eine Berücksichtigung würde weitere Kostenvorteile für das österreichische System ergeben.

LITERATUR

ARA AG (2013) *Datenbereitstellung durch ARA AG*.

Arbeitsgemeinschaft FHA-TBH (FHA – Gesellschaft für chemisch-technische Analysen; Technisches Büro HAUER Umweltwirtschaft GmbH) (2011) *Kontrolle der Restmengenziele von Verpackungsabfällen für das Kalenderjahr 2010*. Wien; Österreich.

Baum, H.-G. (2012) Zur Rationalität staatlicher Eingriffe im Abfallsektor dargestellt am Beispiel der VerpackV – eine Philippika. *Müll und Abfall* (0027-2957) 7, 366-372 (Teil I) und 8, 412-420 (Teil II).

Bundeskartellamt (2012) *Sektoruntersuchung duale Systeme*. Zwischenbilanz der Wettbewerbsöffnung. Abschlussbericht. Bonn; Deutschland.

Dehoust, G. & Christiani, J. (2012) *Analyse und Fortentwicklung der Verwertungsquoten für Wertstoffe*. Sammel- und Verwertungsquoten für Verpackungen und stoffgleiche Nichtverpackungen als Lenkungsinstrument zur Ressourcenschonung. Dessau-Roßlau; Deutschland: Umweltbundesamt.

Kern, M. & Siepenkothen, J. *Wertstoffe im Hausmüll – Potenziale für die Wertstofftonne*. In: Wiemer, K. & Kern, M. (ed.): *Bio- und Sekundärrohstoffverwertung VII*. Witzhausen; Deutschland: Witzhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH.

Reh, K., Franke, M., Baum, H.-G., Faulstich, M. (2013) *Vergleichende Analyse der Entsorgung von Verpackungsabfällen aus haushaltsnahen Anfallstellen auf Basis der Verpackungsverordnungen in Deutschland und Österreich*. (Veröffentlichung im Rahmen der Schriftenreihe des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes; ÖWAV; im Jahr 2014 in Vorbereitung.)

Rommel, W., Hertel, M., Meyer, S., Nordsieck, H. & Schipf, R. (2013) *Wertstoffpotenziale im Restmüll in Bayern - Konsequenzen für eine optimale Erfassung*. In: Vortrag auf der VKS-Jahresfachtagung der Landesgruppe Bayern. Würzburg; Deutschland: Verband kommunaler Unternehmen e. V. (VKU).

Schüler, K. (2011) *Wirksamkeit der 5. Novelle der Verpackungsverordnung – die Lizenzierung von Verkaufsverpackungen*. In: Tagungsband der 16. Tagung Siedlungsabfallwirtschaft Magdeburg. Magdeburg; Deutschland: Otto-von-Guericke-Universität Magdeburg.

Restmüllanalysen in der Steiermark

K.Harather & A. Buchner

IUT GmbH, Seebenstein, Österreich

V. Faist

Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Vom Amt der Steiermärkischen Landesregierung, A14 Referat Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit, wurde die ARGE Ingenieurgesellschaft Innovative Umwelttechnik GmbH (IUT) und Fa. Saubermacher Dienstleistungs AG (SDAG) beauftragt, landesweite Sortieranalysen von Restmüll durchzuführen. Um die saisonalen Unterschiede zu berücksichtigen, wurden die Analysen in drei Durchgängen durchgeführt. Für die Stichprobenplanung wurden Teilgebiete aus allen Bezirken der Steiermark berücksichtigt, die einzelnen Stichprobengemeinden wurden einer ländlichen oder städtischen Struktur zugeordnet. Insgesamt wurden 104 Teilproben zu je rund 1,0 m³ untersucht. Die Ergebnisse wurden einer umfangreichen Auswertung unterzogen, um saisonale und strukturbedingte Unterschiede sowie Änderungen gegenüber den zuletzt durchgeführten Sortieranalysen zu erkennen. Es wurden auch Vergleiche mit getrennt gesammelten Verpackungsabfällen und Altstoffen durchgeführt, um die Effizienz der Getrenntsammlersysteme beurteilen zu können. Die Detailergebnisse liefern Informationen, um die Wirksamkeit bereits gesetzter abfallwirtschaftlicher Maßnahmen zu evaluieren, und schaffen Grundlagen für zukünftige Entscheidungen.

1 VERANLASSUNG UND METHODIK

Vom Amt der Steiermärkischen Landesregierung, A14 Referat Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit, wurde die ARGE Ingenieurgesellschaft Innovative Umwelttechnik GmbH (IUT) und Fa. Saubermacher Dienstleistungs AG (SDAG) beauftragt, landesweite Sortieranalysen des steirischen Restmülls durchzuführen. Von der ARA Altstoff Recycling Austria AG wurde ein Teil der Finanzierung übernommen.

Bereits 1993/94, 1997/1998, 2002/2003 und 2008 wurden landesweite Restmüllanalysen absolviert. Den Vorgaben des Auftraggebers entsprechend wurde für die Durchführung, Auswertung und Berichterstellung eine zu den früheren Analysen analoge Systematik gewählt. So wurde auch diesmal wieder eine Differenzierung in drei saisonal unterschiedliche Kampagnen vorgenommen. Die Einzeldurchgänge wurden im Oktober/November 2012 (Vorheizperiode),

Februar/März 2013 (Heizperiode) und Juli/August 2013 (Nichtheizperiode) absolviert. Für die Stichprobenplanung wurden Teilgebiete aus allen Bezirken der Steiermark berücksichtigt, die einzelnen Stichprobengemeinden wurden einer ländlichen oder städtischen Struktur zugeordnet. Es wurden insgesamt 104 Teilproben zu je rund 1,0 m³ untersucht.

Die Stichproben wurden an einem zentralen Sortierort in Graz bei 40 mm abgesiebt. Der Siebüberlauf wurde händisch in 45 Fraktionen sortiert. Der Siebdurchgang wurde bei 20 mm abgesiebt und die Fraktion 20-40 mm ebenfalls händisch sortiert. Für die Proben < 20 mm wurde der Wassergehalt, Glühverlust und der Brennwert im Labor bestimmt.

Durch die analoge Systematik ist ein direkter Vergleich mit früheren Analysen möglich. Die Ergebnisse stellen wesentliche Planungsgrundlagen für alle interessierten Gruppen dar, für die Auftraggeber, für die Abfallwirtschaftsverbände und für alle anderen in der Abfallwirtschaft tätigen Unternehmen und Institutionen.

2 ERGEBNISSE

2.1 Restmüllzusammensetzung

Nachstehend befindet sich eine Zusammenfassung der Analysenergebnisse in Gewichtsprozent und Kilogramm pro Einwohner und Jahr.

Beim Median ist zu beachten, dass die Summe der Mediane einzelner Fraktionen sich vom Median der Summe der einzelnen Fraktionen in der Regel unterscheidet.

Tab. 1: Zusammenfassung der Restmüllzusammensetzung sämtlicher Teilgebiete (Gewichtsprozent und Kilogramm pro Einwohner und Jahr).

Fraktion > 40 mm	Mittelwert		Median	Min	Max
	%	kg/E.a	kg/E.a	kg/E.a	kg/E.a
Zeitungen und Illustrierte	1,8	3,2	0,7	0,0	57,6
Kartonagen und Pappe	1,9	2,7	2,1	0,1	16,0
Papier	6,5	9,2	7,5	0,6	86,5
davon Schmutzpapier	5,3	7,5	6,0	0,0	86,5
Kunststofffolien	5,2	7,3	5,2	0,5	48,2
Hartkunststoffe	6,0	7,3	6,0	0,9	30,7
davon Pet-Flaschen	1,0	1,5	0,6	0,0	9,9
Getränkeverbund	0,7	1,1	0,5	0,0	9,5
Sonstige Verbundstoffe	7,7	8,7	7,3	0,3	46,8
davon Elektroaltgeräte	0,9	1,0	0,4	0,0	8,9
davon Schuhe	2,6	2,6	2,0	0,0	13,1
Glas	3,8	5,2	3,2	0,1	25,6
FE-Metalle	1,7	2,4	1,2	0,0	18,4
NE-Metalle	1,6	2,0	1,6	0,2	9,5
Textilien	8,8	10,0	8,1	0,0	65,3
Holz	1,2	1,8	0,5	0,0	46,1
Inertes	4,5	5,6	1,8	0,0	48,4
Organik - Garten	1,1	1,5	0,4	0,0	16,4
Organik - Küche	9,3	13,1	10,8	0,1	65,7
Problemstoffe	0,6	0,7	0,3	0,0	5,9
Hygieneartikel	9,5	12,5	6,9	0,0	76,4
davon Höschenwindeln	9,0	11,9	6,1	0,0	75,9
Sonstiges	3,5	4,3	1,8	0,0	32,5
< 40 mm	24,5	31,2	26,1	0,4	158,9
Gesamt	100,0	130,2	117,5	33,6	377,4

< 40 mm	%	kg/E.a	kg/E.a	kg/E.a	kg/E.a
Kunststoffe (20 – 40 mm)	5,0	1,2	0,8	0,0	4,4
Verbundstoffe (20 – 40 mm)	3,6	0,8	0,4	0,0	8,5
FE Metalle (20 – 40 mm)	3,0	0,8	0,5	0,0	12,4
NE Metalle (20 – 40 mm)	2,9	0,9	0,5	0,0	8,8
Organisches Material (-"-)	21,4	8,5	2,8	0,0	62,1
Glas (20 – 40 mm)	3,6	1,1	0,5	0,0	21,9
Papier (20 – 40 mm)	9,1	3,0	1,7	0,0	26,6
Holz (20 – 40 mm)	1,4	0,4	0,2	0,0	5,3
Textilien (20 – 40 mm)	0,4	0,1	0,0	0,0	0,9
Inert (20 – 40 mm)	5,4	2,0	0,4	0,0	28,4
Problemstoffe (20 – 40 mm)	1,3	0,3	0,1	0,0	9,5
Sonstiges	4,3	0,9	0,4	0,0	7,3
< 20 mm	38,6	11,1	8,0	0,2	68,0
Gesamt	100,0	31,2	26,1	0,4	158,9

2.2 Generelle Aussagen

Im strukturspezifischen Vergleich weisen ländliche Gemeinden (Median 81,96 kg/E.a) das geringste Restmüllaufkommen gegenüber Gemeinden mit städtischer Struktur (Median 153,77 kg/E.a) bzw. Mischgebieten (Median 108,97 kg/E.a) auf.

Aus dem strukturspezifischen Vergleich ist ersichtlich, dass in städtischen Strukturen die meisten Altstoffe (Papier, Kunststoffe und Verbunde, Glas und Metall) im Restmüll enthalten sind. In ländlichen Gemeinden sowie in Mischgebieten ist das Altstoffaufkommen im Restmüll deutlich geringer.

Der Verpackungsanteil im Restmüll beträgt 17,3 Masse-%. Auch hier ist ersichtlich, dass der Verpackungsanteil im Restmüll (Altpapier- und Kartonagenverpackungen, Leichtverpackungen, Glasverpackungen und Metallverpackungen) in städtischen Strukturen, gegenüber ländlichen Strukturen und Mischgebieten, am höchsten ist. Die Umrechnung in die Zusammensetzung nach dem Volumen ergibt einen Verpackungsanteil von 42,7 Volumen-%. Eine Detailanalyse der einzelnen Verpackungsanteile im Vergleich zu 2009 zeigt folgende Ergebnisse:

- Der gesamte Verpackungsanteil im Restmüll ist mit 17,3 Massen-% und 42,7 Volumen-% nahezu unverändert zu 2009 mit 16,5 Massen-% und 42,9 Volumen-%.
- Die Anteile der Kunststoff- und Verbundverpackungen sind mit 8,9 Massen % und 30,7 Volumen % ebenfalls fast unverändert (8,9 Massen-% und 31,4 Volumen-% 2009).
- Die Summe aller Papier- und Kartonverpackungen ist auf 2,0 Massen-% und 6,5 Volumen-% leicht gesunken gegenüber 2,3 Massen-% und 7,1 Volumen-% im Jahre 2009.
- Die Summe aller Glasverpackungen ist mit 3,5 Massen % und 1,4 Volumen % gegenüber 2009 mit 3,4 Massen-% und 1,4 Volumen-% nahezu unverändert.
- Die Summe aller Metallverpackungen ist von 1,8 Massen-% und 2,8 Volumen-% auf 2,4 Massen-% und 3,9 Volumen-% gegenüber 2009 gestiegen.

2.3 Fraktionsspezifische Ergebnisse

Nachstehend erfolgt eine Auswertung der aus dem Restmüll aussortierten Fraktionen. Generell wurde für nachstehende Auswertung (ausgenommen die Fraktion Organik) der Grobmüll > 40 mm verwendet.

2.3.1 Zeitungen, Papier, Kartonagen

Der Anteil an Papier und Karton beträgt im Mittel 10,3 kg/E.a. Generell hat sich das Aufkommen von Papier/Karton im Restmüll gegenüber der Analyse 2008 kaum verändert. Im ländlichen Bereich hat sich der Anteil leicht erhöht (von 7,1 kg/E.a auf 8,7 kg/E.a), wohingegen das Aufkommen im städtischen Bereich geringfügig zurückgegangen ist (von 22,1 kg/E.a auf 20,7 kg/E.a).

2.3.2 Kunststoffe und Verbundmaterialien

Der Anteil an Kunststoffen und Verbundstoffen beträgt im Mittel 19,6 kg/E.a (Median). In Gemeinden mit ländlicher Struktur (Median 15,0 kg/E.a) sind weniger Kunststoffe und Verbundmaterialien im Restmüll enthalten, als in Gemeinden mit städtischer Struktur (Median 35,9 kg/E.a). Im Vergleich mit den früheren Analysen zeigt sich, dass die aktuellen Werte im Bereich der Ergebnisse 2003 liegen (bis auf die ländlichen Gebiete, wo eine Verschiebung der Kunststoffe und Verbunde in die getrennte Sammlung erkennbar ist). Die Analysen 2008 haben in jeder Kategorie höhere Werte ergeben.

2.3.3 Glas

Im Restmüll sind 3,2 kg/E.a (Median) Glas enthalten. In Gemeinden mit ländlicher Struktur (Median 2,3 kg/E.a) ist gegenüber Gemeinden mit städtischer Struktur (Median 6,8 kg/E.a) weniger Glas im Restmüll enthalten.

Bei der Analyse 2008 wurde im Mittel mit 3,2 kg/E.a der gleiche Wert erzielt. Betrachtet man die unterschiedlichen Strukturen, hat sich der Glasanteil im Restmüll in ländlichen Strukturen von 2,6 kg/E.a auf 2,3 kg/E.a verringert, in städtischen Strukturen von 5,6 kg/E.a auf 6,8 kg/E.a erhöht.

2.3.4 Metalle

Der Anteil dieser Fraktion beträgt 2,8 kg/E.a (Median). In Gemeinden mit ländlicher Struktur (Median 1,8 kg/E.a) ist gegenüber Gemeinden mit städtischer Struktur (Median 4,8 kg/E.a) weniger Metall im Restmüll enthalten.

Im Vergleich zur Analyse 2008 hat sich der Metallanteil im Restmüll insgesamt von 2,3 kg/E.a auf 2,8 kg/E.a erhöht. In ländlichen Strukturen stieg der Anteil von 1,6 kg/E.a auf 1,8 kg/E.a, in städtischen Strukturen hat sich der Metallanteil von 3,1 kg/E.a auf 4,8 kg/E.a erhöht.

2.3.5 Textilien

Der Anteil dieser Fraktion beträgt 8,1 kg/E.a (Median). In Gemeinden mit ländlicher Struktur (Median 6,2 kg/E.a) sind gegenüber Gemeinden mit städtischer Struktur (Median 8,7 kg/E.a) weniger Textilien im Restmüll enthalten.

Im Vergleich zur Analyse 2008 hat sich der Textilienanteil im Restmüll insgesamt von 6,3 kg/E.a auf 8,1 kg/E.a erhöht. In ländlichen Strukturen stieg der Anteil von 5,0 kg/E.a auf 6,2 kg/E.a, in städtischen Strukturen stieg der Textilanteil von 7,6 kg/E.a auf 8,7 kg/E.a.

2.3.6 Holz

Der Anteil dieser Fraktion beträgt 0,5 kg/E.a (Median). Im Vergleich zu 2008 hat sich kaum eine Veränderung ergeben. Damals betrug der Anteil 0,4 kg/E.a. In Gemeinden mit ländlicher Struktur (Median 0,3 kg/E.a) ist gegenüber Gemeinden mit städtischer Struktur (Median 0,5 kg/E.a) weniger Holz im Restmüll enthalten. Im Vergleich zur Analyse 2008 hat sich in ländlichen Strukturen der Holzanteil im Restmüll (Median 0,3 kg/E.a) nicht verändert. In städtischen Strukturen hat sich der Holzanteil im Restmüll von 0,7 kg/E.a auf 0,5 kg/E.a verringert.

2.3.7 Problemstoffe

Der Anteil dieser Fraktion beträgt 0,6 kg/E.a (Median). Die Anteile der Problemstoffe im Restabfall sind niedriger als 2008. Damals lag der Anteil an Problemstoffen im Restmüll bei 0,8 kg/E.a (Median).

2.3.8 Organik

In der Fraktion > 40 mm sind im Mittel 14,7 kg/E.a (Median 12,0 kg/E.a) an Organik enthalten. Damit ist dieser Anteil im Vergleich zur Analyse 2008 nahezu unverändert geblieben. Damals betrug der Organikanteil als Median gerechnet 12,1 kg/E.a. Der Organikanteil setzt sich aus 6,2% nicht privat kompostierbarer Küchenorganik, 83,6 % privat kompostierbarer Küchenorganik und 10,2 % Gartenorganik zusammen. Der Anteil der originalen oder angebrochenen Lebensmittel beträgt im Mittel 13,2 kg/E.a in der Fraktion > 40 mm.

In der Fraktion < 40 mm können im Mittel 16,4 kg/E.a (Median 12,2 kg/E.a) zur Organik gerechnet werden. Relevante Anteile davon können auch den Lebensmitteln zugeordnet werden. Eine Quantifizierung dieser Feinanteile ist allerdings nicht möglich.

In den analysierten Teilgebieten mit Biotonne (Biotonnen-Anschlussgrad ≥ 3 %) verbleiben im Mittel 33,3 kg/E.a (Median 28,1 kg/E.a) Organik im gesamten Restabfall. Diese doch noch beträchtlichen Organikanteile resultieren daraus, dass die Gemeinden mit Biotonne

- überwiegend städtisch strukturiert sind und in diesen Gemeinden die absolute Restmüllmenge höher ist und
- im Durchschnitt nur jeder 2. Haushalt tatsächlich eine Biotonne besitzt.

In den Teilgebieten ohne Biotonne verbleiben im Mittel 14,2 kg/E.a; Median 14,7 kg/E.a Organik im gesamten Restabfall.

Re-Use Netzwerk Tirol: Ergebnisse aus Pilotaktivitäten 2013

M. Meissner & C. Pladerer

Österreichisches Ökologie-Institut, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: In Tirol schreitet die Entwicklung eines Re-Use Netzwerkes voran. Im Jahr 2013 erfolgten die ersten Pilotsammlungen in Tiroler Recyclinghöfen. Insgesamt wurden 23.589 kg potentieller Re-Use Ware von den Recyclinghöfen abtransportiert. In der Wiederaufbereitung mussten die sozialökonomischen Partner 3.894 kg an nicht mehr verkaufsfähigen Gegenständen entsorgen. Damit wurden 19.795 kg in die Verkaufseinrichtungen weitergegeben und einer Wiederverwendung zugeführt.

Das Aufkommen korreliert derzeit nicht mit dem Einzugsgebiet des Recyclinghofes. Die Bevölkerung bringt überwiegend klassische Flohmarktware wie Hausrat o.ä. Die Ergebnisse der 19 Re-Use-Sammelaktionen in Recyclinghöfen in mehreren Bezirken Tirols erreichen für spezifische Kennzahlen die Größenordnung von ähnlichen Aktivitäten in anderen Bundesländern. Durchschnittlich wurden 0,46 kg/EW*Sammelaktion gesammelt und 0,38 kg/EW*Sammelaktion in den Verkauf gebracht.

1 EINLEITUNG

Mit Inkrafttreten der EU-Abfallrahmenrichtlinie im Jahr 2008 wurde die bisherige dreistufige Abfallhierarchie durch eine fünfstufige ersetzt. Die neu eingeführte Stufe der „Vorbereitung zur Wiederverwendung“ führte zu intensiven Diskussionen in der Branche, wie diese neue Herausforderung umgesetzt werden könnte. In vielen Bundesländern arbeiten bereits sozialwirtschaftliche Einrichtungen mit der kommunalen Abfallwirtschaft zusammen, um gemeinsam als Re-Use Netzwerk vorhandene Kompetenzen zur Umsetzung der „Vorbereitung zur Wiederverwendung“ zu nützen. In allen Re-Use Netzwerken werden die Kernaufgaben Sammlung und Weitergabe, Logistik und Aufbereitung, Verkauf und Öffentlichkeitsarbeit bearbeitet.

In Tirol wurden im Rahmen eines Stakeholderprozesses verschiedene Szenarien der Umsetzung diskutiert. Die Projekte wurden von der Abfallwirtschaft Tirol Mitte GmbH (ATM) und dem Amt der Tiroler Landesregierung beauftragt und über das Projekt CERREC im Rahmen des Central Europe Programms kofinanziert. Die ausgearbeitete Machbarkeitsstudie zur Umsetzung eines Re-Use Netzwerkes in Tirol baut auf den Kompetenzen der beteiligten Einrichtungen auf und entwickelt diese im Bereich der Wiederverwendung weiter. Ziel für das Re-Use Netzwerk Tirol ist es 2014 in jedem Bezirk/Verband in mindestens einer Gemeinde eine Re-Use Übernahmestelle in Kooperation mit einer sozialwirtschaftlichen Einrichtung anzubieten. Der erste Schritt zur operativen Umsetzung bestand in der gemeinsamen Abwicklung von zeitlich und inhaltlich abgegrenzten Pilotversuchen.

2 METHODIK/DURCHFÜHRUNG

Im Herbst 2013 wurde so in 19 Tiroler Recyclinghöfen (Absam, Aldrans/Lans/Sistrans, Axams, Dölsach, Eben am Achensee, Gries im Sellrain, Jenbach, Kaltenbach i.Z./Aschau i. Z./Stumm/Stummerberg, Kappl, Kematen, Längenfeld, Matrei, Prutz, Steinach a.Brenner, Schwaz, Silz, Volders, Völs, Zams) Re-Use Sammelaktionen abgehalten mit dem Ziel Erfahrungen hinsichtlich

Aufkommen und Qualität von gebrauchten Gegenständen in Tirol, konkret auf Recyclinghöfen, zu sammeln. Jede Re-Use Sammelaktion wurde durch intensive Öffentlichkeitsarbeit im Einzugsgebiet des entsprechenden Recyclinghofes beworben. An einem oder zwei Tagen war die Bevölkerung aufgerufen, noch funktionsfähige, aber nicht mehr im Gebrauch befindliche Gegenstände am Recyclinghof abzugeben. Die Übernahme am Recyclinghof erfolgte durch MitarbeiterInnen der sozialökonomischen Partnerorganisationen (Ho&Ruck, s'Gwandtl, Schindel&Holz, Verein WAMS). Die als wiederverkaufbar eingeschätzten Gegenstände wurden nach einer fachlichen Vorbereitung zur Wiederverwendung in den Geschäften der sozialökonomischen Betriebe als Gebrauchtwaren in die Wiederverwendung gebracht.

In manchen Recyclinghöfen deckt das Einzugsgebiet mehrere Gemeinden ab. Mit den Sammelaktionen konnten insgesamt 86.000 EinwohnerInnen Tirols angesprochen werden.

Für die Dokumentation der Re-Use Sammlungen in den 19 Recyclinghöfen wurde in Abstimmung mit den Akteuren ein Erfassungsbogen erarbeitet. Die Auswertung, Gegenüberstellung und Kennzahlenberechnung erfolgt auf Basis dieser Erfassungsbögen.

Die Sammlung, Öffentlichkeitsarbeit und Dokumentation lief unter der Devise „Alles was ein Mensch gut allein tragen kann“. Die Sammlung erfolgte in vier Produktkategorien:

- Kategorie 1: Schuhe&Taschen (z.B. Koffer, Heimtextilien wie Bettwäsche, Vorhänge und Frottierwaren, Stoffe).
- Kategorie 2: Hausrat aller Art (z.B. Bilder, Medien, Bücher, Spielsachen, Sportartikel, Spiegel, Geschirr, Gläser, Ziergegenstände, CD, DVD, Kassetten, Platten, Fahrräder, Ski, Snowboards, Schlittschuhe, Tennisschläger, Golfausstattung, Spiele für Kinder und Erwachsene).
- Kategorie 3: Kinderwägen/Kleinmöbel (z.B. Sessel, Stubenwägen, Beistelltische, kleine Regale, Blumenständer).
- Kategorie 4: Elektro(alt)geräte (z.B. Kleingeräte, EDV-Geräte, Fernseher, Radio, HiFi, Haarfön, Staubsauger, Toaster, elektr. Spiele).

3 ERGEBNISSE

Fasst man alle Sammelaktionen zusammen, so wurden im Zeitraum zwischen 06.09.2013 und 15.11.2013 insgesamt 23.589 kg potentiell wiederwendbare Gegenstände von den Recyclinghöfen in die Aufbereitungswerkstätten der sozialökonomischen Partner transportiert (siehe Abb. 1).

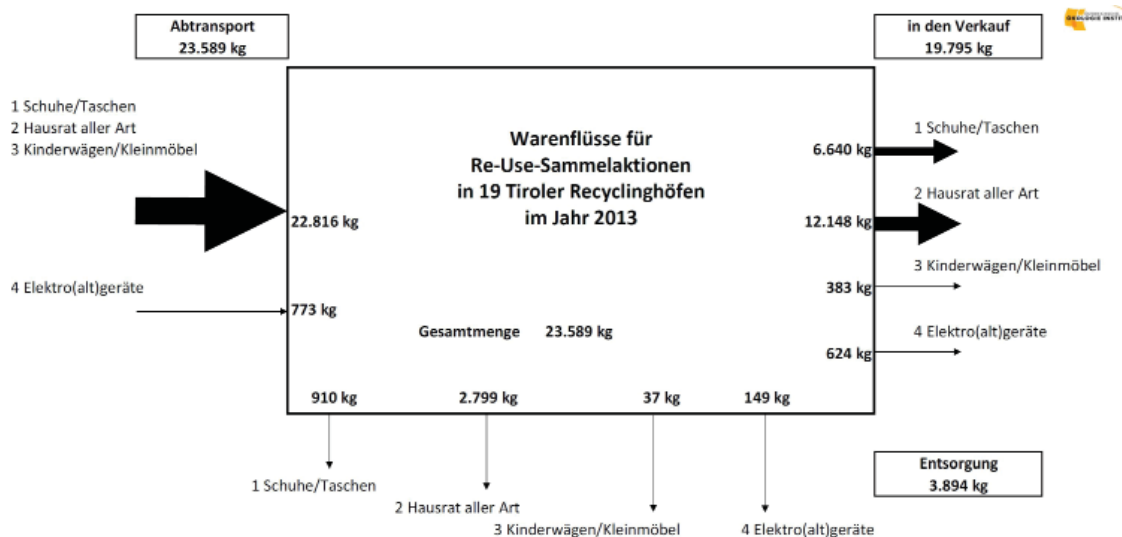


Abb. 1: Stoffflussdarstellung für die Warenflüsse der Re-Use-Sammelaktionen in 19 Tiroler Recyclinghöfen im Jahr 2013 (Meissner und Pladerer 2014).

Von den abtransportierten Mengen waren 22.816 kg (rund 96 %) den Kategorien 1 bis 3 (Schuhe & Taschen, Hausrat aller Art und Kinderwägen/Kleinmöbel) zuzuordnen. Nur 4% , bzw. 773 kg waren Elektro(alt)geräte (Kategorie 4).

In der Aufbereitung wurden von den sozialökonomischen Partnern insgesamt 3.894 kg als nicht verkaufsfähig bzw. nicht reparierbar ausgeschieden und einer Entsorgung zugeführt. Im Detail mussten 910 kg Schuhe & Taschen, 2.799 kg Hausrat aller Art, sowie 37 kg Kinderwägen/Kleinmöbel und 149 kg Elektro(alt)geräte entsorgt werden.

Über alle Kategorien mussten 16 % der abtransportierten Gegenstände in der Aufbereitung ausgeschieden werden. Für Hausrat aller Art und Elektro(alt)geräte lag dieser Wert bei 19 %.

In den Verkauf und damit in die Wiederverwendung gelangten insgesamt 19.795 kg, oder 84 % der abtransportierten Menge. Knapp 2/3 (12.148 kg) waren Hausrat aller Art. Weitere 6.640 kg waren Schuhe & Taschen (34%) und 383 kg Kinderwägen/Kleinmöbel. 624 kg Elektro(alt)geräte konnten den KundInnen als Angebot zur Verfügung gestellt werden (siehe auch Abb. 2).

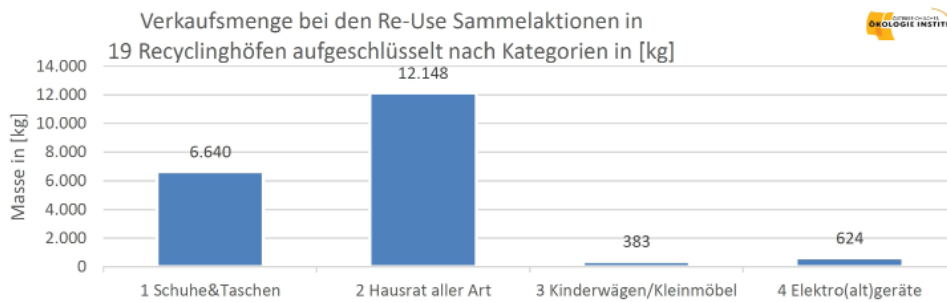


Abb. 2: Verkaufsmenge bei den Re-Use Sammelaktionen in 19 Recyclinghöfen aufgeschlüsselt nach den vier Kategorien in [kg] (Meissner und Pladerer, 2014).

Die absoluten Sammelmengen schwanken für die einzelnen Sammelaktionen stark (siehe Abb.3). Die Reihung erfolgt nach der Größe des Einzugsgebietes des Recyclinghofes vom kleinsten (links) zum größten (rechts). Der Minimalwert lag bei 205 kg abtransportierter Menge, das Maximum bei 3.650 kg. Der gewichtete Mittelwert berechnet sich zu 1.201 kg/Re-Use Sammelaktion.

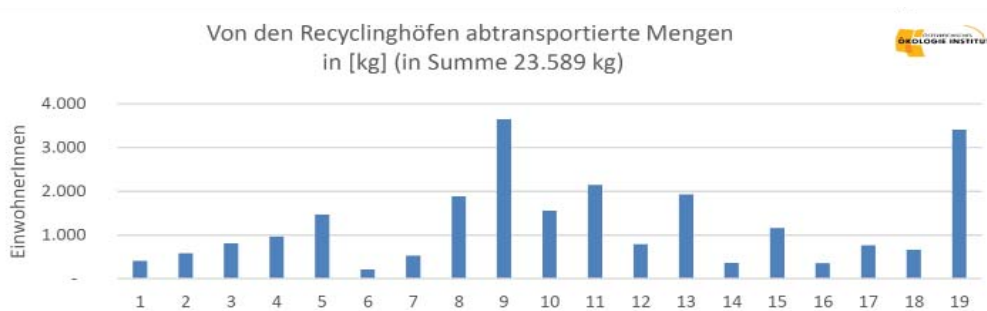


Abb. 3: Von den 19 Recyclinghöfen im Zuge der Re-Use Sammelaktionen abtransportierte Mengen in [kg] (Meissner und Pladerer, 2014).

Rechnet man aus den absoluten Sammelmengen spezifische Kennwerte, so ergibt sich: Die Sammelmenge über alle Kategorien lag bei einem gewichteten Mittel von 0,46 kg/EW*Sammelaktion. Die gewonnene Verkaufsmenge lag bei durchschnittlich gewichteten 0,38 kg/EW*Sammelaktion. Das maximale spezifische Sammelaufkommen lag bei 1,08 kg/EW*Sammelaktion, das minimale bei 0,05 kg/EW*Sammelaktion (siehe auch Abb. 4).

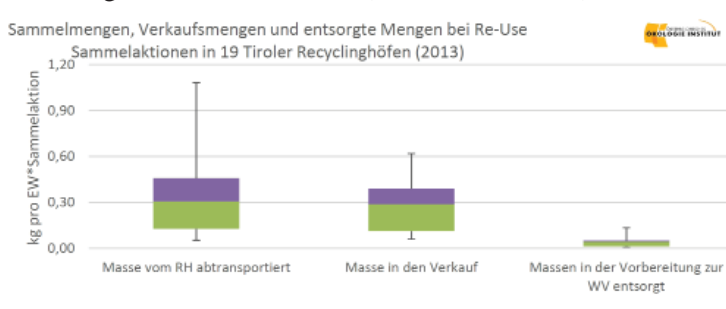


Abb. 4: Von den 19 Recyclinghöfen im Zuge der Re-Use-Sammelaktionen abtransportierte spezifische Mengen im Boxplot in [kg] (Meissner und Pladerer, 2014).

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN

Die Ersteinschätzung vor Ort durch MitarbeiterInnen der sozialökonomischen Einrichtungen erfolgt damit, trotz eines möglichen Zeitdrucks am Recyclinghof, sehr zielsicher. Nur 16 % der abtransportierten Mengen werden in der Wiederaufbereitung ausgeschieden.

Das spezifische Mengenaufkommen erreicht die Größenordnung von Sammelmengen aus Pilotaktivitäten in anderen Bundesländern: Das Re-Use Netzwerk Oberösterreich mit der Produktmarke ReVital weist für 2013 eine Verkaufsmenge von rd. 0,37 kg/EW*a aus (ReVitalistgenial, 2013). Dort werden allerdings auch Großmöbel und Elektrogroßgeräte gesammelt. In der Steiermark wurden im Bezirk Feldbach in fünf Gemeinden Verkaufsmengen von durchschnittlich 0,30 kg/EW*Sammeltag erzielt (Meissner, 2011b). In Vorarlberg weist der Bauhof Nenzing im Rahmen der dortigen Pilotphase bei einer kontinuierlichen Re-Use-Sammlung von Elektrogeräten rd. 0,5kg/EW*a aus (Meissner und Hauer et al, 2012a). Im Burgenland zeigten erste Pilotsammlung Mengen von rund 0,20 kg/EW*Sammelaktion (Meissner, 2013c). Die Ergebnisse zeigen Parallelen zu den Erfahrungen aus Pilotversuchen vor der Einführung anderer Fraktionen der getrennten Sammlung wie Elektroaltgeräte, biogene Abfälle oder Problemstoffe.

Das Mengenaufkommen an Recyclinghöfen korreliert derzeit nicht mit dem Einzugsgebiet des Recyclinghofes. In den aktuellen Pilotversuchen dominieren andere Einflussfaktoren wie das Wetter, die Treffsicherheit der Öffentlichkeitsarbeit, das Engagement der Gemeindemitarbeiter vor Ort und die Bekanntheit der sozialökonomischen Einrichtung.

Die Botschaft „Alles was ein Mensch gut allein tragen kann,“ wurde von der Bevölkerung so verstanden, dass fast ausschließlich klassische Flohmarktware zur Abgabe gebracht wurde. Um eine Erhöhung der Kategorien Kinderwägen/Kleinmöbel und Elektro(alt)geräte zu erreichen ist es erforderlich, diese in der ÖA speziell zu berücksichtigen.

LITERATUR

- Meissner M., Bernhofer G., Pladerer Ch., Neitsch M., Schmied E., Obersteiner G., Pertl. A., Hauer W. (2012) *Re-Use Netzwerk Vorarlberg Machbarkeitsstudie*. Studie in Kooperation mit tbHauer, RepaNet und Univ. f. Bodenkultur Inst. F. Abfallwirtschaft und im Auftrag von Umweltverband Vorarlberg und Amt der Vorarlberger Landesregierung, Wien 2012a.
- Meissner M., Bernhofer G., Pladerer Ch., Neitsch M. (2011) *Re-Use Netzwerk Salzburg – Potential und Machbarkeit*. Studie in Kooperation mit RepaNet im Auftrag von Amt der Salzburger Landesregierung und Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien 2011a.
- Meissner M., Bernhofer G., Pladerer Ch., Neitsch M. (2011) *Re-Use Netzwerk Steiermark Pilotphase*. Studie im Auftrag von Amt der Steiermärkischen Landesregierung; Abteilung 19 d, gefördert durch die ARA Altstoff Recycling Austria AG, Wien 2011b.
- Meissner M., Bernhofer G., Pladerer Ch. (2012) *Re-Use Netzwerk Burgenland - Masterplan*. Studie im Auftrag von Burgenländischer Müllverband BMV, kofinanziert über das Projekt CERREC im Rahmen des Central Europe Programms aus Mitteln des EFRE, Wien 2012b.
- Meissner M., Bernhofer G., Pladerer Ch. (2012) *Re-Use Tirol Initialisierungsprozess – Umsetzungskonzept*. Studie im Auftrag von Abfallwirtschaft Tirol Mitte ATM und Amt der Tiroler Landesregierung, kofinanziert über das Projekt CERREC im Rahmen des Central Europe Programms (EFRE), Wien 2012c.
- Meissner M., Neitsch M., Obersteiner G., Schmied E., Hauer W. (2013) *Re-Use Netzwerk Vorarlberg Pilotphase*. Studie in Kooperation mit tbHauer, RepaNet und Univ. f. Bodenkultur Inst. F. Abfallwirtschaft und im Auftrag von Umweltverband Vorarlberg und Amt der Vorarlberger Landesregierung, Wien 2013a.
- Meissner M., Neitsch M., Obersteiner G., Schmied E. (2014) *Re-Use Netzwerk Vorarlberg Formalisierung*. Studie in Kooperation mit RepaNet und Univ. f. Bodenkultur Inst. F. Abfallwirtschaft und im Auftrag von Umweltverband Vorarlberg und Amt der Vorarlberger Landesregierung, Wien 2014 (laufend).
- Meissner M., Pladerer Ch., Neitsch M. (2012) *Re-Use Netzwerk Salzburg – Pilotphase*. Studie in Kooperation mit RepaNet im Auftrag von Amt der Salzburger Landesregierung, Wien 2012c (laufend).
- Meissner M., Pladerer Ch. (2013) *Re-Use Tirol Begleitung der Pilotphase*. Studie im Auftrag von Amt der Tiroler Landesregierung, Wien 2013b (laufend).
- Meissner M. (2013) *Re-Use Netzwerk Burgenland – Begleitung der Pilotphase*. Studie im Auftrag von Burgenländischer Müllverband BMV, Wien 2013c (laufend).
- ReVitalistgenial: Presseartikel vom 12.8.2013 <http://www.revitalistgenial.at/oberoesterreich/presse.html>

Auslaufmodell MBA? – Ein Situationsbericht aus der Steiermark

J. Mitterwallner & W. Himmel

Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 14 – Referat Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Durch bestehende Überkapazitäten im Bereich der thermischen Abfallbehandlung und dem damit einhergehenden Preisverfall bei der Müllverbrennung, ist in der Steiermark zuletzt ein starker Trend zur Umstellung der bestehenden MBA-Anlageninfrastruktur vom üblichen Endrottebetrieb zu einem Trocknungsbetrieb zu beobachten. Ziel der mechanisch-biologischen Behandlung ist damit nicht mehr die Erzeugung eines deponiefähigen stabilisierten Abfalles, sondern lediglich dessen Trocknung für die nachfolgende thermische Verwertung. Von den sieben in der Steiermark in Betrieb befindlichen MBA-Anlagen haben vier auf reinen Trocknungsbetrieb umgestellt. Eine Anlage wird im Mischbetrieb gefahren, eine weitere Anlage wurde vorläufig stillgelegt und lediglich eine Anlage wird derzeit noch im klassischen Endrottebetrieb weiterbetrieben. Die Auswirkungen dieser Anlagenumstellungen sind längere Transportwege, der Verlust von regionalen Arbeitsplätzen und ein Trend zur Umwidmung von bereits genehmigten Massenabfalldeponievolumen in Reststoffdeponievolumen. Zudem ergeben sich Veränderungen zu Lasten der stofflichen Verwertungsquote.

1 EINLEITUNG

Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung unterliegt aktuell einem grundlegenden Wandel. In der Steiermark, wo bereits seit dem Ende der 1970er Jahre, mit der Errichtung und Inbetriebnahme der ersten "Müllhygienisierungsanlagen", auf die mechanisch-biologische Abfallbehandlungstechnik gesetzt wurde und für die fristgerechte Umsetzung der Deponieverordnung 1996 bis zum 1.1.2004 über 25 Mio. Euro in den Neubau und in die Adaptierung der MBA-Anlageninfrastruktur investiert wurden, beginnt das ehemals vielgepriesene "flächendeckende MBA-Konzept" brüchig zu werden. Durch Überkapazitäten in der Müllverbrennung, sowohl in in- als auch in ausländischen Anlagen, können Abfälle in thermischen Verwertungsanlagen derzeit wesentlich günstiger behandelt werden als in MBA-Anlagen. Dadurch werden der MBA Abfallströme entzogen und in die MVA bzw. Mitverbrennung umgeleitet, vielfach zu Lasten der heimischen Anlagenbetreiber bzw. der stofflichen Verwertungsquoten.

Im Rahmen der bevorstehenden Fortschreibung des Steiermärkischen Landesabfallwirtschaftsplanes 2010 hat sich die Abteilung 14 – Wasserwirtschaft, Ressourcen und Nachhaltigkeit mit dieser geänderten Ausgangssituation auseinanderzusetzen und zu prüfen, welche Auswirkungen diese Entwicklung auf die Entsorgungssicherheit der Steiermark mit sich bringt. Schlüsselparameter für die Beurteilung der Entsorgungssicherheit ist u.a. das Vorhandensein von ausreichendem Deponievolumen. Nachdem die Vergangenheit gezeigt hat, dass für die Neugenehmigung von Massenabfalldeponiestandorten im Vergleich zu sonstigen Abfallbehandlungsanlagen mit einer ungleich längeren Verfahrensdauer zu rechnen ist, wird u.a. die verbleibende Restlaufzeit des Massenabfalldeponievolumens als wesentliches Maß für die Entsorgungssicherheit herangezogen. Aufgabe des Landes ist im Rahmen der abfallwirtschaftlichen Planung nicht die Schaffung allfällig erforderlicher neuer Anlagen- oder Deponiekapazitäten sondern die Dokumentation des IST-Standes der steiermärkischen Abfallwirtschaft und die Ableitung entsprechender Schlüsse bzw. Trends anhand der vorliegenden Daten sowie darauf aufbauend die Formulierung von entsprechenden abfallwirtschaftlichen Strategien und Zielsetzungen.

2 RECHTLICHE ASPEKTE

Mit Ende des Jahres 2010 wurden vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft die Arbeiten zur Erstellung einer Verordnung für die mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA-Verordnung) begonnen. Damit verbunden war die Gründung eines Arbeitskreises, dem Vertreter der Ämter der Landesregierungen, des Umweltbundesamtes, des Interessensverbandes MBA in Österreich, dem Verein Österreichischer Entsorgungsbetriebe (VÖEB), sowie dem Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV) angehören. Aufgrund entsprechender Vorgaben der Industrieemissionsrichtlinie (2010/75/EU) sowie der bezug habenden BAT-Dokumente besteht aus Sicht des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft entsprechender Anpassungsbedarf der österreichischen Rechtslage im Bereich der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Im Anhang I, Punkt 5 der Industrie-Emissionsrichtlinie ist die mechanisch-biologische Abfallbehandlung wie folgt definiert:

- Beseitigung nicht gefährlicher Abfälle mit einer Kapazität von über 50 t pro Tag im Rahmen der folgenden Tätigkeiten und unter Ausschluss von Tätigkeiten, welche unter die Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. März 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser fallen.
 - o Biologische Behandlung, und
 - o Abfallvorbehandlung für die Verbrennung oder Mitverbrennung
- Verwertung – oder eine Kombination aus Verwertung und Beseitigung – von nicht gefährlichen Abfällen mit einer Kapazität von mehr als 75 t pro Tag im Rahmen einer der folgenden Tätigkeiten und unter Ausschluss der unter die Richtlinie 91/271/EWG fallenden Tätigkeiten.
 - o Biologische Behandlung (z.B. die Herstellung von Müllkompost)
 - o Abfallvorbehandlung für die Verbrennung oder Mitverbrennung

Damit wurden die bisherigen IPPC-Tätigkeiten auf mehrere Kategorien aufgeteilt bzw. erweitert. Neben den Beseitigungsverfahren wurden somit auch Verwertungsverfahren in die Richtlinie aufgenommen.

In einem Arbeitspapier des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft vom Juni 2012 werden die Eckpunkte einer zukünftigen Regelung über Anlagen zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung wie folgt definiert.

- Der Geltungsbereich der Verordnung soll sich ausschließlich auf Behandlungsanlagen, in denen Siedlungsabfälle mit biologischen oder mechanisch-biologischen Verfahren behandelt werden, erstrecken. Reine mechanische Anlagen, Kompostieranlagen oder Vergärungsanlagen sollen von der Verordnung nicht erfasst werden.
- Die Antragsunterlagen für eine Neugenehmigung bzw. die Inhalte der Genehmigungsbescheide sollen konkretisiert werden.
- Vorgaben für die Durchführung der Eingangskontrolle
- Anforderungen an die Errichtung, die Ausstattung und den Betrieb von MBA-Anlagen
- Emissionsbezogene Anforderungen an Einrichtungen zur Anlieferung, mechanischen Aufbereitung, physikalischen Stofftrennung und Lagerung sowie zum innerbetrieblichen Transport
- Emissionsbezogene Anforderungen an Einrichtungen zur biologischen Behandlung, Prozesswässer und Brüdenkondensate
- Zulassung von Ausnahmen
- Ableitbedingungen für Abluft
- Begrenzung der Abluftemissionen
- Schutz des Bodens und der Gewässer
- Regeln der Messtechnik, Messplätze und Messstrecken, Messgeräte und Messsysteme, Messungen, Einzelmessungen bzw. kontinuierliche Messungen
- Kalibrierung, Wartung und Funktionsprüfung
- Emissionsgrenzwerte
- Luftemissionserklärung
- Andere als normale Betriebsbedingungen – Störungen des Betriebs
- Überwachung

Die umfangreichen Anforderungen an die zukünftige Ausstattung bzw. den zukünftigen Betrieb von MBA-Anlagen haben in Teilen des gegründeten Arbeitskreises Bedenken ob der wirtschaftlichen Zukunftsfähigkeit der MBA-Technologie bzw. deren Konkurrenzfähigkeit mit anderen Abfallbehandlungstechniken, wie z.B. der Gesamtabfallverbrennung hervorgerufen. Insbesondere die strengen emissionsbezogenen Anforderungen ließen im Arbeitskreis Befürchtungen aufkommen, dass in einzelnen Anlagen die neuen Emissionsziele nur mehr durch aufwändige Verfahrenstechnik, wie der regenerativen thermischen Oxidation (RTO) des Abgases erreicht werden können. Auch der Energieeinsatz bzw. die daraus resultierenden zusätzlichen klimarelevanten Emissionen durch diese Technologie werden im Expertenkreis kritisch gesehen. Weiters zeigen Erfahrungen aus Deutschland, dass die RTO-Technologie mit vielfältigen Problemen behaftet ist und daher regelmäßig Anlagenstillstände zu verzeichnen sind. Dies führte vor allem von Seiten der Vertreter der MBA-Anlagenbetreiber zu massiver Kritik an den geplanten Inhalten der zukünftigen MBA-Verordnung, welche einen wirtschaftlichen Weiterbetrieb der bestehenden Anlagen im Rahmen der angedachten Regelungen nahezu ausschließen. Die Tatsache, dass für die Erarbeitung der vorliegenden Eckpunkte zu einem Großteil auf Erfahrungswerte aus Deutschland zurückgegriffen wurde, führte dazu, dass die Anlagenbetreiber Emissionsmessungen in den eigenen Anlagen durchführten und so auf die geänderten Ausgangsbedingungen in Österreich verweisen konnten. Die Ergebnisse dieser betriebsinternen Emissionsmessungen wurden in weiterer Folge dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft zur Verfügung gestellt.

3 EMISSIONSMESSUNGEN

Eine Auswertung der von den Anlagenbetreibern zur Verfügung gestellten Emissionsmessdaten und eine entsprechende Diskussion im Arbeitskreis hat bestätigt, dass die Kenntnisse über tatsächliche luftgetragene Emissionen österreichischer MBA-Anlagen unzureichend sind. Die seitens der Anlagenbetreiber bzw. des Interessensverbandes MBA Österreich (IV MBA) zur Verfügung gestellten Unterlagen bzw. Messergebnisse von drei Einzelstandorten ermöglichten nur eingeschränkt eine Aussage über das Emissionsverhalten der MBA in Österreich. Um den Kenntnisstand weiter zu verbessern, wurde im Jahr 2013 ein Messinstitut mit der Durchführung von Emissionsmessungen an drei Anlagenstandorten (Siggerwiesen, Halbenrain, Frohnleiten) beauftragt. Das Umweltbundesamt begleitete das Messprogramm und stellte Expertise betreffend Messplanung und Messtechnik zur Verfügung (Neubauer & Buxbaum, 2014).

Im Zuge kontinuierlicher Messungen wurden die Parameter gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) an jedem der drei Anlagenstandorte gemessen. Die Messergebnisse entsprechen mit einer Messdauer von mindestens vier Wochen in etwa einem monatlichen Durchschnitt.

Beim Standort Halbenrain (Behandlungsdauer zwölf Wochen, Tunnelrotte als Intensiv- und Nachrotte mit Umluftführung und kaskadenartiger Mehrfachnutzung der Abluft aus Intensiv- und Nachrotte; Ziel: biologische Nassrotte) zeigten sich geringe TOC-Werte und hohe N_2O -Werte im Rohgas. Darüber hinaus zeigte sich in Halbenrain im Reingas im Vergleich zum Rohgas eine Erhöhung der N_2O -Werte. Die dokumentierten N_2O -Frachten in Halbenrain sind auf folgende Aspekte der Betriebsführung zurückzuführen: Mitbehandlung von Klärschlämmen, Temperaturniveau in der Rotte, Miterfassung der Abluft auch aus der Nachrotte und Abluftreinigung ohne saurem Wäscher. Beim Anlagenstandort Frohnleiten (Behandlungsdauer vier Wochen; Tunnelrotte als Intensivrotte mit Umluftführung; Ziel: biologische Nassrotte) wurden insgesamt die geringsten N_2O -Werte gemessen.

Die erhaltenen Ergebnisse stellen eine wichtige Grundlage für den weiteren Diskussionsprozess innerhalb der „Arbeitsgruppe MBA-Verordnung“ für die inhaltliche Ausgestaltung der Verordnung dar (Neubauer & Buxbaum, 2014).

Tab. 1: Emissionsdaten MBA Halbenrain bzw. BA Frohnleiten (Neubauer & Buxbaum, 2014).

Halbenrain		
HMW-Anzahl	Vor Wäscher/BF Rohgas 1.371	Nach Wäscher/BF Reingas 1.372
TOC Konzentration Mittelwert (Messung) [mg/m ³]	22	14
Fracht pro Tonne biologisch behandeltem Abfall (Berechnung) [g/t _{BA}]	238	180
HMW-Anzahl	1.371	1.377
Lachgas Konzentration Mittelwert (Messung) [mg/m ³]	37	46
Fracht pro Tonne biologisch behandeltem Abfall (Berechnung) [g/t _{BA}]	400	591
Frohnleiten		
HMW-Anzahl	1.383	1.318
TOC Konzentration Mittelwert (Messung) [mg/m ³]	118	55
Fracht pro Tonne biologisch behandeltem Abfall (Berechnung) [g/t _{BA}]	447	301
HMW-Anzahl	1.383	1.318
Lachgas Konzentration Mittelwert (Messung) [mg/m ³]	1	1
Fracht pro Tonne biologisch behandeltem Abfall (Berechnung) [g/t _{BA}]	4	5

MBA = mechanisch-biologische Anlage

BA = biologische Anlage

HMW = Halbstundenmittelwert

BF = Biofilter

4 ÄNDERUNGEN IN DER ANLAGENSTRUKTUR IN DER STEIERMARK

Durch hohe Investitionsaufwände der öffentlichen und privaten Entsorgungswirtschaft wurde mit 1.1.2004 in der Steiermark ein flächendeckendes MBA-Abfallbehandlungskonzept zur Umsetzung der Inhalte der Deponieverordnung 1996 eingebaut. Im Sinne der EU-Abfallrahmenrichtlinie, wonach Entsorgungsautarkie und Nähe der Anlagen zum anfallenden Abfall als Grundsätze manifestiert sind, hat sich auch in der Steiermark ein funktionierendes Netz an eher kleinstrukturierten Abfallbehandlungsanlagen entwickelt, welches diesen Gesichtspunkten umfassend Rechnung trägt und gleichzeitig ein sehr hohes Niveau an Behandlungsstandards und entsprechende Entsorgungssicherheit repräsentiert. In der Diskussion MBA oder MVA hat die Steiermark seit jeher die Ansicht vertreten, dass nur mit einer intelligenten Kombination von mechanischen, biologischen und thermischen Verfahren, abgestimmt auf die jeweilige Abfallzusammensetzung, die Erreichung der abfallwirtschaftlichen Zielsetzungen bestmöglich gewährleistet wird. Der regionalen Strukturiertheit der steirischen bzw. österreichischen Abfallbehandlungsanlagen ist es somit auch zu verdanken, dass Abfälle differenziert und gezielt behandelt werden können und, dass Transportwege minimiert werden. Mit dieser Anlagenstruktur wurde auch ein wichtiger Beitrag zur Erreichung der Ziele der österreichischen Klimastrategie im Sektor Abfallwirtschaft, als einem der wenigen positiv bilanzierenden Sektoren, geleistet. Neben ökologischen und ökonomischen Vorteilen der bisherigen Anlagenstruktur in der Steiermark darf auch die soziale Komponente des 3-Säulen Nachhaltigkeitsmodells nicht vergessen werden, welche sich, bezogen auf die gesamte steirische Abfallwirtschaft, in einer Gesamtzahl an ca. 2.600 Arbeitsplätzen niederschlägt (Kernitzky et al. 2013).

Gemäß Steiermärkischem Landesabfallwirtschaftsplan 2010 wurden in der Steiermark in insgesamt sieben mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen Siedlungsabfälle einer gesetzeskonformen Verwertung bzw. Beseitigung zugeführt. Zur Ablagerung der anfallenden

Rückstände standen zu diesem Zeitpunkt insgesamt sieben Massenabfalldeponien zur Verfügung. Der hohe stoffliche Verwertungsgrad der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung war jahrelanges Aushängeschild der steirischen Abfallwirtschaft im Gegensatz zur sogenannten undifferenzierten Gesamtabfallverbrennung.

Durch die Aufrüstung von Abfallverbrennungskapazitäten und die damit in Zusammenhang stehenden sinkenden Übernahmepreise ist es auch in der Steiermark zu gravierenden Änderungen in der Anlageninfrastruktur gekommen. So haben von den insgesamt sieben steirischen MBA-Anlagen (vgl. Tab. 2) vier ihren Endrottebetrieb auf einen sog. Trocknungsbetrieb umgestellt. Dabei wird die Feinfraktion (Deponiefraktion) anstatt des Rotteprozesses einem Trocknungsprozess unterzogen und nach entsprechender Reduktion des Wassergehaltes einer thermischen Behandlung zugeführt. Das nunmehr bereits seit Jahrzehnten in der Steiermark etablierte Konzept der differenzierten, regionalen Behandlung von Siedlungsabfällen, dessen Vorteile u.a. in der Erhaltung von Wertschöpfung und Arbeitsplätzen in den Regionen gesehen werden können, wird somit zunehmend vom Konzept der überregionalen Gesamtabfallverbrennung abgelöst.

Tab. 2: Status der MBA-Anlagen in der Steiermark im Juli 2014.

Standort	Kapazität [t/a]	Betreiber	Anlagenstatus
Frohnleiten	76.000	Gemeindebetriebe Frohnleiten	Trocknungsbetrieb
St. Johann in der Haide	4.500	AWV Hartberg	Endrottebetrieb
Liezen	25.000	AWV Liezen	Trocknungsbetrieb
Allerheiligen im Müürztal	17.000	Abfallwirtschaftsverband Müürztal	vorläufig stillgelegt
Halbenrain	70.000	A.S.A. Abfallservice Halbenrain GmbH.	Mischbetrieb: Endrotte und Trocknungsbetrieb
Aich Assach	10.000	AWV Schladming	Trocknungsbetrieb
Frojach-Katsch	14.000	AWV Murau	Trocknungsbetrieb

5 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Im ehemals klassischen MBA-Land Steiermark wird von den derzeit sieben in Betrieb befindlichen MBA-Anlagen lediglich eine Anlage im klassischen Endrottebetrieb geführt. Eine weitere Anlage wird in einer Kombination aus Endrotte- und Trocknungsbetrieb geführt. Vier Anlagen haben auf ausschließlichen Trocknungsbetrieb umgestellt und eine Anlage wurde vorläufig stillgelegt. Trotz vorhandener thermischer Anlagenkapazitäten im Bereich der Abfallverbrennung bzw. -mitverbrennung in der Steiermark verlässt ein Großteil der thermischen Fraktionen das Bundesland um in den angrenzenden Bundesländern bzw. im Ausland einer Behandlung zugeführt zu werden. Der damit in Zusammenhang stehende Mehranfall an Rückständen aus thermischen Prozessen hat bewirkt, dass seit Inkrafttreten der Deponieverordnung 2008 fast 500.000 m³ an Massenabfalldeponievolumen in Reststoffdeponievolumen umgewandelt wurden.

Für die steirische Landesabfallwirtschaftsplanung bedeutet dies, dass in die maßgebliche Größe für die Entsorgungssicherheit in Zukunft, neben dem verfügbaren Massenabfalldeponievolumen, auch das Reststoffdeponievolumen zu integrieren ist.

Durch Neuausschreibungen von Entsorgungsdienstleistungen dreier Abfallwirtschaftsverbände verlassen ca. 50.000 Tonnen an Restmüll neuerdings die Steiermark, was auch erhebliche Auswirkungen auf die regionale Arbeitsplatzsituation in der steirischen Abfallwirtschaft mit sich bringt. Gleichzeitig erhöht sich der Transportaufwand, dessen genaue Veränderungen im Zuge der Fortschreibung des steiermärkischen Landesabfallwirtschaftsplanes erhoben werden sollen.

LITERATUR

- Amt der Steiermärkischen Landesregierung - Fachabteilung 19D (2010) *Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark 2010*. Graz.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. VI/3 (2012) *Arbeitspapier – Eckpunkte einer zukünftigen Regelung über Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung*. Wien.
- Kernitzky M., Kulmer V., Prettenthaler F. (2013) *Regionalökonomische Bewertung der Abfallwirtschaft in der Steiermark*. Joanneum Research; Graz.
- Neubauer C. & Buxbaum I.(2014) *Messung lufgetragener Emissionen an Standorten zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung*: Eigenverlag Umweltbundesamt GmbH.

Energieeffizienz in mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen

E. Coskun, A. Feil & T. Pretz

RWTH Aachen, I.A.R. - Institut für Aufbereitung und Recycling, Aachen, Deutschland

L. Bruggmoser, M. Reiser & M. Kranert

Universität Stuttgart, ISWA - Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Lehrstuhl für Abfallwirtschaft und Abluft - Arbeitsbereich Emissionen, Stuttgart, Deutschland

KURZFASSUNG: Nach der dreißigsten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (30. BImSchV) sind MBA-Betreiber in Deutschland verpflichtet, die Abluft aus der mechanischen und biologischen Behandlungsstufe zu erfassen und einer Abluftbehandlung zuzuführen. In der Verordnung sind Grenzwerte für Staub-, Kohlenstoff- und Distickstoffoxid-Emissionen aus MBA festgelegt. Besonders der Grenzwert für die Kohlenstofffracht stellt die MBA-Betreiber vor große Herausforderungen. Zur Einhaltung der Grenzwerte kommen überwiegend Kombinationen aus Biofiltern und energieintensiven regenerativ-thermischen Oxidationsanlagen (RTO) zum Einsatz. Ausgehend von dieser unbefriedigenden Situation startete im August 2012 das vom Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) geförderte Forschungsvorhaben „Energieeffiziente Abluftbehandlung (EnAB)“ [FZ: 03ET1053 A-D] mit dem Ziel, die Energieeffizienz und den Verfahrenswirkungsgrad von MBA zu steigern. Das Ziel wird durch den Einsatz alternativer Abluftbehandlungsmethoden bezüglich der RTO und durch ein angepasstes Abluftmanagement sowie durch Modifikationen der Betriebsweisen in der mechanischen und der biologischen Behandlungsstufe erreicht.

1 EINLEITUNG

In Deutschland muss die Abluft aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA) nach der dreißigsten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (30. BImSchV) erfasst und einer Abluftbehandlung zugeführt werden. Die 30. BImSchV gibt Grenzwerte für Staub-, Kohlenstoff- und Distickstoffoxid-Emissionen aus MBA vor. Insbesondere die Frachtbegrenzung für Gesamtkohlenstoff (Cgesamt), die mit 55 g pro Tonne Input vorgegeben wird, erfordert den Einsatz energieintensiver Abluftbehandlungsanlagen. Zur Einhaltung der Grenzwerte kommen überwiegend Kombinationen aus Biofiltern und regenerativ-thermischen Oxidationsanlagen (RTO) zum Einsatz. Der eigentliche Anwendungsbereich von RTO-Anlagen ist die Lösungsmittelverarbeitende Industrie, da dort Abgase mit hohen Konzentrationen an organischen Verbindungen vorliegen. Ab einer Kohlenstoffkonzentration von ca. 1.500 mg/m³ erfolgt die Abluftreinigung in der RTO autotherm, d.h. dem Prozess muss keine Energie zugeführt werden. Aufgrund der schwankenden und vergleichsweise geringen Kohlenstoffkonzentration in der Abluft von mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen, die zwischen 20 und 1.000 mg/m³ schwankt (Reichenberger 2010), ist der Wirkungsgrad von RTO-Anlagen niedrig und führt damit zu einem erhöhten Energiebedarf. Um eine ausreichende Emissionsminderung zu erreichen, muss daher Energie, z.B. in Form von Erdgas, zugeführt werden.

Aufgrund dieser Problemstellung startete im August 2012 das vom Bundesministerium für Wirtschaft und Energie geförderte Forschungsvorhaben „Energieeffiziente Abluftbehandlung (EnAB)“ [FZ: 03ET1053 A-D]. Dem Verbund gehören zwei Hochschuleinrichtungen, ein Industriepartner und ein MBA-Betreiber an. In der Ausgangslage nimmt der Stützgaseinsatz für den Betrieb der RTO in der bestehenden MBA einen Anteil von ca. 65 % am gesamten spezifischen Energieverbrauch der MBA ein. Das Ziel von EnAB ist die Steigerung der Energieeffizienz und des Verfahrenswirkungsgrads der MBA.

Das Ziel wird durch den Einsatz alternativer Abluftbehandlungsmethoden als Ergänzung zu der RTO sowie durch Modifikation der Betriebsweisen in der mechanischen und der biologischen Behandlung erreicht. Zudem wird ein neues Abluftmanagement in Abhängigkeit vom Belastungsgrad angewendet. Im Forschungsvorhaben werden in der MBA Großefehn Versuche im großtechnischen Maßstab durchgeführt. Die MBA Großefehn verfügt über eine mechanische (MA) und eine aerob arbeitende biologische Behandlungsstufe (BA). Die MBA hat eine Behandlungskapazität von ca. 60.000 t/a. Die Abluft wird mittels einer Kombination aus Biofilter und RTO behandelt. Der angelieferte Hausmüll (HM) stammt aus drei unterschiedlichen Landkreisen. Die Anlieferungen aus zwei Landkreisen werden bereits extern mechanisch vorbehandelt und lediglich der Siebdurchgang wird der BA der MBA Großefehn zugeführt (siehe Abb.1).

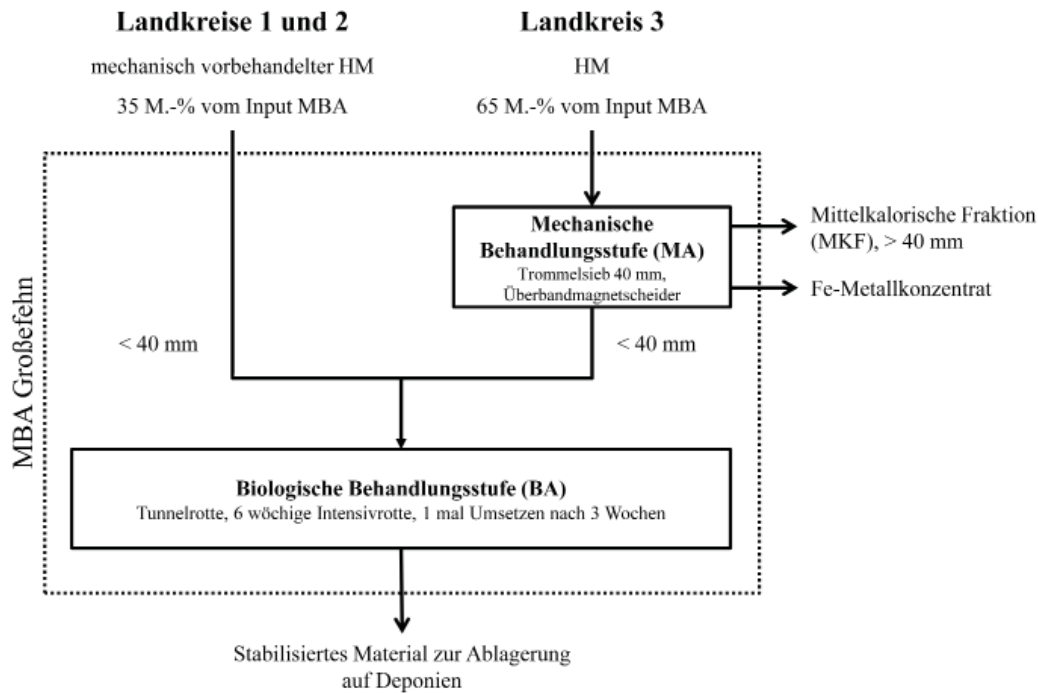


Abb. 1: Prozessflussbild MBA Großefehn.

Der Einsatz der RTO verursacht mit 54 kWh/t ca. 65 % des gesamten spezifischen Energiebedarfs der MBA Großefehn (siehe Abb.2). Der spezifische Energieverbrauch der RTO in der MBA ohne Vergärungsstufe schwankt zwischen 25 und 98 kWh/t (Kranert 2010).

Spezifischer Energieverbrauch MBA Großefehn 2013

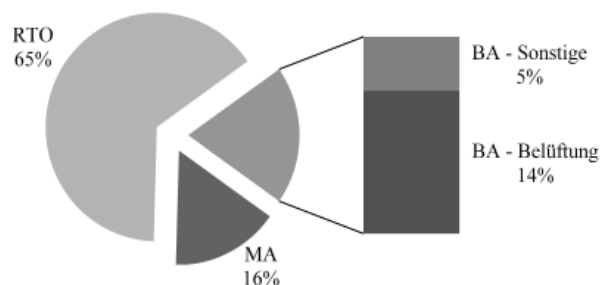


Abb. 2: Spezifischer Energieverbrauch MBA Großefehn 2013 nach Anlagenteilen.

Zur Steigerung der Energieeffizienz der MBA Großefehn werden u.a. alternative Abluftbehandlungskonzepte angewendet sowie Modifikationen in der MA und BA durchgeführt.

2 METHODIK

Für die Anwendbarkeit alternativer Abluftbehandlungskonzepte wurden zunächst kontinuierliche Abluftmessungen über die gesamte Rottedauer durchgeführt. Zusätzlich wurde die Sieböffnungsweite in der MA, mit dem Ziel den Energieverbrauch für die Belüftung zu reduzieren, verändert.

2.1 Abluftmessungen

Für die Bestimmung der Abluftzusammensetzung wurde die Abluft aus vier Versuchstunneln sowie die Zuluft eines Tunnels mittels Flammenionisationsdetektor (FID) und Fourier-Transformations-Infrarot Spektrometer (FT-IR) aufgezeichnet (siehe Abb.3).

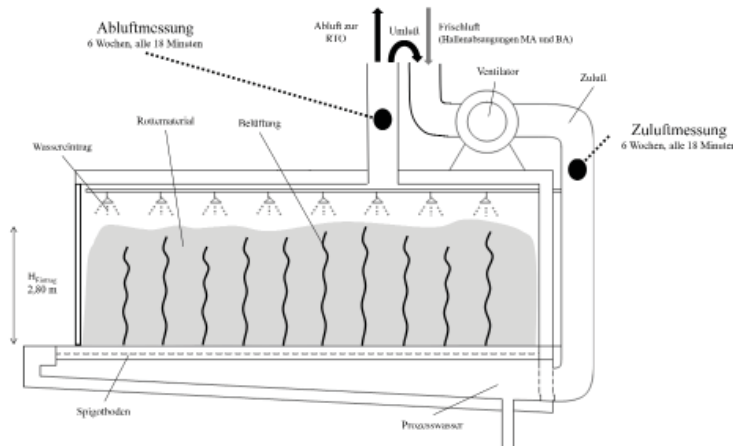


Abb. 3: Schematische Darstellung Rottetunnel mit Abluftmessstelle:

Der Einsatz des FT-IR ist notwendig, da mit einem FID Kohlenstoffverbindungen nur in Summe als C_{gesamt} bestimmt werden können. Mit der FT-IR Spektroskopie können die einzelnen Kohlenstoffverbindungen und zusätzlich die anorganischen Abluftbestandteile, wie z.B. Ammoniak, gemessen werden. Durch eine automatische Messstellenumschaltung werden die Messstellen nacheinander beprobt. Ein Messzyklus, der alle 18 Minuten stattfindet, besteht aus einer Dreifachbestimmung, bei der die Abluft für jeweils etwa 20 s gemessen wird. Zwecks Vergleichbarkeit der Ergebnisse aus der Abluftanalytik wurden die in Tab.1 aufgezeigten Betriebsparameter eingestellt.

Tab. 1: Betriebsparameter.

Betriebsparameter	1. Rottephase	2. Rottephase
Eintragshöhe [m]	2,80	2,80
Rottedauer [d]	21	21
Ventilatorfrequenz [Hz]	const. = 38 Hz	variabel
Luftvolumenstrom [m ³ /h]	variabel	const. = 2.000 m ³
Wassereintrag [m ³]	80	40
Eingetragenes Wasser	Prozesswasser	Brauchwasser

Während die erste Rottephase mit einer konstanten Ventilatorfrequenz von 38 Hz betrieben wurde, ist die zweite Rottephase mit einem konstanten Luftvolumenstrom von 2.000 m³/h belüftet worden. Die Betriebsweise basiert auf Erfahrungswerten des Betriebspersonals der MBA Großfehn.

2.2 Modifikationen MA und BA

Versuche in der Anfangsphase des Forschungsvorhabens zeigten, dass die Vergrößerung der Sieböffnungsweite in der MA, die zu einer Heraufsetzung der oberen Korngröße des biologisch zu behandelndem Material führt, eine bessere Belüftbarkeit des Haufwerks ermöglicht und somit weniger Energie für die Belüftung benötigt wird. Jedoch wurden dabei die Grenzwerte der Deponieverordnung (DepV) für das abzulagernde Material nicht eingehalten. Ausgehend davon

wurde die Sieböffnungsweite des vorhandenen Trommelsiebs partiell vergrößert (gleitender Siebschnitt), sodass die Grenzwerte der DepV nicht überschritten werden (Abb.4).

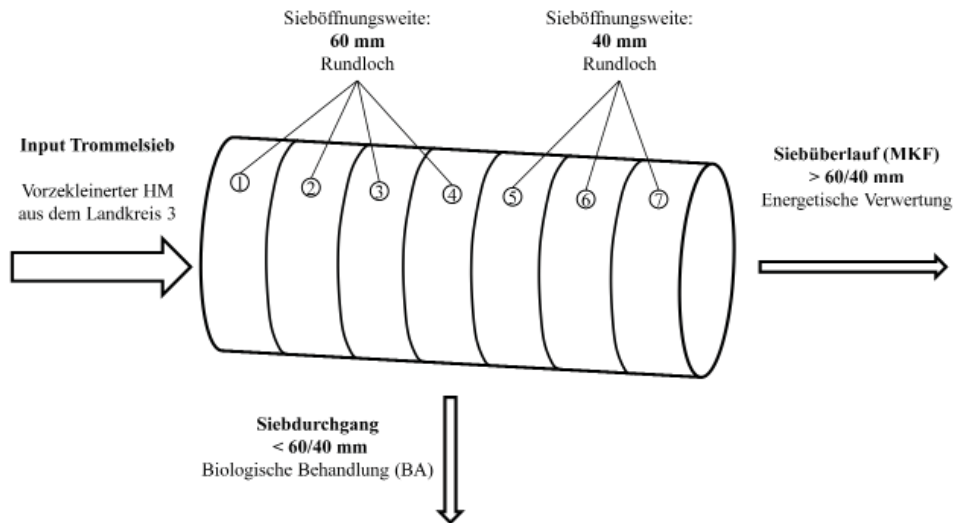


Abb. 4: Veränderung der Sieböffnungsweite – gleitender Siebschnitt.

Mit dem Siebdurchgang aus dem modifizierten Trommelsieb ($< 60/40$ mm), der aus dem Landkreis 3 stammt, wurde der Eintrag der Rottetunnel modifiziert. Die Modifikation ist in Abb. 5 dargestellt.

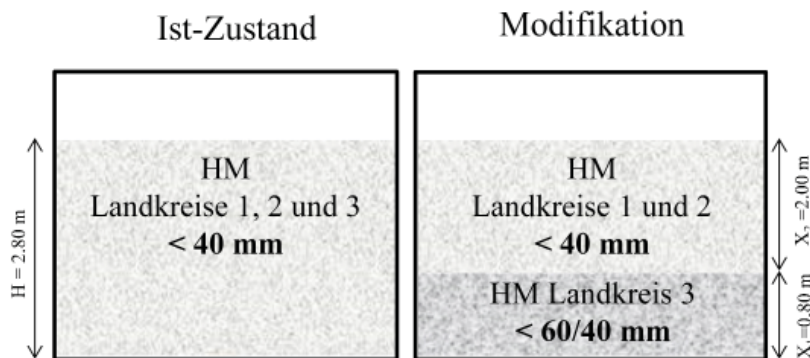


Abb. 5: Vergleich Eintrag in Rottetunnel – Ist-Zustand und Modifikation.

Dabei wurde zunächst das gröbere Material aus dem Landkreis 3 bis zu einer Höhe von 0,80 m in den Rottetunnel eingetragen. Die erste Schicht wurde dann bis 2,80 m mit dem feineren Material aus den Landkreisen 1 und 2 aufgeschüttet. Gleichzeitig wurde ein Referenz-tunnel ausschließlich mit feinerem Material (Ist-Zustand) gefüllt und jeweils die Energieverbräuche der Ventilatoren für die Belüftung über die gesamte Rottedauer mit Datenloggern aufgezeichnet. In beiden Versuchskampagnen wurden die in Tab. 1 aufgelisteten Prozessparameter eingestellt.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Die Messungen der Tunnelabluft mit dem FID zeigen (Abb. 6), dass die Gesamtkohlenstoffkonzentration (C_{gesamt}) zwischen Tag 1 und 4 der ersten Rottephase Werte bis ca. 3.000 mg/m^3 erreicht. Die C_{gesamt} -Konzentration fällt ab Tag 5 unter 300 mg/m^3 . Ab Tag 14 fällt die Konzentration in der Regel unter 100 mg/m^3 . Die C_{gesamt} -Konzentration in der zweiten Rottephase verhält sich ähnlich, jedoch insgesamt auf niedrigerem Niveau. Die Messungen mit dem FT-IR zeigen (hier nicht abgebildet), dass Ethanol die Hauptabluftkomponente von C_{gesamt} ist. Bei den anorganischen Verbindungen ist Ammoniak die Hauptabluftkomponente.

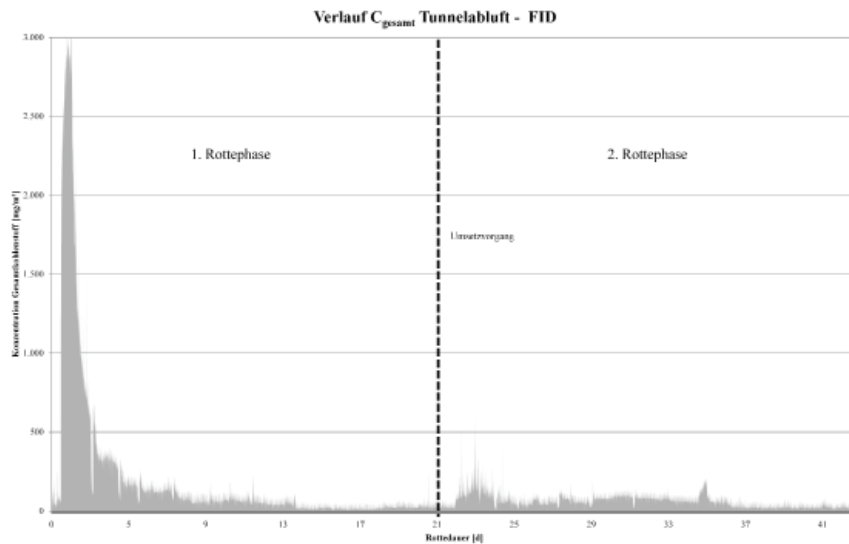


Abb. 6: Verlauf C_{gesamt} eines Rottetunnels über die gesamte Rottedauer:

Ausgehend von den Messergebnissen ist geplant, den Abluftstrom der Rottephasen in drei Belastungsgrade zu unterteilen (Abb.7) und durch zwei Bypassleitungen verschiedenen Abluftbehandlungsverfahren zuzuführen. Durch diese Vorgehensweise wird der RTO ausschließlich hochbelastete Abluft (hohe C_{gesamt}-Konzentration) zugeführt, sodass weniger Stützgas eingesetzt werden muss. Der mittelbelastete Abluftstrom wird einer Technikumsanlage, die über eine Kapazität von ca. 1.500 m³/h verfügt, zugeleitet. Die Technikumsanlage besteht aus drei Komponenten, deren Reihenfolge variierbar ist. Die jeweiligen Komponenten haben folgende Funktionen:

- Düsenbodenwäscher: Abtrennung von wasserlöslichen C-Verbindungen (z. B. Ethanol),
- Nicht-thermisches Plasma: Oxidation von schwer-wasserlöslichen C-Verbindungen zu wasserlöslichen C-Verbindungen, die dann über den Düsenbodenwäscher abgeschieden werden können,
- Füllkörperwäscher: Abtrennung von nicht-organischen Verbindungen (z. B. Ammoniak).

Die schwachbelastete Abluft wird Biofiltermodulen zugeführt. In Abb. 7 ist qualitativ das Abluftmanagement für eine Rottephase dargestellt.

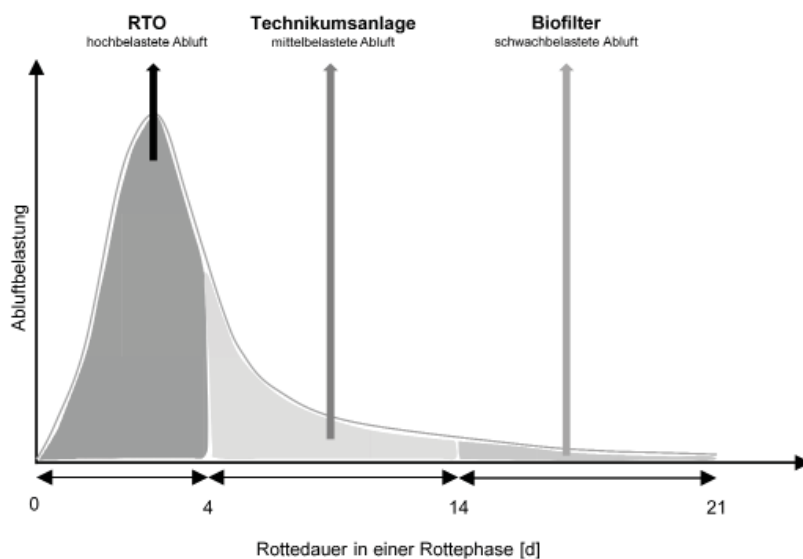


Abb. 7: Abluftbehandlung nach Belastungsgrad der Abluft.

Die Technikumsanlage wurde bereits in Betrieb genommen. Im weiteren Verlauf des Forschungsvorhabens wird der Reinigungsgrad der Technikumsanlage und der Biofiltermodule quantifiziert. Dabei wird geprüft, ob die Grenzwerte der 30. BImSchV eingehalten werden. Die Modifikationen in der MA und BA führen in der ersten Rottephase (1. RP) zunächst zu einem höheren Energieverbrauch bei der Belüftung. Unter Berücksichtigung der eingetragenen Massen ergibt sich in Folge der Modifikationen jedoch ein geringerer spezifischer Energieverbrauch und ein besserer Prozesserfolg, gemessen als Rotteverlust (Tab.2).

Tab. 2: Vergleich der Prozessdaten – Modifikation und Ist-Zustand.

Betriebsparameter	Ist-Zustand			Modifikation		
	1. RP	2. RP	Gesamt	1. RP	2. RP	Gesamt
Eintragshöhe [m]	2,80			2,80		
Energieverbrauch [kWh]	1.950	1.525	3.475	2.165	1.1501	3.315
Eintragsgewicht [Mg]			142			171
Austragsgewicht [Mg]			127			128
Spez. Energieverbrauch [kWh/MgInput]			24			19
Rotteverlust [%]			11			25

1 Störung der RTO für 8 Tage, Ventilator wird automatisch heruntergeregelt. Der Energieverbrauch wurde für die 8 Tage mit dem durchschnittlichen Energieverbrauch vor der Störung angenommen.

Der Tab. 2 ist zu entnehmen, dass der spezifische Energieverbrauch für die Belüftung nach der Manipulation der Haufwerkparameter um ca. 20 % abnimmt. Des Weiteren ist bei der modifizierten Betriebsweise der Rotteverlust mehr als doppelt so hoch. Dadurch nimmt Menge, die auf Deponien abgelagert werden muss, ab. Aufgrund einer Störung der RTO während der Versuchskampagne mit der Modifikation, kann nicht ausgeschlossen werden, dass der geringere Energieverbrauch aus der Störung resultiert. Um dies auszuschließen und die nicht messbaren Einflüsse des Rottematerials (Heterogenität des Abfalls) einzugrenzen, werden die Ergebnisse in weiteren Versuchen verifiziert.

Mit den bisherigen Ergebnissen konnte gezeigt werden, dass durch ein alternatives Abluftmanagement und durch Modifikationen sowohl in der MA als auch in der BA die Energieeffizienz von MBA grundsätzlich gesteigert werden kann. Bis zum Ende des Forschungsvorhabens im Juli 2015 werden die bislang erlangten Ergebnisse verifiziert und es wird ein Ist-Soll Abgleich für die Energiebilanz der MBA Großfehn erstellt.

DANKSAGUNG

Das dieser Veröffentlichung zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie unter dem Förderkennzeichen „03ET1053A-D“ gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

LITERATUR

- Kranert, M. (2010) *Einführung in die Abfallwirtschaft*. Hg. v. Klaus Cord-Landwehr. Wiesbaden, Germany: Vieweg+Teubner Verlag / GWV Fachverlage GmbH.
- Reichenberger, H.P. et al. (2010) Thermische Oxidation mit regenerativer Wärmerückgewinnung (RTO) - Stand der Abluftreinigung bei der Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlung (MBA). *Müll und Abfall* Okt. 2010, pp. 181-189.

SolidWasteSim – Simulation of Solid Waste Treatment

B. Zwisele & C. Böhm

ARGUS - Statistik und Informationssysteme in Umwelt und Gesundheit GmbH, Berlin, Germany

ABSTRACT: A critical analysis of mechanical processes in waste treatment plants hints at vulnerable spots in the interaction of plant units and deployed heterogeneous materials. The simulation of mechanical processes in waste treatment may depict the total material flow in a plant and as such, contribute to a better understanding of the behaviour in heterogeneous materials, to identify bottlenecks, to check plant modifications and hence, to support planning and reducing time for implementation period.

The project community has developed software for the dynamic simulation of user-specified plant configurations, based on a model library containing common plant components. The software is in test phase, and will be gradually developed and customized to real conditions. The simulation is based on a waste stream model, including the distribution of particle shape, size and material, water and total organic carbon content. The required waste stream data are obtained by specific waste sampling and a data regression method to estimate the waste compositions of fine fractions. Intervals of confidence are calculated from sorting results to describe the data quality. Results from the simulation of a lightweight granulator are validated by comparison with a viable range. The need for improvement of the used process model is identified.

1 INTRODUCTION

SolidWasteSim stands for an on-going research and development project started in March 2012 with duration of two years. It is partially funded by the Federal Ministry of Education and Research (BMBF). The project community consists of ARGUS GmbH, the Department of Process Engineering and Solids Processing of the Berlin Technical University and GreenDelta GmbH.

The main project targets (and the corresponding responsible partners) are 1) characterization of solid waste streams (ARGUS GmbH, project coordination), 2) modelling of mechanical processes (TU Berlin) and 3) implementation as simulation software (GreenDelta GmbH).

The project is aiming at the development of a simulation tool for planning and design of mechanical treatment processes for solid waste. Most existing process models are derived from mineral processing and offer only limited service in solid waste treatment. Their implementation in waste treatment plants usually requires a long trial and modification period until the desired functionality can be achieved.

Material hold-up, start and shut-down operations of certain waste treatment chains or of the whole recycling plant can be simulated due to the dynamic fractional mass and impulse balancing considered in the process models. The software tool will feature a user-friendly graphical interface for the simple definition and selection of the plant design, combination and configuration of aggregates, access to waste analysis datasets, waste composition and properties for all existing waste streams and presentation of results.

Fundamental for the simulation is the knowledge of technologically relevant characteristics of the expected waste streams in adequate detail and sufficient statistical certainty. This paper is addressing the waste stream characterization model that is employed for simulation, especially of the lightweight granulator, and it focusses at the validation of simulation results by the data obtained from sorting analyses and from regression models.

2 WASTE STREAM CHARACTERISATION

2.1 Waste Stream Sampling and Modelling

With the detailed waste characterization the process models can be supplied with the required data for advanced waste treatment simulations. Non-distributed material properties are obtained from analyses or literature (e.g. heating values, electrical conductivity). Distributed input data are generated from complex sorting analyses of waste streams of aggregates of an operating material recovery facility. The total plant input (behind shredder), the in- and outputs of a lightweight fraction granulator and an optical sorter were analysed with respect to fifteen material groups, eight particle size intervals and four shape types. Thus, for each waste stream there are used two three-dimensional matrices, one for the distribution of the dry matter mass, and one for the distribution of the water mass. For the process simulation fully populated matrices have to be produced, starting from analyses of the original substance, i.e. from the wet waste.

Due to the higher difficulty of sorting fine fractions in the original substance in the before mentioned detail, the sorting method for fine fractions is adapted to analysing materials and shapes, or mixed material groups and shapes, respectively. Due to the high effort for drying and total organic carbon measurements, sorted and classified waste samples were aggregated to material groups. These adaptations produce data gaps in the matrices that are employed to characterize a certain waste stream.

The lightweight granulator has two input streams, one input contains coarse material, and the other input contains fine material. There is one granulator output which is the refuse derived fuel produced by the facility. From each input stream were taken eighteen waste samples of approximately equal volume. From the output stream thirty samples of equal volume were taken. Sampling was carried out during plant operation, covering approximately two weeks.

The input waste has been classified according to eight particle size intervals, i.e.]0;10],]10;16],]16;25],]25;40],]40;60],]60;100],]100;160] and >160 mm. The three latter fractions were analysed in full detail (materials and shape). For the fractions]25;40],]40;60] the particle shape was not a parameter, only the material. For sorting the fractions]10;16],]16;25], only mixed material groups (burnable, inert) were considered. The fine fraction]0;10] stands for the sieving residue that was not sorted further. The Tab. 1 shows the population of the mass distribution matrix that is obtained from sampling and sorting of the fine granulator input (example for paper/cardboard and aluminium).

Tab. 1: Distribution matrix of the mean mass of the original substance [kg] (abbreviated).

group	material	shape	300 mm	160 mm	100 mm	60 mm	40 mm	25 mm	16 mm	10 mm
burnable materials	paper, cardboard	flat	0.009	0.091	0.144					
		hollow	0	0	0	0.066	0.051			
		compact	0.007	0.038	0.022			0.036	0.021	
		elongated	0.002	0.017	0.018					
...			0.067	
inert materials	non- ferrous metals: aluminium	flat	0	0	0					
		hollow	0	0	0	0.001	<0.001			
		compact	0	0.002	0.002			0.001	<0.001	
		elongated	0	0	0					
...				

As can be seen in the Tab. 1, the analysis of the 60 and at 40 mm throughput does not contain information about the shape distribution. The 25 and 16 mm throughput is divided into burnable and inert materials, and thus does not offer information about the mass of the single materials nor the shape distribution. In order to produce a fully populated matrix, the measured mass of 60 and 40 mm paper, cardboard, e.g., has to be split up over the shape types. Here, the 100 mm fraction gives the mass distribution over shape for each material. As a first approach, this waste stream model assumes that the materials in the fine fractions <10 mm contain 100 % compact particles, or 0 % flat, hollow or elongated particles, respectively. The distribution of the mass fractions for

the intermediate size intervals is estimated by linear interpolation between the 100 and <10 mm fraction for each material. This estimation method for the shape distribution is also applied for the 25, 16 and 10 mm fractions. It has to be taken into account that the mass of the single materials (e.g. paper) in the mixed material groups (burnable) has to be estimated, before the shape distribution percentages can be applied.

2.2 Data Generation from Regression

Data gaps in the original substance mass matrix are populated with the help of a statistical regression model. The model calculates RRSB-distribution-parameters with a linear fit of the data obtained from the waste analyses. With these parameters the mass fractions of a cumulative distribution can be estimated for each material in the 25, 16 and 10 mm fractions. The measured masses of the mixed material groups (burnable, inert, <10 mm) are split up over the single materials, so that the masses are conserved.

In detail, the measured data in the 300, 160 and 100 mm fraction were aggregated by materials (see Tab. 1). From the five upper fractions (300 to 40 mm), five data points result for each material. In the first step, the lower fractions (25 to 10 mm) are neglected. The absolute material masses are transformed into cumulative mass fractions. These fractions are prepared and transformed for plotting in a RRSB-distribution grid. Plotting into a log-normal-grid led to worse correlations. The here used exponential distribution was introduced by Rosin, Rammler, Sperling and Bennett (RRSB). It is defined by the equation 1.

$$Q_r(x) = 1 - \exp\left[-\left(\frac{x}{x'}\right)^n\right] \tag{1}$$

The distribution sum Q_r is a function of the particle size x . By linear regression, the RRSB-distribution parameters n (uniformity) and x' (fineness) are estimated. These are used for calculating the corresponding cumulative mass fractions and absolute material masses in the 25, 16 and 10 mm fractions. This procedure is repeated for each waste sample.

In the next step, those material masses are summed up that correspond to a mixed material group and fraction (e.g. burnable, 25 mm). Corresponding mass fractions are defined that serve to distribute the measured masses of the mixed material groups proportionally among the single materials in order to conserve the mass. This is repeated for each waste sample. The arithmetic means of the single material masses are determined resulting in the fully populated matrix shown in the Tab. 2.

Tab. 2: Fully populated distribution matrix of the mean mass of the original substance [kg] (abbreviated).

material	shape	300 mm	160 mm	100 mm	60 mm	40 mm	25 mm	16 mm	10 mm
paper, cardboard	flat	0.009	0.091	0.144	0.030	0.015	0.004	0.001	0.001
	hollow	0	0	0	0	0	0	0	0
	compact	0.007	0.038	0.022	0.032	0.033	0.016	0.010	0.035
	elongated	0.002	0.017	0.018	0.004	0.002	<0.001	<0.001	<0.001
...	
non-ferrous metals: aluminium	flat	0	0	0	0	0	0	0	0
	hollow	0	0	0	0	0	0	0	0
	compact	0	0.002	0.002	0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
	elongated	0	0	0	0	0	0	0	0
...	

All generated data were aggregated by materials and plotted again into the RRSB- grid to determine the distribution parameters n and x' for both input streams (see Tab. 3). The coefficient of determination r^2 reaches high values for nearly all materials, except for PVC, thermoset and copper, or glass and minerals, respectively. The latter materials were very rare to find in the input waste flows that are characterized as lightweight materials.

Tab. 3: RRSB-distribution parameters of the original substance and coefficients of determination.

material	fine input stream			coarse input stream		
	n [-]	x' [mm]	r ² [-]	n [-]	x' [mm]	r ² [-]
paper, cardboard	1.7	71.5	0.93	1.6	110.1	0.81
thermoplastic	2.5	119.8	0.95	2.6	202.7	0.82
PVC	10.0	259.7	0.55	7.7	116.9	0.80
thermoset	0.0	-/-	0.00	3.8	35589.4	0.14
organic	1.6	64.6	0.94	0.9	30.2	0.76
wood	1.7	55.3	0.84	8.3	124.0	0.85
textiles	2.9	143.1	0.93	11.2	182.0	0.94
others	2.7	91.2	0.92	1.6	140.1	0.74
glass	8.4	98.8	0.69	0.0	-/-	0.00
ferrous metal	9.7	138.0	0.84	5.4	132.9	0.61
copper	0.0	-/-	0.00	4.1	860.2	0.58
aluminium	8.0	116.2	0.88	8.4	98.8	0.69
minerals	9.1	100.6	0.69	0.0	-/-	0.00
compounds	2.1	104.0	0.92	6.7	129.6	0.60

From the original substance mass matrix the dry matter and water mass distribution matrices are created. The water mass matrix results from multiplication of the fully populated original substance matrix with the corresponding water contents. In spite of extensive drying activities, the measured water contents do not result in a fully populated matrix. Data gaps are closed by assuming equal water contents for similar materials or neighbouring fractions. The water contents are arithmetic means of the analysed sample water contents. The mean dry matter mass matrix is obtained by subtraction of the mean water mass from the mean original substance mass. Both mass distribution matrices, dry matter and water mass, are required for the waste stream characterization in the simulation software.

3 VALIDATION OF SIMULATION RESULTS

3.1 Upper and Lower Limit Values

In this paper, the simulation results for the output stream of the lightweight granulator are validated. In general, this is done by a comparison of the simulation results with calculated intervals of confidence obtained from waste analyses. Regarding the fine fractions 25, 16 and 10 mm, the data generated from regression are used for the definition of confidence intervals (see 2.2). It should be emphasized that the confidence intervals obtained from regression results do not have the same quality as those from waste analyses. For the purpose of validating the simulation results of the fine fractions they are used, nevertheless.

In case of the granulator, the confidence intervals are built for the normalized masses of the dry matter and the water mass matrices characterizing the granulator output stream. The intervals are interpreted as upper and lower limits for the simulation results, i.e. for the calculated dry matter and water masses. The mass distribution among materials and particle sizes is considered. A validation of the distribution over shape is only considered for the upper fractions (300 to 100 mm) at this state of the project.

The limit values are obtained from calculating confidence intervals and relative errors assuming a confidence level of 95 % and t-distribution. Relative errors are defined for the original substance mass (see Tab. 4) and the water contents.

Tab. 4: Relative errors of the mass of original substance [%] (abbreviated).

material	shape	300	160	100	60	40	25	16	10
		mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm
paper, cardboard	flat	± 86	± 30	± 19					
	hollow	0	0	0	± 22	± 27	± 27	± 32	± 31
	compact	± 117	± 71	± 86					
	elongated	± 114	± 58	± 50					
...	
non- ferrous metals: aluminium	flat	0	0	0					
	hollow	0	0	0	± 80	± 154	± 211	± 211	± 95
	compact	0	± 211	± 154					
	elongated	0	0	0					
...	

Applying the law of error propagation gives the relative error margins for the water mass, which results from the multiplication of the original substance matrix with the corresponding water contents. Subtraction of the water mass from the original substance mass leads to the dry matter mass and also to the corresponding error margins. The resulting error margins are transformed into lower and upper limits that define the range of valid simulation results. These ranges are presented in the Tab. 5 for the dry matter mass matrix of the output stream. It has to be taken into account that the values have been normalized with the sum of the dry matter mass means for reasons of comparison with the simulation results. By definition, the granulator does only produce particles < 60 mm.

Tab. 5: Lower and upper limits (normalized) for the dry matter mass simulation results [-] (abbreviated).

material	shape	300-100 mm	60 mm	40 mm	25 mm	16 mm	10 mm
paper, cardboard	flat	0	0.023	0.047	0.038	0.016	0.015
	hollow		-	-	-	-	-
	compact		0.061	0.087	0.100	0.072	0.136
	elongated		-	-	-	-	-
...

The Tab. 6 gives the ranges for valid simulation results for the water masses of the output stream. The values have been normalized with the sum of the water mass means..

Tab. 6: Lower and upper limits (normalized) for the water mass simulation results [-] (abbreviated).

material	shape	300-100 mm	60 mm	40 mm	25 mm	16 mm	10 mm
paper, cardboard	flat	0	0.025	0.052	0.050	0.031	0.071
	hollow		-	-	-	-	-
	compact		0.049	0.081	0.097	0.076	0.180
	elongated		-	-	-	-	-
...

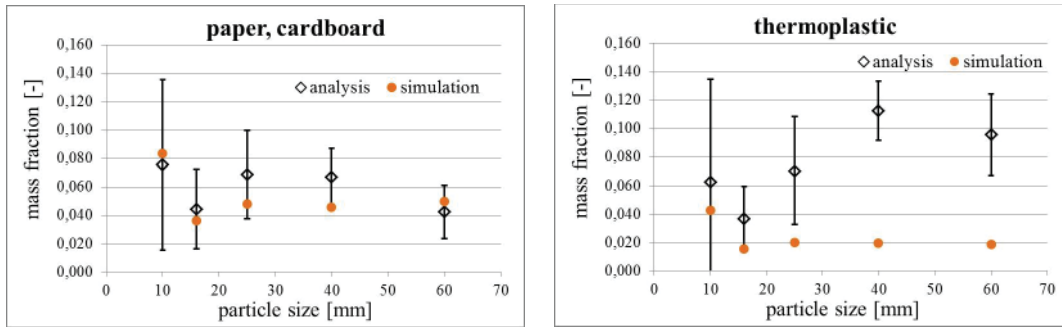
With these data the simulation results of the output stream can be validated.

3.2 Simulation Results vs. Limit Values

The development of the process models of the simulation's aggregate library is carried out on a phenomenological basis (Platzk, Abel & Kuyumcu 2013). Occurring physical phenomena are modelled in a way that reflects the physical realities inherent in the process. The interconnection of basic operations depends on the internal structure of the modelled aggregate. The phenomenological modelling approach allows visualizing the impact of any process parameter on the plant or aggregate operation and on the material stream composition and its properties. It has to be considered that the compounds, problem materials and others are without consideration in the simulated waste streams due to the lack of representative data on material properties up to now.

The comparison of the simulation results with the upper and lower limits measured empirically (and where necessary completed by RRSB-regression) is visualized in Fig. 1 for paper/cardboard and thermoplastic.

Fig. 1: Comparison of the simulation results and limit values for the dry matter mass (selected materials).



The figures show that there is a good estimation for the mass fraction of paper in the granulator output stream. For thermoplastic, the estimation is unsatisfactory, especially for bigger particles, so that there is a need for optimization of the process model.

4 DISCUSSION AND OUTLOOK

A waste stream characterization model has been defined to be used in the simulation software. Composition data of the waste streams are obtained from waste analyses of an operating plant and from a regression model. The regression results, i.e. high correlation coefficients, lead to the conclusion that it is possible to distribute the measured mass of mixed material groups among the single materials in such a way that RRSB-distribution can be assumed for most components. Small correlation coefficients for PVC, thermoset and copper, or glass and minerals, respectively, could be explained by the very scarce presence of these materials in the waste streams.

Valid ranges for the simulated masses of the waste stream components can be defined on the basis of confidence intervals and error propagation. It must be stressed that the waste stream model works with high uncertainties that cannot be excluded (e.g. mass flow fluctuations in an operating recycling plant). This is also the case for the water contents and rare materials. The data base can be extended by already existing data from other waste analyses. A further challenge is the simulation of the complete waste stream, i.e. including compounds.

In conclusion, useful results could be produced under difficult sampling conditions. The first step of a validation process for the implemented process models has been shown here in a promising approach. The presented validation method shows clearly that there is a need for the improvement of the implemented granulator process model. However, this method can be applied to other plant aggregates. It is intended to adapt future waste analyses to make them a data source for the validation and continuous improvement of the employed process models.

REFERENCES

- Platzk, S., Abel, F. & Kuyumcu, H. Z. (2013) Dynamic modelling and simulation of solid waste Processing and its Techno-economic impact. In: *Proceedings of the Istanbul International Solid Waste, Water and Wastewater Congress 2013*. Istanbul, Turkey.

Ersatzbrennstoffprodukte aus Holzabfällen – neues Brennstoffpotential für Biomasseheizwerke?

A.M. Ragoßnig, T. Schiano Lo Moriello & J. Maier
 UTC UmweltTechnik und GeoConsulting ZT GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Der vorliegende Beitrag diskutiert inwiefern Holzabfälle eine interessante und relevante Option für die Brennstoffversorgung von Biomasseheizwerken darstellen. Hinsichtlich des Mengenpotentials stellen Holzabfälle eine relevante Möglichkeit der Verbreiterung der Brennstoffbasis für Biomasseheizwerke dar, die rechtskonforme energetische Nutzung der Holzabfälle setzt jedoch den Verlust der Abfalleigenschaft voraus. Es werden die Möglichkeiten der Abfallendeklaration für Holzabfälle in Österreich und die sich dabei ergebenden Schwierigkeiten/Grenzen bei der Einhaltung definierter Grenzwerte dargestellt.

1 EINLEITUNG

Der vorliegende Beitrag diskutiert inwiefern Holzabfälle eine interessante und relevante Option für die Brennstoffversorgung von Biomasseheizwerken darstellen. Hinsichtlich des Mengenpotentials stellen Holzabfälle eine relevante Möglichkeit der Verbreiterung der Brennstoffbasis für Biomasseheizwerke dar, die rechtskonforme energetische Nutzung der Holzabfälle setzt jedoch den Verlust der Abfalleigenschaft voraus. Es werden die Möglichkeiten der Abfallendeklaration für Holzabfälle in Österreich und die sich dabei ergebenden Schwierigkeiten/Grenzen bei der Einhaltung definierter Grenzwerte dargestellt.

In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, ob abfallbürtige Brennstoffe eine attraktive Option für die Brennstoffversorgung heimischer Biomasseheizwerke darstellen. Aufgrund der Genehmigungslage üblicher Nah- und Fernheizwerke dürfen Holzabfälle in derartigen Anlagen nicht als Brennstoff eingesetzt werden. Mit dem Inkrafttreten der Abfallverbrennungsverordnung (AVV) gibt es nach geltender Rechtslage die Möglichkeit das Abfallende für die bestimmungsgemäße Verwendung von Holzabfällen als Ersatzbrennstoffprodukt (EBSP) zu deklarieren, womit eine Möglichkeit der energetischen Verwertung dieser Holzabfälle in der Form von EBSP in Biomasseheizwerken unter Einhaltung gewisser Voraussetzungen eröffnet wird.

2 ABFALLENDE FÜR HOLZABFÄLLE (AVV 2002)

2.1 Grundsätzliche Bestimmungen für die Erlangung des Abfallendes

Entsprechend der AVV können Holzabfälle nach § 18a in der Form von EBSP für die bestimmungsgemäße Verwendung das Abfallende erlangen. Um Holzabfälle zu einem EBSP zu deklarieren muss der Abfallaufbereiter über ein Qualitätssicherungssystem nach Stand der Technik verfügen, das im Fall einer Aufbereitung der Holzabfälle, die über eine bloße Konfektionierung hinausgeht, auch einer externen Qualitätssicherung unterliegen muss. Weiters sind die Bestimmungen der Anlage 9 der AVV einzuhalten und es ist ein Beurteilungsnachweis an den Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft zu übermitteln. Den Beurteilungsnachweis erstellt der Abfallerzeuger oder der Abfallsammler. Diese haben die Möglichkeit den Nachweis von einer befugten Fachperson oder Fachanstalt erstellen zu lassen. Ändert sich die Qualität des EBSP, z.B. wegen einer Prozessänderung oder eines anderen Inputmaterials, muss ein neuer Beurteilungsnachweis erstellt werden. Gefährliche Holzabfälle können durch diese Verordnung nicht das Abfallende erreichen (§ 18a. Abs. 2 Z1).

Der Verlust der Abfalleigenschaft für EBSP gilt nur für deren bestimmungsgemäße Verwendung. Dazu finden sich Bestimmungen im Punkt 1.5 der Anlage 9 der AVV. Dort wird die thermische Verwertung in Anlagen mit einer Nennwärmeleistung ≥ 50 kW und einem Staubgrenzwert von 20 mg/m^3 als Halbstundenmittelwert als bestimmungsgemäß definiert. Darüber hinaus gelten auch Anlagen, die in den Geltungsbereich von § 2 Abs. 1 der AVV fallen, als bestimmungsgemäße Verwertungsanlagen. Dies sind:

- „Behandlungsanlagen gemäß den §§ 37 oder 52 AWG 2002,
- gewerbliche Betriebsanlagen gemäß § 74 Abs. 1 GewO 1994,
- Dampfkessel und Gasturbinen gemäß § 1 Abs. 1 Z 1 und 2 EG-K, in denen Abfälle verbrannt oder mitverbrannt werden.“ (AVV 2002).

Pkt. 1 der Anlage 9 der AVV legt die einzuhaltenden Grenzwerte für die Deklaration von EBSP aus Holzabfällen fest. Zur Vergleichbarkeit mit der Recyclingholzverordnung sind diese bei EBSP aus Holzabfällen im Gegensatz zu jenen für sonstige Ersatzbrennstoffprodukte auf die Trockenmasse des zu beurteilenden Abfalls bezogen (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Grenzwerte für Ersatzbrennstoffprodukt aus Holzabfällen (AVV 2002).

Parameter	Grenzwerte [mg/kg TM] ¹⁾	
	Median	80-er Perzentil
As	1,2	1,8
Pb	10	15
Cd	0,8	1,2
Cr	10	15
Hg	0,05	0,075
Zn	140	210
Cl	250	300
F	15	20
Summe PAK (EPA)	2	3

1) für die Überprüfung der Grenzwerteinhaltung müssen zumindest 10 Analyseergebnisse vorliegen. In weiterer Folge sind jeweils die 10 letzten Analyseergebnisse beurteilungsrelevant.

Mit dem Verlust der Abfalleigenschaft können Holzabfälle rechtskonform als EBSP aus Holzabfällen gleichwertig zu Waldhackgut und Energieholz als Brennstoff für Biomasseheizwerke vermarktet werden.

Bei den Holzabfällen, deren Abfallende auf Basis der AVV erklärt wird, handelt es sich um chemisch unverändertes Holz. Da dieses entsprechend Anhang V Abs. 7 der REACH Verordnung als Naturstoff eingestuft wird, muss deshalb vor dem Inverkehrbringen von EBSP aus Holzabfällen keine Registrierung nach der REACH Verordnung erfolgen (REACH-VO 2006).

2.2 Ausnahmen von der Beprobung / chemischen Analytik

Nach Anlage 9 Kapitel 2.4 Ziffer a) der AVV ist für „... naturbelassene und unbehandelte oder schadstofffrei behandelte Holzabfälle, die am Anfallsort getrennt erfasst werden und die unter Einhaltung der Zuordnungskriterien der Abfallverzeichnisverordnung BGBl. II Nr. 570/2003, in der geltenden Fassung, den folgenden Abfallarten zugeordnet werden müssen (Spezifizierungen müssen verwendet werden):“ (AVV 2002) keine analytische Untersuchung erforderlich. Es werden dazu die folgende Abfallarten genannt:

- SN 17101 Rinde,
- SN 17102 Schwarten, Spreißel aus naturbelassenem, sauberem, unbeschichtetem Holz,
- SN 17103 Sägemehl und Sägespäne aus naturbelassenem, sauberem, unbeschichtetem Holz,
- SN 17104 02 Holzschleifstäube und –schlämme; (aus) nachweislich ausschließlich mechanisch behandeltes(m) Holz,
- SN 17201 02 Holzballagen und Holzabfälle, nicht verunreinigt; (aus) nachweislich ausschließlich mechanisch behandeltes(m) Holz,
- SN 17201 03 Holzballagen und Holzabfälle, nicht verunreinigt; (aus) behandeltes(m) Holz, schadstofffrei; z.B. mit schwermetallfreiem Leinöl behandelt und

- SN 17201 03 Holzballagen und Holzabfälle, nicht verunreinigt; (aus) behandeltes(m) Holz, schadstofffrei; z.B. mit schwermetallfreiem Leinöl behandelt und.

Wesentlich für die Inanspruchnahme der Ausnahme von der Beprobung ist die am Anfallsort erfolgende getrennte Erfassung dieser Abfallarten.

2.3 Sonderfall Baum- und Strauchschnitt

Für Abfälle der SN 92105 67 Baum- und Strauchschnitt kann auf eine tiefergehende chemische Analytik verzichtet werden, wenn die Kriterien des Pkt. 2.4, Ziffer f) der Anlage 9 der AVV (Feinanteil, Aschegehalt) erfüllt sind und damit aufgrund der Erfüllung der Kriterien eines hochwertigen Brennstoffes eine Zuordnung zur SNr. 17201 02 möglich ist.

Unter diese Bestimmung fallen z. B. auch Wurzelstöcke, die im Rahmen von Baumaßnahmen anfallen und entsorgt werden müssen. Diese Wurzelstöcke sind grundsätzlich der SN 92105 67 zuzuordnen und beim Nachweis der Einhaltung der Kriterien für den Aschegehalt und den Feinanteil kann auch hier aus oben genannten Gründen eine Zuordnung zur SN 17201 02 vorgenommen werden.

3 ABFALLMENGEN

Ein wesentlicher Aspekt für die Klärung der Relevanz der Holzabfälle als Brennstoffpotential für Biomasseheizwerke ist das Aufkommen und dessen Verfügbarkeit. Grundsätzlich unterscheidet der Bundesabfallwirtschaftsplan zwischen Holzabfällen und über die Verpackungssammlung gesammelten Holzverpackungen.

3.1 Holzabfälle (BMLFUW 2014)

Die Holzabfälle fallen unter die Schlüsselnummerngruppe 171 und 172. Den größten Teil des Stoffstroms stellen „Schwarten und Spreißel aus naturbelassenem, sauberem, unbeschichtetem Holz“ (ca. 33 %); „Sägemehl und Sägespäne aus naturbelassenem, sauberem, unbeschichtetem Holz“ (ca. 26 %); „Rinden aus der Be- und Verarbeitung“ (ca. 22 %) dar. Weitere Holzabfälle wie „Bau- und Abbruchholz“ und „nicht verunreinigte Holzballagen und Holzabfälle“ bilden rund 15 % des gesamten Holzabfallaufkommens.

Insgesamt betrug das Aufkommen an Rückständen aus der Bearbeitung und Verarbeitung von Holz sowie Holzabfälle im Jahre 2012 ca. 3,7 Mio. t. Der als gefährlich eingestufte Anteil betrug rund 2 % des gesamten Aufkommens. 862.900 t davon wurden im Jahr 2012 als Abfall erfasst und stellen somit das theoretische Potential für EBSP aus Holzabfällen dar.

Aktuell werden Rinden innerbetrieblich verbrannt (vorwiegend Wärmenutzung in Holz-trocknungsanlagen), der Rest wird außerbetrieblich in Biomasse- und Fernwärmeversorgungsanlagen verwertet und an kommunale Verwaltungen weitergegeben. Sägenebenprodukte (Sägemehl, Schwarten und Spreißel aus sauberem, unbeschichtetem Holz) werden praktisch vollständig in der Span- und Faserplattenindustrie sowie in der Papier- und Zellstoffindustrie stofflich verwertet. Der Rest der Sägenebenprodukte wird von den Sägewerken selbst unter Nutzung der Energiegehalte verwertet bzw. an kommunale Verwaltungen verkauft. Holzstäube und schlämme werden thermisch verwertet. Unbelastete Hölzer aus dem Bereich Bau- und Abbruchholz werden wiederverwendet (als Bauholz) oder weiterverwendet (z. B. im Garten- und Landschaftsbau), oder auch stofflich oder thermisch verwertet. Belastete Hölzer aus dem Bereich Bau- und Abbruchholz sowie imprägnierte Hölzer (Masten, Schwellen) werden thermisch verwertet, wobei die Zuordnung „unbelastet“ und „belastet“ im Bereich Bau- und Abbruchholz vielfach ausschließlich nach optischen Kriterien erfolgt.

3.2 Holzverpackungen (ARA, 2012)

Holzverpackungen werden überwiegend in Industrie und Gewerbe eingesetzt und über die betriebliche Sammlung der ARA AG erfasst. Über diesen Weg wurden in den letzten Jahren jeweils ca. 20.000 t/a an Holzabfällen (2012: 19.116 t) erfasst. Nur ein sehr geringer Teil (2012: 100 t) der Holzverpackungen wird in der Leichtverpackungssammlung erfasst.

Die Holzverpackungen werden nach entsprechender Aufbereitung (Zerkleinerung, Magnetscheidung) sowohl stofflich (2012: 67,7 %) als auch thermisch verwertet (2012: 28,3 %) oder als Strukturmaterial in der Kompostierung verwendet.

4 BETRACHTUNGEN ZUM BIOMASSEMARKT

EBSP aus Holzabfällen dürfen für die bestimmungsgemäße Verwendung frei gehandelt werden, es gibt keine Einschränkung hinsichtlich abfallrechtlicher Aspekte im Bereich der Genehmigung der Anlagen der Abnehmer. Dementsprechend stehen die EBSP in ihrer Vermarktung im Wettbewerb mit Waldhackgut bzw. (gehacktem) Energieholz, das als Regelbrennstoff für die Feuerungsanlagen gilt, die als Abnehmer für die EBSP aus Holzabfällen in Frage kommen. Nachfolgend soll aus diesem Grund das Marktumfeld grob beschrieben werden.

Die Preise für Waldhackgut steigen seit dem Jahr 2008 kontinuierlich an. Sie lagen im Durchschnitt über das Jahr 2012 bei einem Wert von etwa 90 € pro tatro. Abhängig von den regionalen Rahmenbedingungen sind hier in den einzelnen Bundesländern durchaus unterschiedliche Preise festzustellen. Generell sind die Preise für Waldhackgut seit dem Jahr 2005 um ca. 29 % gestiegen (klima:aktiv energieholz 2013). Entsprechend dem aktuellen Marktbericht der Landwirtschaftskammer Österreich liegen die Preise für Energiehackgut (gehackt, frei Werk) zwischen 75,- und 105,- € pro tatro. Für Waldhackgut liegen die Preise abhängig von konkreten Qualitäten in der ähnlichen Größenordnung (Landwirtschaftskammer Österreich 2014).

Der Brennstoffbedarf im Segment Hackgut ist steigend und betrug im Jahr 2012 ca. 2,5 Mio. tatro (ca. 6 Mio. Festmeter) (klima:aktiv energieholz 2014).

Im Vergleich zu den bisher erzielten Erlösen für in abfallrechtlich genehmigten Anlagen thermisch verwertete Holzabfälle ist daher im Fall der Vermarktung als Brennstoff für Biomasseheizwerke von entsprechender Nachfrage und höheren erzielbaren Erlösen für den Abfallsammler/aufbereiter auszugehen. Dies ist insbesondere auch aufgrund merkbarer Engpässe in der Versorgung von Biomasseheizkraftwerken mit Waldhackgut zu erwarten (Der Standard 2007). Durch die Erweiterung des Kreises der potentiellen Abnehmer ist auch unter diesem Aspekt davon auszugehen, dass die nachfrageseitige Bestimmung des Marktes / die Abhängigkeit von Abnehmern geringer wird.

5 PRAXISERFAHRUNGEN ZUR ABFALLENDEDEKLARATION

Die UTC UmweltTechnik und GeoConsulting ZT GmbH wurde in diversen Kundenanfragen mit dem Thema der Abfallendeklaration für EBSP aus Holzabfällen befasst. Analytische Befunde liegen vor und erlauben eine Aussage über die Möglichkeiten und Grenzen der Abfallendeklaration nach AVV. Abb. 1 a) zeigt Beispiele für analysierte aufbereitete Holzabfälle, Abb. 1 b) Beispiele für ebenfalls charakterisiertes aufbereitetes Rechengut aus Kraftwerken.



Abb. 1: Beispiele für analysierte Holzabfälle a) (oben) aufbereitete Holzabfälle, b) (unten) aufbereitetes Rechengut aus Kraftwerken.

Alle drei Proben der in Abb. 1 a) dargestellten aufbereiteten Holzabfälle wiesen wenn auch nur geringfügige Grenzwertüberschreitungen auf. Kritisch waren hier die Parameter PAK, Cl und F. Beim aufbereiteten Rechengut (Abb. 1 b)) wies die linke Probe eine geringfügige Überschreitung des Cr-, die mittlere Probe massive Überschreitungen des PAK- und Cl-Grenzwertes und die rechte Probe keine Grenzwertüberschreitungen auf.

PAK können in Form von Holzschutzmitteln auf das Holz gelangen (Bayrisches Landesamt für Umweltschutz 2004). Eine besonders bekannte Anwendungsform sind die im Teeröl getränkten Bahnschwellen. Diese sind wegen ihres hohen PAK-Gehalts als besonders problematisch anzusehen und werden daher auch als gefährlicher Abfall eingestuft. Die Teerölimprägnierung wurde in der Vergangenheit auch bei Dachstühlen als Schutzmaßnahme eingesetzt (KAT Umweltberatung GmbH 2013). Brandholz kann mit PAK und Schwermetallen belastet oder durch Löschmittelrückstände verunreinigt sein (Bundesverband der Altholzaufbereiter und –verwerter e.V. 2012). Chlor ist in Weichmachern zu finden, die als Stabilisatoren aufgrund ihres witterungsbeständigen Verhaltens und wegen ihrer schweren Entflammbarkeit als Flammschutzmittel eingesetzt werden. Weiters ist es typischer Bestandteil in organischen Holzschutzmitteln (Freie und Hansestadt Hamburg 2002), die teilweise heute nicht mehr genutzt werden dürfen. Chlor wurde bis Anfang der 90er Jahre ebenso als Härtingsbeschleuniger im Klebstoff von Span- und Faserplatten eingesetzt (Franz 2009). Auch bei unbelastetem Palettenholz ist die Einhaltung der Grenzwerte laut AVV aufgrund der Gefahr der Kontamination durch Pressspanfüße von Einwegpaletten, die sehr hohe Werte für Pb, Cr, Zn und Cl aufweisen (BUWAL 2004), nicht gesichert.

Untersuchungen für Baum- und Strauchschnitt und aufbereitete Wurzelstöcke (vgl. Abb. 2) zeigten auch hier die Grenzen der Abfallendeklaration auf Basis der geltenden rechtlichen Rahmenbedingungen auf. Es kam hier bei Baum- und Strauchschnitt zu einer bis zu drei-fachen und bei aufbereiteten Wurzelstöcken trotz einer ebenfalls sehr aufwändigen Aufbereitung mit Siebungen zu einer bis zu zwei-fachen Grenzwertüberschreitung der Parameter Aschegehalt und Feinanteil.



Abb. 2: a) (oben) Baum- und Strauchschnitt, b) (unten) aufbereitete Wurzelstöcke

6 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die Möglichkeit des Verlusts der Abfalleigenschaft für Holzabfälle auf Basis der Regelungen der AVV erweitert für den Abfallsammler/-behandler die Optionen der rechtskonformen Behandlung/Verwertung von Holzabfällen. Eine Analyse der Detailregelungen und Praxiserfahrungen zeigen, dass insbesondere die Möglichkeiten der Inanspruchnahme der Ausnahmeregelung der Anlage 9 der AVV, Pkt. 2.4, Ziffer a) (keine Erfordernisse hinsichtlich Beprobung und chemische Analytik, aber getrennte Erfassung am Anfallsort) konkrete Möglichkeiten der Abfallendeklaration eröffnen.

Hinsichtlich der für Baum- und Strauchschnitt (sowie auch Wurzelstöcke) bestehenden Ausnahmeregelung entsprechend Anlage 9 der AVV, Pkt. 2.4, Ziffer f) (eingeschränkte Erfordernis der Beprobung, Grenzwert für Aschegehalt und Feinanteil) zeigen Praxiserfahrungen, dass die Grenzwerteinhaltung äußerst schwierig ist und die Lenkung derartiger Abfallströme in Richtung eines EBSP sowohl im Bereich der Sammlung als auch Behandlung umfassender Maßnahmen zur Minimierung des Feinanteils bedarf (Verringerung des Inertanteils vor Zerkleinerung, keine gemeinsame Behandlung mit Abfällen mit höherem Feinanteil, Siebung nach Zerkleinerung), die die Wirtschaftlichkeit dieser Lenkung der Abfallströme in Frage stellen.

Die Erreichung des Abfallendes entsprechend des regulären Prozederes der Anlage 9 der AVV (volle Beprobung und chemische Analytik zum Nachweis der Einhaltung der Grenzwerte der Tabelle 1.1 der Anlage 9 der AVV) erscheint mit den aktuell festgelegten Grenzwerten äußerst schwierig. Auch bei einer rigorosen Kontrolle bei der Annahme von Abfällen mit entsprechender Bodensortierung und einer Aufbereitung der Abfälle kann aufgrund vielfacher potentieller Schadstoffquellen nicht von einer sicheren Einhaltung der laut AVV geforderten Grenzwerte ausgegangen werden.

Hinsichtlich der in Biomasseheizwerken benötigten Mengen an Hackgut sind Holzabfälle eine mögliche und relevante Option der Verbreiterung des Brennstoffspektrums, weiters stellen die Möglichkeiten der Erlangung des Abfallendes auf Basis der Regelungen der AVV grundsätzlich auch interessante Optionen einer rechtskonformen Nutzung dieses Biomassepotentials dar. Durch die Erweiterung des Kreises der potentiellen Abnehmer der Holzabfälle ist davon auszugehen, dass die nachfrageseitige Bestimmung des Marktes und damit die Abhängigkeit der Abfallsammler und -behandler von Abnehmern geringer und die Möglichkeit der Generierung von Erlösen höher wird. Allerdings ist klar darauf hinzuweisen, dass eine Ausnützung dieser Option der Lenkung der Holzabfallströme intelligenterer logistischer Maßnahmen im Bereich der Abfallsammlung bedarf.

LITERATUR

- ARA AG (Hrsg.) (2012) *ARA Leistungsbericht 2012 – Nachhaltigkeitsbericht*, Wien, 2012.
- AVV (Abfallverbrennungsverordnung) (2002) Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft und des Bundesministers für Wirtschaft, Familie und Jugend über die Verbrennung von Abfällen BGBl. II Nr. 389/2002, i.d.F. der AVV-Novelle 2013 vom 23. Mai 2013.
- Bayrisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.) (2004) *Holzschutzmittel und Pestizide* abgerufen am 14.8.2013 von http://www.lfu.bayern.de/altlasten/schadstoffratgeber_gebaueuerueckbau/suchregister/doc/507.pdf.
- BMLFUW (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft) (Hrsg.) (2014) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich – Statusbericht 2013*, Wien.
- Bundesverband der Altholzaufbereiter und –verwerter e.V. (Hrsg.) (2012) *Leitfaden der Altholzverwertung – Grundlagen der Altholzaufbereitung und –verwertung sowie Steckbriefe der Altholzsortimente*, 7. Auflage.
- BUWAL (Hrsg.) (2004) Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft 2004 *Schadstoffgehalte in Holzabfällen*. Bern.
- Der Standard (Hrsg.) (2007) *Holzknappheit wird zum EU-Problem* abgerufen von <http://derstandard.at/3111615> am 24.09.2014.
- Franz, M. (2009) *Holzbrennstoffe* abgerufen am 14.08.2013 von <http://www.axpo-holz.ch/files/artikel/188/Holzbrennstoffe.pdf>.
- Freie und Hansestadt Hamburg (Hrsg.) (2002) *Schadstoffe im Altholz*, Hamburger Umweltbericht 62/02, Behörde für Umwelt und Gesundheit, abgerufen am 14. 8. 2013 v. <http://www.hamburg.de/contentblob/112268/data/schadstoffe-altholz-2002.pdf>.
- KAT Umweltberatung GmbH (Hrsg.) (2013) *Holzschutzmittel*, abgerufen am 23.08.2013 unter <http://www.katumwelt.de/icheck/cbss3.htm>.
- klima:aktiv energieholz (2013) *Marktanalyse Energieholz, Teil 3: Preisentwicklung der Energieholzsortimente*, herausgegeben von Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 2013.
- klima:aktiv energieholz (2014) *Holzströme in Österreich - Datengrundlage 2012*, herausgegeben von Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 2013.
- Landwirtschaftskammer Österreich (Hrsg.) (2014) *Holzmarktbericht August 2014*, abgerufen über die Homepage des Waldverbands Österreich unter: <http://www.waldverband.at/de/menu50/subartikel324/> am 24.09.2014.
- Österreichischer Biomasseverband (Hrsg.) (2011) *Basisdaten 2011 – Bioenergie*, A, Eigenverlag, Wien.
- REACH-VO (2006) Verordnung 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und Rates, Verordnung zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Agentur für chemische Stoffe, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission; Brüssel 2006.

Reststoffe der Papierindustrie: Ungenutzte Biomasse?

C. Dornack, F. Schütt & W. Dietz

Papiertechnische Stiftung (PTS), Heidenau und München, Deutschland

KURZFASSUNG: Mit einer Altpapiereinsatzquote von 74 % (D 2013) nähert sich die Papierindustrie einer Kreislaufwirtschaft an, in der die Produkt nach der Nutzungsphase wieder Faserrohstoffe sind. Um die Produktqualitäten zu erhalten, besteht jedoch die Notwendigkeit, Fasern nach mehrfacher Nutzung aus dem Kreislauf auszusondern. Zudem müssen papierfremde Bestandteile aus dem Altpapier abgetrennt werden. Hierdurch entstehen Reststoffe. In der deutschen Papierindustrie fallen jährlich ungefähr 4,8 Mio. Tonnen an Reststoffen an. Für die Entsorgung dieser Rückstände entstehen den Papierfabriken erhebliche Kosten. Der Beitrag gibt einen Überblick über die Reststoffsituation der Papierindustrie am Beispiel Deutschland und stellt folgend zwei neue Verwertungsoptionen vor: die Rückgewinnung von Calciumcarbonat und die Herstellung von Lävulinsäure.

1 EINLEITUNG

1.1 Stoffliche Nutzung von Biomasse

Biomasse steht im Fokus politischer und industrieller Bestrebungen, den Einsatz von Erdöl, Erdgas und Kohle zurückzudrängen und die Belastung der Atmosphäre mit fossilem CO₂ zu begrenzen. Politische Vorgaben zielten bislang fast ausschließlich auf den Energiebereich. Um die stoffliche Nutzung nachwachsender Rohstoffe voranzubringen – und um weitergehend der stofflichen Nutzung von Biomasse ein Primat gegenüber der energetischen zu verleihen – bedarf es gesellschaftlicher und politischer Kursanpassungen. Die stoffliche Nutzung lässt dazu deutlich höhere makroökonomische Effekte für Beschäftigung und Wertschöpfung erwarten als die energetische Nutzung. Als Voraussetzung für die notwendigen Umstellungen gilt es, umfassend zu erfassen, welche Biomassen zu Verfügung stehen und für welche Anwendungen sich diese passgenau eignen. Biomasse-haltige Abfälle und bisher unzureichend genutzte Nebenströme versprechen hierbei die stärkste Umwelt-Entlastung.

Es gibt einige technische Ansätze für die Nutzung von Abfällen und Reststoffen. Projekte wie BERBION (Oldenburg et. al 2011, Oldenburg & Kuchta 2013) stehen zwar für ein Bioraffinerie-Projekt zur effizienten stofflichen und energetischen Nutzung regionaler Bioressourcen im städtischen Umfeld. Erfolgversprechende Ergebnisse wurden in der energetischen Nutzung der biogenen Reststoffe erzielt. Einen maßgeblichen Ersatz für fossile Rohstoffe stellen biogene Reststoffe in Raffinerie-Prozessen derzeit nicht dar.

Um eine Biomasse- oder Reststoffverwertung wirtschaftlich betreiben zu können, bedarf es aufgrund von Investitions- und nicht skalierbarer Betriebskosten Mindest-Anlagengröße. Mit der Anlagengröße steigt jedoch auch der Transportaufwand zur Beschaffung. Hinzu kommen oft logistische Herausforderungen, die aus einem saisonalen Anfall der Rohstoffe resultieren. Nicht zwangsläufig findet sich für eine technologisch brillante Idee dann auch ein wirtschaftliches Optimum.

1.2 Papierindustrie

Vor diesem Hintergrund sollen die Reststoffe der Papierindustrie betrachtet und charakterisiert werden. Sie weisen signifikante Biomasse-Anteile auf und entstehen kontinuierlich in großen Mengen an zentralen Orten.

Im Jahr 2013 produzierte die deutsche Papierindustrie 22,4 Mio. Tonnen Papier, Pappe und Karton (VDP 2014). In Deutschland und weltweit ist Altpapier der wichtigste Rohstoff zur Papiererzeugung. Mit einer Altpapier-einsatzquote von 74 % – entsprechend 16,5 Mio. Tonnen Altpapier – nimmt die deutsche Papierindustrie im internationalen Vergleich eine Spitzenstellung ein. Die Papierindustrie nähert sich damit einer Kreislaufwirtschaft an. Zahlreiche Papierprodukte, z. B. Zeitungen und viele Verpackungspapiere, werden heute ausschließlich aus dem Faserrohstoff Altpapier hergestellt.

Im Jahr 2013 produzierte die deutsche Papierindustrie 22,4 Mio. Tonnen Papier, Pappe und Karton (VDP 2014). In Deutschland und weltweit ist Altpapier der wichtigste Rohstoff zur Papiererzeugung. Mit einer Altpapier-einsatzquote von 74 % – entsprechend 16,5 Mio. Tonnen Altpapier – nimmt die deutsche Papierindustrie im internationalen Vergleich eine Spitzenstellung ein. Die Papierindustrie nähert sich damit einer Kreislaufwirtschaft an. Zahlreiche Papierprodukte, z. B. Zeitungen und viele Verpackungspapiere, werden heute ausschließlich aus dem Faserrohstoff Altpapier hergestellt.

1.3 Reststoffe der Papiererzeugung

Im Jahr 2013 fielen in der deutschen Papierindustrie 4,8 Mio. Tonnen an Reststoffen an (Jung 2014). Auf die einzelne Fabrik bezogen, ist deren Art und Menge abhängig von den eingesetzten Rohstoffen, von der installierten Anlagentechnik und von den Anforderungen an die Papierprodukte. Die Anteile an abzutrennenden störenden Bestandteilen liegen für Verpackungspapiere bei 10 %, für Recycling-Hygienepapiere beispielsweise bei bis zu 30 %.

Die größten Anteile an den in Deutschland anfallenden Reststoffen (ohne Aschen; Feuchtmasse) stellen mit 53 % die Faserabfälle und -schlämme (AVV 03 03 10). Diese bestehen vorrangig aus Feinrejekten, den abgetrennten Fraktionen aus der Feinsortierung der Altpapier-Stoffsuspension. Zum Teil sind andere Schlämme zugemischt. Danach folgen mit 21 % Deinkingschlämme aus der Druckfarbenentfernung von Altpapier (AVV 03 03 05) (Jung 2014).

1.4 Eigenschaften

Feinrejekte und Deinkingschlämme weisen typische Trockengehalte um 45 % bzw. 60 % auf. Der Gehalt an Faserstoff oder Faserfeinstoff liegt bei 40 % bzw. 25 %, der anorganische Anteil bei 40 % bzw. 70 % (Abb. 1). Die Werte variieren stark nach Werk und Produkt.

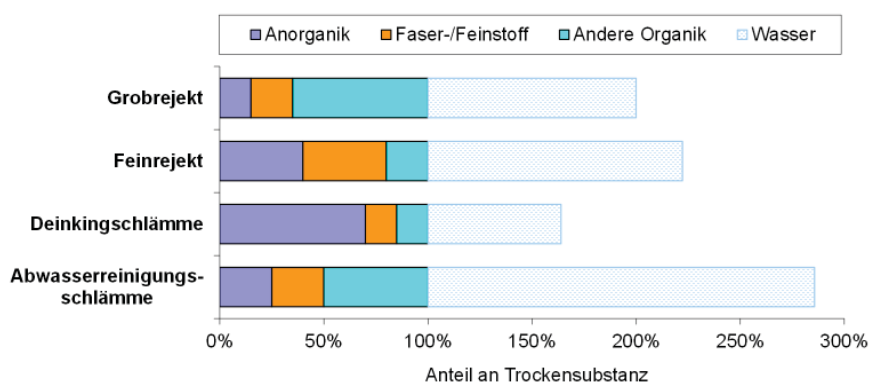


Abb. 1: Zusammensetzung von Reststoffen der Papierindustrie (eigene Untersuchungen 2013).

Grobrejekte aus der ersten Nasssortierung des Altpapierstoffs sind kunststoffhaltig und weisen vergleichsweise hohe Heizwerte auf; jedoch gehen diese einher mit hohen Chlorfachten. Feinrejekte, Deinkingschlämme und Bio-Schlämme aus der Abwasserreinigung weisen aufgrund ihres hohen Wasser- und Aschegehaltes niedrige Heizwerte auf (Tab. 1).

Tab. 1: Charakteristika einzelner Reststoffe der Papiererzeugung (Sommer 2009).

	Spuckstoff	Fangstoff	Deinking-Schlamm	Bioschlamm
Heizwert (MJ/kg)	13,5	4,2	3,8	0,4
Asche (%)	6	20	35	8,5
Wasser (%)	39	50	35	78

1.5 Verbleib

Mehr als die Hälfte der anfallenden Rückstände werden innerbetrieblich oder extern energetisch verwertet (Abb. 2). Die Tendenz ist weiter steigend. Zugrunde liegen unter anderem immer höheren Kosten für Energie und Brennstoffe. An zweiter Stelle in der Verwertung stehen die Ziegel- und die Zementindustrie, in denen der Zuschlagstoff eine kombinierte stoffliche und Brennstoff-Funktion erfüllt.

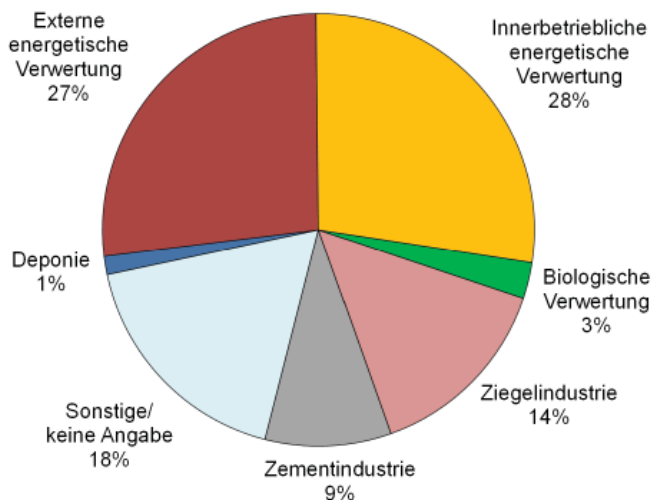


Abb. 2: Verwertungswege für Reststoffe der Papierindustrie 2013 (Jung 2014).

2 ZUKÜNFTIGE VERWERTUNGSWEGE

Die Entsorgung der Reststoffe verursacht für die Papierhersteller Kosten von im Mittel 40-50 €/t, vereinzelt aber auch über 100 €/t. Angesichts dieser Kosten suchen Papierfabriken nach neuen, wertsteigernden Verwertungswegen. Vielerlei Ansätze werden verfolgt, weitere stoffliche Potentiale der Rückstände zu nutzen. Forschungsarbeiten finden sich unter anderem zur werkstofflichen Nutzung in Polymeren und Kompositen, zur Bioethanol-produktion, Herstellung von Adsorbentien, Thermolyse zu Brennstoffen und zur Calciumcarbonat-Rückgewinnung.

Folgend sollen zwei Entwicklungen vorgestellt werden, die neue Wege weisen.

2.1 CalciTech SCC-Prozess

Calciumcarbonat stellt insbesondere in den Deinkingschlämmen, also bei den Altpapier verarbeitenden Papierfabriken mit Druckfarbenentfernung, einen wesentlichen Anteil der anfallenden Schlämme. Die Industrie hat bis heute keine Möglichkeit gefunden, das Calciumcarbonat erfolgreich aus diesen Abfallströmen zurückzugewinnen.

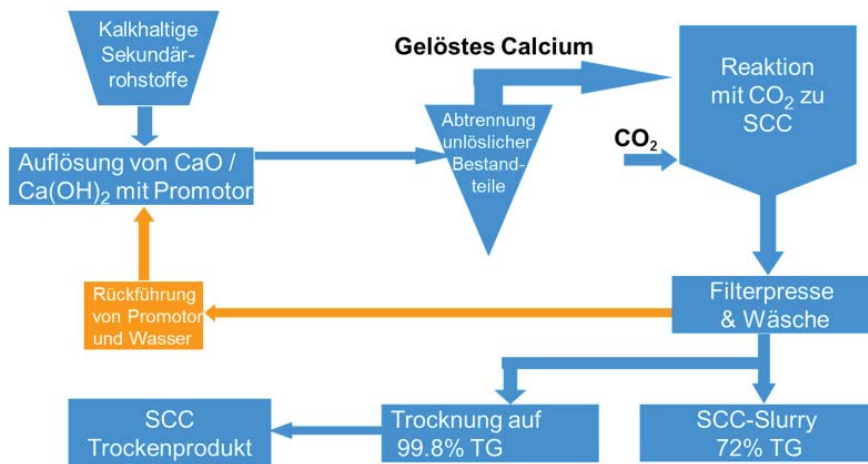


Abb. 3: Schematische Darstellung des Calcitech SCC Prozesses (nach Higgs 2010).

CalciTech Synthetic Minerals Ltd. hat ein neuartiges, patentiertes Verfahren zur Erzeugung von feinpartikulärem synthetischem Calciumcarbonat (SCC) aus Branntkalk entwickelt. Das Verfahren umfasst nach einer Calcinierung eine Auflösung, die Rückfällung und verschiedene Reinigungsschritte (Abb. 3). Neuere Untersuchungen im Labor- und Pilotmaßstab in Kooperation u. a. mit PTS zeigten: Die durch eine gezielte Verbrennung von Schlämmen der Papiererzeugung gewonnene Asche ist ein geeigneter Sekundärrohstoff zur Erzeugung von SCC. Die gewonnenen hochwertigen, reinweißen Pigmente lassen sich in der Papiererzeugung wiederverwenden. Gleichzeitig können abgetrennte Nebenbestandteile aus dem Verfahren als Zementbestandteile für die Baustoffindustrie aufbereitet werden. Der Einsatz des SCC bei der Papierherstellung führt nach den vorliegenden Erkenntnissen zu mindestens vergleichbaren und zum Teil besseren Papierqualitäten als herkömmliche Calciumcarbonat-Pigmente.

2.2 Biotechnologische und chemische Umwandlungsverfahren

Die Lignocellulose-Fraktion der Reststoffe aus der Papierherstellung enthält gegenüber Holz signifikant weniger Lignin und bietet sich daher besonders für zuckerchemische Umwandlungen im Rahmen einer Bioraffinerie an, um biobasierte Chemikalien zu gewinnen. Zu beachten sind die begleitenden mineralischen Anteile, die mechanisch nicht separiert werden können. Deren technische und wirtschaftliche Konsequenzen beim Einsatz als Rohstoff für Bioraffinerieprozesse, die für andere Biomassen etabliert sind, sind weitgehend ungeklärt.

Eine Möglichkeit der stofflichen Verwertung von faserhaltigen Reststoffen besteht in der Umwandlung der enthaltenen Cellulose und Hemicellulosen in Lävulinsäure. In einem Projekt der PTS wurde die Machbarkeit eines einstufigen, rein säurekatalysierten Verfahrens belegt (Schütt 2013; Abb. 4): Eine Herstellung von Lävulinsäure aus Feinrejekten war mit guter Ausbeute möglich.

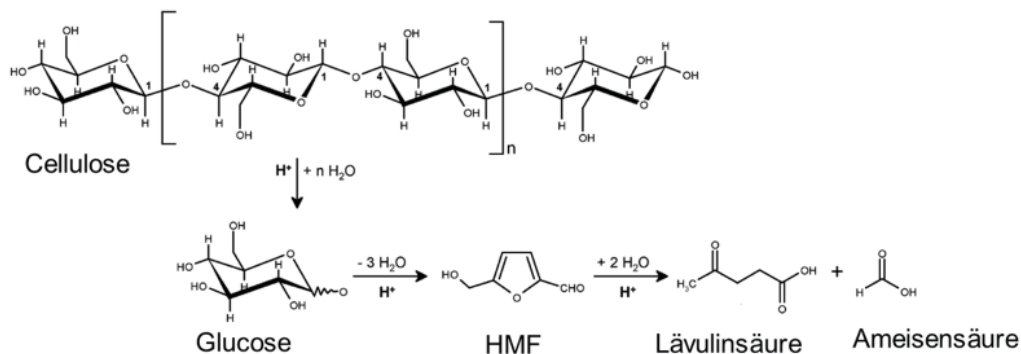


Abb. 4: Umsetzung von Cellulose zu Lävulinsäure.

Auch eine gezielte Abzweigung von bislang für die Papierherstellung genutzten Rohstofffraktionen wurde betrachtet, um Freiheitsgrade der wirtschaftlichen Optimierung zu eröffnen. Aus Sicht der Papierhersteller geht es somit um eine Erweiterung des Kerngeschäftes in Richtung Bioraffinerie; gesamtwirtschaftlich zielt das Konzept auf eine Kaskadennutzung.

Über die prozesstechnischen Fragestellungen hinaus wurde in entscheidendes Erfolgskriterium für jegliche Anlagen, die örtlich gebundene Abfallströme aufwerten sollen, analysiert: Die Economy of Scales unter Berücksichtigung der regionalen Anbindung. Anhand von Standorten und Produktionskapazitäten von Verpackungspapierherstellern einer Referenzregion (Ostdeutschland) wurden das Aufkommen an Feinrejekt sowie der Einfluss der Transportkosten für zentrale und dezentrale Konzept-Realisierungen abgeschätzt. Abb. 5 zeigt die Abhängigkeit der Produktionskosten von der Anlagengröße. Der mit der Anlagengröße steigende Transportaufwand ist berücksichtigt. Es ließ sich folgern:

Bei einem Marktpreis für Lävulinsäure von 2500 €/t (Patel 2010) ist die Produktion bereits ab 6.000 t/a wirtschaftlich.

Wird das Reststoffaufkommen einer größeren Papierfabrik von ca. 20.000 t Trockenmasse/a zugrunde gelegt, ergeben sich Produktionskosten von 1.000 bis 1.500 €/t.

Eine zentrale Anlage, die die gesamten Feinrejekte Ostdeutschlands von rund 80.000 t Trockenmasse/a aufbereitet, hat trotz Zuschlägen für Transportkosten geringere Produktionskosten (knapp unter 1000 €/t) als mehrere dezentrale Varianten.

Das entwickelte Konzept eröffnet Verpackungspapierherstellern die Möglichkeit, eine höhere Wertschöpfung aus dem eingesetzten Rohstoff zu erzielen. Die stoffliche Verwertung der Feinrejekte führt zu Zusatzeinnahmen aus Nebenprodukten anstelle von Entsorgungskosten für Reststoffe.

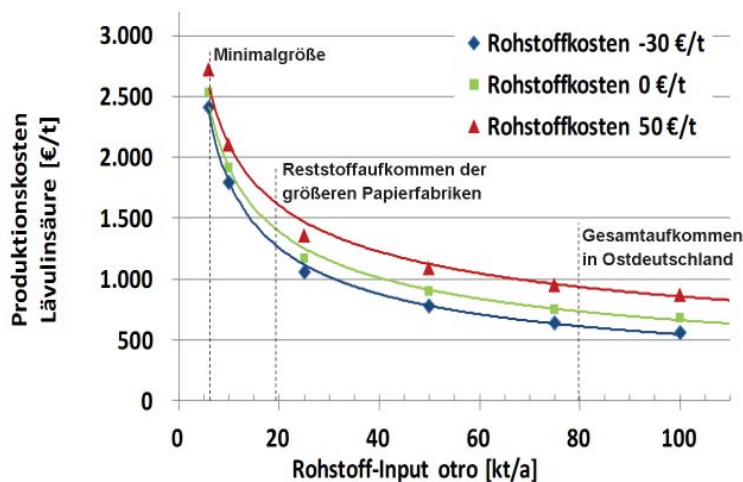


Abb. 5: Kosten der Herstellung von Lävulinsäure aus Feinrejekten in Abhängigkeit von der Anlagengröße bei unterschiedlichen Rohstoffkosten (basierend auf Annahmen aus Hayes 2006).

3 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Die Rückstände der Papiererzeugung – insbesondere die der Verarbeitung von Altpapier – bieten ein bislang weitgehend ungenutztes stoffliches Potential. Dieses auszuschöpfen ist in mehrfacher Hinsicht attraktiv:

Die Rückstände werden heute zum großen Teil nur thermisch verwertet.

Die heutige Abgabe ist mit Zuzahlungen verbunden. Rückstände sind ein Kostenfaktor für die Papierfabriken.

Es sind große Abfallmengen – bis zu rund 50.000 t Feuchtmasse/a – an einzelnen Anfallorten zentral verfügbar (Hot Spots). Durch Regionalkonzepte können höhere Menge aggregiert werden.

Der organische Anteil, der als Lignocellulose für die Bioraffinerie interessant ist, liegt auf die

deutsche Gesamtmenge an Reststoffen bezogen bei ca. 40 %.

Ebenso bieten sich die enthaltenen Mineralstoffe für ein Recycling an.

Die Umwandlung von Rückständen aus der Altpapierverwertung in Rohstoffe für andere Industriezweige und sogar für die Papierherstellung selbst wird durch die zunehmenden Anforderungen an die Ressourceneffizienz eine steigende Dynamik erfahren. Die Papierindustrie kann sich als maximal recycelnde, wertschöpfende, abfallfreie Industrie und als wichtiger Partner in einer zukünftigen biobasierten Stoffwirtschaft darstellen.

Zur Erschließung der Potentiale sind Neuentwicklungen notwendig. Hier gilt es, nicht nur die technische Machbarkeit zu belegen und die Verfahren auszuarbeiten, sondern auch die wirtschaftliche Umsetzung unter Berücksichtigung einer regionalen Anbindung zu formulieren. Zwei vielversprechende Konzeptentwicklungen wurden vorgestellt. Weitere Innovationen werden darauf ausgerichtet sein, die organischen und anorganischen Reststofffraktionen kombiniert nutzbar zu machen.

Die Lösungsansätze adressieren eine Kaskadennutzung und Koppelproduktion. Damit lässt sich der begrenzten Verfügbarkeit von Ressourcen entgegenzutreten und eine optimale Ressourceneffizienz erreichen. Am Ende einer Nutzungskette, wenn die stofflichen Möglichkeiten ökonomisch und ökologisch ausgeschöpft wurden, sollte dann eine energetische Verwertung folgen.

DANKSAGUNGEN

Die VDP-PTS-Wasser- und Reststoffumfrage 2013 (Jung 2014) wurde aus Mitteln des Verbands Deutscher Papierfabriken (VDP) gefördert. Das Projekt ZIM-KF 2037909WZ0 von CalciTech Synthetic Minerals Europe Ltd. mit Forschungspartnern und das PTS-Forschungsvorhaben IK-MF 100014 zu Lävulinsäure wurden aus Mitteln des deutschen Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie BMWi gefördert.

LITERATUR

- Hayes, D.J., Ross, J., Hayes, M.H.B. & Fitzpatrick, S.W. (2006) The Biofine Process: Production of Levulinic Acid, Furfural and Formic Acid from Lignocellulosic Feedstocks. In: *Biorefineries – Industrial Processes and Product*, Vol. 1, Herausgeber B. Kamm, P.R. Gruber, M. Kamm. Weinheim, Deutschland, Wiley-VCH, S. 139-164.
- Higgs, R. & Roux, F. (2010) Recovery of pure calcium carbonate from paper sludge ash. In: Hanecker, E. und Carré, B. (Hg.) *14. PTS CTP Deinking Symposium*, München, Deutschland, PTS.
- Jung, H., Kappen, J., Hesse, A. & Götz, B. (2014) Aufkommen und Verbleib der Rückstände aus der deutschen Papier- und Zellstoffindustrie – Ergebnisse der Rückstandsumfrage 2013. *Wochenblatt für Papierfabrikation*, Publikation in Vorbereitung.
- Oldenburg, S., Westphal, L. & Körner, I. (2011) Energy recovery of grass biomass. *Energy and Sustainability, Proceedings of the Third International Conference*, Alicante, Spain, Wessex Institute of Technology (UK).
- Oldenburg, S. & Kuchta, K. (2013) Modell zur Qualitätsbeurteilung von organischen Abfällen als Substrat für die Biogasproduktion. *DGAW, 3. Wissenschaftskongress Abfall- und Ressourcenwirtschaft in Stuttgart*, 21. und 22. März 2013.
- Patel, A.D. et al. (2010) Techno-economic analysis of 5-nonanone production from levulinic acid. *Chemical Engineering Journal* 160, 311-321.
- Schütt, F., Seidemann, C. & Kappen, J. (2013) Entwicklung eines Verfahrenskonzeptes zur erstmaligen Koppelnutzung von Altpapier zur Verpackungspapier- und Lävulinsäureherstellung. Bericht zum Forschungsvorhaben IK-MF 100014, www.ptspaper.de.
- Sommer, J., Trumpf, R. & Haas, A. (2009) Reststoffverwertung in der Papierindustrie am Beispiel des Heizkraftwerkes Wörth der Papierfabrik Palm – Konzept, Realisierung, Inbetriebnahme und erste Betriebserfahrungen. In: *Berliner Abfallwirtschafts- und Energiekonferenz 28.-29.01.2009*.
- VDP (2014) Papier-Kompass 2014, Verband Deutscher Papierfabriken e.V. (Hg.) www.vdp-online.de.

Abfallvermeidung durch Lebensmittelweitergabe an soziale Einrichtungen

G. Bernhofer & C. Pladerer

Österreichisches Ökologie-Institut, Kompetenzfeld Ressourcenmanagement, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Täglich werden in Österreich unzählige Tonnen an einwandfreien Nahrungsmitteln vernichtet, weil sie nicht mehr verkauft werden können. Dabei handelt es sich um Probe- oder Überproduktionen, Lagerbestände, deren Haltbarkeitsdatum bald abläuft oder Waren mit Fehletikettierungen oder kleinen Verpackungsschäden. Gleichzeitig leben in Österreich zwischen 912.000 und 1.096.000 Menschen in Einkommensarmut oder sind unmittelbar von ihr bedroht (BMASK 2011). Seit mehr als einem Jahrzehnt positioniert sich eine Reihe von sozialen Einrichtungen zur Lebensmittelweitergabe, um genussfähige, aber nicht (mehr) marktgängige Lebensmittel vor der Entsorgung zu bewahren, indem sie diese armutsgefährdeten und armutsbetroffenen Menschen zur Verfügung stellt. Die sozialen Einrichtungen bekommen Lebensmittel, die nicht über den herkömmlichen Markt abgesetzt werden können und die von Produktions- und Verarbeitungsbetrieben, Groß- und Einzelhandel oder der Gastronomie zur Verfügung gestellt werden. Unstrittig ist, dass die Weitergabe von Lebensmittel an soziale Einrichtungen ein sinnvoller Weg zur Abfallvermeidung ist, der noch intensiviert werden kann.

1 EINLEITUNG

In der von der Umweltschutzabteilung der Stadt Wien (MA22) beauftragten Studie „Lebensmittelweitergabe in Wien – IST-Stand und Bedarf bei der Lebensmittelweitergabe in den sozialen und gemeinnützigen Einrichtungen in Wien“ wurden die Mengen an Lebensmitteln, die derzeit weitergegeben werden, erhoben und wie hoch der Lebensmittelbedarf der sozialen Einrichtungen ist. Anhand der Ergebnisse der Studie wurden Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen abgeleitet um die Verringerung von Lebensmittelabfällen durch die Weitergabe von Lebensmitteln an soziale Einrichtungen zu vertiefen, zu unterstützen, zu optimieren um eine koordinierte Weitergabe von nicht mehr regulär verkaufbarer, jedoch genießbarer Lebensmittel zu gewährleisten.

Fokus der Studie war Folgendes:

- Darstellung der in Wien tätigen sozialen Einrichtungen im Bereich „Lebensmittelweitergabe“, deren Organisationsstruktur, sowie Abläufe zur Warenbeschaffung und -verteilung.
- Abschätzung der Gesamtmengen an Lebensmitteln, die in Wien durch soziale Einrichtungen weitergegeben werden inklusive Verteilung nach Warengruppen.
- Bedarfserhebung bei den sozialen Einrichtungen zur Lebensmittelweitergabe als auch bei den durch die Wiener Tafel belieferten sozialen Einrichtungen.

Folgende Fragen standen dabei im Vordergrund:

- Welche Waren (Produktgruppen) werden ausreichend angeliefert?
- Bei welchen Waren (Produktgruppen) besteht vermehrter Bedarf?
- Wie wird mit Überschüssen umgegangen?
- Welche Rahmenbedingungen sind für die Weitergabe von Lebensmitteln in Wiener Sozialeinrichtungen hemmend oder fördernd?

2 METHODIK

Für die Darstellung des IST-Standes, die Mengenabschätzung und Bedarfserhebung wurden Erhebungsbögen erarbeitet, einerseits für die sozialen Einrichtungen zur Lebensmittelweitergabe und für die sozialen Einrichtungen, die durch die Wiener Tafel beliefert werden. Weiters wurden die erhobenen Daten und Ergebnisse mit Informationen aus persönlichen Gesprächen ergänzt (ExpertInnengespräche).

3 ERGEBNISSE

In Wien engagieren sich folgende soziale Einrichtungen zur Lebensmittelweitergabe.

- Wiener Tafel
- Partnermärkte des Dachverbandes SOMA (Sozialmarkt) Österreich & Partner: SOMA Wiener Hilfswerk, Vinzmarkt und die Samariterbund Sozialmärkte
- Le+O – Lebensmittel und Orientierung
- Team Österreich Tafel
- Sozialmarkt Wien

Die Wiener Tafel übernimmt als „Sozialspedition“ das Einsammeln von Lebensmitteln und deren Transport zu bereits bestehenden sozialen Einrichtungen, welche diese an ihre KlientInnen direkt weitergeben (z.B. Obdachlosen- und Flüchtlingsheime). In den vier Partnermärkten des Dachverbandes SOMA Österreich & Partner werden gespendete Lebensmittel stark verbilligt zu symbolischen Preisen abgegeben. Das Projekt Le+O – Lebensmittel und Orientierung gibt an seinen Ausgabestellen Lebensmittel zu einem Kostenbeitrag von zwei Euro an die KlientInnen unter Berücksichtigung der Haushaltsgröße aus. Die Initiative Team Österreich Tafel des Roten Kreuzes sammelt Lebensmittelspenden von Supermärkten, lokalen Lebensmittelgeschäften und Lebensmittelproduzenten und verteilt diese noch am selben Tag an Arme und Armutsgefährdete. In den drei Filialen des gemeinnützigen Vereins Sozialmarkt Wien werden Lebensmittel und Produkte des alltäglichen Lebens kostengünstig verkauft. Der Großteil der dort abgesetzten Waren wird zugekauft, der Rest stammt aus Lebensmittelspenden.

In Wien werden pro Jahr rund 2.252 Tonnen genießbare Lebensmittel von Lebensmittelproduzenten, -händlern, Groß- und Einzelhandel usw. durch die sozialen Einrichtungen zur Lebensmittelweitergabe übernommen, davon werden rund 2.126 Tonnen (94,4 %) Lebensmittel an soziale Einrichtungen und/oder sozial Bedürftige verteilt bzw. über Sozialmärkte verkauft. 5,6 % (rund 125 Tonnen) der übernommenen Lebensmittelspenden werden entsorgt. Als Gründe für die Entsorgung wurden genannt: hartes und zuviel Brot und offensichtlich verdorbenes Obst und Gemüse.

Im Zuge der Erhebung konnte ein grober Einblick in die Produktgruppenzusammensetzung der von den Lebensmittelspendern weitergegebenen Waren gewonnen werden. Als Hauptproduktgruppe konnten Milchprodukte, Brot und Backwaren und „Sonstige Lebensmittel“ identifiziert werden. Unter „Sonstige Lebensmittel“ sind Produkte, wie Süßspeisen, Fisch, Kaffee, Tee, Gewürze, Teigwaren usw. zusammengefasst. Als Gründe für die Weitergabe noch genießbarer Lebensmittel durch Lebensmittelproduzenten und -händler an die sozialen Einrichtungen zur Lebensmittelweitergabe wurden z.B. Fehlproduktionen, Saisonartikel, Mindesthaltbarkeitsdauer, Etiketten-, Verpackungsmängel und Überproduktion genannt.

Abb. 1 zeigt die prozentuelle Verteilung der verteilten und verkauften Waren durch die sozialen Einrichtungen zur Lebensmittelweitergabe über einzelne Produktgruppen. Unter Sonstige Lebensmittel sind weitere Produkte und Lebensmittel wie Süßspeisen, Fisch, Kaffee, Tee, Gewürze, Teigwaren usw. zusammengefasst.

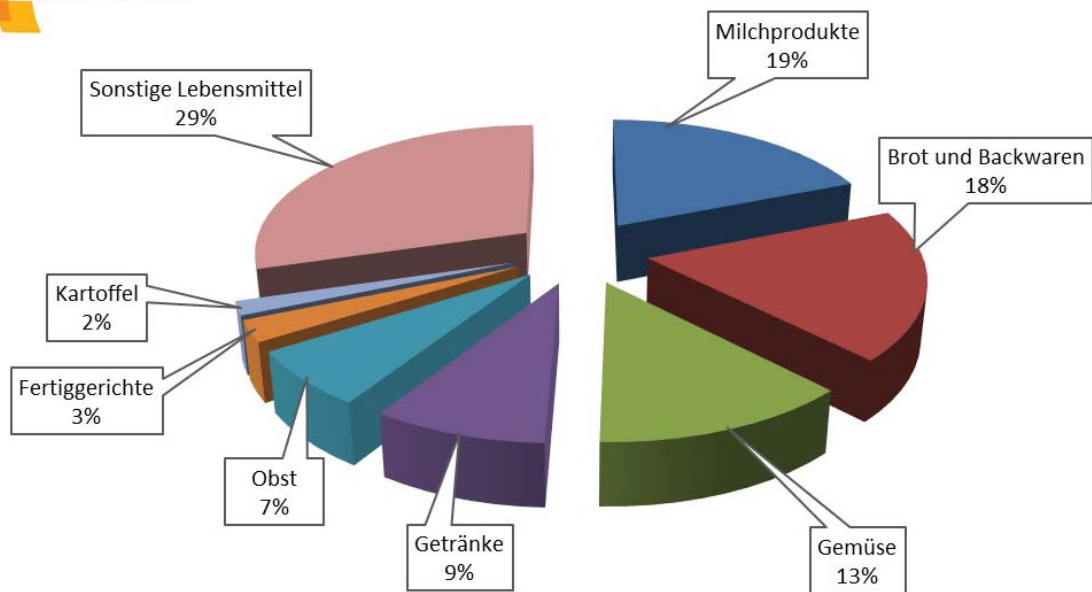


Abb. 1: Prozentuelle Verteilung einzelner Produktgruppen der durch die sozialen Einrichtungen verkauften und verteilten Lebensmittel bezogen auf kg/Jahr (Bernhofer & Pladerer 2013).

Ein Großteil der Einrichtungen gibt ausschließlich die kostenlos von Lebensmittelproduzenten, Groß- und Einzelhandel, Bäckereien, Gastronomiebetrieben, Märkten, Privathaushalte usw. zur Verfügung gestellten Lebensmittel an ihre KundInnen weiter. Es sind nicht immer alle Lebensmittel für den täglichen Bedarf verfügbar, d.h. es wird und kann kein Vollsortiment angeboten werden. Einige der Einrichtungen geben Lebensmittel kostenlos an ihre KlientInnen weiter, bei anderen wird ein symbolischer Kostenbeitrag bei der Lebensmittelausgabe eingehoben, oder die Lebensmittel werden in Sozialmärkten zu Preisen verkauft, die bis zu einem Drittel des normalen Verkaufspreises betragen können. Bestimmte Produkte, wie Brot werden in vielen Einrichtungen kostenlos abgegeben. Die sozialen Einrichtungen zur Lebensmittelweitergabe definieren unterschiedliche Einschränkungen für den Kundenkreis hinsichtlich des Produktangebotes, der speziellen Abgabekriterien, der Festsetzung eines Preises für die abgegebenen Produkte, der unmittelbaren Zielgruppe, der Organisation im Hintergrund und der logistischen Möglichkeiten. Einige der sozialen Einrichtungen bieten neben der Ausgabe von Lebensmitteln auch zusätzliche Unterstützungsangebote (Sozialberatung) an.

Die durchgeführte Onlinebefragung bei den sozialen und karitativen Einrichtungen, die von der Wiener Tafel als „Sozialspedition“ mit Lebensmittelspenden beliefert werden, zeigt folgendes: Der Lebensmittelbedarf in den befragten einzelnen Einrichtungen wird zu 55 % über Lebensmittelspenden gedeckt. Davon stammen 47 % von der Wiener Tafel, 6 % aus privaten Lebensmittelspenden und 2 % von anderen institutionellen Spendern. Die restlichen Lebensmittel (45 %) werden von den sozialen Einrichtungen zugekauft. Betreffend Bedarf und Verfügbarkeit einzelner Waren/Produktgruppen konnte festgestellt werden, dass Brot und Backwaren am häufigsten von den Einrichtungen als ausreichend verfügbar genannt wurden. 6 % der Organisationen erhalten „viel zu viel“ an Brot und Backwaren.

Die Mengen an Altbackwaren sind mittlerweile so groß, dass selbst bei sozialen Einrichtungen ein Überangebot herrscht und Produktspenden teilweise nicht angenommen werden. Oftmals bleiben bei dieser Produktgruppe auch nach der Ausgabe an Bedürftige Restbestände übrig. In diesem Falle sind mit einer Weitergabe keine sozialen und ökologischen Vorteile, sondern vielmehr vermeidbare Aufwendungen seitens der karitativen und sozialen Organisationen verbunden (Novotny 2011).

Die Anlieferung von Gemüse wurde von 50 % der Organisationen als ausreichend genannt, von 38 % als zu wenig und von 6 % als viel zu wenig. Ein ähnliches Bild zeigt sich bei Obst, bei Kartoffeln, Milchprodukten, Getränken, Fertiggerichten aus dem Lebensmitteleinzelhandel und Fertigménüs von Caterern, Großküchen und Gastronomiebetrieben. Bei diesen Waren/Produk-

tgruppen wurde die Anlieferung von 31 % bis 44 % der sozialen und Einrichtungen je nach Produktgruppe als zu wenig empfunden. 13 % bezeichneten die Versorgung mit Obst, Kartoffeln, Fertigmüsen- und Fertiggerichten und 19 % bei Milchprodukten und Getränken als „viel zu wenig“. Vermehrter Bedarf besteht an folgenden Lebensmitteln: Reis, Teigwaren, Öle und Fette, Zucker, Kaffee, Tee, Tiefkühlprodukte und länger haltbare Lebensmittel wie Konserven.

Von den übernommenen Lebensmitteln werden von den sozialen und karitativen Einrichtungen rund 94 % an die KlientInnen ausgegeben (Verteilung, gemeinsame Küche) und 6 % werden entsorgt.

In den sozialen Einrichtungen wird für eine entsprechende Verteilung der von der Wiener Tafel übernommenen Lebensmittel unter anderem im Vorfeld der Bedarf bei den KlientInnen erfragt. In vielen Fällen nehmen sich die BewohnerInnen der sozialen Einrichtungen die zur Verfügung stehenden Lebensmittel nach eigenem Ermessen. Bei Bedarf greifen MitarbeiterInnen regulierend ein oder verteilen die Lebensmittel entsprechend ihrer Erfahrungswerte an die KlientInnen. Als fördernd für die Weitergabe von Lebensmitteln durch Wiener Sozialeinrichtungen werden z.B. folgende Rahmenbedingungen gesehen: optimal auf den Bedarf eingehen (gezielte Umverteilung), regelmäßige Lieferung der Lebensmittel (fixe Tage) für eine bessere Planbarkeit, genügend Personal für die Verteilung der Lebensmittel, rasche Informationsweitergabe (Ankündigen der geplanten Anliefermenge und -produkte) und Online-Bestellmöglichkeiten. Als hemmend werden unter anderem die unregelmäßige Warenanlieferung, fehlende Lager- und Kühlmöglichkeiten in den sozialen und karitativen Einrichtungen gesehen.

Die ursprüngliche Nutzung der Nahrungsmittel durch die Weitergabe an karitative und soziale Organisationen und armutsgefährdete Personen ist nicht nur aus sozialen, sondern auch aus ökologischen Gesichtspunkten erstrebenswert. 94 % der im Rahmen der Lebensmittelweitergabe verteilten Lebensmittel werden verbraucht und nicht im Abfall entsorgt. Damit wird dem Kreislaufziel der österreichischen Abfallwirtschaft Rechnung getragen und negative Umweltauswirkungen von Abfällen werden vermieden. Die Umwandlung von genießbaren Lebensmitteln im Kompost oder Energie kann immer nur die zweitbeste Möglichkeit der Nutzung eines Lebensmittels sein und sollte nur dann zum Einsatz kommen, wenn Lebensmittelabfälle nicht vermieden werden können (Schneider 2009).

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN

Anhand der Ergebnisse der Studie (Bernhofer & Pladerer 2013) lassen sich folgende Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen ableiten. Die erhobenen Daten und Informationen verdeutlichen und zeigen, dass in Wien weiterer Bedarf an Lebensmitteln für armutsgefährdete und manifest arme Personen gegeben ist. Dies zeigt sich an den steigenden Bezugszahlen für Berechtigungskarten und anhand der Erhebung bei den sozialen und karitativen Einrichtungen, die von der Wiener Tafel beliefert werden. Die Bedarfe an Lebensmittel hinsichtlich der einzelnen Warengruppen sind unterschiedlich.

Bei Brot und Backwaren besteht in manchen Einrichtungen sogar ein Überangebot bzw. Absatzproblem. Nach der Weiter- bzw. Ausgabe an Bedürftige bleiben oftmals Restbestände übrig.

Im Projekt Le+O gibt es zum Beispiel ein massives Überangebot an Schwarzbrot, das nur schwer absetzbar ist, da deren KundInnen Weißbrot vorziehen. So bleiben pro Woche ein paar hundert Kilogramm an dunklem Brot über. Bedarf gibt es an Weißbrot und vor allem an Lebensmitteln, die für Muslime geeignet sind. Für eine effiziente Warenverteilung und Weitergabe ist auf die Klientel und die speziellen Bedürfnisse der KundInnen Rücksicht zu nehmen (Muslime, Vegetarier, Allergiker usw.). Für eine bedarfsgerechte Warenübernahme, -verteilung und -anlieferung im Bereich Brot und Backwaren ist eine bessere Abstimmung mit dem Bedarf bei den einzelnen sozialen Einrichtungen nötig. Die Ergebnisse sollen an die Brot- und Backwarensponder rückgemeldet werden. Ein gemeinsam entwickeltes Konzept und ein Online-Bedarfstool könnte eine effiziente Weitergabe von Brot- und Backwaren unterstützen.

Ein vermehrter Bedarf ist unter anderem auch bei Obst und Gemüse gegeben. Von den sozialen Einrichtungen zur Lebensmittelweitergabe wird vor allem im Frischgemüsebereich noch großes Potential gesehen. Es empfiehlt sich das Lebensmittelabfallvermeidungspotential in den

Wiener Landwirtschaftsbetrieben zu erheben und darüber nachzudenken, ob ein Kooperationsnetzwerk zwischen den Wiener ProduzentInnen (LGV, Landwirtschaftsbetrieb der Stadt Wien, MA 49), Großmarkt Wien Inzersdorf und Detailmärkte (MA 59) und den sozialen Einrichtungen zur Lebensmittelweitergabe initiiert werden kann, um eine effiziente Weitergabe von genießbarem Obst und Gemüse, das nicht mehr verkaufsfähig ist, zu gewährleisten.

Zu untersuchen wäre auch, ob an Großanfallstellen, wie dem Großmarkt Wien-Inzersdorf durch weitere Verarbeitungs- und Konservierungsschritte Obst und Gemüse länger haltbar gemacht und den Sozialen Einrichtungen zur Lebensmittelweitergabe zur Verfügung gestellt werden können.

Die sozialen Einrichtungen können keine Vollversorgung mit Lebensmitteln übernehmen, sie können nur weitergeben, was sie selbst von Lebensmittelherstellern und -händlern gespendet bekommen.

Einige der sozialen Einrichtungen zur Lebensmittelweitergabe und viele der sozialen und karitativen Einrichtungen, die von der Wiener Tafel beliefert werden, benötigen mehr Grundnahrungsmittel, Tiefkühlprodukte, Fertiggerichte und länger haltbare Lebensmittel wie Konserven. Der Bedarf an diesen Waren wird entweder zugekauft oder auch durch entsprechende Sammelaktionen gedeckt. Aktionen wie „1+1 gratis“ im Supermarkt könnten im Sinne eines Sozialtransfers im Rahmen von koordinierten Aktionszeiträumen und -orten für Sammlungen von benötigten Lebensmitteln für soziale Einrichtungen genutzt werden. KundInnen, die im Supermarkt einen Artikel kaufen und einen weiteren umsonst bekommen, können einen für soziale Einrichtungen abgeben. Solche Sammelaktionen müssten mit entsprechenden Aufklärungsmaßnahmen, welche auf die dahinter liegenden Gründe abzielen, begleitet werden.

Um weitere Lebensmittel vor dem Abfall zu bewahren und für die sozialen Einrichtungen zu lukrieren, könnten auch Großküchen dazu animiert werden zu erheben, ob eine Weitergabe von noch genießbaren Lebensmitteln an soziale Einrichtungen umgesetzt werden könnte. Auch bei der Auflösung von Lagerbeständen speziell von Grundnahrungsmitteln, Tiefkühlprodukten, Fertiggerichten und länger haltbaren Lebensmitteln wie Konserven ist eine Kooperation mit sozialen Einrichtungen empfehlenswert.

Von den sozialen Einrichtungen zur Lebensmittelweitergabe und den sozialen Einrichtungen, die von der Wiener Tafel beliefert werden, werden ca. 94 % der Lebensmittelspenden weiterverkauft bzw. weitergegeben. 6 % der übernommenen Lebensmittelspenden werden entsorgt. Als Gründe wurden unter anderem hartes und zuviel Brot und auch offensichtlich verdorbenes Obst und Gemüse genannt. In den sozialen Einrichtungen sollte Wissen betreffend optimaler Vermeidungsmaßnahmen generiert bzw. verbreitet werden. Bestehende Beratungsangebote sollten kommuniziert und allfälliger weiterer Bedarf aufgezeigt werden.

Die Weitergabe von Lebensmitteln stellt hohe Ansprüche an die Handhabung der Produkte bei Lagerung, Transport und Ausgabe. In den bestehenden Kooperationen der sozialen Einrichtungen mit Lebensmittelproduzenten, -handel, Bäckereien usw. fallen neben den halbwegs kontinuierlich und abschätzbar bereitgestellten Waren oftmals auch Lebensmittel kurzfristig beziehungsweise unerwartet an. Seitens der sozialen und karitativen Einrichtungen gibt es oftmals auch unterschiedliche Ansprüche an Waren in Abhängigkeit von der Klientel. Mit einer (Weiter)entwicklung von Logistik-, und Bedarfstools könnte den Unregelmäßigkeiten in der Warenbereitstellung (Lebensmittelspenden) und wechselnden Bedarfen entgegengewirkt werden. Eine Online-Plattform zur Weitergabe von Lebensmitteln in Wien wäre eine Möglichkeit für ein weiteres strategisches Tool zur Vermeidung von Lebensmittelabfällen. In der Plattform könnten sich Lebensmittelspender, soziale Einrichtungen zur Lebensmittelweitergabe, soziale und karitative Einrichtungen und Logistikdienstleister vernetzen, um überschüssige Lebensmittel entsprechend dem angemeldeten Bedarf zu verteilen. Bei den sozialen Organisationen könnten genauere Datengrundlagen (Logistiksystem, Lager-, Kühlmöglichkeiten, Klientel, KundInnen usw.) zu einer zielgerichteten Weitergabe von gespendeten Lebensmitteln beitragen.

Die Erhebungen haben auch gezeigt, dass Zeit und Arbeitskraft der ehrenamtlichen MitarbeiterInnen, sowie die Verfügbarkeit von Kühlmöglichkeiten limitierende Faktoren bei der Weitergabe von Lebensmitteln darstellen. Informationen zu Abfallvermeidungsförderprogrammen, bei denen die Anschaffung von Kühlmöbeln förderbar ist, um den Verderb von Lebensmittel vorort bei den Einrichtungen zu verhindern, sollten verbreitet werden. Freiwilligkeit nimmt in

modernen Gesellschaften einen immer umfassenderen Stellenwert ein und durchdringt fast alle gesellschaftlichen Bereiche. Die Möglichkeit sich im Bereich der Lebensmittelweitergabe ehrenamtlich zu engagieren, könnte verstärkt kommuniziert werden.

Eine Awarenesskampagne zur „Weitergabe von Lebensmitteln durch soziale Einrichtungen“ mit entsprechenden Aktionen und Maßnahmen kann den Ausbau und die Stärkung des Systems zur Lebensmittelweitergabe zusätzlich unterstützen.

Bestehende Kooperationen und Netzwerke im System zur Lebensmittelweitergabe sollten vertieft und gegebenenfalls optimiert und neue aufgebaut werden um eine koordinierte Weitergabe von nicht mehr regulär verkaufter, jedoch genießbarer Lebensmittel zu gewährleisten.

Zurzeit sind österreichweit keine gesicherten aggregierten Daten zum Mengenumsatz von sozialen Einrichtungen zur Lebensmittelweitergabe verfügbar. Nur für Wien liegen diese Daten vor (Bernhofer & Pladerer 2013). Bereits 2009 wurden die abfallwirtschaftlichen Leistungen (insbesondere Lebensmittelabfallvermeidung) des SOMA Wiener Hilfswerk mittels einer Input-Outputanalyse dargestellt (Meissner et al. 2010). Weiters liegen auch keine zusammenhängenden Informationen über die Größenordnung der in Österreich insgesamt anfallenden Lebensmittelabfälle vor. In der laufenden Studie „Lebensmittelweitergabe in Österreich“, unterstützt vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, den Landesregierungen der Bundesländer Oberösterreich, Salzburg, Steiermark, Tirol und Wien, des Umweltverbandes Vorarlberg und der Arbeiterkammer werden, die im Bereich Lebensmittelweitergabe tätigen sozialen Einrichtungen in Österreich und deren Organisationsstruktur (Warenbeschaffung und –verteilung) dargestellt und die durch diese Organisation verteilten bzw. verkauften Gesamtmengen abgeschätzt inklusive Verteilung nach Produktgruppen. Die Ergebnisse der Studie liegen mit Ende des Jahres 2014 vor (Bernhofer & Pladerer 2014).

LITERATUR

- Bernhofer G. & Pladerer C. (2013) *Lebensmittelweitergabe in Wien*. IST-Stand und Bedarf bei der Lebensmittelweitergabe in den sozialen und gemeinnützigen Einrichtungen in Wien. Studie im Auftrag der Umweltschutzabteilung der Stadt Wien (MA22). Österreichisches Ökologie-Institut; Wien.
- Bernhofer G. & Pladerer C. (2014) *Lebensmittelweitergabe in Österreich, ein Beitrag zur Abfallvermeidung*. IST-Stand und Bedarf bei der Lebensmittelweitergabe in sozialen und gemeinnützigen Einrichtungen. Studie im Auftrag der des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, den Landesregierungen der Bundesländer Oberösterreich, Salzburg, Steiermark, Tirol und Wien, des Umweltverbandes Vorarlberg und der Arbeiterkammer. Österreichisches Ökologie-Institut; Wien.
- BMASK (2011) *Armut- und Ausgrenzungsgefährdung in Österreich Ergebnisse aus EU-SILC 2010*. Studie der Statistik Austria im Auftrag des Bundesministeriums für Arbeit, Soziales und Konsumentenschutz. Sozialpolitische Studienreihe, Band 8; Wien.
- Meissner M., Pladerer C. & Bernhofer G. (2010) *Abfallwirtschaftlicher Impakt SOMA Wiener Hilfswerk*. Gefördert vom ÖkoBusinessPlan Wien „Nachhaltige Produkte und Dienstleistungen“ und unterstützt von der Wirtschaftsuniversität Wien „Forschungsförderung im Rahmen der Assistentinnen Kleinprojekte. Österreichisches Ökologie-Institut; Wien.
- Novotny C. (2011) *Auswirkungen der Vermeidung von Lebensmittelabfällen durch sozialen Transfer*. Diplomarbeit Universität für Bodenkultur, Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt, Institut für Abfallwirtschaft; Wien.
- Schneider F. & Scherhauser S. (2009) *Aufkommen und Verwertung ehemaliger Lebensmittel – am Beispiel von Brot und Gebäck*. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft, Familie und Jugend. Endbericht. Institut für Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur; Wien.

Analyzing Initiatives to Reduce Food Waste at Consumer Level in Styria

U. Gelbmann & M. Zimek

University of Graz, Institute of Systems Sciences, Innovation and Sustainability Research, Graz, Austria

ABSTRACT: Food waste has reached disquieting proportions worldwide. About one third of all food losses are caused by consumers mostly in the industrialized countries. This paper presents the results of a 2014 survey on activities taken in Styria to raise consumers' awareness for food losses. The mixed methods approach applied consists of a chain referral research for activities aiming to raise awareness for food losses at the consumer level. We tried to detect "all" activities between 2011 and 2013. Each activity was categorized as to aspects like initiators, reach or motives. Additionally we conducted a series of semi-structured interviews with experts-in-the-field for further validation. In accordance with literature we found out that awareness for food waste is raised mostly by low-threshold, informal activities aiming directly at the living environment of the addressees. Information events and activities like cooking workshops reach fewer people than films or cookbooks, but according to the experts add more to raising awareness.

1 INTRODUCTION

Food waste has reached disquieting proportions worldwide. About one third of the food initially produced for human consumption, that amounts to 1.3 billion tons of food, gets wasted (FAO 2011). In the European Union, about 90 million tons are thrown away (European Union 2014). About one third of these losses occur already during the initial production and harvesting, one third during transport, processing, and retailing. But more than one third of all food losses are caused by consumers mostly in the industrialized countries. In Austria, this leads to 40 kg of still edible food thrown away per household and year, equaling the cost of about 300 to 400 € (BMLFUW 2014). Food loss at consumer level is due to uninformed and unaware consumer action (European Communities 2011). In order to tackle food waste generation at consumer level, since 2011 an increasing number of initiatives has been launched to both raise awareness and give the consumers incentives and guidance to reduce food wastage. These initiatives range from preparing information and educational publications and face-to-face presentations to publishing cookbooks and giving cooking classes to special activities like "waste diving" (digging for still edible items in the waste bins of supermarkets or restaurants) or special "food waste events" like parties or fares.

Yet so far these initiatives have taken place in a rather uncoordinated way. Scientific evaluation of the respective goals, target audiences, concrete measures and especially outcome is mostly missing. Knowing these parameters, however, is necessary to devise custom programs for raising consumer awareness. Accordingly this research aims to provide an analysis of food waste reduction initiatives at the consumer level and therefore investigates respective activities in Styria from 2011 to 2013. The main goal is to develop a typology of initiatives to both enable scientific consideration and provide future initiatives with an overview of potentials and pitfalls. The main research interest is to find out which kinds of and how many initiatives have been taken in Styria to avoid food losses at the consumer level from 2011 to 2013 and to develop a set of indicators by which these initiatives can be evaluated appropriately. This will be done by considering the following subsequent research questions:

- How many activities took place in Styria between 2011 and 2013 and which methods of educating were applied?
- Who initiates food prevention initiatives and who is in charge of operational aspects?

- What are the starting points and motives of initializing food waste initiatives?
- Who are typical target groups of the respective measures?
- How many people are usually reached?
-

To answer these research questions we start from an in-depth investigation of literature on the topic of food waste and especially on sustainable education related to waste generation. Here we can build on research work that has already been completed at the ISIS. Furthermore, the method for this research is based on an inventory count of food waste prevention initiatives in Styria. This is accomplished by applying chain referral (Ebster & Stalzer 2008) for identifying measures that have taken place: Starting from secondary analysis more and more initiatives have been identified. This method may omit very small privately run initiatives, but detects almost all of the officially organized ones. For triangulation (Mayring 2001) we conducted semi-structured interviews with well-established actors in the field (e.g. from the Chamber of Agriculture) to find out about their initiatives. Qualitative analysis was done as a qualitative content analysis of the material retrieved with the help of MaxQDA software to guarantee for replication (Prein et al. 1998). As for quantitative analysis we investigated connections between the indicators we had retrieved. Accordingly, research concept, empirical work and conclusions are mainly on a qualitative basis, whereas the empirical phase transforms qualitative into quantitative elements (mixed-methods monostrand conversion design) (Teddlie & Tashakkori 2009).

The result is an overview and evaluation of the initiatives in Styria that can give hints at which concepts seem to work well and which concepts do not succeed so much. Gaps in food waste education are identified and ideas for new concepts are created. Thus, the research yields the basis for a guideline for future actors in the field of education for food waste prevention.

2 THEORETICAL APPROACH

From the waste management point of view raising awareness for the value of food is a part of increasing awareness for waste prevention. Waste prevention again is connected to the Austrian Federal and Styrian Provincial Waste Management Plans: Whereas the Federal Plan rather vaguely demands for a cut-back in food losses (BMLFUW 2011), the Styrian Plan describes how the Styrian government agency makes use of different initiatives to reduce waste (SPG 2010). In 2010, however, food waste prevention was not made a specific target, but this has changed since; today more and more initiatives directed at raising awareness are supported.

Raising awareness within households is important to bring down domestic refuse as households play a major role as to factors like consumer behavior, standard of education and environmental awareness (Kranert & Cord-Landwehr 2010). Accordingly the three key factors “households”, “education” and “waste prevention” are closely interlinked as relates to public education on waste prevention. The target is to educate households to prevent waste.

Education for waste prevention is part of sustainable education. People need support to acquire the knowledge, personal and social competencies to tackle sustainability related problems in their personal environment (Scott & Gough 2003). The UNESCO World Decade “Education for Sustainable Development” (2005-2014) aims to make education for sustainable development an integral part of general education. Sustainable education provides the individual with competencies to actively analyse and assess non-sustainable developments and to make sustainable development a guideline for their own lives (de Haan 2010).

The process of learning for sustainable development comprises the broadening and deepening of individual sustainability-related knowledge as well as increased awareness of and involvement into sustainability topics, all directed at least at developing individual intentions to change behaviour and to finally create a new personal style of living (Ballantyne & Packer 2008). The competences required to do so involve an intrinsic dimension helping people to choose between alternatives in confusing environments overloaded with information, and an instrumental dimension directed at providing tangible knowledge on how to act more sustainably (Sterling 2010). As to food waste prevention the instrumental dimension involves knowledge on e.g. expiry/best-before dates or recipes to provide tasty, healthy, and easy-to-cook dishes from leftovers.

Whereas these instrumental qualities might be transferrable via the traditional channels of learning, intrinsic qualities need a new approach to learning and education (Fien et al. 2009). The

new approach requires the active involvement of the learner, it is application-oriented, world-oriented and self-directed (de Haan 2010). This again implies that the learner has a particularly good reason for learning and is driven by his/her self-interest. This “expansive” learning requires a transition from an externally controlled to a self-controlled kind of learning (Holzkamp 1995). Understanding and grabbing the root of the issues, dialogue and negotiation, clear values, new mental model influencing decision making and a focus on changing structures and institutions instead of behaviour become the important triggers of learning (Tilbury 2011). This kind of learning is less likely to be accomplished in a formal setting like in school or at a university, but rather takes place in non-formal or even informal settings. These are both mostly intentional and do not lead to certification. Whereas non-formal learning is structured as to learning objectives, learning time or learning support, informal learning results from daily life activities related to work, family or leisure (EC 2001). Finally there is the question of who triggers and drives learning related to food waste prevention. Learning can be either self-controlled (the learner decides what, where, and when to learn) or externally controlled (the teacher decides) (Faulstich & Ludwig 2008). Sustainability related learning is in most cases self-controlled and required by the individual. However, the initiative to provide sustainability related content is mainly taken by official or non-governmental organizations (Peskoller 2014).

According to theory these settings will be the most effective to raise awareness for food waste. The selection of the “right” method for the right group of addressees is an important step to strengthen awareness and encourage more sustainable behavior. Accordingly different requirements of target groups and influencing factors must be considered (Kranert et al. 2012). Specific influencing factors include demographic factors (e.g. age, income, place of domicile), external factors (institutional, economic, social, cultural) and internal factors (e.g. motivations, awareness, values, attitudes, emotion). All of these must be observed and respected when planning and designing an initiative of sensitization (Kollmuss & Agyeman 2002). Literature mentions different methods to raise the awareness of consumers, such as (cooking) workshops, film presentations, information days or social media. Still, there is a need to know, how people get motivated to reduce food waste in their households (Graham-Rowe et al. 2014).

3 RESULTS

Over the last years the number of activities involving consumers into the problem of food wastage has increased in the European Union (BIOIS 2012). In our case of Styria between 2011 and 2013 a fair lot of information material was published for consumers: 7 brochures with information about purchase, storage and usage, 2 brochures with recipes and 1 flyer. These initiatives were taken by the Chamber of Agriculture Styria (1 information brochure with 8,000 exemplars, 1 recipe brochure with 1,200 exemplars), Economic Chamber of Styria in cooperation with Saubermacher Waste Management company (1 recipe brochure with 20,000 exemplars, 2 information brochures each with 50,000 exemplars), the Federal Ministry of agriculture and forestry, environment and water management (1 flyer), “Die Feistritzgerinnen” (1 information brochure with 60 exemplars) and in a joint effort by Hofer food trade company, the Land government and AGES (Austrian Agency for Health and Food Safety) (each 1 information brochure). To strengthen consumer awareness several films were published, like the cine film “Taste the waste” with 30,000 visitors in 2011 and 2012 (Thurn 2014). Several film documentations of TV and online channels (Spiegel TV, W24-MeinWien, dasErste, ARD, ORF III, ...) were also released. Our search also yielded 6 book publications (3 providing information 3 containing recipes). 5 of the books were published by private authors; one cookbook was released by the Economic Chamber of Styria. Numbers of sold exemplars were not available for all publications. The book “Die Essensvernichter – Warum die Hälfte aller Lebensmittel im Müll landen und wer dafür verantwortlich ist” was sold 35,000 times and the cookbook „Kochen mit Herz“ was sold 2,000 times (Knittelfelder 2014; Kreuzberger & Thurn 2012; Thurn 2014). Kleine Zeitung Styria and the Krone Multimedia GmbH & Co KG published 9 online articles with information on food waste between 2011 and 2013. We identified 6 online platforms aiming at minimizing food waste and informing the public.

Over the last years the number of activities involving consumers into the problem of food wastage has increased in the European Union (BIOIS 2012). In our case of Styria between 2011 and 2013 a fair lot of information material was published for consumers: 7 brochures with infor-

mation about purchase, storage and usage, 2 brochures with recipes and 1 flyer. These initiatives were taken by the Chamber of Agriculture Styria (1 information brochure with 8,000 exemplars, 1 recipe brochure with 1,200 exemplars), Economic Chamber of Styria in cooperation with Saubermacher Waste Management company (1 recipe brochure with 20,000 exemplars, 2 information brochures each with 50,000 exemplars), the Federal Ministry of agriculture and forestry, environment and water management (1 flyer), “Die Feistritzerinnen” (1 information brochure with 60 exemplars) and in a joint effort by Hofer food trade company, the Land government and AGES (Austrian Agency for Health and Food Safety) (each 1 information brochure). To strengthen consumer awareness several films were published, like the cine film “Taste the waste” with 30,000 visitors in 2011 and 2012 (Thurn 2014). Several film documentations of TV and online channels (Spiegel TV, W24-MeinWien, dasErste, ARD, ORF III, ...) were also released. Our search also yielded 6 book publications (3 providing information 3 containing recipes). 5 of the books were published by private authors; one cookbook was released by the Economic Chamber of Styria. Numbers of sold exemplars were not available for all publications. The book “Die Essensvernichter – Warum die Hälfte aller Lebensmittel im Müll landen und wer dafür verantwortlich ist” was sold 35,000 times and the cookbook „Kochen mit Herz“ was sold 2,000 times (Knittelfelder 2014; Kreuzberger & Thurn 2012; Thurn 2014). Kleine Zeitung Styria and the Krone Multimedia GmbH & Co KG published 9 online articles with information on food waste between 2011 and 2013. We identified 6 online platforms aiming at minimizing food waste and informing the public.

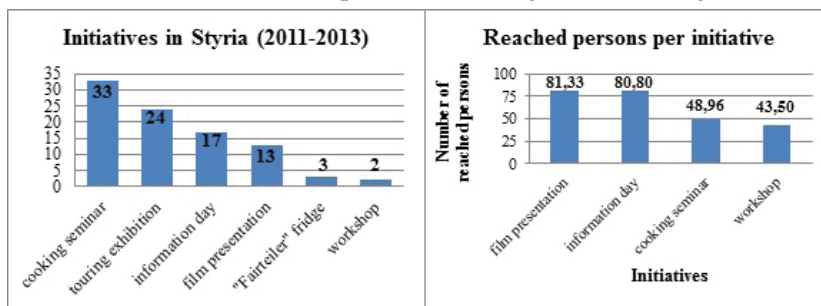


Fig. 1: Styrian activities to raise awareness and reached persons per initiative between 2011 and 2013

As for the initiators the regional government of Styria, department of waste management and sustainability, plays a major role as they launched the “Lebensmittel sind kostbar” initiative, providing regular platform meetings to trigger ideas, connect and inform multipliers. Among these there are two main groups of actors: The Chamber of Agriculture offers cooking seminars, a touring exhibition, a “leftover” cookbook and activities together with schools. They are the most area-wide actor for awareness rising activities in Styria. Another important group of actors are the 17 district waste management associations (Abfallwirtschaftsverband – AWV) some of who also organize food waste related events like waste parties or activities with children. Sometimes, the Chamber of Agriculture and the AWV also co-operate in organizing their activities (e.g. in organizing a public food waste day in the district of Leoben). Other actors involved come from universities (Graz, Leoben) and also from private companies, mostly waste management companies and civil society/NGOs, such as Foodsharing, an online platform for private persons, retailers and producers. The main idea is to help people to share food for ethical reasons, rather than for economic ones (Thurn et al. 2012). Foodsharing is also the initiator of the Fairteiler fridges.

The starting point of most of the initiatives is the fact that the actors feel responsible for food (the Chamber of Agriculture) or for waste reduction (the waste management associations, the university actors and most surprisingly also the waste management companies whose initial task is actually not waste prevention). When asked for their motives the experts mainly stated professional ones (a task of their organization). Personal motives (e.g. interest in sustainability, equality, fairness) might be covered by their long-term engagement. The experts highlighted several factors which are important for raising awareness of people, such as special activities for different target groups, changing (social) norm ideas, provocation, high-involvement activities and providing good examples (so-called archetypes). Concerning the effectiveness of initiatives, the experts thought media (social media), cooking seminars and activities with children in schools and cooking seminars to be the most influential. Still they regard any method putting too much pressure and instrumental knowledge on the people to be counterproductive.

The typical target groups comprise (as the title suggests) the consumer level. There are also initiatives mainly addressing multiplier groups (like the “Lebensmittel sind kostbar” Initiative), but they are not so much a subject of our investigation as a part of the results. On the consumer level, target groups can be divided into several subgroups:

- the general public, addressed by waste parties, films, cookbooks,
- the interested public who is already aware of the problem and wants to get involved in a more committed way. They are addressed by cooking seminars or the Fairteiler and
- children and adolescents, who are mostly addressed in school programs, films and in-school presentations, but also in projects where they practice leftover cooking.

Concerning the reach of different activities it is difficult to draw valid conclusions, as numbers are only available for film presentations, action days, leftover cooking courses and the “Restlosigkeit Essen” Workshop. Analysis shows that in only nine film presentations more than 700 people could be reached whereas 24 cooking courses did not even reach twice as many people. Altogether the film presentation reached an average of 81 people, the action days 80, but the cooking courses and workshops only between 43 and 48 people.

4 DISCUSSION

Although some of the actions took place at formal education sites like schools, all activities happened in a rather informal setting (not within “normal” classes, but rather in projects) and feature non-formal or informal qualities (no certificate). Cooking seminars and workshops can be classified as non-formal activities, whereas film presentations and information days feature a rather informal setting. So does the distribution of brochures, books and of course of newspaper articles with a totally untargeted audience. Most of the activities were initiated by official institutions, but mostly there was intensive contribution from private persons and organizations.

The target groups were in some cases the general public. Here, more people could be reached through activities which do not require so much personal involvement like film presentations, cookbooks or information/action days. These activities were mostly so low-threshold that we could sometimes not even identify them (newspaper articles, public information days, etc.). In these cases the impact does not seem to be really measurable. According to theory and also our expert interviews, application-oriented and high-involvement activities like workshops yield more benefit and impact. With these activities, the target group comprises the “interested public”, i.e. people who have already been sensitized for sustainability. Furthermore students of different ages are the target group of food waste prevention activities. Younger students are the ones to deal with the problem in the future and act as multipliers with their parents.

Recently foodsharing/common cooking platforms have been launched on the internet. In addition, informal initiatives like waste diving have emerged in Austria. These are mostly started by civil society and must be fostered by official authorities and integrated into education schemes.

5 CONCLUSION

Dissipation of comestible goods at all stages of the supply chains features a high potential of avoiding, especially at the level of consumers. Consumers’ awareness and attitude must change which requires refined methods. Our study investigates and analyzes archetypes of methods in Styria. Here, between 2011 and 2013 many actions took place, mainly to inform consumers and to give them cooking and usage ideas. Still there is much need for further action and on the meta-level for research in this field, especially as concerns attitudes, social norms and motivations of different target groups. Above all, and similar to other environment related areas, it has to be found out how to transform knowledge and intentions into actions and behavior. Thus, food waste education should be better integrated into school curricula, but on a non-formal level. Accordingly additional schemes appropriate for changing habits on the consumer level have to be identified, which seems to be an enormous future challenge. As for future action, it will be important to establish joint effort of educational and sustainability related institutions.

REFERENCES

- Ballantyne, R. & Packer, J., 2008. Learning for sustainability: *The role and impact of Outdoor and Environmental Education Centres*, University of Queensland, School of Tourism.
- BIOIS, 2012. Events. *EU Fusions*. Available at: <http://www.eu-fusions.org/events> [Accessed June 6, 2014].
- BMLFUW, 2011. *Federal Waste Management Plan Vol. 1.*, Vienna: Austrian Federal Ministry for Agriculture, Forestry, Environment and Water Management.
- BMLFUW, 2014. Lebensmittelabfälle in Österreichs Haushalten. *Ministerium für ein lebenswertes Österreich*. Available at: http://www.bmlfuw.gv.at/lebensmittel/kostbare_lebensmittel/lebensmittel.html [Accessed June 6, 2014].
- Ebster, C. & Stalzer, L., 2008. *Wissenschaftliches Arbeiten für Wirtschafts- und Sozialwissenschaftler*, Wien: Facultas Verlags- und Buchhandels AG.
- EC, 2001. *Making a European Area of Lifelong Learning a Reality COM(2001)* ., Brussels: European Commission.
- European Communities, 2011. *Preparatory study on food waste across EU 27 (Contract #:07.0307/2009/540024/SER/G4 Final Repo.*, European Commission (DG ENV) European Commission (DG ENV), Directorate C - Industry.
- European Union, 2014. Health and Consumers. Food. Stop Food Waste. *European Commission*. Available at: http://ec.europa.eu/food/food/sustainability/index_en.htm [Accessed June 6, 2014].
- FAO, 2011. *Global food losses and food waste* J. Gustavsson, C. Cederberg, & U. Sonesson, eds., Rom: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Faulstich, P. & Ludwig, J., 2008. "Lernen und Lehren - aus subjektwissenschaftlicher Perspektive." In P. Faustlich & J. Ludwig, eds. *Expansives Lernen. Grundlagen der Berufs- und Erwachsenenbildung*. Baltmannsweiler: Schneider Verlag Hohengehren, pp. 10–28.
- Fien, J., Maclean, R. & Park, M.G., 2009. *Work, Learning and Sustainable Development: Opportunities and Challenges*, UNEVOC, Springer.
- Graham-Rowe, E., Jessop, D.C. & Sparks, P., 2014. Identifying motivations and barriers to minimising household food waste. *Resources, Conservation and Recycling* 2, 84, pp.15–23.
- De Haan, G., 2010. The development of ESD-related competencies in supportive institutional frameworks. *International Review of Education*, 56(2-3), pp.315–328.
- Holzkamp, K., 1995. *Lernen. Subjektwissenschaftliche Grundlegung*, Frankfurt/Main, New York: Campus Verlag.
- Knittelfelder, G., 2014. *4. Treffen der stirischen Aktionsplattform "Lebensmittel sind kostbar,"* Graz: Wirtschaftskammer Steiermark / Sparte Handel.
- Kollmuss, A. & Agyeman, J., 2002. Mind the Gap: why do people act environmentally and what are the barriers to pro-environmental behavior? *Environmental Education Research*, 8(3), pp.239–260.
- Kranert, M. et al., 2012. *Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland*, Stuttgart: Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft.
- Kranert, M. & Cord-Landwehr, K., 2010. *Einführung in die Abfallwirtschaft*, Vieweg+Teubner Verlag / Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH.
- Kreutzberger, S. & Thurn, V., 2012. *Die Essensvernichter: warum die Hälfte aller Lebensmittel im Müll landet und wer dafür verantwortlich ist*, Köln: Kiepenheuer & Witsch.
- Mayring, P., 2001. Kombination und Integration qualitativer und quantitativer Analyse. *Forum: Qualitative Sozialforschung*, 2(1).
- Peskoller, A., 2014. *Nachhaltigkeitsgruppen als Orte der Bildung und des Lernens in einer flüssigen Gesellschaft*. Graz.
- Prein, G., Kelle, U. & Vird, K., 1998. An Overview of Software. In U. Kelle, ed. *Computer-Aided Qualitative Data Analysis*. London: SAGE Publications Ltd, pp. 190–210.
- Scott, W. & Gough, S., 2003. *Sustainable Development and Learning: Framing the Issues*, Great Britain: BOOK NOW Ltd.
- SPG, 2010. *Provincial Waste Management Plan Styria 2010*, Graz: Styrian Provincial Government.
- Sterling, S., 2010. Learning for resilience, or the resilient learner? Towards a necessary reconciliation in a paradigm of sustainable education. *Environmental Education Research*, 16(5-6), pp.511–528.
- Teddle, C. & Tashakkori, A., 2009. *Foundations of mixed methods research: Integrating quantitative and qualitative approaches in the social and behavioral sciences*, Sage Publications Inc.
- Thurn, V., 2014. *E-Mail, 17.02.2014*, ThurnFilm.
- Thurn, V., Kreutzberger, S. & Döblitz, F., 2012. foodsharing - Lebensmittel teilen statt wegwerfen. *Food-sharing e.V.* Available at: <http://at.myfoodsharing.org/>.
- Tilbury, D., 2011. *Education for Sustainable Development. An Expert Review of Processes and Learning*, Paris: UNESCO

Mindesthaltbarkeitsdatum als Ursache der Lebensmittelverschwendung?!

F. Vaak

Fraunhofer ISC, Projektgruppe IWKS, Alzenau, Deutschland

S. Gäth

Justus-Liebig-Universität, Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Gießen, Deutschland

KURZFASSUNG: Das Mindesthaltbarkeitsdatum (MHD) und das Verbrauchsdatum (VBD) spielen in der Diskussion um das Lebensmittelabfallaufkommen eine wesentliche Rolle. Die staatliche Vorgabe dieser Daten auf fast allen Nahrungsmitteln beeinflusst Hersteller, Händler sowie Konsumenten. Die Vermutung liegt nahe, dass eine fehlerhafte Interpretation der Daten - besonderes des MHD - speziell bei privaten Haushalten zu einem hohen Lebensmittelabfallaufkommen führt. Die durchgeführte Umfrage von Konsumenten in Deutschland zeigt jedoch ein gegenteiliges Ergebnis. 70 % der Befragten definierten das MHD korrekt. Lediglich 50 % der Verbraucher gestehen Unsicherheiten in Bezug auf die Bedeutung des VBD. In diesem Zusammenhang ist die Frage von Interesse, wie viele Lebensmittel aufgrund des MHD im Abfall landen. Eine Untersuchung des Restabfalls von privaten Haushalten zeigt, dass Produkte mit abgelaufenem MHD nur 8 Gew.-% der Lebensmittel im Restabfall ausmachen. Dies deutet darauf hin, dass die Fehlinterpretation des MHD eine geringer Auswirkung auf das Lebensmittelabfallaufkommen hat als angenommen. Folglich sollten neben der gezielten Öffentlichkeitsarbeit zum MHD und VBD, weitere Vermeidungsstrategien erarbeitet werden, die sich beispielsweise mit der optimierten Lagerung von Produkten im Haushalt beschäftigen. Aus aktueller Sicht liegt hier ein deutlich höheres Potenzial der „Verschwendungsvermeidung“ von kostbaren Lebensmitteln!

1 EINLEITUNG

Seit den 60er Jahren des 20. Jahrhunderts hat sich das westliche Europa einem gesellschaftlichen Wandel unterzogen. Während in der Nachkriegszeit alle Güter - einschließlich Nahrungsmittel - wertvoll waren und somit im Optimum genutzt wurden, hat sich dies im heutigen Zeitalter geändert. Lebensmittel stellen keine Mangelware mehr dar. Das Überangebot in unserer heutigen Zeit lässt uns in einer Konsumgesellschaft leben, in der Nahrungsmittel nicht mehr als Luxusgüter betrachtet werden. Die heutige Wohlstandsgesellschaft entsorgt Unmengen an Lebensmitteln, für die viele Ressourcen, wie beispielsweise Wasser, Energie, Boden verbraucht wurden. Nach Schätzungen der Food and Agriculture Organization werden weltweit, über die gesamte Wertschöpfungskette hinweg, rund ein Drittel der produzierten Lebensmittel ungenutzt entsorgt (Gustavsson et al. 2011). Allein in Europa sind die Lebensmittelverluste auf 89 Mio. Tonnen pro Jahr zu notieren. Bei ca. 500 Mio. Einwohnern entspricht dies einem spezifischen Aufkommen von 179 kg pro Jahr (Monier et al. 2010). Auf den Tag bezogen wird demnach etwa ein halbes Kilogramm an Lebensmitteln pro Person entsorgt.

Plakativ dargestellt, sind dies 2,5 handelsübliche Schnitzel pro Bürger und Tag!

Seit der Veröffentlichung des Dokumentarfilms „Taste the Waste“ von Valentin Thurn wird die Thematik der Lebensmittelverluste in Deutschland nicht nur öffentlich, sondern auch politisch intensiv diskutiert.

Lebensmittelabfälle können dabei vom Acker bis zum Teller verzeichnen werden. Dennoch werden die privaten Haushalte für den Großteil der Lebensmittelverschwendung verantwortlich gemacht.

Die vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) initiierte Studie über Lebensmittelabfallmengen in Deutschland bestätigt, dass rund 61 % der Lebensmittel vom Konsumenten ungenutzt entsorgt werden (Kranert et al. 2012). Handlungsalternativen gegen die Lebensmittelverschwendung bzw. Verschwendungsvermeidung - speziell im Konsumentenbereich – liegen weiter im Focus aller Akteure.

2 FRAGESTELLUNG UND ZIELSETZUNG

Als wesentliche Ursache für das hohe Lebensmittelabfallaufkommen von privaten Haushalten wird das Missverständnis des Mindesthaltbarkeitsdatums (MHD) angesehen. Schon vor Veröffentlichung der Studie des BMELV kam es zur Debatte um die Sinnhaftigkeit des Mindesthaltbarkeits- und Verbrauchsdatums. Hierbei wurde unter anderem über die Umbenennung dieser Kenngrößen diskutiert. Hans-Michael Goldmann (FDP) beschreibt in diesem Zusammenhang, dass das Verbrauchsdatum (VBD) für den Konsumenten die gleiche Bedeutung, wie das MHD (SDZ 2011) hat. Folglich führen die Missverständnisse der Bevölkerung unmittelbar zu Lebensmittelabfällen und –verschwendungen.

Zur Klarstellung und Abgrenzung:

Das VBD ist nach Definition auf leicht verderblichen Lebensmitteln und Frischwaren wie Hackfleisch, Fisch, etc. gesetzlich vorgeschrieben. Der Konsum dieser Produkte kann nach Ablauf dieses Datums gesundheitsschädlich sein. Folglich definiert das VBD eine unmittelbare Gefahr für die menschliche Gesundheit nach abgelaufenem Verzehr des Produktes.

Im Gegensatz hierzu definiert sich das MHD als Herstellergarantie. Der jeweilige Hersteller eines Produktes garantiert bis zu diesem Datum - unter optimalen Transport-, Aufbewahrungs- und Nutzungsbedingungen - die spezifischen Eigenschaften. Diese orientieren sich im Wesentlichen am Geruch, am Geschmack sowie der Konsistenz des Produktes. Das MHD definiert demnach keinesfalls die Verzehrbareit eines Konsumgutes und Lebensmittels. Vielmehr sind Produkte auch nach dem MHD in den meisten Fällen konsumierbar und keinesfalls Abfall.

Je nach Lebensmittel kann ein gesundheitlich unbedenklicher Konsum noch Tage oder auch Wochen sowie Monaten nach Ablauf des MHD möglich sein. Folglich sollten „abgelaufene“ Produkte nicht direkt entsorgt werden.

Die Diskussion, um das MHD ist von Interesse, dies bestätigt unter anderen die aktuelle Diskussion im Parlament der Europäischen Union.

Die These des starken Einflusses des MHD auf die Lebensmittelabfallmenge kann dabei noch nicht wissenschaftlich bestätigt werden. Demzufolge ist fraglich, ob Informationskampagnen ein Werkzeug des Umdenkens darstellen. In diesem Zusammenhang analysiert die Fraunhofer-Projektgruppe IWKS gemeinsam mit der Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement neue Ansatzpunkte der Hintergründe für das Entsorgen von Lebensmitteln in privaten Haushalten.

Zu hinterfragen ist unter anderem, ob das gesetzlich vorgeschriebene MHD, welches auf fast allen Lebensmitteln aufgedruckt ist, sinnvoll ist. Speziell im Bereich von Trockenprodukten - Nudel, Reis, Gewürzen, etc. - kann das Datum bei Verbrauchern zu Unsicherheiten führen und somit zu einer hohen Menge an Lebensmittelabfällen beitragen.

3 ERGEBNISSE

Entgegen den üblichen Untersuchungen basieren die nachfolgenden Ergebnisse auf der Ermittlung der Ursachenanalyse. Konkret bedeutet dies, dass hinterfragt wird, ob das MHD und das VBD einen tatsächlichen Einfluss auf das Verhalten von Konsumenten hat.

3.1 *Theoretisches Wissen der Bevölkerung*

Im Rahmen einer Umfrage wurden die Aussagen von Verbraucher über die Definition des MHD sowie des VBD analysiert. Die Methodik des „persönlichen Interviews“ wurde gewählt, um detailliertere Antwortoptionen zu erhalten und den Einfluss von externen Faktoren zu minimieren. Abfälle fallen entsprechend spontan an, sodass eine direkte Konfrontation der Bevölkerung bzgl. dieser Thematik aus wissenschaftlicher Sicht notwendig ist und wissenschaftlich gesicherte Ergebnisse liefert. Insgesamt wurden 295 Fragebögen ausgewertet.

Im Rahmen der genannten Bevölkerungsbefragung zum Wissenstand des MHD und VBD können folgende Aussagen getroffen werden:

- 91 % der Befragten definierten das MHD richtig,
- 9 % äußerten, dass dieses bzw. die Bedeutung unbekannt ist.

Die Kenntnis über die Definition des VBD verteilt sich deutlich differenzierter und bietet Ansatz zum Nachdenken.

- 54 % der Befragten gaben an zu wissen, was diese Kenngröße besagt.
- 46 % haben keine Erläuterung zur Definition.

Somit kann geschlussfolgert werden, dass in der Bevölkerung lediglich die Definition des MHD allgemein geläufig ist. Im Gegensatz hierzu, ist das VBD und dessen Bedeutung unbekannt.

Gleichzeitig wurde hinterfragt, ob die korrekte Definition/Abgrenzung des MHD sowie VBD in der Bevölkerung angekommen ist.

Die Analysen zeigen, dass

- 70 % der Befragten bzgl. des MHD eine korrekte Auskunft geben können und diese der Definition entspricht,
- 50 % der Befragten eine korrekte Auskunft in Hinblick auf die Bedeutung des VBD geben können.

Diese Ergebnisse zeigen, dass die Selbsteinschätzung der Bevölkerung weitestgehend korrekt ist.

Gleiches beschreibt Göbel et al. (2012). Demnach sind 77 % der Konsumenten in Nordrhein-Westfalen in der Lage das MHD „richtig“ zu interpretieren. Die Akzeptanz oder das Verständnis für das VBD liegt - im nationalen Vergleich - mit 75 % ebenfalls hoch. Die Ergebnisse belegen, dass die Ursache der entsorgten Lebensmittel mit überschrittenem MHD oder VBD nicht zwangsläufig mit der Unwissenheit der Bevölkerung begründet werden können. Weitere Faktoren sind zu berücksichtigen.

3.2 *Relevanz des MHD in Bezug auf das Entsorgungsintervall*

Die Daten der durchgeführten Restabfallsortierung im Landkreises Gießen/Hessen werden unter dieser Fragestellung des Verschwendungsverhaltens näher betrachtet. Dabei werden die folgenden Größen/Sortierkategorien differenziert:

- Geschlossene, verpackte Produkte mit MHD oder VBD-Kennzeichnung (direkte Kaufware).
- Offene, verpackte Produkte und Nahrungsmittel ohne Kennzeichnung (Anbruchware).

Insgesamt zeigen die Untersuchungen, dass die vermeidbaren Lebensmittel im Restabfall zu etwa 9 % aus Produkten besteht, die direkte Kaufware darstellen, die als geschlossene und original verpackte Produkte mit lesbarem MHD definiert werden. Das Zeitintervall der Entsorgung reicht in diesem Kontext von 672 Tage vor bis 3.820 Tage nach Erreichen des MHD.

Die Auswertung der Daten belegt, dass von diesen ein Viertel der Produkte vor Erreichen des MHD entsorgt werden. In Bezug auf diese Produkte kann das MHD als Hauptentsorgungsgrund ausgeschlossen werden. Folglich liegt ein deutliches Optimierungspotenzial im Umgang mit den Produkten vor. Gleichzeitig wurden 75 % der Produkte nach Ablauf des MHD originalverpackt entsorgt.

3.3 Soziale Einflussfaktoren und produktspezifisches Entsorgen von Lebensmitteln

Das Ablauf des MHD kann produktspezifisch einen starken Einfluss auf das Entsorgungsverhalten von Konsumenten haben. Die Hintergründe des Konsumentenverhaltens sind derzeit unbekannt, wodurch die Analyse entsprechender Planungsgrößen notwendig wird. Unter Berücksichtigung dieser Erkenntnis, werden – auf Basis erster Untersuchungen – folgende Produktkategorien nach abgelaufenem MHD definiert (siehe Abb. 1).

Die Ergebnisse zeigen, dass das Hauptproblem bei Molkereiprodukten mit einem Anteil von 42 % liegt. Dabei stellt sich heraus, dass 90 % der betroffenen Produkte durch Joghurt – in unterschiedlichen Variationen – gebildet wird.

Die Warengruppe Backware (hier speziell verpackte Backwaren aus dem SB-Bereich) sowie Süßwaren und Knabbereien machen mit 12 und 11 % einen erheblichen Anteil an verpackten Lebensmitteln im Restabfall aus. Diese Produkte sind jedoch gleichzeitig gekennzeichnet durch eine lange Lagerfähigkeit.

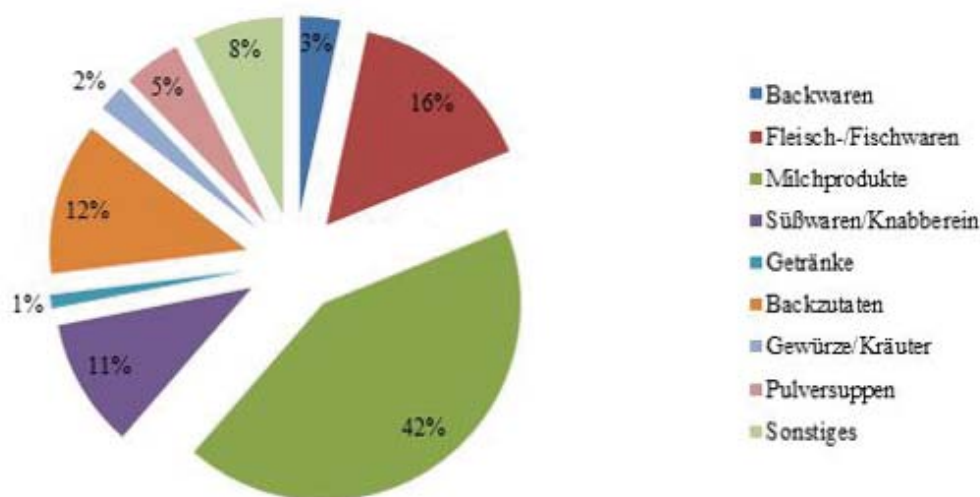


Abb. 1: Original verpackte Lebensmittel im Restmüll mit abgelaufenen MHD nach definierten Produktkategorien.

Vor dem Hintergrund, dass das MHD nicht als primäre Ursache der Entsorgung von Lebensmitteln zu betrachten ist, stellt sich das „Vergessen im Schrank“ als einen wesentlicher Grund für die Entsorgung dar.

Speziell bedeutet dies, dass ich wie auch Sie abgelaufene Produkte, die zum Teil weit über dem MHD liegen, bequemlich entsorgen.

Die dennoch meist vorhandene gesundheitliche Unbedenklichkeit der Produkte liegt vor, bleibt jedoch im Moment der Entsorgung unbedacht. Bis zu der Einführung des MHD in Jahr 1981 bildeten die menschlichen Sinne den Indikator zur Unterscheidung zwischen un- und genießbaren Lebensmitteln. Das persönliche Urteilsvermögen über Geruch, Geschmack und Aussehen von Nahrungsmittel ging über die Jahre verloren. Im Sinne der Lebensmittelverschwendung muss jeder von uns seine Urzeitinstinkte wecken, um das unnötige Wegwerfen von Nahrungsmittel einzudämmen.

4 FAZIT UND SCHLUSSFOLGERUNG

Die Diskussion der Verschwendung von hochwertig produzierten Lebensmitteln, rückt das MHD und das VBD in den Fokus der Betrachtung. Die staatliche Vorgabe dieser Kennzeichnung – auf fast alle Nahrungsmittel – beeinflusst Hersteller, Händler und Konsumenten in verschiedenen Ebenen der Wertschöpfungskette sowie der effizienten Nutzung.

Obwohl Untersuchungen zeigen, dass der überwiegende Teil der Bevölkerung über die Bedeutung dieser Kenngrößen weitestgehend informiert ist, ist festgehalten, dass speziell das MHD zu Unsicherheiten bei der Entsorgung oder vielmehr potenziellen Verwertung führt.

Deutlich spiegelt sich dies in der Entsorgung von so genannten „trockenen Produkten“ wieder, deren Handhabung aktuell/europaweit in Diskussion steht.

Nudeln, Reis, Mehl etc., die unter diese Begrifflichkeit fallen, werden bzgl. des MHD kritisch hinterfragt, da bei korrekter Lagerung ein Verderben dieser Lebensmittel nicht möglich ist (EU 2014).

Das aktuell vorhanden Datum bzw. die gesetzlich verankerte Kennzeichnung verursacht daher einer Verunsicherung bei den Konsumenten und die Förderung zur Produktion von Lebensmittelabfällen.

Demnach ist politisches Umdenken notwendig. Erste Schritte zur Verschwendungsvermeidung werden auf europäischer Ebene aktuell diskutiert. Deren Umsetzung und Auswirkung ist jedoch unbekannt.

Die Abschaffung des MHD auf lagerfähige Produkte, wie Kaffee, Nudel, Mehl, Reis etc. ist sicher eine der Maßnahmen, deren Wirkung es langfristig zu untersuchen gilt.

Im Kampf gegen die Lebensmittelverschwendung ist jedoch nicht nur die Betrachtung des MHD und VBD zu benennen. Produkte, die keine Kennzeichnung besitzen - Obst, Gemüse, Backwaren etc. - nehmen einen erheblichen Anteil an dem Abfallaufkommen ein. Verglichen damit ist das Abfallaufkommen von Produkten mit Kennzeichnung gering. Hier müssen Ansatzpunkt zur Vermeidung strategisch erarbeitet und umgesetzt werden. Große Verluste entstehen aktuell auch auf Seite der Primärproduktion, Weiterverarbeitung und Vermarktung.

Das Optimierungspotenzial dieser Akteure und Verarbeitungsschritte ist hoch einzuschätzen und wissenschaftlich zu ergründen.

LITERATUR

- Council of the European Union (EU) 9755/14 (2014) *Note from the General Secretariat of the Council to the Delegations on Food Loss and Food Waste*. DENLEG 97 AGRI 353. Brüssel, den 13. Mai 2014. Online in: <http://register.consilium.europa.eu/doc/srv?l=EN&f=ST%209755%202014%20INIT> (zuletzt abgerufen: 05.06.2014).
- Göbel, C., Teitscheid, P., Ritter, G., Blumenthal, A., Friedrich, S., Frick, T., Grotstollen, L., Möllenbeck, C., Rottstegge, L. & Pfeiffer, C. (2012) *Verringerung von Lebensmittelabfällen – Verringerung von Lebensmittelabfällen – Identifikation von Ursachen und Handlungsoptionen in Nordrhein-Westfalen*. Studie für den Runden Tisch „Neue Wertschätzung von Lebensmitteln“ des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Münster; Germany.
- Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., van Otterdijk, R. & Meybeck, A. (2011) *Global food losses and food waste. Extent, causes and prevention*. Study conducted for the International Congress SAVE FOOD! at Interpack 2011 Düsseldorf; Germany.
- Kranert, M., Hafner, G., Barabosz, J., Schuller, H., Leverenz, D., Kölbig, A., Schneider, F., Lebersorger, S. & Scherhauser, S. (2012) *Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland*; Stuttgart; Germany.
- Monier, V., Mudgal, S., Escalon, V., O'Connor, C., Gibon, T., Anderson, G., Montoux, H., Reisinger, H., Dolley, P., Ogilvie, S. & Morton, G. (2010) *Preparatory study on food waste across EU 27*. Technical Report - 2010 - 054.
- Süddeutsche Zeitung (SDZ 2011) *Deine Zeit ist abgelaufen. Debatte über Mindesthaltbarkeitsdatum*. Artikel von 19. Oktober 2011. Online in: <http://www.sueddeutsche.de/geld/2.220/debatte-ueber-mindesthaltbarkeitsdatum-deine-zeit-ist-abgelaufen-1.1167910> (zuletzt abgerufen: 05.02.2014).

Strategische Überlegungen zur Behandlung von biogenen Abfällen in Tirol

A. Bockreis, I. Schneider & W. Müller

Universität Innsbruck, Institute for Infrastructure Engineering, Unit for Environmental Engineering, Innsbruck, Austria

KURZFASSUNG: Auch wenn es in Tirol verschiedene Behandlungsoptionen für biogene Abfälle gibt, werden nach wie vor nicht alle biogene Abfälle gesammelt und entsprechend behandelt. Im Zuge knapper werdenden Ressourcen stellen diese Abfälle ein zusätzliches Potential für die stoffliche und energetische Nutzung und Verwertung dar, wobei diese aber auch den sich ergebenden ökonomischen Anforderungen gerecht werden müssen. Herausforderungen ergeben sich in Österreich und speziell auch in Tirol durch den Tourismus, insbesondere durch die sich dadurch ergebenden starken saisonalen Schwankungen im Jahresverlauf. Auch durch die geographische Ausprägung ergeben sich im alpinen Raum Tirol besondere Herausforderungen an den Umgang mit biogenen Abfällen. Um ökologisch und ökonomisch optimierte Lösungsansätze ableiten zu können, müssen daher verschiedene Aspekte wie z.B. unerschlossene Potentiale, Bioabfall als Rohstoff und den sich daraus ergebenden Konflikten in Bezug auf stoffliche und energetische Nutzung miteinander abgewogen werden.

1 EINLEITUNG

Auch wenn es in Tirol verschiedene Behandlungsoptionen für biogene Abfälle gibt, werden nach wie vor nicht alle biogene Abfälle gesammelt und entsprechend behandelt.

Im Zuge knapper werdenden Ressourcen verfügen diese Abfälle über ein relevantes Potential zur stofflichen und energetischen Nutzung und Verwertung, wobei diese aber auch den sich ergebenden ökonomischen Anforderungen gerecht werden müssen.

Herausforderungen ergeben sich in Österreich und im Speziellen auch in Tirol durch den Tourismus. Der alpine Raum Tirol stellt somit besondere Herausforderungen (Chancen und Risiken) an den Umgang mit biogenen Abfällen. Durch die regionalen Gegebenheiten, der im Inntal dominierenden urbanen Strukturen gegenüber der in den Randgebieten vorherrschenden landwirtschaftlichen Flächennutzung und nicht zuletzt bedingt durch die in den Seitentälern gelegenen Sport- und Erholungsgebieten (Wander- und Skigebiete) treten starke saisonale und tourismusbedingten Schwankungen im Jahresverlauf auf.

Daraus ergeben sich unterschiedliche Aspekte, die miteinander in Beziehung gesetzt werden müssen, um ökologisch und ökonomisch optimierte Lösungsansätze ableiten zu können.

2 BIOGENE ABFÄLLE IN TIROL

Im Jahr 2012 wurden in Tirol insgesamt ca. 3.115.000 t Abfall gesammelt. Neben einem sehr hohen Anteil an Bauschutt und Bodenaushub beinhaltet dieser zudem 95.220 t Siedlungsabfälle sowie 73.848 t/a getrennt gesammelte Bioabfälle und 32.714 t/a getrennt gesammelter Grünschnitt (Mölgg 2014). Darüber hinaus fallen zudem biogene Abfälle aus den Bereichen der Industrie (z.B. Lebensmittelproduktion) und Landwirtschaft an, welche jedoch nicht zur Gänze erfasst werden. Im Vergleich dazu werden in Österreich aktuell ca. 751.000 t/a Bioabfall aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen gesammelt.

Gemäß Erhebungen durch das Amt der Tiroler Landesregierung, Referat Abfallwirtschaft, wurden im Jahr 2012 ca. 140.991 t Abfälle einer biologischen Behandlung zugeführt. Diese können wie in folgender Tabelle zusammengefasst werden (Mölgg 2014).

Tab. 1: Biologisch behandelte Abfälle in Tirol 2012 (in Anlehnung an Mölgg 2014).

Abfallart	t pro Jahr	Anteil [%]	Herkunft/Zusammensetzung
Bioabfall aus Haushalten, Gastronomie und Handel	73.848	52%	Lebens- und Genussmittel, Speiseabfälle und Lebensmittel tier. Herkunft, Abf. Zur Kompostierung und Vergärung
Grünabfälle aus Garten und Parkanlagen	32.714	23%	Baum- und Strauchschnitt, Mähgut, Laub, Friedhofsabfälle
Org. Abfälle aus Industrie und Landwirtschaft	11.999	9%	Ernte- und Verarbeitungsrückstände, Rückstände aus der Nahrungs-, Genuss- und Futtermittelproduktion, Molkerei
Speisefette/-öle und Fettabscheiderinhalte	4.335	3%	Pflanzliche und mit tier. Anteilen enthaltene Speisefette,-Öle und Fettabscheiderinhalte
Klärschlamm zur Kompostierung	18.095	13%	Kommunaler Klärschlamm
TOTAL	140.991	100%	

Von den in Tirol 2010 erfassten biogenen Abfällen wurden 78 % einer Kompostierung (48,5 %) oder Vergärung (29 %) zugeführt (Ladner 2013; Prantauer 2013). Alle weiteren getrennt erfassten biogenen Abfälle wurden gemeinsam mit dem kommunalen Klärschlamm einer Kompostierung zugeführt (Ladner 2013).

Insgesamt existieren 72 Anlagen (Prantauer 2013):

- Biogasanlagen (6),
- Kompostierung und Klärschlamm-Kompostierung (51),
- Co-Vergärung (13),
- Mechanisch biologische Abfallbehandlung (2), und
- Biomasseverbrennung (Industrie-intern, z.B. Holzwerke).

2.1 Unerschlossene Potentiale biogener Abfälle in Tirol

Im Jahr 2011 wurden (gem. den Aufzeichnungen des Amtes der Tiroler Landesregierung) 2.240 t Fest- und Flüssigmist (Ladner 2013) einer biologischen Abfallbehandlung zugeführt. Betrachtet man jedoch im Vergleich dazu den Tierbestand in Tirol (175.000 GVE, 194.000 Hühner, 94.700 Schafe und Ziegen sowie 9.800 Pferde) (Schneider et al. 2014a), so lässt sich überschlägig ein Potential an Festmist und Gülle in Summe von ca. 2,2 Mio. m³ pro Jahr ermitteln. An dieser Stelle muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass es sich hierbei um das theoretische Potential handelt. In Abhängigkeit der Feld- und Stallbewirtschaftung sowie der Tierhaltung, verbleibt hiervon ein Teil der Gülle auf den Feldern. Dennoch lassen die Zahlen darauf schließen, dass weitaus mehr als die im Jahr 2011 erfassten Mengen für eine weitere stoffliche und energetische Nutzung zur Verfügung stehen könnten, ohne in Konkurrenz mit der Landwirtschaft zu stehen. (Schneider et al. 2014a)

Die organischen Abfälle aus der Industrie und Landwirtschaft beinhalten darüber hinaus ca. 496 t Ernte- und Verarbeitungsrückstände. Vergleich man diese Angaben jedoch mit den in Tirol angebauten bzw. verarbeiteten Lebensmitteln (u.a. Obst und Gemüseanbau) konnte ein Potential biogener Reststoffe aus der Landwirtschaft (Feldgemüse und Obstanbau) von bis zu 4.500 t (Schneider et al. 2014a) ermittelt werden. Darüber hinaus fallen beim Ackerbau zusätzlich erhebliche Mengen Stroh an, welches z.T. als Einstreu genutzt wird. Ein weiterer Teil der Abfälle aus der Ernte und Verarbeitung verbleibt u.a. auf den Feldern und wird direkt wieder in den Boden eingearbeitet. Doch eine Differenz von mehr als 4.000 t/a lässt auf einen großen

Handlungsbedarf schließen. Diese bisher z.T. ungenutzten Potentiale können durch eine ordnungsgemäße Sammlung, Verarbeitung und Behandlung einen wichtigen Beitrag zur Schließung regionaler Stoff- und Energiekreisläufe leisten.

Des Weiteren erfolgten bereits Potentialabschätzungen bzgl. der hauptsächlich in den Haushalten und Gastronomie anfallenden Fette. Hochrechnungen zu Folge besteht ein Fettpotential von bis zu 9.700 t/a. Darin nicht enthalten ist der Anteil, der mit dem Öli-System gesammelten Speisefette und Öle. Dem Potential gegenüber stehen die im Jahr 2012 behandelten Fette und Öle von ca. 4.335 t. Die Differenz von 5.365 t/a kann unter anderem auf die informelle Sammlung von Fetten aus dem Gastronomiebereich und zum anderen auch auf einen unsachgemäßen Betrieb der Fettabscheider zurückgeführt werden. Speziell durch den unsachgemäßen Betrieb, Reinigung, Entleerung und Wartung der Fettabscheider gelangen vermehrt Fette und Öle in die Kanalisation, was zum einen zu starken Beeinträchtigungen im Kanalsystem (Verstopfungen, Ablagerungen und Korrosionen) und zum anderen zu einer erhöhten Belastung (Biologie auf der Kläranlage) und somit zu einem erhöhten Energieverbrauch führt. Im Falle einer ordnungsgemäßen Sammlung der Fette und Öle könnte jedoch ein enormer ökologischer und ökonomischer Mehrertrag (Biodieselproduktion oder Vergärung der Fette) erzielt werden.

2.2 Behandlung von Küchen- und Kantinenabfälle in Tirol

Bei der Behandlung von Küchen- und Kantinenabfällen stellen die saisonal bedingten Schwankungen in der Qualität und Quantität eine große Herausforderung dar. Alle wesentlichen Schritte über die Sammlung, Transport bis zur Behandlung müssen auf die maximalen Mengen ausgelegt werden, um deren Behandlung stets gewährleisten zu können. Allerdings kann das zu Überkapazitäten und damit auch zu einer geringeren Effizienz führen in den Zeiten, in denen weniger Abfälle anfallen.

Gerade in Tirol kommt es aufgrund des Sommer- bzw. Wintertourismus zu extremen Schwankungen im Aufkommen. Dies wird dadurch verstärkt, dass die touristischen Regionen oft kleinere Ortschaften sind, in denen sich die Schwankungen deutlich mehr bemerkbar machen als in großen Städten.

Wie man der Abb. 1 entnehmen kann, konnten im Durchschnitt bis zu 44 Millionen Nächtigungen pro Jahr in Tirol verzeichnet werden (ATLR 2013), welche sich überwiegend auf die Winter- (Ski) und Sommersaison (Wandern, Radfahren, etc.) konzentrieren.

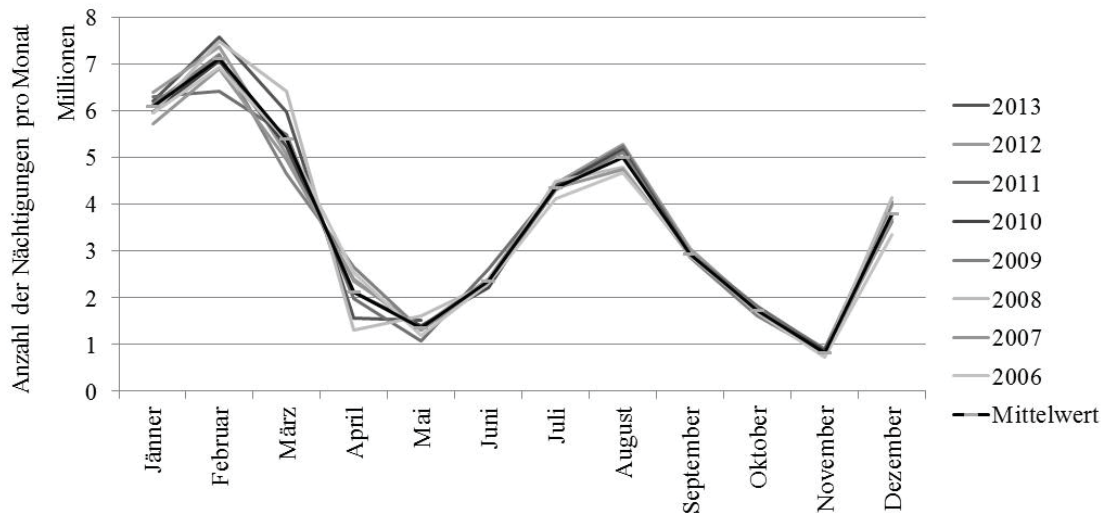


Abb. 1: Nächtigungszahlen in Tirol zwischen 2006 und 2013 (ATLR 2013).

Am Beispiel der Gemeinde und Skiregion Sölden in Tirol (Ötztal) zeigen sich deutlich die zum Teil starken Schwankungen des Bioabfallaufkommens bedingt durch den Tourismus. Sölden hat ca. 4.200 Einwohner. Speziell in den Wintermonaten, Dezember bis März, wird die Region jedoch stark durch den Skitourismus geprägt. Basierend auf den statistischen Aufzeichnungen der Nächtigungen im Bezirk Sölden erfolgte eine Umlegung des Tourismus auf die Einwohnerzahl (Einwohner + Einwohner – Äquivalente) und somit auch auf das spezifische Abfallaufkommen zur biologischen Behandlung je Einwohner.

Wie aus der nachfolgenden Abbildung ersichtlich wird, schwanken die zur biologischen Behandlung anfallenden Abfälle im Jahr zwischen 70 (Mai) und bis zu 120 t/Monat (Jänner-März). Im direkten Zusammenhang mit den Schwankungen des Abfallaufkommens steht auch die Sammlung und Behandlung der Abfälle. Zum einen ist auf ein angepasstes Sammelkonzept (z.B. Anzahl der Abholen, Behältergröße) sowie auf ein optimiertes Behandlungs- bzw. Anlagenmanagement zu achten. Aus der Region Sölden werden die biogenen Abfälle überwiegend in der Co-Vergärungsstufe der ARA Sölden energetisch genutzt. Aufgrund der vorhandenen Faulraumkapazitäten können die Schwankungen im Abfallaufkommen an dieser Stelle abgedeckt werden. In anderen Regionen hingegen, wo keine freien Faulraumkapazitäten (bzw. Genehmigungen zur Co-Vergärung) in Kläranlagen vorliegen, müssen zum Teil lange Transportwege bis zur nächstgelegenen Abfallaufbereitungs-/behandlungsanlage zurückgelegt werden.

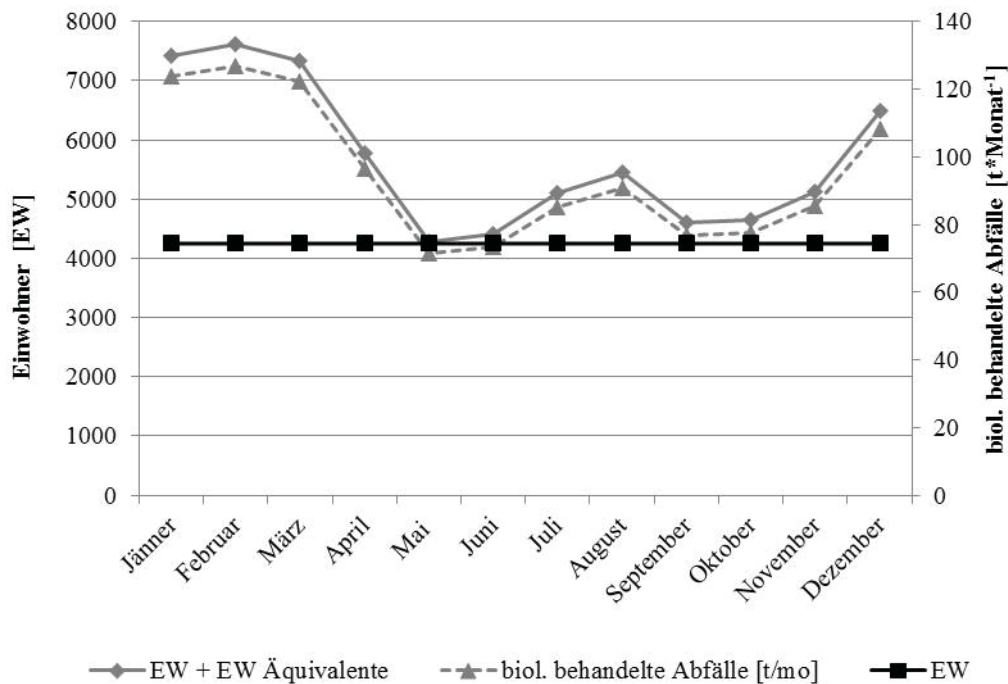


Abb. 2: Sölden – Schwankungen des Abfallaufkommens verursacht durch den Tourismus nach (Schneider et al. 2014b).

Eine optimierte Sammlungs- und Behandlungslogistik wird aktuell beispielsweise auf der Kläranlage Erpfendorf, ARA Großache Nord realisiert. In einer zentralen Bioabfallaufbereitungsanlage sollen vor allem Speisereste und Küchenabfälle aus der Gastronomie und dem Haushalt des Bezirks Kitzbühel zentral aufbereitet und anschließend an die umliegenden Behandlungsanlagen verbracht werden.

Eine weitere Möglichkeit zur Anpassung an die Schwankungen des Abfallaufkommens, speziell im dezentralen Tourismus- und Gastronomiebereich, kann auch durch eine Änderung der Sammlungs- und Lagerungsbedingungen von Küchen- und Kantinenabfällen erfolgen. Dabei werden die Speisereste bereits am Ort ihrer Entstehung, im Gastronomiebetrieb, einem Prozessschritt unterzogen, in welchem ein pumpfähiges Material entsteht, welches in einem gesonderten Tank gelagert werden kann. Ein Beispiel hierfür stellt im Großküchenbereich bereits der Küchen- und Kantinenbetrieb der TILAK dar. Am Arbeitsbereich Umwelttechnik, Fachgebiet Abfallbehandlung und Ressourcenmanagement der Universität Innsbruck finden derzeit u.a. Untersuchungen zum Lagerungsverhalten von Küchen- und Speiseresten statt. Der Schwerpunkt der Untersuchungen liegt unter anderem bei der Ermittlung der Auswirkungen einer Lagerung von Speisereste bei variierenden Lagerungstemperaturen (5 °C, 20 °C und 30 °C) sowie bei unterschiedlichen Lagerungsdauern (bis zu 28 Tage) auf die Substrateigenschaften und Qualität (Biogasausbeute, Hygienebedingungen und Sicherheit). Das gelagerte Material kann anschließend mittels Saugwagen vom Gastronom übernommen werden und direkt, ohne weitere Aufbereitung einer Bioabfallbehandlungs- oder Co-Vergärungsanlage zugeführt werden. Durch das angepasste Sammlungs- und Logistikkonzept soll zukünftig u.a. der Transportaufwand (z.B. Abholintervalle, Fahrzeugauslastung, Streckenkilometer, etc.) sowie die damit verbundenen Emissionen minimiert und eine flexible und bedarfsgerecht Verbringung der Abfälle erzielt werden. (Schneider et al. 2014b)

3 BIOGENE ABFÄLLE ALS ROHSTOFF

Biogene Abfälle können in verschiedenster Hinsicht energetisch und/oder stofflich verwertet werden. Nachfolgende Aufzählung gibt dazu einige Beispiele:

- Verarbeitung und Einsatz zu Kompost mit den Vorteilen als Dünger, Bodenverbesserer, Humus.
- Gewinnung neuer Rohstoffe z.B. Milchsäure aus Bioabfall.
- Anaerobe Behandlung und dadurch Energiegewinnung in Form von Biogas.
- Energiegewinnung durch thermische Behandlung.

Aufgrund der verschiedenen Verwertungsmöglichkeiten können sich Nutzungskonflikte ergeben. Ebenso sind Konflikte mit Bereichen außerhalb der Abfallwirtschaft wie beispielsweise der Siedlungswasserwirtschaft möglich und damit auch der Schwierigkeiten aufgrund von verschiedenen rechtlichen Rahmenbedingungen. Biogene Abfälle werden als Co-Substrat auf Abwasserreinigungsanlagen eingesetzt, um eine höhere Auslastung von ungenutztem Faulraumvolumen zu erreichen. Dadurch verbessert sich die Energiebilanz einer Abwasserreinigungsanlage, da mehr Biogas gewonnen werden kann. Allerdings darf in einigen Bundesländern in Österreich, u.a. auch in Tirol, der Klärschlamm nicht auf die Felder verbracht werden, sondern muss verbrannt werden. Somit stehen die stofflichen Potentiale (Nährstoffe im Bioabfall) nicht mehr zur Verfügung und werden dem Nährstoffkreislauf entzogen.

Ein möglicher Lösungsansatz wird gerade am Arbeitsbereich Umwelttechnik, Fachgebiet Abfallbehandlung und Ressourcenmanagement der Universität Innsbruck (Bockreis 2013) untersucht. So könnte die niederkalorische Fraktion einer mechanischen Aufbereitungsanlage für Restmüll, die ansonsten in die biologische Behandlung einer MBA oder in die Verbrennung gehen würde, statt dem hochwertigen Bioabfall in der Abwasserreinigungsanlage als Co-Substrat genutzt werden. Dass der Tiroler Restmüll generell noch über einen biogenen hohen Anteil verfügt, wird durch Sortieranalysen vom Ingenieurbüro Hauer bestätigt: so befinden sich noch bis zu 12,6 % (19.000 Tonnen) biogene Reststoffe im Restmüll (Technisches Büro Hauer Umweltwirtschaft 2010). Eine große Herausforderung ist die Aufbereitung der niederkalorischen Fraktion bevor sie als Co-Substrat in den Faulturm einer Abwasserreinigungsanlage eingesetzt werden kann, wobei das Hauptaugenmerk auf der Abtrennung der Störstoffe liegt.

4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

In Tirol wird ein Großteil der biogenen Abfälle erfasst und entsprechend behandelt. Allerdings gibt es nach wie vor Optimierungspotentiale hinsichtlich Erfassungsgrad, Transport und Sammlung angepasst an die regionalen Herausforderungen des Landes Tirol.

Daher ergibt sich folgender Handlungsbedarf: so muss eine detaillierte Erfassung und Charakterisierung der aktuellen Mengen (erfasste und noch nicht gesammelte Mengen) erfolgen sowie zukünftige Potentiale ermittelt werden. Daraus können ökologisch und ökonomisch optimierte Lösungsansätze abgeleitet werden.

LITERATUR

- ATLR, Amt der Tiroler Landesregierung (2013) *Nächtigungen nach Monaten im Kalenderjahr 2012*. Zugriff 04.07.2013, <https://www.tirol.gv.at/statistik-budget/statistik/tourismus/>.
- Bockreis, A. (2013) Co-Vergärung auf Kläranlagen - der richtige Weg? In: *6. Kitzbüheler Wassersymposium* (VTA), Kitzbühel, 12.11.2013.
- Ladner, R. (2013) *Aktuelles und potentiell Aufkommen biogener Abfälle in Tirol und deren Zusammensetzung (Qualität)*. Bachelor, Leopold-Franzens-Universität Innsbruck.
- Mölgg, M. (2014) Sammelsysteme für biologisch verwertbare Abfälle – Hol- oder Bringsystem? In: *Innsbrucker Abfall- und Ressourcentag 2014. Biogene Abfälle - stoffliche und energetische Verwertung*. Innsbruck. ISBN 978-3-902978-004.
- Prantauer, S. (2013) *Biologische Abfallbehandlung in Tirol - Aktueller Stand und Entwicklungen*. Bachelor, Leopold-Franzens-Universität Innsbruck.
- Schneider, I., Müller, W. & Bockreis, A. (2014a) Unerschlossene Biomassepotenziale in Tirol. In: *Innsbrucker Abfall- und Ressourcentag 2014. Biogene Abfälle - stoffliche und energetische Verwertung*; Innsbruck. ISBN 978-3-902978-004.
- Schneider, I., Müller, W. & Bockreis, A. (2014b) Challenges in the management of food waste in a high dynamic environment. In: *SUM2014 - 2nd Symposium on Urban Mining*. Bergamo; Regione Lombardia: Departement of Environmental, Energy and Sustainable Development/Padova: International Waste Working Group (IWWG). ISBN 9788862650311.
- Technisches Büro Hauer Umweltwirtschaft (2010) *Restmüllanalysen Tirol 2010*. Korneuburg, Im Auftrag Amt der Tiroler Landesregierung: 47.

Rahmenbedingungen bei der Harmonisierung des Monitorings von Lebensmittelabfällen

F. Schneider
BOKU University, Institute of Waste Management,
Vienna, Austria

J. Gustavsson, K. Östergren
SIK-The Swedish Institute for Food and Biotechnol-
ogy, Göteborg, Sweden

H. Bos-Brouwers
Wageningen UR, Food & Biobased Research, The
Netherlands

O.J. Hanssen, H. Møller
Østfoldforskning AS, Kråkerøy, Norway

KURZFASSUNG: Das vorliegende Paper befasst sich mit der Diskussion um die Verbindung von front-end und back-end Ansätzen und möglichen Auswirkungen auf die zukünftige Datenlage der europäischen Lebensmittelabfallstatistik. Basis ist eine Harmonisierung der Definition von Lebensmittelabfall sowie eine abgestimmte Vorgehensweise bei der Erhebungsmethodik. Der front-end Ansatz umfasst die Messung der Abfälle beim Abfallproduzenten (z.B. Handel, Produktion), während beim back-end Ansatz die Abfallmengen bei der jeweiligen Verwertungseinrichtung erfasst werden. Durch die unterschiedlichen Herangehensweise ist eine Verknüpfung von Informationen zu Herkunft und Zusammensetzung sowie den verwendeten Entsorgungswegen von Lebensmittelabfällen meist nicht mehr möglich und einer effizienten Planung von Vermeidungs- und Verwertungsmaßnahmen sowie dem Monitoring fehlt die Grundlage. Die in diesem Paper vorgeschlagene Alternative, um die Datenlage mittelfristig zu verbessern, ist es, back-end Daten mit Hilfe einer harmonisierten Definition von Lebensmittelabfall und mit lokalen front-end Informationen (repräsentative Abfallfaktoren) zu verfeinern.

1 EINLEITUNG

Forschungsarbeiten im Bereich Aufkommen, Gründe und Entsorgungswege von Lebensmittelabfällen entlang der Wertschöpfungskette sind weltweit von wachsendem Interesse. Aufgrund des hohen Bedarfs an Land, Wasser, Energie, Arbeitskraft sowie anderer Ressourcen während der Produktion, der Verarbeitung, des Transportes, der Verpackung und des Handels von Lebensmitteln ist das angestrebte Ziel, einen optimalen Nutzen für den investierten Aufwand zu erhalten. Das bedeutet vor allem, dass nach wie vor genießbare Lebensmittel wie ursprünglich geplant dem menschlichen Konsum zugeführt werden.

Als Grundlage für die Implementierung von effektiven Vermeidungsmaßnahmen müssen bestimmte Informationen zum Aufkommen von Lebensmittelabfällen für jede Ebene der Wertschöpfungskette in Verbindung mit den Gründen für eine Entsorgung und charakteristischen Eigenschaften (wie Zusammensetzung, Genießbarkeit) vorliegen. Für den Fall, dass eine Vermeidung nicht möglich ist, sollten geeignete Verwertungsoptionen wie die Extraktion von biobasierten Substanzen, die Nutzung als Tierfutter, die Kompostierung oder die Biogasproduktion angewandt werden. Auch für die Planung einer optimalen Verwertung ist eine verlässliche Datenbasis für eine effektive Lenkung der Abfallströme notwendig.

Das generelle Problem beim Vergleich von Daten zum Lebensmittelabfallaufkommen ist der Mangel an einer allgemein gültigen Definition sowie unterschiedlichen methodischen Ansätzen bei der Quantifizierung entlang der Wertschöpfungskette. Dadurch sind Vergleiche bereits verfügbarer Daten aus verschiedenen Regionen oder zwischen Wirtschaftsbranchen nahezu nicht möglich. Beide Herausforderungen werden im Zuge des FP7-geförderten Projektes FUSIONS (Food Use for Social Innovation by Optimising waste prevention Strategies) im Zeitraum von 2012 bis 2016 bearbeitet. Das Konsortium besteht aus 21 Partnern aus 13 europäischen Ländern und arbeitet gemeinsam an Vorschlägen zur Harmonisierung der Definition und des Monitorings von Lebensmittelabfall, überprüft die Machbarkeit von sozial-innovativen Vermeidungsoptionen und bereitet Leitfäden für eine gemeinsame Lebensmittelabfallpolitik innerhalb der europäischen Mitgliedsstaaten vor. Die wissenschaftliche Arbeit wird von Multistakeholder Multistakeholder-

plattformen begleitet, welche für verschiedene Akteure die Möglichkeit der Stellungnahme zu den vorläufigen Projektergebnissen bietet. Damit soll ein Konsens und eine Akzeptanz der Ergebnisse entlang der Wertschöpfungskette erreicht werden, was eine wichtige Voraussetzung für die spätere praktische Umsetzung bildet.

Ziel des vorliegenden Papers ist die Darstellung wie das beschriebene Projekt beabsichtigt, eine Verbindung zwischen Vermeidung und Verwertung von Lebensmittelabfällen unter Berücksichtigung der Perspektive der Ressourceneffizienz durch die Bereitstellung eines Rahmens für die Definition und die Quantifizierung zu erreichen. Weiters werden die Herausforderungen beim Verknüpfen von front-end und back-end Ansätzen diskutiert. Der front-end Ansatz umfasst dabei die Messung der Abfälle beim jeweiligen Abfallproduzenten (z.B. Handel, Produktion). Beim back-end Ansatz werden die Abfallmengen bei der jeweiligen Verwertungseinrichtung erfasst.

2 HERAUSFORDERUNGEN BEI DER QUANTIFIZIERUNG VON LEBENSMITTELABFALL

Im Zuge von FUSIONS wurde eine generelle Herangehensweise sowie Rahmenbedingungen für eine Definition von Lebensmittelabfall unter Berücksichtigung von Ressourceneffizienz entwickelt. Die Basis dafür bildeten eine intensive Literaturrecherche, die vorhandene Expertise im Konsortium sowie die Ergebnisse mehrerer Stakeholderkonsultationen (WRAP 2013, Silvenoinen et al. 2012, Jensen et al. 2011, Lebersorger & Schneider 2011, Soethoudt & Timmermans 2013, BIO Intelligence Service 2010, Hanssen & Schakenda 2011, Hanssen & Møller 2013). Die Veröffentlichung der Ergebnisse ist im Herbst 2014 geplant.

Parallel zur Entwicklung einer generellen Vorgehensweise für die Definition wurde innerhalb von FUSIONS ein methodischer Rahmen für die Quantifizierung von Lebensmittelabfall entwickelt (Møller et al. 2013), welcher sich auch mit der Herausforderung von front-end und back-end Ansätzen beschäftigt. Der front-end Ansatz beinhaltet die meist zeit- und kostenaufwändige Erfassung von Lebensmittelabfällen am Ort der Entstehung, d.h. in Verbindung mit den jeweiligen Akteuren. Diese detaillierten Daten sind zumeist in die Produktions- und Verarbeitungsprozesse eingebunden und inkludieren neben Informationen zum Aufkommen oft auch Angaben zur Zusammensetzung der Abfälle. Die Datensätze werden als Basis für das Verständnis der Ursachen für die Entstehung von Lebensmittelabfällen und die Entwicklung von Vermeidungsmaßnahmen herangezogen. Die Erhebung von front-end Daten folgen meist einer individuellen Logik, welche sich nach den spezifischen Zielen der jeweiligen Studie richtet.

In der Praxis können derzeit zwei generelle Zugänge bei front-end Ansätzen unterschieden werden:

- Ein Unternehmen berichtet seine Lebensmittelabfallströme aggregiert entsprechend der NACE-Klassifizierung an die nationalen Statistikbehörden. Aus Sicht des Sektors sind diese Daten bereits ungenau und nicht mehr dafür geeignet, um genauere Schlüsse aus den statistischen Lebensmittelabfalldaten hinsichtlich Gründe oder Zusammensetzung zu ziehen. Obwohl die Basisinformationen unternehmensintern im Prinzip sehr detailliert vorhanden sind, kann aufgrund ihrer Vertraulichkeit und der damit verbundenen Geheimhaltung öffentlich darauf nicht zugegriffen werden.
- Spezifische Fallstudien quantifizieren Lebensmittelabfall innerhalb eines Sektors sehr genau, z.B. im Handel oder im Haushalt. Aufgrund des hohen Zeitaufwandes und der damit verbundenen Kosten handelt es sich jedoch meist um Erhebungen bei Einzelbetrieben oder um eine sehr eingeschränkte Stichprobe. Im Zusammenspiel mit einer individuellen Methodik ist der kritische Punkt daher die Verallgemeinerung der Ergebnisse auf die Branche innerhalb einer Region oder eines Landes, da die Repräsentativität meist sehr gering bzw. schon die Abschätzung derselben aufgrund von mangelnden Bezugsdaten schwierig ist. Der derzeit am besten durch front-end Daten abgebildete Bereich der Wertschöpfungskette ist der Haushaltssektor, dessen Ergebnisse auch international öffentlich zugänglich sind.

Typischerweise umfasst ein back-end Ansatz Abfallwirtschaftsdaten aus der Perspektive der Abfallklassifizierung (EWC-Kategorien) von sortenreinen oder gemischten Abfällen aus der Lebensmittelwertschöpfungskette am Ort ihrer Verwertung oder Entsorgung (wie z.B. Eingangsmengen in die Tierfutterherstellung, bei der Kompostier- oder Biogasanlage, der Ver-

brennungsanlage oder der Deponie). Diese Inputdaten können zumeist nicht zu den einzelnen Sektoren oder Akteuren der Wertschöpfungskette zurückverfolgt werden. Normalerweise wird bei back-end Daten zudem wenig Augenmerk auf Details der Zusammensetzung der aufgezeichneten Abfallströme gelegt. Dieser Umstand macht es sehr schwer, diese Abfallströme zu ihrem Ursprung zurück zu verfolgen bzw. im Nachhinein zu unterscheiden, ob es sich z.B. um reine Lebensmittelabfälle, um andere organische Abfälle, wie Garten- oder Nichtlebensmittelabfälle oder um gemischte Abfallströme handelt. Dies gilt vor allem für jene Abfallströme, die gegen Ende der Wertschöpfungskette anfallen, wie im Handel, in der Gastronomie oder im Haushalt. Diese back-end Daten können zwar als Grundlage für die Planung von zukünftige Maßnahmen im Bereich Abfallwirtschaftsmanagement herangezogen werden, für die Erarbeitung von effektiven Vermeidungsmaßnahmen stellen sie jedoch eine mangelhafte Basis dar. Die Verwendung von back-end Daten ist derzeit eine Herangehensweise, die von nationalen und internationalen Behörden (wie z.B. Eurostat) eingesetzt wird.

Die genannten Beispiele zeigen, dass bei der Erstellung einer harmonisierten Definition und der Erarbeitung von Quantifizierungsmethoden für Lebensmittelabfälle viele Zusammenhänge berücksichtigt werden müssen und dass es notwendig ist, alle relevanten Akteure entlang der Wertschöpfungskette inklusive nationaler und europäischer Behörden einzubeziehen. Die Herausforderung ergibt sich auch aus dem Umstand, dass der Zweck der Datenerhebung den gewählten Zugang bestimmt. So werden Fragestellungen der Abfallverwertung und -entsorgung im Normalfall mit back-end Ansätzen untersucht, während die Perspektive der Abfallvermeidung zumeist mit Hilfe von front-end Ansätzen bearbeitet wird. Beide Ansätze verlangen nach unterschiedlichen Rahmenbedingungen und keine einzelne Methode kann allen Ansprüchen gerecht werden. Die große Herausforderung ist es, Abfallströme von einzelnen Akteuren aus der Wertschöpfungskette mit den Eingangsströmen der Verwertungsanlagen in Relation zu bringen.

3 VORSCHLAG FÜR DIE QUANTIFIZIERUNG VON LEBENSMITTELABFALL

Derzeit verfügbare Statistiken auf europäischem Niveau basieren auf den Standardabfallkategorien, die aufgrund der Europäischen Abfallklassifikation (EWCstat/List of Waste, basierend auf back-end Ansatz, siehe Hanssen et al. 2013) an Eurostat gemeldet werden. Um das Optimum aus den vorhandenen Informationen herausholen zu können, besteht Bedarf an einer Methode, die Daten im Hinblick auf Herkunft und Zusammensetzung transparenter zu machen und sie mit Daten von front-end Ansätzen in Verbindung bringen zu können. Dies inkludiert zunächst eine Unterscheidung von Lebensmittelabfall von jenen organischen Fraktionen, die entsprechend EU-Lebensmittelrecht nicht für den menschlichen Verzehr vorgesehen sind oder waren (Richtlinie No. 178/2002). Die innerhalb von FUSIONS entwickelte Nomenklatur zur Definition von Lebensmittelabfall kann dazu einen entscheidenden Beitrag liefern. Parallel zu einer abgestimmten Definition würde auch eine harmonisierte Anzahl von Lebensmittelproduktkategorien helfen, entlang der gesamten Wertschöpfungskette eine zusätzliche Unterscheidung für die Quantifizierung in jeder einzelnen Ebene zu ermöglichen. Um die Daten innerhalb von Branchen, zwischen verschiedenen Lebensmittelprodukttypen, zwischen Ländern und über die Zeit vergleichbar zu machen, sind weitere Indikatoren zu entwickeln, wie kg Lebensmittelabfall pro produzierte Tonne, pro k€ des Umsatzes oder pro Einwohner (für Abfälle aus Haushalten).

Methoden für die Sammlung von front-end Daten sollten auf die Art und Weise der Datensammlung fokussieren, welche sich entlang der Wertschöpfungskette unterschiedlich darstellt.

Die Bandbreite reicht

- von der primären Produktion und Verarbeitung, wo es relativ einfach ist, auf bestimmte Produktgruppen zu fokussieren und spezifische Daten zu erheben,
- über den Handel und die Lagerung, wo bereits verschiedene Produkttypen vermischt vorkommen, und die Differenzierung einzelner Abfallströme schwieriger wird bis hin
- zum Außer-Haus-Verzehr mit seinen Großküchen und weiter zu den privaten Haushalten, wo alle Produktgruppen sowie Abfälle aus der Lebensmittelzubereitung gemischt vorkommen und wo Lebensmittelabfälle mit anderen Abfällen gemeinsam entsorgt werden (Hanssen et al. 2013).

Um die von Eurostat gesammelten Daten nützen zu können, sollten Lösungsansätze berücksichtigt werden, wie Massenerhebungen von Lebensmittelabfallfraktionen in Relation zur gesamten Abfallmasse. Damit könnten repräsentative Mittelwerte für jeden Sektor und jeden Abschnitt der Wertschöpfungskette ermittelt werden. Geeignete Methoden, welche auf Abfallsortieranalysen aufbauen, sind bei Lebersorger & Schneider (2011) beschrieben. Um Lebensmittelabfalldaten in Verbindung mit den EWC-Stat und LOW Kategorien für die Meldung an Eurostat zu bringen, ist es auch notwendig, dass repräsentative Faktoren für die verschiedenen NACE-Kategorien in Relation zu den lebensmittelabfallrelevanten Abfallkategorien (EWC-Kategorien 9.11, 9.12, 9.21, 9.22 und 10.1 im Eurostat System) entwickelt werden. Solche Abfalldaten sollten zusätzlich regelmäßig aktualisiert werden, um Veränderungen in Zusammensetzung und Masse adäquat abbilden zu können.

Bei der Entwicklung eines Systems für die Sammlung von nationalen Daten auf detaillierterem Niveau könnte eine ähnliche dreistufige Vorgehensweise wie für die IPPC Treibhausgasemissionsfaktoren für Abfallbehandlung angewandt werden:

- Stufe 1 - Harmonisierte nationale Ansätze geeignet für das Monitoring auf Europäischem Niveau: Das gesamte nationale Aufkommen an Lebensmittelabfällen wird basierend auf einem harmonisierten Set von Lebensmittelabfallfaktoren gemeldet. Dabei verwendet jeder Mitgliedsstaat seine eigene nationale Statistik, um gemeldete nationale Gesamtabfallmengen für jede EWC Stat/LoW Kategorie mit Hilfe von durchschnittlichen europäischen Lebensmittelabfallfaktoren umzurechnen.
- Stufe 2 - Detailliertere nationale Vorgehensweise für die Erfassung des Lebensmittelabfallaufkommens: Jeder Mitgliedsstaat sammelt spezifische Information zu Lebensmittelabfallfaktoren unterteilt nach abgestimmten Lebensmittelproduktgruppen, welche sich zu den Gesamtzahlen für die EWC Stat/LoW Kategorien aggregieren lassen.
- Stufe 3 - Branchenspezifische Vorgehensweise für die Meldung von Lebensmittelabfalldaten innerhalb eines Landes: Diese Daten können zu nationalen Daten nach Sektoren wie primäre Produktion, Verarbeitung, Handel, Gastronomie und Haushalte, aggregiert werden. Diese Vorgehensweise unterscheidet ebenfalls verschiedene Unterkategorien analog zu Stufe 2.

4 DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNG

Um Ressourceneffizienz erreichen zu können, müssen sowohl Abfallvermeidung als auch Abfallverwertung berücksichtigt werden. Eine harmonisierte Herangehensweise für die Definition und die Quantifizierung von Lebensmittelabfall ist daher sowohl für die Vermeidung von Abfällen als auch deren Verwertung relevant. Die Methoden, welche front-end beziehungsweise back-end Daten ermitteln, sollten einem Ansatz folgen, der eine Kombination und einen Vergleich der erhaltenen Ergebnisse ermöglicht. Eine Definition ohne einer entsprechenden Quantifizierungsmethode ist nur der halbe Weg und umgekehrt. Eine der Herausforderungen dabei ist die Kombination von front-end und back-end Ansätzen unter Beteiligung von Akteuren entlang der Wertschöpfungskette.

Der ausschließliche back-end Ansatz, welcher auf die Abfallinputdaten von Verwertungsanlagen fokussiert, hat den Nachteil, dass eine Unterscheidung nach genießbaren und ungenießbaren Anteilen oder nach Produktgruppen nicht möglich ist. Dennoch ist die Information über den Verbleib von Lebensmittelabfallströmen unabdingbar, um die Ressourceneffizienz unter den gegebenen lokalen Rahmenbedingungen bzw. die Einhaltung der Abfallhierarchie beurteilen zu können. Der ausschließliche front-end Ansatz beinhaltet detaillierte Informationen aus dem Sektor und teilweise auch die Verfügbarkeit des Lebensmittelabfallstroms. Diese Vorgehensweise ist notwendig, um die Gründe des Aufkommens zu erheben und passende Vermeidungsstrategien zu entwickeln. Der Nachteil dieser Vorgehensweise ist die fehlende Information wie die erhobenen Daten auf ganze Sektoren, Länder oder auf europäisches Niveau extrapoliert werden können, da die Erhebungen meist auf nicht repräsentativen Studien beruhen. Es sind daher alternative Ansätze gefragt, die folgende Punkte vereinen:

- Analyse von front-end Daten, Kombinationen von generisch verfügbaren Daten, Analyse von internen Datenmanagementsystemen von Akteuren und Behörden.

- Analyse von Abfallmanagementdaten inklusive Erstellung von durchschnittlichen Abfallfaktoren durch zusätzliche Analysen zur Zusammensetzung, Abschätzungen zum Verhältnis der genießbaren/un genießbaren Fraktionen etc.

Es ist wichtig beide Enden zu kennen, um sinnvolle Messungen durchführen und entsprechende Maßnahmen zur Steigerung der Ressourceneffizienz umsetzen zu können. Im Fall, dass der Lebensmittelressourcenfluss zu und von einer Wertschöpfungskette nach Quantität und Charakteristik verfolgt werden kann, können auch die korrespondierenden Prozesse der beteiligten Akteure effizienter organisiert werden. Aus der Perspektive des Urban Mining stellt die Sichtbarmachung des Verbleibs von Strömen von einzelnen Akteuren oder zumindest Branchen, also eine tatsächliche Verbindung von front-end und back-end, eine Entscheidungsgrundlage zwischen verfügbaren Handlungsoptionen auf der Basis von verlässlichen Daten dar. Und zwar sowohl für Vermeidungs- als auch für Verwertungsmaßnahmen. Auf dieser Basis können Kooperationsmodelle für die hochwertige Valorisierung von Lebensmittelabfall entwickelt werden. Die Herausforderung ist die Berücksichtigung der Individualität jedes Akteurs auf der einen Seite, und der Anforderungen eines hochwertigen Informationsstandes für nationale Behörden für eine datengestützte Politik und Interventionsstrategie auf der anderen Seite.

Vor allem, wenn der Schwerpunkt auf dem Ressourcenverbrauch und dem damit zusammenhängenden Umwelteinfluss entlang der Wertschöpfungskette im Vergleich zu anderen Produkten betrachtet wird, erhält der Bedarf an durchgehenden Informationen entlang der Wertschöpfungskette besondere Bedeutung. Je später in der Wertschöpfungskette ein Produkt entsorgt wird, desto größer ist die korrespondierende negative ökologische Auswirkung. Die Evaluierung eines Lebensmittelabfallstroms ist daher abhängig davon, ob überschüssiger Weizen direkt in der Landwirtschaft aus der menschlichen Ernährungskette ausgeschleust und z.B. für die Produktion von Tierfutter verwendet wird, oder, ob überschüssiges Brot aus dem Handel dafür Einsatz findet.

Front-end Informationen sind für die Entwicklung von Vermeidungsmaßnahmen essentiell. Nachdem sie jedoch hauptsächlich für spezifische Fallstudien erhoben werden, haben sie limitierten allgemeinen Wert. Zudem ist aufgrund der Komplexität der Wertschöpfungskette und der Anfälligkeit für Änderungen eine europäische Statistik auf der Basis von reinen front-end Daten kein realistisches Szenario. Sie können jedoch als Ausgangsbasis für die Berechnung von nationalen und durchschnittlichen europäischen Abfallfaktoren dienen, welche als Hilfsmittel für die rechnerische Diversifizierung von aggregierten nationalen und europäischen Lebensmittelabfalldaten herangezogen werden können.

Die in diesem Paper vorgeschlagene Alternative, um mittelfristig nationale und regionale Daten als Entscheidungsgrundlagen zu erhalten, ist es, back-end Daten mit Hilfe einer harmonisierten Definition von Lebensmittelabfall und mit lokalen front-end Informationen zu verfeinern. Die Hochrechnung von nationalen Statistiken und repräsentativen Abfallfaktoren, die aus den Durchschnittswerten anderer europäischer Mitgliedsstaaten gewonnen werden können, wäre auch eine mittelfristige Option, um fehlende nationale Daten rechnerisch zu ergänzen.

DANKSAGUNG

Die Autoren bedanken sich für die Förderung der Forschungsarbeit innerhalb von FUSIONS durch das europäische 7. Rahmenprogramm (Projektnummer: 311972) sowie bei Åsa Stenmarck vom IVL, Polina Dekhtyar, Gina Anderson und Clementine O'Connor von BIO by Deloitte, Hartmut Schroer vom Eurostat Sekretariat, Sophie Eastaer und Tom Quested von WRAP, Graham Moates und Keith Waldron vom IFR, Alessandro Politano von der University Bologna, Barbara Redlingshöfer von INRA, Han Soethoudt von Wageningen UR und Kirsi Silvennoinen von MTT für ihre wertvollen Beiträge bei der Erarbeitung der FUSIONS-Berichte, welche als Grundlage für das vorliegende Paper fungierten. Weiters Dank an alle anderen FUSIONS-Partner für ihre hilfreichen Kommentare zu den genannten Berichten.

LITERATUR

- BIO Intelligence Service (2010) Preparatory study on food waste across EU 27. BIO Intelligence Services, Paris, France.
- Hanssen, O.J., Stenmarck, Å., Dekhtyar, P., O'Connor, C. & Östergren, K. (2013) Food Waste Statistics in Europe. Evaluation of Eurostats Waste Statistics. Report D1.2 from FUSIONS.
- Hanssen, O.J. & Schakenda, V. (2011) Status and trends for avoidable food waste in Norway 2011. Østfoldforskning, Krakeroy, Norway.
- Hanssen, O.J. & Møller, H. (2013) Status and trends for avoidable food waste in Norway 2010-2013. OR.32.13, Østfoldforskning, Krakeroy, Norway.
- Jensen, C., Stenmarck, Å., Sörme, L. & Dunsö, O. (2011) Matavfall 2010 från jord till bord (Food waste in Sweden 2010 - from field to fork). SMED Rapport Nr 2011-99, Norrköping, Sweden.
- Lebersorger, S. & Schneider, F. (2011) Discussion on the methodology for determining food waste in household waste composition studies. Waste Management 31 (2011), 1924–1933.
- Møller, H., Hanssen, O.J., Gustavsson, J., Östergren, K., Stenmarck, Å. & Dekhtyar, P. (2013) Report on review of (food) waste reporting methodology and practice. Report D1.3 from FUSIONS.
- Östergren, K., Anderson, G., Eastal, S., Gustavsson, J., Hanssen, O.J., Moates, G., Møller, H., Politano, A., Quedsted, T., Redlingshöfer, B., Schneider, F., Silvennoinen, K., Stenmarck, Å., Soethoudt, H. & Waldron, K. (2013) Food Waste prevention: The Challenge of making appropriate definitional and methodological choices for quantifying food waste levels. In: Proceedings of LCM 2013, 25-28 August 2013, available at: <http://conferences.chalmers.se/index.php/LCM/LCM2013/paper/view/732>.
- Regulation (EC) No 178/2002 of the European Parliament and of the council of 28 January 2002 laying down the general principles and requirements of food law, establishing the European Food Safety Authority and laying down procedures in matters of food safety. Official Journal of the European Communities, Brussels, L31/1.
- Silvennoinen, K., Koivupuro, H.-K., Katajajuuri, J.-M., Jalkanen, L. & Reinikainen, A. (2012) Report: Food Waste Volume and Composition in Finnish Food Chain. MTT, Finland.
- Soethoudt, H. & Timmermans, T. (2013) Food waste monitor in the Netherlands – midterm update. Wageningen UR Food & Biobased Research, The Netherlands.
- WRAP (2013) Methods used for Household Food and Drink Waste in the UK 2012. Annex Report, Project Code CFP102, ISBN: 978-1-84405-459-6. available from <http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/Methods%20Annex%20Report%20v2.pdf> (last access February 28th, 2014).

Klebriger Abfall – Die Problematik von Kaugummiflecken im öffentlichen Raum

J. Schneider & S. Gäth

Universität Gießen, Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Gießen, Deutschland

KURZFASSUNG: Kaugummiflecken sind fast überall auf öffentlichen Straßen und Plätzen vorhanden. Eine klebrige Tatsache, die eine teure Reinigung zur Folge hat. In Deutschland werden pro Jahr ca. 14.000 Tonnen Kaugummi konsumiert. Dabei liegt die Hauptkonsumentengruppe im Altersbereich zwischen 20 und 29 Jahren. Eine Studie in der Universitätsstadt Gießen sollte die Problematik von Kaugummiflecken im öffentlichen Raum genauer beleuchten. Dazu wurden unterschiedliche öffentliche Bereiche ausgewählt und sowohl die bestehende Anzahl als auch die Menge neu hinzugekommener Kaugummiflecken ermittelt. Es zeigt sich, dass insbesondere rund um Abfallbehälter, Kanalgitter und -deckel kleinflächige Schwerpunkte mit starker Verschmutzung durch Kaugummiflecken auszumachen sind. Da die Entfernung dieser Flecken kostspielig und langwierig ist, gilt es, Präventionsmaßnahmen gegen dieses „Kaugummi-Littering“ zu erarbeiten und einzusetzen. Beispiele aus Großbritannien zeigen, dass Plakatkampagnen speziell gegen Kaugummiflecken in höchstem Maße effizient sein können. Strafen hingegen erweisen sich als kein wirkungsvolles Mittel gegen das unsachgemäße Entsorgen von Kaugummi. Da diese Kaugummiflecken-Thematik jedoch noch weitestgehend unerforscht ist, bietet sie ein breites Feld für neue, innovative Forschungsansätze.

1 EINLEITUNG

Jeder kennt sie, niemand mag sie, aber bei genauem Hinschauen sind sie fast überall irgendwo im öffentlichen Raum – insbesondere in Städten – zu finden, Kaugummiflecken. Ein unschönes und klebriges Problem, dessen Beseitigung nicht nur an der Stadtreinigung, sondern auch am Einzelhandel und in einigen Fällen an Privatpersonen „haften“ bleibt. Das leichtfertige Ausspucken, Hinkleben oder Wegwerfen von Kaugummi an dafür nicht vorgesehenen Stellen fällt unter den Begriff des „Litterings“. Dieser beschreibt „das achtlose Wegwerfen oder Liegenlassen kleinerer Abfälle im öffentlichen Raum“ (Bigler et al., 2001). Allein in Hessen werden für die Beseitigung der Folgen des Litterings jährlich mehr als 200 Mio. Euro aufgewendet (HMUELV, 2012). Dabei kommt Kaugummiflecken eine gesonderte Bedeutung zu, zumal sie nicht mit herkömmlichen Reinigungsmaschinen entfernt werden können. Dies führt neben einem gesteigerten Reinigungsauch zu einem erhöhten Kostenaufwand, da für diese Arbeiten Spezialmaschinen angeschafft oder externe Dienstleister beauftragt werden müssen.

Im Rahmen einer Studie im Jahr 2013 in der Universitätsstadt Gießen, Deutschland, wurde die Problematik der Kaugummiflecken im öffentlichen Raum genauer untersucht und näher betrachtet. Da in diesem Themengebiet bisher sehr wenig Forschungsarbeit getätigt wurde und aufgrund dessen kaum Grundlagenliteratur vorhanden ist, wurden in der Studie eigene Wege beschritten, um der Problematik näher zu kommen. Zielsetzung war es, den Grund für den hohen Anteil an Kaugummiflecken auf öffentlichen Straßen und Plätzen zu ergründen, die Menge an ausgespuckten Kaugummi versuchsweise zu erfassen sowie die gewonnenen Ergebnisse mit Studien anderer Städte zu vergleichen. Weiterhin wurden der ökonomische Aspekt der Reinigung betrachtet und bestehende Präventionsmaßnahmen ausgewertet und beurteilt.

2 STATUS QUO

Kaugummis bestehen aus einer Kaumasse, die sowohl unverdaulich als auch wasserunlöslich ist und nach der Richtlinie für Zuckerware mindestens 18 % der Gesamtmasse ausmachen muss. Daneben beinhaltet ein Kaugummi weitere verschiedene Komponenten wie Süßungsmittel, Emulgatoren, Aromastoffe, Trennmittel, Antioxidantien u.a. (Haendler, 2003). Entscheidend für den „Kaugummifleck“ selbst ist allerdings die Kaumasse. Diese ist in der Regel nicht biologisch abbaubar und besteht aus konsistenzgebenden Stoffen, welche bei herkömmlichen Kaugummis Kunststoffe, Füllstoffe und Weichmacher sind. Die verwendeten Kunststoffe gehören zur Gruppe der Thermoplaste. Diese bestehen aus unvernetzten Polymeren, welche durch Wärme ihre Struktur verlieren und das Kaugummi kaubar machen. Die in herkömmlichen Kaugummis verwendeten Thermoplaste sind nicht biologisch abbaubar. Ein nicht wissenschaftlich belegter, aber in der Literatur häufig zu findender Wert, besagt, dass Kaugummiflecken durchschnittlich nach 5 Jahren vom Bodenbelag auf öffentlichen Flächen von alleine verschwinden (Irmer, 2005). Diese Tatsache basiert jedoch nicht auf einer biologischen Abbaubarkeit, sondern in erster Linie auf mechanischen Einwirkungen, denen Kaugummiflecken am Boden ausgesetzt sind. Sowohl Fahrzeuge als auch Fußgänger bewirken einen mechanischen Abrieb und vermindern so die eigentliche Größe des Kaugummiflecks. Dies bewirkt den optischen Eindruck, dass der Fleck „verschwindet“. Tatsache ist, dass der Fleck immer kleiner wird und irgendwann nicht mehr vorhanden ist. Allerdings bedeutet dies nicht, dass die Kaumasse an sich nicht mehr vorhanden ist, diese wurde lediglich nach und nach abgetragen und weiter verteilt. Auch Witterungseinflüsse können Auswirkungen auf Kaugummiflecken haben. So trägt starke Hitze dazu bei, dass die Kaugummis wieder zu kleben anfangen, wohingegen extreme Kälte zu einer Sprödigkeit der Kaugummiflecken führt. Dadurch wird die Elastizität herabgesetzt, es entstehen Risse und die Flecken können bei elastischer Verformung schneller brechen.

Die verkaufte Menge an Kaugummis in Deutschland ist im Jahr 2012 im Vergleich zum Jahr 2011 um 3 % gesunken. Dennoch liegt Deutschland laut Statistik des Bundesverbandes der deutschen Süßwarenindustrie e.V. (2013) im Jahr 2013 hinter den USA, Österreich und Belgien auf Platz 4 beim Pro-Kopf-Verbrauch von Kaugummi. Eine Angabe von Haendler (2003) beziffert den Kaugummiverbrauch im Jahr 2001 mit 0,17 kg pro Einwohner. Hochgerechnet auf die Gesamtbevölkerung Deutschlands von knapp 82 Millionen Menschen entspricht dies einem gesamten Verbrauch von ca. 14.000 Tonnen Kaugummi pro Jahr in Deutschland. Ein Artikel von Nohn (2011) zur Schätzung der Menge an Kaugummiflecken, welche in der italienischen Hauptstadt Rom durchgeführt wurde, kam zu dem Ergebnis, dass in Rom täglich 15.000 Kaugummis „gespuckt“ werden, was zu einer jährlichen Gesamtmenge von 5,5 Millionen Kaugummiflecken führt. Bezogen auf die Einwohnerzahl Roms und der Einbeziehung der Touristen errechnet Nohn eine Anzahl von 2,0 ausgespuckten Kaugummis pro Person und Jahr. Derartige Angaben für Städte in Deutschland liegen nicht vor.

Die Betrachtung der Hauptkonsumenten von Kaugummis im Hinblick auf die Altersgruppe und unter Berücksichtigung der Altersgruppenverteilung in Deutschland zeigt, dass die meisten Kaugummikonsumenten in der Altersgruppe zwischen 20-29 Jahren zu finden sind (Statistisches Bundesamt, 2013; Bundesverband der deutschen Süßwarenindustrie e.V., 2013). In Verbindung mit der Tatsache, dass der Großteil (46,5 %) der Personen, die „Littering“ betreiben, im Altersbereich zwischen 21 und 30 Jahren zu finden sind, ist dies ein beachtenswerter Aspekt.

Die Zuständigkeit für die Reinigung des öffentlichen Raumes liegt in Deutschland generell bei den Kommunen. Dies ist nach den jeweiligen Landesrechten im Straßen- und Wegegesetz oder im Straßenreinigungsgesetz festgeschrieben. Die Leistungen werden von den Kommunen entweder durch einen eigenen Betrieb umgesetzt oder öffentlich ausgeschrieben und an Dritte vergeben. Für die Stadt Gießen wurden konkret Kosten für diese Reinigung von 3,00-5,90 € pro Quadratmeter angegeben (Krämer, 2013).

3 VORGEHENSWEISE

Zur Ermittlung der Anzahl an Kaugummiflecken wurden in der Universitätsstadt Gießen verschiedene Plätze als Untersuchungsorte ausgewählt. Insbesondere auf hochfrequentierte Standorte wie die Bereiche vor Gastronomiebetrieben, an Bushaltestellen, die Fußgängerzone und vor dem Theater und dem Kino wurde dabei das Hauptaugenmerk gelegt. Grundsätzlich wurde angenommen, dass die Ausgangszahl an Kaugummiflecken an allen Standorten nahezu gleich ist, da alle untersuchten Flächen länger als fünf Jahre bestehen. Einzige Ausnahme hierbei war der 2013 eröffnete und neugestaltete Platz vor dem Gießener Rathaus. Für diesen Platz wurde die Anzahl der Kaugummiflecken als „Null“ angenommen. Die Zählung der Kaugummiflecken wurde achtmal im Abstand von 14 Tagen durchgeführt. So konnte in diesem Bereich die Anzahl der „neuen“ Kaugummiflecken dokumentiert werden. Daneben wurde auch auf Besonderheiten, wie beispielsweise eine auffallende Häufung von Kaugummiflecken geachtet und deren Ursache versucht nachzugehen.

4 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die Zählung der Kaugummiflecken zeigt deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Untersuchungsstandorten. Während die Vorplätze des Kinos bzw. des Theaters durchschnittlich eine Anzahl von 2,26 bzw. 2,04 Kaugummiflecken pro qm ($K \cdot m^{-2}$) aufweisen, zeigen sich mit durchschnittlich 9,20 $K \cdot m^{-2}$ in der Fußgängerzone, 11,52 $K \cdot m^{-2}$ im Eingangsbereich eines beliebigen Lokals/Restaurants und 12,19 $K \cdot m^{-2}$ im Bereich einer Bushaltestelle deutlich höhere Dichten an Kaugummiflecken (Abb.1). Grund hierfür ist mit hoher Wahrscheinlichkeit die große Anzahl an Passanten, die diese Bereiche nutzen und insbesondere an der Bushaltestelle und im Eingangsbereich der Lokalität – in diesem Fall mutmaßlich zum Rauchen – warten bzw. länger verweilen.

Insbesondere in der Fußgängerzone können kleinflächige Schwerpunkte mit sehr hohen Dichten an Kaugummiflecken benannt werden. Dabei handelt es sich mit dem direkten Bereich (1 qm) um Kanaldeckel, Kanalgitter und Abfallbehälter jeweils um Standorte, von denen ausgegangen werden kann, dass das Kaugummi „bewusst entsorgt“ werden sollte. Die Anzahl der Kaugummiflecken im Umkreis von 1 Quadratmeter erweist sich mit 44,28 $K \cdot m^{-2}$ um Kanaldeckel, 39,50 $K \cdot m^{-2}$ um Kanalgitter und 33,00 $K \cdot m^{-2}$ um Abfallbehälter (Abb. 1) als drei- bis viermal so hoch wie die durchschnittlichen Menge an Kaugummiflecken in den sonstigen Bereichen der Fußgängerzone.

Hier steht wahrscheinlich eine gute Absicht, nämlich die Entsorgung des Kaugummis in die Kanalisation oder den Abfallbehälter dahinter. Trifft jedoch derjenige, der sich des Kaugummis entledigen will, den Abfallbehälter bzw. den Zugang zur Kanalisation nicht, so scheint es keinen Anreiz zu geben, diesen „Fehlwurf“ (bzw. „Fehlspuck“) zu korrigieren. Dies könnte zum einen schlicht an Faulheit liegen, zum anderen könnte es aber auch mit der speziellen Konsistenz eines benutzten Kaugummis zusammenhängen. Ein eingespeicheltes, klebriges Kaugummi nehmen vermutlich die meisten Menschen nur ungern in die Hand. Gleichzeitig kommt in diesen Bereichen sicherlich auch die „Broken-Window-Theorie“ zum Tragen, die besagt, dass bei einer stärkeren Verschmutzung die Hemmschwelle zu weiteren Verschmutzungen beizutragen, geringer wird (Keizer, 2008).

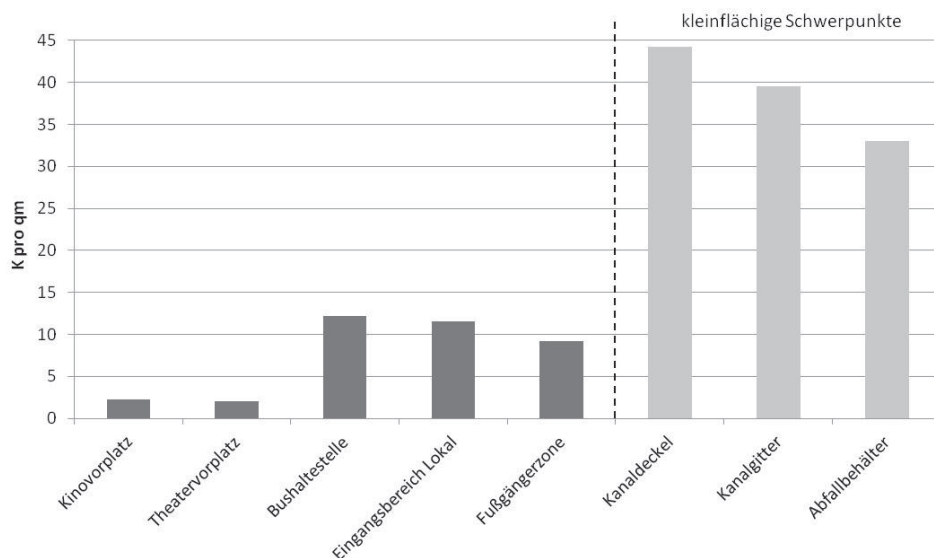


Abb. 1: Kaugummiflecken pro Quadratmeter an unterschiedlichen Untersuchungsstandorten in der Stadt Gießen sowie kleinflächige Schwerpunkte.

Die Auszählungen des neugestalteten Rathausplatzes im Abstand von zwei Wochen in acht Zählungen ergeben ein beispielhaftes Bild von der durchschnittlichen Menge an Kaugummiflecken, die täglich hinzukommen. Insgesamt wurde ein Bereich von 1387 qm betrachtet.

Die Ergebnisse der Zählungen zeigen, dass pro zwei Wochen im Durchschnitt 37,86 Kaugummiflecken auf dem gesamten Untersuchungsareal hinzukommen. Das entspricht knapp 19 neue Kaugummiflecken pro Woche auf 1387 qm bzw. $0,014 \text{ K} \cdot \text{m}^{-2} \cdot 7 \text{ d}^{-1}$ (Abb.2). Hochgerechnet auf fünf Jahre, der Zeit, ab der die ältesten Kaugummiflecken sich theoretisch wieder aufgelöst haben sollten, würde sich eine Dichte von $3,56 \text{ K} \cdot \text{m}^{-2}$ ergeben. Eine Vergleichszählung auf einer alten (älter als fünf Jahre), nicht neugestalteten Fläche im Bereich des Rathauses zeigt allerdings nur eine Kaugummifleckendichte von $1,13 \text{ K} \cdot \text{m}^{-2}$. Aufgrund dessen ist die Annahme von fünf Jahren bis zur endgültigen Auflösung eines Kaugummifleckes wahrscheinlich zu hoch angesetzt.

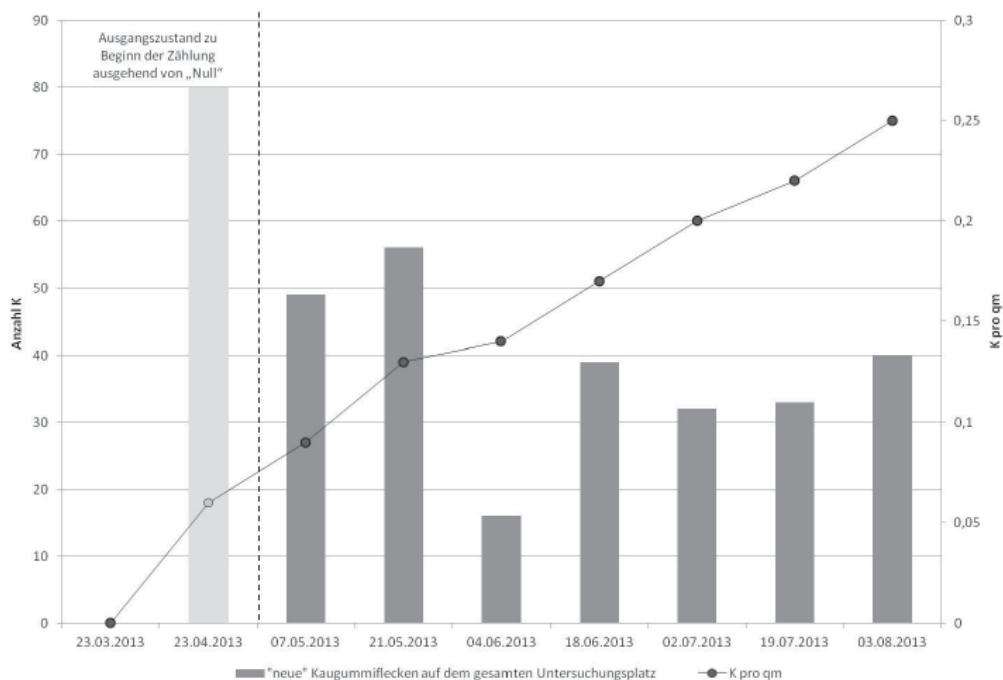


Abb. 2: Anzahl der innerhalb von zwei Wochen neu hinzugekommenen Kaugummiflecken auf dem neugestalteten Rathausvorplatz der Stadt Gießen sowie Anzahl der Kaugummiflecken pro Quadratmeter.

5 PRÄVENTIONSMAßNAHMEN

Da die Entfernung von Kaugummiflecken nur mit speziellen Reinigungsmaschinen durchführbar und mit durchschnittlich 5,90 - 15 €/qm (im Dienstleistungsbereich, je nach Grad der Verschmutzung; Dietrich, 2013) dementsprechend teuer ist, sollte versucht werden, das Verhalten der Konsumenten durch Präventionsmaßnahmen im Vorhinein zu beeinflussen.

Der Kaugummierhersteller Wrigley GmbH hat zu dieser Thematik gemeinsam mit der Naturschutzjugend NAJU des NABU e.V. und der LO Lehrer online GmbH eine Kampagne gestartet, in der Unterrichtsmappen zur Thematik Littering und Abfallentsorgung allgemein erarbeitet wurden (Wrigley, 2009-2010). Ziel dieser Strategie ist die frühzeitige Sensibilisierung von Kindern und Jugendlichen für diesen Themenbereich. In Großbritannien hingegen werden Präventionsmaßnahmen speziell zur Problematik von Kaugummiflecken in Form von Plakatkampagnen durchgeführt. So entwickelt die „Chewing Gum Action Group“, eine 2003 gegründete Aktionsgruppe aus Mitgliedern der in Großbritannien agierenden „Keep Britain Tidy“-Vereinigung, Vertretern der freien Wirtschaft und Industrie, wie beispielsweise Abfallentsorgern und Kaugummiproduzenten, regelmäßig neue Plakate, um der Verschmutzung durch Kaugummiflecken entgegenzuwirken. Die so erreichten Ergebnisse sprechen mit einem Maximalwert innerhalb einer eingebundenen Gemeinde von einem 93 %-igem Rückgang und einem durchschnittlichen Rückgang von 54 % der Kaugummiflecken für sich (Chewing Gum Action Group, 2013).

Derartige Studien speziell für Kaugummiflecken in Deutschland gibt es derzeit nicht. Allerdings bestätigt eine 2010 in der Stadt Hamburg durchgeführte Studie zur allgemeinen Thematik des Litterings (Meer et al., 2010) eine erfolgreiche Wirkung von Plakatkampagnen. Im Rahmen dieser Arbeit wurde auch die Kombination von Plakatwerbung mit einer speziellen, zum „Wegwerfen anregenden“ Gestaltung von öffentlichen Abfallbehältern untersucht, wodurch sehr positive Ergebnisse erzielt werden konnten. Ebenso können Kampagnen direkt auf dem Straßenbelag, was insbesondere bei Kaugummiflecken naheliegend ist, erfolgreiche Mittel sein, um öffentliches Littering einzudämmen (Sonntag, 2009).

Neben derartigen Kampagnen und Aktionen können auch strikte Verbote oder Strafen für Littering effektive Mittel sein. Im Schnitt liegen die Bußgelder in Deutschland in einem Bereich zwischen 5 und 35 € (Drebes, 2013). Größtes Problem dieser Sanktionen liegt im Vollzug der Strafen. Insbesondere bei Kaugummis besteht die Problematik, dass die Mitarbeiter der Ordnungsämter den kurzen Moment des Ausspuckens beobachten müssen, um zum einen sicher zu gehen, dass der Verursacher nicht gewillt ist, den Abfall ordnungsgemäß zu entsorgen und das Kaugummi sicher der jeweiligen Person zuordnen zu können. Konkrete Fallzahlen können aus der Stadt Frankfurt am Main genannt werden. Während es dort jährlich zu etwa 1000 Anzeigen bezüglich Delikten im Bereich Abfall kommt, entfallen nur 2 - 3 Anzeigen davon auf das Ausspucken von Kaugummis (Postleb, 2013). Auch der Stadtreinigung Gießen liegen keinerlei Beschwerden zu Kaugummiflecken vor (Krämer, 2013). Dies macht deutlich, dass Verbote und Strafen keinen sehr großen Effekt auf die Problematik von Kaugummiflecken haben.

6 FAZIT UND AUSBLICK

Es zeigt sich, dass die Verschmutzung öffentlicher Bereiche durch Kaugummiflecken ein bestehendes Problem ist, das eine relativ kostspielige Reinigung nach sich zieht. Allerdings ist diese Problematik bisher wenig erforscht und auch kaum im Blickpunkt der Öffentlichkeit. Im Gegensatz zu Strafen für das nicht ordnungsgemäße Wegwerfen von Kaugummis, zeigen öffentliche Präventionsmaßnahmen in Form von Plakathinweisen, der anregenden Gestaltung öffentlicher Abfallbehälter, Kampagnen auf dem Straßenbelag und die frühe Sensibilisierung der Konsumenten deutlich bessere Ergebnisse.

Weitere Forschungsansätze im Bereich des Kaugummis selbst und dessen Abbaubarkeit wären denkbar und wünschenswert. Hier kämen beispielsweise Untersuchungen zum Einfluss von UV-Licht und Temperatur auf das Material des Kaugummis in Frage. Vorstellbar wäre ein Kaugummi, was durch den Einfluss dieser Außenwirkungen seine Klebrigkeit verliert und damit leichter vom Bodenbelag entfernt werden kann. Auch die generelle biologische Abbaubarkeit von Kaumasse könnte als Forschungsansatz interessant sein. Zwar gibt es in Deutschland und Österreich bereits eine zugelassene Kaugummimarkte, die ein komplett aus natürlichen Rohstoffen hergestelltes Kaugummi vertritt, welches sich nach Angabe des Herstellers „binnen weniger Wochen“ selbst auflöst (Chiza, 2014), jedoch hat diese Art von Kaugummi bisher nur den Einzug in wenige, spezielle (Bio-)Verkaufsläden gefunden.

LITERATUR

- Bigler, H., Huber, A., Bösiger, K. (2001) *Sauberbuch – Leitfaden für Maßnahmen gegen das „Littering“*. Hrsg. Bundesamt für Umwelt und Natur, Bern: Eigenverlag.
- Bundesverband der Deutschen Süßwarenindustrie e.V. (2013) *Kaugummimarkt – Gesamtentwicklung*. Fachsparte Kaugummi. abgerufen am 28.07.2013 (abrufbar unter <http://www.kaugummi-verband.de/ueber-uns/pressemappen-archiv>).
- Chewing Gum Action Group (2013) *Chewing Gum Action Group*. Online abgerufen unter <http://www.chewinggumactiongroup.org.uk/campaigns#resultsoverview> (13.09.2013).
- Dietrich, V. (2013) *Persönliches Interview*. Mitarbeiter der Stadtreinigung Kassel. Interview durchgeführt von J. Dräger am 31.07.2013. Kassel.
- Drebes, D. (2013) *Persönliches Interview*. Mitarbeiter des Ordnungsamtes Gießen. Interview durchgeführt von J. Dräger am 02.08.2013. Gießen.
- Haendler, H. (2003) *Kaugummi*. <https://roempp.thieme.de/roempp4.0/do/data/RD-11-00675> Belgien: Georg Thieme Verlag KG.
- HMUELV (2012) *10 Jahre Sauberhaftes Hessen*. Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Jubiläumsbroschüre. HMUELV: Wiesbaden.
- Irmer, J. (2005) *Warum klebt das Ding so hartnäckig?*. Zeitungsartikel. Hamburger Abendblatt. (abrufbar unter <http://www.abendblatt.de/ratgeber/wissen/umwelt/article330201/Warum-klebt-das-Ding-so-hart-naeckig.html>).
- Keizer, K. (2008) *The Spreading of Disorder*. Science (322): S. 1681-1685.
- Krämer, A. (2013) *Persönliches Interview*. Mitarbeiter des Stadtreinigungs- und Fuhramt Gießen. Interview durchgeführt von J. Dräger am 19.08.2013. Gießen.
- Meer, P.D., Beyer, P.D. & Gerlach, D.R. (2010) *Littering III – Evaluation einer Kombination von Antilittering-Maßnahmen im Feld*. Institut für Psychologie, Lehrstuhl Kognitive Psychologie. Humboldt-Universität. Berlin.
- Nohn, C. (2011) *90 Placken pro Quadratmeter*. Zeitungsartikel. Süddeutsche Zeitung. (abrufbar unter <http://www.sueddeutsche.de/leben/kaugummi-verschmutzung-in-staedten-placken-pro-quadratmeter-1.1236089>).
- Postleb, P. (2013) *Persönliches Interview*. Mitarbeiter der Stabsstelle Sauberes Frankfurt. Interview durchgeführt von J. Dräger am 05.08.2013. Frankfurt.
- Sonntag, M. (2009) *Kaugummi – Kommunikationskonzepte für die Straße*. Hrsg. Schmitz, P.H.. Druckerei Hitzegrad. Wuppertal.
- Statistisches Bundesamt (2013) Statista. Online abgerufen unter <http://de.statista.com/statistik/daten/studie/1351/umfrage/altersstruktur-der-bevoelkerung-deutschlands> (09.09.2013).
- Wrigley (2009-2010) *Die Klasse macht grün*. Fächerübergreifende Unterrichtsmaterialien für die Sekundarstufe I in Zusammenarbeit mit der Naturschutzjugend (NAJU) im Naturschutzbund Deutschland (NABU) e. V. und Lehrer-Online, dem Service- und Informationsportal für Lehrkräfte. Wrigley GmbH. Unterhachingen.

Strategische Herausforderungen auf dem Weg zur Ressourcenvirtschaft Entsorgungsbranche im Umbruch

J. Scheff & J. Gastrager
361 consulting group gmbh, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Die aktuelle Situation am österreichischen Entsorgungsmarkt ist geprägt von einem hohen Wettbewerb unter den Anbietern, einem anlagenseitigen Auslastungsdruck sowie einem Handeln, das stark von Mengen getrieben ist. Die Unternehmen finden sich innerhalb der Entsorgungswirtschaft in einer enormen Wettbewerbssituation wieder, die allerdings nur geringe Handlungsmöglichkeiten bietet. Preiskampf und fehlende Differenzierung zwingen aber bereits jetzt zu einem Umdenken und Handeln. Neuorientierung, Differenzierung, Stärkung der Marktposition werden in diesem Zusammenhang daher nur einige wenige Schlagwörter sein, die für Entsorgungsunternehmen in Zukunft eine strategische Herausforderung darstellen werden. Es wird für Unternehmen der Entsorgungsbranche unumgänglich sein, die eigene strategische Ausrichtung zu überdenken und neue strategische Optionen zu entwickeln.

1 EINLEITUNG

Die österreichische Entsorgungswirtschaft befindet sich in einem enormen Spannungsfeld. Die Abfallmengen sind rückläufig, heimische Verwertungsanlagen kämpfen mit Überkapazitäten, Gewinnmargen verkleinern sich sukzessive und die viel-zitierte Branchenkonsolidierung bleibt weiter aus. Das Resultat ist ein intensiver Preiskampf um Abfallmengen am heimischen Entsorgungsmarkt und die Erkenntnis, dass das bisherige Geschäftsmodell der Entsorgungswirtschaft ins Wanken gerät.

2 DIE ENTSORGUNGSBRANCHE IST IM UMBRUCH

Hohe Wettbewerbsintensität, anlagenseitiger Auslastungsdruck und das damit verbundene mengengetriebene Handeln verursachen einen immer schärfer werdenden Preisdruck am Entsorgungsmarkt. Die österreichischen Entsorgungsunternehmen sehen aufgrund ihrer finanziellen Situation und der hohen Branchenrivalität kaum Handlungsoptionen. Märkte werden nur mehr über Mengen gekauft, da Entsorgungsdienstleister kein echtes, für Kunden wahrnehmbares, Differenzierungspotenzial gegenüber ihrem Mitbewerb erkennen. Fehlende Differenzierung einerseits und hohe Verwertungskapazitäten andererseits, zwingen Entsorger zur stetigen Preisanpassung nach unten.

Diese negative Preisspirale geht nicht nur zulasten der viel-diskutierten „Qualität“ in der Verwertung, sondern nimmt den Unternehmen wiederum Handlungsoptionen für notwendige F&E-Projekte und hemmt eine ganze Branche in ihrer Entwicklungsfähigkeit.

Für die Entsorgungsbranche stellen sich daher folgende Fragen:

- Ist das Geschäftsmodell der Entsorgungswirtschaft überhaupt noch zukunftsfähig?
- Welche Umfeldentwicklungen zwingen die Entsorgungsunternehmen zur Veränderung?
- Mit welchen neuen Unternehmen/ Branchen werden die Entsorgungsunternehmen zukünftig in den Wettbewerb treten?
- Wie kann die Entsorgungswirtschaft eine echte Differenzierung schaffen?
- Welche Ressourcen und Fähigkeiten muss die Entsorgungswirtschaft als Ressourcenlieferant haben?

- rant besitzen?
- Kann die Entsorgung und die Produktion von Sekundärrohstoffen innerhalb eines Geschäftsfeldes bearbeitet werden oder benötigt es eigene organisationale Strukturen?

3 DIE STRATEGISCHEN HERAUSFORDERUNGEN AUF DEM WEG ZUR RESSOURCENWIRTSCHAFT

3.1 Umfeldentwicklungen und ihre Einflüsse auf die Entsorgungswirtschaft

Das bisherige Geschäftsmodell der Entsorgungswirtschaft kommt zunehmend ins Wanken. Der Anstieg im Ressourcenverbrauch und die Verknappung von Primärrohstoffen tragen einen nicht unerheblichen Teil dazu bei.

2010 wurde von der europäischen Kommission eine Liste mit 14 kritischen Rohstoffen erarbeitet, die in der Zwischenzeit bereits um weitere ergänzt werden musste. Diese Rohstoffe sind nicht nur von hoher ökonomischer und ökologischer Bedeutung, sondern aufgrund ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften in Produkten und Prozessen nur schwer ersetzbar.

Eingesetzt werden sie in erster Linie in der Stahl- und Nichteisenmetallindustrie, in der Glas- und keramischen Industrie, der chemischen Industrie sowie in der nachgelagerten Anlagenbau-, Elektro- und Maschinenbauindustrie (WKO, 2014).



Abb. 1: Kritische Rohstoffe (2014).

Hohe Versorgungsrisiken für die kritischen Rohstoffe ergeben sich insbesondere dadurch, dass die globale Primärrohstoffproduktion auf wenige Länder, v.a. China, beschränkt ist. Durch ein Ungleichverhältnis der globalen Ressourcen zur globalen Produktion werden mittel- bis langfristige Engpässe in der Versorgung befürchtet (Artikel: Produktion, 2012).

Ein Recycling der kritischen Rohstoffe ist zum jetzigen Zeitpunkt ebenfalls noch nicht möglich. Ausschlaggebend dafür sind neben einer kleinteiligen sowie räumlich verteilten Verwendung (Artikel: Produktion, 2012) auch eine hohe Legierungsanzahl, die eine sortenreine Rückgewinnung derzeit noch nicht möglich machen (WKO, 2014). Teilweise fehlt es auch an geeigneten technischen Verfahren, um kritische Rohstoffe überhaupt recyceln zu können (Artikel: Produktion, 2012).

Zudem besteht ein massives Ungleichgewicht in der Pro-Kopf-Nutzung von Rohstoffen. Um nur ein Beispiel zu skizzieren: Japaner verbrauchen 3-mal so viel, Europäer 4-mal so viel und Amerikaner 7-mal so viele Materialien wie ein Inder. Zu diesem Ungleichgewicht kommt hinzu, dass mit der zunehmenden Industrialisierung der Ressourcenverbrauch in Ländern, die derzeit am Beginn ihrer industriellen Entwicklung stehen, signifikant ansteigen wird und somit die Belastung der natürlichen Bestände zunehmen wird. Der Ressourcenverbrauch eines Landes ist somit an seine wirtschaftliche Entwicklung gekoppelt.

Der steigende Bedarf an Rohstoffen sieht sich aber nicht nur mit einem begrenzten Angebot an Ressourcen konfrontiert, sondern bringt auch negative Konsequenzen für unsere Umwelt mit sich. Erschöpfung der verfügbaren Ressourcen und Belastung der Ökosysteme durch die Ressourcennutzung sind die Folge (BMWFJ, Bericht 2011).

Darüber hinaus wird der Westen durch eine Stärkung der Kaufkraft in den BRIC-Staaten mit Rohstoffengpässen konfrontiert (BMWFJ, Bericht 2011). Dabei ist die EU im höchsten Grade importabhängig. Rund 60% der nicht-energetischen Rohstoffe müssen in der EU importiert werden (IV-Papier, 2012). Beispielsweise ist der produzierende Wirtschaftsbereich Österreichs aufgrund seiner Struktur sogar deutlich importabhängiger als manch andere Länder. Österreich braucht eine große Menge an Importen für den Eigenverbrauch und für Exportprodukte (WKO, 2014). 2008 wurden in Österreich z.B. 24% an seltenen Erden importiert, das sind rd. ein Viertel der EU-Importe an seltenen Erden (Öko-Institut, 2011).

Es wird sogar prognostiziert, dass die Importabhängigkeit in Europa tendenziell zunehmen wird, da viele der Rohstoffe in Europa nicht vorhanden sind, sich zu Ende neigen bzw. nicht erschlossen werden können. Bedenklich ist in diesem Zusammenhang jedoch, dass ein Großteil der Primärrohstoffproduktion auf einige wenige, allerdings politisch instabile Länder zurückzuführen ist und ein freier Zugang zu global gehandelten Rohstoffen in Zukunft somit nicht mehr gewährleistet werden kann (IV-Papier, 2012).

Der Zugang zu und die Sicherung von Rohstoffen ist daher eine notwendige zu lösende Problematik. Maßnahmen, die eine mittel- und langfristige Verfügbarkeit von Rohstoffen garantieren, werden für die produzierende Wirtschaft unerlässlich sein. Diese inkludieren unter anderem die Förderung von qualitätsgesicherten Sekundärrohstoffen, Effizienzsteigerung bzgl. der Ressourcen (z.B. Recyclierbarkeit von Produkten), Investitionsförderung v.a. bei Recyclingtechniken, etc. (WKO, 2014).

Um zukunftsfähig sein zu können, muss die Entsorgungswirtschaft, unter Anbetracht der Umfeldentwicklungen, ihr Geschäftsmodell neu denken. Reine Entsorgungsdienstleistungen erwirtschaften bereits heute kaum Profit und werden dies in Zukunft vermutlich noch viel weniger tun. Es ist sogar eher davon auszugehen, dass sich die bis dato erlösbringende Entsorgung zu einer kostenpflichtigen Beschaffungsfunktion für die Produktion von Sekundärrohstoffen entwickeln wird.

Umfragen bei Industrieunternehmen verstärken diese Annahme und zeigen, dass sich die Industrie eine Reduktion ihrer Entsorgungskosten sogar erwartet, wenn Entsorgungsunternehmen mit ihren Abfällen eine höhere Wertschöpfung erzielen wollen (Quelle: eigene Studie). Dieser Trend ist keineswegs neu, wie sich an Beispielen von Altölen und natürlich auch Almetallen zeigen lässt.

Womit sich die Entsorgungswirtschaft daher bereits heute konfrontiert sieht, sind

- eine Stagnation bzw. ein Rückgang an (industriellen) Abfallmengen,
- ein härterer Wettbewerb - Umsätze in der Rückgewinnung steigen an, in der Sammlung sinken sie seit 2008 jedoch kontinuierlich (Statistik Austria: Leistungs- und Strukturdaten),
- neue Mitbewerber, die Leistungen integrieren und in das Geschäft der Entsorgung einsteigen,
- strenge rechtliche Regulierungen, die Märkte schaffen und verändern; der politische Fokus verschiebt sich hin zu Vermeidung und Recycling von Abfällen,
- Abfallexporte und
- eine angespannte Preissituation.

3.2 Das Geschäftsmodell der Entsorgungswirtschaft – noch zukunftsfähig?

In der Entsorgungswirtschaft ändert sich bereits die Wertschöpfungslogik.

Die klassische Entsorgung wird in Zukunft keine Rolle mehr spielen, denn das klassische Geschäftsmodell der Entsorgung verliert seine Legitimität. Wertschöpfungsaktivitäten werden sich verschieben.

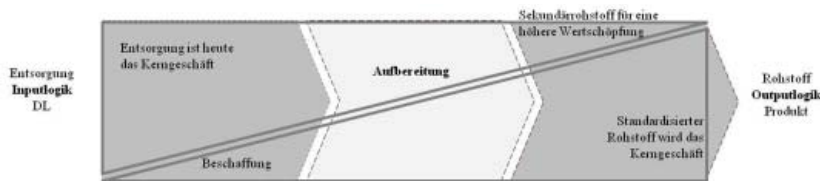


Abb. 2: Entwicklung eines neuen Geschäftsmodells.

Die Verknappung von Primärrohstoffen und der damit einhergehende Preisanstieg bieten ein hohes und lukratives Potenzial für die Aufbereitung von Sekundärrohstoffen. Die Wertschöpfungsstufen der Entsorgungswirtschaft von gestern bezogen sich hauptsächlich auf die Entsorgung, den Transport, die Verbrennung und die Deponie. Recyclingstoffe wurden nur in einfachen Prozessen und geringen Mengen verarbeitet.

Die Wertschöpfungskette der Entsorgungswirtschaft von morgen ist hingegen eine Kreislaufwirtschaft bestehend aus

- Recycling,
- Wiederverwendung und
- Forschung.

Unternehmen, die sich nicht anpassen, laufen Gefahr, aus dem Markt zu fallen. Die Herausforderung für die Entsorgungsunternehmen besteht daher darin, diesen Veränderungsprozess proaktiv zu gestalten und die Vorwärtsintegration als neues Wertschöpfungspotenzial zu nutzen.

3.3 Industrie und Entsorgungswirtschaft – Kooperation oder Konkurrenz?

Die Entwicklungen machen es möglich, dass Industrieunternehmen zu einer zunehmend wichtigeren Kundengruppe für die Entsorgungswirtschaft werden.

Gleichermaßen versucht die Industrie aber auch, mit verstärkter Rückwärtsintegration höhere Wertschöpfung zu erzielen. Viele Unternehmen der Baubranche, Stahl- oder auch Metallindustrie bereiten ihre Abfälle bestmöglich selbst auf und führen diese wieder in den Produktionsprozess zurück. Die Ursachen dafür mögen vielfältig sein und nicht immer determinierbar durch die Entsorgungswirtschaft.

Relevante Fakten, die sich durch unsere eigenen Studien auch belegen lassen, zeigen jedoch, dass sich die Industrie von der Entsorgungswirtschaft eine stärkere Partnerrolle erwartet. So wünschen sich zum Beispiel die Elektro- und die Stahl-/ Metallindustrie für die Zukunft eine stärkere Zusammenarbeit mit der Entsorgungsbranche. Industrieunternehmen sehen die Entsorgungswirtschaft bereits heute als „guten“ Partner der Industrie.

Für die Zukunft erwarten sie sich sogar eine noch intensivere Partnerschaft; vor allem der Partnerrolle als Rohstofflieferant messen Industrieunternehmen in Zukunft eine hohe Bedeutung bei.

Vom Entsorger zum Rohstoffhändler - eine Neuorientierung vom reinen Abfall- zum Rohstofflieferanten scheint für die Entsorgungsunternehmen unumgänglich zu sein, birgt allerdings notwendige Entwicklungen für interne Strukturen, Organisation und Instrumente.

Einige Unternehmen fordern auch eine aktivere Rolle der Entsorger insbesondere in Bezug auf die Beratung (Verwertungsmöglichkeiten, Trennungsmöglichkeiten) und die Bereitstellung von Abfallwirtschaftskonzepten.

3.4 Neues Geschäftsmodell mit echtem Differenzierungspotenzial

Die Entsorgungswirtschaft wird zwar vielfach als Know-how-Träger und Inhaber wichtiger Technologie und Infrastruktur erkannt, doch werden auch immer wieder ein fehlendes Produkt- und Qualitätsverständnis bzw. eine fehlende Qualitätssicherung genannt. Daraus schließt sich für Entsorgungsunternehmen nicht nur ein Handlungsbedarf hinsichtlich der Intensivierung des Res-

sourcenmanagements sondern auch in Richtung Diversifizierung des Dienstleistungsportfolios.

Mit der Entwicklung von Recycling und Sekundärrohstoffen betreten Entsorgungsunternehmen jedoch einen völlig neuen Markt, der gänzlich anders funktioniert als der Entsorgungsmarkt und somit neue Anforderungen an die Fähigkeiten und Ressourcen der Unternehmen stellt.

Der Rohstoffmarkt ist geprägt von industriellen Strukturen, definierten Qualitätsstandards und spezialisierten Unternehmen mit hoher Innovationskraft. Darüber hinaus beschäftigen sich klassische Industriebetriebe intensiv mit den Branchenentwicklungen ihrer Kunden, um die Bedarfe ihrer Kunden frühzeitig erkennen zu können. Das „Denken und Handeln“ der Industrie ist geprägt von einem Versorgungsproblem: „Woher bekomme ich die Rohstoffe für mein Produkt?“

Das Denken und Handeln der Entsorgungswirtschaft auf ihrem Weg zur Ressourcenwirtschaft ist jedoch noch von einem Verwertungsproblem bestimmt, d.h. „Welche Produkte mache ich aus meinen Abfällen?“

Die Entsorgungswirtschaft sollte daher vielmehr eine gezielte Beschaffungsstrategie von Rest- und Rohstoffen entwickeln, die auf den Potenzialen und Bedarfen ihrer Industriekunden basiert und sich folgender Fragen annehmen:

- Welche Technologien werden sich in welchen Industriebranchen durchsetzen?
- Wie und mit welchen Rohstoffen können wir diese Industrien optimal versorgen?
- Forschung

Eine gezielte Beschaffung ist zentral für die Produktion von Sekundärrohstoffen und standardisierten Qualitäten. Dies bietet die Chance Lieferverbindlichkeiten mit der Industrie einzugehen und würde ein echtes Differenzierungspotenzial zu anderen Entsorgungsunternehmen darstellen.

Derzeit ist keine Differenzierungsstrategie zwischen den verschiedenen Anbietern erkennbar – auch Kunden können keine substanziellen Unterschiede hinsichtlich der Leistungen zwischen Entsorgungsunternehmen benennen (Quelle: eigene Studie).

Künftig wird es für die Entsorgungswirtschaft entscheidend sein, ihren Fokus auf die verlängerte Wertschöpfung zu richten und gezielt neue Geschäftsmodelle zu entwickeln. Entsorgungsunternehmen müssen sich intensiv mit der Geschäftslogik und den Branchenentwicklungen auseinandersetzen. Nur so können innovative Produktlösungen (bspw. durch Eco-Design) und Dienstleistungskonzepte entwickelt werden, die einen echten Mehrwert für die Industrie bieten. Andernfalls bleibt das Preisdumping eine weiterhin praktizierte „Branchenstrategie“.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die bestehenden Geschäftsmodelle in der Entsorgungswirtschaft kommen ins Schwanken. Ein weiterer Preisverfall für Entsorgungsleistungen ist unaufhaltbar. Es braucht neue Ertragsmodelle in der Entsorgungsbranche. Das Nutzen der Abfälle als Rohstoff- und Energieressource ist daher nicht nur eine nachhaltige Option im Umgang mit Abfällen, sondern wird immer mehr zu einer wichtigen Quelle für Sekundärrohstoffe.

Eine Argumentation über „zusätzliche Wertschöpfung“ kostet allerdings etwas – ist wohl einmalig und nicht aufrecht zu halten. Branchenvertreter werden daher einen nachhaltigen Prozess der Sensibilisierung einleiten müssen.

Die Entsorgungswirtschaft wird aktuell noch unzureichend als Industriepartner bei Sekundärrohstoffen erkannt. Im Anbetracht der schwierigen Marktlage im Geschäftsfeld der „Entsorgung“ und der enormen Potenziale im Geschäftsfeld „Sekundärrohstoffe“ gilt es Umsetzungsprojekte anzustoßen, die tatsächliche Bedarfe der heimischen Industrie identifizieren und bestmöglich bedienen können.

Um das Geschäftsmodell der Entsorgungswirtschaft jedoch ändern zu können, müssen auch Entsorgungsunternehmen ihr Denken und Handeln ändern.

LITERATUR

- Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend. (2011). Bericht: „*Ressourcennutzung in Österreich*“.
- 361 consulting group gmbh (2013). Marktstudie: „*Entsorgungswirtschaft im Umbruch. Effekte von Preiswettbewerb in der kommunalen Abfallwirtschaft und deren Auswirkungen auf Kommunen und Industrie.*“
- Öko-Institut e.V.: *Study on Rare Earths and Their Recycling* (2011).
- Prognos. (2009). Medienmitteilung: „*Neuer Prognos Sekundärrohstoffatlas für Europa vorgestellt: Abfälle müssen stärker als Rohstoff- und Energiequelle genutzt werden*“. Berlin.
- Schlupeck B. Artikel. Erschienen in: *Recycling Magazin* (2012). Ausgabe 15, S.35.
- Statistik Austria: *Bevölkerungsprognosen, Haushalts- und Familienprognosen; Leistungs- und Strukturstatistik 2008-2011*.
- verlag moderne industrie gmbh. Artikel vom 24.11.2011: „*Germanium und Co: Rohstoffbeschaffung muss zur Kernkompetenz werden*“. Nachlesbar unter: www.produktion.de.
- Vereinigung der Österreichischen Industrie. (2012). IV-Papier: „*Rohstoffsicherheit 2020*“.
- Wirtschaftskammer Österreich. (2014). „*Neue Liste der kritischen Rohstoffe und Implikationen für die Wirtschaft.*“ Kommentar Wirtschaftspolitik (2014/12).

Notwendige Treiber für Ressourceneffizienz in der Abfallwirtschaft

G. Schmidt

Unternehmensberatung, Judendorf-Sträßengel, Österreich

H. Klampfl-Pernold

Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen bei Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Abfall wird vielfach als Ressource am falschen Ort bezeichnet. Die österreichische Abfallwirtschaft ist weltweit ein Vorreiter bei der Nutzung dieser Ressource. Das bestehende System (rechtlich, wirtschaftlich, technisch) bietet dabei sowohl positive als auch negative Anreize diese Ressourcen optimal zu verwenden. In dieser Arbeit wird das bestehende System der EU und Österreichs in Hinblick auf Anreize zur Steigerung der Ressourceneffizienz (Kostenwahrheit, steuerliche Aspekte, Eigentumsverhältnisse, Recyclingquoten, Ziele etc.) analysiert. Im Anschluss daran werden die notwendigen Treiber für Ressourceneffizienz definiert. Zum Abschluss werden Vorschläge und mögliche Maßnahmen für eine Messung im Rahmen eines Ressourceneffizienzindikators und zur Verbesserung der österreichischen Ressourceneffizienz präsentiert.

1 EINLEITUNG

Ressourceneffizienz ist in aller Munde und Kernthema bei einer Vielzahl von strategischen Dokumenten wie beispielsweise dem Ressourceneffizienz Aktionsplan (BMLFUW, 2012), dem Bundesabfallwirtschaftsplan (BMLFUW, 2011; BMLFUW, 2013), der Rohstoffinitiative (Europäische Kommission, 2011a), dem Fahrplan für eine ressourcenschonendes Europa (Europäische Kommission, 2011b), die Substitution kritischer Rohstoffe (Europäisches Parlament, 2012), Rohstoffsicherheit 2020+ (Industriellenvereinigung, 2012) oder dem Null-Abfall Programm für Europa (Europäische Kommission, 2014). Hierin wird die Ressourceneffizienz als ein wichtiger Beitrag für die Rohstoffsicherung gesehen und damit in weiterer Folge als zentraler Aspekt hinsichtlich der Versorgungssituation Europas, die von der vollständigen Selbstversorgung bis zur hohen Importabhängigkeit reicht. Letztendlich zielt auch die Leitinitiative „Fahrplan für ein ressourcenschonendes Europa“ darauf ab, die Wirtschaftsleistung zu steigern und gleichzeitig den Ressourcenverbrauch zu senken (Europäische Kommission, 2011). Damit wird das Thema der Senkung des absoluten Ressourcenverbrauchs angesprochen. Dieser ist immerhin innerhalb eines Jahrhunderts um das 8-fache gestiegen, bei einer gleichzeitigen Verlagerung der jährlichen Materialentnahme von erneuerbaren hin zu nicht erneuerbaren Ressourcen und einer höchst ungleichen globalen Verteilung zwischen 4 und 40 t/Person (UNEP, 2011). Trotzdem reichen speziell in der Abfallwirtschaft die aktuellen Regelungen aber auch die gelebte Praxis nicht über den Gedanken einer möglichst umweltschonenden „Beseitigung“ hinaus, womit sich die Frage stellt, welche Treiber die Entwicklung einer umfassenden Ressourcenwirtschaft positiv oder negativ beeinflussen.

2 EIN PRAKTISCHER SYSTEMVERGLEICH

Um die notwendigen Treiber in der Abfallwirtschaft leichter identifizieren zu können, ist ein Vergleich mit der klassischen Wirtschaft sinnvoll. Aus diesem Grund wird zum besseren Verständnis die Firma „Öko“, die sich intensiv mit der Ressource Abfall beschäftigt mit dem Konkurrenzunternehmen „Standard“ verglichen. Ausgangspunkt der Überlegungen ist ein Produzent bzw. Verwerter. In weiterer Folge wird Schritt für Schritt analysiert was mit der Ressource „Abfall“ in den vorausgelagerten Prozessen passiert, wobei immer die Unternehmenssicht beleuchtet wird.

2.1 Produktion vs. Verwertung

Substitution ist im Rahmen der Produktion ein wichtiger Ansatz zur Steigerung der Ressourceneffizienz. Bei der Rohstoffsubstitution spielen unterschiedlichste Vor- und Nachteile eine Rolle, die es gegeneinander abzuwägen gilt (z.B. Preis, Energiebedarf, Langlebigkeit, Umweltauswirkungen, Verfügbarkeit) (Schlund et al., 2014). Die Verantwortung in Bezug auf die durch die Produktion entstehenden Abfälle wird vor allem durch das sog. Verursacherprinzip bzw. die Produzentenverantwortung abgedeckt. Trotzdem fällt bei genauerer Betrachtung auf, dass die Anreize benötigte Ressourcen effizient aus Sekundärrohstoffen zu bedienen, gering sind (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Unternehmensvergleich „Produktion/Verwertung“.

<i>Herkunft Rohstoff</i>	Standard Nicht relevant woher und von wem	Öko Genauer Nachweis notwendig
<i>Umweltbedingungen Abbau & Entstehung</i>	Nicht relevant	Innerhalb EU: „Beste verfügbare Technik“, Einhaltung Industrieemissions RL
<i>Arbeitsbedingungen Abbau</i>	Nicht relevant	Außerhalb EU fast kein lokaler Rohstoff Abfall
<i>Qualität & Probenahme</i>	Keine vorgeschriebene Qualität	Viele gesetzlich vorgeschriebene Qualitäten (AVV, AltholzVO, Baurecycling...)
<i>Einsatz im Unternehmen</i>	Keine spezielle Genehmigung notwendig	Spezielle Genehmigungen (UVP, AWG) notwendig mit Mengengrenzen und definierten Abfallfraktionen
<i>Import</i>	Standardregelungen	Grüne Liste: Spezialvertrag plus Meldungen Gelbe Liste: ca. 6 – 12 Monate Vorlaufzeit für Behördengenehmigung, jeder Transport muss 3 Tage vorher gemeldet werden, umfangreiche Bankgarantien, Mengengrenzen (Notifizierung), zeitlich befristet
<i>Verwertungsquote</i>	In Ausnahmefällen Recyclingfähigkeit (Automobilindustrie)	Vorgabe (z.B. Automobilindustrie) Kein Vorteil bei Übererfüllung Verwertungsquote.
<i>Recyclingfähigkeit</i>	Durch Entpflichtung von untergeordneter Bedeutung	Kein Vorteil bei Übererfüllung
<i>Wirtschaftliche Faktoren</i>	Standardregelungen	Bankgarantie bei Notifizierungen, hoher Verwaltungsaufwand und Mehrkosten durch ALSAG EURO 8,-/t bei Ersatzbrennstoffen

Aus obiger Darstellung lässt sich deutlich erkennen, dass unabhängig vom Preis für ein Verwertungsunternehmen negative Anreize bestehen, die Ressource „Abfall“ als Sekundärrohstoff zu nutzen oder anders formuliert das Delta zwischen Marktpreis Sekundär- und Primärrohstoff muss ausreichend groß sein, um die negativen Begleitkosten zu kompensieren (vgl. Abb. 1). Dies führt letztendlich zu einem Verlust an Rohstoffen durch deren Deponierung, direkte Verbrennung oder auch illegalen Export.

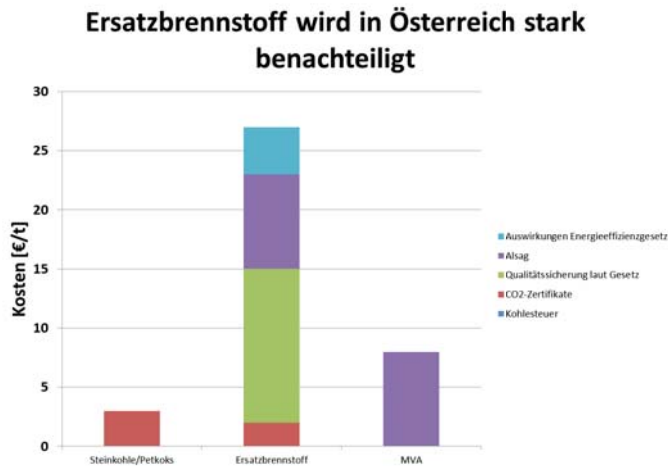


Abb. 1: Kostenverzerrung bei EBS in Österreich.

Ansatzpunkte für eine Verbesserung der Grundlage zur Effizienzsteigerungen sind die Folgenden:

- Einsatz von Primärrohstoffen muss rechtlich schwieriger als Ersatz sein,
- „Beste verfügbare Technik“ muss auch für Rohstoffabbau gelten (derzeit nur für Abfälle),
- Steuerlich muss Einsatz Primärrohstoff gegenüber Sekundärrohstoff benachteiligt sein und
- Mengen auf Deponie und MVAs sowie illegaler Export muss sinken (vgl. Abb. 2).

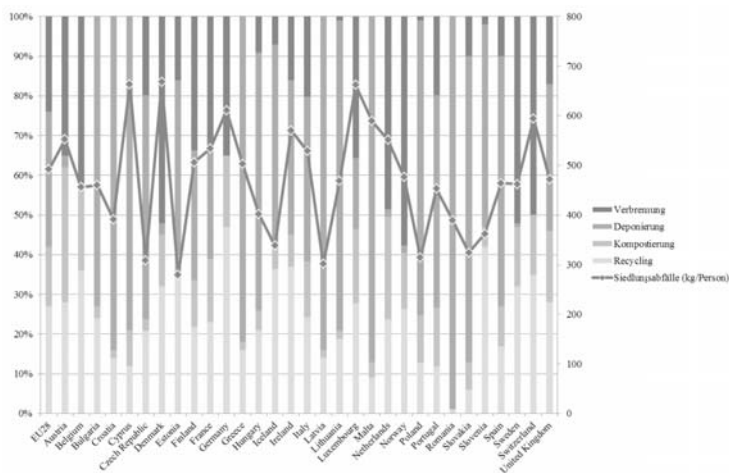


Abb. 2: Abfallwirtschaftliche Methoden für Siedlungsabfälle im europäischen Vergleich (Eurostat 2014, Daten 2012).

Mit der Deponieverordnung hat Österreich und Deutschland bereits vor langer Zeit einen Schritt in die richtige Richtung unternommen. Das im Null-Abfall Programm der EU-Kommission vorgeschlagene Verbot der Deponierung und Verbrennung ab 2025 ist ein weiterer wichtiger Treiber für die Ressourceneffizienz in der Abfallwirtschaft (Europäische Kommission, 2014).

2.2 Primärrohstoff- vs. Sekundärrohstoffaufbereitung

Auch auf Ebene des Abbaus oder im Falle der Abfallwirtschaft der Aufbereitung lässt sich ein derartiger Vergleich durchführen. So gibt es nach dem Abbau im Bergwerk in der Regel Unternehmen, die den Rohstoff aufbereiten (z.B. Hochofen bei Erz). Im Bereich der Abfallwirtschaft sind es die unterschiedlichsten Verwertungsunternehmen, die den Rohstoff Abfall in die gewünschte Form und Qualität weiterverarbeiten. Wiederum werden zwei Unternehmen betrachtet, wobei das Unternehmen „Standard“ in der Aufbereitung von Primärrohstoffen tätig ist, das Unternehmen „Öko“ im Bereich der Sekundärrohstoffaufbereitung (vgl. Tab. 2).

Tab. 2: Unternehmensvergleich „Aufbereitung“.

	Standard	Öko
<i>Wahl der Aufbereitungstechnik</i>	Grundsätzlich frei (Einhaltung gesetzlicher Vorschriften)	Beste verfügbare Technik (Industrieemissions RL)
<i>Innovationszyklen</i>	Mehrere Jahrzehnte	Mehrere Jahre
<i>Genehmigung</i>	Übliche Genehmigungen (UVP ab gewisser Größe)	Spezielle Genehmigungen (UVP, AWG) notwendig mit Mengengrenzen
<i>Qualität & Probenahme</i>	Keine gesetzlich vorgeschriebene Qualität	Für Output vielfach gesetzlich vorgeschriebene Qualitäten (AVV, AltholzVO, Baurecycling,...)
<i>Nachweis an Behörden</i>	Übliche Nachweise	Plus exakte Mengermeldungen über EDM
<i>Betriebszeiten</i>	Großteils 7 Tage pro Woche, 24 h/Tag (Ausnahmeregelungen laut Arbeitnehmerschutzgesetz)	5 Tage pro Woche
<i>Import/Export</i>	Standardregelungen	Grüne Liste: Spezialvertrag plus Meldungen Gelbe Liste: ca. 6 – 12 Monate Vorlaufzeit Behördengenehmigung, jeder Transport muss 3 Tage vorher gemeldet werden, umfangreiche Bankgarantien, Mengengrenzen (Notifizierung), zeitlich befristet
<i>Verwertungsquoten</i>	Keine Vorgaben	Abhängig von Masse nicht Qualität
<i>Forschung & Entwicklung</i>	Standardregelungen	Spezielle rechtliche Probleme bei gefährlichen Abfall und Versuchen außerhalb des Landes
<i>Wirtschaftliche Faktoren</i>	Standardregelungen	Bankgarantie bei Notifizierungen, hoher Verwaltungsaufwand ALSAG EURO 8,-/t bei Ersatzbrennstoff

Auch in diesem Fall kommt es entlang der gesamten Wertschöpfungskette zu Rohstoffverlusten. Die Problemfelder liegen nicht nur in den zur Verfügung stehenden oder im Vergleich zur Deponierung/Müllverbrennung teuren Technologien, sondern vielfach in den Kostenverzerrungen wie sie beispielsweise im Ersatzbrennstoffbereich der Fall sind (vgl. Abb. 1).

Auch im Fall der Aufbereitung gibt es eine Reihe von Ansatzpunkten, die Ressourceneffizienz zu steigern:

- Erhöhung der Verwertungsquoten,
- Verwertungsquote nicht nur im Hinblick auf Masse sondern auch auf Qualität (Recycling vor Downcycling, Kritikalität der Rohstoffe),
- Keine „Beste verfügbare Technik“ für die einzelnen Aufbereitungstechnologien und
- Abschaffung des EDM-Systems

Dabei stellen die Verwertungsquoten ein gutes Beispiel für einen vordergründig positiven Treiber der Ressourceneffizienz dar. Diese sind jedoch bei genauerer Betrachtung höchst problematisch, stellen sie doch eine Mindestanforderung dar, die sich seit längerer Zeit nicht mehr nach oben verschoben hat oder nur von Zeit zu Zeit leicht angehoben wird. Dies führt dazu, dass nur jener Teil des Material-/Produktstroms in die stoffliche Verwertungsrichtung fließt, der ohnehin sehr leicht zu verwerten ist, also beispielsweise Kunststoffe und Metalle. Sobald man mit diesen die Quote erfüllt, besteht kein Anreiz darüber hinaus (selbst kritische) Rohstoffe rückzugewinnen. Die vorgeschriebenen Verwertungsquoten haben somit zwei Seiten der Medaille.

Sie schreiben vor, dass ein gewisser Prozentsatz der gesammelten Abfälle verwertet werden muss und legen damit gleichzeitig fest, welcher Prozentsatz nicht verwertet werden soll. Es würde ja auch lediglich zu Mehrkosten führen, die keinem Erlös gegenüber stehen. Das ist beispielsweise der Fall bei seltenen Erden wie Yttrium. Die Kosten des Primärrohstoffes stehen in keinerlei Verhältnis zu jenen des möglichen Sekundärrohstoffes. Externalitäten (z.B. umweltschädliche und menschenverachtende Abbaumethoden) gelangen nicht in die Preisbildung. Der Markt für Primär- und Sekundärrohstoffe arbeitet mit verzerrten Preisen, die höhere Verwertungsquoten verhindern. Streng genommen müsste das Gesetz Verwertungsquoten von 100 % vorschreiben. Jener Entsorger/Verwerter der am nächsten an diesen Wert herankommt, würde den Benchmark festlegen und alle anderen würden eine Abgabe zahlen müssen oder umgekehrt der Benchmark würde eine Belohnung erhalten.

2.3 Primärrohstoffabbau vs. Sammlung

Derzeit verfügt die Abfallwirtschaft über eine Sammelklassifizierung auf der Grundlage von Rechtsbegriffen (Leichtverpackungen, Metallverpackungen,...). Ein Material wie Polypropylen kann dementsprechend in Form einer Verpackung in einer gelben Tonne landen, in der Form eines Spielzeuges würde es allerdings im Restmüll landen. Genauso landet Metall in Form von Verpackungen in der Metallverpackungstonne, in Form einer Schraube oder eines Nagels aber wiederum im Restmüll. Geltende Gesetze erschweren die Sammlung spezifischer Materialströme, die innerhalb einer effektiven Systemlösung effizient recycelt werden können. Erschwert wird dies zusätzlich durch problematische Eigentümerstrukturen, die eine Entsorgung von Verpackungen über den Restmüll kostenseitig günstiger erscheinen lassen. Aber auch die Sammelquoten bieten negative Anreize zur Steigerung der Ressourceneffizienz. So gibt die EU für Batterien ab 2016 eine Sammelquote von 45 % vor, was im Umkehrschluss bedeutet, dass 55 % verloren gehen. Teilweise wird sogar gänzlich auf Vorgaben von Sammelquoten verzichtet, was dazu führt, dass in der Statistik einzelne Stoffströme hohe Recyclingquoten aufweisen, aber diese sich auf eine verhältnismäßig niedrige Sammelquote beziehen (z.B.: Altautos). Auch im Bereich der Kunststoffverpackungen stehen wir vor der paradoxen Situation, dass der Anreiz besteht die negative Sammelquote möglichst auszunutzen, da die Kosten für die Kunststoffverpackungssammlung über den Kosten der Restmüllsammlung liegt. Mit ein Grund sind die gewachsenen kapitalintensiven Strukturen der Müllverbrennungsanlagen, die ausgelastet werden müssen (Hauser, 2012). Die Konsumenten selbst haben beim Kauf der Produkte keinerlei Kenntnis über die Entsorgungskosten. Bestimmte Sammelsysteme werden als kostenlos empfunden, obwohl sie bereits beim Produkt eingepreist sind und der Restmüll wird zumeist fix nach Entleerintervall und Volumen statt Gewicht vergibt. Auch das ist kein Anreiz weniger Abfälle zu produzieren oder mit Ressourcen effizienter umzugehen.

3 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Für viele der oben genannten Faktoren ist ein Bewertungsmaßstab für die Ressourceneffizienz sinnvoll. Deshalb hat der Verband der österreichischen Entsorgungsbetriebe (VÖEB) gemeinsam mit der Montanuniversität Leoben einen Ressourceneffizienzindikator entwickelt. In der ersten Phase bezieht sich dieser auf die Ersatzbrennstoffherstellung und wird bereits in der Praxis einer ersten Validierung unterzogen.

Bei anderen Treibern wie z.B. Sammel-, Verwertungsquoten, Genehmigungen, Einsatz von Primär- bzw. Sekundärrohstoffen ist der Gesetzgeber gefordert und hat es in der Hand die Ressourceneffizienz weit über die Abfallwirtschaft hinaus zu erhöhen. Aktuell gibt es viele negative Anreize die einer Erhöhung der Ressourceneffizienz im Wege stehen und zu einer Verzerrung der fairen Wettbewerbssituation zwischen Primär- und Sekundärrohstoffmärkten führen.

LITERATUR

- BMLFUW (2011) *Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2011*. Wien, Österreich: BMLFUW. Online: http://www.bundesabfallwirtschaftsplan.at/dms/bawp/BAWP_2011_Teil_1_13.pdf. Stand
- BMLFUW (2012) *Ressourceneffizienz Aktionsplan (REAP): Wegweiser zur Schonung natürlicher Ressourcen*. Wien, Österreich: BMLFUW. Online: http://www.umwelttechnik.at/fileadmin/content/BMLFUW_Ressourceneffizienz_Aktionsplan.pdf. Stand Juli 2014.
- BMLFUW (2013) *Statusbericht zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan*. Online: http://www.bundesabfallwirtschaftsplan.at/dms/bawp/Statusbericht_2013.pdf. Stand Juli 2014.
- Europäische Kommission (2011a) *Tackling the challenges in commodity markets and on raw materials*, COM(2011) 25 final. Brüssel, Belgien. Online: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2011:0025:FIN:EN:PDF>. Stand Juli 2014.
- Europäische Kommission (2011b) *Fahrplan für ein ressourcenschonendes Europa, KOM (2011) 571 endgültig*. Brüssel, Belgien. Online: http://ec.europa.eu/environment/resource_efficiency/pdf/com2011_571_de.pdf. Stand Juli 2014.
- Europäische Kommission (2014) *Towards a circular economy – A zero waste programme for Europe, COM(2014) 398 final*. Brüssel, Belgien. Online: <http://ec.europa.eu/environment/circular-economy/pdf/circular-economy-communication.pdf>. Stand Juli 2014.
- Europäisches Parlament (2012) *Substitution kritischer Rohstoffe*. Brüssel, Belgien. Online: [http://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/etudes/join/2012/492448/IPOL-ITRE_ET\(2012\)492448\(SUM01\)DE.pdf](http://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/etudes/join/2012/492448/IPOL-ITRE_ET(2012)492448(SUM01)DE.pdf). Stand Juli 2014.
- Eurostat (2014) *Newsrelease 48/2014 – 25 March 2014*. Environment in the EU28. Online: http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY_PUBLIC/8-25032014-AP/EN/8-25032014-AP-EN.PDF. Stand Juli 2014.
- Hauser, M. (2012) *Vom Abfall zum Rohstoff? Die Zukunft des Recyclings – Perspektiven und Potenziale für einen nachhaltigen Umgang mit Haushaltsabfällen*. Zürich, Schweiz: GDI Gottlieb Duttweiler Institute.
- Industriellenvereinigung (2012) *Rohstoffsicherheit 2020+: Rohstoffe für eine ressourceneffiziente Industrie*. Online: http://www.iv-net.at/iv-all/publikationen/file_577.pdf. Stand Juli 2014.
- Schlund, S.; Schnabel, F.; Rist, M. (2014) Umsetzung der Ressourceneffizienz im Unternehmen. In: Neugebauer, R. (Hrsg.) *Handbuch Ressourcenorientierte Produktion*. München, Deutschland: Carl Hanser Verlag. S. 93 – 121.
- UNEP (2011) *Decoupling natural resource use and environmental impacts from economic growth*. Online: http://www.unep.org/resourcepanel/decoupling/files/pdf/Decoupling_Report_English.pdf. Stand Juli 2014.

Muss die Abfallhierarchie entsorgt werden?

A. Bartl

TU Wien, Institut für Verfahrenstechnik, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Mit der Richtlinie 98/2008/EG wurde in Europe eine Prioritätenfolge, die so genannte Abfallhierarchie, für Maßnahmen in Bereich der Abfallwirtschaft festgelegt. Diese fünfstufige Reihung bietet auf den ersten Blick eine einfache und rasche Entscheidungshilfe, welche Behandlungsarten für Abfälle zu bevorzugen bzw. zu vermeiden sind. In der Praxis zeigt sich jedoch, dass die in der Abfallhierarchie bevorzugten Optionen, Vermeidung und Wiederverwendung, zu wenig zur Anwendung kommen und die Abfallmenge weiterhin ansteigt. Recycling konnte in den letzten Jahren an Bedeutung gewinnen, jedoch limitieren wirtschaftliche und technische Grenzen eine zusätzliche Steigerung der Recyclingraten. Eine genaue Betrachtung von vier ausgewählten Fällen zeigt, dass eine Umgehung der Abfallhierarchie gegebenenfalls sinnvoll sein kann. Es ist in der Praxis unerlässlich, eine eingehende Untersuchung aller Optionen durchzuführen, um eine hinsichtlich Energieverbrauch, Ressourcenbedarf und Umweltbelastung optimale Lösung zu finden. Es geht letztendlich darum, für einen gegebenen Rohstoff die bestmögliche Nutzungskaskade zu finden.

1 EINLEITUNG

Die rechtlichen Rahmenbedingungen im Bereich der Abfallwirtschaft haben sich in den letzten Jahren stark verändert. Neben dem Schutz der Umwelt und der Gesundheit der Bevölkerung wurde zunehmend der Fokus auf die Schonung von Ressourcen gelegt. Auf Grundlage der derzeit in der EU gültigen Richtlinie 98/2008/EG (ARR) soll sich die Abfallwirtschaft zu Ressourcenmanagement weiterentwickeln. Ein zentraler Punkt dabei ist die so genannte Abfallhierarchie, die den Rechtsvorschriften und politischen Maßnahmen im Bereich der Abfallvermeidung und -bewirtschaftung als Prioritätenfolge zugrunde liegt. Dabei ist die folgende Prioritätenreihenfolge festgelegt.

1. Abfallvermeidung
2. (Vorbereitung zur) Wiederverwendung
3. Recycling
4. sonstige Verwertung (z.B. energetische Verwertung)
5. Beseitigung

2 DIE ABFALLHIERARCHIE

2.1 Vermeidung und Vorbereitung zur Wiederverwendung

Unter Abfallvermeidung gemäß der ARR werden Maßnahmen verstanden, die ergriffen werden, bevor ein Stoff, ein Material oder ein Erzeugnis zu Abfall geworden ist, und die Folgendes verringern:

- die Abfallmenge, auch durch die Wiederverwendung von Erzeugnissen oder die Verlängerung ihrer Lebensdauer;
- die schädlichen Auswirkungen des erzeugten Abfalls auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit oder
- den Gehalt an schädlichen Stoffen in Materialien und Erzeugnissen.

Abfallvermeidung folgt einem sehr einfachen Konzept. Je weniger Abfall erzeugt wird, desto weniger Ressourcen werden verbraucht und in weiterer Folge wird auch der Aufwand (z.B.: Kosten, Energie) zum Recycling, zur Verwertung oder zur Beseitigung verringert.

Unter „Wiederverwendung“ fallen diejenigen Verfahren, bei dem Erzeugnisse oder Bestandteile, die keine Abfälle sind, wieder für denselben Zweck verwendet werden, für den sie ursprünglich bestimmt waren. Da eine direkte Wiederverwendung oftmals nicht möglich ist, spricht man zumeist von „Vorbereitung zur Wiederverwendung“. Darunter ist jedes Verwertungsverfahren der Prüfung, Reinigung oder Reparatur zu verstehen, bei dem Erzeugnisse oder Bestandteile von Erzeugnissen, die zu Abfällen geworden sind, so vorbereitet werden, dass sie ohne weitere Vorbehandlung wiederverwendet werden können.

Das Konzept der Wiederverwendung entspricht dem der Abfallvermeidung. Durch die Wiederverwendung von Produkten oder Komponenten von Produkten wird der Aufwand zur Herstellung von neuen Produkten vermieden. Je nach Art und Umfang der „Vorbereitung“ (Reparieren, Rekonditionieren und Refabrikation) können die Qualität oder Garantie der wiederverwendeten Produkte unterschiedlich sein (King 2006).

Neben der ARR regeln noch weitere Richtlinien den Umgang mit speziellen Abfallströmen. Beispielsweise sind Quoten zur Sammlung, Verwertung und Recycling für Verpackungsmaterialien (Richtlinien 94/62/EG und 2004/12/EG), Elektro- und Elektronikabfälle (Richtlinien 2002/96/EG und 2012/19/EG) und Altkraftfahrzeuge (Richtlinie 2000/53/EG) festgelegt. Es ist jedoch erstaunlich, dass für diese Abfallströme keinerlei verbindliche Quoten zur Vermeidung oder Wiederverwendung existieren.

Auch wenn die Verringerung der Abfallmenge oberste Priorität hat, so fokussieren sich die Europäischen Gesetze und Verordnungen primär an Verwertung und Recycling. So wird auch für die nächsten Jahre in den OECD Ländern eine Zunahme der Abfallmenge mit steigenden Bruttoinlandsprodukt (BIP) vorhergesagt, wie in Abb. 1 ersichtlich ist. Es ist evident, dass die ARR keine Entkoppelung des Wirtschaftswachstums von der Abfallmenge erreicht hat. In der Praxis zeigt sich, dass die Nutzungsdauer vieler Produkte entgegen der Forderung in der ARR immer kürzer wird. So beträgt die theoretische Nutzungsdauer eines Mobiltelefons rund 10 Jahre, in der Praxis jedoch nur ein bis zwei Jahre (Paiano 2013).

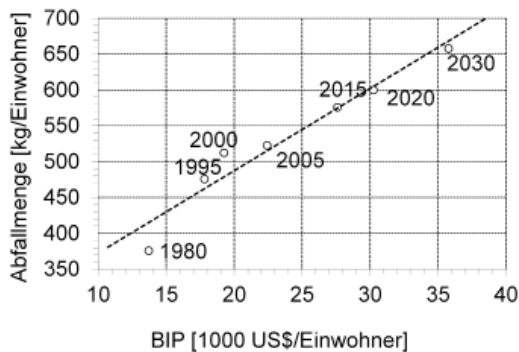


Abb. 1: Zunahme der Abfallmenge mit dem Bruttoinlandsprodukt (BIP) in OECD Ländern (Anonymous 2007).

2.2 Recycling

Auch wenn der Begriff Recycling aus der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts stammt (Bibra 1924), so ist das Konzept schon wesentlich älter. Es können so genannte „dustyards“ in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts in London als erste industrielle Form des Recyclings angesehen werden (Velis 2009). Heute ist Recycling in der ARR wie folgt definiert:

Recycling ist jedes Verwertungsverfahren, durch das Abfallmaterialien zu Erzeugnissen, Materialien oder Stoffen entweder für den ursprünglichen Zweck oder für andere Zwecke aufbereitet werden. Es schließt die Aufbereitung organischer Materialien ein, aber nicht die energetische Verwertung und die Aufbereitung zu Materialien, die für die Verwendung als Brennstoff oder zur Verfüllung bestimmt sind.

Mit dieser Definition ist eindeutig festgelegt, dass eine thermische Verwertung kein Recycling darstellt. Allerdings existieren keinerlei Regeln hinsichtlich der Effektivität von Recyclingverfahren, wie dies bei der thermischen Verwertung mit der so genannten „R1-Formel“ in der ARR erfolgt. Die „R1-Formel“ legt fest, welche Mindesteffektivität eine Verbrennungsanlage aufweisen muss, um als Verwertung und nicht als Beseitigung eingestuft zu werden. Es wäre wünschenswert, auch im Bereich Recycling eine bestimmte Mindesteffektivität festzulegen. Allerdings sind Recyclingprozesse wesentlich komplexer und es müssen etwa unterschiedlichen Qualitäten der Ein- und Ausgangsströme berücksichtigt werden, sodass die Beschreibung durch eine einfache Formel nur schwer möglich ist.

Prinzipiell können Recyclingprozesse hinsichtlich der Verarbeitungstiefe klassifiziert werden, wie in Tab. 1 ausgeführt ist (Goorhuis 2011). Auch wenn eine zunehmende Verarbeitungstiefe zumeist einen höheren Energiebedarf bedeutet, so kann mit dieser Klassifizierung keine Aussage über die Effizienz hinsichtlich Materialeinsatz, Energieverbrauch und Produktqualität getroffen werden.

Tab. 1: Klassifizierung von Recyclingverfahren hinsichtlich der Verarbeitungstiefe (Goorhuis 2011).

Art des Recyclings	physikalische Beschaffenheit	chemische Beschaffenheit	Beispiel
Produkt-Recycling	gleich	gleich	Altreifen als Fender
Werkstoff-Recycling	verändert	gleich	Aufschmelzen und Wiederbearbeitung von Metallen oder Thermoplasten
Rohstoff-Recycling	verändert	verändert	Pyrolyse oder Depolymerisation von Kunststoffen

Beim Gebrauch, der Sammlung und Aufbereitung von Stoffen sind Materialverluste unvermeidbar. Es ist daher evident, dass eine Recyclingrate von 100 % weder in Praxis noch in Theorie möglich ist. In der Literatur wurde mehrfach vorgeschlagen, die Thermodynamik als entscheidenden Faktor beim Recycling zu berücksichtigen (Gutowski 2008). Recycling ist umso komplexer, je mehr Elemente bzw. Komponenten ein Produkt enthält, da die Anwendung der notwendigen Trennschritte steigt und die Möglichkeiten zur gegenseitlichen Beeinflussung der Komponenten zunehmen. Die Anzahl der chemischen Elemente, die in einem Intel-Chip enthalten sind, stieg von 11 in den 1980er Jahren auf 60 in den 2000er Jahren an (McManus 2006). Zu einem ähnlichen Ergebnis kommen Dahmus und Gutowski (2007), die einen Faktor vorschlagen, der die Komplexität eines Produktes beschreibt. Die Autoren zeigen einerseits, dass Produkte mit geringerer Komplexität und hohem Materialwert eher recycelt werden als komplexe Produkte mit einem geringen Materialwert. Dahmus und Gutowski (2007) konnten andererseits auch nachweisen, dass die Komplexität von Kühlschränken und Kraftfahrzeugen in den letzten Jahren deutlich angestiegen ist, der Wert der verwendeten (und recyclingbaren) Materialien jedoch stagnierte.

Auch wenn Recycling in Europa in den letzten Jahren zunehmend an Bedeutung gewonnen hat, so sind die Grenzen evident. Die Recyclingrate der EU Länder stieg von 1990 bis 2008 deutlich von 13 auf 40 %, für die Zukunft ist jedoch mit einer Stagnation zu rechnen (2015: 45 %; 2020: 47 %; Eurostat 2013). Sowohl wirtschaftliche Barrieren (z.B. hohe Lohnkosten in Europa) als auch wissenschaftliche Gesetzmäßigkeiten (Thermodynamik) sind unumgänglich und bewirken, dass eine Recyclingrate von 100 % unerreichbar ist.

2.3 Verwertung und Beseitigung

Verwertung und Beseitigung von Abfällen steht in der Abfallhierarchie an unterster Stelle. In den Anhängen IIA und IIB der ARR sind Beispiele für Beseitigungs- und Verwertungsverfahren angeführt. In der Praxis sind Verbrennung (-> Verwertung) und Deponierung (-> Beseitigung) die wichtigsten Verfahren.

3 FALLBEISPIELE

3.1 Einleitung

Im Folgenden (Kapitel 3.2 bis 3.5) sind Beispiele angeführt, die zeigen, dass die Prioritätenreihenfolge, die durch die Abfallhierarchie festgelegt ist, aus ökologischer Sicht nicht sinnvoll ist. Die Beispiele wurden willkürlich gewählt die Liste erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

3.2 Getränkeflaschen

Mineralwasser und Limonade können entweder in PET- oder in Glasflaschen abgefüllt werden. Für beide Gebindearten können theoretisch Ein- oder Mehrwegsysteme zum Einsatz kommen. Gemäß der Abfallhierarchie sind wiederbefüllbare Flaschen zu bevorzugen, da eine Flasche für etwa 30 Zyklen (Glas) bzw. 15-20 Zyklen (PET) verwendet wird. Nach Abzug der Masse der Verschlüsse und Etiketten können rund 99,2 – 99,6 % (Glas) bzw. 94,5 – 95,5 % (PET) wieder verwendet werden (Kauertz 2011). Alternativ dazu werden die Einweggebilde (Glas oder PET) in einer getrennten Sammlung erfasst, zerkleinert, gereinigt und wieder zur Herstellung von Flaschen verwendet (Welle 2011).

Eine Studie hat unlängst gezeigt, dass unter den Randbedingungen eines österreichweiten Vertriebs PET Einwegflaschen (Füllvolumen: 1,5 und 2,0 l) in der Summe gleichwertig mit Glas Mehrwegflaschen (Füllvolumen: 1,0 l) sind. Anders stellt sich die Situation für einen regionalen Vertrieb dar (Direktvertrieb, 60 km), bei dem Glas Mehrwegflaschen Vorteile bieten (Kauertz 2011). Die Autoren der Studie betonen jedoch ausdrücklich, die Ergebnisse nur für die untersuchten Gebindegrößen gültig sind und nicht ohne weiteres für den Vergleich Einweg/Mehrweg verallgemeinert werden dürfen..

3.3 Kunststoffrecycling

Das Recycling von PET aus Getränkeflaschen stellt, im Vergleich zu anderen Altkunststofffraktionen, eine relativ einfache Aufgabe dar. Getrennt gesammelte PET Flaschen sind ein sehr homogenes und sauberes Material. Wie in Kapitel 3.1 erläutert werden PET Flaschen zu einem hohen Anteil getrennt gesammelt und zu PET Flakes verarbeitet. Diese können dann wieder für PET Flaschen („bottle to bottle“, B2B) eingesetzt werden. Rund 73 % des Recycling-PET's werden jedoch zur Herstellung von Fasern („bottle to fiber“, B2F) verwendet (Silva 2012). B2F bietet in der Praxis deutliche ökologische Vorteile gegenüber einer Verbrennung oder Pyrolyse (Shen 2010).

Andere Kunststofffraktionen sind wesentlich weniger genau bestimmt und können aus einer Vielzahl von Polymertypen, Füllstoffen, Verstärkungsmaterialien, Farbstoffen, Weichmachern, Stabilisatoren und Flammschutzmitteln bestehen. Eine Trennung in die einzelnen Komponenten ist in der Praxis unmöglich und eine stoffliche Verwertung der gemischten Fraktion führt zu minderwertigen Produkten. Mittels LCA konnte gezeigt werden, dass Recycling nur dann ökologisch sinnvoll ist, wenn mindestens 70 bis 80 % von nativem Kunststoff substituiert werden kann (Rajendran 2013).

Im Bereich Kunststoffrecycling ist es evident, dass eine Umgehung der Abfallhierarchie angebracht sein kann. Der wichtigste Aspekt stellt eine getrennt Sammlung dar, die erst die Voraussetzung für ein sinnvolles Recycling darstellt. Für gemischte Kunststoffe sollte von einem „Werkstoffrecycling“ Abstand genommen werden. Im Vergleich zu einer thermischen Verwertung ist jedoch in vielen Fällen ein „Rohstoffrecycling“ (Pyrolyse) einer thermischen Verwertung vorzuziehen (Michaud 2010).

3.4 Altreifen

Im Jahre 2012 fielen Europaweit rund 2,77 Millionen t Altreifen an. Der Anteil an deponierten Altreifen (bzw. Reifen mit unbekanntem Verbleib) lag bei etwa 5 %, etwa 9 % der Altreifen wurden einer Runderneuerung zugeführt (ETRMA 2013). Die Runderneuerung spielt jedoch nur bei LKW Reifen eine nennenswerte Rolle.

Bei der Runderneuerung von Altreifen wird die komplette Karkasse wiederverwendet und nur

die Lauffläche erneuert. Gemäß der ARR kann die Runderneuerung als Vorbereitung zur Wiederverwendung angesehen werden, immerhin wird der überwiegende Teil (ca. 80 %) des Reifens wiederverwendet. Auf Basis der Abfallhierarchie wäre eine Runderneuerung einem Recycling oder einer Verbrennung in Zementwerken (thermische Verwertung) zu bevorzugen.

Die Herstellung eines Neureifens weist auch einen deutlich höheren Bedarf an Energie (ca. 2,3-fach), Luft (ca. 1,85-fach), Wasser (ca. 25-fach) und Ressourcen (ca. 1,4-fach) auf als für Runderneuerung notwendig ist (Kroemer 1999). Der weitaus höchste Energieaufwand im Lebenszyklus eines Reifens entfällt jedoch auf die Nutzungsphase (ca. 96 %). Die Reifen sind mit nahezu 21 % am Kraftstoffverbrauch eines Pkw beteiligt. Der Rollwiderstand ist mit 16 % am bedeutendsten, der Anteil des Luftwiderstands (4,5 %) und der Beschleunigungswiderstände (0,4 %) sind wesentlich geringer.

Runderneuerte Reifen können nahezu die Qualität von Neureifen erreichen, jedoch liegt der Rollwiderstand um mindestens 3 %, oftmals jedoch bis zu 10 % höher. Aufgrund der oben erläuterten Bedeutung des Rollwiderstandes ergibt sich, dass in der Gesamtbetrachtung des Lebenszyklus Neureifen und runderneuerte Reifen beim Energieverbrauch in etwa gleichauf liegen (bei 3 % höherem Rollwiderstand) bzw. der runderneuerte Reifen um rund 10 % mehr Energie (bei 10 % höherem Rollwiderstand) als ein Neureifen benötigt (Kroemer 1999). Ist der Rollwiderstand eines runderneuerten Reifens gegenüber eines Neureifens um mehr als 3 % erhöht, sollte von der Abfallhierarchie abgewichen werden und von einer Runderneuerung (Wiederverwendung) abgesehen werden.

3.5 Putzlappen

Putzlappen werden bei der Nass- und Trockenreinigung eingesetzt und können aus Textilien oder Vliesstoffen bestehen. Der Jahresbedarf in Österreich beträgt rund 6.000 t Putzlappen (Irgang 2004). Vielfach werden Putzlappen aus sauberen, gewaschenen Altkleidern hergestellt, die gemäß der DIN 61650 spezifiziert sind. Die aus Altkleidern gefertigten Putzlappen werden üblicherweise nur einmal verwendet und dann einer Verbrennung zugeführt. Industriell gefertigte Mehrweg-Putzlappen erzielen im Durchschnitt rund 20 – 25 Umläufe, wobei zwischen jeder Verwendung ein Reinigungsschritt notwendig ist.

Da die Putzlappen jedoch hochgradig verschmutzt sind, so dürfen nur wenige Spezialwäschereien die Reinigung übernehmen, die lange Transportwege verursachen. Ein Vergleich beider Putzlappensystem hinsichtlich des MIPS-Faktors („Material Intensität pro Serviceeinheit“; Schmidt-Bleek 1994) zeigt jedoch, dass Einwegputzlappen um den Faktor 8,2 ökologischer als vergleichbare Mehrwegputzlappen sind (Irgang 2001). Entgegen der Prioritätenreihenfolge der Abfallhierarchie ist in diesem Fall eine thermische Verwertung der Wiederverwendung vorzuziehen.

4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Auch wenn Vermeidung und Wiederverwendung gemäß der Abfallhierarchie oberste Priorität genießen, so konnte bislang keine eindeutige Reduktion der Abfallmenge erreicht werden. Die bisherigen Maßnahmen zur Abfallvermeidung sind nicht effektiv genug und konnten die Kopplung des Wirtschaftswachstums an die Abfallmenge nicht erreichen..

Recycling hat in den letzten Jahren deutlich an Bedeutung gewonnen, jedoch ist zu erwarten, dass eine weitere Steigerung der Recyclingraten in den nächsten Jahren nur begrenzt möglich sein wird. Durch immer komplexer werdende Produkte und eine zunehmende Miniaturisierung werden Recyclingprozesse immer aufwändiger und dadurch teurer und ineffektiver.

Anhand von vier Beispielen konnte gezeigt werden, dass die in der Abfallhierarchie vorgeschlagene Prioritätenreihenfolge nur bedingt Sinn macht, und dass eine Vielzahl von Aspekten berücksichtigt werden müssen. Vielfach wird die Abfallhierarchie als eine unumstößliche Reihung angesehen, die unbedingt einzuhalten ist. In der ARR wird jedoch eine Umgehung der Abfallhierarchie ausdrücklich ermöglicht:

„... die insgesamt das beste Ergebnis unter dem Aspekt des Umweltschutzes erbringen. Dies kann erfordern, dass bestimmte Abfallströme von der Abfallhierarchie abweichen, sofern dies durch Lebenszyklusdenken hinsichtlich der gesamten Auswirkungen der Erzeugung und Be-

wirtschaftung dieser Abfälle gerechtfertigt ist.“

Die Abfallhierarchie stellt ein einfaches Kriterium dar, welche Verfahren in der Abfallwirtschaft anzuwenden ist. Es ist jedoch unerlässlich, dass in der Praxis für jeden konkreten Fall eine Lösung gefunden wird, die hinsichtlich ökologischer Gesichtspunkte die größten Vorteile bietet. Da es gemäß der ARR ohnehin möglich ist von der Abfallhierarchie abzuweichen, stellt sich die Frage über deren Sinn. „Kaskadennutzung“ scheint die bessere Lösung zu sein. Damit wird die Mehrfachnutzung eines Rohstoffes bezeichnet. Es gilt eine Nutzungskaskade zu definieren, die eine, vorzugsweise mehrfache, stoffliche Nutzung mit zumeist abnehmender Wertschöpfung sowie eine abschließende energetische Nutzung beinhaltet. Ziel ist es, eine Ressource hinsichtlich ökologischer Überlegungen bestmöglich zu nutzen und auf das ganze Spektrum der Verfahren in der Abfallwirtschaft zurückzugreifen. Im Gegensatz zur starren Abfallhierarchie erfordert das Konzept der Kaskadennutzung eine umfangreiche Erhebung aller relevanten Rahmenbedingungen.

LITERATUR

- Anonymous (2007) *Municipal waste generation - outlook from OECD* (Outlook 013) - Assessment published Jun 2007. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/municipal-waste-generation-outlook-from-oecd/municipal-waste-generation-outlook-from>, 30.6.2014.
- Bibra, C. (1924) *Possibilities in the low-pressure cracking of low-grade fuel oil. Refiner and Natural Gasoline Manufacturer* 3, 13-15, 32-36.
- Dahmus, J. B. & Gutowski, T. G. (2007) *What Gets Recycled: An Information Theory Based Model for Product Recycling*. *Environmental Science & Technology* 41, 7543–7550.
- Eurostat (2013) *Municipal waste generation and treatment, by type of treatment method*: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/tgm/refreshTableAction.do?tab=table&plugin=1&pcode=tsdpc240&language=en>, 30.6.2014.
- Goorhuis, M. & Bartl Andreas (2011) *ISWA Key Issue Paper on Waste Prevention, Waste Minimization and Resource Management*, International Solid Waste Association.
- Gutowski, T. (2008). *Thermodynamics and Recycling*, A Review, IEEE International Symposium on Electronics, San Francisco USA.
- Irgang, G. & Leier, W. (2001) *Ökologische Betrachtung von Mehrwegputzlappen und Einwegputzlappen der HANS SPERGER GesmbH Co KG*, <http://www.putzlappen.at/oekobilanz.pdf>, 30.6.2014.
- Irgang, G. & Leier, W. (2004) *Erfolg mit Altkleidern*. In: Schmidt-Bleek, F. & Lettenmeier, M. (Hrg.), *Der ökologische Rucksack - Wirtschaft für eine Zukunft mit Zukunft*, Hirzel, Hirzel, pp. 87-90.
- Kauertz, B., Doehne, A. & Detzel, A. (2011) *Ökobilanz von Getränkeverpackungen in Österreich Sachstand 2010*, Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GbmH.
- King, A. M., Burgess, S. C., Ijomah, W. & McMahon, C. A. (2006) *Reducing waste: repair, recondition, remanufacture or recycle?* *Sustainable Development* 14, 257–267.
- Kroemer, S., Kreipe, E., Reichenbach, D. & Stark, R. (1999) *Produkt-Oekobilanz eines PKW-Reifens*. Continental AG, Hannover.
- McManus, T. (2006) *Intel Corporation*, zitiert in: Johnson, J., Harper, E. M., Lifset, R. & Graedel, T. E. (2007) *Dining at the Periodic Table: Metals Concentrations as They Relate to Recycling*. *Environmental Science & Technology*, 41, 1759–1765.
- Michaud, J., Farrant, L. & Jan, O. (2010) *Environmental benefits of recycling – 2010 update*, WRAP report.
- Paiano, A., Lagioia, G. & Cataldo, A. (2013) *A critical analysis of the sustainability of mobile phone use*. *Resources, Conservation and Recycling* 73, 162-171.
- Rajendran, S., Hodzic, A., Scelsi, L., Hayes, S., Soutis, C., Al Ma'adeed, M. & Kahraman, R. (2013) *Plastics recycling: insights into life cycle impact assessment methods*. *Plastics, Rubber and Composites* 42, 1-10.
- Schmidt-Bleek, F. & Klütting, R.: (1994) *Wieviel Umwelt braucht der Mensch?* Birkhäuser, Berlin.
- Shen, L., Worrell, E. & Patel, M. K. (2010) *Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-re recycling*. *Resources, Conservation and Recycling* 55, 34-52.
- Silva, E. (2012) *Recycling for the fiber industry - UNIFI INC*, 51st Man-Made Fibers Congress, Dornbirn (AT).
- Velis, C. A., Wilson, D. C. & Cheeseman, C. R. (2009) *19th century London dust-yards: A case study in closed-loop resource efficiency*. *Waste Management* 29, 1282-1290
- Welle, F. (2011) *Twenty years of PET bottle to bottle recycling—An overview*. *Resources, Conservation and Recycling* 55, 865–875.

Weiterentwicklung EDM-Portal

R. Piller

AVE Österreich GmbH, HSQE-Mgmt, Wien, Österreich

C. Rudlstorfer

AVE Österreich GmbH, Rechtsabteilung, Wels, Österreich

KURZFASSUNG: Die gläserne Abfallwirtschaft ist seit 2008 kein Zukunftsszenario mehr. Sie ist längst Realität. Den Unternehmen soll dazu das EDM (elektronisches Datenmanagement) eine rechtssichere Basis zur Erfüllung ihrer umfangreichen Verpflichtungen darbieten. Die Komplexität der rechtlichen Anforderungen und die damit verbundenen Meldeverpflichtungen sind bereits hinsichtlich ihrer eindeutigen Datenerfassung grundsätzlich als schwierig einzustufen. Kombiniert man diese Tatsache mit dem operativen Leistungsumfang der AVE, einem Entsorgungsunternehmen mit 28 Standorten in mehreren Bundesländern mit weit über 2 Mio. EDM Datensätzen, wird die Situation weder einfacher noch überschaubarer. Anhand mehrerer Fallbeispiele werden Optimierungsmöglichkeiten aufgezeigt. Diese Optimierungsmöglichkeiten reichen dabei von der Handhabung der Stammdaten-GLN über umfangreichere Abfragemöglichkeiten der Landesbehörden im EDM-Portal bis hin zum jederzeitigen Zugriff der Anwender auf ihre Meldungen. Die angeführten Verbesserungsvorschläge sollen letztendlich allen beteiligten Stakeholdern eine Arbeitserleichterung ermöglichen, da der monetäre Aufwand (Datenbankoptimierung, Mitarbeiterschulungen, Datencontrolling) sowohl für die Behörden als auch und nicht zuletzt für die Unternehmen bereits eine beachtliche Größenordnung erreicht hat. Und die Zielvorstellung eines reibungslosen, unternehmens- und behördenübergreifenden Datenaustausch bzw. einer einzigen EDM-Meldung für alle Anwendungen des EDM-Portals bedeutet für die Unternehmen wohl auch langfristig noch einen enormen Abstimmungsbedarf.

1 EINLEITUNG

Das EDM (elektronisches Datenmanagementsystem) ist ein Verbundsystem von Internetanwendungen und Datenbanken zur Unterstützung komplexer Abläufe bei umweltschutzbezogenen Dokumentations-, Melde- und Berichtspflichten. Den Unternehmen soll das EDM eine rechtssichere Basis zur Erfüllung ihrer umfangreichen Verpflichtungen darbieten. Ziele des Ministeriums für ein lebenswertes Österreich sind die Gleichbehandlung aller Verpflichteten, die Schaffung einer größtmöglichen Transparenz bei gleichzeitiger Betonung individueller Datenschutzerfordernisse und der Einsatz modernster Technologien. Diese zentrale Verwaltung von (Rechts)Personen, Standorten und Anlagen soll den Anwendern die Nutzung vielfältiger Synergien sowie eine transparente Informationsquelle zu Art und Ausmaß umweltbezogener Tätigkeiten bieten. Ausgesprochenes Ziel des Gesetzgebers und der Exekutive ist es, die Abfallwirtschaft für die Überprüfung leichter zugänglich zu machen. Es wird in diesem Zusammenhang sogar bereits von der „gläsernen“ Abfallwirtschaft gesprochen.

2 ANWENDUNGEN/RECHTSGRUNDLAGEN

Anhand der nachfolgenden Aufzählungen werden die Komplexität der rechtlichen Anforderungen und die Vielzahl der damit verbundenen Meldeverpflichtungen dargestellt.

- Abfallbilanzen
- Altfahrzeuge
- Batterien Begleitschein
- Deponien

- Elektroaltgeräte
- EPRTR
- EMREG OW
- Erlaubnis Antragserstellung
- HFKW-FKW-SF6
- EZG (EU ETS) Verbrennung
- Verbringung
- Verpackung
- Strahlenquellen

- Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002
- AbfallbilanzV
- Abfallnachweisverordnung 2012
- AbfallverbrennungsV
- Abfallverzeichnisverordnung
- Altfahrzeugeverordnung
- Batterienverordnung
- Deponieverordnung 2008
- Elektroaltgeräteverordnung – EAG-VO
- Kompostverordnung
- Mobile Anlagen-Verordnung
- Recyclingholzverordnung
- VerpackVO 1996

3 AUSGANGSSITUATION IN DER PRAXIS

3.1 Kurze Vorstellung AVE

Die AVE Österreich GmbH, ein 100%-Tochterunternehmen der Energie AG Oberösterreich, ist eines der führenden und aufgrund des eigenen Verbundes an Verwertungs- und Entsorgungsanlagen das am stärksten integrierte Entsorgungsunternehmen Österreichs. Mit ihrem Leistungsspektrum deckt die AVE die gesamte Wertschöpfungskette der Abfallwirtschaft ab – von der Sammlung über die Aufbereitung und Verwertung bis hin zur Entsorgung. Jährlich werden mehr als zwei Mill. Tonnen Abfälle aus Kommunen und Betrieben manipuliert. Enge Partnerschaften mit Kommunen und Abfallverbänden sind dabei ein wesentlicher Pfeiler des Erfolges: Mit mehr als 830 Beschäftigten an 28 zertifizierten Standorten, ca. 550 Fahrzeugen können österreichweit rund 16.000 Gewerbe- und Industriekunden sowie 1.550 Gemeinden bedient werden. Neben den beiden thermischen Verwertungsanlagen in Wels und Lenzing bieten den Kunden der AVE auch eine eigene Kühlgeräterecyclinganlage sowie Österreichs größte Kunststoffsortierung nachhaltige Entsorgungssicherheit auf höchstem technischen Niveau.

3.2 Umfang und Entwicklung des EDM in der AVE

Als Start der Umsetzung der EDM-Meldungen kann das Jahr 2007 angesehen werden, da die Abfallverbrennungsverordnung (AVV) das Hochladen einer Bilanzmeldung bereits ab dem Jahr 2008 vorsah. Die Kosten in der Startphase zur Systemadaptierung (Entwicklung und Anpassung der firmeninternen Datenbank) auf die Bedürfnisse der EDM-Meldungen betragen ca. €400.000. Die Hauptaufgaben zur Handhabung des EDM-Portals umfassen im Wesentlichen folgende Themen: Kundendatenpflege (GLN) in der hausinternen Software, Relevante Anlagen am EDM-Portal und in der hausinternen Software pflegen, Mitarbeiterschulung zur Nutzung der Registerabfrage am EDM-Portal und der Eingaben in der hausinternen Software, Beratung und Unterstützung von Kunden sowie anderen Entsorgungsunternehmen, Anpassung der EDM-Programmierung zur Erstellung der xml-Datei für die Jahresabfallbilanz, z.B. durch die abgestuften Anforderungen in der Bilanzverordnung. Dieser Mitarbeiteraufwand verursacht somit jährlich, beginnend mit 2008, Personalkosten von rund EUR 100.000,-.

Dieser Arbeitsaufwand dient zur Gewährleistung der Einhaltung der EDM-Anforderungen und umfasst aktuell:

- 28 Standorte (exkl. externe Zwischenlager),
- daraus resultierend 97 relevante Anlagen im EDM-Stammbaum (nur ABIL),
- 15 EDM-Ansprechpersonen (gezielte EDM-Schulung erhalten) und
- ca. 2,4 Mio. (!) EDM-Datensätze.

4 FALLBEISPIELE ZUR WEITERENTWICKLUNG DES EDM-PORTALS

4.1 Stammdatenpflege - GLN

Jedem registrierungspflichtigen Unternehmen wird eine GLN (Global Location Number) zugewiesen. Diese GLN ist weltweit einmalig und wird in Österreich vom Ministerium für ein lebenswertes Österreich vergeben. Die GLNs werden am EDM-Portal zur öffentlichen Einsicht in Form einer Registerabfrage bekannt gegeben. Wird eine GLN vom Ministerium vergeben, erhält das entsprechende Unternehmen, dem diese GLN zugewiesen wurde, ein Schreiben des Ministeriums. In diesem Schreiben werden Zugangsdaten bekannt gegeben, mit denen sich der Empfänger des Schreibens am EDM-Portal anmelden muss. Durch das erstmalige Anmelden mit den Zugangsdaten wird die GLN erst aktiviert. Danach ist die neue GLN öffentlich „sichtbar“ und wird in der Registerabfrage angezeigt. Bis die GLN aktiviert wurde, ist diese jedoch nur für die Behörde sichtbar und einem Registrierungspflichtigen zugeordnet.

Weiters kommt erschwerend hinzu, dass es verschiedene Zuordnungen von GLN gibt, welche auch in den EDV-Systemen der Meldeverpflichteten entsprechend unterschieden werden müssen, damit die Meldungsabgabe dann auch technisch möglich ist (Personen-, Standort-, Anlagen-, Personenkreisbezogene-GLN). In der Praxis kann der Abfallersterzeuger zur GLN-Zuordnung aus oben genannten Gründen kaum Auskünfte erteilen und so steht den Anwendern als Auskunftsstelle nur die Registerabfrage im EDM-Portal zur Verfügung.

Folgender Fall kann nun eintreten: Übergeber D hat eine neue GLN erhalten, weil dort begleitscheinpflichtige Abfälle erzeugt werden. Übergeber D loggt sich jedoch nicht im Register ein. Folglich wird die GLN des Übergebers D nicht aktiviert. Die AVE erfragt die GLN beim Übergeber D und verwendet fortan diese GLN für Übergeber D in der Begleitschein- bzw. in der Bilanzmeldung. Bei der Begleitscheinübermittlung durch die AVE an das EDM-Portal kann diese zwar verwendet werden, beim Abgleich mit der Registerabfrage ist diese aber nicht vorhanden. Da technisch gesehen die elektronischen Meldungen auf den 13-stelligen GLN basieren, entsteht durch diese lange Ziffernfolge eine Fehlerquelle dahingehend, dass beim Vertauschen zweier Ziffern, sofern es sich danach um eine existierende GLN eines registrierten Unternehmens handelt, die Meldungen für ein gänzlich anderes Unternehmen (Übergeber E anstatt Übergeber D ohne dessen Wissen) als das tatsächliche Unternehmen durchgeführt werden. Aus diesem Grund wurde in der AVE ein Prüfsystem installiert, das die in das EDV-System eingetragenen GLN mit dem Datenstand der Registerabfrage vergleicht und unseren Anwendern entsprechende Informationen zum Registrierten mitteilt bzw. die richtige Zuordnung der GLN sicher stellt. Da in diesem Datenstand aber nur die aktivierten GLN enthalten sind, kommt eine Fehlermeldung zurück, dass die verwendete GLN nicht existiert.

Um im Interesse aller Beteiligten eine entsprechende Datenqualität für die Meldungen zu gewährleisten, wäre die Installierung einer Onlineabfrage (wie bei den UID-Nummern) zu begrüßen, mit welcher man den tatsächlichen Datenstand der Behörden abgleichen kann. Überdies wird beim Hochladen der Bilanzmeldung am EDM-Portal beim Validierungsprozess eine Fehlermeldung angezeigt, da die verwendete GLN zum Zeitpunkt der Meldung nicht aktiv ist. Ein Abgeben der Meldung ist dennoch möglich. Beim Prüfen der Begleitscheindaten wie auch der Bilanzmeldung durch die Behörde können die Daten nicht zugeordnet werden, da die GLN noch nicht aktiviert wurde. Die Notwendigkeit der Aktivierung der GLN durch den Registrierungspflichtigen erscheint nur teilweise gegeben. Es ist zwar durchaus logisch, den Datenumfang dadurch kleinzuhalten, dass nicht genutzte GLN nach einiger Zeit zur weiteren Verwendung freigegeben werden. Bei registrierungspflichtigen Abfallsammlern und -behandlern, die sich Ihrer gesetzli-

chen Registrierungspflicht bewusst sind, mag eine verpflichtende Aktivierung der GLN noch umsetzbar sein. Jedoch bei Transporteuren oder Abfallerzeugern nicht gefährlicher Abfälle, die zu keiner Dateneingabe am EDM-Portal verpflichtet sind, wird die Aktivierung der GLN dauerhaft nicht durchsetzbar sein.

4.2 Jahresabfallbilanz

Die Schnittstellenbeschreibung vom Ministerium für ein lebenswertes Österreich wurde zur Programmierung der hausinternen Software verwendet. Die hausinterne Software erstellt eine xml-Datei (xml: extended markup language), die am EDM-Portal hochgeladen werden kann. Ein Einlesen der xml-Datei ins eADok ist ebenfalls möglich. Auf diese Weise kann ein Datenaustausch mit Kunden oder Partnerunternehmen erfolgen.

Schwierig ist ein Datenabgleich mit Übergebern und Übernehmern im Einzelfall aufgrund der Tatsache, dass die AVE mehr als 16.000 Übergeber und mehr als 400 Übernehmer pro Jahr verzeichnet. Insbesondere ist die Abstimmung von Abfallschlüsselnummer, Buchungsart und Anfallsort/ Zielort des Abfalles nicht immer (für Übernehmer und Übergeber) einheitlich darstellbar.

Bestehen Unterschiede zwischen den Meldungen des Übernehmers und Übergebers desselben Abfalles, ist die eindeutige Nachvollziehbarkeit der betroffenen Abfallströme seitens der Behörde ohne großen Aufwand nicht realisierbar. Die Grundlage der Plausibilitätsprüfung der Bilanzmeldungen stellen Input-Output-Analysen dar.

Melden nun Übergeber und Übernehmer desselben Abfalles unterschiedliche Daten betreffend Art, Menge, Herkunft und Verbleib des Abfalles, muss die Behörde davon ausgehen, dass zumindest einer von beiden – Übergeber oder Übernehmer - keine korrekten Daten geliefert hat. Daraus resultiert eine Behördenanfrage an beide betroffenen Unternehmen. Dies führt naturgemäß zu einem erhöhten Aufwand für alle beteiligten Parteien.

Beispiel Umdeklarierung von Abfallschlüsselnummern im Wege der Eingangskontrolle:

Übergeber A liefert Abfälle der Schlüsselnummer (SN) 91101 an. Es handelt sich bei A um einen Entsorger, der die Abfälle nicht selbst erzeugt, sondern eingesammelt hat. Bei der AVE wird im Rahmen der Eingangskontrolle festgestellt, dass es sich um Abfälle mehrerer SN handelt und wird dies in der an A ausgestellten Rechnung entsprechend berücksichtigt.

Übergeber A verfügt lt. Bescheid jedoch nur über die Genehmigung der SN 91101, zeichnet dementsprechend auch nur diese auf und meldet ausschließlich diese in seiner Jahresabfallbilanz. AVE zeichnet die im Rahmen der Eingangskontrolle festgestellten SN auf und meldet diese in ihrer Jahresabfallbilanz.

Die Rekonstruktion der unterschiedlichen EDM-Meldungen ist für die Behörde schwer nachvollziehbar und stellt auch für den Anwender eine große Herausforderung dar, wenn man bedenkt, dass im Falle der AVE eine Gesamtmenge von 2,4 Mio. Tonnen Abfälle pro Jahr bewegt wird.

Beispiel Buchungsart:

Das Thema Lohnarbeit vor allem in Form einer Zwischenlagerung wird hinsichtlich der Buchungsart nicht von allen Entsorgern einheitlich gehandhabt. Auch bei Anlieferungen aus einem Streckengeschäft herrscht zwischen Übergeber und Übernehmer nicht immer Einigkeit. Vor allem bei der Direktanlieferung von Abfällen von Entsorger A bei Entsorger B kann der Entstehungsort der Abfälle im Regelfall nicht in Erfahrung gebracht werden. So kann seitens der AVE als Übernehmer im Falle einer Direktanlieferung oft nur die Buchungsart „Übernahme aus Streckengeschäft“ aufgezeichnet und gemeldet werden. Ob der Übergeber ebenfalls ein Streckengeschäft aufgezeichnet und gemeldet hat, entzieht sich hierbei unserer Kenntnis. Für die Behörde entsteht möglicherweise ein weiteres Hindernis beim Abgleich der Bilanzen zwischen den beiden betroffenen Unternehmen.

Beispiel Anfallsort:

Werden von Übergeber und Übernehmer unterschiedliche Anfallsorte aufgezeichnet und gemeldet, kann auch dies zu Unstimmigkeiten beim Abgleich der Bilanzen des Übergebers und des Übernehmers führen. Als Beispiel kann folgender Fall dienen: Übergeber B liefert bei der AVE

selbst an und gibt den Herkunftsort der Abfälle nicht bekannt. In seiner Bilanz wird der Herkunftsort (Kunde C) aber genannt.

Die AVE zeichnet Übernahme aus Streckengeschäft auf und verwendet als Adresse des Anfallortes die Firmensitzadresse von Übergeber B.

Dadurch kann die Behörde nicht mehr nachvollziehen, was mit den Abfällen von Kunde C geschehen ist.

Beispiel Softwareprobleme:

Bereits seit dem Jahr 2008 werden Bilanzmeldungen im Wege des Registers übermittelt. Nach wie vor scheinen auf Behördenseite allerdings keine ausreichenden Softwaretools zur Verfügung zu stehen, um die gemeldeten Daten aufbereiten und analysieren zu können.

So wurde von Seiten der Behörde in einem abzuarbeitenden Fall die Behauptung aufgestellt, dass die AVE in ihrer Bilanzmeldung die übernommenen Abfälle für ganz Österreich in einer Summe darstellt. Dies konnte von Seiten der AVE naturgemäß widerlegt werden, da in der Praxis pro Bundesland-GTIN (Global Trade Item Number) summiert wird, wie es auch in der AVV gefordert wird. Es ist vielmehr so, dass die Auswertungssoftware, die bei der Landesbehörde zur Anwendung kommt, dieses Summenfeld in der Bilanzmeldung nicht auswerten kann. Das für die Softwareprogrammierung zuständige Umweltbundesamt vertröstet in diesem Zusammenhang aber die Landesbehörden weiterhin bis zur Fertigstellung des nächsten Releases für das Register.

Dieser Umstand führt zu erheblichem Mehraufwand sowohl auf Seiten der Behörden als auch bei den Unternehmen der Abfallwirtschaft, da sich daraus zeitaufwändige Rückfragen und Abstimmungs-/Erklärungsbedarf ergeben.

Beispiel unterschiedliche Auslegung der AbfallbilanzV durch die Landesbehörden:

Ein österreichweit tätiges Entsorgungsunternehmen wie die AVE ist mit der Tatsache konfrontiert, dass jedes Bundesland die AbfallbilanzV bzw. deren Umsetzung im EDM anders interpretiert bzw. vollzieht. Beispielhaft seien hier die Auslegungen zu den Fragen „Was ist eine relevante Anlage?“, „Wie ist das Behandlungsverfahren zuzuordnen?“, Wann und wo wird Abfall zum Produkt – Stichwort Produktlager?“ sowie „Wie ist die Meldung der Restkubatur auf Deponien anzugeben?“ herausgegriffen. Da auch dieser Umstand zu unnötigem Mehraufwand führt, erscheint eine österreichweit einheitliche Vollzugspraxis durch die Landesbehörden dringend notwendig.

4.3 eVerbringung

Durch die elektronische Einreichung von Notifizierungsunterlagen hat sich der Vorteil ergeben, dass Folgenotifizierungen auf Basis der bestehenden kopiert und somit einfacher erfasst werden können. Trotz dieser Möglichkeit ist es aber immer noch notwendig, sämtliche Unterlagen auch in zweifacher Ausfertigung in Papierform dem Ministerium zu übermitteln, was wiederum einen zusätzlichen Aufwand bedeutet. Des Weiteren ist es leider nur bei Verbringungen über das deutsche Eck möglich, die Voranmeldungen für den Transport elektronisch durchzuführen, was auch bei Verbringungen ins Ausland eine entsprechende Erleichterung bringen würde.

4.4 Altfahrzeuge

Im EDM-Anwendungsbereich Altfahrzeuge müssen die Meldungen gem. AltfahrzeugeVO ebenfalls am EDM-Portal angegeben werden. Man hat als Anwender jedoch nach Abgabe der Meldung keine Möglichkeit mehr auf diese Daten zuzugreifen und bei Rückfragen von Behördenvertretern zu verifizieren

5 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die gläserne Abfallwirtschaft ist seit 2008 kein Zukunftsszenario mehr. Sie ist längst Realität. Allerdings kommen bei Betrachtung der derzeitigen Lage begründete Zweifel auf, ob die derzeitige Datenerfassung im EDM ein korrektes Bild der Abfallströme in Österreich liefert bzw. liefern kann. Es stellt sich die Frage, ob die Behörden überhaupt in der Lage sind, die gemeldeten Abfall-

ströme mit einem angemessenen Aufwand auf ihre Plausibilität hin prüfen zu können.

Der erhebliche Mehraufwand, welchen das EDM-Portal für die betroffenen Unternehmen (Übergeber und Übernehmer von Abfällen) mit sich gebracht hat, steht zumindest derzeit noch in keiner Relation zu dem Nutzen, der sich daraus ergibt. Dies steht überdies im Widerspruch zum Grundgedanken sämtlicher Stakeholder bei Einführung des EDM-Portals, eine Arbeitserleichterung und damit verbunden eine Kostensenkung für die Unternehmen zu ermöglichen.

Die Komplexität der rechtlichen Anforderungen und die damit verbundenen Meldeverpflichtungen sind bereits hinsichtlich ihrer eindeutigen Datenerfassung grundsätzlich als schwierig einzustufen. Kombiniert man diese Tatsache mit dem operativen Leistungsumfang der AVE, einem Entsorgungsunternehmen mit 28 Standorten in mehreren Bundesländern mit weit über 2 Mio. EDM Datensätzen, wird die Situation weder einfacher noch überschaubarer.

In den einzelnen Fallbeispielen wurden mehrere Optimierungsmöglichkeiten angeführt, die sich wie folgt zusammenfassen lassen:

- Eine einfache und eindeutige Handhabung mit den Stammdaten GLN ist Voraussetzung für jede weitere Entwicklung. Es wird die Installierung eines Webservices für die GLN-Pflege (Onlineportal) empfohlen.
- Eine einheitliche Regelung und Umsetzung für die Abbildung von Lohnarbeit, Streckengeschäft bzw. Eingangskontrolle und der damit verbundenen Umdeklarierung erscheinen dringendst notwendig. Überdies erscheint ein österreichweit einheitlicher Vollzug zwingend notwendig.
- Eine Optimierung der Auswertungssoftware hinsichtlich umfangreicherer Abfragemöglichkeiten für die Landesbehörden sollte programmiert werden, um aufwändigen Klarstellungen vorzubeugen. Die zeitnahe Zurverfügungstellung von finanziellen Mitteln durch das Ministerium für ein lebenswertes Österreich scheint geboten.
- Unternehmern muss es auch nach Abgabe der Meldung möglich sein, auf diese Daten zuzugreifen, damit bei Rückfragen durch die Behörden die gleiche Datengrundlage vorliegt.
- Generell wäre es wünschenswert, wenn diese elektronischen Daten die Notwendigkeit weiterer Papierausdrucke (siehe zB Notifizierung) zukünftig hintanhaltend könnten.

Nachhaltige Sanierung – Neue Bewertungsmethoden und Indikatoren

G. Döberl
M. Ortmann

M. Ortmann
Kommunalkredit Public Consulting, Wien, Österreich

L. Rosén, Y. Volchko & J. Norrman
Chalmers Universität, Göteborg, Schweden

M. Bergknut
Universität Umeå, Schweden

KURZFASSUNG: Vor dem Hintergrund der Implementierung von Nachhaltigkeitsprinzipien in die Altlastensanierung werden Bewertungsmethoden und Indikatoren benötigt, die einerseits dafür geeignet sind ökologische, ökonomische und soziale Effekte abzubilden und andererseits für den „Prozess Altlastensanierung“ relevant sind. Beispielhaft werden zwei in den letzten Jahren entwickelte multikriterielle Methoden vorgestellt: Eine modifizierte Kosten-Wirksamkeits-Analyse, die in Österreich für Variantenstudien im Rahmen der Bundesförderung zur Altlastensanierung anzuwenden ist, sowie eine im Rahmen eines bi-nationalen Forschungsprojekts entwickelte „Multi-Criteria Analysis“, mit deren Hilfe u.a. Datenunsicherheiten in methodisch geeigneter Form in die Bewertung integriert werden können.

1 EINLEITUNG

Im letzten Jahrzehnt wurde der Begriff „Nachhaltige Sanierung“ („Sustainable Remediation“) im Rahmen des Managements kontaminierter Standorte, d.h. die Anwendung der Prinzipien einer nachhaltigen Entwicklung bei der Erkundung, Sanierung und Nachnutzung von Altlasten auf internationaler Ebene intensiv diskutiert. Es bildete sich eine Vielzahl von Initiativen im Rahmen neu gegründeter oder bestehender Netzwerke, die sich der Thematik aus unterschiedlichen Sichtweisen und unter unterschiedlichen Zielsetzungen näherten; darunter die nationalen SURF (Sustainable Remediation Forum)-Initiativen, das NICOLE- und das Common Forum-Netzwerk (Holland et al. 2011, Bardos et al. 2011, Network for Industrially Contaminated Land in Europe (www.nicole.org), The Common Forum on Contaminated Land in the European Union (www.commonforum.eu/)).

In Österreich setzten die Diskussionen mit der Entwicklung zum „Leitbild Altlastenmanagement“ ein (BMLFUW 2009). Einer der dort festgelegten Leitsätze besagt, dass Sanierungsmaßnahmen (Dekontamination, Sicherung) nachhaltig sein und den Umweltzustand dauerhaft verbessern sollen.

2 BEWERTUNGSMETHODEN UND INDIKATOREN

Trotz der unterschiedlichen Herangehensweise der oben erwähnten Initiativen und Netzwerke kristallisierte sich als eine allgemein akzeptierte Grundvoraussetzung für die Betrachtung nachhaltiger Sanierung die Identifizierung oder Schaffung von geeigneten Bewertungsinstrumenten und von Indikatoren zur „Messung“ der Nachhaltigkeit einzelner Sanierungsvarianten heraus. Da sich Nachhaltigkeit in ihrer Gesamtheit einer absoluten Messung entzieht, können Bewertungsinstrumente immer nur für den Vergleich von Sanierungsvarianten herangezogen werden, um festzustellen, welche der betrachteten Varianten „am nachhaltigsten“ in Bezug auf die gewählten Indikatoren.

Nachdem die Prinzipien nachhaltiger Entwicklung auf den allgemein bekannten drei Säulen der Nachhaltigkeit beruhen, die sowohl ökologische als auch ökonomische und soziale Aspekte repräsentieren, stellt sich die Bewertung der Nachhaltigkeit von Sanierungsvarianten als klassisches Mehrzielenentscheidungsproblem dar, das nach der Anwendung sogenannter multikriterieller Bewertungsmethoden verlangt. Darunter fallen klassische umweltökonomische Bewer-

tungsverfahren wie Kosten-Nutzen-Analysen (KNA), Kosten-Wirksamkeits-Analysen (KWA) und Nutzwertanalysen (NWA). Daneben wurden im letzten Jahrzehnt zahlreiche, auf dem Markt erhältliche Software-Pakete entwickelt, mit deren Hilfe mittels vorgefertigter Algorithmen Sanierungsvarianten verglichen werden können.

In Ortmann & Döberl (2010) wurden potentiell einsetzbare Bewertungsverfahren in Hinblick auf praktische Anwendbarkeit, Transparenz und Flexibilität bei der Bewertung diskutiert. Es konnte gezeigt werden, dass für die Neueinführung eines Bewertungsinstruments auf nationaler Ebene die Adaptierung klassischer umweltökonomischer Bewertungsverfahren (KWA oder NWA) trotz des damit verbundenen Entwicklungsaufwandes zweckmäßiger als die Anwendung „fertiger“ Software-Pakete erscheint. Für Österreich wurde in dieser Studie die Entwicklung eines Bewertungsinstruments auf Basis einer modifizierten Kosten-Wirksamkeits-Analyse (mKWA) incl. eines Zielsystems und geeigneter Indikatoren empfohlen.

Im Rahmen einiger der oben erwähnten Initiativen und Netzwerke wurden bereits Indikatoren-Sätze vorgeschlagen, die aber zum Teil für die Anwendung im Rahmen sehr holistischer Ansätze gedacht sind und daher für die Bewertung konkreter Einzelfälle manchmal nur beschränkt geeignet sind („metrics toolbox“: SURF 2011; „indicator set“: SuRF UK 2011; footprint or Life-Cycle-Assessment: US EPA 2012). Grundsätzlich sollten nur solche Indikatoren in die Bewertung eingehen, die einerseits Nachhaltigkeitsaspekte widerspiegeln und andererseits möglichst repräsentativ für den „Prozess Altlastensanierung“ sind.

Aufgrund ihrer häufigen Anwendung in Lebenszyklusanalysen werden klassische Ökoindikatoren, wie Treibhausgasausstoß, Energie- und Wasserverbrauch, Abfallanfall oder Eutrophierungs- und Ozonabbaupotential auch im Rahmen der Altlastensanierung zur Erfassung sekundärer Umwelteffekte verwendet. Dies geschieht häufig unter Außerachtlassung der Relevanz derartiger Indikatoren für die Altlastensanierung – z.B. im Falle des Ozon- oder Eutrophierungspotentials. Darüber hinaus sollten aus Sicht der Autoren neben der Erfassung sekundärer Umwelteffekte jedenfalls Indikatoren zur Erfassung primärer Umwelteffekte Verwendung finden. Als primäre Umwelteffekte gelten jene, die unmittelbar mit dem Ziel der Altlastensanierung („Sanierungsziel“) verbunden sind, z.B. eine Verminderung der im Untergrund vorhandenen Schadstoffmenge bzw. die Verminderung der Schadstoffmobilität oder allgemeiner ausgedrückt: die Verminderung des resultierenden Risikos für Mensch und Umwelt. Obwohl die Inkludierung derartiger Indikatoren naheliegend erscheint, wird in vielen Fällen darauf verzichtet (Umweltbundesamt 2012). Dies erscheint jedoch nur im Falle einer „Nutzengleichheit“ der betrachteten Sanierungsvarianten zulässig, d.h. wenn alle betrachteten Sanierungsvarianten die Sanierungsziele im selben Ausmaß erfüllen würden.

Um eine den Prinzipien der Nachhaltigkeit entsprechende Bewertung von Sanierungsmaßnahmen gewährleisten zu können, sind neben ökologischen Indikatoren auch soziale und ökonomische Aspekte in die Bewertung einzubeziehen. Letztere sind hauptsächlich mit den betriebswirtschaftlichen Kosten der Sanierungsmaßnahmen verbunden. Die in vielen Ländern in unterschiedlichem Ausmaß vorhandenen Förderprogramme zur Altlastensanierung bedingen aber auch eine direkte volkswirtschaftliche Relevanz. Grundsätzlich besteht die Möglichkeit im Rahmen der ökonomischen Bewertung auch externe Kosten (z. B. bestimmte „Umweltkosten“) monetär zu betrachten. Dabei gilt es aber, so wie im gesamten Bewertungsprozess, Doppelbewertungen, soweit dies möglich ist, zu vermeiden. Andere ökonomische Implikationen sind mit der Wertsteigerung von sanierten Grundstücken und deren potentiellen Nachnutzungen gegeben. In Hinblick auf soziale Aspekte der Altlastensanierung werden oft Indikatoren verwendet, die die Beeinträchtigung von Anrainern, die Arbeitssicherheit oder das Ausmaß der Einbindung unmittelbar von der Sanierung Betroffener bei der Entscheidungsfindung abbilden (Umweltbundesamt 2012, SuRF UK 2011). Für den Vergleich von Altlastensanierungsvarianten sind darüber hinaus technisch-rechtliche Gesichtspunkte relevant, die auf den Entwicklungsstand der zu betrachteten Verfahren unter den gegebenen Standortbedingungen, ihre Robustheit und Störfallsicherheit und ihre technische und rechtliche Flexibilität gegenüber sich ändernden Rahmenbedingungen abzielen.

Werden primäre und sekundäre Umwelteffekte meist mithilfe physisch messbarer Größen ([kg] Schadstoff, [t] CO₂) und Kosten monetär abgebildet, finden bei der Bewertung sozialer oder technisch-rechtlicher Aspekte oft semiquantitative Maßskalen – z. B. Schulnotensystem, „hochmittel-nieder“- oder im Extremfall „ja/nein“-Optionen – Anwendung.

3 BEISPIELE

In den letzten Jahren waren die Autoren und Autorinnen dieses Beitrages an der Entwicklung zweier solcher multikriterieller Bewertungsinstrumente beteiligt, die auf unterschiedlichen methodischen Ansätzen beruhen und jeweils einen Vergleich von Sanierungsvarianten hinsichtlich nachhaltigkeitsrelevanter Indikatoren ermöglichen. Einerseits wurde vom Umweltbundesamt, der Kommunalkredit Public Consulting (KPC) und der denkstatt GmbH im Auftrag des BML-FUW eine modifizierte Kosten-Wirksamkeits-Analyse (mKWA) entwickelt, die auf einem hierarchischen Zielsystem beruht und die seit dem Jahr 2012 zur Identifizierung der „Bestvariante“ in Variantenstudien zur Förderung von Altlastensanierungsprojekten anzuwenden ist (Ortmann et al. 2012; Döberl et al. 2013). Andererseits wurde gemeinsam mit zwei schwedischen Partnern (Chalmers Universität Göteborg und Universität Umeå) im Rahmen eines Projekts des EU-Netzwerks „SNOWMAN“, das von der KPC und der Swedish Environmental Protection Agency finanziert wurde, ein Bewertungswerkzeug entwickelt (MCA – multi-criteria analysis; „SCORE tool“), das im Wesentlichen auf den klassischen Bewertungsmethoden Nutzwertanalyse und Kosten-Nutzen-Analyse beruht (Rosén et al. 2014). Für beide Bewertungsinstrumente stehen MS-EXCEL-basierte Werkzeuge zur Verfügung.

3.1 Modifizierte Kosten-Wirksamkeits-Analyse (mKWA)

Die im Folgenden beschriebene Form der mKWA wurde im Rahmen eines Vergleiches abfallwirtschaftlicher Behandlungsoptionen entwickelt und ist in Brunner et al. (2001) im Detail beschrieben, in Eder et al. (2002) kurz zusammengefasst und auch in der jüngst erschienenen VDI-Richtlinie „Methoden zur Bewertung von Abfallbehandlungsverfahren“ enthalten (VDI 2014).

Die mKWA stellt einerseits die betriebswirtschaftlichen Kosten einer Variante monetär dar und andererseits werden die Wirkungen hinsichtlich des Erreichens gesetzter Ziele nicht nur dargestellt sondern – ähnlich wie bei der Nutzwertanalyse – zu einer Gesamtwirksamkeit zusammengeführt. Die Wirksamkeiten werden nicht monetär, sondern in physischen Größen erfasst. Das Ergebnis der Berechnungen ist das Gesamtwirksamkeitswert-Kosten-Verhältnis, anhand dessen eine Reihung der Varianten vorgenommen werden kann.

Da die Bewertung der Sanierungsvarianten im Rahmen der mKWA auf die Ermittlung von Zielerreichungen aufbaut, ist die Festlegung eines Zielsystems Grundvoraussetzung für die Anwendung der mKWA. Im vorliegenden Fall wurde das Zielsystem unter Einbindung maßgeblicher Stakeholder der Altlastensanierung in Österreich entwickelt. Im Rahmen von zwei Workshops wurden Vertreter/innen aus den Bereichen Sanierungsplanung und –durchführung, Liegenschaftsentwicklung und Behörden eingeladen das vorgeschlagene Zielsystem zu diskutieren, kritisch zu hinterfragen und Adaptierungsvorschläge einzubringen. Das auf diese Weise entwickelte hierarchische Zielsystem besteht aus insgesamt 4 Zielebenen (Oberziele, Teilziele 1, Teilziele 2, Zielkriterien), bis diese auf der 4. Ebene durch messbare Zielkriterien hinsichtlich ihrer Wirksamkeit eindeutig beschrieben werden. Das vorliegende Zielsystem ist bis zur Teilzielebene 2 inhaltlich und gewichtungsmäßig vorgegeben. Die Ebene der Zielkriterien (inklusive Maßeinheiten und Maßskalen) ist projektspezifisch vom Planer festzulegen und zu gewichten. Auf dieser Ebene wurden zu Demonstrationszwecken lediglich exemplarische Zielkriterien (inklusive Maßeinheiten und Maßskalen) formuliert (Ortmann et al. 2012).

Die vorgegebene Gewichtung der Ziele der oberen Ebenen reiht die Ziele nach ihrer Bedeutung und wurde sowohl aus Regelwerken abgeleitet als auch durch die Prioritäten der Entscheidungsträger festgelegt und im Stakeholder-Prozess abgestimmt. Als Ziele wurden folgende festgelegt (in Klammer jeweils die Gewichtung):

- Oberziel: Ökologie (60 %),
 - Teilziele: Primäre (40 %) und sekundäre Umwelteffekte (20%)
- Oberziel: Flächenentwicklung (20 %)
 - Teilziele: Standortentwicklung (10 %), Wertsteigerung (5 %), Flächenverbrauch (5%)
- Oberziel: Projektstabilität (20 %)
 - Teilziele: Umfeldbelastung (6 %), Dauer (4 %), Projektsicherheit (10 %)

Im Rahmen der Kostenanalyse werden die Projektkostenbarwerte der Varianten berechnet. Zu ermitteln sind Investitions-, Betriebs- und Reinvestitionskosten. Die Kosten werden mit einem Zinssatz von 3 % diskontiert und die reale Preissteigerung mit 0 % bis maximal 1 % angesetzt.

Als Untersuchungszeitraum gilt in der Regel die zur Erreichung bzw. Aufrechterhaltung der Sanierungsziele erforderliche Betriebsdauer der Anlagen einer Alternative. Aus finanzmathematischen Gründen wird der Untersuchungszeitraum für die Kostenermittlung mit maximal 50 Jahren begrenzt (zeitliche Systemgrenze).

Die hier beschriebene Vorgangsweise zum umweltökonomischen Vergleich von Sanierungsalternativen mittels mKWA ist in Österreich seit Beginn des Jahres 2012 obligatorisch anzuwenden, sofern um eine Bundesförderung zur Altlastensanierung angesucht wird. Erste positive Erfahrungen aus dem bisherigen Praxiseinsatz liegen bereits vor. Dabei haben sich sowohl das Verfahren der mKWA als auch die angebotenen Anwendungswerkzeuge bewährt. Seitens der planenden Ingenieure wurde die Methode angenommen und zeigte plausible und stabile Ergebnisse.

3.2 Multi-Criteria Analysis (MCA; „SCORE tool“)

Das entwickelte Bewertungsinstrument beruht einerseits auf einer Nutzwertanalyse (NWA) in deren Rahmen die ökologischen und sozialen Effekte der zu vergleichenden Sanierungsvarianten bewertet werden und andererseits auf einer Kosten-Nutzen-Analyse zur Bewertung ökonomischer Effekte. Anders als bei der mKWA wird im Falle der NWA kein hierarchisches Zielsystem betrachtet sondern direkt (auf einer Ebene) ökologische und soziale Indikatoren bewertet. Als ökologische relevante Indikatoren („key criteria“) wurden dabei folgende identifiziert:

- Bodenqualität
- Qualität von Flora & Fauna
- Grundwasserqualität
- Oberflächenwasserqualität
- Qualität von Sedimenten
- Luftqualität
- Verbrauch nicht erneuerbarer Rohstoffe
- Anfall an nicht rezyklierbaren Abfällen

Inwieweit sich die betrachteten Sanierungsvarianten auf diese Indikatoren positiv oder negativ auswirken wird semi-quantitativ mithilfe eines Punktesystems (-10 bis +10) bewertet. Die Bewertung erfolgt einerseits in zwei Kategorien – Effekte im unmittelbaren Sanierungsbereich und Effekte im weiteren Umfeld und andererseits auf zwei Zeitschienen – kurz- und langfristig auftretende Effekte, sodass jeder Indikator unter 4 Gesichtspunkten bewertet wird. Auf diese Weise kann z. B. eine kurzfristige Verschlechterung der Umweltqualität im Sanierungsbereich während der Sanierungsmaßnahmen, wie dies häufig in der Praxis zu beobachten ist, abgebildet werden. Im Rahmen der Bewertung der Auswirkungen auf die Bodenqualität wurde besonderes Augenmerk auf die Abbildung von Bodenfunktionen gelegt, wie sie auch im Entwurf zur (mittlerweile zurückgezogenen) europäischen Bodenrahmenrichtlinie angesprochen werden. Dies umfasst Bodenfunktionen wie Wasserspeicher- und Schadstofffilterfunktionen oder Funktionen in Zusammenhang der Nahrungsmittelproduktion. Zur Bewertung von Effekten auf diese Funktionen wurde ein eigenes Bewertungsinstrument entwickelt („Soil Function Tool Box“; Volchko 2014), das im Rahmen der NWA angewendet werden kann.

Im Hinblick auf die sozialen Aspekte der Altlastensanierung wurden folgende Indikatoren für den Vergleich unterschiedlicher Sanierungsvarianten ausgewählt:

- Lokale ökologische Qualität (im Sinne einer Freizeit- und Erholungsfunktion)
- Gefährdung/Sicherung kulturell schützenswerter Güter
- Anwendung des Gleichheitsprinzips
- Effekte auf Gesundheit/Sicherheit der Bewohner
- Anwendung partizipativer Prozesse
- Lokale Akzeptanz

Auch die sozialen Indikatoren werden mit dem oben beschriebenen Punktesystem bewertet, wobei hier neben einer Experteneinschätzung auch sozialwissenschaftliche Instrumente zur Unterstützung herangezogen werden können. So wurden im Rahmen der testweisen Anwendung des Bewertungsinstrumentes auf einem konkreten Standort in Schweden begleitend Interviews mit von der Sanierung Betroffenen durchgeführt und in Hinblick auf die oben aufgelisteten Indikatoren ausgewertet.

Im Zuge der NWA und der Bewertung ökologischer und sozialer Effekte kann analog der mKWA eine Gewichtung der ausgewählten Indikatoren vorgenommen werden.

Im Gegensatz zu den ökologischen und sozialen Effekten werden die ökonomischen Effekte mit einer klassischen Kosten-Nutzen-Analyse bewertet. Dabei können neben den betriebswirtschaftlichen Kosten auch externe Kosten, wie z.B. die Reduktion von akuten und chronischen Gesundheitsrisiken von Bewohnern und potentiell erhöhte Gesundheitsrisiken für Arbeitnehmer im Zuge der Sanierung sowie Auswirkungen auf Ökosystemdienstleistungen betrachtet werden. Die Internalisierung derartiger externer Kosten ist jedoch nicht zwingend erforderlich und erscheint nur bei entsprechender Datenverfügbarkeit zweckmäßig.

Die Bewertungsergebnisse innerhalb der NWA (ökologische und soziale Effekte) werden entsprechend ihrer Gewichtung zu zwei Größen addiert. Das Ergebnis der KNA stellt die Barwerte der Varianten dar, wobei wie bei der mKWA eine Diskontierung aller Kosten und Nutzen möglich ist. Diese drei Größen werden über den in Rosén et al. (2014) beschriebenen Algorithmus aggregiert und normalisiert. Das Endergebnis bildet ein „Nachhaltigkeits-Index“ für jede betrachtete Variante. Diese dimensionslose Zahl liegt zwischen -100 und +100 und erlaubt eine Reihung der Varianten.

Ein Schwerpunkt der Entwicklungsarbeit am vorgestellten Bewertungsinstrument lag in der Berücksichtigung von Datenunsicherheiten und deren Integration in den Bewertungsalgorithmus. Dies erscheint insbesondere deshalb zweckmäßig, da die meisten Bewertungen auf mehr oder weniger genauen Expertenabschätzungen bzw. Extrapolationen anhand ähnlicher Sanierungsfälle in der Vergangenheit beruhen. Gleichzeitig mit der Bewertung der einzelnen Indikatoren bzw. mit der Festlegung von Kosten und Nutzen im Rahmen der KNA können Benutzer des Bewertungsinstrumentes Angaben zur Unsicherheit ihrer Abschätzungen machen. Dies geschieht semi-quantitativ („hoch-mittel-nieder“). Darüber hinaus können Vorgaben zur Wahrscheinlichkeitsverteilung des Erwartungswerts getroffen werden, d.h. es kann etwa eine negative oder positive Ausprägung des Werts ausgeschlossen werden. Die Integration der Datenunsicherheiten erfolgt mithilfe einer Monte Carlo Simulation, wobei die statistischen Verteilungen die Unsicherheiten der Bewertungen bzw. der Kosten/Nutzen repräsentieren. Den ökologischen und sozialen Bewertungen liegt eine Betaverteilung, den Kosten/Nutzen eine Log-Normalverteilung zugrunde. Der Grad der Unsicherheit („hoch-mittel-nieder“) wird in der Berechnung mithilfe von Standardabweichungen abgebildet, die Bewertung bzw. die Kosten/Nutzen entsprechen Erwartungswerten.

4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die Anwendung der Prinzipien einer nachhaltigen Entwicklung in der Altlastensanierung wird auf internationaler Ebene in den nächsten Jahren verstärkt thematisiert werden. Zurzeit befasst sich etwa eine ISO-Arbeitsgruppe mit der Festlegung von Begriffen und allgemeinen Vorgaben zur praktischen Umsetzung von „Sustainable Remediation“. Im neuen EU-Forschungsprogramm „Horizon 2020“ ist ein Call der Thematik der Implementierung nachhaltiger Sanierung in öffentliche Ausschreibungen zur Altlastensanierung gewidmet. Schließlich fand im September 2014 nach Kopenhagen (2009) und Wien (2012) die „3rd International Conference on Sustainable Remediation“ in Ferrara statt. .

Nicht nur – aber auch – in Zusammenhang mit nachhaltiger Sanierung sind Bewertungsinstrumente vonnöten, die eine methodisch saubere Bewertung des „Nachhaltigkeitsgrades“ von Sanierungsvarianten ermöglichen und somit als Entscheidungsgrundlage für die Auswahl ökologisch und sozioökonomisch optimierter Sanierungsprojekte dienen können. Dies umso mehr, als zukünftig die zur Altlastensanierungsförderung zur Verfügung stehenden finanziellen Mittel begrenzt bleiben werden, aber gleichzeitig die Anzahl der sanierungsbedürftigen Standorte, bei denen kein Verursacher zur Sanierung verpflichtet werden kann, steigen werden. Grundlage jeder Bewertung von Sanierungsvarianten ist neben der Auswahl eines geeigneten Bewertungsin-

struments die Festlegung von Indikatoren, mit deren Hilfe für die Altlastensanierung relevante ökologische und sozioökonomische Effekte abgebildet werden können. Neben klassischen Ökoindikatoren („sekundäre Umwelteffekte“) und Sanierungskosten sollten jedenfalls primäre Umwelteffekte, die in Zusammenhang mit der Verminderung des von einer Altlast ausgehenden Risikos für Mensch und Umwelt stehen, sowie sozioökonomische Indikatoren zur Bewertung der Auswirkungen auf von der Sanierung betroffene Personenkreise und technisch-rechtliche Indikatoren inkludiert werden.

Um eine allgemein akzeptierte Vorgangsweise zu fördern, wird empfohlen, möglichst frühzeitig alle relevanten Stakeholder-Gruppen bei der Etablierung von Bewertungsinstrumenten und Indikatoren zu involvieren. Bei konkreten Sanierungsfällen ist dieser Dialogprozess um direkt und indirekt von den Sanierungsmaßnahmen Betroffene zu erweitern.

LITERATUR

- Bardos, P., Bone, B., Boyle, R., Ellis, D., Evans, F., Harries, N. D. & Smith, J.W.N. (2011) Applying Sustainable Development Principles to Contaminated Land Management Using the SuRF-UK Framework. *Remediation Journal* 21, 2, 77-100.
- BMLFUW (2009) *Leitbild Altlastenmanagement. Sechs Leitsätze zur Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.), www.bmlfuw.gv.at/dms/lmat/umwelt/abfall-ressourcen/altlastenmanagement/Altlastenmanagement/Leitbild_20Altlastenmanagement-1-/Leitbild%20Altlastenmanagement.pdf
- Brunner, P.H., Döberl, G., Eder, M., Frühwirth, W., Huber, R., Hutterer, H., Pierrard, R., Schönback, W. & Wöginger, H. (2001) *Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie – BEWEND*. Umweltbundesamt (Hrsg.), Monographien, Bd. M-0149, Wien.
- Döberl, G., Ortmann, M. & Frühwirth, W. (2013) Introducing a Goal-Oriented Sustainability Assessment Method to Support Decision Making in Contaminated Site Management. *Environmental Science & Policy* 25, 207-217.
- Eder, M., Pierrard, R. & Frühwirth, W. (2002) Kosten-Nutzen-Analyse und modifizierte Kosten-Wirksamkeits-Analyse als Bewertungsinstrumente in der Abfallwirtschaft. In: Lorber, K.-E., Wagner, H. Wolfbauer, J. & Kotschan, M. (Hrsg.): *Tagungsband DepoTech Leoben 2002*, 275-282, Cloppenburg.
- Holland, K. S., Lewis, R.E., Tipton, K., Karnis, S., Dona, C., Petrovskis, E., Bull, L. P., Taeye, D. & Hook, C. (2011) Framework for Integrating Sustainability into Remediation Projects. *Remediation Journal* 21, 3, 7–38.
- Ortmann, M. & Döberl, G. (2010) *Umweltökonomische Bewertung von Maßnahmen an kontaminierten Standorten*. Umweltbundesamt (Hrsg.), Report 0159, Wien.
- Ortmann, M., Frühwirth, W. & Döberl, G. (2011) *Modifizierte Kosten-Wirksamkeits-Analyse in der Altlastensanierung – Handbuch zur Anwendung im Rahmen von Variantenstudien*. http://www.umweltforderung.at/kpc/de/home/umweltforderung/fr_betriebe/altlasten/altlastensanierung/variantenuntersuchung/
- Rosén, L., Back, P.-E., Söderqvist, T., Norrman, J., Brinkhoff, P., Norberg, T., Volchko, Y., Norin, M., Bergknut, M. & Döberl, G. (2014): SCORE: Multi-Criteria Decision Analysis for Assessing the Sustainability of Remediation at Contaminated Sites. Submitted to *Science of the Total Environment*.
- SURF (2011). *SURF Metrics Toolbox*. Sustainable Remediation Forum (ed.), www.sustainableremediation.org.
- SuRF UK (2011) *The SuRF-UK Indicator Set for Sustainable Remediation Assessment - SuRF-UK Framework Annex 1*. Sustainable Remediation Forum UK (ed.), www.claire.co.uk/surfuk.
- Umweltbundesamt (ed.) (2012): The 2nd International Conference on Sustainable Remediation 2012 – Conference Summary, November 14 – 16. Wien.
- US EPA (2012) *Methodology for Understanding and Reducing a Project's Environmental Footprint*. United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response and Office of Superfund Remediation and Technology Innovation (eds.), EPA 542-R-12-002, <http://www.cluin.org/greenremediation/methodology/index.cfm>
- VDI (2014) *Methoden zur Bewertung von Abfallbehandlungsverfahren*. Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.), Düsseldorf.
- Volchko, Y. (2014): *Assessing Soil Functions for Sustainable Remediation of Contaminated Sites*. PhD Thesis, Chalmers University of Technology, Göteborg.

Die Rolle der Abfallwirtschaft in der Ökobilanz unterschiedlicher Lebensstile – Treibhausgase, Energie- und Flächenbedarf

G. Jungmeier

JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH, RESOURCES - Institut für Wasser, Energie und Nachhaltigkeit, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Es werden Perspektiven für nachhaltige Lebensstile in einer nachhaltigen Wirtschaft aufgezeigt, wobei auch die Rolle der (zukünftigen) Abfallwirtschaft untersucht wird. Die Lebensstile werden in einer Ökobilanz hinsichtlich der Treibhausgas-Emissionen, dem Primärenergieeinsatz und dem land- und forstwirtschaftlichen Flächenbedarf bewertet. Diese Lebensstile werden mit den derzeitigen durchschnittlichen Lebensstilen in der Steiermark, Österreich, EU 27 und weltweit verglichen. Am Fallbeispiel des heutigen Lebensstiles in St. Margarethen an der Raab/Steiermark, werden konkrete Möglichkeiten zur Umsetzung aufgezeigt. Die Lebensstile werden durch folgende 4 Bereiche gekennzeichnet: 1) Energiebedarf: Strom, Wärme und Mobilität; 2) Nahrungsmittel; 3) Konsum und 4) Abfälle und Reststoffe. Die Ergebnisse zeigen, dass die Umweltauswirkungen der 10 untersuchten Lebensstile sehr unterschiedlich sind, bei den Treibhausgas-Emissionen sind die eingesetzten Energieträger relevant, während beim Flächenbedarf die Art der Nahrungsmittel z.B. Fleisch, wie auch die Kleidung von Bedeutung sind. Beim Energiebedarf sind die Wohnsituation sowie das Mobilitätsverhalten ausschlaggebend. In der Abfallwirtschaft beeinflussen vor allem die Abfallmengen und deren Verwertung die Ergebnisse maßgeblich, jedoch ist die Umweltrelevanz der Verwertung von Abfällen und Reststoffen im Vergleich zu den anderen Bedürfnisfeldern eher gering.

1 HINTERGRUND

Im Lichte einer zukünftigen nachhaltigen Wirtschaftsweise werden unterschiedliche Zielsetzungen auf nationaler, europäischer und internationaler Ebene angestrebt, wie Steigerung des Recyclings von Reststoffen, hochwertige Verwertung von Abfällen, Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energie, Steigerung der Energieeffizienz und Reduktion von Treibhausgas-Emissionen. Letztlich wird aber eine nachhaltige Wirtschaftsweise nur möglich sein, wenn wir zukünftig nachhaltige Lebensstile entwickeln, die diese Ziele im Alltag umsetzen und leben. Somit ist die zentrale Fragestellung: Wie soll bzw. kann man modern und nachhaltig leben, um die Treibhausgas-Emissionen, den Energiebedarf und den Flächenbedarf sowie die Abfallmengen möglichst gering zu halten. Was heißt das für die zukünftige Abfallwirtschaft? In diesen Überlegungen ist neben dem direkten Energiebedarf für Strom, Wärme und Mobilität, auch der indirekte Energiebedarf durch Wohnen, Nahrung, Konsum und Abfall ausschlaggebend. Methodisch kann die Nachhaltigkeit im Rahmen einer Ökobilanz ("Lebenszyklusanalyse") der Lebensstile bewertet werden.

2 ZIELSETZUNG

In diesem Beitrag werden Perspektiven für mögliche nachhaltige Lebensstile unterschiedlicher Lebensstile in einer nachhaltigen Wirtschaft aufgezeigt, wobei speziell die Rolle der (zukünftigen) Abfallwirtschaft untersucht und bewertet wird. Die unterschiedlichen Lebensstile werden in einer Ökobilanz hinsichtlich der Treibhausgas-Emissionen, dem Primärenergieeinsatz und dem land- und forstwirtschaftlichen Flächenbedarf vergleichend bewertet. Diese zukünftigen Lebensstile werden mit den derzeitigen durchschnittlichen Lebensstilen in der Steiermark, Österreich, in der EU 27 und weltweit verglichen, indem die einzelnen Bedürfnisfelder charakterisiert und analysiert werden. Am Fallbeispiel des heutigen Lebensstiles in St. Margarethen an der Raab,

werden konkrete Möglichkeiten zur Umsetzung aufgezeigt.

3 METHODE

3.1 Lebenszyklusanalyse

Nach ISO 14040 „Ökobilanz“ ist die Lebenszyklusanalyse eine Methode zur Abschätzung der Umweltauswirkungen eines Produktes/Prozesses (z.B. Strombedarf pro Person und Jahr mit 100% Ökostrom), wobei Umweltaspekte im Verlauf des Lebensweges eines Produktes (d.h. „von der Wiege bis zur Bahre“) von der Rohstoffgewinnung, über die Produktion, Anwendung bis zur Entsorgung untersucht werden. In der Lebenszyklusanalyse werden alle beteiligten Stoffe und Prozesse berücksichtigt. Mit Hilfe der Lebenszyklusanalyse werden die Umweltauswirkungen der verschiedenen Lebensstile untersucht.

Die funktionalen Einheiten der Lebenszyklusanalyse sind Treibhausgas-Emissionen, Flächenbedarf und der Energiebedarf, die sich auf die entsprechenden Kenngrößen in den einzelnen Bedürfnisfeldern beziehen, z.B. kg CO₂-Äq. pro MWhStrom, landwirtschaftlicher Flächenbedarf in m² pro kgRindfleisch. Einschlägige Vorarbeiten wurden genutzt (Mayer 2010).

3.2 Lebensstile

Die Lebensstile werden durch folgende Bereiche gekennzeichnet:

- Energiebedarf: Strom, Wärme und Mobilität,
- Nahrungsmittel aus konventioneller und ökologischer Landwirtschaft,
- allgemeine Konsumverhalten sowie
- Art und Menge der dabei verursachten Abfälle bzw. Reststoffe.

Anhand dieser Kennzeichen werden unterschiedliche Lebensstile festgelegt:

- vier „statistischen Lebensstilen“ - 1) Welt, 2) EU 27, 3) Österreich und 4) Steiermark,
- vier „modelltypischen Lebensstilen“ – 1) „konsum- und spaßorientiert“, 2) „nachhaltigkeitsorientiert“, 3) „konsumfreudig umweltorientiert“ und 4) „sparsamkeitsorientiert“,
- Lebensstil in St. Margarethen - „St. Margarethen heute/morgen“ sowie.

Die Kennzeichen in den unterschiedlichen Bedürfnisfeldern der Lebensstile werden anhand von Statistiken und Modelannahmen festgelegt, z.B. Art und Menge an Abfällen und Reststoffen, Stromverbrauch, Fleischkonsum, Wohnverhältnisse. Für diese Kennzeichen der Lebensstile wurden Lebenszyklusanalyse nach ISO 14040 „Ökobilanz“ zur Ermittlung der Treibhausgas-Emissionen, des Primärenergieeinsatzes und des Flächenbedarfes über den gesamten Lebenszyklus durchgeführt, z.B. Treibhausgas-Emissionen und Flächenbedarf der Abfallwirtschaft in Österreich, EU 27 und weltweit. Zur Analyse und Bewertung der Lebensstile werden die Kennzeichen und die Ergebnisse der Lebenszyklusanalysen zusammengeführt, um die Umweltauswirkungen pro Kopf und Jahr zu berechnen. In Abb. 1 ist diese Vorgangsweise zur Analyse der Lebensstile dargestellt.

Wieviel/Wovon	Steiermark	Modelltypen				St. Margarethen	
		konsumfreudig umweltorientiert	konsum- und spaßorientiert	sparsamkeitsorientiert	nachhaltigkeitsorientiert	2010	Zukunft
Haushaltsgröße [P/HH]	1,8	1,2	1,2	2,3	2,3	1,8	1,8
Stromverbrauch [MWh/(P*a)]	1,6	1,9	2,3	1,1	1,1	1,4	1,4
Stromanteil fossil	32%	0%	90%	32%	0%	24%	0%
Wärmeverbrauch [MWh/(P*a)]	6,4	3,2	8,3	4,5	4,5	6,8	6,8
Wärmeanteil fossil	53%	0%	65%	30%	0%	51%	0%
Konsum [kg/(P*a)]	635	952	952	444	444	635	635
Fleischkonsum [kg/(P*a)]	57	57	57	57	0	57	57
Anteil ökologisch	19%	100%	0%	25%	100%	19%	19%
Mobilität [km/(P*a)]	11.300	19.300	19.300	7.900	7.900	12.500	12.500
Anteil PKW	80%	60%	100%	90%	50%	90%	90%
Anteil Biotreibstoffe	7%	30%	0%	0%	70%	7%	19%

Abb. 1: Vorgangsweise zur Analyse der Lebensstile.

3.3 Umweltauswirkungen

Die folgenden Umweltauswirkungen werden abgeschätzt:

- Treibhausgas-Emissionen (Treibhauseffekt),
- land- und forstwirtschaftlichen Flächenbedarf und
- Primärenergiebedarf, (kumulierter Primärenergieaufwand - KEV)

Als Maß für die Treibhauswirkung der betrachteten Treibhausgase – Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) – wird das Treibhauspotential (GWP – Global Warming Potential) verwendet: 1 kg CO₂ = 1 kg CO₂-Äq, 1 kg CH₄ = 23 kg CO₂-Äq und 1 kg N₂O = 296 kg CO₂-Äq. Der Primärenergieeinsatz (Kumulierter Energieverbrauch KEV) gibt an, wie viel Energie der Natur entnommen werden muss (Primärenergie), um ein Produkt bzw. eine Dienstleistung bereit zu stellen. Der Primärenergieaufwand wird unterteilt in erneuerbare und nicht erneuerbare Primärenergieträger, z.B. Biomasse, Erdöl. Der land- und forstwirtschaftliche Flächenbedarf beschreibt die notwendige Fläche in der Land- und Forstwirtschaft, um die untersuchten Dienstleistungen, Energie und Produkte zur Verfügung zu stellen.

3.4 Datengrundlagen

Die Quantifizierung der Kennzeichen wird für die „Durchschnittlichen Lebensstile“ mittels Statistiken ermittelt. In Abb. 2 ist beispielhaft angeführt, wie die einzelnen Bedürfnisfelder quantifiziert werden.

Das „Wieviel“ hat einen entscheidenden Einfluss auf die Umweltauswirkungen unterschiedlicher Lebensstile. Um nun die festgelegten „Lebensstilen“ im Vergleich zum „Durchschnittslebensstilen“ festzulegen, wurde ein Lebensstil-Index für das „Wieviel“ eingeführt. Dieser Lebensstil-Index beschreibt für jedes der Bedürfnisfelder, wieviel von den einzelnen Bedürfnissen für den jeweiligen Lebensstil erforderlich ist. Für den „Durchschnitts-Steirer“ wurde dieser über alle Bedürfnisfelder mit 100% festgelegt, an dem dann die anderen Lebensstile vergleichend festgelegt werden, z.B. der Durchschnitts-Steirer hat einen Strombedarf von 1,6 MWh/(P*a), der „nachhaltigkeits-orientierte“ Steirer 1,1 MWh/(P*a), somit ist der Lebensstil-Index für den Strom 69%, bzw. der „nachhaltigkeits-orientierte“ Steirer benötigt um 31% weniger Strom als der Durchschnitts-Steirer. In Abb. 3 ist nun der Lebensstil-Index der Steirertypen für alle Bedürfnisfelder dargestellt.

Wieviel/Wovon	Steiermark	Modelltypen				St. Margarethen	
		konsum-freudig umwelt-orientiert	konsum- und spaß-orientiert	sparsam-keits-orientiert	nachhaltig-keits-orientiert	2010	Zukunft
Haushaltsgröße [P/HH]	1,8	1,2	1,2	2,3	2,3	1,8	1,8
Stromverbrauch [MWh/(P*a)]	1,6	1,9	2,3	1,1	1,1	1,4	1,4
Stromanteil fossil	32%	0%	90%	32%	0%	24%	0%
Wärmeverbrauch [MWh/(P*a)]	6,4	3,2	8,3	4,5	4,5	6,8	6,8
Wärmeanteil fossil	53%	0%	65%	30%	0%	51%	0%
Konsum [kg/(P*a)]	635	952	952	444	444	635	635
Fleischkonsum [kg/(P*a)]	57	57	57	57	0	57	57
Anteil ökologisch	19%	100%	9%	25%	100%	19%	19%
Mobilität [km/(P*a)]	11.300	19.300	19.300	7.900	7.900	12.500	12.500
Anteil PKW	80%	60%	100%	90%	50%	90%	90%
Anteil Biotreibstoffe	7%	30%	0%	0%	70%	7%	19%

Abb. 2: Beispiel zur Quantifizierung der Bedürfnisfelder.

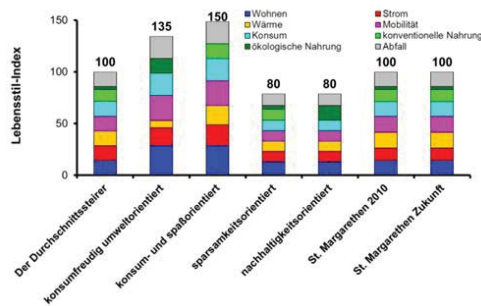


Abb. 3: Lebensstil-Index der festgelegten Lebensstile bezogen auf den „Durchschnittssteirer“.

4 ERGEBNISSE

In Abb. 4 sind die Treibhausgas-Emissionen der Lebensstile, in Abb. 5 und Abb. 6 der Primärenergiebedarf der Lebensstile und in Abb. 7 der land- und forstwirtschaftliche Flächenbedarf der Lebensstile dargestellt.

4.1 Treibhausgas-Emissionen

Die Treibhausgas-Emissionen des durchschnittlichen Lebensstils „Welt“ betragen etwa 5.900 kg CO₂-Äq./(P*a), die Treibhausgas-Emissionen in Österreich und Steiermark liegen zwischen 9.400 kg CO₂-Äq./(P*a) und 9.600 kg CO₂-Äq./(P*a). Mit 16.600 kg CO₂-Äq./(P*a) hat der „konsum-spaßorientierte“ Lebensstil die höchsten Treibhausgas-Emissionen und mit 4.200 kg CO₂-Äq./(P*a) der „nachhaltigkeitsorientierte“ Lebensstil die geringsten Treibhausgas-Emissionen. In St. Margarethen können die Treibhausgas-Emissionen von derzeit 9.300 kg CO₂-Äq./(P*a) durch einen vollständigen Umstieg auf erneuerbare Energie bei Strom, Wärme und PKW-Mobilität auf 7.400 kg CO₂-Äq./(P*a) reduziert werden. Die „sparsamkeitsorientierten“ und „nachhaltigkeitsorientierten“ Lebensstile haben gleiche oder geringere Treibhausgas-Emissionen als der durchschnittliche Lebensstil „Welt“, diese beiden Lebensstile zeigen also, dass ein modernes Leben „Smart Life“ auch mit geringen Treibhausgas-Emissionen möglich ist.

Der Beitrag zu den Treibhausgas-Emissionen ist sehr unterschiedlich: Mobilität und Konsum hoch; während Wohnen, Abfall und Strom eher gering.

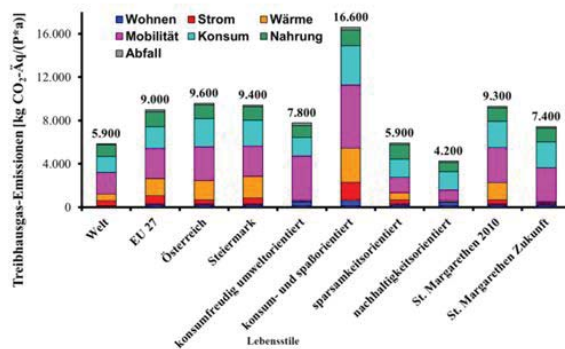


Abb. 4: Treibhausgas-Emissionen der Lebensstile.

4.2 Primärenergiebedarf

Der Primärenergiebedarf des durchschnittlichen Lebensstils „Welt“ beträgt etwa 20 MWh/(P*a), der Primärenergiebedarf in Österreich und Steiermark liegt zwischen 37 MWh/(P*a) und 38 MWh/(P*a). Mit 59 MWh/(P*a) hat der „konsum-spaßorientierte“ Lebensstil den höchsten Primärenergiebedarf und mit 21 MWh/(P*a) der „nachhaltigkeitsorientierte“ Lebensstil den geringsten Primärenergiebedarf. In St. Margarethen können der Primärenergiebedarf von derzeit 36 MWh/(P*a) durch einen vollständigen Umstieg auf erneuerbare Energie auf 39 MWh/(P*a) erhöht werden, da die Nutzung erneuerbarer Energie generell geringere Nutzungsgrade hat als fossile Energie, z.B. Scheitholz-Kessel und Öl-Kessel. Kein untersuchter Lebensstil hat einen geringeren Primärenergiebedarf als der durchschnittliche Lebensstil „Welt“. Auch die „sparsamkeitsorientierten“ und „nachhaltigkeitsorientierten“ Lebensstile haben einen etwas höheren Primärenergiebedarf als der durchschnittliche Lebensstil „Welt“, diese beiden Lebensstile zeigen also, dass ein modernes Leben „Smart Life“ mit geringen Primärenergiebedarf im Vergleich zu geringen Treibhausgas-Emissionen schwieriger möglich ist.

Der Beitrag der einzelnen Bedürfnisfelder zum Primärenergiebedarf: Mobilität, Wärme und Konsum hoch; Nahrung, Wohnen und Strom eher gering. Da im Abfall noch teilweise Energie enthalten ist, hat der Abfall einen „negativen“ Primärenergieaufwand.

Der fossile Primärenergiebedarf des durchschnittlichen Lebensstils „Welt“ beträgt etwa 17 MWh/(P*a), der fossile Primärenergiebedarf in Österreich und Steiermark liegt zwischen 29 MWh/(P*a) und 31 MWh/(P*a). Mit 54 MWh/(P*a) hat der „konsum-spaßorientierte“ Lebensstil

den höchsten fossilen Primärenergiebedarf und mit 10 MWh/(P*a) der „nachhaltigkeitsorientierte“ Lebensstil den geringsten fossilen Primärenergiebedarf. In St. Margarethen können der fossile Primärenergiebedarf von derzeit 29 MWh/(P*a) durch einen vollständigen Umstieg auf erneuerbare Energie auf 22 MWh/(P*a) reduziert werden.

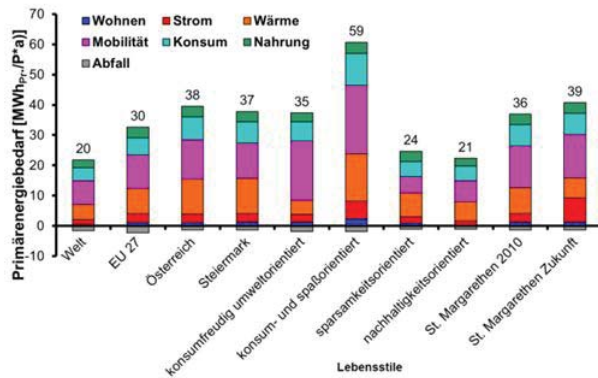


Abb. 5: Primärenergiebedarf der Lebensstile.

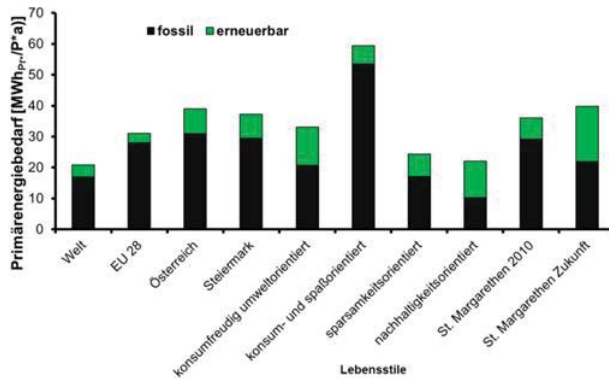


Abb. 6: Primärenergiebedarf gegliedert in fossile und erneuerbare Energieträger der Lebensstile.

4.3 Land- und forstwirtschaftlicher Flächenbedarf

Der Flächenbedarf des durchschnittlichen Lebensstils „Welt“ beträgt etwa 2.200 m²/(P*a), der Flächenbedarf in Österreich und Steiermark liegt zwischen 4.600 m²/(P*a) und 4.800 m²/(P*a). Mit 8.000 m²/(P*a) hat der „konsum-spaßorientierte“ Lebensstil den höchsten Flächenbedarf und mit 3.400 m²/(P*a) der „nachhaltigkeitsorientierte“ Lebensstil den geringsten Flächenbedarf. In St. Margarethen können der Flächenbedarf von derzeit 4.800 m²/(P*a) durch einen vollständigen Umstieg auf erneuerbare Energie auf 5.400 m²/(P*a) erhöht werden, da die Nutzung erneuerbarer Energie mehr land- und forstwirtschaftliche Fläche benötigt als fossile Energie, z.B. Biogas aus Maissilage. Kein untersuchter Lebensstil hat einen geringeren Flächenbedarf als der durchschnittliche Lebensstil „Welt“. Auch die „sparsamkeitsorientierten“ und „nachhaltigkeitsorientierten“ Lebensstile haben einen deutlich höheren Flächenbedarf als der durchschnittliche Lebensstil „Welt“, diese beiden Lebensstile zeigen also, dass ein modernes Leben mit geringen Flächenbedarf im Vergleich zu geringen Treibhausgas-Emissionen schwieriger ist.

Der Beitrag der einzelnen Bedürfnisfelder zum Flächenbedarf ist sehr unterschiedlich, die Nahrung hat bei allen Lebensstilen den höchsten Beitrag. Insgesamt hat der ökologische Anbau einen bis zu 20% höheren Flächenbedarf als der konventionelle landwirtschaftliche Anbau. Der Flächenbedarf für vegetarische Ernährung, wie z.B. beim „nachhaltigkeits-orientierten“ Lebensstil, ist deutlich geringer als für Mischkosten mit einem durchschnittlichen Anteil an Fleischprodukten wie z.B. im „sparsamkeits-orientierten“ Lebensstil. Der Flächenbedarf im Konsum

stammt vor allem aus der Verwendung von Textilien aus (Baum)Wolle. Der Flächenbedarf für die Mobilität stammt aus Biotreibstoffen aus landwirtschaftliche Rohstoffen, wie z.B. Biodiesel, Bioethanol. Da in Österreich (inkl. Steiermark) schon heute etwa 7% des Treibstoffbedarfes aus Biotreibstoffen bereitgestellt werden, tragen Biotreibstoffe aus landwirtschaftlichen Rohstoffen schon heute deutlich zum Flächenbedarf für die Mobilität bei. Der deutliche Anteil der Mobilität in den Lebensstilen „konsumfreudig-umweltorientiert“, „nachhaltigkeitsorientiert“ und „St. Margarethen“ stammen aus wesentlich höheren Anteilen an Biotreibstoffen mit landwirtschaftlichen Rohstoffen. Trotz des hohen Anteils an Fläche für Mobilität im „nachhaltigkeitsorientierten“ Lebensstil ist dessen gesamter Flächenbedarf jedoch im Vergleich zu den anderen Lebensstilen (außer „Welt“) gering, da die vegetarische Ernährung deutlich weniger Fläche benötigt.

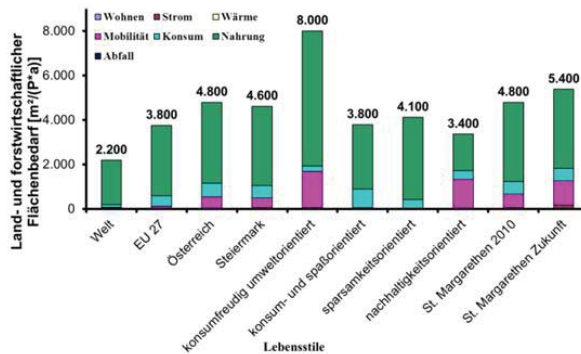


Abb. 7: Land- und Forstwirtschaftlicher Flächenbedarf der Lebensstile.

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Ergebnisse zeigen, dass die Umweltauswirkungen der insgesamt 10 untersuchten Lebensstile sehr unterschiedlich sind, bei den Treibhausgas-Emissionen sind vor allem die eingesetzten Energieträger relevant, während beim Flächenbedarf die Art der Nahrungsmittel z.B. Fleisch, wie auch die Kleidung von Bedeutung sind. Beim Energiebedarf sind die Wohnsituation sowie das Mobilitätsverhalten ausschlaggebend. In der Abfallwirtschaft beeinflussen vor allem die Abfallmengen und deren Verwertung die Ergebnisse maßgeblich, jedoch ist insgesamt die Umweltrelevanz der Abfallverwertung im Vergleich zu den anderen Bedürfnisfeldern eher gering.

Folgende Schlussfolgerungen ergeben sich:

- Lebensstile werden bestimmt durch die 2 Fragen: „Wieviel?“ und „Wovon?“,
- In vielen Fällen ist das „Wieviel“ für die Umweltbewertungen maßgebend,
- Nachhaltigkeit bei Strom und Wärme relativ einfach,
- Nachhaltigkeit bei Mobilität, Konsum, Nahrung und Abfall herausfordernd,
- Treibhausgas-Emissionen und Energieeinsatz sind leichter reduzierbar als der land- und forstwirtschaftlicher Flächenbedarf und
- Ein nachhaltiger Lebensstil ist möglich, jedoch unter umfangreichen Veränderungen der heutigen Gewohnheiten und Randbedingungen.

LITERATUR

Diese Analysen wurden im Forschungsprojekt „Triple-E: Erneuerbare Energie & Ethik“ im Auftrag des Zukunftsfond Steiermark in mit SEKEM Energy, TU-Graz, IFZ, Landwirtschaftskammer Steiermark, Karl Franzens Universität Graz und Wegener Center durchgeführt.

Mayer, C. (2010) *Die Umweltauswirkungen unterschiedlicher Lebensstile - Analyse der Treibhausgas-Emissionen, des Primärenergiebedarfes und des landwirtschaftlichen Flächenbedarfes von Lebensstilen, Projektstudie zur Erlangung des akademischen Grades Bachelor of Science in Engineering, FH-Pinkafeld*, August 2010.

Klimabilanztool der kommunalen Abfallströme der Steiermark

T. Schwarz, K. Schopf & R. Pomberger
 Montanuniversität, AVAW, Leoben, Österreich

W. Himmel & A. Gössinger-Wieser
 Amt der steirischen Landesregierung, Abteilungen 14&15, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Ausgehend von der steirischen Klimaschutzstrategie und der darin geforderten Emissionsreduktion, wurde im Auftrag des Landes Steiermark ein Klimabilanztool erstellt. Mit Hilfe des Werkzeuges können Abfallmengen und Emissionen aus dem Transport, der Abfallbehandlung sowie -ablagerung berechnet und in Form von Grafiken übersichtlich dargestellt werden. Für die Modellierung wurden die Methoden Stoffstromanalyse und Lebenszyklusanalyse verwendet. Das Klimabilanztool dient als Informations-, Motivations- und Entscheidungstool für die Stakeholder der steirischen Abfallwirtschaft und ist im Internet verfügbar.

1 EINLEITUNG

Die Umweltbewertung von abfallwirtschaftlichen Systemen erhält durch gesetzliche Rahmenbedingungen und steigende Konkurrenz einen neuen Stellenwert. Unternehmen, aber auch Regionen und Städte, beschäftigen sich daher mit dem Thema der Emissionsreduktion. Einerseits sind der Zertifikatshandel und die vorgeschriebene Emissionsmessung ab einer gewissen Unternehmensgröße Treiber, andererseits werden politische Ziele in Regionen und Gemeinden umgesetzt. Aufgrund dieser Gegebenheiten verfolgt das vorgestellte Klimabilanztool einen universellen Ansatz und ermöglicht die Modellierung von Mengen- und Emissionsdaten mit einem überschaubaren Dateninput für unterschiedliche abfallwirtschaftliche Systeme. Dies könnte eine einzelne Anlage an einem Standort sein, aber auch ein gesamter Betrieb oder eine Region. Die Flexibilität soll gewährleisten, dass das Tool von möglichst vielen Interessensgruppen verwendet werden kann.

In der Steiermark begegnet man den Herausforderungen des globalen Klimawandels mit dem „Klimaschutzplan Steiermark“. Eines der vorrangigen Ziele des Strategiepapiers ist die Reduktion von Treibhausgasemissionen um 16 % bis 2020. (Gössinger-Wieser et al, 2013) 41 % der Emissionen aus der Steiermark im Jahr 2010 waren der Industrie zuzurechnen, weitere 20 % dem Verkehr sowie 14 % der Energieversorgung. Einen geringeren Anteil der Emissionen verursachen die Bereiche Kleinverbraucher (12 %), Landwirtschaft (10 %) sowie Abfallwirtschaft (3 %) (Gössinger-Wieser et al, 2013). Der Sektor Abfallwirtschaft ist vergleichsweise nur für einen kleinen Emissionsbeitrag verantwortlich, dennoch wurden auch in diesem Bereich Reduktionsziele festgelegt. Diese Zielsetzungen können mit besseren Sammelqualitäten, technologischem Fortschritt und verbesserter Infrastruktur erreicht werden.

Während Einsparungen über die Infrastruktur und technologischen Fortschritt längerfristig zu erreichen sind, können Maßnahmen zur Bewusstseinsbildung und klarere Kommunikation kurzfristig Änderungen an den Sammelqualitäten erzielen und damit Emissionen einsparen. Die getrennte Sammlung wurde in der Steiermark bereits im Jahr 1985 eingeführt und umgesetzt. Im Internettool werden die Abfallmengen der folgenden sieben kommunalen Ströme berücksichtigt und berechnet: Papier und Karton, Kunststoff- und Glasbehälter, Metall in Haushaltsabfällen sowie die Bio-, Rest- und die Sperrmüllfraktion. Da eine Zunahme der Fehlwurfquoten bei der Abfallsammlung beobachtet werden kann, sollen diese nun reduziert und so die nachfolgenden Abfallbehandlungsschritte effizient gestaltet werden. (Himmel, 2010).

Nicht nur bewusstseinsbildende Maßnahmen bei der Bevölkerung, sondern aller abfallwirtschaftlichen Stakeholder sind nötig. Durch die Visualisierung anfallender Abfallmengen und die bei der Sammlung und Behandlung entstehenden Emissionen kann die Botschaft leichter vermittelt werden. Jedoch ist die Visualisierung (graphische Modellierung) solcher Daten zeitaufwendig und erfordert ein hohes Know-How der abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen, sowie der Methoden der Stoffstrom- und Lebenszyklusanalyse. Daher wurde im Auftrag des Amtes der steiermärkischen Landesregierung ein Berechnungstool zur graphischen Darstellung der erwähnten Parameter entwickelt, das den steirischen Stakeholdern aus Abfallwirtschaft und Öffentlichkeit zur Verfügung steht.

2 METHODISCHE VORGEHENSWEISE

Methodisch wurden mittels Stoffstromanalyse die Abfallmengen und deren Verlauf durch Behandlungsanlagen berechnet. Vorarbeiten wurden dazu mit der Software STAN der Technischen Universität Wien (2012) gemacht. Zur Emissionsberechnung dienten Daten, Unterlagen und Informationen des Landes Steiermark z.B. die KRIGEZ Studie (Laner & Brunner, 2008), des österreichischen und deutschen Umweltbundesamtes z.B. die KRAWI Studie (Frischenschlager et al, 2010), des Lebensministeriums sowie weitere Studien und Berichte von Interessensvertretungen und Forschungseinrichtungen (ARA, AGR, TU Wien, etc.). Zudem flossen die Datensätze der Plattform ProBas (UBA, 2013) sowie Experteninterviews in die Modellierung mit Microsoft Excel ein. Die Gesamtmenge an Daten wurde im Anschluss, um Komplexität zu reduzieren und die Visualisierung flexibel zu gestalten, in ein eigens dafür entwickeltes Internettool überführt. Dieses Tool wurde in Kooperation mit der FH Technikum Wien programmiert und steht seit Mai 2014 unter URL: www.klimabilanz.steiermark.at zur Verfügung.

In Anlehnung an die ISO 14040ff (2009) wurden zu Beginn des Projektes die funktionelle Einheit von einem Kilogramm Abfall sowie die geographischen (Bezug auf Steiermark) und zeitlichen (ein Jahr) Funktionalitäten festgelegt. Die Systemgrenze wurde dabei von der Sammlung des Abfalls bis hin zur Bereitstellung von Sekundärrohstoffen, der Deponierung bzw. der Energieproduktion in thermischen Verwertungsanlagen gezogen. Folgende kommunal gesammelten Abfallarten wurden bei der Modellierung berücksichtigt: Papier und Karton, Glas, Kunststoff, Metall, Biomüll, Restmüll und Sperrmüll. Die restlichen Abfallströme sind aufgrund eines Massenkriteriums von 1 % abgeschnitten und wurden im Modell nicht betrachtet. Im Hintergrund des Internettools wurde eine Microsoft Excel Datenbasis angelegt, um Daten zu den Abfallarten und deren Behandlung sowie die Emissionsberechnung zusammenzuführen. Da hierzu keine einheitliche Datenquelle gefunden wurde, mussten Annahmen getroffen werden.

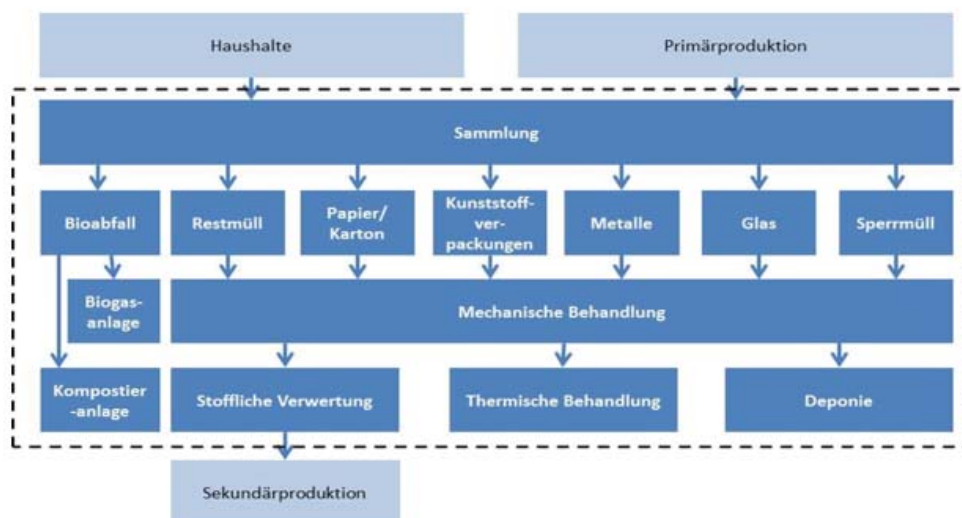


Abb. 1: Darstellung der Systemgrenzen für das Klimabilanztool.

Das System wurde auf das Basisjahr 2010 bezogen, die dafür verwendeten Mengen stammen aus der kommunalen Abfallstatistik des Landes Steiermark der Jahre 2010-2012. Die Berechnung und Auswahl der Datensätze erfolgte unter Berücksichtigung der zeitlichen Systemgrenze von +/- zehn Jahren. Die geographische Systemgrenze wurde auf die österreichische Staatsgrenze ausgeweitet, da nicht über alle Behandlungsanlagen steiermärkische Daten zur Verfügung standen. Es folgte natürlich eine Abstimmung auf steiermärkische Bedingungen. Die Verteilung des Abfalls auf die einzelnen Behandlungsverfahren, Verluste und andere Massenströme wurden auf Basis von in der Literatur gefundenen Angaben und Berichten modelliert, jedoch auf steiermärkische Verhältnisse angepasst. Hierzu wurden Experteninterviews geführt oder Daten aus der Vergangenheit auf das Basisjahr 2010 umgerechnet. Die modellierten Behandlungsanlagen wurden hinsichtlich deren Ausstattung, Durchsatz und Größe als durchschnittlich für die Steiermark bzw. Österreich angenommen.

Der Fokus der Umweltbewertung (Modellierung der Emissionen) liegt auf der Berechnung der Umweltwirkungskategorie Treibhausgasereffekt (Global warming potential GWP) in Kilogramm CO₂-Äq. für welche Formel 1 herangezogen wurde.

$$GWP = \sum_i (m_i \times GWP_i) \quad (1)$$

Formel 1: Berechnung des Treibhausgaspotentials in Kilogramm CO₂-Äq. (Klöpffer & Grahl, 2009).

Das Treibhausgaspotential (GWP), wie in Formel 1 gezeigt, ergibt sich aus der Summe der CO₂-Äquivalente der einzelnen Treibhausgase. Diese errechnen sich wiederum aus der Multiplikation der funktionellen Einheit (mi) mit den Charakterisierungsfaktoren (GWPi) (vgl. Klöpffer & Grahl, 2009), welche in regelmäßigen Abständen vom Weltklimarat festgelegt werden. Es soll an dieser Stelle angemerkt werden, dass zum Zwecke der Vergleichbarkeit mit in der Literatur gefundenen Studien, für die gegenständliche Modellierung die Faktoren des Jahres 2005 Verwendung fanden. Basierend auf diesen Umweltfaktoren, gefundenen Daten über die Energieleistung, Recyclingquoten und weiteren Informationen der betrachteten Abfallart wurden charakteristische Faktoren für die einzelnen Abfallströme errechnet. Für die Berechnung der bei der Behandlung und Sammlung entstehenden Emissionen wurden folgende Treibhausgase mit den jeweiligen Äquivalenzfaktoren (GWPi) berücksichtigt: Kohlendioxid (CO₂ = 1), Distickstoffmonoxid (N₂O = 289) und Methan (CH₄ = 25). Um ebenfalls Prozesse darstellen zu können, welche sich über lange Zeiträume erstrecken können (z.B. Deponierung), wurde die zeitliche Systemgrenze mit 100 Jahren angesetzt. (vgl. IPCC, 2005).

Im Modell wird davon ausgegangen, dass eine prozentuelle Aufteilung der Mengen kommunaler Abfallarten bezüglich der verschiedenen Behandlungsmaßnahmen stattfindet. Zu jeder Behandlungsart wurden dann spezifische Treibhausgaspotentiale berechnet. Grundlegend kamen hier Datensätze von ProBas (UBA, 2013) zum Einsatz sowie weitere Literaturquellen. Die Multiplikation der spezifischen klimarelevanten Gase der Abfallbehandlung mit der Inputmenge an Abfällen in den Prozess ergibt die Gesamtemissionsmenge. Als Ergebnis kann hierdurch einerseits die Emissionsmenge pro Abfallart, andererseits aber auch die Gesamtemissionsmenge einer Region, eines Betriebes oder einer Anlage berechnet werden.

3 ERGEBNISSE UND DARSTELLUNG DES TOOLS

Um die Einsatzmöglichkeiten und die Aussagefähigkeit des Klimabilanztools aufzeigen zu können, wird folgend die Vorgehensweise anhand eines praktischen Beispiels dargestellt. Die Grundlage bilden dabei die Betriebs- und Leistungsdaten der Abfallwirtschaft der Stadt Graz. Im Jahr 2011 waren mehr als 100.000 Sammelbehälter in Graz aufgestellt. Das Recyclingcenter konnte eine Eingangsmenge von insgesamt 25.000 t erzielen, mit diesen Bedingungen erreichte die Stadt eine Recyclingquote von 65 %. (Holding Graz, 2012) In der nachfolgenden Tabelle werden zudem die gesammelten Mengen der Stadt Graz dargestellt. Die vorliegenden Daten weisen keine getrennte Betrachtung des Sperrmülls aus, deshalb wurde dieser in der Berechnung nicht berück-

sichtigt. Des Weiteren waren keine Daten zu Transportdistanzen und Tonnage zu finden, diese sind daher auch ausgeschlossen.

Tab. 1: Abfallmengen der Stadt Graz im Jahr 2011 (Holding Graz, aus dem Geschäftsbericht).

Restmüll	48.982 t
Papier	23.136 t
Glas	6.989 t
Metall	888 t
Kunststoffverpackungen	4.865 t
Bioabfall	21.266 t
Gesamtabfallaufkommen	106.126 t

Im Klimabilanztool erscheint nach Eingabe der Daten ein Ergebnisfenster, welches die Mengenströme der Abfallwirtschaft und die CO₂-Äq-Emissionen der abfallwirtschaftlichen Aktivitäten in mehreren Grafiken illustriert. Die Mengenströme sowie die Verteilung dieser ist in Abbildung 1 dargestellt. Die biologische Fraktion wurde 2011 zu 5 % (ca. 1.100 t) in Biogasanlagen, sowie zu 95 % (ca. 20.200 t) in Kompostieranlagen verwertet. Diese Verteilung beruht auf Annahmen der Verantwortlichen des Landes Steiermark. Die drei Altstoff-Fractionen gehen direkt in Recyclinganlagen, wo sie gesäubert, sortiert und behandelt werden, um dann als Sekundärrohstoff wieder in den Kreislauf eingespeist zu werden. Der Restmüll wird mechanisch vorbehandelt und teilt sich dann in Metalle, biologische Behandlung, Müllverbrennung und Mitverbrennung sowie Deponiefraktion auf. Die Kunststofffraktion fließt einerseits in das Recycling als Sekundärrohstoff ein, und andererseits wird ein Teil in der Mitverbrennung thermisch verwertet. Verluste durch die Behandlungs- und Transportprozesse sind jeweils miteinzubeziehen. Sperrmüll wurde aus dieser Betrachtung ausgeschlossen.

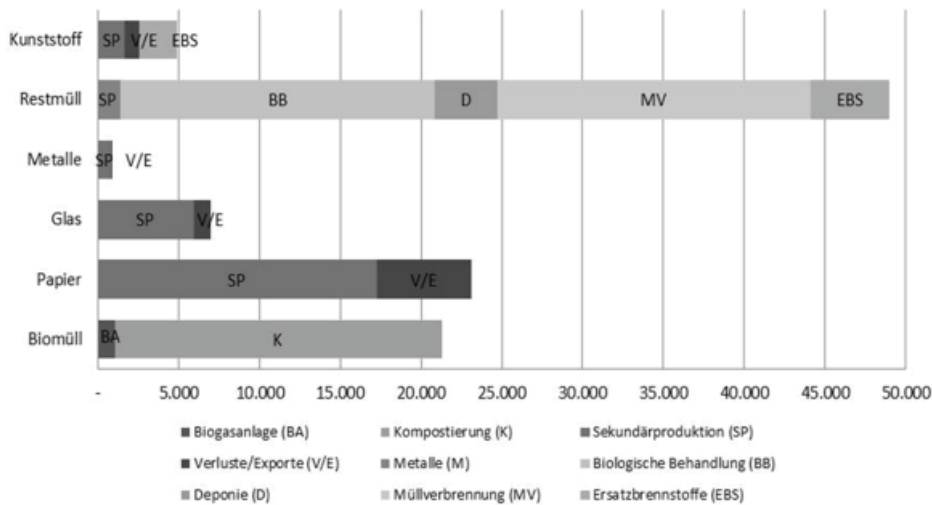


Abb. 2: Ergebnisse des Klimabilanztools – Mengenverteilung des Abfalls für die Stadt Graz im Jahr 2011.

Die weiteren Diagramme im Tool zeigen verschiedene Emissionsvergleiche für die einzelnen Abfallkategorien und eingegebenen Werte. Im Jahr 2011 wurden insgesamt in Graz 1.304.305 kg CO₂-Äq. durch die Abfallbehandlung emittiert. Der Großteil der Emissionen kam mit beinahe 70 % aus der Kompostierung, was damit zu erklären ist, dass die Prozesse der Kompostierung unkontrolliert ablaufen und hohe Gas- und Massenverluste auftreten können. Ein geringer Anteil der Gesamtemissionen ist dem Glasrecycling (0,4 %), der Metallaufbereitung (2 %), der Biogasanlage (3 %) sowie der Kunststoffbehandlung (4 %) zuzuschreiben. Restmüll sowie Papier liegen mit einem Anteil von je 11 % im Mittelfeld.

Um Aussagen und Vergleiche bezüglich der Höhe der Emissionen bzw. des Umweltbelastungsprofils der Abfallwirtschaft treffen zu können, wurde ein Referenzsystem aufgebaut. Zwei Herangehensweisen wurden hierfür gewählt: Erstens werden Sekundärrohstoffe aus dem Recy-

cling von Glas, Papier und Metall gewonnen, die als Substitut für Primärstoffe dienen. Abbildung 3 vergleicht die Emissionen der Sekundärrohstoffherstellung, also der abfallwirtschaftlichen Behandlung bis hin zur Industrie, mit den Emissionen aus der Primärmaterialherzeugung. Dies beinhaltet nur die Herstellung und Gewinnung der Rohstoffe und nicht die Produktion von Gütern.

Zweitens wird durch die thermische Verwertung Energie erzeugt, die ins Netz eingespeist wird und Primärenergie ersetzt. Für das Referenzsystem wurde angenommen, dass die gleiche Feuerleistung vorhanden sein muss, die normalerweise durch die Primärmenge an Erdgas benötigt werden würde. Die biologische Behandlung in der Kompostanlage wird mit handelsüblichem Stickstoffdünger verglichen, während die mechanisch-biologische Behandlung sowie die Deponierung keine Gutschriften erzielen.

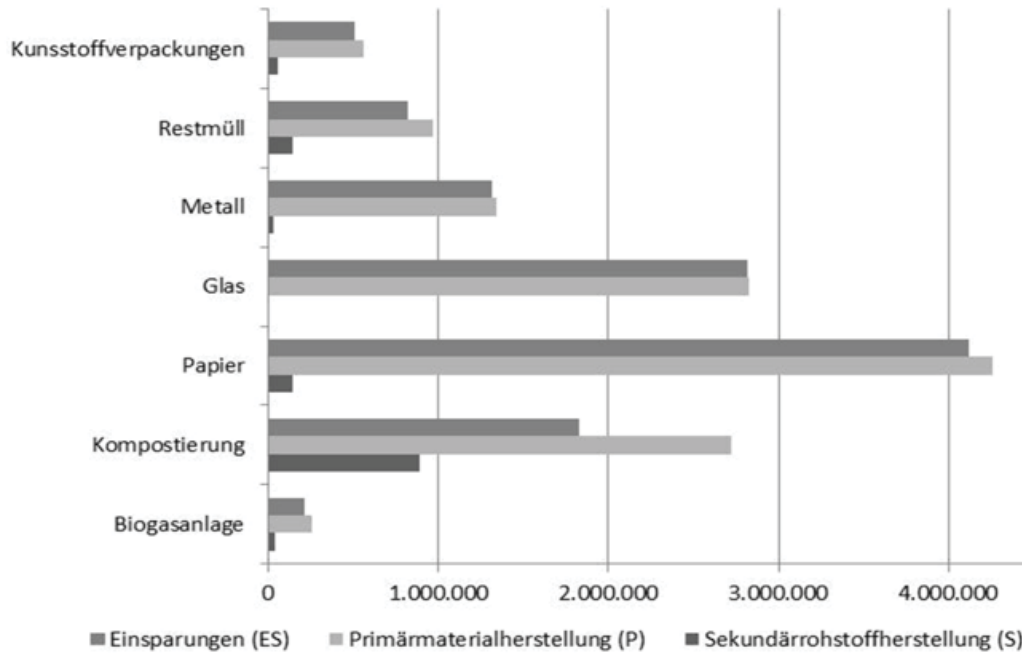


Abb. 3: Gegenüberstellung der Emissionen aus der Sekundär- und Primärrohstoffherstellung für Graz im Jahr 2011.

Aus Abbildung 3 wird ersichtlich, dass durch die Gewinnung von Sekundärrohstoffen Emissionen eingespart werden können, da die Primärmaterialherstellung durchwegs viel höhere Emissionen aufweist. Es wird angenommen, dass mit einer Verbesserung der Sammelqualität in Zukunft weitere Reduktionen zu erwarten sind.

Am Ende des Ergebnisfensters des Klimabilanztools werden die Emissionen der Sammlung und des Transports sowie die Gesamtemissionen und –einsparungen nochmals tabellarisch dargestellt. Das gesamte Fenster kann inklusive aller grafischen Darstellungen mittels einer Exportfunktion als PDF gespeichert werden.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Das Klimabilanztool bietet der Abfallwirtschaft eine Möglichkeit Emissionen aus dem Abfallwirtschaftssektor darzustellen und zu kommunizieren. Angestrebt wird hiermit eine regionale Darstellung der Abfallmengen und daraus resultierenden klimarelevanten Emissionen für die Steiermark. Das Werkzeug wurde intuitiv und mit geringem Dateninput modellierbar gestaltet und bietet darüber hinaus Möglichkeiten die Daten zu exportieren. Die Datenbasis, welche für das Amt der steiermärkischen Landesregierung erstellt wurde, ermöglicht es auf Landesebene eine Szenarien-Analyse zu generieren. Der Vergleich der Primärrohstoffgewinnung mit der Sekundärmaterialherstellung zeigt die Einsparung durch abfallwirtschaftliche Aktivitäten. Zusammenfassend hebt das steiermärkische Klimabilanztool die Emissionsreduktionsbemühungen der Abfall-

wirtschaft hervor und ermöglicht einfache Analysen.

LITERATUR

- UBA - Umweltbundesamt Deutschland (2013). Probas – Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente. Online unter: <http://www.probas.umweltbundesamt.de/php/themen.php?> (Zugriff am 29.06.2014)
- Frischenschlager H., Karigl, B., Lampert, Ch., Pölz, W., Schindler, I., Tesar, M., Wiesenberger, H. & Winter, B. (2010). Klimarelevanz ausgewählter Recycling-Prozesse in Österreich (KRAWI). Online unter: <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0303.pdf> (Zugriff am 06.07.2014)
- Gössinger-Wieser, A., Schmidt-Stejskal, H., Umgeher, M. (2013). Klimaschutzbericht 2012. Herausgegeben von: Amt der steiermärkischen Landesregierung – Fachabteilung für Energie und Wohnbau. Online unter: http://www.landtag.steiermark.at/cms/dokumente/11406137_58064506/1160b875/16_2147_1_BE.pdf (Zugriff am 26.06.2014)
- Himmel, W. (2010). Die neue EU-Abfallrahmenrichtlinie – was macht die Steiermark? – Vortrag auf der AEVG-ÖWAV-Fachtagung Graz: Wiederverwendung – Schlagwort oder neuer Maßstab?. Online unter: http://www.umweltprofis.at/fileadmin/archiv/LAV/Downloads/Himmel_Wilhelm.pdf (Zugriff am 28.06.2014).
- Holding Graz (2012). Geschäftsbericht der Holding Graz 2011. Online unter: <http://www.holding-graz.at/holding-graz/unternehmen/geschaeftsbericht.html> (Zugriff zuletzt: 21.08.2014)
- IPCC/TEAP – Intergovernmental Panel on Climate Change (2005). Lifetimes, radiative efficiencies and direct (except for CH₄) GWPs relative to CO₂. Online unter: http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2s2-10-2.html (Zugriff am 09.07.2014)
- Klöpffer, W. & Grahl, B. (2009). Ökobilanz (LCA) - Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Weinheim, Deutschland: Wiley VCH Verlag GmbH.
- Laner, D. & Brunner P.H. (2008). Kriterien zur Trennung von Siedlungsabfall aus Industrie und Gewerbe als Voraussetzung zur Zuordnung zu Behandlungsverfahren (KRIGEZ). Online unter: http://www.abfallwirtschaft.steiermark.at/cms/dokumente/11082905_4374040/c866c82e/Endbericht_KRIGEZ_Stmk_mit%20Umschlag.pdf (Zugriff am 07.07.2014)
- ISO/DIS – International Organization for Standardization 14040. (2009). Umweltmanagement, Produkt-Ökobilanz, Grundsätze und Rahmenbedingungen. Brüssel: International Organization for Standardization.
- Technische Universität Wien – Lehrstuhl für Abfall- und Ressourcenmanagement(2012). STAN-Software. Online unter: <http://stan2web.net/> (Zugriff am 08.07.2014)

Ökoeffizienzpotenziale bei Vergärung und Kompostierung von Bioabfällen

T. Pitschke, R. Peché & S. Kreibe

bifa Umweltinstitut GmbH, Augsburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Im Mittelpunkt der Untersuchung, die das bifa Umweltinstitut im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Verbraucherschutz durchgeführt hat, steht die Analyse des Ökoeffizienzpotenzials von Kompostierung und Vergärung. Bei Betrachtung einer guten fachlichen Praxis von Vergärung und Kompostierung sind die umweltbezogenen Unterschiede zwischen diesen Behandlungsalternativen sehr gering. Sowohl die Vergärung als auch die Kompostierung von Bioabfällen besitzen das Potenzial, durch die Realisierung geeigneter Maßnahmen ihre Umweltbilanz weiter zu verbessern. Bei den Vergärungsverfahren kann die Umweltentlastung primär durch die Etablierung technischer Lösungen zur Emissionsreduzierung sowie den Ausbau der Stromerzeugung und ökologisch sinnvoller Wärmenutzung bzw. -abgabe gesteigert werden. Eine Steigerung der Umweltentlastung ist bei den Kompostierungsverfahren prozessseitig hauptsächlich durch eine gute fachliche Praxis und eine optimierte Betriebsführung der Rotte sowie produktseitig durch den Ausbau des Einsatzes organischer Substanz aus Kompost zur Torfsubstitution zu erreichen.

1 EINLEITUNG

Bereits heute werden deutschlandweit jährlich rund neun Millionen Tonnen Bio- und Grüngut aus Haushalten getrennt erfasst und einer stofflichen und/oder energetischen Verwertung zugeführt. Das Kreislaufwirtschaftsgesetz mit der Pflicht zur getrennten Sammlung von Biofällen ab 2015 ist Impulsgeber für zusätzliche Mengen, die bisher im Restmüll bleiben und gemeinsam mit dem Restabfall meist thermisch entsorgt werden.

Die Erfassung und Behandlung von Bioabfällen bietet verschiedenste Behandlungs- bzw. Verfahrensalternativen und Möglichkeiten zur Gestaltung der Erfassungssysteme. Daher sind die Behandlungsanlagen und Entsorgungsangebote für Bioabfälle in den Städten und Landkreisen auf sehr unterschiedliche Weise gestaltet. Vor diesem Hintergrund hat das bifa Umweltinstitut im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Verbraucherschutz die Analyse der Ökoeffizienzpotenziale der Behandlungsverfahren von Bioabfällen in Bayern aus dem Jahr 2010 aktualisiert und mit Schwerpunkt auf die Analyse von Optimierungspotenzialen weiterentwickelt.

Die Behandlung von Grüngut erfolgt, nach Abtrennung einer holzigen Teilmenge zur energetischen Verwertung, in der Regel in offenen Kompostierungsanlagen. Heute wird – nicht zuletzt durch die Förderanreize des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) – für die holzigen Bestandteile des Grünguts, wie Baum- und Strauchschnitt, die energetische Verwertung immer attraktiver. Aus Sicht der Ökobilanz ist die energetische Verwertung aerob schwer abbaubarer, holziger Grüngutanteile zur Erzeugung von Strom und Wärme in BMHKW mit hohen Wirkungsgraden positiv zu bewerten. Allerdings ist bei der Abtrennung der holzigen Teilmenge zur energetischen Verwertung darauf zu achten, dass für die weitere Kompostierung ausreichend Strukturanteile im Rottekörper für den optimalen Abbau des Grünguts enthalten bleiben.

Das über die Biotonne erfasste Biogut ist ohne weitere Vorbehandlung nicht für alle Behandlungsverfahren gleichermaßen gut geeignet. Strukturarmes Biogut und Speiseabfälle sind am besten für eine Vergärung mit Biogasnutzung und stofflicher Verwertung der Gärrückstände gee-

ignet. Strukturreicheres Biogut, wie lignin- und zellulosereiches Pflanzenmaterial, lässt sich im Rahmen der Kompostierung gut aerob abbauen. Stark holzige, aerob schwer abbaubare Bestandteile sollten der energetischen Verwertung zugeführt werden.

2 ÖKOEFFIZIENZ BIOGUTBEHANDLUNG

2.1 Umweltwirkungen einer durchschnittlichen Behandlung

Ausgangspunkt für die Ermittlung der Ökoeffizienz ist ein durchschnittlicher Betrieb der Verfahren, die typischerweise zur Behandlung von Biogut eingesetzt werden. Die Formulierung des durchschnittlichen Betriebs steht stellvertretend für bestehende Anlagen bzw. typische Betriebsweisen und ist nicht im Sinne einer best-practise formuliert. Bei der Übertragung der Ergebnisse auf die Einzelanlage sind deshalb die jeweiligen Rahmenbedingungen vor Ort zu berücksichtigen. Die Behandlungsstrategien sind nicht beliebig gegeneinander austauschbar, obwohl stets Bioabfälle entsorgt werden. So sind sowohl Kompostier- als auch Vergärungsverfahren auf bestimmte strukturelle Eigenschaften der zu verwertenden Abfälle angewiesen. Die thermische Behandlung in einer MVA bezieht sich auf biogenes Material, das über die Restmülltonne erfasst wird. In dieser Form ist das Material nicht unmittelbar für eine stoffliche Verwertung geeignet, da Kompostierung und Vergärung getrennt erfasste Fraktionen mit geringen Störstoffanteilen benötigen.

Die im Rahmen der Untersuchung erhaltenen umweltbezogenen Einzelergebnisse (u.a. für Treibhauspotenzial, Versauerung und Ressourcenschonung) werden zum Ökologie-Index, als Kennzahl für die Gesamtumweltwirkung, aggregiert. Erzeugte Energie und über Komposte bereitgestellte Phosphate werden dabei in einer geschlossenen Bewertung der Ressourcenschonung zusammengefasst. Abb. 1 zeigt die Gesamtumweltwirkung für die untersuchten Behandlungsverfahren für Biogut. Die Darstellung erfolgt differenziert nach Umweltbelastungen aus dem eigentlich Behandlungsprozess, dem Ausbringen der stofflichen Produkte, der Entsorgung der Rückstände und Umweltentlastungen aus bereitgestelltem Zusatznutzen für Energie, Dünger und organische Substanz. Die Gesamtumweltwirkung ergibt sich aus der Verrechnung der Umweltbe- und -entlastungen.

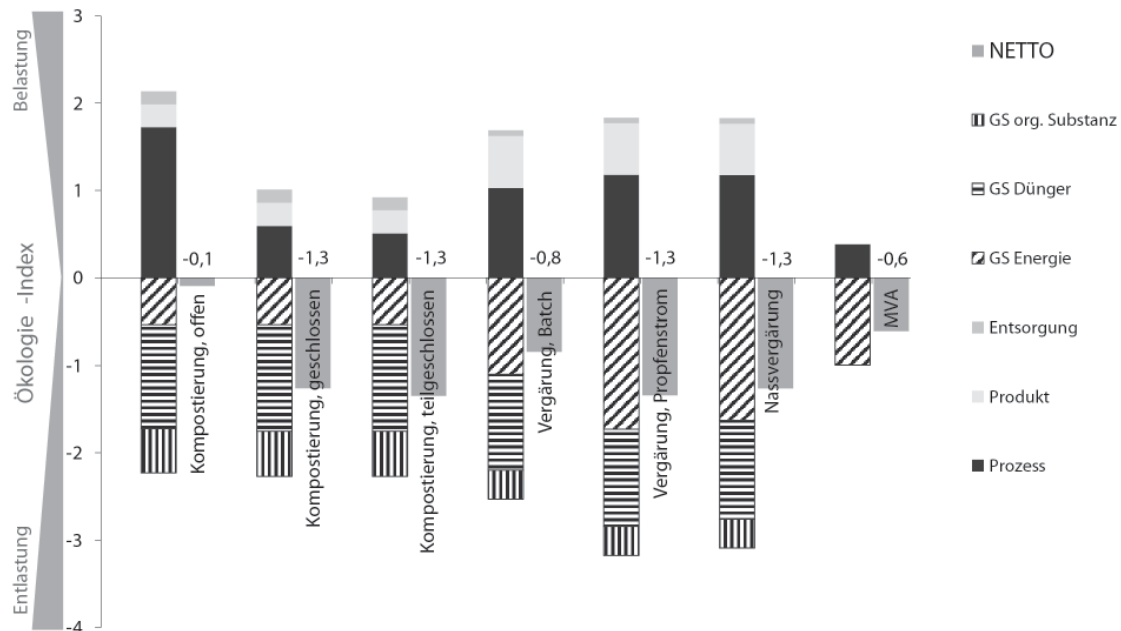


Abb. 1: Umweltwirkung der Biogutbehandlung. Darstellung von Umweltbe- und -entlastungen (GS = Gutschrift). Bezugseinheit: Behandlung 1 t Biogut.

Mit Blick auf die durch die Biogut-Behandlung verursachten Belastungen sind an erster Stelle die Emissionen insbesondere an CH₄ und NH₃ aus dem eigentlichen Behandlungsprozess von Relevanz. Daneben haben die NH₃-Emissionen beim Ausbringen fester und ggf. flüssiger Produkte einen bedeutenden umweltbelastenden Beitrag. Bei der thermischen Verwertung als Teil des Restmülls in der MVA resultieren die Umweltbelastungen fast ausschließlich aus dem Ver-

brennungsprozess. Der Einfluss der luftseitigen Emissionen aus der MVA auf die umweltbezogene Gesamtbewertung ist im Vergleich zu den Emissionen aus Vergärung und Kompostierung gering. Da Biogut biogenen Ursprungs ist, werden Kohlendioxidemissionen, die aus Abbau oder Verbrennung dieser Abfälle resultieren, als klimaneutral angesehen und haben damit definitionsgemäß keine Relevanz für die ökologischen Wirkungen.

Umweltentlastungen resultieren aus der Bereitstellung stofflicher und energetischer Produkte. Alle Zusatznutzen – die Erzeugung von Strom und Wärme, die Bereitstellung von Phosphat und weiteren Nährstoffen und die Nutzung der organischen Substanz – tragen signifikant zu den Umweltentlastungen bei. Die Bedeutung der Zusatznutzen hängt allerdings vom jeweils betrachteten Behandlungsverfahren ab. Sowohl für Kompostierung als auch Vergärung wird angenommen, dass Teile des behandelten Bioguts als Siebreste aus der Konfektionierung der Endprodukte bzw. Materialaufbereitung für eine energetische Verwertung abgetrennt werden. Zusätzlich stellt die Vergärung über das erzeugte Biogas Strom und Wärme für eine externe Nutzung bereit. Die Umweltentlastungen aus der Mitbehandlung in der MVA sind vollständig auf die substituierten fossilen Energieträger zurückzuführen. Eine Nutzung von Nährstoffen und organischer Substanz wird dagegen nicht realisiert.

Die Verfahren zur Behandlung von Biogut entlasten über die Bereitstellung von Energie, Nährstoffen und organischer Substanz die Umwelt. Die umweltbezogenen Unterschiede zwischen geschlossener bzw. teilgeschlossener Kompostierung einerseits und Nass- bzw. Propfenstromvergärung andererseits sind bei Betrachtung des durchschnittlichen Anlagenbetriebs gering. Mit entsprechender Technik bzw. Betriebsführung nach guter fachlicher Praxis kann bei Kompostierung und auch Vergärung ein ähnlich positives Umweltergebnis erreicht werden. Bei Betrachtung des ökologischen Gesamtergebnisses führt auch die thermische Verwertung in einer MVA zu einer Umweltentlastung.

Die teil-/geschlossene Kompostierung ist mit vergleichsweise geringen Umweltbelastungen aus der Behandlungsanlage und beim Ausbringen der Komposte verbunden. Im Gegensatz dazu sind die Belastungen aus der Vergärung nahezu doppelt so hoch. Emissionsrelevant ist dabei besonders der Umgang mit den flüssigen und den festen Produkten der Vergärung. Die höheren emissionsbedingten Belastungen kann die Vergärung durch hohe Gutschriften aus der Bereitstellung von Strom und Wärme – es wird eine externe Nutzung von 25% der erzeugten Wärme angenommen – mehr als aufwiegen. Bei der vollständigen stofflichen Verwertung aller Produkte aus Vergärung bzw. Kompostierung stellen beide Verfahren gleiche Mengen an Nährstoffen bereit und erzielen deshalb in diesem Bereich gleiche Gutschriften. Bei den Vergärungsverfahren kann die Umweltbilanz einzelner Anlagen durch die Etablierung technischer Lösungen zur Emissionsreduzierung – die bei Neuanlagen oftmals bereits vorgesehen sind – sowie den Ausbau der Wärmenutzung bzw. -abgabe erheblich verbessert werden.

Legt man den durchschnittlichen Anlagenbetrieb zugrunde, besteht ein Vorteil von geschlossener bzw. teilgeschlossener Kompostierung und Nass- bzw. Propfenstromvergärung gegenüber der Mitbehandlung von Bioabfall als Teil des Restmülls in einer MVA. Der umweltbezogene Vorteil der stofflichen Verfahren ergibt sich durch die Bereitstellung von Phosphat, weiteren Nährstoffen und organischer Substanz und gleichzeitiger Nutzung des Energieinhalts. Dabei sei angemerkt, dass bei ausschließlicher Betrachtung der prozessseitigen Belastungen die thermische Behandlung das Verfahren mit der deutlich geringsten Umweltbelastung ist.

Die offene Kompostierung von Biogut ist mit hohen Emissionen bei der Prozessführung verbunden und bietet deshalb aus umweltbezogener Sicht keine Alternative zu einer geschlossenen Kompostierung.

Die umweltbezogene Bewertung der Batchvergärung ist nicht abschließend. Daten aus der betrieblichen Praxis weisen einen Nachteil dieser Vergärungsvariante mit Blick auf die Erzeugung von Strom und Wärme im Vergleich zu den kontinuierlichen Vergärungsanlagen aus. Dieser Nachteil zeigt sich im umweltbezogenen Gesamtergebnis. Spezifische Untersuchungen der luftseitigen Emissionen aus der Batchvergärung besonders mit Blick auf die aus Emissionsicht relevanten An- und Abfahrvorgänge und die Behandlung der Gärprodukte liegen nicht vor.

Um die Frage zu beantworten, welche Behandlungsstrategie für einen konkreten Entsorgungsfall in einer Stadt, einem Landkreis oder einem Zweckverband die ökoeffizienteste ist, muss die tatsächliche Situation vor Ort beispielsweise mit Blick auf das bereitgestellte Material, die vorhandene Anlageninfrastruktur, die konkrete Prozesstechnik, die Absatzsituation für die stofflichen Produkte sowie die erzeugte Wärme und den konkreten ökonomischen Rahmen bilanziert werden.

2.2 Kosten und Ökoeffizienz einer durchschnittlichen Behandlung

Der zweite Teil der Ökoeffizienzanalyse bezieht sich auf die Kosten der Behandlung. Unter Kosten sind dabei die Aufwendungen zu verstehen, die den Städten und Landkreisen netto bei der externen Beauftragung der Behandlungsleistung entstehen. Dafür wurden Kostenwerte abgeschätzt, die einen Anlagenbetrieb nach guter fachlicher Praxis beschreiben. Die Kosten für die Erfassung der Abfälle sind nicht Bestandteil des Verfahrensvergleichs. Den angenommenen Behandlungskosten liegen Informationen von realisierten Anlagen zugrunde. Sie setzen daher eine für die jeweilige Technik wirtschaftlich zu realisierende Anlagenkapazität zugrunde. Eine Normierung der Kosten auf eine definierte Anlagenkapazität wurde nicht vorgenommen.

Die ermittelten Kosteninformationen zu den Behandlungsverfahren ermöglichen ein Ausweisen der Verfahrensunterschiede. Zwischen teil-/geschlossener Kompostierung und kontinuierlicher Vergärung bestehen keine wesentlichen kostenbezogenen Unterschiede mit Blick auf die Realisierung eines Betriebs nach guter fachlicher Praxis. Im Vergleich zur Behandlung als Hausmüllbestandteil haben Kompostierung und Vergärung einen Kostenvorteil.

Das Ökoeffizienzportfolio (Abb. 2) stellt das Ergebnis der ökobilanziellen Betrachtung den mit der Behandlung verbundenen spezifischen Kosten gegenüber. Dabei werden nicht die absoluten Behandlungskosten abgebildet, sondern der auf den Maximalwert der Verfahren normierte Kosten-Index.

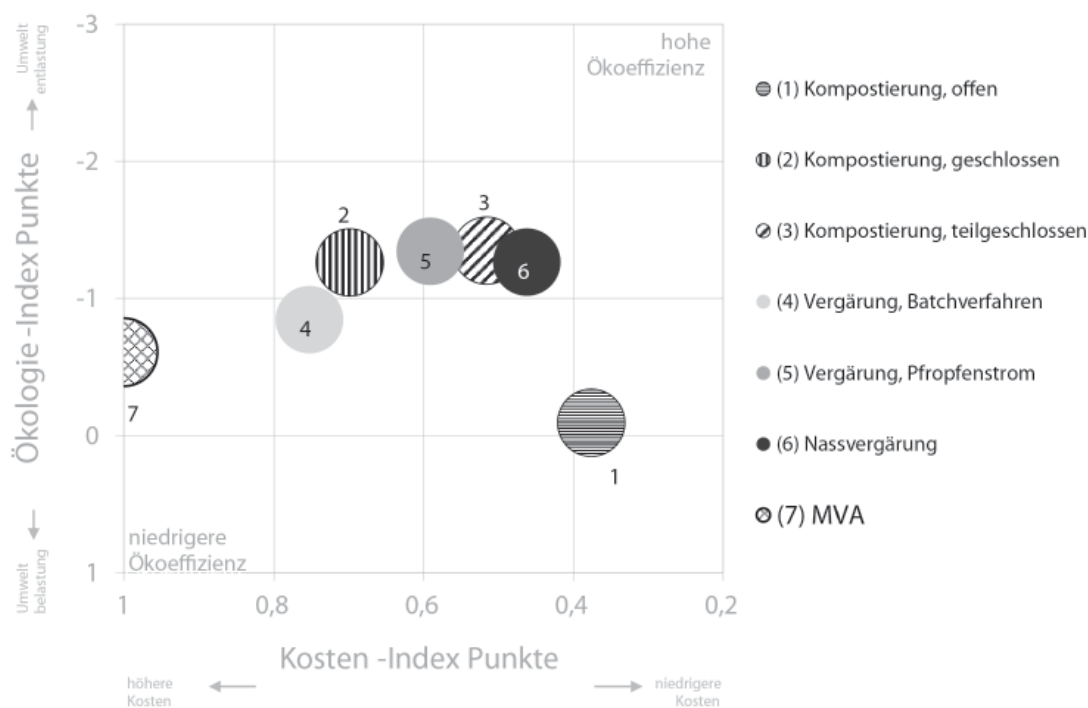


Abb. 2: Ökoeffizienz-Portfolio der untersuchten Behandlungsverfahren (Ökologie-Index < 0 bedeutet Umweltentlastung; Ökologie-Index > 0 bedeutet Umweltbelastung); Kosten-Index: Normierung der spezifischen Kosten am Maximalwert der untersuchten Behandlungsverfahren. Bezugseinheit: Behandlung von 1 Tonne Biogut.

3 ÖKOEFFIZIENZPOTENZIALE

Die Behandlungsverfahren besitzen das Potenzial, durch die Realisierung geeigneter Maßnahmen ihre Ökobilanz weiter zu verbessern. Im Rahmen der Untersuchung wurden ausgewählte Ansätze zur Emissionsreduzierung, Optimierung der Betriebsführung und optimalen Nutzung der stofflichen und energetischen Produkte mit Blick auf ihr Ökoeffizienzpotenzial bewertet. Ausgangspunkt für die Bewertung ist der beschriebene durchschnittliche Anlagenbetrieb. Die Konkretisierung der Ansätze erfolgt bis zu dem Grad, der näherungsweise eine umweltbezogene und ökonomische Potenzialabschätzung des jeweiligen Ansatzes erlaubt. Die Ausgestaltung vor Ort kann erheblich davon abweichen.

3.1 Potenziale der Kompostierung

Eine Steigerung der Umweltentlastung ist bei den Kompostierungsverfahren prozessseitig hauptsächlich durch eine gute fachliche Praxis und eine optimierte Betriebsführung der Rotte sowie produktseitig durch den Ausbau des Einsatzes organischer Substanz aus Kompost zur Torfsubstitution zu erreichen. Insgesamt besteht das Potenzial, die Netto-Umweltentlastung der Kompostierung um mehr als ein Viertel zu steigern. Dabei sind folgende Einflüssebenen mit Blick auf die umweltbezogene Wirkung relevant:

- Durch gute fachliche Praxis bei der Herstellung des Rotteausgangsmaterials sowie durch optimierte Betriebsführung können gegenüber dem durchschnittlichen Anlagenbetrieb insgesamt Emissionen um mehr als 20 % gesenkt werden.
- Bei einer angenommenen vollständigen Abgabe des erzeugten Fertigkomposts ausschließlich an Erdenwerke zur Substitution von Torf ist eine Steigerung der Umweltentlastung um mehr als 10 % möglich.

Bei einem geeigneten Ausgangsmaterial kann durch höhere abgetrennte Mengen an Strukturmaterial, die energetisch verwertet werden, eine Steigerung der Umweltentlastungen erzielt werden. Allerdings muss dabei sichergestellt bleiben, dass die Rottekörper weiterhin ausreichend Strukturmaterial enthalten, um günstige Materialfeuchten zu gewährleisten.

3.2 Potenziale der Vergärung

Bei den Vergärungsverfahren kann die Umweltentlastung primär durch die Etablierung technischer Lösungen zur Emissionsreduzierung sowie den Ausbau der Stromerzeugung und Wärmenutzung bzw. -abgabe gesteigert werden. Insgesamt besteht für die Vergärung das Potenzial, durch Realisierung aller genannten Ansätze die Netto-Umweltentlastung mehr als zu verdoppeln. Dabei sind vor allem die folgenden Ebenen mit Blick auf die Reduzierung umweltbezogener Wirkungen relevant:

- Reduzierung der Emissionen beim Handling der festen und flüssigen Gärprodukte. Durch NH_3 -Wäscher und Kapselung des Lagers für flüssige Gärprodukte und Restgasnutzung können die Emissionen gegenüber dem durchschnittlichen Anlagenbetrieb insgesamt um 40 % gesenkt werden.
- Ausbau der externen Nutzung der Abwärme. Der Absatz der für die externe Nutzung bereitgestellten Wärme hat signifikanten Einfluss auf die umweltbezogene Bewertung der Vergärung. Im Idealfall kann bei einem geeigneten Anlagenumfeld die gesamte für eine externe Nutzung zur Verfügung stehende Überschusswärme abgesetzt werden. Durch die zusätzlichen Gutschriften aus der Substitution der konventionellen Wärmerzeugung wird eine deutliche Steigerung der Umweltentlastung aus energetischen Gutschriften um 50 % erzielt.

Die Nachbehandlung der Gärprodukte ist der Prozessschritt mit den größten Emissionen. Die Bildung von Methan läuft bei der Nachkompostierung weiter. Außerdem ist beim Handling der festen Gärprodukte mit spezifisch erhöhten Ammoniak- und Lachgas-Emissionen zu rechnen. Aus umweltbezogener Sicht ist eine vollständig offene Nachbehandlung der festen Gärprodukte abzulehnen. Emissionsrelevante Anlagenbereiche sollten eingehaust und an die Abluftreinigung angeschlossen werden. Zusätzlich zu technischen Maßnahmen wie z.B. dem Einbau eines sauren Wäschers können durch Maßnahmen der Betriebsführung Emissionen aus diesem Anlagen-

bereich verringert werden. Die Aerobisierung kann optimiert werden, indem den strukturarmen und nassen Gärrückständen hohe Anteile an frischem Material insbesondere strukturreichen, d.h. ligninreichen, Stoffen hinzugefügt werden. Eine Minderung der Methanemissionen aus der Aerobisierung kann durch eine intensive Belüftung, Ablufferfassung und Verbrennung der Abluft erzielt werden.

Die Einspeisung des Biogases in das Erdgasnetz ist aus umweltbezogener Sicht eine Alternative bei ungünstigen oder fehlenden Möglichkeiten zur externen Wärmenutzung am Standort.

3.3 Potenziale der thermischen Mitbehandlung von Bioabfall in einer MVA

Die Strom- und Wärmemengen, die im Rahmen der thermischen Behandlung aus dem Bio-abfall gewonnen und für eine externe Nutzung bereitgestellt werden, haben entscheidenden Einfluss auf die umweltbezogene Bewertung. Hohe Nutzungsgrade des Energieinhalts des Bioguts für die Erzeugung von Strom und Wärme verbessern das Umweltergebnis der thermischen Mitbehandlung deutlich.

4 FAZIT

Sowohl die Vergärung als auch die Kompostierung von Bioabfällen besitzen das Potenzial, durch die Realisierung geeigneter Maßnahmen ihre Umweltbilanz weiter zu verbessern. Bei den Vergärungsverfahren kann die Umweltentlastung primär durch die Etablierung technischer Lösungen zur Emissionsreduzierung – die bei Neuanlagen oftmals bereits vorgesehen sind – sowie den Ausbau der Stromerzeugung und Wärmenutzung bzw. -abgabe gesteigert werden.

Eine nachhaltige Verwertung von Bioabfällen soll an den Zielen Ressourcenschutz und Minimierung von Umweltbelastungen gleichermaßen ausgerichtet sein. Dabei greift eine Nutzung von Bioabfällen, die sich nur auf deren Energieinhalt beschränkt, im Sinne einer ganzheitlichen Verwertung zu kurz. Die in den Bioabfällen ebenso enthaltenen Potenziale sowohl zum Schutz endlicher Ressourcen an Industriemineralien als auch zum Erhalt der Bodenfruchtbarkeit dürfen nicht ungenutzt bleiben. Vor diesem Hintergrund lassen sich folgende Ansätze für eine nachhaltige Bioabfallverwertung identifizieren:

- Möglichst umfassende Erschließung der rohstofflichen und energetischen Nutzwerte des Bioabfalls. In der Regel ist die Verwertung getrennt gesammelter Bioabfälle die ökoeffizienteste Lösung.
- Stoffströme sollten so gelenkt werden, dass Bioabfälle entsprechend ihrer aeroben bzw. anaeroben Abbaubarkeit jeweils dem optimalen Behandlungsverfahren zur ökoeffizienten Nutzung energetischer und stofflicher Potenziale verfügbar gemacht werden.
- Bei der Verwertung können anaerober Abbau zur Erzeugung von Biogas und nachgeschalteter aerober Abbau der festen Gärprodukte zu Komposten für die stoffliche Nutzung wertgebender Inhaltstoffe in einer Kaskadennutzung kombiniert werden.
- Hohe, insbesondere emissionsarme, Anlagen- und Betriebsstandards sollten vorgegeben und durchgesetzt werden und die bestehenden Qualitätsanforderungen an die stofflichen Produkte gesichert werden.
- Innovations- und Investitionsbereitschaft sollten durch verlässliche Randbedingungen gesichert werden.
- Bei Ausschreibung und bei Eigenbetrieb sollten ökologische Aspekte verstärkt berücksichtigt werden. Verfahren, die ökoeffizient arbeiten, sind Lösungen, die ausschließlich eine kostengünstige Entsorgung bieten, vorzuziehen.
- Bei Ausschreibung der getrennten Sammlung von Biogut oder der Getrenntsammlung im Eigenbetrieb sollten Lenkungsinstrumente vorgesehen werden, die bewirken, dass hohe Abschöpfungsraten in den Haushalten realisiert und hohe Sortenreinheiten gewährleistet werden.

Elektronikschrott: Setzen wir die richtigen Schwerpunkte?

S. Kreibe, T. Pitschke & R. Peche

bifa Umweltinstitut GmbH, Augsburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Werden Ergebnisse zu Materialverlusten beim Recycling von IT-Produkten mit einer Wertanalyse der Metalle verknüpft, dann zeigt sich: Erhebliche Verluste treten bei Metallen mit etablierten Rückgewinnungsprozessen, wie Gold oder Palladium, aber z.B. auch Aluminium auf. Die in den Geräten enthaltenen Werte viel diskutierter strategischer Metalle wie Seltenerdmetalle, Germanium oder Tantal sind in typischen Produkten so gering, dass deren Verlust wertmäßig wenig Bedeutung hat und die Wirtschaftlichkeit ihrer Rückgewinnung mindestens äußerst fraglich ist. Neben vielfältigen Aktivitäten zum Recycling bisher nicht verwerteter Metalle sollte die Weiterentwicklung bestehender Prozesse daher nicht vernachlässigt werden. Mögliche Ansätze liegen in recyclingtechnischen Punktinnovationen und konstruktiven Verbesserungen der IT-Geräte selbst. Vor allem aber muss die Optimierung der Verwertungskette als Gesamtheit im Blick behalten werden. Dazu gehören auch weiche Faktoren wie Kooperation entlang der Wertschöpfungskette, politische Rahmensetzung und das Entsorgungsverhalten der Letztbesitzer von Geräten.

1 EINLEITUNG

Die Debatte um die Elektronikschrott-Verwertung bezieht sich meist auf Produkte der Informations- und Kommunikationstechnik. Häufig ist dabei die Rückgewinnung strategischer Metalle, insbesondere in geringen Anteilen eingesetzter, sogenannter „Gewürzmetalle“ wie zum Beispiel der Seltenerdmetalle, ein zentrales Thema. Viele dieser Metalle gehen in den Verwertungsketten vollständig verloren. Wie groß ist die Bedeutung dieser Metalle bei der Verwertung von IT-Produkten? Setzen wir in Forschung und Entwicklung die richtigen Schwerpunkte?

Am bifa Umweltinstitut wurden während der letzten Jahre für verschiedene Auftraggeber Projekte bearbeitet, die sich mit typischen IT-Produkten befassten. Es ging dabei um Aufbau und stoffliche Zusammensetzung der Geräte, um die aktuelle Verwertungspraxis, um Ökobilanzen von Produkten über ihre gesamte Lebenswegkette sowie um Optionen für eine Verbesserung der Produkte und Recyclingprozesse. Dieser Beitrag diskutiert am Beispiel einiger Ergebnisse solcher Untersuchungen die Frage, welche Metalle bei der Verbesserung von Verwertungsprozessen die größten Potenziale für wesentliche Fortschritte bieten.

2 VERWERTUNGSPFADE UND STOFFFLUSSMODELLE

Grundlage der bifa-Analysen sind Stoffflussmodelle der Verwertungswege von der Demontage und der mechanischen Aufbereitung bis hin zur metallurgischen Verarbeitung. Für jeden Prozessschritt werden anhand von eigenen Untersuchungen, Interviews mit Betreibern von Verwertungsprozessen und Literaturdaten die Transferkoeffizienten einer Vielzahl an Metallen abgeschätzt und die Daten zu Stoffflussmodellen zusammengeführt. Damit besteht eine Grundlage für fundierte Abschätzungen der Materialverbleibe, die im Einzelfall jedoch immer für konkrete Produkte und Verwertungspfade angepasst wird. Abb. 1 zeigt beispielhaft den Pfad für das Recycling eines Laptops.

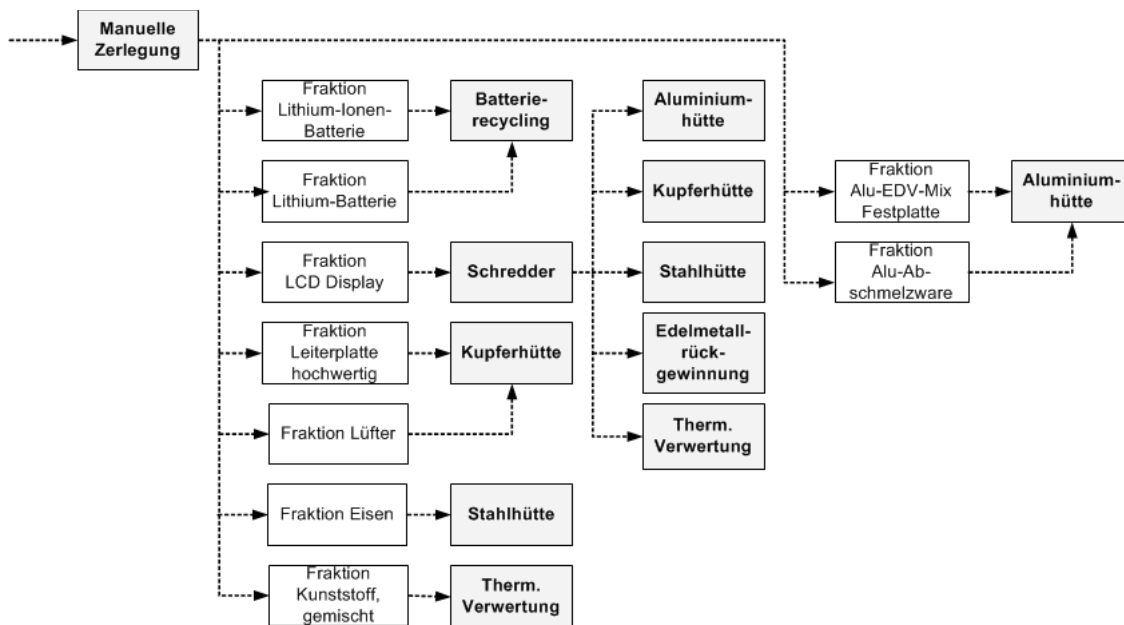


Abb. 1: Laptop - beispielhafter Verwertungspfad (vereinfacht).

Jedes zu analysierende Gerät wird in die wesentlichen Komponenten zerlegt und deren stoffliche Zusammensetzung analysiert. Hierzu werden spezifische Kundendaten herangezogen, Angaben aus Literatur und Datenbanken sowie eigene Detailzerlegungen und chemische Analysen.

3 BEISPIEL - GERÄTE AUS KOMMERZIELLER IT-INFRASTRUKTUR

In einem Projekt zur Verwertung kommerzieller IT-Infrastruktur wurden unter anderem Geräte untersucht, die mit hochwertigen Leiterplatten bestückt waren. Aufgrund umfassender Infrastrukturerneuerung sollten diese Geräte ausgebaut und möglichst hochwertig verwertet werden.

Bifa analysierte die Zusammensetzung der Geräte sowie die Materialwerte der enthaltenen Metalle. Die Wertermittlung erfolgte nach Metallpreisen aus (USGS 2012) und anderen Quellen über fünf Jahre gemittelt.

Die größten Gewichtsanteile in einem typischen Gerät stellen Stahl, Kupfer, Aluminium und Zinn. Alle weiteren Metalle sind von mengenmäßig untergeordneter Bedeutung. Wertmäßig steht Gold trotz seines geringen Anteils deutlich im Vordergrund. Mit großem Abstand folgt Palladium, dann Stahl, Kupfer, Silber, Zinn und Aluminium. Sieht man einmal von Palladium ab, das je nach Preislage vor allem als Substitut für Gold eingesetzt wird, treten von den sogenannten Würzmetallen nur Germanium und Gallium in einer Wertgrößenordnung von einigen zehn Cent auf. Zum Vergleich: Der Wert des im Gerät enthaltenen Goldes liegt bei ca. 22 Euro und selbst der des Zinns liegt bei etwa 3 Euro.

Nun bestehen für die wert- und mengenmäßigen Hauptbestandteile bereits etablierte Rückgewinnungsprozesse, nicht jedoch für Metalle wie Germanium oder Gallium. Der weitaus größte Anteil der enthaltenen Metallwerte wird mit der in diesem Falle eingesetzten hochwertigen Verwertungskette bereits zurückgewonnen. Ein nennenswerter Teil der Metallwerte geht dennoch verloren (Abb. 2).

Auch bei den über die Recyclingkette auftretenden Metallverlusten stehen konventionelle Metalle im Vordergrund: Wertverluste von mehr als einem Euro weisen Gold, Palladium und Zinn auf. In der Größenordnung von wenigen zehn Cent liegen Kupfer, Silber, Stahl und Aluminium sowie die strategischen Metalle Germanium und Gallium. Germanium ist das einzige der bisher nicht zurückgewonnenen Metalle mit einem Wertanteil am Gerät, der im Prozentbereich liegt (ca. 0,60 €/Gerät und damit ca. 1 % des Materialwertes aller im Gerät enthaltenen Metalle). Alle übrigen Metalle liegen im Promillebereich oder deutlich darunter. Das Germanium ist als Halbleiter über Bestückungskomponenten auf mehreren Leiterplatten verteilt.

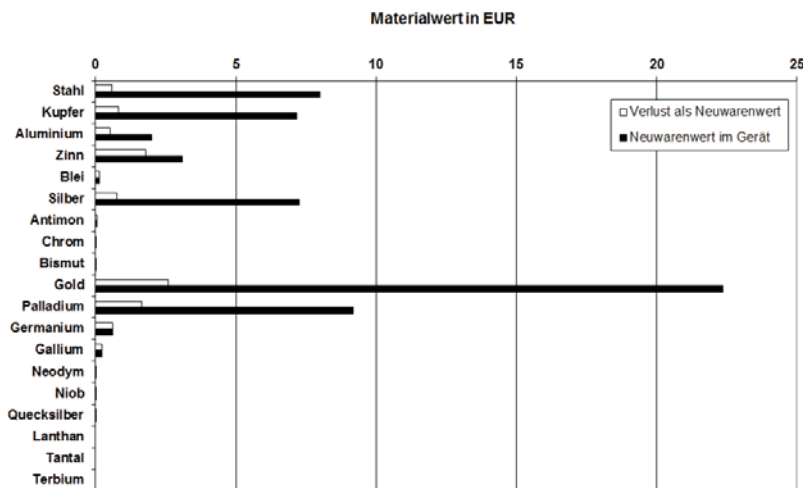


Abb. 2: Gerät aus IT-Infrastruktur (Beispiel) – Metallwerte und Verluste im Verwertungsprozess.

Eine Analyse der ökobilanziellen Bewertung der bestehenden Recyclingprozesse zeigt z.B. hinsichtlich der Treibhauswirksamkeit, dass etwa 80 % der Umweltentlastung durch die Rückgewinnung von Edelmetallen Gold und Palladium sowie von den Massenmetallen Stahl und Aluminium erzielt wird. Kupfer, Silber und Zinn machen jeweils wenige Prozent aus. Der größte Teil der Treibhausgasemissionen aus den Recyclingprozessen stammt aus den Metallextraktionsprozessen.

Angesichts der Metallverluste bestehen somit in einer Steigerung der Rückgewinnungsraten bereits heute recycelter Metalle durchaus noch erhebliche ökologische Potenziale. Ob eine Rückgewinnung der Anteile an Gallium und Germanium erhebliche ökologische Auswirkungen hätte, ist schwer abzuschätzen. Die sehr geringen Mengenanteile und die chemischen Eigenschaften dieser Elemente bieten jedoch Grund zu der Annahme, dass zur Erzielung guter Ausbeuten großer verfahrenstechnischer Aufwand erforderlich wäre.

4 BEISPIEL - LAPTOPS UND SMARTPHONES

Die folgenden Abbildungen zeigen beispielhaft die Verluste und rückgewonnenen Mengen an Gold und Aluminium für die von bifa untersuchte Verwertungskette eines Laptops.

Dargestellt ist ein Prozess, der mit einer manuellen Zerlegung des Geräts in seine wesentlichen werthaltigen Komponenten beginnt. Er entspricht etwa dem in Abb. 1 skizzierten Ablauf.

Trotz der nach heutigem Stand durchaus hochwertigen Verwertungsprozesse werden über die gesamte Prozesskette nur 69 % des Goldes und 66 % des Aluminiums zurückgewonnen. Für die meisten anderen Metalle sind die Rückgewinnungsraten vergleichbar oder noch schlechter. Die meisten Gewürzmetalle werden überhaupt nicht zurückgewonnen.

Ein geringerer Teil der Materialverluste tritt in den metallurgischen Rückgewinnungsprozessen auf. Hier bestehen insbesondere im Bereich der Kernprodukte (z.B. Gold und Kupfer im Falle von Kupferhütten) kaum mehr Möglichkeiten zur Ausbeutesteigerung.

Die größten Mengen gehen jedoch in der Kette zwischen Demontage und Metallurgie verloren. Die realisierbare Demontagetiefe ist aus wirtschaftlichen Gründen begrenzt. Die ausgebauten Komponenten der Laptops werden daher dem Pfad zugewiesen, in dem für den Demontagebetrieb der höchste wirtschaftliche Nutzen erzielt wird. Gelangt aber etwa die Fraktion Aluminium IT-Mix in einen Prozess, der auf möglichst hohe Aluminiumausbeute hin optimiert ist, dann gehen die enthaltenen Goldanteile verloren. Andererseits gehen Aluminiumanteile in Leiterplattenfraktionen über den Pfad der Edelmetallrückgewinnung verloren.

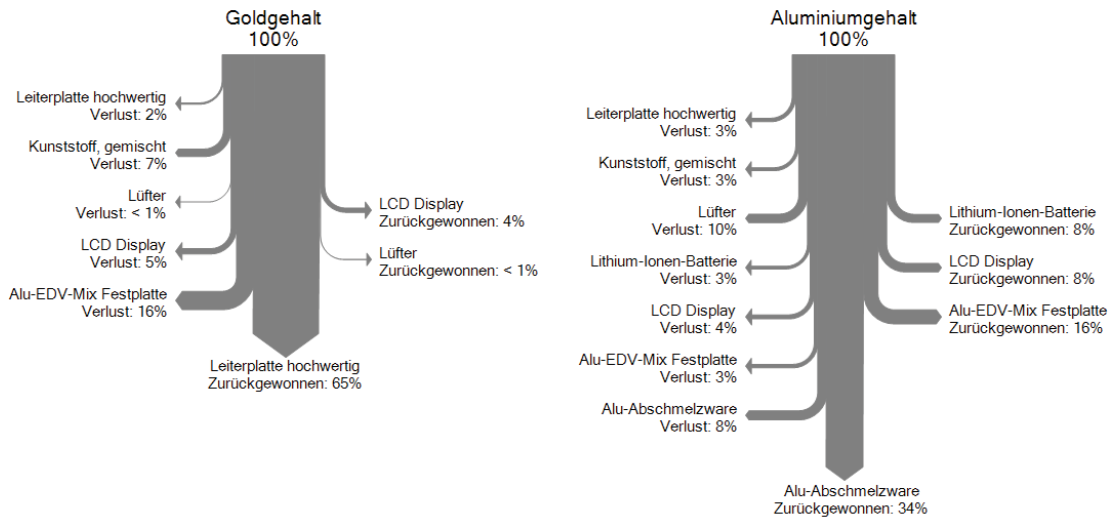


Abb. 3: Laptop (Beispiel) – Verbleib des enthaltenen Goldes und des Aluminiums in der Verwertungskette; Ausbeute gesamt: Gold 69 %, Aluminium 66 %.

Andere Laptopmodelle können sich in den Rückgewinnungsraten von dem hier dargestellten typischen Beispiel durchaus nennenswert unterscheiden. In jedem uns bekannten Falle gibt es aber schon im Bereich der Edelmetalle und Konstruktionsmetalle erhebliche Potenziale zur Verbesserung der Metallausbeuten beim Recycling von Laptops.

Welche Chancen bieten aber Ansätze zur Rückgewinnung bisher komplett ungenutzter Gewürzmetalle?

Die folgende Abbildung zeigt eine Abschätzung der in Laptops enthaltenen Metallwerte (Mengenbasis aus (Buchert 2012)). Mengenmäßig wichtige Metalle wie Aluminium, Stahl oder Kupfer sind hier ausgeblendet. Die Darstellung beschränkt sich auf als mehr oder weniger versorgungskritisch eingestufte Elektronikmetalle.

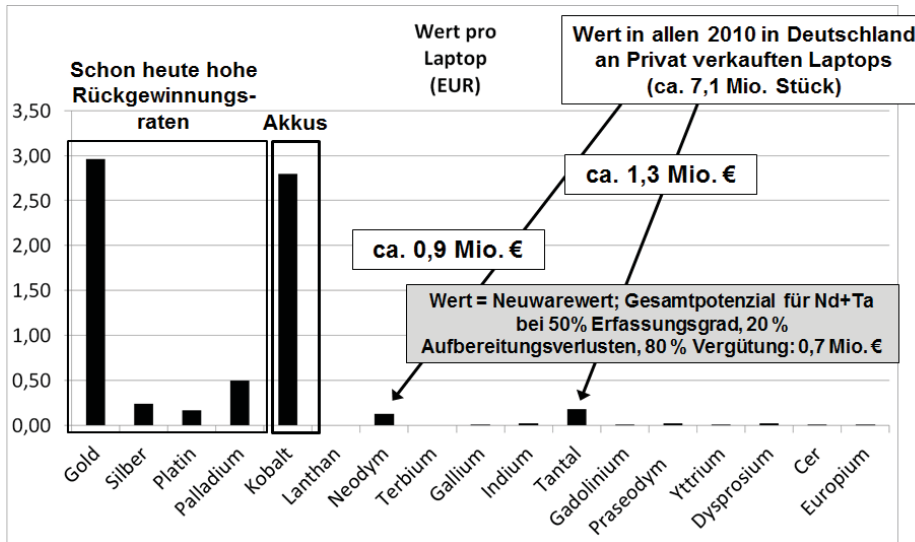


Abb. 4: Laptop – enthaltene Metallwerte und Recyclingpotenzial strategischer Metalle. Mengenbasis aus (Buchert 2012).

Für die Edelmetalle sind schon heute relativ hohe Rückgewinnungsraten erreicht; gleichwohl bestehen hier noch erhebliche Verbesserungsmöglichkeiten. Diese sind jedoch weniger durch grundlegende Verfahrensneuentwicklungen zu erreichen als vielmehr durch konstruktive Veränderungen der Geräte sowie durch bessere Zuordnung zu vorhandenen Verwertungspfaden. Kobalt findet sich vor allem in Akkumulatoren. Hier existieren bereits Recyclinglösungen.

Unter den übrigen dargestellten Metallen stellen Neodym und Tantal den mit Abstand höchsten Wert dar. Die Gesamtheit aller 2010 in Deutschland an Privatpersonen verkauften Laptops en-

thalten Neodym und Tantal mit einem Materialneuwert von ca. 2,2 Mio. Euro.

Unter der optimistischen Annahme, dass es gelingt, 50 % dieser Laptops einem noch zu realisierenden Recyclingprozess zuzuführen, dass 20 % Materialverluste bei der Aufbereitung auftreten und dass die gewonnenen Metalle für eine Vergütung in Höhe von 80% des Neuwerepreises absetzbar sind, können theoretisch Erträge in Höhe von ca. 0,7 Mio. Euro pro Jahr erzielt werden.

Um eine solchen Recyclingprozess zu realisieren müssen geeignete Verfahren bis in den Produktionsmaßstab entwickelt werden. Es müssen Investitionsmittel und Kapitalkosten für die Anlage ebenso finanziert werden wie die zu ihrem Betrieb erforderliche Infrastruktur, Arbeitskräfte und weitere Betriebskosten, der Overhead sowie ein unternehmerischer Gewinn etc. Mindestens dann, wenn diese Laptops der einzige Input einer solchen Anlage wären, ist dies wirtschaftlich nicht realisierbar.

Auch im Bereich der Demontage sind die Spielräume sehr eng: So könnte der Ansatz verfolgt werden, Tantal-haltige Bauteile manuell aus den Laptops abzutrennen. Der in einem Laptop enthaltene Tantal-Wert liegt bei etwa 18 Cent. Das entspricht den Kosten von etwa 18 Sekunden Arbeitszeit. Schon sechs Sekunden Arbeitszeit, die für den Ausbau der Komponenten eingesetzt werden, mindern also den Betrag, der für den übrigen Recyclingpfad zur Verfügung steht, um ein Drittel. Auch diese Vorgehensweise ist wenig realistisch – zumal durch die konstruktive Vielfalt von Laptops schon die gesamte verfügbare Zeit kaum ausreichen dürfte, um die Tantal-haltigen Bauteile zu identifizieren.

Abb. 5 zeigt eine analoge Darstellung für Smartphones.

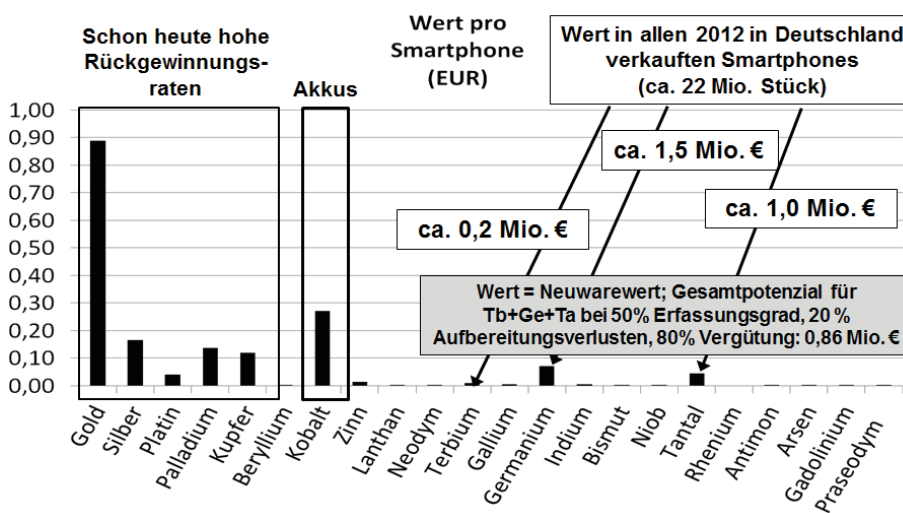


Abb. 5: Smartphones – enthaltene Metallwerte und Recyclingpotenzial strategischer Metalle. Mengenbasis aus eigenen Messungen und (Buchert 2012).

Hier stehen unter den bisher nicht zurückgewonnenen strategischen Metallen Germanium, Tantal und Terbium wertmäßig im Vordergrund. Bei einem Gesamtwert dieser Metalle von 2,7 Mio. Euro stünden unter optimistischen Annahmen zur Finanzierung nur etwa 0,86 Mio. Euro zur Verfügung. Die in diesen Geräten enthaltenen und oft genannten Seltenerdmetalle haben insgesamt einen Wert von nur ca. 80.000 Euro, also noch eine Größenordnung weniger.

Die Situation entspricht etwa der für Laptops beschriebenen. Hinzu kommt, dass die Zerlegung von Smartphones aus wirtschaftlichen Gründen nicht in einer vergleichbaren Tiefe erfolgen kann wie im Falle von Laptops. Möglichkeiten zur Gewinnung weiterer Metalle sind über Demontage sind daher auch hier kaum gegeben.

Erster wesentlicher Schritt der Verwertungskette ist die Erfassung der Geräte. Bifa hat während der letzten Jahre eine Vielzahl an Restmüllsortieranalysen durchgeführt (z.B. Nordsieck 2011). Die Zahl der Mobiltelefone wurde dabei immer mit erfasst. Aus zahlreichen, überwiegend bayerischen Kommunen mit unterschiedlichsten Siedlungsstrukturen und Sammelangeboten für Elektronikaltgeräte liegen somit Informationen darüber vor, wie viele Mobiltelefone über den Restmüll entsorgt werden.

Hochgerechnet auf Bayern ergibt sich daraus ein Durchschnitt von 0,77 Stück Mobiltelefonen

je Tonne Restmüll bzw. 0,11 Stück je Einwohner und Jahr.

Eine Hochrechnung dieser Zahlen auf ganz Deutschland ist nur begrenzt verlässlich, bietet aber durchaus eine orientierende Abschätzung. Unter der Annahme, dass diese Zahlen für ganz Deutschland gelten, ergibt sich eine Zahl von etwa 9 Mio. Mobiltelefonen, die den Verwertungssystemen pro Jahr über den Restmüll verloren gehen.

Interessant sind diese Geräte vor allem wegen des Gehalts an Edelmetallen und Kobalt. nicht wegen nur in Spuren weiterer Metalle, die derzeit nicht zurückgewonnen werden können. Wenn es gelingt die Zahl der über den Restmüll entsorgten Mobiltelefone um zehn Prozent zu senken, entspricht allein das Gold, das so für die Verwertungskette verfügbar wird, einem Materialwert von ca. 800.000 Euro also etwa dem aus Germanium, Tantal und Terbium ohne Abzug von Aufbereitungskosten maximal erzielbaren Erlös.

5 SCHLUSSFOLGERUNG UND FAZIT

Die in typischen IT-Geräten enthaltenen Mengen viel diskutierter strategischer Metalle wie Seltenerdmetalle oder Germanium sind so gering, dass sie wertmäßig wenig Bedeutung haben und die Möglichkeit ihrer Rückgewinnung zu vertretbaren Kosten in der Regel äußerst fraglich ist. Neben vielfältigen Aktivitäten zum Recycling bisher nicht verwerteter Metalle sollte die Weiterentwicklung bestehender Prozesse daher nicht vernachlässigt werden. Erhebliche Verluste und damit Potenziale bestehen nämlich im Bereich heute schon zurückgewonnener Metalle wie Gold oder Palladium, aber z.B. auch Aluminium.

Hier gilt es, an einer weiteren Verbesserung der Sortier- und Aufbereitungstechnik zu arbeiten, an einer noch besseren Abstimmung der Verwertungskette, an neuen Wegen, Metalle aus Schlacken und Stäuben abzutrennen, aber auch an einer Konstruktion der Geräte, die sich an den Realitäten der Verwertungskette orientiert. Ein wesentlicher Bereich ist dabei nicht primär technischer Art: das Wirken der Akteure in der gesamten Prozesskette, z.B.:

- Der Kostenwettbewerb sollte vermehrt durch Qualitätskriterien abgefedert werden. Hier wäre zu prüfen, ob pauschale Recyclingquoten als gesetzliche Vorgaben ausreichen.
- Die Überwachung der gesetzeskonformen Stoffstromlenkung sollte verbessert werden, um insbesondere illegale Exporte zu vermeiden.
- Eine Steigerung der Erfassungsraten insbesondere mülltonnengängiger Kleingeräte wäre von großem Nutzen.
- Die Forschungsförderung sollte über die Besetzung aktueller Modethemen wie „Seltenerdmetalle“ hinaus auch in Projekte investieren, die Bestehendes besser machen.

LITERATUR

- Buchert, M., Manhart, A., Bleher D. & Pingel D. (2012) Recycling kritischer Rohstoffe aus Elektronik-Altgeräten. LANUV-Fachbericht 38; Recklinghausen, Deutschland, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen.
- Nordsieck, H., Hertel, M. & Rommel, W. (2011) Wertstoffpotenzial und Abschöpfungsmöglichkeiten aus Haushalten in Bayern. bifa Umweltinstitut GmbH, Augsburg.
- USGS (2012) Mineral Commodity summaries 2012. US Geological Survey, Washington.

Ressourcenorientierte Aufbereitung von Elektroaltgeräten

J. Geiping & S. Flamme

Fachhochschule Münster, IWARU, Münster, Deutschland

KURZFASSUNG: Der meist hohe Gehalt an „kritischen“ Metallen in vielen Elektronikgeräten führt dazu, dass dem Recycling von Elektroaltgeräten eine immer größere Bedeutung beigemessen wird. Ziel einer ressourcenorientierten Aufbereitung muss es sein, Verluste, insbesondere von Spurenmetallen entlang der gesamten Wertschöpfungskette, zu vermeiden und Kreisläufe zu schließen. Somit können strategische Abhängigkeiten von Rohstoffimporten und schädliche Umweltbelastungen durch die Primärproduktion deutlich reduziert werden. Das Forschungsprojekt UPgrade „Integrierte Ansätze zur Rückgewinnung von Spurenmetallen und zur Verbesserung der Wertschöpfungskette aus Elektro- und Elektronikaltgeräten“ untersucht dazu sämtliche Schritte entlang der Kette mit dem Ziel, diese zu optimieren. Stoffflussanalysen sind dazu etablierte Methoden, da komplexe Zusammenhänge verständlich dargestellt, optimierungsbedürftige Prozesse identifiziert und Elementverteilungen ermittelt werden können. Ein Aspekt, der in diesem Beitrag näher betrachtet wird, ist die Bilanzierung von Erstbehandlungsanlagen für Elektro- und Elektronikaltgeräte, die jedoch aufgrund der sehr speziellen Eigenschaften des Stoffstroms einer Weiterentwicklung bzw. Anpassung bedarf.

1 EINLEITUNG

Im Rahmen der EU Rohstoffinitiative wurden 14 Metalle und Mineralien als „kritisch“ eingestuft. Darunter fallen z. B. Gallium, Germanium, Indium, Kobalt und die seltenen Erdelemente. Zur Einstufung wurden die Elemente u.a. auf die Folgen für die Primärproduktion, ihr Substitutionspotenzial und der derzeitigen Recyclingraten hin untersucht. Elektro- und Elektronikaltgeräte (EAG) werden aufgrund ihres hohen Gehalt an diesen „kritischen“ Metallen als wichtige Sekundärrohstoffquelle erkannt. Insbesondere vor dem Hintergrund eines ständigen und sicheren Zugangs zu Rohstoffen sowie dem Wunsch nach Preisstabilität an den Rohstoffmärkten kommt dem Recycling eine immer größere Bedeutung zu. Unterschiedliche Aspekte erschweren jedoch eine effiziente Rückgewinnung dieser Metalle. Dazu zählen fehlende Informationen über Materialzusammensetzungen, teilweise komplexe Erfassungssysteme sowie die hohen legalen aber auch illegalen Exporte von Altprodukten. Betrachtet man die gesamte Lebenszykluskette von EAG, d. h. vom Hersteller über den Verbraucher, der Sammlung und dem eigentlichen Rückgewinnungsprozess, erfordert das Recycling angepasste und abgestimmte Vorgehensweisen. Doch auch aufgrund fehlender Anreize in der gegenwärtigen Praxis, werden besonders die „kritischen“ Metalle, die nur in geringen Mengen in Bezug auf das Gerätegewicht vorhanden sind, lediglich bedingt zurückgewonnen..

2 HINTERGRUND

Das Recycling bislang nicht zurückgewonnener Technologiemetalle muss vor dem Hintergrund der allgemeinen Entsorgungssituation von EAG betrachtet werden.

Die Entsorgung von EAG wird in Deutschland durch das aktuell geltende Elektro- und Elektronikaltgeräte (ElektroG) geregelt. In diesem Gesetz werden den Akteuren entlang der Wertschöpfungskette unterschiedliche Aufgaben zugeordnet. Der Gesamt-Recyclingerfolg ist von allen Akteuren abhängig. Das wird an folgendem Beispiel deutlich.

Werden bereits in der Sammlung nur 30 % der Geräte erfasst, nach der Erstbehandlung nur 60 % der Verwertung bereitgestellt, kann trotz einer Rückgewinnung von 90 % im Refining-Prozess nur eine Gesamtrückgewinnungsquote von 16 % erzielt werden (Hagelücken 2013).

Im Forschungsprojekt UPgrade „Integrierte Ansätze zur Rückgewinnung von Spurenmetallen und zur Verbesserung der Wertschöpfungskette aus Elektro- und Elektronikaltgeräten“, arbeiten Wissenschaftler der FH Münster und der TU Berlin in Kooperation mit Partnern aus der Wirtschaft daran, die derzeitige Aufbereitungspraxis von Elektroaltgeräten zu optimieren. Im Rahmen des Forschungsprojektes werden alle Prozessschritte untersucht und Möglichkeiten zur Optimierung erarbeitet. Der vorliegende Beitrag fokussiert zunächst die Behandlung von EAG in Erstbehandlungsanlagen.

3 RESSOURCENORIENTIERTES RECYCLING

Ressourcenorientiertes Recycling heißt auch, gegenüber nachfolgenden Generationen Verantwortung zu übernehmen und somit die bekannten negativen Folgen der Gewinnung von Primärrohstoffen zu mindern. Dabei gilt es, folgende Grundsätze zu beachten.

- Sicherer und schadloser Umgang mit Schadstoffen,
- Effiziente Aufbereitung unter Berücksichtigung des bereitgestellten Inputmaterials, der eingesetzten Aufbereitungstechnik und der nachgelagerten Verwertung der Outputströme mit dem Ziel einer Erhöhung der Rückgewinnung von „kritischen“ Metallen und
- Nachhaltige Produktion von Elektrogeräten insbesondere mit dem Hinblick auf das „Design-for-Recycling“.

Diese Kriterien fordert auch die aktuelle WEEE-Direktive (European Waste Electrical and Electronic Equipment Directive). Für das ElektroG in Deutschland besteht jedoch noch erheblicher Verbesserungsbedarf hinsichtlich der Umsetzung dieser Forderungen und der konkreten Festlegung von Qualitätskriterien. Die Qualität des Recyclings wird zwar anhand von Recyclingquoten, die in der Erstbehandlung erzielt werden müssen, beschrieben, ohne jedoch, dass die konkrete Art der Effizienz der nachfolgenden Prozesse und die Verwertung eine Rolle spielen. Insbesondere die Rückgewinnung von Metallen und Metallverbunden erfordert aber für spezifische Metalle speziell abgestimmte Aufbereitungsverfahren. Die mengenmäßigen Anteile von z. B. Kupfer sind im Vergleich zu den wertvollen Spurenmetallen in vielen High-Tech-Produkten deutlich höher, so dass die derzeitigen Recyclingverfahren meist auf diese Rohstoffe ausgelegt sind. Das führt dazu, dass aus verfahrenstechnischen Gründen nicht alle Spurenmetalle separiert werden können und somit trotz einer hohen mengenmäßigen Sekundärausbeute wertvolle Rohstoffe aus dem Kreislauf ausgeschleust werden (Faulstich et al. 2010).

Hier sind mittelfristig deutliche Anstrengungen im Forschungsbereich zu unternehmen, um Kenntnisse über die Prozesse und die jeweiligen Abhängigkeiten zu erweitern und darauf aufbauend entsprechende Optimierungsvorschläge zu entwickeln.

4 ERSTBEHANDLUNG VON ELEKTROALTGERÄTEN

4.1 Anlagenkonzepte

Die Erstbehandlung von Elektroaltgeräten zielt in der Regel darauf ab, in erster Instanz Schadstoffe abzutrennen, werthaltige Fraktionen zu gewinnen und Störstoffe auszuschleusen. Erstbehandlungsanlagen verfügen in den meisten Fällen über eine manuelle Vorsortierung und einer sich dieser anschließenden mechanischen Aufbereitung. In Abb. 1 ist ein verallgemeinertes Erstbehandlungskonzept dargestellt.

Kompaktere Verbundbauteile wie Motoren oder Laufwerke werden nicht bis auf Materialebene getrennt, sondern in der manuellen Vorsortierung selektiv entnommen und in nachgelagerten Anlagen mit spezieller Aufbereitungstechnik behandelt. Generell müssen laut ElektroG Fraktionen wie z. B. PCB-haltige Kondensatoren, LCD-Panels oder bromierte Kunststoffe selektiv separiert werden. Es lässt sich zudem feststellen, dass Erstbehandlungsanlagen die selektive Separierung von werthaltigen Fraktionen ausweiten. Teilweise wird vor der mechanischen Aufbereitung fast

die Hälfte des Inputmaterials bereits manuell entnommen.

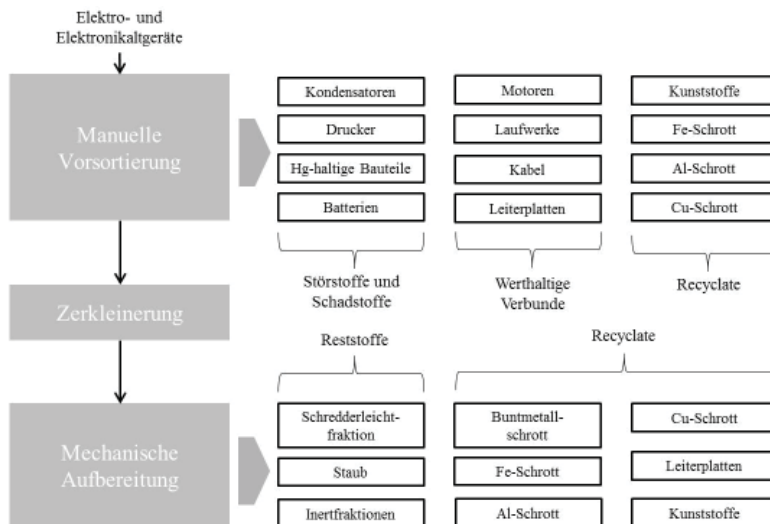


Abb. 1: Systematische Darstellung der Prozessschritte in Erstbehandlungsanlagen.

4.2 Verwertungswege für Outputfraktionen aus Erstbehandlungsanlagen

Welche Outputfraktionen in einer Erstbehandlung erzeugt werden hängt mit dem jeweiligen Anlagenkonzept, dem Inputmaterial und insbesondere mit den sich anschließenden Verwertungsoptionen zusammen. Darüber hinaus ist die Aufbereitungstiefe stark von Marktbedingungen, also Wertstoffpreisen und Entsorgungspreisen, beeinflusst. Es lassen sich jedoch Fraktionen bestimmen, die in der Regel in ähnlicher Materialzusammensetzung in der Mehrzahl der Aufbereitungsanlagen produziert werden.

In Tab. 1 sind diese Fraktionen und der dazugehörige Verwertungsweg aufgezeigt.

Tab. 1: Beispielhafte Verwertungswege für Outputströme aus Erstbehandlungsanlagen.

Fraktionsbezeichnung	Verwertungsweg
Shredderleichtfraktion	Tiefgehende Aufbereitung (Sortierung in metallische, mineralische und organische Bestandteile), thermische Verwertung (MVA)
Aluminiumschrott	Umschmelzung in einer Sekundäraluminiumhütte
Eisenschrott	Nutzung in Stahlwerken als Konverterschrott
Buntmetallschrott	Herstellung von Sekundärkupfer in Sekundärkupferhütten
Kunststoffe	Werkstoffliche Verwertung in Regranulierbetrieben oder energetische Nutzung
Leiterplatten	Einsatz in integrierten Hüttenprozessen mit Kupfer- und Edelmetallraffination

Die Verwertung lässt sich in stoffliche und energetische Verfahren unterscheiden. Fraktionen, die nicht verwertet werden können, müssen beseitigt werden. Für die Ermittlung der Verwertungsquoten werden die beseitigten Fraktionen nicht berücksichtigt.

4.3 Handlungsbedarf

Laut ElektroG müssen Erstbehandler gegenüber den Herstellern die festgelegten Verwertungsanforderungen nachweisen. Die entsprechenden Verwertungsquoten pro Geräteart in den jeweiligen Sammelgruppen sind dazu in § 12 festgeschrieben. Je nach Geräteart liegen Quoten der Verwertung, Wiederverwendung und stofflichen Verwertung zwischen 50 % und 80 %. Bei dieser Berechnung beziehen sich die Quoten auf den Anlageninput und nicht auf die tatsächlich verwerteten Mengen. Demnach berücksichtigen diese Verwertungsquoten lediglich den Massenanteil der aus der Erstbehandlung an einen Verwerter abgegeben wird, ohne die Art der Verwertung

einzu beziehen. Diese Vorgehensweise spiegelt sich in den vom Umweltbundesamt (UBA) an die EU Kommission gemeldeten Verwertungsquoten (Abb. 2) wieder.

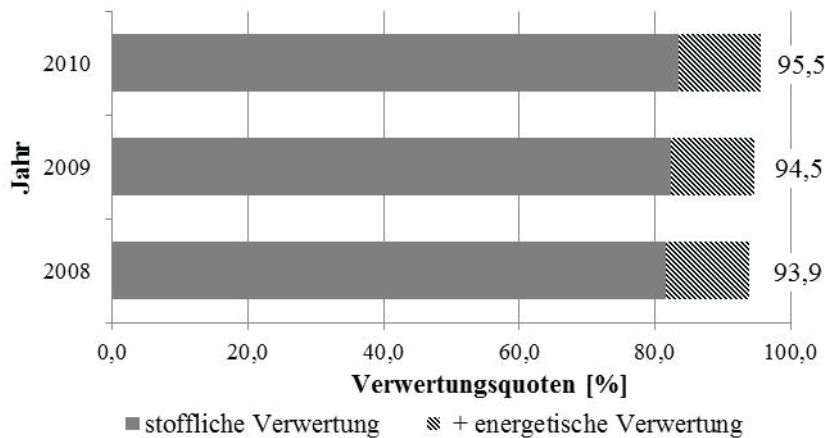


Abb. 2: Gemeldete Verwertungsquoten vom UBA (UBA o.J. a und b).

Um die Qualität des Recyclings definieren zu können und damit ein wie oben beschrieben ressourcenorientiertes Recycling zu erzielen, sind andere Bewertungsmethoden erforderlich. Dazu gehören die Berechnung realer Verwertungsquoten unter Berücksichtigung der tatsächlich verwerteten Massenanteile sowie Bilanzierungsmethoden, die den Einfluss und den Aufwand der verschiedenen Trenn- und Sortierprozesse auf die Wertschöpfung widerspiegeln. Bilanzierungen ermöglichen die Identifizierung optimierungsbedürftiger Stoffströme und Behandlungsschritte. Zudem ermöglichen Mengen- und Elementbilanzen, die Rückgewinnung ausgewählter Metalle systematisch zu untersuchen. In diesem Beitrag werden anhand einer Stoffflussanalyse in einer Erstbehandlungsanlage und der Charakterisierung der Outputströme Möglichkeiten und Grenzen bei der Bewertung der EAG Behandlung aufgezeigt.

5 EXPERIMENTELLE STOFFFLUSSANALYSE

5.1 Anlagenbeschreibung

In der untersuchten Anlage werden alle in der WEEE aufgeführten Gerätekategorien außer Lampen aufbereitet. Die Anlage verfügt über zwei aufeinanderfolgende, umfangreiche manuelle Vorsortierungsstufen, denen jeweils eine Zerkleinerungsstufe vorgeschaltet ist. Durch diese beiden Schritte werden komplette Geräte oder Bauteile mit hohen Wertstoffgehalten aber auch Schadstoffgehalten abgetrennt und einer speziellen Aufbereitung zugeführt. Darüber hinaus werden Komponenten entfernt, die in der nachfolgenden maschinellen Aufbereitung Störungen verursachen können. Dazu zählen massive Eisen- und Nichteisenmetalle, u. a. Druckerstangen. Nach der manuellen Demontage wird das Material einem Granulator (Sieb 30 mm) zugeführt und so für die mechanischen Separationsstufen vorbereitet.

In der mechanischen Aufbereitung werden durch Sichtertechnik, Metallabscheider, und Klassieraggregate. NE- und Fe-Metalle, eine Shredderleichtfraktion, Kunststoffe und geshredderte Leiterkarten abgetrennt.

5.2 Vorgehensweise Bilanzierung

Für die Bilanzierung wurde ein Mix aus Sammelgruppe (SG) 3 und Sammelgruppe (SG) 5 Material untersucht. Unter die SG 3 fallen Informations- und Telekommunikationsgeräte sowie Geräte der Unterhaltungselektronik. Die Sammelgruppe 5 umfasst u. a. Haushaltskleingeräte, Beleuchtungskörper, elektrische und elektronische Werkzeuge. Von den insgesamt 80 Mg Material die bilanziert wurden sind in einem ersten Schritt ca. 40 Mg sowohl mengenmäßig als auch gerätespezi-

fisch erfasst und sortiert worden. Diese Vorgehensweise ermöglicht die Ermittlung der Effizienz des Aufbereitungsprozesses und eine Beurteilung der Qualität in Abhängigkeit der Charakteristiken des Inputmaterials. Bilanzierung fand über eine Dauer von 18 Stunden statt. Während dieser Zeit wurden alle Outputströme sowie ausgewählte Zwischenströme kontinuierlich (in Anlehnung an die LAGA PN 98 (N.N. 2001)) beprobt. Nach Abschluss der Bilanzierung wurden alle Outputströme mengenmäßig erfasst. Insgesamt wurden elf Outputfraktionen, sechs Zwischenfraktionen und drei Filterstäube beprobt.

5.3 Untersuchungsumfang

Der Untersuchungsumfang dieser ersten Kampagne umfasst die Auswertung der Inputsortierung und Mengenbilanz sowie die Untersuchung der gewonnen Proben. Die Proben wurden mittels Schüttdichtebestimmung, Siebanalyse, optisch qualitativer Bewertung und einer Sortieranalyse charakterisiert. Derzeit werden die aufbereiteten Proben auf ihre Elementgehalte hin untersucht.

6 ERKENNTNISSE UND HERAUSFORDERUNGEN FÜR BILANZIERUNGEN IN EAG ERSTBEHANDLUNGSANLAGEN

Nach Auswertung der ersten Untersuchungen auf Basis der Sortieranalysen und der Mengenbilanz können noch keine verallgemeinernden Aussagen über Verwertungsquoten und die Verteilung von Elementgehalten getroffen werden. Es lassen sich aber mit den gewonnen Erkenntnissen aus der Bilanzierung und mit den Erfahrungen aus anderen Projekten bereits methodische Herausforderungen identifizieren.

- Die Beprobung der Stoffströme erfordert Vorwissen über die Streuung der Elementgehalte. Zeitliche Veränderungen müssen berücksichtigt werden,
- Die Analyse der Elementgehalte ist aufgrund ihrer Chemie und der Heterogenität der Stoffströme schwierig. Es sind abgestimmte Aufschlussverfahren notwendig. Darüber hinaus wird die Nachweisgrenze für bestimmte Metalle in massenmäßig relevanten Fraktionen häufig unterschritten,
- Die Elementbestimmung in grobstückigen Verbundkomponenten aus der manuellen Vorsortierung erfordert eine tieferegehende manuelle Demontage, um Baugruppen freizulegen und
- Für eine zielgerichtete Interpretation der Daten sind Wiederholungen in regelmäßigen Abständen durchzuführen. So können funktionale Abhängigkeiten zwischen Anlageninput und der entsprechenden Elementverteilung erkannt werden.

7 FAZIT

Bilanzierungen ermöglichen optimierungsbedürftige Fraktionen und Prozessschritte zu erkennen. Die Methode liefert grundlegende Informationen zur Elementverteilung und zur Bewertung der Qualität der Outputströme. Diese Aussagen wurden auch im Rahmen einer Stoffflussanalyse im Jahre 2003 in einer Aufbereitungsanlage in der Schweiz bestätigt. Diese Studie resümiert, dass Stoffflussanalysen eine ganzheitliche Betrachtungsweise ermöglichen und somit Optimierungs- und Gefährdungspotenziale frühzeitig erkannt und genutzt werden können (Morf & Taverna 2004). Um das Instrument der Stoffbilanzierung auch für „kritische“ Metalle nutzen zu können, ist die Analytik für diese Metalle weiterzuentwickeln.

Die Prozessbilanzierung ist ein entscheidender, dennoch nicht der einzige Bestandteil einer umfassenden Betrachtung und Untersuchung der Wertschöpfungskette, die für ressourcenorientiertes Recycling erforderlich ist. Es fehlen:

- Prozessspezifische Anlagenzertifizierungen insbesondere für Folgebehandler,
- Transparenz der Stoffströme,
- Investitionssicherheit für die Entwicklung und Einführung neuer Verfahren und
- Vorgaben für „reale“ Recyclingquoten und festgelegte Qualitätskriterien

Ein möglicher Ansatz, ein solches System zu etablieren, ist eine verpflichtende Zertifizierung von Erstbehandlungsanlagen und deren Folgebehandler. Diese könnte an die bestehende europäische Standardisierung angepasst werden. Die europäische Union hat im Juli 2008 das Projekt „WEELABEX“ (LABEL of Excellence) ins Leben gerufen. Im Rahmen dieses Projektes wurde eine Normensammlung für die Bereiche Sammlung, Sortierung, Lagerung, Transport, Behandlung und Entsorgung erarbeitet.

Die Zertifizierung nach WEELABEX führt bereits regelmäßige prozessorientierte Auditierung ein. Darüber hinaus sind Anlagenbilanzierungen durchzuführen, die zur Einstufung von Recyclingquoten dienen. Um den Qualitätsgedanken und Rückgewinnungsquoten von „kritischen“ Metallen tatsächlich zu erhöhen, sind die o.g. Punkte zu ergänzen.

Die Einführung einer derartig gestalteten Zertifizierung ermöglicht die Festlegung von gezielten Anforderungen an den Aufbereitungsprozess, die Rückverfolgung von Mengen und schafft somit die Transparenz des Prozesses. Der Erfolg eines solchen Systems ist aber in großem Maße davon abhängig, ob ein solches System von allen Beteiligten mitgetragen und gesetzlich verankert wird.

LITERATUR

- BMU (o.J.a): Elektro- und Elektronikgeräte in Deutschland: Daten 2007 und 2008 zur Erfassung, Behandlung und Wiederverwendung http://www.bmu.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/elektro_daten_2008_bf.pdf access: 2.11.2013
- BMU (o.J.b): Elektro- und Elektronikgeräte in Deutschland: Daten 2009 und 2010 zur Erfassung, Behandlung und Wiederverwendung http://www.bmu.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/elektro_daten_2010_bf.pdf access: 2.11.2013
- Faulstich, M.; Mocker, M.; Pfeifer, S.; Köglmeier, M.; Egner, S.(2010) *r³ - Innovative Technologien für Ressourceneffizienz – Strategische Metalle und Mineralien*, Informationspapier zum Forschungs- und Entwicklungsbedarf der gleichnamigen BMBF-Fördermaßnahme, November 2010
- Hagelüken, C. (2013) *Kritische Metalle für Zukunftstechnologien und ihr Recyclingpotential*, VDI Fachkonferenz: Stoffliche und energetische Verwertung von Shredderrückständen und Elektroschrott, Dortmund, 18. Juni 2013
- Morf, L., Taverna, R. (2004) *Metallische und nichtmetallische Stoffe im Elektroschrott – Stoffflussanalyse*, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) (Hrsg.), Schriftreihe Umwelt Nr. 374, Bern 2004
- N. N., (2001) LAGA PN 98- *Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung/Beseitigung von Abfällen*, Stand: Dezember 2001

Dynamische Schwankungen in der Zusammensetzung sekundärer Erze

M. Ueberschaar & V.S. Rotter

Technische Universität Berlin, Fachgebiet Abfallwirtschaft, Berlin, Deutschland

KURZFASSUNG: Durch eine drohende Rohstoffverknappung wird die Rückgewinnung von Metallen aus Elektroaltgeräten immer dringender. Grundlage ist eine fundierte Wissensbasis über Rückgewinnungspotenziale. In dieser Studie wurden gemäß einer recycling-orientierten Produktcharakterisierung die Inhalte und Schwankungen von Tantal in Leiterplatten von sechs verschiedenen Gerätetypen und von Seltenerdelementen in Festplatten von PCs und Notebooks bestimmt. Die Geräte wurden demontiert und die Anteile der betreffenden Komponenten ermittelt. Analysen der chemischen Zusammensetzung der Bauteile wurden durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen starke Schwankungen in den Frachten von Tantal, abhängig von den Gerätearten und dem Herstellungsdatum. Einzelne Kondensatoren haben einen Tantalgehalt von ca. 49 %. Durch eine Separierung visuell erkennbarer Bauteile können 50-90 % und somit 5-10 g Tantal pro kg Leiterplatte separiert werden. Durch den Anteil von 3 % Silber in den Kondensatoren ist zwangsläufig ein Verlust von 10-20 % zu erwarten. Die Analysen der NdFeB Magnete in Festplatten zeigen Anteile von Neodym $22,9 \pm 2,8$ %, Praseodym $2,7 \pm 2,2$ % und Dysprosium $1,4 \pm 1,5$ %. Diese Werte fallen unterschiedlich für die Magnete im Linear- und Spindelmotor aus. Auch hier konnte ein zeitlicher Trend der Werte festgestellt werden.

1 EINLEITUNG

Durch den Einsatz von hochfunktionalen und strategisch wichtigen Metallen wird die Nutzung von EAG (Elektro- und Elektronikaltgeräte) als sekundäres „Erz“ für die Rohstoffsicherung immer wichtiger.

Die Einschränkungen bei der Durchführung von Recyclingprozessen stellen nur ein Beispiel für Schlüsselindikatoren dar, die für die Klassifizierung als kritische Metalle verwendet werden. Die momentanen ökonomischen und rechtlichen Bedingungen führen zu Recyclingansätzen, die nicht für die Rückgewinnung dieser Stoffe optimiert sind. Vorgeschriebene Sammelquoten von 4 kg pro Einwohner und massenbasierte Recyclingquoten von 50-80 % ab 2016 verschärfen dieses Problem. Basis für eine Änderung dieser Recyclingansätze ist das detaillierte Wissen über frühere und zukünftige Stoffströme. Hierfür ist eine Erhebung der Inhaltsstoffe sowie der Schwankungen in den Zusammensetzungen von EAG notwendig. Erst mit diesen Informationen können Recyclingprozesse geplant und die Wirtschaftlichkeit abgeschätzt werden.

Dieses Paper zielt auf die Charakterisierung von ausgewählten EAG ab, um die Anteile von den kritischen Elementen Tantal und Seltenerdelementen zu bestimmen und die Schwankungen dieser Stoffe in ihrem Einsatz aufzuzeigen. Nach Chancerel et al. (2013) spielen hier besonders Tantalkondensatoren auf Leiterplatten und NdFeB Magnete in Festplatten eine besondere Rolle und werden daher detailliert untersucht.

2 HINTERGRUND

2.1 Tantalkondensatoren

Tantal wird hauptsächlich in der elektronischen Industrie verarbeitet. Funktionelle Verwendung findet es in Kondensatoren und Widerständen (Chancerel et al. 2013). Obwohl 65-70 % des Tantals auf diese Weise eingesetzt werden sind noch keine Rückgewinnungsstrategien aus Elek-

troaltgeräten in der Praxis umfassend implementiert (Sievers 2012, Buijs 2012, Tercero Espinoza 2012).

Tantalkondensatoren bestehen aus einem festen Kern, der sich aus einer Tantaloxidanode und einer Mangandioxidkathode, eingehüllt in Graphit, zusammensetzt. Das Bauteil ist mit Epoxidharz ummantelt und über Silberdrähte elektrisch verbunden (siehe Abbildung 1).

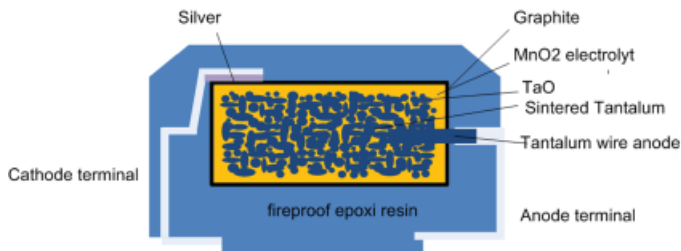


Abb. 1: Aufbau von Tantalkondensatoren (Chancerel et al. 2013).

2.2 NdFeB Magnete

Ungefähr 13 % der weltweiten Primärproduktion von Neodym wird für die Herstellung von NdFeB Magneten verwendet (European Commission 2010). 34 % dieser Permanentmagneten werden in PCs eingesetzt (Du & Graedel 2011).

Je nach den benötigten physikalischen Eigenschaften enthalten NdFeB Magnete verschiedene Seltenerdelemente und andere Legierungsstoffe. Die Basislegierung ist Nd₂Fe₁₄B (Zepf 2013). Mit der Zugabe von bestimmten Materialien sowie der spezifischen Substitution gewisser Anteile von Eisen und Neodym werden die Stabilität und die Temperaturbeständigkeit der Magnete beeinflusst (Goldman 1999, Zepf 2013). Hierfür werden Kobalt und die Seltenerdelemente Dysprosium und Praseodym verwendet (Goldman 1999, Hatch 2011, Rotter 2013, Chancerel 2013, Ueberschaar 2013).

In Festplatten werden zwei verschiedene Arten von NdFeB Magneten eingesetzt. Im voice-coil Aktuator (Linearmotor) finden üblicherweise 1 bis 2 gesinterte Magnete und im Spindelmotor polymeregebundene bzw. thermokompressionsgefügte Magnete ihren Einsatz (siehe Abbildung 2) (Hatch 2011, Kim 2013, Song 2013).



Abb. 2: Voice-coil Aktuator (links) und Spindelmotor (rechts) (nach Ueberschaar & Rotter 2014).

3 MATERIAL & METHODEN

Auf Grundlage der von (Chancerel & Rotter 2009) entwickelten Recycling-orientierten Produktcharakterisierung wurden Leiterplatten und Fesplatten hinsichtlich der Tantal- bzw. Seltenerdelementgehalte untersucht. Die Methode ist ein hierarchischer und systematischer Ansatz um Informationen über EAG für die Auslegung und Optimierung von Recyclingprozessen bereit zu stellen. Es sollen hiermit vermeidbare Materialvermischungen und –verdünnungen vermieden sowie ein mögliches Design-for-Recycling für neue Elektro- und Elektronikgeräte ermöglicht werden. Das

Vorgehen ist in 3 Ebenen unterteilt: Generelle Informationen über das zu untersuchende Equipment (z. B. Produzent, Herstellungsdatum), physikalische und mechanische Eigenschaften (z. B. Gewicht, Größe und Verbindungstypen) und die chemische Analyse von einzelnen Bauteilen (Chancerel & Rotter 2009, Rotter et al. 2013).

3.1 Tantalkondensatoren

Für diese Studie wurden sechs verschiedenen Gerätetypen hinsichtlich ihres Leiterplattengehalts untersucht sowie die Anteile der visuell identifizierbaren Tantalkondensatoren bestimmt. Ebenso fand eine Beurteilung der Ausbeute und der Selektivität dieses Aufbereitungsschritts statt. Hierfür wurde die chemische Zusammensetzung der Leiterplatten und der Tantalkondensatoren bestimmt um die verbleibenden Mengen an Tantal auf der Leiterplatte und die Anteile der entnommenen Materialien zu ermitteln. Die Untersuchungen beziehen sich auf Leiterplatten aus Desktop PCs, Notebooks, Flachbildschirmen, Mobilfunktelefonen, Server und Festplatten.

3.2 NdFeB Magnete

Um die Anteile von Festplatten und die eingesetzten Komponenten in Bezug setzen zu können, wurden für diese Studie 109 Desktop PC und 6 Notebooks demontiert. Des Weiteren wurden 49 Festplatten von Desktop PCs charakterisiert, um die Zusammensetzung von Festplatten und im speziellen von Linear- und Spindelmotormagneten zu ermitteln. Die Magneten wurden durch händische Demontage liberalisiert und hinsichtlich der chemischen Zusammensetzung analysiert.

4 ERGEBNISSE

4.1 Tantal in Leiterplatten

Visuell erkennbare Tantalkondensatoren wurden von den Leiterplatten händisch separiert und die Leiterplatten mit Brutto- und Nettogewicht verwogen. Die separierten Tantalkondensatoren wurden als kumulierte Probe (> 300 g; durchschnittliches Gewicht: 0,13 g) analysiert. Neben dem großen Anteil an Tantal von 49 % wurde auch ein hoher Wert an Silber mit 3 % gemessen. Zudem wurde die chemische Zusammensetzung der Leiterplatten je nach Geräteart nach der Entstückung analysiert um die Effizienz der Separierung und die Verluste ermitteln zu können.

Die Ergebnisse zeigen, abhängig vom Gerätetyp, eine selektive Entnahme von Tantal durch die Entstückung der Tantalkondensatoren. Der Anteil dieser Bauteile liegt bei 0,1-2 Massen-% des Leiterplattengewichtes. Durch eine Entnahme der Tantalkondensatoren kann eine Ausbeute von 5-10 g/kg Leiterplatte erzielt werden. Bezogen auf die Gewichte befinden sich in Mobilfunktelefonen, Notebooks, Festplatten und Server besonders tantal-haltige Leiterplatten. Die absolute Tantalmenge ist bei Mobilfunktelefonen und Festplatten allerdings sehr gering. Es zeigt sich, dass die Ausbeute bei einer visuellen Separation stark geräteart-abhängig ist und zwischen 50-90 % liegt.

Die vergleichenden Analysen der Leiterplatten zeigen, dass ein signifikanter Verlust der Silberanteile für die Leiterplattenaufbereitung durch die Entstückung der Tantalkondensatoren stattfindet. Durch eine aktive Separierung ist ein Verlust von 10-20 % des enthaltenen Silbers zu beobachten. Abbildung 3 zeigt die Massenbilanz durch eine selektive Entnahme der Ta-Kondensatoren für alle wichtigen enthaltenen Metalle relativ zu den Leiterplatten am Beispiel von Mobilfunktelefonen.

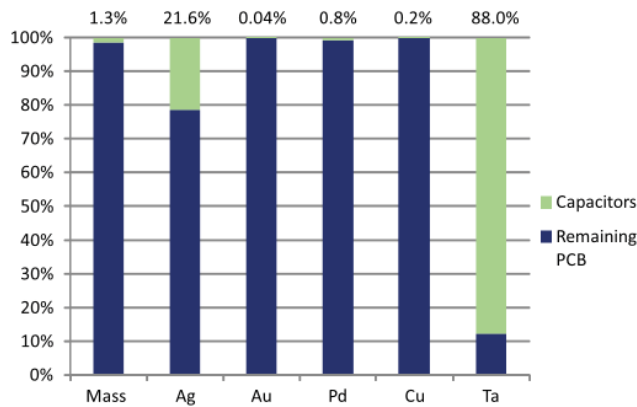


Abb. 3: Massenbilanz der selektiven Tantalentnahme von Leiterplatten am Beispiel Mobilfunktelefone.

Eine Analyse des zeitlichen Verlaufs des Einsatzes von Ta-Kondensatoren zeigt eine Verkleinerung der Bauteile und auch eine deutliche Verringerung der Anzahl an verbauten Kondensatoren bei Geräten jüngerer Herstellungsdatums. Abbildung 4 zeigt den Trend für die Masse der Ta-Kondensatoren als absolute und relative Angaben am Beispiel von Mobilfunktelefonen.

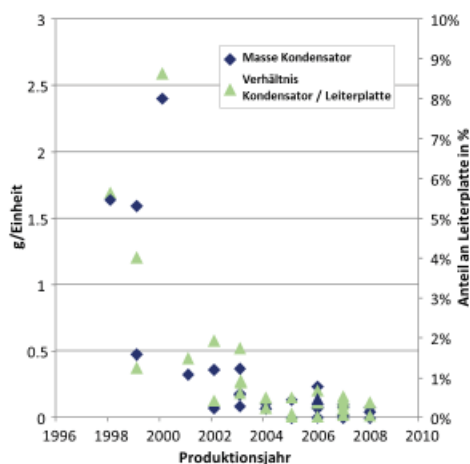


Abb. 4: Zeitlicher Verlauf der visuell identifizierbaren Ta-Kondensator Inhalte in Leiterplatten von Mobilfunktelefonen.

4.2 Seltenerdelemente in Festplatten

Der durchschnittliche Anteil einer Festplatte mit einem Gewicht von 544 ± 68 g an einem Desktop PCs entspricht 3,3 %. Die seltenerdelement-haltigen NdFeB Magnete tragen hier einen Anteil von insgesamt $3 \pm 1,5$ % (Magnet in voice-coil Aktuator $2,6 \pm 1,5$ % und Spindelmotor $0,4 \pm 0,06$ %). Festplatten aus Laptops mit einem Anteil von 3,6 % am Gerät sind entsprechend kleiner mit ca. 134 g Durchschnittsgewicht und einem Magnetanteil von $5,8 \pm 0,7$ % (voice-coil Aktuator: $4,7 \pm 1$ % und Spindelmotor: $1,2 \pm 0,4$ %).

Insgesamt wurde eine Anzahl von 67 Magneten aus Festplatten händisch demontiert und die Inhaltsstoffe quantitativ bestimmt. Die Hauptanteile sind Eisen ($63 \pm 3,8$ %) und Neodym ($22,7 \pm 2,8$ %). Je nach Substitution und Erweiterung der Legierung sind teilweise hohe Werte für Dysprosium ($2,4 \pm 3,5$ %), Praseodym ($2,5 \pm 2,4$ %), aber auch für Kobalt ($1,8 \pm 1,7$ %) gemessen worden. Terbium konnte nur in sehr geringen Konzentrationen nachgewiesen werden. Nickel wird als Ummantelung verwendet und wird nur bei den Magneten im voice-coil Aktuator eingesetzt.

Die Magnete im voice-coil Aktuator und im Spindelmotor bestehen nicht aus der gleichen Legierung. Durch die unterschiedlichen Ansprüche an diese Bauteile finden sich starke Unterschiede in der Zusammensetzung hinsichtlich Praseodym, Dysprosium und auch Kobalt. Der Einsatz von Eisen und Neodym unterliegt geringeren Schwankungen. Auffällig zeigen sich die besonders ho-

hen Konzentrationen von Dysprosium und Kobalt im Spindelmotormagnet. Des Weiteren ist eine breitere Anwendung von Praseodym im voice-coil Aktuator zu sehen.

Eine zeitliche Auswertung der Ergebnisse in einem Zeitraum von 14 Jahren (1994-2008) zeigt Schwankungen der Legierungsbestandteile. Diese unterscheiden sich für NdFeB Magnete aus dem voice-coil Aktuator und dem Spindelmotor. Abbildung 5 stellt den zeitlichen Trend exemplarisch anhand des Einsatzes von Dysprosium und Praseodym bei voice-coil Aktuator und Spindelmotor Magneten dar.

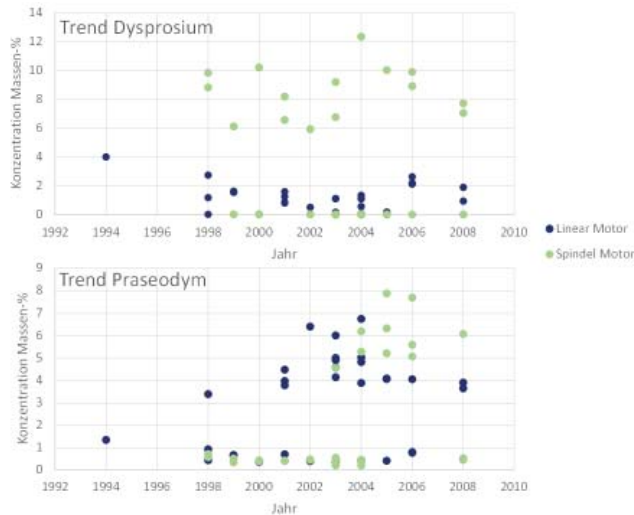


Abb. 5: Zeitlicher Trend im Einsatz von Dy und Pr bei voice-coil Aktuator und Spindelmotor Magneten.

Praseodym, Dysprosium und Kobaltinhalte schwanken durchschnittlich um 1-3 %. In Festplatten mit jüngerem Herstellungsdatum ist der Gesamtanteil von Seltenerdelementen einschließlich Neodym zudem um über 2 % gesunken.

5 DISKUSSION

Die Ergebnisse für Tantalkondensatoren in Leiterplatten und NdFeB Magneten in Festplatten zeigen eine hohe Streuung der Inhalte je nach untersuchtem Gerätetyp. Um Rückgewinnungspotenziale nutzen und Metalle mit niedrigen Anteilen und Frachten aufkonzentrieren zu können, muss eine vor-Selektion von ausgesuchten EAG in den Recyclingprozess implementiert werden. Zudem ist eine Separation der entsprechenden Bauteile wie Tantalkondensatoren oder NdFeB Magnete notwendig. Probleme ergeben sich durch das zwangsläufige Abtrennen anderer Wertstoffe. Ein Beispiel ist die Entstückung der Tantalkondensatoren von Leiterplatten, an die ein Entfernen von 10-20 % des in Leiterplatten vorhandenen Silbers gekoppelt ist. Das Verhältnis der Tantalseparation gegenüber des Silberverlustes ist für die untersuchten Gerätetypen unterschiedlich. Dieser Kompromiss wird in Abbildung 6 dargestellt.

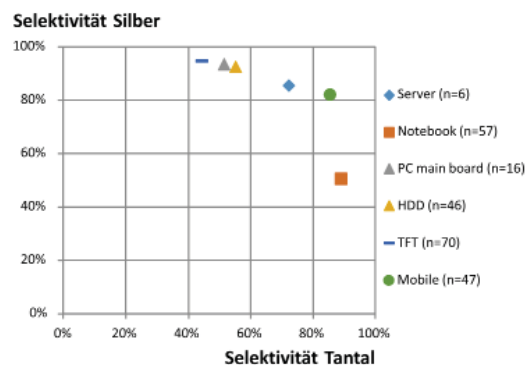


Abb. 6: Vergleich Silberverlust durch Tantalseparierung.

Die Literatur zeigt ein relativ einheitliches Bild der Zusammensetzung von NdFeB Magneten. Du & Graedel (2011) haben die Legierung mit 20 % Neodym, 5 % Praseodym, 5 % Dysprosium und 1 % Terbium zusammen gefasst. Zepf hat in seinen Messungen 25 % Neodym und 5 % Praseodym nachgewiesen (Zepf 2013). Werden die Messungen mit den Ergebnissen dieser Studie verglichen, zeigen sich teils höhere Werte für Neodym ($23 \pm 2,8$ %) und wesentlich niedrigere Werte für Pr ($2,7 \pm 2,2$ %) und Dysprosium ($1,4 \pm 1,5$ %). Terbium wurde nur in sehr geringen Spuren nachgewiesen. Außerdem zeigt sich, dass die Werte sich unterschiedlich für die Magnete im voice-coil Aktuator und im Spindelmotor verhalten. Gerade Dysprosium stellt eines der wertvollsten Seltenerdelemente dar und ist zum größten Teil im Spindelmotormagnet eingesetzt. Eine Rückgewinnung erscheint hier sinnvoll. Allerdings muss beachtet werden, dass der Magnet im voice-coil Aktuator um das 6-fache schwerer ist.

LITERATUR

- Chancerel, P., & Rotter, S. (2009). Recycling-oriented characterization of small waste electrical and electronic equipment. *Waste Management* (New York, N.Y.), 29(8), 2336–52. doi:10.1016/j.wasman.2009.04.003.
- Chancerel, P., Rotter, V. S., Ueberschaar, M., Marwede, M., Nissen, N. F., & Lang, K.-D. (2013). Data availability and the need for research to localize, quantify and recycle critical metals in information technology, telecommunication and consumer equipment. *Waste Management & Research*, 31(10 Suppl), 3–16. doi:10.1177/0734242X13499814.
- Du, X., & Graedel, T. E. (2011). Global Rare Earth In-Use Stocks in NdFeB Permanent Magnets. *Journal of Industrial Ecology*, 15(6), 836–843. doi:10.1111/j.1530-9290.2011.00362.x.
- European Commission. (2010). *Critical raw materials for the EU. Ad-hoc Working Group on defining critical raw materials* (pp. 1–84). Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Critical+raw+materials+for+the+EU#0>.
- Goldman, A. (1999). Handbook of modern ferromagnetic materials. Springer. Retrieved April 14, 2014, from <http://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=cYaQAOCuygcC&oi=fnd&pg=PR15&dq=Handbook+of+Modern+Ferromagnetic+Materials&ots=U3DWWQxe26m&sig=MxVvkOfy4Ns-K6bpyU5KIN-RBHYM>.
- Hatch, G. (2011). Seagate , Rare Earths And The Wrong End Of The Stick. *Technology Metals Research*, (News Analysis, Permanent Magnets, Rare Earths). Retrieved from <http://www.techmetalsresearch.com/2011/07/seagate-rare-earths-and-the-wrong-end-of-the-stick/>.
- Kim, J. W., Kim, S. H., Song, S. Y., & Kim, Y. Do. (2013). Nd–Fe–B permanent magnets fabricated by low temperature sintering process. *Journal of Alloys and Compounds*, 551, 180–184. doi:10.1016/j.jallcom.2012.10.058.
- Rotter, V. S., Chancerel, P., & Ueberschaar, M. (2013). Recycling-oriented product characterization for Electric and Electronic Equipment as a tool to enable recycling of critical metals. In *TMS 2013 142nd Annual Meeting & Exhibition*. San Antonio, Texas, USA: TMS Meeting Services.
- Sievers, H., Buijs, B., & Tercero Espinoza, L. a. (2012). Limits to the critical raw materials approach. *Proceedings of the ICE - Waste and Resource Management*, 165(4), 201–208. doi:10.1680/warm.12.00010.
- Ueberschaar, M., & Rotter, V. S. (2014). Enabling the recycling of rare earth elements through product design and trend analyses of hard disk drives. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, submitted.
- Zepf, V. (2013). *Rare Earth Elements*. Vasa. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. doi:10.1007/978-3-642-35458-8.

Erstmals Studie: Elektro(nik)-Schrott Recycling in einem ganzen Bundesland

R. Brüning & J. Wolf

Dr. Brüning Engineering, Brake, Deutschland

M. Mattern

Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht, Mainz, Deutschland

KURZFASSUNG: Die in Rheinland-Pfalz durchgeführte Studie zeigt, dass die dort erreichte Sammelquote pro Einwohner und Jahr in 2011 innerhalb des deutschen Durchschnitts liegt. Zur Erreichung der zukünftig durch die WEEE II-Richtlinie vorgegebenen Ziele wird eine Erhöhung der Sammelmenge nötig. Bzgl. der angestrebten zerstörungsfreien Sammlung gibt es noch Defizite bei den öRE, die vor allem auf ungeeignete Sammelbehältnisse und nicht sachgemäßes Handling zurückzuführen sind. Die Wiederverwendung von Elektro(nik)geräten findet nur bei einem von 35 öRE und 3 von 18 Recyclingbetrieben statt. Dagegen ist das Thema sowohl bei Herstellern als auch bei Vertreibern von Geräten präsent. Im Aufbau von Kooperationsmodellen zwischen öRE, Vertreibern, Reparatoren und Wiedervermarktern wird ein großes Potential zur Steigerung der Wiederverwendung und zur Verbesserung der Sammelqualitäten gesehen.

1 EINLEITUNG

Laut Bundesregierung wurden im Jahr 2010 1.730.794 t Elektro(nik)geräte in den Verkehr gebracht (BMU 2012a). Für die Herstellung von immer mehr kurzlebigen Elektro(nik)geräten werden immer mehr Ressourcen verbraucht. Durch die Sammlung und das Recycling von Altgeräten können Teile der eingesetzten Ressourcen wiedergewonnen und erneut in der Produktion eingesetzt werden. In Deutschland wurden im Jahr 2010 722.567t Altgeräte aus privaten Haushalten gesammelt (BMU 2012a). Pro Einwohner stellt dies eine Sammelquote von 8,8 kg dar (Eurostat 2014). Im europäischen Vergleich steht Deutschland an siebter Stelle. Spitzenreiter ist Schweden mit 15,9 kg und Schlusslicht Rumänien mit 1,1 kg (Eurostat 2014). Die Sammelquote für Elektronikaltgeräte aus privaten Haushalten schwankt laut Umweltbundesamt über die letzten 5 Berichtsjahre zwischen 6,3 kg und 9,4 kg (Sperlich 2013). Die vom ElektroG in §1 (1) geforderten 4 kg pro Einwohner und Jahr werden damit erfüllt. Die WEEE II Richtlinie der EU sieht laut Artikel 7 (1) zukünftig eine Berechnung der Quote basierend auf den drei Jahre zuvor in den Markt gebrachten Mengen vor. Bis 2016 sollen 45%, bis 2019 65% dieser in den Markt gebrachten Geräte gesammelt werden. Das Umweltbundesamt berechnete, dass Deutschland mit den Daten aus 2010 die in 2016 vorgesehene Quote genau erreichen, die in 2019 vorgesehene Quote aber nicht erreichen würde. (Sperlich 2013) Die Anstrengungen zur Sammlung von Elektro(nik)altgeräten sind also in Zukunft noch zu erhöhen.

Von den insgesamt 777.035 t gesammelten Altgeräten (BMU 2012) wurden in Deutschland in 2010 nur rund 1,1% wiederverwendet, obwohl Abfallvermeidung und Vorbereitung zur Wiederverwendung laut Artikel 4 (1) der Abfallrahmenrichtlinie der EU an erster und zweiter Stelle der Abfallhierarchie stehen.

Zur Steigerung der Wertschöpfung in der Recyclingkette und um eine möglichst hohe Wiedergewinnung von Ressourcen - nicht nur für Massenmetall zu erreichen, sind optimierte Abläufe von der Erfassung über Transport, ggf. Sortierung, bis hin zur metallurgischen Aufbereitung nötig.

2 STUDIE

Um lenkend in den Stoffstrom Elektro(nik)altgeräte einzugreifen, hat das Ministerium für Wirtschaft, Klimaschutz, Energie und Landesplanung in Rheinland-Pfalz eine Studie vergeben, um erstmals die aktuellen Erfassungs- und Verwertungsstrukturen von Elektro(nik)geräten entlang der Recyclingkette in einem ganzen Bundesland erfassen zu lassen. Ziel war es, die Wege der in Rheinland-Pfalz anfallenden Elektro(nik)altgeräte darzustellen und zu analysieren. Aufbauend darauf sollen Stärken und Schwächen bei den einzelnen Mitgliedern der Recyclingkette identifiziert und ggf. Verbesserungsvorschläge gemacht werden. Die Studie wurde in drei Arbeitspaketen durchgeführt, die nachfolgend näher ausgeführt werden:

2.1 Arbeitspaket 1 (AP1)

Zur Realisierung des AP 1 wurde in einem ersten Schritt eine telefonische Befragung der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger (örE) durchgeführt. Ermittelt wurden dabei neben den erreichten Sammelmengen Grunddaten zur Wahrnehmung der Selbstvermarktung nach §9 (6) ElektroG, zu verpflichtend angebotenen Bringsystem und evt. zusätzlich angebotenen Holsystemen nach §9 (3) ElektroG, zur Qualität der Sammlung bezugnehmend auf die Mindestanforderungen in §9 (5) ElektroG, zur Ausgestaltung der Öffentlichkeitsarbeit der örE nach §9 (2) sowie zu Änderungswünschen und Verbesserungsvorschlägen. An der telefonischen Umfrage beteiligten sich alle 35 örE in Rheinland-Pfalz. Ein Kernpunkt der Befragung stellte die Ermittlung der angenommenen Mengen pro Sammelgruppe (SG) nach ElektroG bei den örE dar. Nach dem deutschen ElektroG werden Elektro(nik)altgeräte in folgenden 5 SG gesammelt: SG1 Haushaltsgroßgeräte, automatische Ausgabegeräte; SG2 Kühlgeräte; SG 3 Informations- und Telekommunikationsgeräte, Geräte der Unterhaltungselektronik; SG 4 Gasentladungslampen; SG5 Haushaltskleingeräte, u.a.

Da zum Zeitpunkt der Befragung die Zahlen für 2012 noch nicht bei allen örE vorlagen, wurden Mengen aus dem Jahr 2011 erfragt. Dabei wurde zwischen den Mengen, die ein örE nach § 9 (6) ElektroG selbst vermarktet, und den Mengen, die ein örE über die Abholkoordination der Stiftung ear abholen lässt, unterschieden. Für Geräte die nicht selbst vermarktet wurden, konnten nur wenige örE Gewichtsangaben machen. Auf Grundlage einer Expertenbefragung in der typische Durchschnittsgewichte ermittelt wurden, konnten die von den nicht selbstvermarktenden örE genannten Behälterzahlen in Sammelmengen umgerechnet werden.

Daraus ergibt sich für Rheinland-Pfalz eine Sammelmenge von rund 30.968t gesammelten Elektro(nik)altgeräten aus privaten Haushalten. Die Sammelquote für Elektro(nik)altgeräte in Rheinland-Pfalz liegt damit bei ca. 7,7kg pro Einwohner und Jahr. Diese Quote schwankt bei den einzelnen örE zwischen ca. 4,4 kg pro Einwohner und Jahr und 17,5 kg pro Einwohner und Jahr. In diesem Zusammenhang wurde in einer Korrelationsuntersuchung kein Zusammenhang zwischen der erreichten Sammelquote und der Zahl der angebotenen Sammelstellen pro Einwohner oder der Sammelstellen pro Fläche festgestellt.

Nach der Wiederverwendung von Geräten der Sammelgruppen 3 und 5 befragt, sagte kein örE, dass im Jahr 2011 eine Wiederverwendung stattgefunden habe. Im Kreis Bitburg-Prüm ist inzwischen die Wiederverwendung von Geräten der SG 1,2,3 und 5 gestartet worden. Das dortige System bindet lokale Betriebe der Elektroinnung in die werterhaltende Erfassung von Geräten mit ein. Mit der Behandlung der Geräte wurde ein Entsorgungsfachbetrieb beauftragt, der auch Elektromeisterbetrieb ist, und über Fachkenntnisse zur Reparatur von Geräten verfügt.

Einen weiteren Themenkomplex stellte die Ausgestaltung der Bringsysteme der örE dar. Die Zahl der angebotenen Sammelstellen schwankt pro örE zwischen 1 und 14. 11 örE führen eine getrennte Erfassung der SG 3a (Bildschirmgeräte) und 3b(ITK-Geräte) durch. Für die SG 3 (31 örE) sowie die SG 5 (29 örE) stellt der Abrollcontainer das bevorzugte Sammelbehältnis dar. Bzgl. der Abdeckung von Containern geben für die Sammelgruppe 3 18 örE und für die Sammelgruppe 5 24 örE an, dass die Container ständig überdacht seien. 13 von 35 örE geben an, dass die Einladung der Elektro(nik)altgeräte in die Sammelbehältnisse grundsätzlich händisch erfolgt. Einige genannte Hilfsmittel lassen auf eine nicht zerstörungsfreie Beladung schließen, wie z.B. Radlader

(5 Nennungen), Stapler (5 Nennungen), Rampen/Podeste (2 Nennungen).

Weiterhin wurden Informationen zum Holsystem und weiteren alternativen Sammelsystemen eingeholt. 31 öRE bieten ein Holsystem für Elektro(nik)altgeräte an. 22 öRE führen eine haushaltsnahe Sammlung durch ein Schadstoffmobil oder Umweltmobil durch. Eine Sammelbox für kleine Elektro(nik)altgeräte hat bislang nur ein öRE im Rahmen eines Pilotprojekts aufgestellt. Basierend auf den Ergebnissen der Telefonumfrage wurden in einem zweiten Schritt einzelne Sammelstellen von 6 öRE besucht und Vor-Ort analysiert. Defizite bzgl. der Sammelqualität wurden insbesondere bei der Nichtabdeckung von Containern, der nicht bruchsicHERen Erfassung von Leuchtstoffröhren und Bildschirmgeräten, der mechanischen Verdichtung von Geräten und der nicht brandsicHERen Lagerung von hochenergetischen Batterien beobachtet.

Daneben wurde untersucht, welche weitergehenden Instrumente die öRE zur Öffentlichkeitsarbeit einsetzen. Die überwiegende Zahl der öRE benutzt die klassischen Informationskanäle um die Öffentlichkeit über Sammelsysteme für Elektronikaltgeräte zu informieren. Alle öRE geben an das Internet sowie Broschüren/Flyer der Abfallwirtschaft zu nutzen, es folgen die telefonische Beratung (33 Nennungen) und Werbung in der lokalen Presse (25 Nennungen).

Nach Verbesserungswünsche gefragt, forderten die meisten öRE an, dass eine Klärung und Vereinheitlichung bzgl. der Sammlung von (möglicherweise mit Asbest belasteten) Nachtspeichergeräten und Photovoltaikanlagen aus ihrer Sicht notwendig sei. Weiterhin wurde festgestellt, dass eine bruchsicHERE Erfassung (insb. bei Bildschirmgeräten), ein sachgemäßer Transport und eine beschädigungsfreie Um- und Entladung der gesammelten Elektro(nik)altgeräte nicht sichergestellt werden kann. Eine Wiederverwendung von Geräten findet fast nicht statt.

2.2 Arbeitspaket 2 (AP2)

Das AP 2 umfasste Untersuchungen von Reparaturbetrieben, Second Hand Betrieben sowie Herstellern und Vertreibern von Elektronikgeräten in Rheinland-Pfalz. Die Untersuchungen der Reparatur- und Second Hand Betriebe fand als qualitative Interviews statt.

Um Hersteller von Elektro(nik)geräten in RLP zu finden, wurden Recherchen über Firmenverzeichnisse durchgeführt, da die dort zu erhaltende Daten i.d.R. aktueller sind als in Branchenbüchern. Die Recherche baute auf den Datenbanken der Marktführer auf. Unter den in Frage kommenden Branchencodes waren dort 680 Betriebe gelistet. Diese wurden anschließend mit dem Verzeichnis der registrierten Hersteller bei der Stiftung ear abgeglichen. So konnten 62 registrierte Hersteller von Elektro(nik)geräten identifiziert werden, die entweder ihren Hauptsitz oder einen Produktionsstandort in Rheinland-Pfalz haben. Außerdem geht aus den Daten der Stiftung ear für diese 62 Hersteller hervor, in welcher Kategorie sie registriert sind. So sind die meisten Hersteller in der Kategorie 3 „IT“ registriert (15 Hersteller), gefolgt von Kategorie 9 „Überwachungs- und Kontrollgeräte“ (14 Hersteller) und Kategorie 6 „Werkzeuge“ (12 Hersteller). Für die 62 registrierten Hersteller wurde ein Onlinefragebogen entworfen, um sie zu ihrer Rücknahmepaxis zu befragen. Die Ansprache erfolgte in 6 Wellen, wobei sich 19 an der Umfrage beteiligt haben. Von den antwortenden Herstellern bewegt sich der Großteil im B2B Markt - 15 Teilnehmer gaben an Geräte ausschließlich an Gewerbekunden zu verkaufen, 3 Teilnehmer haben B2B (Business to Business) und B2C (Business to Consumer) Kunden und nur 1 Teilnehmer verkauft ausschließlich an Privatkunden. Da nur Hersteller, die Geräte an B2C Kunden verkaufen, in die Abholkoordination der Stiftung ear einbezogen werden, gab von den 4 im Privatkundenbereich tätigen Teilnehmern nur 1 Hersteller an in den Jahren 2011 oder 2012 eine Abholanordnung erhalten zu haben. Von den 18 im gewerblichen Bereich tätigen Teilnehmern gaben 11 an in den Jahren 2011 und 2012 ein Rücknahmesystem angeboten zu haben. 3 Teilnehmer verneinten diese Frage und 4 machten keine Angabe.

Von den 11 Teilnehmer, die ein Rücknahmesystem betreiben, geben 9 an Bauteile aus retournierten Geräte wiederzuverwenden und 6 geben an auch ganze Geräte einer Wiederverwendung zuzuführen. Damit kann festgehalten werden, dass das Thema Wiederverwendung bei den Herstellern verglichen mit den öRE und den Recyclingbetrieben sehr viel mehr Beachtung findet.

Vertreiber von Elektro(nik)geräten wurden exemplarisch am Beispiel von Mainz und dem Donnersbergkreis untersucht. Um eine Liste dort ansässiger potentieller Vertreiber zu erhalten wurde entschieden eine Recherche über die einschlägigen Branchenbücher durchzuführen. Für Mainz ergab die Recherche zuerst 411 potentielle Vertreiber in der Zielgruppe, für den Donnersbergkreis 113. Nach der Datenbereinigung sanken diese Zahlen auf 234 Vertreiber für Mainz und 53 Vertreiber im Donnersbergkreis. So wie schon für die Hersteller, wurde für die Vertreiber ein Onlinefragebogen zu der Rücknahmesituation bei Elektro(nik)geräten entworfen. Die Umfrage wurde in vier Wellen durchgeführt. Geantwortet haben 32 Vertreiber aus Mainz und 10 aus dem Donnersbergkreis. Von den 42 Teilnehmern gaben 15 an der Verkauf von Elektro(nik)geräten stellt ihr Kerngeschäft dar, 8 antworteten der Verkauf von Elektro(nik)geräten findet neben dem Verkauf weiterer Produkte statt und 18 der Verkauf von Elektronikgeräten findet in Verbindung mit dem Angebot einer Handwerksleistung statt. 1 Teilnehmer ordnete sich nicht ein. Bzgl. der Rücknahme von Geräten gaben nur 4 Teilnehmer an, dass sie Geräte nur im Rahmen der gesetzlichen Gewährleistung zurücknehmen. 3 Teilnehmer geben an keine Geräte zurückzunehmen und 35 Teilnehmer bieten eine freiwillige Rücknahme von Elektro(nik)geräten an. Davon binden 22 Teilnehmer die freiwillige Rücknahme an Bedingungen. Hier wurde führend genannt, dass ein Neukauf stattfinden (15 Teilnehmer) und/oder der Kunde bekannt sein sollte (9 Teilnehmer).

Von den 35 Teilnehmern, die die freiwillige Rücknahme anbieten, antworteten 17 die abgegebenen Geräte auf ihre Wiederverwendungsfähigkeit zu prüfen. Je 16 Teilnehmer gaben an, dass ganze Geräte bzw. Bauteile der Wiederverwendung zugeführt werden. Ähnlich wie bei den Herstellern kann festgehalten werden, dass bei den teilnehmenden Vertreibern ein größeres Bewusstsein für die Wiederverwendung besteht als bei den befragten öRE oder Recyclingbetrieben.

Die Reparaturbetriebe wurden über die Reparaturführer der öRE Mainz, Speyer und Ludwigshafen, den Gelben Seiten und den einschlägigen Datenbanken recherchiert. Mindestens 120 Betriebe in Rheinland-Pfalz werben mit der Reparatur von Elektro(nik)geräten. Für einen Vor-Ort-Besuch mit qualitativem Interview konnten drei Betriebe mit unterschiedlichen Schwerpunkten bei der Reparatur gewonnen werden. Darunter waren je ein Betrieb mit der Spezialisierung Großgeräte (Waschmaschinen, etc.), Unterhaltungselektronik (Fernseher, Radio) sowie Generalist, der mit Ausnahme der Sammelgruppe 4 das gesamte Gerätespektrum des ElektroG abdeckt. Übereinstimmend wurde von den Betrieben berichtet, dass eine große Nachfrage nach Reparaturdienstleistungen besteht. Alle Interviewpartner gaben an, in den letzten Jahren eine verkürzte Lebensdauer bei Geräten zu beobachten. Die Interviewpartner waren sich einig darin, dass die Ausbildung von Reparateuren gefördert werden muss. Darüber hinaus wurde zum Bereich Reparatur ein vierter Betrieb interviewt, der die Aufarbeitung von Leasingrückläufern im Computer Bereich betreibt. Im Gegensatz zu den zuvor interviewten Betrieben geschieht dies im industriellen Maßstab und im Auftrag des Herstellers der Geräte. Auch dieser Betrieb benannte als wesentliche Herausforderung die Schwierigkeit Fachpersonal zu finden. Dieses Problem kann als ein wesentlicher Hinderungsgrund im Bereich Reparaturen angesehen werden.

Die Second Hand Betriebe wurden über Angaben der öRE, den einschlägigen Datenbanken, Second Hand Netzwerke und Verbände recherchiert. Mindestens 9 Betriebe in Rheinland-Pfalz vertreiben gebrauchte Elektro(nik)geräte im größeren Maßstab. Dabei handelt es sich um Anbieter im gemeinnützigen Bereich. Drei Betriebe konnten für einen Vor-Ort-Besuch mit Experteninterviews gewonnen werden. Diese versuchen mit unterschiedlichen Marktstrategien erfolgreich zu sein. Interviewt wurden ein Anbieter im Low-Cost Segment, ein Anbieter mit mittlerer Preis- und Qualitätsstrategie und ein Anbieter im Qualitätssegment. Entsprechend ihrer Strategie handeln die drei Anbieter sehr unterschiedlich. Im Low-Cost-Segment werden Elektro(nik)geräte ohne Prüfung und ohne ansprechende Präsentation angeboten. In diesem Modell funktioniert der Absatz über den Preis. Im Qualitätssegment werden Geräte angeboten, die von einem Elektromeisterbetrieb instandgesetzt und geprüft wurden. Die Kenntlichmachung dieser Qualität an den Geräten trägt zur Verbraucherakzeptanz gebrauchter Elektro(nik)geräte bei. Die Präsentation der Geräte findet in unterschiedlichen Abteilungen statt und ist dabei der Strategie von privatwirtschaftlichen Möbelhäusern angelehnt. Der Betrieb berichtet von sehr großem Erfolg dieses Modells und einer viel breiteren Käuferschicht, die durch die Qualitätsstrategie erreicht würde.

Besonders hingewiesen werden soll an dieser Stelle auf eine Kooperation zweier Interviewpartner zur Reparatur und Wiedervermarktung von Elektro(nik)geräten. Unter AP 1 wurde die beginnende Wiederverwendung von Geräten im Kreis Bitburg-Prüm beschrieben. Der dort genannte Entsorgungsfach- und Elektromeisterbetrieb nahm als Reparaturbetrieb (Generalist) an einem Interview teil. Um den Kreislauf zu schließen und aufgearbeitete Geräte wieder in den Markt zu bringen, wurde von dem Elektromeisterbetrieb eine Kooperation mit dem Second Hand Anbieter im Qualitätssegment geschlossen. Die im Meisterbetrieb fachgerecht instandgesetzten Elektro(nik)geräte, werden anschließend im Second Hand Betrieb gereinigt und zum Verkauf ausgestellt. Diese Arbeitsteilung im Netzwerk gewährleistet, dass der Wiederkaufspreis der Gebrauchtgeräte niedrig bleibt und sich die Reparatur der Geräte in Deutschland lohnt.

Die Schaffung regionaler Wiederverwendungsnetzwerke, die Reparateuren mit ihrem Fachwissen Zugriff zu den anfallenden Geräten ermöglicht, wird als große Chance im Bereich Wiederverwendung angesehen. Entwicklungsmöglichkeiten für den Second Hand Bereich werden in dieser Professionalisierung der Branche, Qualitätsstandards für aufgearbeitete Geräte und die Ansprache größerer Käuferschichten gesehen.

2.3 Arbeitspaket 3 (AP3)

telefonisch befragt. Die Fragen bezogen sich auf die behandelten Mengen, die behandelten Gerätearten, den Check auf Wiederverwendung, die Zerlegetiefe und Hinweise/Anmerkungen. In einem zweiten Schritt wurden 11 der befragten Betrieben Vor-Ort analysiert.

Die Recherche der Recyclingbetriebe stützte sich auf die Listen der Genehmigungsbehörden in Rheinland-Pfalz, Angaben der öRE, eine Firmenverzeichnisrecherche und das Verzeichnis der Werkstätten für Behinderte Menschen der Bundesanstalt für Arbeit. Nach der Vorrecherche wurden 43 potentielle Recyclinganlagen für Elektro(nik)altgeräte identifiziert, von denen 23 telefonisch ausgeschlossen wurden. So wurden 20 Recyclingbetriebe gefunden, die Elektro(nik)altgeräte behandeln. Davon arbeiten sechs Betriebe im gemeinnützigen Bereich und 12 privatwirtschaftlich. Von den 20 Betrieben haben sich 18 an der telefonischen Umfrage beteiligt. Bei den Mengen, die privatwirtschaftliche und gemeinnützige Betriebe pro Jahr behandeln ergeben sich z.T. deutliche Unterschiede. Die 6 gemeinnützigen behandeln zwischen 140t und 400t pro Jahr. Die privatwirtschaftlichen Teilnehmer dagegen zwischen ca. 300t und 46.000t pro Jahr. Bzgl. der Gerätearten behandeln 10 Teilnehmer in Rheinland-Pfalz die SG 1, drei Teilnehmer die SG 2, 15 Teilnehmer die SG 3 und 10 Teilnehmer die SG 5. Die SG 4 wird in Rheinland-Pfalz nicht behandelt. Von den 15 Teilnehmern, die die Sammelgruppe 3 behandeln, beschäftigen sich 11 mit der Sammelgruppe 3a und davon 5 auch mit der Zerlegung von Flachbildschirmen. 14 Teilnehmer beschäftigen sich mit der SG 3b. 13 der 18 Befragten halten die Qualität der angelieferten Geräte für verbesserungswürdig. Besonders häufig beklagt wurden dabei die Beraubung von Geräten – wie z.B. fehlende Kompressoren, Prozessoren, Speicher und Kabel - häufiger Glasbruch und die Anlieferung vorverdichteter Geräte. 7 Teilnehmer, die die Geräte der SG 3 oder 5 manuell zerlegen, wurden gefragt, ob sie gezielt Bauteile entnehmen aus denen strategische Metalle (z.B. Neodymmagnete) gewonnen werden können. Nur ein Teilnehmer antwortete Neodymmagnete aus Festplatten zu entnehmen. Weiterhin wurde gefragt ob die Behandlungsanlagen prüfen, ob ein Altgerät oder ein Bauteil einer Wiederverwendung zugeführt werden kann. 15 von 18 befragten Betrieben geben an, keine Prüfung auf Wiederverwendung durchzuführen. Als Grund wurden i.d.R. genannt, dass die Geräte zu zerstört angeliefert werden. Nur 3 Teilnehmer gaben an eine Wiederverwendung durchzuführen. Ein gemeinnütziger Betrieb repariert in geringem Umfang ganze Großgeräte. Zwei weitere Betriebe führen einzelne Komponenten einer Wiederverwendung zu. Damit führt die Wiederverwendung bei den Recyclingbetrieben verglichen mit den Herstellern und Vertreibern ein Schattendasein.

Bei den 11 Vor-Ort-Analysen war der Umgang mit einzelnen Geräten- oder Gerätekomponenten z.T. unsachgemäß (insbesondere der Umgang mit hochenergetischen Batterien). Weitere Auffälligkeiten gab es bei Bildschirmgeräten, Leuchtstoffröhren und Druckern bzw. Tonern. Bei Röhrengeräten und Flachbildschirmen kam es aufgrund nicht geeigneter Sammelbehältnisse und

nicht sachgemäßen Handlings zu auffällig viel Bruch. Viel Bruch war auch bei Leuchtstoffröhren zu beobachten, Ursache dafür war i.d.R. der Umgang mit den Rungenpaletten.

3 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Rheinland-Pfalz liegt mit der erreichten Sammelquote pro Einwohner und Jahr in 2011 innerhalb des deutschen Durchschnitts. Zur Erreichung der zukünftig durch die WEEE II-Richtlinie vorgegebenen Ziele wird noch eine Erhöhung der Sammelmenge nötig sein. Bzgl. der angestrebten zerstörungsfreien Sammlung gibt es noch Defizite bei den örE, die vor allem auf ungeeignete Sammelbehältnisse und nicht sachgemäßes Handling zurückzuführen sind. Auch die Mehrzahl der Recyclingbetriebe sieht die Qualität der angelieferten Geräte als verbesserungswürdig an. Sowohl bei örE als auch bei Recyclingbetrieben gibt es insbesondere Handlungsbedarf beim Glasbruch bei Bildschirmgeräten und bei Leuchtstoffröhren sowie bei der Lagerung der hochenergetischen Batterien. Die Wiederverwendung von Elektro(nik)geräten findet nur bei einem von 35 örE und 3 von 18 Recyclingbetrieben statt. Dagegen ist das Thema sowohl bei Herstellern als auch bei Vertreibern von Geräten präsent. Im Aufbau von Kooperationsmodellen zwischen örE, Vertreibern, Reparateuren und Wiedervermarktern wird ein großes Potential zur Steigerung der Wiederverwendung und zur Verbesserung der Sammelqualitäten gesehen.

LITERATUR

- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, http://www.bmu.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/elektro_daten_2010_bf.pdf, Zuletzt abgerufen am: 30.04.2014
- Deutsche Bundesregierung (2005) Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten, <http://www.gesetze-im-internet.de/elektrog/>, Zuletzt abgerufen am: 20.06.2014
- Europäisches Parlament (2012) Richtlinie 2002/19/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Juli 2012 über Elektro- und Elektronik-Altgeräte , <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:32012L0019&from=EN>, Zuletzt abgerufen am: 29.04.2014
- Sperlich, K. (2013) Datenmonitoring von Elektroaltgeräten: Eine Bilanz Recycling Magazin Sonderheft Metallrecycling, 22-25
- Statistisches Amt der Europäischen Union, http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/waste/key_waste_streams/waste_electrical_electronic_equipment_weee, Zuletzt abgerufen am: 10.03.2014

Vorbereitung einer Metallmischfraktion für metallurgische Verwertungswege

S. Heinrichs, D. Rüßmann & T. Pretz

RWTH Aachen, I.A.R. - Institut für Aufbereitung und Recycling, Aachen, Deutschland

C. Kneppergeres

MAV Mineralstoff-Aufbereitung und –Verwertung GmbH, Krefeld, Deutschland

KURZFASSUNG: Innerhalb des VeMRec-Vorhabens wird die Aufbereitung von NE-Metallkonzentraten aus Müllverbrennungsrostaschen untersucht. Mit einer innovativen Verfahrenskombination werden direkt verhüttungsfähige Produkte aus den NE-Metallkonzentraten gewonnen. Eine eigens am Standort einer bestehenden Rostaschenaufbereitungsanlage errichtete Pilotanlage umfasst neben Klassier- und Fördertechnik im Wesentlichen eine Zerkleinerungsstufe und eine sensorgestützte Sortiereinheit basierend auf dem Wirkprinzip der Röntgentransmission (XRT). Nach Probetrieb kann die realisierte Aufbereitungslinie der Pilotanlage mit dem Werkzeug der Modellierung bewertet und Verbesserungspotentiale ermittelt werden. Darüber hinaus wird durch gezielte Versuche mit zusätzlichen Aggregaten eine Erweiterung der bestehenden Prozesskette virtuell vorgenommen. Mithilfe einer anschließenden Simulation verschiedener Verfahrenskombinationen lässt sich eine eindeutige Handlungsempfehlung zur Steigerung des Wertstoffausbringens ableiten.

1 EINLEITUNG

Im Rahmen des Forschungsvorhabens „Verlustminimiertes Metallrecycling aus Müllverbrennungsrostaschen durch sensorgestützte Sortierung – VeMRec“ werden die Verwertungswege von NE-Metallkonzentraten aus Müllverbrennungsrostaschen untersucht. In dem dreijährigen Verbundvorhaben arbeiten fünf Partner aus Industrie und zwei Forschungseinrichtungen entlang der gesamten Wertschöpfungskette von der mechanischen Aufbereitung über metallurgische Prozesse bis zur Erzeugung verhüttungsfähiger Produkte eng zusammen.

Ein maßgeblicher Teil der Aufgabenstellung beinhaltet die Entwicklung einer innovativen Verfahrenskombination. Moderne mechanische Aufbereitungstechnik soll weiterentwickelt und mit den nachfolgenden metallurgischen Verfahren verknüpft werden. Im labortechnischen Maßstab werden die erzeugten Vorstoffe hinsichtlich ihrer Schrottqualität untersucht und mögliche Prozessschritte sowie -fenster für ihr metallurgisches Recycling vordefiniert. Anschließend wird eine Maßstabsvergrößerung in den metallurgischen Demonstrationsmaßstab vollzogen, um die industrielle Anwendbarkeit zu verifizieren und absatzfähige Hüttenprodukte zu gewährleisten.

Einen zentralen Bestandteil der Verwertung stellt die Veredlung der anfallenden NE-Metallvorkonzentrate hin zu Vorstoffen für die Metallurgie dar. Die Veredlung wird im Rahmen des Projektes in einer Pilotanlage untersucht. Zur Bewertung der Separationsleistung sowie der Prüfung ergänzender Prozessschritte werden empirisch ermittelte Daten modelliert. Erste Ergebnisse der Modellierung sind Gegenstand dieser Ausarbeitung.

2 STOFFSYSTEM UND ZIELSETZUNG

Nach dem Stand der Technik werden Hausmüllverbrennungsrostaschen in Rostaschenaufbereitungsanlagen (RAA) einer Alterung unterzogen und mechanisch in die Fraktionen Mineralik, Unverbranntes, Eisenschrott (Fe) und Nichteisenmetall (NE)-Konzentrat getrennt. Die weitere Trennung von NE-Metallvorkonzentraten wird nach derzeitigem Stand in zentralen Schwimm-Sink-Anlagen mittels nasser Dichteseparation durchgeführt. Die Aufbereitungslinie einer RAA endet daher üblicherweise mit der Abtrennung eines NE-Metallvorkonzentrates.

Die Eigenschaften der NE-Metallvorkonzentrate aus Rostasche sind wie die sämtlicher anthropogener Lagerstätten durch ihre Herkunft geprägt. Rostasche stellt den Hauptanteil der festen Rückstände des Verbrennungsprozesses einer Müllverbrennungsanlage (MVA) dar. Nach Durchfahren der Verbrennungszone auf einem Rost werden die Aschen in ein Wasserbad, den sogenannten Nassentschlacker, abgeworfen. Derzeit werden alle 70 MVA in Deutschland mit einem Nassentschlacker betrieben. (Richers 2010).

Neben der Bildung von Konglomeraten initiiert die rapide Abkühlung im Wasserbad und der Austrag der nassen Aschen an die Umgebungsluft auch andere chemische Reaktionen wie die Hydratisierung und Karbonatisierung. Nach Meinfelder kann die frisch ausgetragene Rohasche nicht als inertes Produkt beschrieben werden. „Sie unterliegt komplexen Wechselwirkungen mit der Umgebungsatmosphäre und weiteren inneren chemischen und mineralogischen Umwandlungen.“ (Meinfelder und Richers 2008). Während der vorgeschriebenen Alterung entstehen Verbunde und Konglomerate aus Metallen und mineralischen Phasen, die eine weitere Aufbereitung vor dem Metallrecycling erforderlich machen.

Damit eine Verwertung in der Sekundärproduktion erfolgen kann, müssen die in der Asche enthaltenen NE-Metalle zunächst in Vorkonzentraten angereichert, von Störstoffen befreit und anschließend nach den metallischen Hauptkomponenten zu Vorstoffen separiert werden. Die Hauptkomponenten in den hier genannten Vorkonzentraten sind Aluminium und Kupfer bzw. deren Legierungen. Eine Andienung der Aluminium-Vorstoffe an die Aluminium-Metallurgie (Refiner, Remelter) und der Einsatz des erzeugbaren Schwermetall-Vorstoffes in der Kupfer-Metallurgie sind daher naheliegend. Das Optimum der Aufbereitung richtet sich hierbei nach den Anforderungen der jeweiligen Metallhütte. Idealerweise sind die Toleranzen der Störstoffe und Legierungselemente sehr klein, damit eine Produktion definierter Legierungen durch gezieltes Mischen ermöglicht wird. (Wens et al. 2011)

Innerhalb des VeMRec Forschungsvorhabens ist die Maximierung des Wertstoffausbringens einer bestehenden RAA eine erste Aufgabenstellung. Die Steigerung des Ausbringens führt prozessbedingt zu geringen Reinheiten der Vorkonzentrate, was eine weitere Aufbereitung erforderlich macht. Die weitere Aufbereitung erfolgt in einer Pilotanlage direkt am Standort der RAA. Hierdurch ergibt sich zusätzlich ein logistischer Vorteil, da der Transport nicht verwendbarer Mineralik in den Vorkonzentraten entfällt.

Die Pilotanlage zur Aufbereitung der NE-Metallvorkonzentrate besteht neben Klassier- und Fördertechnik im Wesentlichen aus einer selektiven Zerkleinerungsstufe und einer sensorgestützten Sortiereinheit, die nach dem Prinzip der Röntgentransmission (XRT) arbeitet. In der Pilotanlage wird zunächst NE-Metallvorkonzentrat der Korngröße 10 – 40 mm sortiert. Das zu sortierende NE-Metallvorkonzentrat lässt sich als eine Metallmischfraktion beschreiben, die sich in etwa zu 70 % aus Leichtmetallen und 30 % aus Schwermetallen zusammensetzt. In der Mischung enthaltene Störstoffe sind überwiegend mineralische und teilweise unverbrannte Partikel, wie Kunststofffolien oder Papier.

Der größte Anteil der Störstoffe in den Vorkonzentraten wird grob als mineralischer Anteil des Vorkonzentrats beschrieben. Dieser setzt sich aus frei vorliegenden Mineralikpartikeln, Konglomeraten von metallhaltigen und mineralischen Partikeln sowie Metallpartikeln mit nichtmetallischen Anhaftungen zusammen. In der sogenannten Konditionierung werden diese mineralischen Anteile adressiert. Sie besteht aus einer Zerkleinerungsstufe und einer anschließenden Klassierung. Die selektive Zerkleinerung bewirkt das Herabsetzen der oberen Korngröße der spröden nichtmetallischen Partikeln und den Aufschluss von mineralischen Anhaftungen und Konglomeraten. Der nichtmetallische Abrieb kann nach dem Transfer in die Feinfraktion mittels scharfer Klassierung aus dem NE-Vorkonzentrat entfernt werden. Aus diesen Anforderungen ergibt sich eine Verfahrenskombination bestehend aus einer Prallmühle und einem nachgeschalteten Spannwellensieb mit einer Maschenweite von 3 mm. In dieser Konstellation wird die Abtrennung unverbrannter Bestandteile und anderer Störstoffe allerdings noch nicht berücksichtigt.

Auf Basis von Voruntersuchungen und Erfahrungswerten der Partner wurde die Pilotanlage realisiert und in Betrieb genommen. Nach den ersten Testläufen und verfahrenstechnischen Optimierungen stehen nun wichtige Erkenntnisse aus dem Versuchsbetrieb zur Verfügung. Auf Basis des Versuchsbetriebs lässt sich eine Bewertung des angewandten Verfahrens aber erst durch die Auswertung der empirisch ermittelten Messdaten vornehmen. Im Folgenden wird die Herangehensweise der Modellierung als Basis für die Prozessbewertung näher ausgeführt.

3 METHODIK

Um eine weitere Steigerung der Metallausbeuten der XRT-Produkte erreichen zu können, müssen zunächst die relevanten Prozessparameter der Verfahrenskombination identifiziert werden. Hierzu ist eine exakte Kalkulation der vollständigen Verfahrenskette notwendig. Die bestehende Pilotanlage wird mittels eines verfahrenstechnischen Modells abgebildet. Hieraus lassen sich sämtliche bisher erreichten Wirkungsgrade und Transferkoeffizienten ermitteln. Im Anschluss wird das Modell um zusätzliche Aufbereitungsaggregate erweitert. Diese ergänzenden aufbereitungstechnischen Prozesse lassen sich mit empirisch ermittelten Daten aus gezielten begleitenden Versuchen im Technikumsmaßstab hinterlegen. Auf dieser Datenbasis wird die Simulation von diversen Modellkonfigurationen ermöglicht. Aus der Simulation lassen sich neben der Ermittlung der optimalen Verfahrenskette eindeutige Handlungsoptionen ableiten.

3.1 Grundlagen

Jedes Aggregat, das zur Trennung von Gütern nach bestimmten Eigenschaften genutzt wird, lässt sich verfahrenstechnisch vereinfacht, wie in Abb. 1 darstellen.

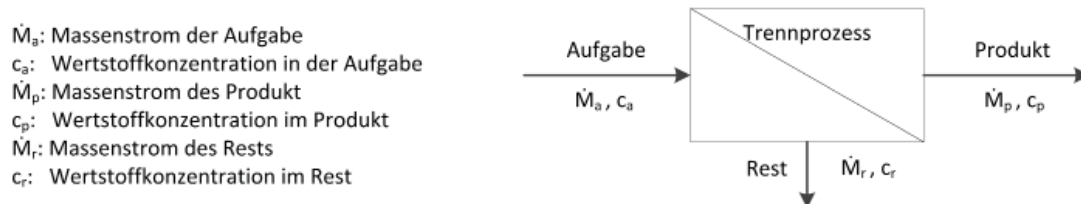


Abb. 1: Grundlagen der Prozessbewertung.

Aus den in Abb. 1 gekennzeichneten Größen lassen sich relevante Informationen zur Bewertung eines Trennprozesses berechnen. Hierzu zählen Massenausbringen, Wertstoffausbringen und der Anreicherungsgrad i . Das Massenausbringen (1) stellt eine rein quantitative Größe dar, die noch keine Informationen über die Qualität der Trennung liefert.

$$R_{m,p} = \frac{\dot{M}_p}{\dot{M}_a} \quad (1)$$

Erst durch die Ergänzung des Massenausbringens um die Informationen der Reinheit bzw. der Konzentration c der Wertstoffe in einem Massenstrom, lässt sich das Wertstoffausbringen (2) ermitteln, das eine qualitative Bewertung eines Trennprozesses ermöglicht.

$$R_{w,p} = \frac{\dot{M}_p}{\dot{M}_a} \frac{c_p}{c_a} = R_{m,p} \frac{c_p}{c_a} \quad (2)$$

Werden mehrere Trennprozesse in einer Prozesskette betrachtet, sind zusätzliche Kenngrößen erforderlich. Da entlang einer Prozesskette verschiedene Eigenschaftsmerkmale adressiert werden, ist eine Kenngröße notwendig, die in jedem Prozess alle relevanten Wertstoffanteile berücksichtigt. Hierzu wird der Transferkoeffizient genutzt. Nach Schmalbein stellt ein Transferkoeffizient den Anteil einer Stoffgruppe oder eines Stoffstroms dar, der durch einen Prozess in einen anderen Stoffstrom überführt wird. (Schmalbein 2014) So lässt sich der Verbleib bestimmter Stoffströme (z.B. eines Wertstoffes) entlang einer Prozesskette bilanzieren.

Abb. 2 führt den Begriff des Transferkoeffizienten schematisch ein.

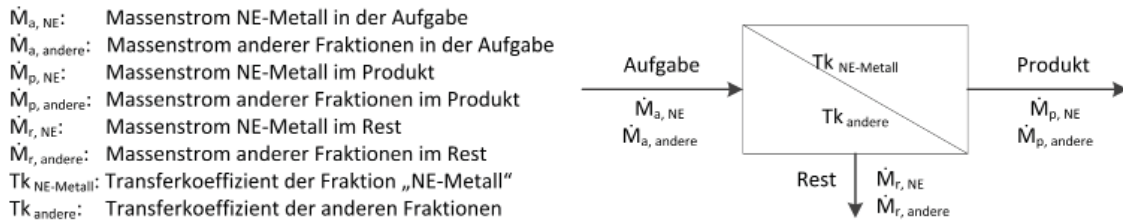


Abb. 2: Schematische Einführung des Transferkoeffizienten.

3.2 Modell und Simulation

In Abb. 3 ist das Modell schematisch als Verfahrensfliessbild dargestellt. Die in der Abbildung hell dargestellten Prozesse zeigen Aggregate, die real in der Pilotanlage vorhanden sind. Sie stellen den „Ist“-Zustand dar. Auf Grundlage von begleitenden Probenahmen und anschließenden Analysen der gewonnenen Materialproben lassen sich aus dem Probetrieb mit der Pilotanlage empirische Daten unter realen Betriebsbedingungen erheben. Auf dieser Basis wird die Aufbereitungslinie der Pilotanlage modelliert und für jedes Aggregat Transferkoeffizienten ermittelt.

In der Bewertung des Ist-Zustandes wird deutlich, dass Optimierungspotentiale hinsichtlich der Abtrennung von mineralischen Komponenten in der Konditionierungsstufe, bestehend aus Prallmühle und Feinsieb, sowie in der Reduzierung von weiteren Störstoffen vorhanden sind. Als verbliebene Rückstände anderer Störstoffe sind Unverbranntes oder eisenhaltige Partikel wie z.B. Edelstähle zu nennen.

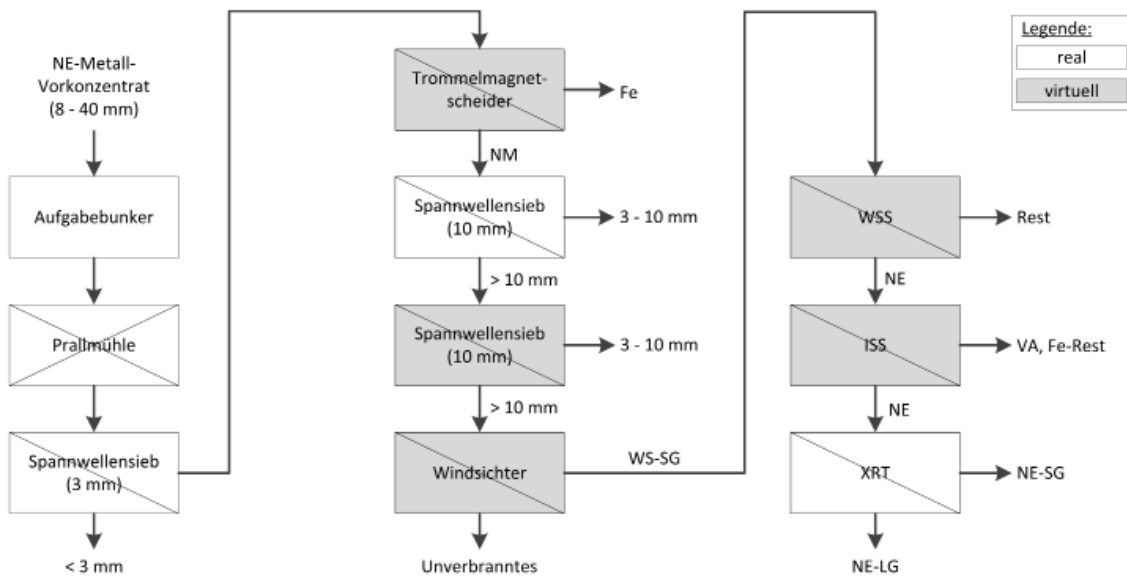


Abb. 3: Erweitertes Modell der Pilotanlage.

Auf Grundlage des Ist-Zustandes kann das Modell virtuell um zusätzliche Aggregate erweitert werden mit denen die geforderte Reinheit der Endprodukte erreichbar ist. Die virtuell ergänzten Aggregate sind in Abb. 3 grau dargestellt. Hierbei handelt es sich um einen Trommelmagnetscheider (TMS) in abwerfender Anordnung zur Entfernung magnetisierbarer und somit eisenhaltiger Partikel, ein zusätzliches Spannwellensieb bei 10 mm, einen Windsichter zur Abtrennung flugfähiger Bestandteile, einen Wirbelstromscheider (WSS) zur Anreicherung des NE-Metallkonzentrats sowie einen induktiv arbeitenden Allmetallscheider (ISS) zur Abreicherung von Edelstählen (VA).

Die zusätzlichen Aggregate werden nicht am Standort der Pilotanlage in die Prozesskette verbaut, sondern nur virtuell der Prozesskette hinzugefügt. Auf diesem Weg kann die Erprobung mit

echtem Material untersucht werden ohne einen Investitions- und Umrüstaufwand auszulösen. Die für aufbereitungstechnische Fragestellungen wichtige Empirie kann gezielt mit zusätzlichen Aggregaten mit originärem Material aus der Pilotanlage durchgeführt werden. Zudem werden die Versuche auf ein Mindestmaß reduziert, da nicht jede Verfahrensalternative als Prozesskette im Ganzen erprobt werden muss.

4 SIMULATION UND BEWERTUNG

Die Bewertung der Klassierung bei 3 mm im Ist-Zustand ergibt mit 94 % einen Siebwirkungsgrad, der nicht bedeutend zu verbessern ist. Die zweite Klassierstufe bei 10 mm weist hingegen einen Siebwirkungsgrad von 83 % und somit Verbesserungspotential auf. In der Erweiterung des Ist-Zustandes wird die Pilotanlage virtuell um ein zusätzliches Siebaggregat ergänzt. Der mit einer Verlängerung der Siebfläche erreichte Gesamtsiebwirkungsgrad von 90 % fließt in die Simulation ein. Weiterhin werden die Transferkoeffizienten der zusätzlichen Aggregate mittels gezielter Technikumsversuche ermittelt. Mit dem generierten Modell lässt sich jede erdenkliche Verfahrenskombination simulieren. In Abb. 4 sind die maßgeblichen Kenngrößen zur Bewertung dieser Verfahrenskombinationen als Resultate der Simulation für das NE-Leichtgut (NE-LG) als Reinheit c über das Wertstoffausbringen R_w aufgetragen.

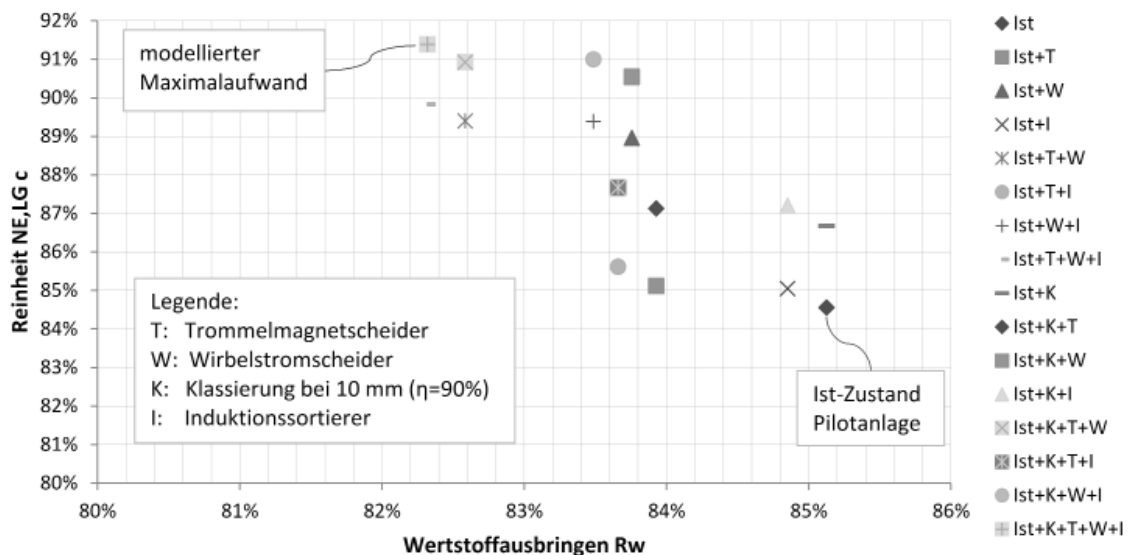


Abb. 4: Resultate der simulierten Verfahrenskombinationen (Worring 2014).

Es ist zu erkennen, dass nicht der höchste Aufwand die größte Steigerung mit sich bringt, sondern die Kombination ausgewählter Prozessschritte. Das erscheint insofern als nachvollziehbar, als dass der Systemwirkungsgrad das Ergebnis der Multiplikation der Einzelwirkungsgrade jedes Einzelprozesses darstellt. So lässt sich mit der Steigerung der Sieb-effizienz in der Klassierstufe bei 10 mm (Ist+K) die Reinheit deutlich verbessern, ohne einen merklichen Einfluss auf das Wertstoffausbringen zu haben. Die Erweiterung dieser Kombination mit einem Wirbelstromscheider (Ist+K+W) erscheint als die sinnvollste Verfahrenskombination, da hier die größte Verbesserung der Reinheit bei geringen Sortierverlusten auszumachen ist. Die große Steigerung der Konzentratqualität ist auf den relativ hohen Anteil Mineralik > 10 mm in den NE-Konzentraten nach der Zerkleinerung zurückzuführen. Hier kann eine zusätzliche Optimierung der Zerkleinerung ebenfalls positiv auf die Reinheit wirken.

Eine bloße Ergänzung der Pilotanlage um einen Trommelmagnetscheider (Ist+T) scheint dagegen kaum die Reinheit zu verbessern, führt jedoch zu einem großen Sortierverlust. Das Ergebnis lässt sich maßgeblich auf den hohen Anteil an Fehlausträgen in Form von leicht magnetisierbaren Konglomeraten erklären.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Die Modellierung von Aufbereitungsprozessen bietet eine gute Möglichkeit zur Bewertung und zur Identifizierung von Optimierungspotentialen. Erst der Blick auf die Transferkoeffizienten ermöglicht eine differenzierte Berechnung der maßgeblichen Kenngrößen. Im VeMRec-Vorhaben können im Probetrieb in einer eigens errichteten Pilotanlage wertvolle Erkenntnisse über die Aufbereitung von NE-Metallvorkonzentraten aus Müllverbrennungsrostaschen gewonnen werden. Eine direkte Andienung der erzeugten Produkte NE-Leichtgut und NE-Schwergut an die Metallhütten steht hierbei im Fokus der Untersuchungen. Mittels Modellierung kann der bereits bestehende Pilotprozess auf Basis praktisch ermittelter Daten zielgerichtet weiterentwickelt werden.

Anhand der Simulation unterschiedlicher Verfahrenskombinationen kann erörtert werden, mit welcher Verfahrenskombination die höchst mögliche Reinheit bei einem vertretbaren Verlust zu erreichen ist. Demnach lassen sich aus der Simulation direkte Handlungsempfehlungen und die Auswahl einzelner zusätzlicher Prozessschritte ableiten. Im konkreten Fall sind die Optimierung der zweiten Klassierstufe sowie der Einsatz eines Wirbelstromscheiders naheliegend.

DANKSAGUNG

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des deutschen Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) unter dem Förderkennzeichen 033R081F gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

LITERATUR

- Meinfelder, T.; Richers, U. (2008) Entsorgung der Schlacke aus der thermischen Restabfallbehandlung. *Wissenschaftliche Berichte*, FZKA 7422. Hg. v. Forschungszentrum Karlsruhe. Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse. Karlsruhe. Online verfügbar unter <http://www.itas.fzk.de/deu/lit/2008/meri08a.pdf>, zuletzt aktualisiert am 09.07.2008, zuletzt geprüft am 09.04.2012, S. 29.
- Richers, Ulf (2010) Abfallverbrennung in Deutschland. Entwicklungen und Kapazitäten. *KIT Scientific Reports*, 7560. Hg. v. Karlsruher Institut für Technologie. Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse. Karlsruhe. Online verfügbar unter www.ksp.kit.edu, zuletzt geprüft am 30.10.2013.
- Schmalbein, N. D. (2014) *Entwicklung einer Systematik zur Konzeption von Verfahren zur mechanischen Wertstoffseparierung*. Aachen: Shaker (Schriftenreihe zur Aufbereitung und Veredlung, 51). Online verfügbar unter <http://www.shaker.de/shop/978-3-8440-2747-1>.
- Wens, B., Julius, J., Pretz, T. (2011) Recycling von Nichteisenmetallen aus Siedlungsabfällen: Anforderungen an moderne Aufbereitungstechniken. In: *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 63 (2), S. 53–60. DOI: 10.1007/s00506-011-0277-7.
- Worring, T. (2014) *Identifizierung von Steuergrößen mittels Modellierung am Beispiel Rostaschenaufbereitung*. Master Thesis. RWTH Aachen University, Aachen. Institut für Aufbereitung und Recycling. (nicht veröffentlicht)

Recyclingkonzepte für Photovoltaikmodule

L. Benedek, S. Luidold & H. Antrekowitsch

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Nichteisenmetallurgie, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Im Bereich der erneuerbaren Energien nehmen Photovoltaik (PV) - Anlagen einen immer größeren Stellenwert ein. Aufgrund der erhöhten Nachfrage in diesem Bereich steigen auch die Alt-Modulmengen an, welche im Sinne der Nachhaltigkeit einem adäquaten Recyclingprozess zuzuführen sind. Dies ist wichtig, um durch eine Rückgewinnung der Wertmetalle und des enthaltenen Glases primäre Ressourcen und Deponiekapazitäten zu schonen. Bis dato gibt es für neuere PV-Module, wie es auch CIGS-Zellen sind, keine passenden beziehungsweise marktfähigen Verwertungskonzepte. Am Lehrstuhl für Nichteisenmetallurgie der Montanuniversität Leoben erfolgten bereits Untersuchungen zu ersten Aufbereitungsschritten von diesen Chalcopyrit-Zellen. Als geeignete Vorbereitungs-schritte, mit dem Ziel die Halbleiterschicht für weitere Verfahren freizulegen, stellte sich beispielsweise die Pyrolyse und die Anwendung von Zerkleinerungsaggregaten heraus. Weitere Forschungsaktivitäten des Lehrstuhles liegen im Bereich anschließender Gewinnungsverfahren der in der Halbleiterschicht enthaltenen Wertmetalle und der Rückführung des Glases.

1 EINLEITUNG

Die Photovoltaik ist im Bereich der regenerativen Energien eine der vielversprechendsten Technologien. Insbesondere Dünnschichtzellen gewinnen derzeit aufgrund ihrer zahlreichen Vorteile im Vergleich zu den gängigen Siliziumzellen, wie zum Beispiel geringere Produktionskosten als auch einen niedrigeren Material- und Energiebedarf bei der Herstellung, immer mehr an Bedeutung. Um den enormen weltweiten jährlichen Energiebedarf von etwa 10 TW abdecken zu können, ist neben der Verwendung herkömmlichen Energiequellen, wie Kohle, Erdöl oder Gas auch die Nutzung und Etablierung erneuerbarer Energieträger zu forcieren. Aufgrund der schnellen Entwicklung und der zunehmenden Popularität im Bereich der Photovoltaikmodule sowohl für Groß- als auch Privatanlagen wird in Zukunft mit einem enormen Anstieg an End-of-Life(EoL)-Modulen gerechnet. Die durchschnittliche Lebensdauer moderner Zellen beträgt in etwa 25–35 Jahre. Umso wichtiger ist es dann, in diesem Bereich auf den jeweiligen Modultyp abgestimmte Recyclingkonzepte zu entwickeln und anzuwenden, da es sich bei der Photovoltaiktechnologie um eine umweltfreundliche Energiegewinnung handelt und das Recycling dementsprechend ebenfalls ökologisch erfolgen sollte. Neben dem Nachhaltigkeitsaspekt stellen sowohl die Schonung der Deponiekapazitäten durch eine passende Verwertung der Materialien als auch die Primärrohstoffeinsparung, vor allem im Bereich der kritischen Metalle (Indium, Gallium etc.), unter Berücksichtigung möglicher zukünftiger Versorgungsengpässe wichtige Aspekte dar. Studien belegen, dass im Bereich der Technologiemetalle, wie sie auch in PV-Modulen Einsatz finden, der zukünftige Verbrauch die derzeitige Weltproduktion übersteigen wird. Aus diesem Grund ist auch eine Optimierung im Bereich des Recyclings auf dem Gebiet der Photovoltaik essenziell. Um eine adäquate Rückgewinnung der verwendeten, kritischen Metalle zu gewährleisten, stellt neben der entsprechenden Infrastruktur einer metallurgischen Industrie das dazugehörige Know-How einen wichtigen Punkt dar. (Berger 2010), (Erdmann 2011), (Elsner 2010), (Unep 2012), (Razykov 2011)

2 ALLGEMEINES

Die Hauptabnehmer der Solartechnologie sind hauptsächlich die USA, Japan, die Europäische Union (größtenteils Deutschland) und China/Taiwan. Die Jahresproduktion an Photovoltaikzellen betrug im Jahr 2009 595 MW (USA), 1,5 GW (Japan), 1,93 GW (EU) sowie 5,19 GW (China/Taiwan). (Razykov 2011)

Die heutzutage wichtigsten Anwendungen von Photovoltaikanlagen sind:

- Anlagen für netzisierte Nutzer
- Anlagen, welche an das Niederspannungsnetz angebunden sind
- Solarstromkraftwerke, mit Anschluss an Mittelspannungsnetze

Die wichtigsten Vorteile solcher Anlagen sind:

- Stromerzeugung, dort wo sie gebraucht wird
- Keine Erzeugung/Freisetzung verunreinigender Stoffe
- Einsparung fossiler Brennstoffe
- Zuverlässigkeit der Anlage, weil es keine beweglichen Bauteile gibt
- Reduzierte Betriebs- und Instandhaltungskosten
- Modularität des Systems

Momentan sind die Anschaffungskosten für eine neue Anlage relativ hoch, da der Markt unter den technischen und ökonomischen Gesichtspunkten noch nicht völlig ausgereift ist. (ABB Sace 2011)

2.1 Wirkprinzip einer Photovoltaikzelle

Das Prinzip zur Energieherstellung mittels Photovoltaikanlagen beruht auf dem photoelektrischen Effekt. Dieser bewirkt, dass das einstrahlende Sonnenlicht direkt und unmittelbar ohne jeglichen Brennstoff in elektrische Energie umgewandelt wird. Hierbei sind vorwiegend Halbleitermaterialien zu dotieren, um die Leitfähigkeit im Material zu optimieren.

Die jährliche Stromerzeugung hängt von verschiedenen Faktoren ab:

- Einfall des Sonnenlichts am Installationsort
- Neigung und Orientierung der Module
- Vorhandensein einer Beschattung oder nicht
- Technische Leistung der Anlagenkomponenten

Die typischen Komponenten einer PV-Anlage sind neben dem Generator (Solarzelle), eine Tragstruktur, um die Panele am gewünschten Ort zu installieren, einem System zur Kontrolle und Regelung der Leistung und einem Akkumulator. (ABB Sace 2011)

3 TYPEN VON PHOTOVOLTAIKZELLEN

Der Grund für die Diversität von PV-Modulen liegt in der Verwendung unterschiedlicher Halbleitermaterialien. Abb. 1 soll hierzu einem Überblick von den unterschiedlichen Technologien geben.

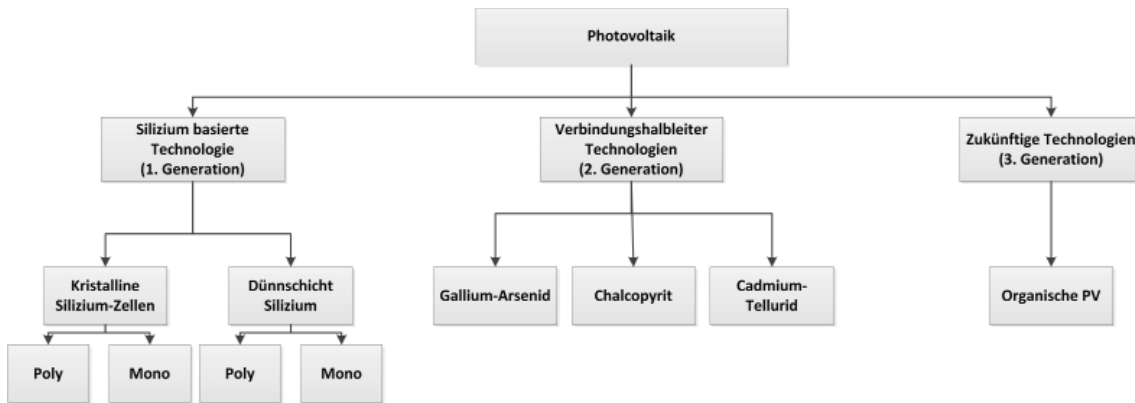


Abb. 1: Übersicht zu Photovoltaik-Technologien (Wade 2013).

Neben den traditionellen Siliziumzellen, welche den größten Anteil am weltweiten Photovoltaikmarkt innehaben, wurde die Entwicklung von Dünnschichtzellen, der sogenannten Verbindungshalbleitertechnologien forciert, um einen Gegenpart zu den kosten- und auch energieintensiven Dickschichtsiliziumzellen (85 % des Weltmarktes) zu schaffen. Dieser Markt entwickelt sich wesentlich schneller als der gesamte Photovoltaikmarkt, wobei er in einigen Anwendungsgebieten bereits die dominierende Type darstellt. Die Wirkungsgrade liegen noch unter jenen der bewährten Siliziumzellen; so liegt dieser bei der die Chalcopyrit-Technologie im Bereich von 19 % und bei den CdTe-Zellen entspricht er ungefähr 16 %. Nichts desto trotz besteht aufgrund der relativ jungen Technologie ein sehr großes Entwicklungspotenzial auf dem Gebiet der Fertigung und des Wirkungsgrades. Polykristalline Dünnschichtzellen sind für diverseste Anwendungen interessant, da sie eine hohe Effizienz, eine konstante Lang-Zeit-Leistung und das Potenzial geringer Produktionskosten aufweisen. Wie in Abb. 2 ersichtlich ist, stellen Chalcopyrit-Zellen eine Ausführungsmöglichkeit der Verbindungshalbleitertechnologie dar. (Behrendt 2013), (Romeo 2004)

3.1 Chalcopyrit-Zellen

In dieser Technologie wird das übliche Silizium durch andere Legierungselemente ersetzt, wo-bei es mehrere Möglichkeiten gibt:

- Kupfer, Indium und Selen (CIS)
- Kupfer, Indium, Gallium und Selen (CIGS)
- Kupfer, Indium, Gallium, Selen und Schwefel (CIGSS)

Bei diesen Elementen handelt es sich um aktive Halbleitermaterialien, welche zusammen nur einige Tausendstel Millimeter dick aufgetragen, meist aufgedampft, werden. Diese Aufdampfung erfolgt häufig in einer Vakuumkammer auf eine dünne Molybdänschicht (2 μm), welche wiederum zuvor auf einem Trägermaterial, in der Regel Glas (2 mm), aufgebracht wurde und als Rückkontakt der Zelle dient. Im Zuge der Energieerzeugung mit Hilfe des photoelektrischen Effektes sind zwei Schichten mit unterschiedlichen Valenzelektronenverhältnissen erforderlich. Die p-leitende Schicht weist einen Mangel an Elektronen auf, wobei es sich hierbei um die Halbleiterschicht (CIGS) handelt. Der n-Leiter besteht aus CdS (0,05 μm), welcher einen Überschuss an Elektronen aufweist und über der Halbleiterschicht aufgebracht ist. Der Frontkontakt entspricht einem transparenten und leitfähigen Oxid, wie beispielsweise ein mit Aluminium dotiertes Zinkoxid oder ein Indium-Zinnoxid (ITO). Im Allgemeinen sind diese Module nur als Glas-Glas-Standardmodelle erhältlich. Das heißt, die Dünnschichten sind auf ein Basissubstrat aufgebracht und werden auf der sonnenzugewandten Seite ebenfalls mit einem Frontsubstrat abgeschlossen. Um das Glas an die Dünnschicht anzuhaften, wird eine Kunststoffolie aus Ethylen-Vinylacetat (EVA) verwendet, bei dem es sich um ein Thermoplast handelt. Dieses verleiht dem Modul die notwendige Stabilität, schützt dieses zusätzlich und gleicht Unebenheiten des Glases aus. In Abb.2 ist der charakteristische Aufbau solch einer Chalcopyrit-Zelle dargestellt. (Palitzsch 2010)

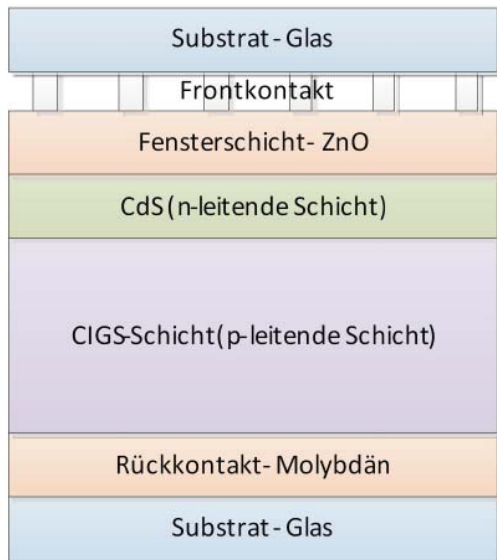


Abb. 2: Charakteristischer Aufbau einer CIGS-Zelle (Heindl 2014), (Universität Saarland 2014).

4 RECYCLING-KONZEPT FÜR DÜNNSCHICHTZELLEN AM LEHRSTUHL FÜR NICHT-EISENMETALLURGIE

Bereits in den 1990ern sind erste Recycling-Strategien für Dünnschicht-Module entwickelt worden. Aufgrund der steigenden Nachfrage und den dementsprechend anfallenden EoL-Modelle haben sich die Bemühungen diesbezüglich erhöht. Das Recycling dieser Zellen-Technologie kann prinzipiell in drei Stufen unterteilt werden:

- Teilablösung der EVA-Folie durch physikalische, chemische und oder thermische Methoden bzw. Zersetzung
- Entfernung der Glasbeschichtung und Trennung der metallischen (Halbleiterelemente etc.) von den nichtmetallischen Fraktionen (Glas, Kunststoffe etc.)
- Extraktion und Raffination der enthaltenen Elemente (Berger 2010), (Marwede 2013)

Am Lehrstuhl für Nichteisenmetallurgie der Montanuniversität Leoben finden Forschungsaktivitäten hinsichtlich einer Konzepterstellung für ein geeignetes Recyclingkonzept von CIGS-Zellen statt. In Abb. 3 sind die diesbezüglichen Schritte dargestellt.

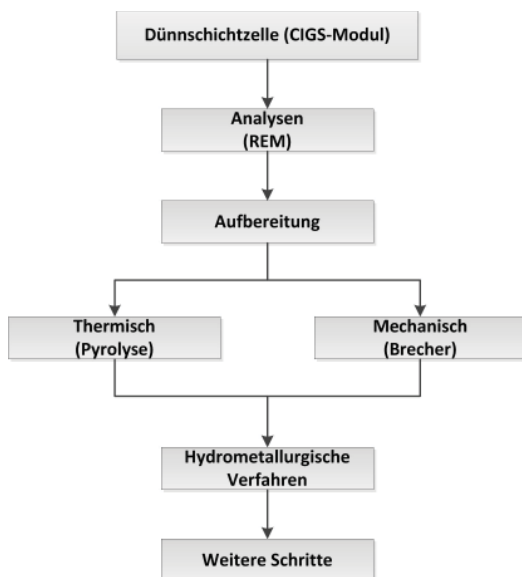


Abb. 3: Vorgehensweise der Forschungsaktivitäten am Lehrstuhl für Nichteisenmetallurgie.

4.1 Analysen

Am Beginn der Untersuchungen und Versuche war eine Ermittlung des genauen Aufbaus bzw. der Zusammensetzung der vorliegenden CIGS-Module wesentlich. Hierfür wurde eine Charakterisierung mittels eines Rasterelektronenmikroskops durchgeführt. In Abb. 4 ist der Schichtaufbau der Dünnschichtzelle ersichtlich, welcher nicht von dem in der Theorie beschriebenen abweicht (CIGS-Schicht ist schwarz umrandet). Neben dem typischen Aufbau finden sich durch eine entsprechende Charakterisierung keine überraschenden und untypischen Elemente in dem Modul.

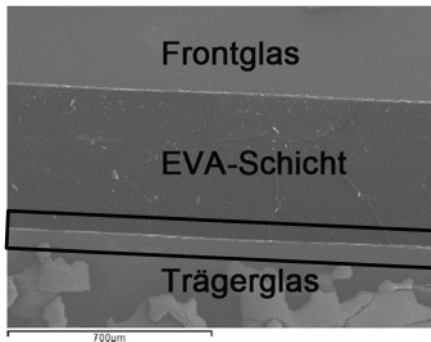


Abb. 4: Schichtaufbau eines CIGS-Modules mittels Rasterelektronenmikroskops.

4.2 Aufbereitung

Nach einer eingehenden Charakterisierung wurden zum einen thermische und als Vergleich dazu mechanische Aufbereitungsschritte gesetzt, um die Module für weitere Verfahren vorzubereiten. Mit Hilfe der Pyrolyse gelingt eine vollständige Entfernung der EVA-Folie, womit die Halbleiterschicht freigelegt wird und für weitere Metallrückgewinnungsschritte zugänglich ist.

Die Pyrolyse wurde in einem geschlossenen Behältnisses innerhalb eines Kammerofens unter inerter Atmosphäre bei 500 °C durchgeführt. Nach diesem Schritt liegen die beiden Schichten getrennt voneinander vor, wobei das Frontglas, welches frei von Verunreinigungen ist, sich direkt im Glasrecycling einsetzen lässt. Das Trägerglas, auf welchem die Halbleitermaterialien aufgebracht sind, muss weiteren Rückgewinnungsschritten zugeführt werden, um die Metalle von dem Substrat abzutrennen und zu extrahieren (siehe Abb. 6).



Abb. 5: Ergebnis der Pyrolyse – Trägerglas mit Halbleitermaterialien (li.) und Frontglas (re.).

Neben der thermischen Aufbereitung wurden auch Versuche im Bereich der mechanischen Vorbehandlung mittels Backenbrecher durchgeführt. Die Verwendung eines Brechers ermöglicht ein teilweises Zerkleinern und Abtrennen des Glases, um die Halbleiterschicht für weitere hydrometallurgische Verfahren zugänglich zu machen. In Abb. 6 sind sowohl ein mit einem Backenbrecher behandeltes Panel (rechts) als auch ein unbehandeltes Modul (links) zu sehen. Bei diesem Aufbereitungsschritt wird das Trägerglas regelrecht abgemahlen und dadurch entfernt.



Abb. 6: Modul mit Front- und Trägerglas vor Schredder (li.) und nach Schredder ohne Trägerglas (re.).

5 ZUSAMMENFASSUNG.

Photovoltaikmodule nehmen in Bezug auf die Energieherstellung einen immer größeren Stellenwert ein, wodurch sich in Zukunft die Anzahl der Altmodule stark erhöhen wird. Im Bereich der CIGS-Module gibt es bis dato keine marktreifen Recycling-Technologien. Umso wichtiger ist es daher im Sinne der Nachhaltigkeit, ein adäquates Aufbereitungsschema zu entwickeln. Möglichkeiten eines ersten vorgeschalteten Aufbereitungsschrittes von CIGS-Modulen stellen die Pyrolyse oder ein Schredderprozess dar. Der pyrolytische Schritt ermöglicht es, die Glasschichten durch Entfernung der EVA-Folie voneinander zu trennen und dadurch die CIGS-Schicht freizulegen. Durch einen mechanischen Schritt gelingt es, das Glas aufzubrechen und das Modul ebenso wie das pyrolysierte Material weiteren hydrometallurgischen Verfahren zugänglich zu machen. Das Ziel für weitere Forschungsaktivitäten am Lehrstuhl für Nichteisenmetallurgie ist die Erprobung und Eignungsfeststellung diverser Laugungsmittel hinsichtlich qualitativen und quantitativen Parametern, Kosten und Aufwand, um die neben dem Glas in der CIGS-Schicht vorliegenden Metalle in Lösung zu bringen, anzureichern und rückzugewinnen.

LITERATUR

- ABB Sace-A division of ABB S.p.A-L.V. Breakers (2011) Technisches Anwendungshandbuch Nr. 10: *Photo-voltaikanlagen*.
- Behrendt, S. et al. (2013) Roadmap: *Ressourceneffiziente Photovoltaik 2020*. (http://ressourcen.wupperinst.org/downloads/MaRess_AP9_1.pdf)
- Berger, W. et al. (2010) *A novel approach for the recycling of thin film photovoltaic modules*, Resources, Conservation and Recycling, Ausgabe 54, Seite 711–718.
- Elsner, H. et al (2010) *Commodity Top News Nr. 33 Elektronikmetalle - zukünftig steigender Bedarf bei unzureichender Versorgungslage?*
- Erdmann, L. et al (2011) *Kritische Rohstoffe für Deutschland*. (<https://www.izt.de/fileadmin/downloads/pdf/54416.pdf>)
- Heindl Server GmbH (2014) (<http://www.solarserver.de/solar-magazin/anlage-des-monats/photovoltaikproduktion-in-der-cigsfab-integrierte-fabriken-sorgen-fuer-wettbewerbsfaehigen-solarstrom.html>).
- Marwede, M. et al. (2013) *Recycling paths for thin-film chalcogenide photovoltaic waste – Current feasible processes*, Renewable Energy, Ausgabe 55, Seite 220–229.
- Palitzsch, W. (2010) *Technisches Verfahren zum Recycling von Dünnschichtsolarzellenmodulen*. (DE102008058530)
- Razykov, T. M. et al (2011) *Solar photovoltaic electricity: Current status and future prospects*, Solar Energy, Ausgabe 85, Seite 1580–1608.
- Romeo, A. et al. (2004) *Development of thin-film Cu(In,Ga)Se₂ and CdTe solar cells*, Prog. Photovolt: Res. Appl, Ausgabe 12, Seite 93–111.
- Universität Saarland (2014) *Über die Herstellung und Optimierung dünner Schichten für Solarzellen auf der Basis von Cu(In, Ga)Se₂ (CIGS)*. (<http://www.uni-saarland.de/fak7/knorr/homepages/AGSchmitt/mueller/AbstractCIS.htm>)
- Wade, A. (2013) 18. Kolloquium Abfall & Altlasten aktuell-Recyclingpotentiale bei Photovoltaikanlagen.
- UNEP (2012) Metal Recycling: Opportunities, Limits, Infrastructure.

Steel Slag Asphalt: Preventing the Waste of a High Quality Resource

N. Jones

Slag Business Development Manager, Steelphalt, Harsco Metals and Minerals, Great Britain

ABSTRACT: Steel slag is the inevitable by-product of the production of steel, from both the conversion of iron to steel and the recycling of steel scrap. Historically, this material has been sent to a landfill as waste, but over the last 100 years or so, a variety of uses have been found for what has proven to be a high quality, valuable resource. With this in mind, the steel industry within Europe now consider iron and steel slag to be products and not waste and as such have registered the materials under Reach (Registration, Evaluation Authorization and Restriction of Chemicals). Steel slag is formed by the addition of lime to the molten metal in order to remove impurities and to control the quality of the steel. The resultant slag is a complex mineral formed from oxides of calcium, aluminium, silicon and magnesium along with various other trace elements. Once cooled, the slag forms a crystalline rock that can be used as a replacement for natural aggregate in a variety of construction products, including asphalt. This paper specifically focuses on the use of steel slag as aggregate for asphalt mixtures in road construction and addresses the processing and quality control of the slag, along with its properties and the benefit of these properties for asphalt materials. It will also demonstrate that steel slag asphalt is not just an acceptable substitute for natural aggregate but can actually out-perform natural aggregate asphalt in terms of skid resistance, resistance to deformation and durability.

1 INTRODUCTION

Steel slag is an inevitable by-product of the production of steel, from both the conversion of iron to steel and the recycling of steel scrap. Historically, this material has been sent to a landfill as waste, but over the last 100 years or so, a variety of uses have been found, for what has proven to be a high quality valuable resource and is utilized in many countries around the world. Steel slag is generally produced by one of two processes: the conversion of iron to steel in a basic oxygen furnace (BOF) and the re-melting of steel scrap in an electric arc furnace (EAF). In an integrated mill, iron is produced in a blast furnace through the reduction of oxides of iron in iron ore to metallic iron. This process produces slag (blast furnace slag) that is either air-cooled and used as aggregate, or water quenched and used in the cement industry. Blast furnace slag is not covered in this paper.

The iron is then transported to a basic oxygen furnace where it is converted into steel by the removal of silica and other trace elements through oxidation. This is done by the addition of burnt lime and the blowing of oxygen into the molten bath, which also generates the heat required for the reactions to take place. The impurities combine with the lime to form the slag, which floats on the surface of the steel and is tapped off at the end of the process.

Steel that is produced from the re-melting of steel scrap in an electric arc furnace still produces a slag in order to control the quality of the steel. The heat required to melt the scrap is generated by passing high voltage electric current across carbon electrodes in an electric arc furnace. The slag is formed in a similar way to that in the BOS furnace, by the addition of burnt lime and is also tapped off at the end of the process.

Steel slag, if controlled correctly, can produce aggregate that has unique properties that specifically benefit the performance of asphalt materials used in road construction.

This paper will describe the process and controls, necessary to produce a high quality aggregate from steel slag and demonstrate the advantageous properties it provides to asphalt surfacing materials.

2 PROCESSING STEEL SLAG

The molten slag is either tapped off directly onto the furnace floor, where it partially solidifies before being removed using specialist equipment, or it is tapped off into slag pots and then removed using special transporters to pits where it is tipped and cooled. The cooling is usually assisted by spraying water, which also has the added benefit of breaking the slag down through thermal shock. When the slag is tapped off, a certain amount of steel decants off with it, which becomes entrapped in the slag. This steel is recovered as part of the processing and returned to the steel producer for re-melting and is usually undertaken by specialist contractors. This recovery process not only provides cost savings to the mill, through the recycling of scrap but is an important part of controlling the quality of the slag.



Fig. 1: Tipping Molten Slag.



Fig. 2: Metal Recovery Plant.

The de-metalling process can either be a standalone operation or an integral part of the crushing and screening required to produce the steel slag aggregate. Otherwise the aggregate production process is the same as for the production of natural aggregate from quarried rock. There is one major difference between a natural quarried aggregate and steel slag and that is that steel slag will contain a portion of uncombined (free) calcium oxide. This mineral will expand in the presence of moisture, causing a large volume increase within the aggregate, resulting in the disintegration of the particle and potential disruption within the product of which it is part. This property has to be controlled through a conditioning and weathering process and subsequent testing to ensure the slag is suitable for its intended use. A test method was developed some years ago in Germany to evaluate the level of volume increase of steel slag aggregate and is included in the European standard for aggregates (fig.4). This test method can be used to develop a suitable weathering regime in order to ensure the aggregate is fit for purpose. It is extremely important that potential expansion is controlled, as failures can be costly, not just in terms of remediation but to the slag industry as a whole (fig.3).

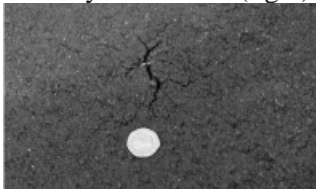


Fig. 3: Expansion in asphalt.



Fig. 4: Steel Slag Expansion Test.

3 PROPERTIES AND BENEFITS OF STEEL SLAG AGGREGATE

In order to gain approval for use in asphalt, steel slag has to meet all the the relevant standards for aggregate for asphalt. These standards cover such properties as shape, absorption, resistance to crushing, resistance to abrasion, resistance to polishing, etc. Some of these properties relevant to steel slag are discussed here, demonstrating how they benefit asphalt materials. It can also be shown how the steel slag asphalt products can actually outperform similar asphalt materials, manufactured with natural aggregate.

3.1 Shape

The shape of an aggregate is an important characteristic in relation to the ability of the asphalt mixture to resist the effects of traffic loading that causes permanent deformation. Asphalt is a mixture of different sized aggregate, bound together with bitumen, an oil derived binder. The bitumen is thermoplastic, therefore, when the road surface heats up the bitumen becomes softer and the asphalt becomes more reliant on the interlocking aggregate structure within the mixture. If the aggregate is flakey in shape, then the interlock is poor and the aggregate particle are able to move within the asphalt and ruts can be formed by the action of the moving vehicles. If the aggregate is cubical in shape, then this will not happen, as strong interlocking structures are formed within the asphalt. Steel slag naturally crushes to form cubical shaped particles whereas most natural aggregates are flakey. Steel slag aggregate, therefore, produces asphalt with increased resistance to deformation. This can be demonstrated by comparing wheel tracking results for slag asphalt with the same material but using different aggregates (chart 1). This particular example was generated to demonstrate the superior performance of the steel slag when compared to the existing natural aggregate used in Singapore. The result of the test enabled not only the approval for the use of steel slag in asphalt on the island but its specification for all high stress road surfaces.

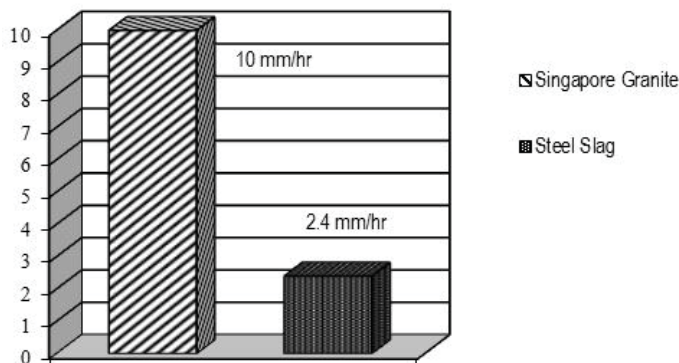


Chart 1: Comparison of Wheel tracking rates.

3.2 Binder Adhesion

As asphalt mixtures are bound together with bitumen, it is important that the bitumen adheres well to the aggregate. All aggregates contain different minerals and therefore have different surface chemistries. It is this surface chemistry that affects the ability of the aggregate to hold onto the bitumen. For some aggregates, stripping can occur when in contact with water during the service life of the road. Steel slag is very alkaline and has a strong affinity for bitumen. Many natural aggregates are less alkaline and bitumen tends to strip far more readily for these. In some mixtures, it is necessary to add expensive additives in order to assist with the adhesion of bitumen, but this has never been required when using steel slag; even in specialist surfacing materials designed to shed water rapidly and therefore having large volumes of water passing through the voids (fig 8).

Chart 2 shows comparisons of the ability of various aggregates to retain a bitumen coating after a controlled stripping test. Steel slag performs better than any of the natural aggregates tested.

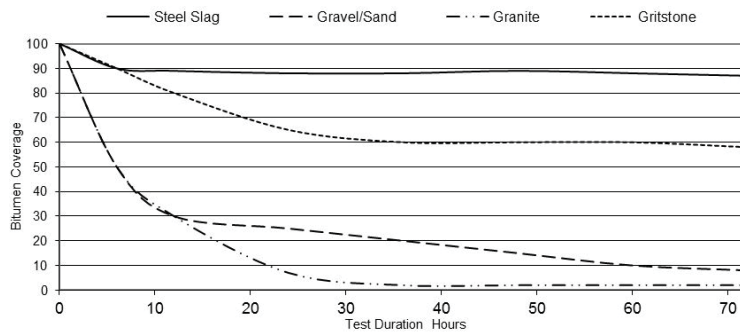


Chart. 2: Adhesion comparison of different aggregate types.

3.3 Skid Resistance

Skid resistance a very important property of asphalt surface course materials and is influenced by many things, including the material type, traffic loading, and the environment. However, the main contributor to the skid resistance of the asphalt is the aggregate and is assessed by the polished stone value (PSV) test, which is incorporated in European standards. The specified levels of acceptance are set for different categories of road and can vary from country to country. Steel slag PSV is generally high and is classified in the UK as high specification aggregate.

The polished stone value test is a laboratory based assessment giving an indication of the aggregates ability to resist polishing under the action of traffic, but does not demonstrate the actual performance on the road. This can be done using a variety of different methods, but the main two recognized devices are Grip and SCRIM (Sideways Force Routine Investigation Machine) (figs 5 and 6). Both these machines provide frictional properties associated with the actual road surface, which is affected by the material type, the constituents of the material (i.e. the aggregate), the topography of the road, traffic level and type and the environmental conditions. Steelphalt has tested a variety of steel slag road surfacing products under different traffic conditions and compiled a database of results. This data demonstrates that steel slag surfacing materials do not tend to polish, but maintain their high level of skid resistance throughout the life of the surfacing.



Fig. 5: Grip Tester.



Fig. 6: SCRIM.

Although accepted by local highway engineers, this phenomenon is not typical for natural aggregates. A study was commissioned for The University of Ulster to investigate this phenomenon. The study, which also examined all the basic properties of a variety of steel slag aggregates from around the world, as well as developing extreme polishing regimes and environmental conditioning, concluded the following:

- Steel slag has a very high resistance to abrasion, which is unusual in combination with high polished stone value. The values were amongst the best (lowest value) when compared to the universities database. Chart 3 compares the values of both wet and dry abrasion tests for steel slag and two other natural aggregate of similar psv.

- Steel slag aggregate recovers its frictional properties, even following extreme polishing, when subjected to conditioning regimes designed to simulate the wetting and drying associated with normal weather conditions. This phenomenon is not allied to natural aggregates. Chart 4 demonstrates the recovery of the frictional properties of these slag aggregates in relation to the standard polished stone value.

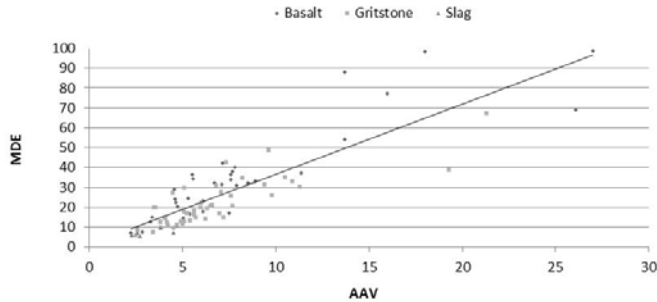


Chart. 3: Comparison of abrasion values; AAV... Aggregates Abrasion Value.

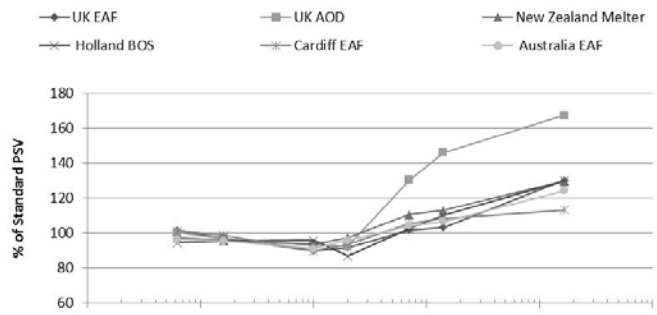


Chart. 4: Recovery of PSV (Polished Stone Value) following a weather conditioning regime.

3.4 Steelphalt

Steelphalt is a company wholly owned by Harsco Metals and Minerals (an American based global steelworks services company) and is based in the north of England. It was commissioned in 1964 purely to produce and market steel slag asphalt. However, the services company had already been using steel slag in road construction since the late 19th century.

Since Steelphalt was formed, over 12 million tonnes of steel slag has been used in asphalt surfacing materials. The slag has been generated by many steel producers in the region and has resulted from the production of carbon steel, high alloy steel and stainless steel.

Over the years, Steelphalt has produced a variety of asphalt mixtures, compliant with national and local product specifications but has also produced a range of proprietary materials, designed to meet many demands of the modern road network. These products are described later in Chapter 4.

4 STEELPHALT SPECIALIST ROAD SURFACING PRODUCTS

4.1 Asphalt for industrial applications

In the 1970's the steel manufacturers in the UK had a requirement for an asphalt with high resistance to rutting, as many of the internal transport vehicles carried load that were way in excess of those allowed on the highways (+100 tonnes payload transported on solid rubber tyres).

In response to this, Steelphalt designed and produced heavy duty asphalt that was so successful the local highway authority adopted the material into their specification and it was used for high stress sites where traffic was channellised, or for industrial areas. This is now marketed under the name of SteelSurf (figure 7).

4.2 Asphalt for drainage layers

As steel slag is cubical in shape and has a strong affinity for bitumen, it is an ideal aggregate for use in porous asphalt; a surfacing material with a high voids content and which is designed to quickly drain water for the road surface. Although successfully used in the 1970's, it's used has

diminished in the UK. However, various trial sections were laid on the Autostrada in Italy, where steel slag was being trials. The materials were very successful and drained water at a higher rate than existing porous asphalt materials, as the improved shape of the slag increased the inter-connectability of the voids, therefore increasing the water flow through the surfacing (figure 8).



Fig. 7: Steel ladle transporter (300 tonnes) on SteelSurf.



Fig. 8: Testing hydraulic conductivity of steel slag porous asphalt.

4.3 Thin Surfacing

Over the past 20 years, Steelphalt has produced a range of specialist steel slag asphalt surfacing materials, specifically designed to be laid thinner than standard asphalt. The advantages being that more area can be covered with the same amount of material, is quicker to lay and produces less waste, as there is no need to remove the old worn out surface. The latest addition to this family is a proprietary material called Steelflow and can be laid 15mm thick. This material can overlay existing asphalt without the need for removal of the existing road surface, covers large areas with minimum volume and increases the laying time, all adding up to a cost effective solution to road surface remediation (figure 9).



Fig. 9: Steelflow 15 mm on existing worn out road surface without the need for planning of original material.

5 CONCLUSION

Steel slag is a high quality resource and if processed, controlled and marketed correctly should never become waste. It has a broad portfolio of uses and is capable of replacing some of the highest quality products in construction alone. It can be proven that the properties of steel slag ideally lend themselves to asphalt road surfacing materials, which often outperform natural aggregate equivalents. However, it is important that the slag is processed and handled by a competent company in order to prevent any kind of failure that could potentially lead to the material being prohibited from use.

In-Depth Characterization of Residual Fines by Digital Image Processing

M. Berwanger, D. Rüßmann & T. Pretz

RWTH Aachen, I.A.R. - Department of Processing and Recycling, Aachen, Germany

ABSTRACT: During processing of solid waste for the recovery of valuable materials certain residual fractions are inevitably created. This study examines fine-grained post shredder sorting residue (PSSR) originating from shredder heavy fraction (SHF) < 2 mm in detail. Digital image recording and processing using a digital light microscope “VHX-2000D” was performed. Data sets consisting of particle size, particle shape and material type information were collected and transferred into a database. A total of 2,881 individual particles were analyzed in bands of 1-2 mm, 0.5-1 mm and 0.25-0.5 mm. Simple geometric properties and descriptors served for the calculation of five shape indices. 2,495 particles lay within the considered overall band of 0.25-2 mm. Remaining particles were observed to be as small as 0.18 and as large as 9.9 mm. The mineral fraction constituted approx. a third of particles < 2 mm by number, agglomerated “caking” is present at approx. one quarter by number. As grain size decreased, the percentage of glass and metal particles increased. Dominance of certain shapes was observed for certain materials, e.g. a spherical shape for glass and mineral particles. As grain sizes decreased, more rounded shapes were observed. Such information may be used to derive appropriate processing options.

1 INTRODUCTION

During the processing of solid waste for the recovery of valuable materials certain residual fractions are inevitably created. As a rule, these cannot be processed at state-of-the-art solid waste processing technology for economic reasons and for quality restraints. Thus, any contained valuable materials are largely lost for the economic cycle or removed for the long-term by incineration or landfilling. The more complex mixtures of solid waste from anthropogenic utilization grow, the greater the proportion of residue fractions after processing. In particular, fine-grained materials end up in such residual fractions.

In order to seize any potential of valuable materials from fine-grained residual fractions, processing depth must be increased. Where state-of-the-art modes of operation of conventional processing technology reach their limitations due to declining efficiencies and shifting proportions of mechanical forces, detailed knowledge of material characteristics is needed to deduct appropriate processing conditions.

Various metal-containing fine-grained residue fractions arise from commercial and industrial solid waste processing. These include both mass metals such as aluminum and copper, but also high-tech and critical metals and an array of other substances. Metals are present in the form of individual particles, as alloying components or in composites.

Conventional material characterization in the form of technical examination with magnetic or eddy-current separators amounts to bulk inspection on the one hand and suffers from declining effectiveness with small particle sizes on the other hand. Laboratory methods such as glowing loss, melt analysis or leaching experiments to determine metal or inert content all remove any evidence of particle shapes and individual particle sizes. For both reasons, conventional methods are not suitable and are assisted in this paper by digital image processing.

2 MATERIAL AND METHODS

To characterize solid bulky material, generally grain size, grain shape and material type are independent factors that can be employed.

Grain size is a distinctive geometric length of a solid particle (DIN 22019), which clearly characterizes this particle and describes part of its geometric properties. However, there is no universally accepted definition of the grain size, because almost all bulk materials have irregular grain shapes and consequently a large number of prominent lengths (Tarján 1981, Kellerwessel 1997).

To describe a particle size, there are several approaches and methods of measurement. While they render relatively comparable results, absolute values may differ considerably. (Kellerwessel 1997) provides three mechanical criteria for the determination of small to medium grain sizes (< 125 mm):

- Opening size of a screen, which a grain can just pass through,
- Diameter of a sphere with equal settling velocity in a liquid and
- Diameter of a sphere which diffracts a laser beam in the same way

Another possibility for the determination of particle sizes is digital image processing. Through individual examination of objects it is possible to record detailed geometric data that cannot be detected in mechanical methods or processes. Such data can be used to determine grain sizes according to varying definitions (Kellerwessel 1997) and to deduct information concerning grain shape. Most imaging methods record two-dimensional images where objects are identified by a vertical projection in their position of rest (Schubert 1989).

Grain shape is an important criterion for the description of bulky materials (Peszko 2006), because grains of different shapes behave differently in mechanical processes (DIN 22019). As for grain size, there is no a universal definition available nor uniform assessment criteria. The analytical method used often depends on the intended subsequent use (DIN ISO 9276-6). Consequently, basic concepts are interpreted differently and results of grain shape studies for one and the same grain may yield different values (Peszko 2006).

Grain shapes can, in principle, be described in a qualitative or quantitative manner. It is of central importance to disengage criteria used from the orientation or scale of a given object and other influences, for example, reflections during image recording. A qualitative characterization occurs with words (DIN ISO 9276-6). A quantitative characterization of particle shape is by means of metrics that are derived from mathematical, numerical or physical properties (DIN ISO 9276-6).

In the literature, a variety of such indices is proposed which are commonly divided into geometric and dynamic indices (DIN ISO 9276-6, Schubert 1989). Since ideal and regular bodies such as spheres, tetrahedrons or cubes only very rarely occur in the processing of solid waste materials, such simplified cases of grain shapes are practically meaningless.

So-called descriptors serve for the calculation of geometric indices. Descriptors are simple geometric properties of an object. These are usually measures of length, as well as areas or volume (DIN ISO 9276-6). Figure 1 shows selected descriptors around a generic object (solid line) as used in this study: projected surface area A , perimeter P and length a as well as width b of an oriented bounding box (dashed line).

A selection of available indices is listed in Table 1 together with the equations to calculate them. At this point, a detailed description is not given for all five indices, but sphericity according to Wadell shall be examined to exemplify: In the given form, the perimeter of a circle of equal area as an observed grain is divided by the grain's actual perimeter. The closer the grain's shape is to a perfect circle, the more sphericity approaches the maximum value of 1.

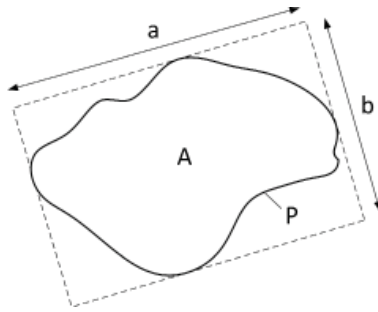


Fig. 1: Schematic of automatically measured parameters during image processing.

Tab. 1: Grain shape indices derived from descriptors (DIN ISO 9276-6, Peszko 2006, Schubert 1989).

Name of index	Equation
Filling level	$\Phi_{fill} = \frac{A}{a \cdot b}$ (1)
Surface ripple factor	$\Phi_{swf} = \frac{L^2}{4 \cdot \pi \cdot A}$ (2)
Aspect ratio	$\Phi_{ratio} = \frac{b}{a}$ (3)
Sphericity (Wadell)	$\Phi_{sphere} = \frac{P}{P'}$ (4)
Symmetric elongation	$\Phi_{elong} = \log_{10} \left(\frac{b}{a} \right)$ (5)

Where, A = projected surface area, P = perimeter, P' = perimeter of circle of equal area, a = length of oriented bounding box, b = width of oriented bounding box.

2.1 Used material and preparation

As input material for experiments presented in this paper, fine-grained post shredder sorting residue (PSSR) (Berwanger 2014) originating from of shredder heavy fraction (SHF) < 2 mm was used. This material originated as a residual fraction from shredding and processing of end-of-life vehicles, mixed scrap and white goods.

Mechanical determination of the particle size distribution is by using a laboratory sieve stack by Retsch GmbH with seven wire mesh sieves of 2, 1, 0.5, 0.25, 0.125, 0.063 and 0.032 mm. Sieving duration was 300 seconds (at 100 % intensity).

2.2 Methodology of image recording and processing

As input samples for microscopy and digital image processing, three grain size fractions from previous mechanical sieving were used: 1-2 mm, 0.5-1 mm and 0.25-0.5 mm. These fractions are reduced with a ripple divider to gain a number of individual particles that can be recorded feasibly. A total of 2,881 particles were examined, 478 coarse (1-2 mm), 869 medium (0.5-1 mm), and 1,534 small (0.25-0.5 mm). Subsamples are filled into a petri dish and weighed on a precision scale with 0.0001 g deviation (type "R300S", manufacturer: Sartorius).

Image recording and processing is performed using a digital light microscope with a motorized specimen stage (type “VHX-2000D”, manufacturer: Keyence). A petri dish containing a subsample is placed on the microscope’s glass stage. The fraction of 1-2 mm particle size is investigated at 20-fold magnification, 0.5-1 mm at 30-fold magnification and 0.25-0.5 mm at 50-fold magnification. Smaller fractions are not investigated at this stage. The material contained in a subsample is divided into small rectangles which correspond to the sight of the microscope’s camera using a brush hair. All subsequent steps are carried out separately on each of the rectangles.

First, the grains are considered with front lighting. This is to check whether depth of field correction is necessary to sharpen the image. Front lighting clearly shows structure, color, gloss and texture of grains. However, it is unsuitable for automatic particle measurements. To this end, back lighting enables image processing to recognize individual grains by segmentation. Some manual corrections were necessary prior to automatic measurements. Once an image is rectified, the microscope automatically collects the required data on each particle by image processing as named above (see Fig. 1). This yields an image with numbered particles and exportable data. Figure 2 shows one such rectangle under investigation, one with front lighting, the other after segmentation and rectification.



Fig. 2: Example of microscopic images of 1 – 2 mm fraction at 20-fold magnification, front lighting (left) and automated particle segmentation (right).

As adjacent or overlapping particles are recorded as coherent grains, they need to be separated manually in the software. When particles overlapped, by convention, the uppermost grain remained intact. Manual corrections were also necessary for translucent glass particles or mineral fraction as well as spongy or holey structures that were not automatically recognized as full particles. A software tool was used to fill their perimeters. Finally, artifacts and very small particles that cannot be assigned a material type later are removed and not considered further.

In the following, each particle is assigned one of ten possible material types: caking, fiber, fluff, foil/sheet, glass, metal, mineral, plastic, textile and wood. Caking describes particles that are obviously agglomerates of several particles in a matrix of fine power. Upon external stress with a needle tip they crumble and fall apart. Fluff represents entanglements of elongated and wiry components that are neither caking nor textile. Foils and sheets may either originate from paper or plastics, while three-dimensional plastics are listed separately.

3 RESULTS AND DISCUSSION

All data sets consisting of particle size, particle shape and material type were transferred into a database. Grain sizes were found to diverge from values that can be expected from mechanical sieving. This is due to machine efficiency, but more importantly to divergent definitions of grain size as described above. Particles with lengths (variable “a”) of between 0.18 and 9.9 mm were observed in image processing. 2,495 particles lay within the expected band of 0.25-2 mm, seven below and 379 above.

The mineral fraction constitutes approx. a third of particles < 2 mm by number, caking is present at approx. one quarter by number. As grain size decreases, the percentage of glass increases from approx. 10 % to one third by number. Metals make up only 2 % of particles < 2 mm by number, but approx. 15 % > 2 mm.

In the same manner, foils/sheets, textiles and wood are more prominent among coarse grains > 2 mm. Fibers and plastics can be found in all grain sizes in rather low percentages. Fluff is hardly present.

Figure 3 shows the distribution of the sphericity index for grain shape among material types in the form of box-whisker-plots. On the one hand, for glass and minerals a distinct trend towards the spherical shape can be observed that is not present for other materials. This means, glass and mineral particles tend to be round and shaped circular. On the other hand, fibers, metals, textiles and wood have low values of sphericity, meaning they have non-circular shapes. This can be derived from the natural, fibrous structure of wood, the threaded composition of textiles and use of metals as wires which affect shapes of fragments and fine pieces. The remaining materials of caking, foils/sheets and plastics display weak spherical tendencies.

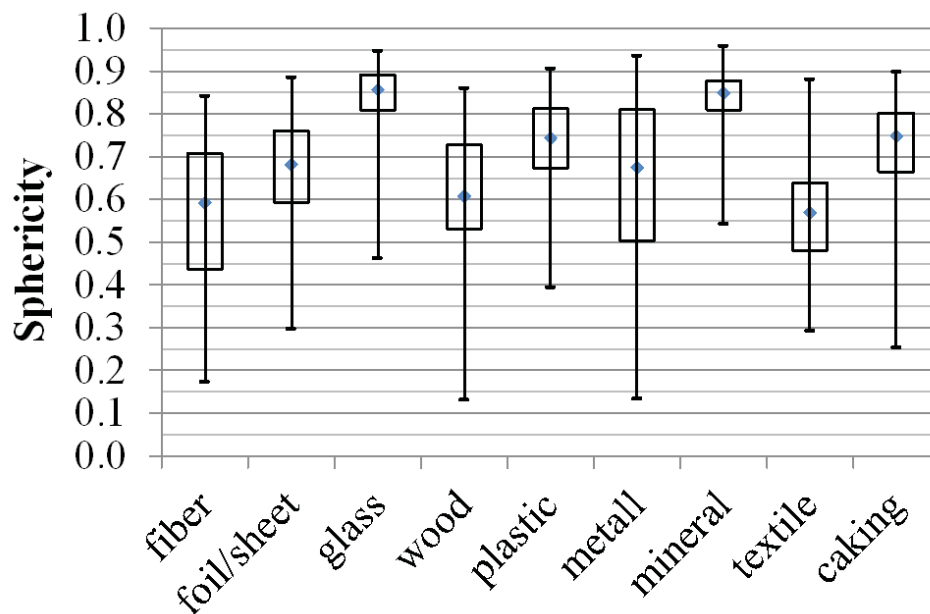


Fig. 3: Distribution of sphericity index over material types (“fluff” omitted due to few constituents).

Figure 4 sets the sphericity index in relation to grain sizes. Box-whisker-plots taking into account all material types are given in increments of 0.25 mm. As grain sizes increase, sphericity exhibits decreasing values. Starting at a median of approx. 0.85 in the fine grain sizes, sphericity gradually reaches a median of 0.7 in the last full increment and even 0.57 for particles > 3 mm. While there is no distinction made between different material types, these results show a tendency of smaller grains to exhibit more rounded shapes that approach circular forms.

Similar trends were observed for filling level, aspect ratio and symmetric elongation indices (see Tab. 1). Values decrease with increasing grain size. The surface ripple factor index follows an opposite trend, increasing with grain size. Since the surface ripple factor describes how “rough” a particle’s edges are by comparing perimeter and occupied area, these findings are consistent with each other.

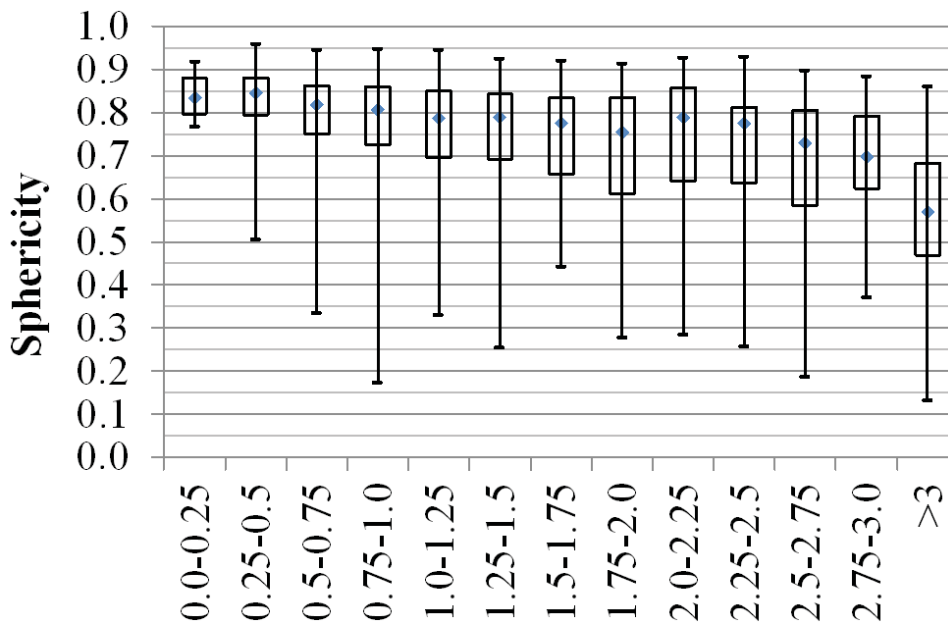


Fig. 4: Distribution of sphericity index over grain size.

Further utilization of the results is possible by drawing conclusions for appropriate mechanical treatment from particle shapes that may affect certain processes and distribution of materials among grain sizes. Appropriate trials and additional examination are essential in developing suitable mechanical processing options.

REFERENCES

- Berwanger, M. (2014) Unlocking the potential of ferrous and non-ferrous metal scrap in fine-grained sorting residue. Shechtman International Symposium. In Print.
- DIN ISO 9276-6 (2010) Darstellung der Ergebnisse von Partikelgrößenanalysen - Teil 6: Die Beschreibung und Quantifizierung von Partikelform und Morphologie. Deutsches Institut für Normung e.V., DIN ISO 9276-6:2010-02.
- DIN 22019 (1985) Bestimmung der Korngrößenverteilung. Deutsches Institut für Normung e.V., DIN 22019.
- Kellerwessel, H. (1997) *Aufbereitung disperser Feststoffe - Mineralische Rohstoffe, Sekundärrohstoffe, Abfälle*. Aachen, Germany: Verlag Buchhandlung Schmetz am Dom. ISBN 3-9801981-5-4.
- Peszko, B. & Nieboda, T. (2006) Dependencies between grain shapes, grain composition and size of specific surface. Önal, G. et al.: *Proceeding of the XXIII International Mineral Processing Congress*. Istanbul; Turkey: Promed Advertising Agency, p. 209–214. ISBN 975-7946-27-3.
- Schubert, H. (1989) **Aufbereitung fester mineralischer Rohstoffe. – 1. Auflage.** Leipzig, Germany: VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie. ISBN 3-342-00289-1.
- Tarján, G. (1981) *Mineral Processing, Volume I*. Budapest, Hungary: Akadémiai Kiadó. ISBN 963-05-1998-4.

Verbrennung als Verfahrensbestandteil

K.J. Thomé-Kozmiensky & S. Thiel

TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin-Nietwerder, Deutschland

KURZFASSUNG: Einfache Lösungen für die Gewinnung von Sekundärrohstoffen aus Abfällen gibt es nicht, insbesondere wenn sie Mischungen aus unterschiedlichen Stoffen darstellen sowie mit Schadstoffen, Keimen und Störstoffen kontaminiert sind und der gesetzlich geforderte Anspruch auf hochwertiges Recycling mit diesen Abfällen zumindest derzeit nicht erfüllt werden kann. Hochwertigkeit bedeutet, dass sowohl der Recyclingprozess als auch die rückgewonnenen Produkte qualitativ hochwertig sind und die Umwelt geringstmöglich belasten. Für Sekundärprodukte bedeutet Hochwertigkeit auch, dass sie qualitativ und möglichst auch wirtschaftlich mit aus primären Rohstoffen gewonnenen Produkten vergleichbar sind. Jede Abfallfraktion – insbesondere wenn sie aus vielfältigen, unterschiedlich kontaminierten Abfällen besteht – muss zur Ermittlung der Hochwertigkeit des Recyclingprozesses und der damit gewonnenen Sekundärrohstoffe sorgfältig in technischer, ökologischer und ökonomischer Hinsicht untersucht und bewertet werden. Auf dieser Basis muss dann der bevorzugte Entsorgungsweg eingeschlagen werden. Es ist wenig verantwortungsbewusst, einzelne Verfahren aus vordergründigen wirtschaftlichen Interessen zu diskriminieren. Insbesondere bei heterogenen Abfällen bringt häufig nur die Kombination von Teilprozessen unterschiedlicher Technologien vertretbare Ergebnisse; das bezieht sich bei den Recyclingprozessen und den Sekundärrohstoffen sowohl auf die Qualität der Sekundärrohstoffe als auch auf die Höhe des Ausbringens. Die Bevorzugung von mechanischen, chemischen oder thermischen Prozessen nach politischen Kriterien oder Gruppeninteressen ist nicht zielführend.

1 EINLEITUNG

Das Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) vom 24. Februar 2012 enthält in § 2 Abs. 25 folgende Definition für das Recycling.

„Recycling im Sinne dieses Gesetzes ist jedes Verwertungsverfahren, durch das Abfälle zu Erzeugnissen, Materialien oder Stoffen entweder für den ursprünglichen Zweck oder für andere Zwecke aufbereitet werden; es schließt die Aufbereitung organischer Materialien ein, nicht aber die energetische Verwertung und die Aufbereitung zu Materialien, die für die Verwendung als Brennstoff oder zur Verfüllung bestimmt sind.“

Als Recycling wird im allgemeinen Verständnis die Rückführung von Abfällen oder von Abfallbestandteilen in den Stoffkreislauf bezeichnet. Hierunter ist der Gesamtprozess der Transformation von Abfall zum neuen Produkt zu verstehen, nicht jedoch die Zuführung eines Abfalls in eine erste Behandlungsstufe. Das Ergebnis einer ersten Behandlungsstufe gibt noch keine Auskunft über die gesetzeskonforme Zuordnung zum „Recycling“ oder zur „sonstigen Verwertung“.

Ist das Ergebnis der ersten Stufe zum Beispiel:

- dreißig Prozent des Inputs zur Weiterverarbeitung zur stofflichen Verwertung,
- sechzig Prozent des Inputs zur Weiterverarbeitung zu Ersatzbrennstoffen und
- zehn Prozent des Inputs zur Beseitigung,

ist die Bezeichnung dieser ersten Behandlungsstufe eines gesamten Prozesses als Recyclingverfahren nicht korrekt, schon weil der größte Teil des Inputs der sonstigen Verwertung zugeführt wird. Auch wenn das Ergebnis des Teilprozesses anders wäre, wäre die Zuordnung zu einer oder

anderen Kategorie zumindest irreführend. Zielführend für eine der Wirklichkeit entsprechende Zuordnung ist nur die Betrachtung des Ergebnisses des Gesamtprozesses, bei dem sich die Stoffströme in unterschiedliche Stränge und innerhalb dieser Stränge in zahlreiche Teilprozesse aufteilen können. Entsprechend diesem Ergebnis kann der erste Teilprozess unterschiedlichen Stufen der Abfallhierarchie – Recycling, sonstige Verwertung oder Beseitigung – zugeordnet werden.

2 RECYCLING – ENERGETISCHE VERWERTUNG – BEGRIFF DER HOCHWERTIGKEIT

Von besonderer Bedeutung sowohl in der Abfallrahmenrichtlinie als auch im Kreislaufwirtschaftsgesetz ist bei der Definition des Recyclings in § 3 Abs. 25 der Ausschlussbestand der „energetischen Verwertung“ einschließlich der „Aufbereitung von Abfällen zu Materialien, die für die Verwendung als Brennstoff (.....) bestimmt sind.“

Es ist schon schwer nachvollziehbar, dass die Abfallverbrennung mit dem Ziel der Energiewandlung sowie die Herstellung von Brennstoffen aus Abfällen nicht als Recycling bezeichnet werden dürfen, sondern als „sonstige Verwertung“ definiert werden. Begründet wird diese Unterscheidung damit, dass diese Verfahren – isoliert betrachtet – keine werterhaltenden Maßnahmen für Stoffe oder Gegenstände darstellen. Diese Begründung ist nicht wirklich einleuchtend, weil bei der energetischen Abfallverwertung – ebenso wie bei der stofflichen Abfallverwertung – Rohstoffe eingespart werden.

Überzeugend wäre die Argumentation für den Ausschluss der energetischen Verwertung als Recyclingverfahren nur für den Fall, falls damit kein „hochwertiges stoffliches Recycling“ verbunden wäre:

- § 8 Abs. 1, Satz 3 und 4: Bei der Ausgestaltung der (.....) durchzuführenden Verwertungsmaßnahme ist eine den Schutz von Mensch und Umwelt am besten gewährleistende, hochwertige Verwertung anzustreben. § 7 Abs. 4 findet (.....) Anwendung.
- § 7 Abs. 4: Die Pflicht zur Verwertung von Abfällen ist zu erfüllen, soweit dies technisch möglich und wirtschaftlich zumutbar ist, insbesondere für einen gewonnenen Stoff oder gewonnene Energie ein Markt vorhanden ist oder geschaffen werden kann. Die Verwertung von Abfällen ist auch dann technisch möglich, wenn hierzu eine Vorbehandlung erforderlich ist. Die wirtschaftliche Zumutbarkeit ist gegeben, wenn die mit der Verwertung verbundenen Kosten nicht außer Verhältnis zu den Kosten stehen, die für eine Abfallbeseitigung zu tragen wären.

Im KrWG ist der Begriff der „Hochwertigkeit“ nicht näher definiert. Ersatzweise könnte angenommen werden, dass ein Recyclingprozess hochwertig ist, wenn der Prozess umweltverträglicher und wirtschaftlicher ist als mögliche Alternativen und wenn durch den Recyclingprozess Stoffe oder Materialien hergestellt werden, die die gleiche Qualität wie der ursprüngliche Stoff oder das ursprüngliche Material aufweisen. Dies könnte z.B. der Fall sein, wenn Kupfer aus dem Recyclingprozess die gleiche Qualität aufweist wie das im ursprünglichen Produkt verwendete Kupfer. Das Gleiche würde z.B. für einen Kunststoff gelten, der für eine spezielle Verpackung verwendet wurde.

Nicht nachvollziehbar wäre jedoch das Argument, dass ein Abfallbehandlungsprozess, in dem ein Verbrennungsverfahren integraler Bestandteil ist, kein Recyclingverfahren darstellen würde, obwohl die Rückgewinnung eines Rohstoffs oder mehrerer Rohstoffe integraler Bestandteil des Gesamtprozesses ist. Werden z.B. Metalle und Baustoffe für die Rückführung in den Stoffkreislauf mit einem Verfahren gewonnen, dessen erste Prozessstufe die Abfallverbrennung ist und dessen zweite Stufe die mechanische Aufbereitung der Aschen darstellt, ist der Gesamtprozess ein energetischer Verwertungsprozess und auch ein Recyclingprozess. Bei diesem Prozess wird die im Abfall gebundenen chemischen Energie in Wärme und in elektrischen Strom gewandelt und die anorganischen Bestandteile – Metalle und mineralische Materialien – werden stofflich verwertet.

Die Behauptung, dass es sich bei einem thermischen Teilprozess als Bestandteil einer Prozesskette nicht auch um einen Recyclingprozess handele, ist insbesondere nicht nachvollziehbar,

wenn der Prozess eigens für die Gewinnung von Rohstoffen – z.B. von Metallen – konzipiert ist. Dies ist z.B. der Fall bei der thermischen Vorbehandlung unterschiedlicher Abfälle im Rahmen von Prozessketten (Beyer 2013; Hormes 2013) z.B. von:

- Verbundwerkstoffen wie Elektronikschrott zur Abtrennung der Metalle von Kunststoffen,
- Getränke-Verbundverpackungen mit Aluminiumbeschichtung,
- Stahlwerksstäuben zur Abtrennung von Eisen- und NE-Metallverbindungen,
- Messingspänen zur Abtrennung von Ölen und sonstigen Verunreinigungen,
- Shredderleichtfraktionen zur Rückgewinnung von Metallen, die durch die vorherige Magnet- und Wirbelstromscheidung nicht abgetrennt wurden,
- Kohlefasern zur Abtrennung von Bindemittel,
- Glasfasern zur Abtrennung der Beschichtung,
- Formsanden für die Wiederverwendung,
- kontaminierte Böden zur Reinigung und zum Wiedereinbau im Erdreich,
- Phosphor aus Abfällen zur Rückführung als Kunstdünger,
- Explosiv-, B- und C-Kampfstoffen zur Entsorgung und zum Metallrecycling als Nebeneffekt.

In der Definition des KrWG § 2 Abs. 25 wird auch nicht behauptet, dass thermische Verfahren nicht Bestandteile von Recyclingprozessen sein können. Im Gesetz ist als Ausschlussstatbestand von „energetischer Verwertung“, nicht jedoch von thermischen Verfahren wie Pyrolyse, Vergasung, Verbrennung oder Schmelzen die Rede.

Hinsichtlich ihrer Bedeutung sind zu unterscheiden:

- Energetische Verwertung bedeutet die Wandlung der im Abfall gebundenen chemischen Energie in Wärme und/oder elektrischen Strom. Der Begriff gibt das Ziel, nicht die Technik des Verfahrens wieder.
- Pyrolyse, Vergasung, Verbrennung und Schmelzen bezeichnen Verfahrenstechniken, nicht jedoch das damit angestrebte Ziel.

Das Gesetz sagt, dass Recycling jedes Verwertungsverfahren ist, durch das Abfälle zu Erzeugnissen, Materialien oder Stoffen (.....) aufbereitet werden. Bei der Anwendung thermischer Prozesse bleibt zunächst offen, ob das Ziel die Energiewandlung oder die Rückgewinnung von Stoffen und Materialien oder sowohl die Energiewandlung als auch die Rückgewinnung von Stoffen für den Stoffkreislauf ist.

Thermische Prozesse können also wie jede Verfahrenstechnik durchaus – sogar notwendige – Verfahrensschritte in Recyclingprozessen sein.

In der Definition des Recyclings in § 2 KrWG wird für die Behandlung der Abfälle zum Zweck des Recyclings das Verb „aufbereiten“ verwendet. Im deutschen Sprachgebrauch wird häufig unter „Aufbereitung“ die Behandlung von Rohstoffen und Abfällen mit mechanischen Verfahren verstanden. Mit dieser Interpretation argumentieren häufig Interessensvertreter von Unternehmen, die nur über mechanische Aufbereitungsanlagen verfügen. Diese Interpretation kann nicht die Absicht des Gesetzgebers wiedergeben; das wird im Gesetz auch nicht behauptet.

Unter dem Begriff „Aufbereitung“ werden alle Verfahrenstechniken zusammengefasst, mit denen Stoffe und Materialien in den Stoffkreislauf rückgeführt werden können.

Für das Recycling können angewendet werden:

- mechanische Aufbereitungsverfahren, z.B. Zerkleinern, Agglomerieren, Klassieren, Sortieren, Entwässern, Mischen,
- physikalisch-chemische Aufbereitungsverfahren, z.B. Laugen, Entgiften, Oxidation, Reduktion, Neutralisation,
- biologische Aufbereitungsverfahren, z.B. aerobe und anaerobe Behandlung, Bioleaching und
- thermische Aufbereitungsverfahren, z.B. Trocknung, Pyrolyse, Vergasung, Verbrennung, Schmelzen, Destillation.

Im Sinne des Gesetzes bestehen qualitative Unterschiede, die den Ausschluss einer Verfahrenstechnik für das Recycling rechtfertigen würden, zwischen diesen Verfahrenstechniken nicht.

Es ist im konkreten Einzelfall zu untersuchen, welche Verfahren und Verfahrenskombinationen

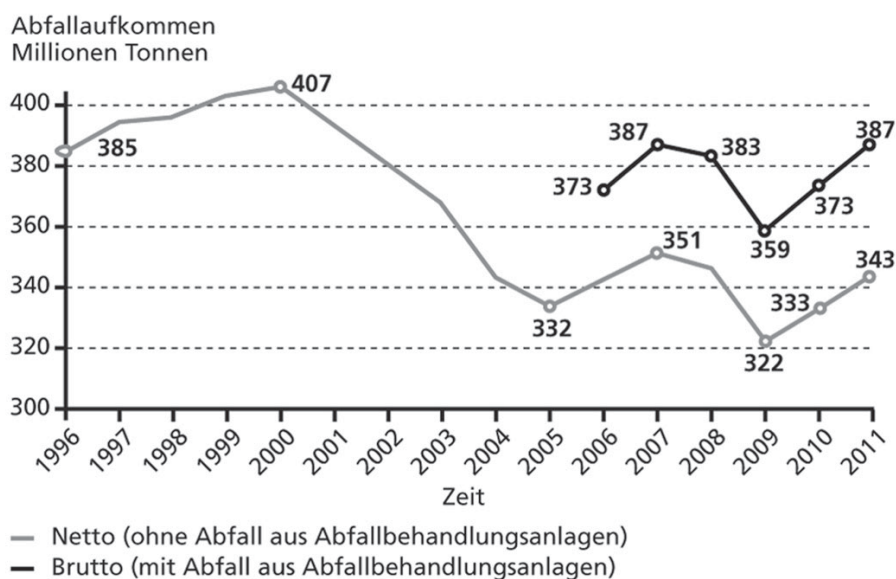
den größten Nutzen für das Ergebnis des Recyclingprozesses unter Beachtung des Umwelt- und Ressourcenschutzes darstellen, wobei die Wirtschaftlichkeit und der Wert der zu gewinnenden Stoffe zu berücksichtigen sind.

Angemerkt sei noch, dass Ergebnisse derartiger Untersuchungen nur auf den konkreten Untersuchungszeitraum zutreffen. Sie sind u.a. von den zum Zeitpunkt der Untersuchung zur Verfügung stehenden Verfahrenstechniken und den Rohstoffreserven abhängig.

3 ENTSORGUNGSSITUATION IN DEUTSCHLAND

Die Abfallentsorgung weist ein hohes Niveau auf und nimmt dank einer konsequenten Entwicklung der Gesetzgebung, der Verfahrenstechnik und der Durchführung weltweit eine Spitzenstellung ein.

In Deutschland betrug das Abfallaufkommen im Jahr 2011 etwa 343 Millionen Tonnen (graue Kurve in Abb. 1).



(Statistisches Bundesamt 2013)

Abb. 1: Gesamtes Abfallaufkommen in Deutschland, von 1996 bis 2011.

In Abb. 1 wird mit der schwarzen Kurve das Abfallaufkommen zuzüglich des Abfalls aus Abfallbehandlungsanlagen dargestellt. Damit wird der Anschein erweckt, dass das gesamte Abfallaufkommen in 2011 sogar 387 Millionen Tonnen betrug. Dieser Eindruck ist falsch. Konsequenterweise müsste – würde man dieser Betrachtungsweise konsequent folgen – auch der Abfall aufgeführt werden, der bei der Behandlung der Abfälle aus allen weiteren Stufen eines Verwertungsprozesses bis zur Herstellung des fertigen Produkts entstehen. Diese Darstellung offenbart das lineare Denken der Autoren bei der Betrachtung des Entsorgungsgeschehens. Bei der Abfallbehandlung – insbesondere bei der Abfallverwertung – kann es sich jedoch um mehrstufige Prozesse mit vielfältigen Zwischenprodukten handeln; wozu auch stets neue Abfälle gehören, wodurch jedoch das Gesamtaufkommen nicht vergrößert wird.

In Abb. 2 wird die Herkunft der Abfälle in Deutschland dargestellt

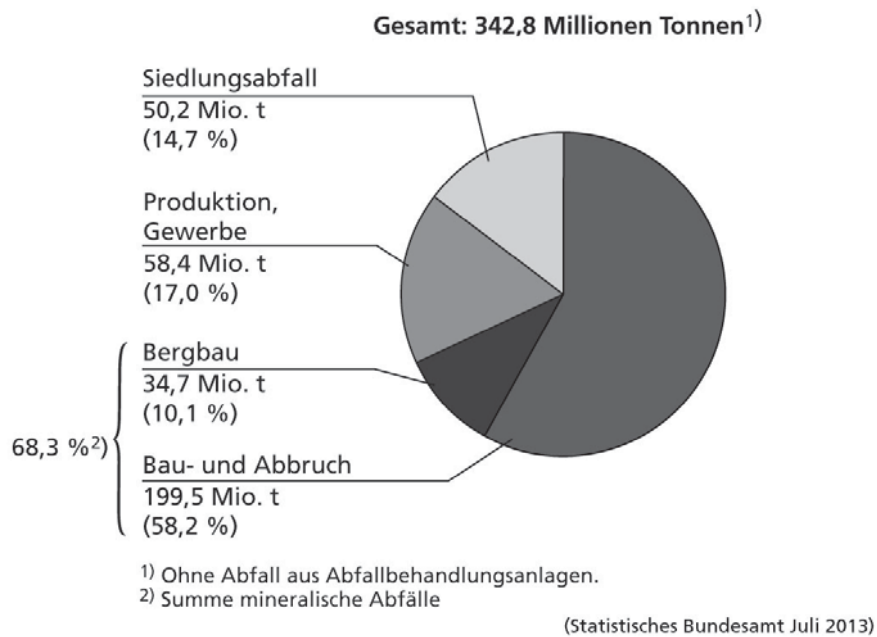


Abb. 2: Herkunft der Abfälle in Deutschland im Jahr 2011.

Der größte Teil des Abfallaufkommens wird in Gewerbe und Industrie erzeugt und von der Wirtschaft in eigener Verantwortung, d.h. privatwirtschaftlich entsorgt, in erster Linie verwertet. Vom Gesamtaufkommen waren etwa fünfzig Millionen Tonnen Siedlungsabfälle; das sind ungefähr fünfzehn Prozent, wofür zum großen Teil in erster Linie die Kommunen – öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger – zuständig sind. Die Kommunen übernehmen diese Aufgabe selbst oder vergeben sie unter Beibehaltung ihrer Verantwortung nach öffentlicher Ausschreibung an private Unternehmen oder an Public-Privat-Partnership-Unternehmen.

Die Entsorgung der Siedlungsabfälle ist ein wesentlicher Teil der öffentlichen Daseinsvorsorge. Dank der Zuständigkeit der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger haben wir in Deutschland – auch im internationalen Vergleich – eine Siedlungsabfallentsorgung auf hohem technischen und organisatorischen Niveau, das gleichermaßen hygienische und ökologische, aber auch soziale Aspekte berücksichtigt und dennoch für die Bürger bezahlbar bleibt.

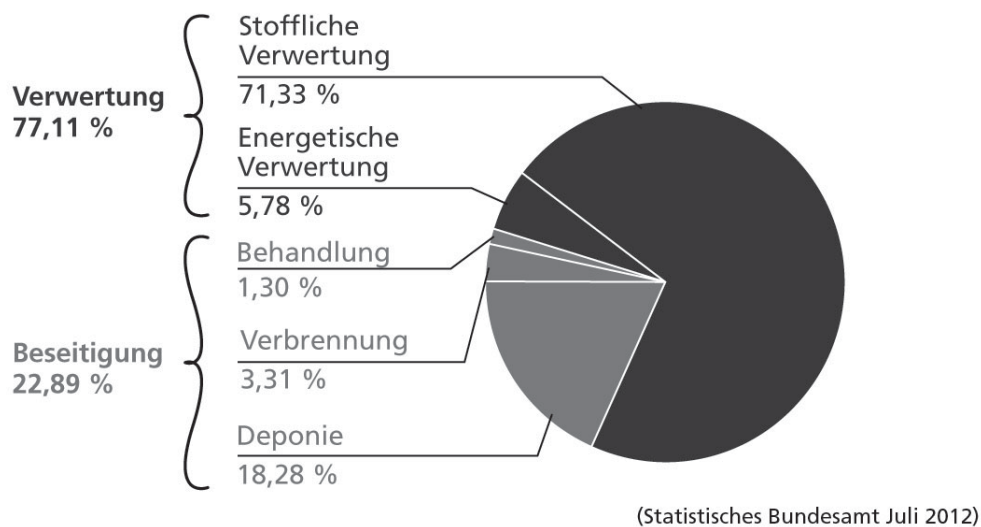


Abb. 3: Verwertungs- und Beseitigungsquoten für Deutschland nach Angaben des Statistischen Bundesamtes – Anteil 2010.

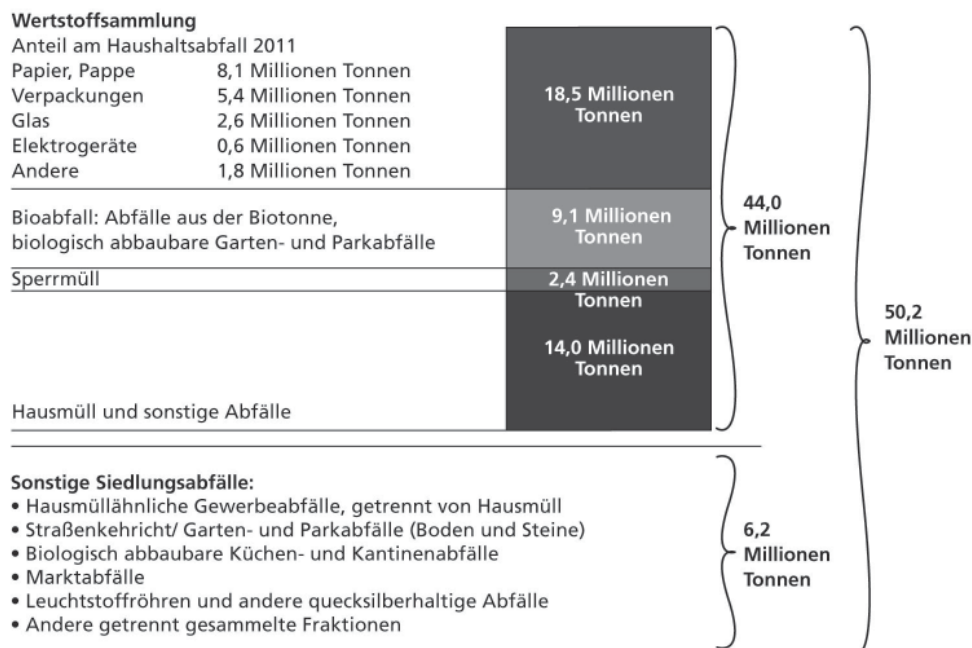
Einen Eindruck vom Stand der Abfallentsorgung in Deutschland vermittelt auch die Aufstellung der Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland (Tab. 1).

Tab. 1: Behandlungsanlagen für Siedlungsabfälle in Deutschland.

Anzahl	Art der Abfallbehandlungsanlagen
~ 1.000	Sortieranlagen
277	Bioabfallkompostierungsanlagen
672	Grünabfallkompostierungsanlagen
800 bis 900	Vergärungsanlagen mit Genehmigung für Bioabfall
61	mechanisch(-biologisch)e Abfallbehandlungsanlagen
67	Abfallverbrennungsanlagen mit strengen Emissionsgrenzwerten
1	Pyrolyseanlage
36	Ersatzbrennstoffkraftwerke in Betrieb (Stand 12/2012)
346	Deponien waren es vor dem 1. Juni 2005, dem Inkrafttreten der Abfallablagerversordnung
196	Deponien der Klasse II seit 2006, die nur noch für vorbehandelte Abfälle zugelassen waren
166	Deponien der Klasse II waren Ende 2010 in Betrieb (vorläufige Angabe)

Nach Angaben des Statistischen Bundesamts wurden in 2011 etwa 77 Prozent der Abfälle verwertet und etwa 23 Prozent beseitigt. Die 77 Verwertungsprozente verteilen sich auf 71,3 Prozent zur stofflichen Verwertung und 5,8 Prozent zur energetischen Verwertung (Abb. 3).

44 Millionen Tonnen Siedlungsabfälle aus Haushalten wurden getrennt gesammelt (Abb. 4).



(Statistisches Bundesamt Mai 2013 (vorläufige Angaben))

Abb. 4: Abfalltrennung in Deutschland im Jahr 2011.

Diese offiziellen Angaben der Abfallstatistik zur Menge des recycelten Abfalls beziehen sich jedoch – wie im Kapitel 1 ausgeführt – nur auf den Input in die ersten Stufen der Behandlungen. Für das Recycling sind dies in der Regel Sortieranlagen, also Anlagen, in denen der Abfall für die Verwertung vorbehandelt, jedoch nicht verwertet wird. Wirklich recycelt, also stofflich verwertet, wird jedoch nur der Anteil des Abfalls, der nach Abtrennung der stofflich nicht verwertbaren Anteile tatsächlich in den Stoffkreislauf zurückgeführt wird, jedoch nicht der gesammelte Abfall, der – aus welchen Gründen auch immer – einer als „Recyclinganlage“ bezeichneten ersten Entsorgungsanlage zugeführt wird.

Das der ersten Stufe zugeführte nicht stofflich verwertete Material wird entweder als Restabfall in Abfallverbrennungsanlagen oder als Ersatzbrennstoff in Ersatzbrennstoff- oder Kohlekraftwerken, auch in Zementwerken verwertet und – falls nicht brennbar – auf Deponien abgelagert.

Daher sind die Angaben über die recycelten Abfallanteile in der amtlichen Statistik irreführend; hier wird Brutto mit Netto verwechselt. Für die korrekte Angabe über das Recycling, also über die in den Stoffkreislauf rückgeführten Abfälle, muss das nicht stofflich verwertete Material, das zu Verbrennungsanlagen oder zu Deponien gebracht wird, von der offiziellen Angabe über das Recycling – die stoffliche Verwertung – abgezogen werden. In einer der objektiven Klarheit verpflichteten amtlichen Statistik dürfte nur das wirklich stofflich verwertete Material der Rubrik „Recycling“ zugeordnet werden. Der die Sortieranlage verlassende energetisch verwertete und der zu Deponien verbrachte Abfall muss den entsprechenden Kategorien zugeordnet werden, also der „sonstigen Verwertung“ oder „Beseitigung“.

4 STELLENWERT DER ABFALLVERBRENNUNG

Die Abfallverbrennung weist eine mehr als hundertjährige Geschichte auf, sie ist mit mehr als vierhundert Anlagen in Europa das höchstentwickelte Abfallbehandlungsverfahren (Tab. 2).

Tab. 2: Profil des Abfallverbrennungsverfahrens.

• weitestgehend ausgereiftes Verfahren mit mehr als hundertjähriger Geschichte
• kein Gegensatz zum Recycling, sondern notwendige Ergänzung
• Schadstoffsene für Schadstoffe im Abfall
* Zerstörung der organischen Schadstoffe im Abfall
* Konzentration der anorganischen Schadstoffe in den Sekundärabfällen der Abgasreinigung
• Schadstoff-Emissionen liegen im Jahresmittel um den Faktor 100 unter den gesetzlichen Grenzwerten
• Genehmigungswerte müssen wegen der Heterogenität des Abfalls höher liegen (Emissionsspitzen)
• keine Schädigung von Menschen und Schutzgütern
• Hygienisierung des Abfalls
• keine Berührung des Betriebspersonals mit Abfall während des Betriebs
• Standortsicherung einzelner Betriebe durch Abgabe von Prozessdampf und elektrischem Strom
• Versorgung von Wohn- und Gewerbegebieten mit Fernwärme oder Fernkälte
• zurzeit ist kein konkurrenzfähiges Verfahren für Restabfälle verfügbar

Die Abfallverbrennung in Deutschland leistet zwar einen geringen, jedoch nicht vernachlässigbaren Beitrag zur Energieversorgung in Deutschland (Tab. 3).

Tab. 3: Beitrag der Abfallverbrennung zur Energieversorgung.

Abfallverbrennungsanlagen sind Kleinkraftwerke	kostengünstige Verstromungstechnik für Grundlast	eine Tonne Abfall liefert 600 kWh Strom	19 Mio. t Abfall werden in Deutschland verbrannt: ~ 5 Mio. MWh Strom ~ 15 Mio. MWh Fernwärme
--	--	---	--

In der mehr als hundertjährigen Entwicklung der Abfallverbrennung gab es immer wieder Entwicklungsschübe. Zur aktuellen 6. Generation gehören die ab 2000 in Betrieb gegangenen Anlagen, die hinsichtlich des Stands der Technik bei Feuerung, Dampferzeugung, Abgasreinigung und Energienutzung erhebliche Fortschritte gegenüber der 5. Generation erfahren haben. Diese Entwicklung wurde gefördert durch das politische und wirtschaftliche Umfeld, den weiterentwickelten Stand der Technik und die veränderte Marktsituation für Abfälle (Wandschneider, 2013):

- Die Ablagerung unbehandelter Abfälle wurde in etlichen Ländern beendet.
- Durch die Konzentration bei den Betreibern wurden weitgehend standardisierte Anlagen gebaut, die Rostfeuerung –zum Teil mit Wasserkühlung – wurde weiter verbessert und ist nun Stand der Technik, Wirbelschichtfeuerungen wurde vereinzelt umgesetzt, durch Cladding der Wände der Dampferzeuger wurden die Reisezeiten erhöht und damit die Verfügbarkeit weiterverbessert.

- Die Grenzwerte für Schadstoffemissionen wurden mehrfach reduziert und konnten dennoch sicher eingehalten werden, meist mit den halben Grenzwerten, obwohl quasi trockene Abgasreinigungungsverfahren die nassen Verfahren weitgehend abgelöst haben.
- Die Energieeffizienz wurde deutlich erhöht; die Verstromung ist bei fast allen Anlagen in Deutschland üblich, Kraft-Wärme-Kopplung wurde verstärkt umgesetzt, vorhandene Fernwärmenetze wurden ausgebaut.

5 WEITERES POTENTIAL DER ABFALLVERBRENNUNG

Die schon realisierten Ansätze werden weiter optimiert werden. Hinsichtlich der Aschen/Schlacken werden neue Wege beschritten, um das Recycling zum Teilprozess der Abfallverbrennungsverfahren zu verbessern.

Während in der Vergangenheit erhebliche Mittel aufgewendet wurden, um die Rückstände weitgehend zu inertisieren, liegt heute der Fokus auf deren Optimierung hinsichtlich der stofflichen Verwertung. Dafür wurde der Trockenausstrag in Verbindung mit weitgehender Zerkleinerung und Sortierung entwickelt. Nach der Feinaufmahlung der Aschen, können NE-Metalle fast vollständig aussortiert werden. Damit verliert die Asche/Schlacke allerdings einen Teil ihrer Eignung für den Straßenbau; dafür wird sie aber für andere Anwendungen interessant, z.B. als Rohmehlersatz für die Zementindustrie oder für die Herstellung von leichten Pellets als Ersatz für grobe Kies zur Herstellung von Leichtbeton.

Erhebliches Recyclingpotential liegt bei den Stäuben aus der Abgasreinigung, die hohe Metallgehalte aufweisen. Bisherige Ansätze waren zu aufwendig und damit nicht wirtschaftlich. Dennoch darf unterstellt werden, dass Forschung und Entwicklung bei weitgehender Zentralisierung der Aufarbeitung der Stäube das Potentials haben, die Abfallverbrennung zum idealen Recyclingverfahren für Metalle aus gemischten Abfällen zu entwickeln.

LITERATUR

- Beyer, J. (2013) *Thermische Vorbehandlung von Verbundwerkstoffen*. In: Thomé-Kozmiensky, K. J.; Goldmann, D. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe, Band 6. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, S. 395-404
- Hormes, F. (2013) *Rohstoffe zurückgewinnen – Recycling mittels Pyrolyseprozess*. In: Thomé-Kozmiensky, K. J.; Goldmann, D. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe, Band 6. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, S. 385-394
- Wandschneider, J. (2010) *Netto-Wirkungsgrad elektrisch größer dreißig Prozent – Grundsätzliche Potentiale in Abfallverbrennungsanlagen*. In: Thomé-Kozmiensky, K. J.; Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall, Band 7. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, S. 65-80
- Wandschneider, J. (2013) *Müllverbrennungsanlagen der 6. Generation*. In: Bilitewski, Schnurer; Zeschmar-Lahl (Hrsg.): Müllhandbuch, KZ 7942. Berlin, Erich Schmidt Verlag GmbH und Co. KG

Ersatzbrennstoffe: Mitverbrennung in Zement- und Kohlekraftwerken in Europa

D. Briese, A. Herden & A. Esper
trend:research GmbH, Bremen, Deutschland

KURZFASSUNG: In Europa gewinnt die Mitverbrennung alternativer Brennstoffe in Zementwerken und Kohlekraftwerken zunehmend an Relevanz, da durch die Substitution von Kohle einerseits der teurere Primärbrennstoffbedarf gesenkt und andererseits eine Reduktion des CO₂-Ausstoßes erreicht werden kann. Zudem hat die Deponierichtlinie in einigen Ländern bereits zur deutlichen Reduzierung deponierter Siedlungsabfälle geführt, wodurch die thermische Behandlung und damit auch die Mitverbrennung an Bedeutung gewonnen hat und weiter zunehmen wird. Modernisierungsmaßnahmen (durch die Industrieemissionsrichtlinie bedingt) – v.a. im Bereich der Rauchgasreinigung – führen dazu, dass eine Mitverbrennung stärker ermöglicht wird. Jedoch bestehen auch Einflussfaktoren auf einen rückläufigen Trend, beispielsweise die Abschaltung älterer Kraftwerke und der Verzicht auf den Einsatz alternativer Brennstoffe bei neuen Anlagen aus technischen Gründen. Der Anteil der eingesetzten Mengen an mitverbrannten abfallstämmigen Stoffen fiel innerhalb Europas bislang sehr unterschiedlich aus – und wird es auch zukünftig. In Zementwerken wird der Einsatz über alle Länder hinweg bis 2020 steigen.

1 EINLEITUNG

Hohe Kosten für fossile Brennstoffe und für den Klimaschutz (z. B. Emissionszertifikate, nationale Steuern) verursachen ein vermehrtes Interesse an der Mitverbrennung alternativer Brennstoffe in Zementwerken und Kohlekraftwerken. Wenn sie auch in Deutschland, den Niederlanden und Österreich eine – verglichen mit der Monoverbrennung von Abfällen – geringe Rolle spielt, so liegt der Anteil am Brennstoffeinsatz bei Zementwerken hier schon bei über 60 Prozent bzw. hatte in den Niederlanden schon fast die 100-Prozent-Marke erreicht. Als alternative Brennstoffe kommen in Kohlekraftwerken und Zementwerken diverse abfallstämmige Materialien zum Einsatz: Altholz, Altreifen, Altöle, (aufbereitete) Industrie-, Gewerbe- und Siedlungsabfälle, Klärschlämme u.a. begrenzt wird die Verwendung alternativer Brennstoffe vor allem durch die Anlagentechnik sowie die gesetzlichen Emissionsgrenzwerte, auf die die Eigenschaften der mitverbrannten Materialien abgestimmt sein müssen.

Im Rahmen der Studie „Der Markt für die Mitverbrennung alternativer Brennstoffe in Zementwerken und Kohlekraftwerken in Europa bis 2020“, wurden neben umfassenden Recherchen in internen und externen Studien, Datenbanken, Presseartikeln, Internet u.ä. sowie rund 60 Experteninterviews in den untersuchten Ländern (Deutschland, Estland, Niederlande, Österreich, Polen, Russland, Schweden, Tschechien, Türkei, Ukraine, Ungarn, Vereinigtes Königreich) geführt. Die Potenziale des jeweiligen Marktes wurden auf Basis von Szenario- und länderspezifischen Prämissen berechnet, was für die einzelnen Länder zu differenzierten Ergebnissen führt. Die zukünftigen Entwicklungen der eingesetzten Ersatzbrennstoffmengen und deren Preise in den Zement- und Kohlekraftwerken werden dabei in drei Szenarien dargestellt, von denen das Referenzszenario, die wahrscheinlichste Marktprognose abbildet und die beiden anderen demgegenüber eine konservativere bzw. eine dynamischere Entwicklung darstellen.

2 AKTUELLE MARKTSITUATION

2.1 Zementwerke

Aufgrund der angespannten Kostenstruktur in der europäischen Zementindustrie steigt der Anteil an Ersatzbrennstoffen kontinuierlich, um Energiekosten – einschließlich derer für Emissionszertifikate – zu senken. Entscheidend für den Anteil an alternativen Brennstoffen ist die vorhandene Anlagentechnik (z.B. Kalzinator im Brennprozess, Rauchgasreinigung), die unter Einhaltung der gesetzlichen Grenzwerte die verwendbare Menge und Art alternativer Brennstoffe vorgibt.

Neben den technischen Faktoren wird die Mitverbrennung auch von der Verfügbarkeit alternativer Brennstoffe bestimmt, wobei diese den Qualitätsanforderungen im Zementwerk entsprechen müssen. Diese werden durch die Betreiber der Zementwerke selbst erhoben und richten sich im Minimum nach EU-Normen oder vorhandenen Gütezeichen. Eine entsprechende Aufbereitung ist abhängig vom jeweiligen Entwicklungsstand der nationalen Abfallwirtschaft.

Im europäischen Vergleich zeigt sich, dass Deutschland, Österreich und die Niederlande führend sind. Durchschnittlich werden hier mehr als 60 Prozent der Primärbrennstoffe substituiert, wobei der Einsatz je Werk jedoch deutlich schwankt. Die osteuropäischen Zementwerke kommen hingegen in der Regel längst nicht an dieses Niveau heran. Länderübergreifend lässt sich festhalten, dass die westeuropäischen Staaten deutlich höhere technische Standards haben als die zumeist veralteten Werke Osteuropas – wobei auch hier deutlich unterschiedliche Modernisierungsgrade vorliegen.

2.2 Kohlekraftwerke

In Kohlekraftwerken fällt die Mitverbrennung abfallstämmiger Stoffe deutlich geringer aus. Dies betrifft sowohl die Anzahl der Anlagen, die mitverbrennen, als auch den Anteil der alternativen Brennstoffe am Energieeinsatz. Bedingt ist dies v. a. durch die unterschiedliche Bedeutung der Kohlekraft in den einzelnen Ländern – auch vor dem Hintergrund der Energiewende und dem technischen Stand der Werke. In Österreich beispielsweise haben Kohlekraftwerke nur einen geringen Anteil an der Stromerzeugung und es werden lediglich in einem Kraftwerk Klärschlämme aus kommunalen Kläranlagen mitverbrannt. In Deutschland ist der Einsatz deutlich höher, während andere Länder in diesem Bereich gar nicht aktiv sind. So werden z.B. im „Kohle-Land“ Polen heute keine Ersatzbrennstoffe genutzt, da die Rauchgasreinigungsanlagen nicht geeignet sind, um die bestehenden Grenzwerte einzuhalten.

3 MARKTENTWICKLUNG

3.1 Zementwerke

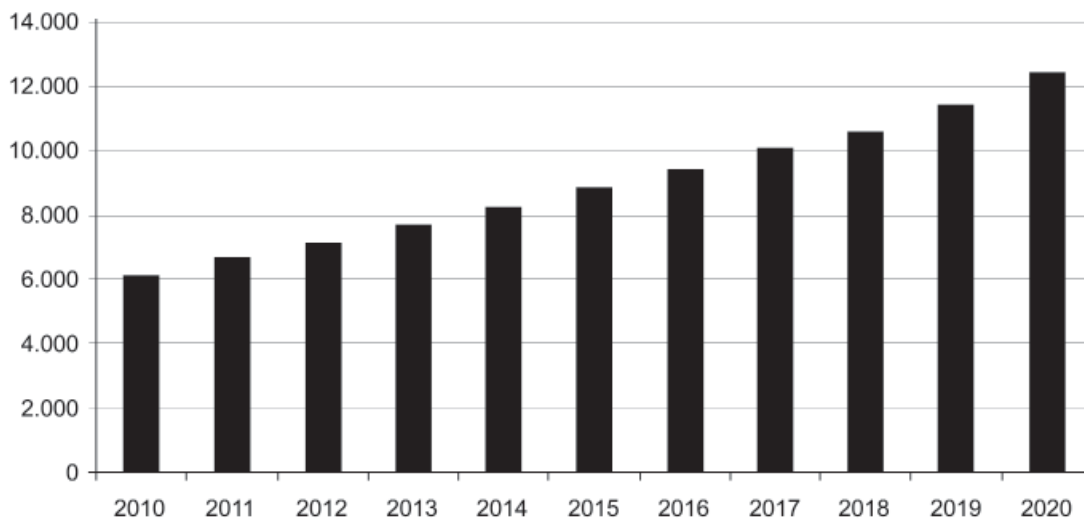
Maßgeblich für die Entwicklung der Mitverbrennung in Zementwerken ist die Entwicklung des Zementmarktes. Hier zeigen sich deutliche Veränderungen: In einigen in dieser Studie betrachteten Ländern sinkt der Zement- und Klinkerbedarf. Als Beispiele sind hier Deutschland, Polen und Ungarn zu nennen. Durch den sinkenden Bedarf steigt die Wettbewerbsintensität erheblich, was zu Kapazitätsreduktionen, z. T. durch Werksschließungen, führt. Die Betreiber von Zementwerken stehen folglich vor der Herausforderung, besonders kostengünstig zu produzieren. Ein Weg, die Produktionskosten zu senken, ist die Steigerung der Mitverbrennung. Der Bedarf an abfallstämmigen Brennstoffen ist insbesondere in Deutschland, den Niederlanden und Österreich hoch, denn diese Länder haben bereits frühzeitig ihre Werke auf die Mitverbrennung umgestellt und darauf ausgelegt.

Während die geringen Bezugskosten für alternative Brennstoffe im Vergleich zu Primärbrennstoffen zwar für deren Einsatz sprechen, müssen sie aber dennoch hohe Ansprüche erfüllen, die gleichzeitig auch maßgeblich für den Einsatz innerhalb Europas bzw. der betrachteten Länder sind. Hochwertige aufbereitete Siedlungs- und Gewerbeabfälle stehen in Ländern mit einer entwickelten Abfallwirtschaft, wie bspw. Deutschland und Österreich, in ausreichendem Maße zur Verfügung. Aufgrund der unterschiedlichen Aufbereitungstiefe sowie der vorhandenen Anlagen-

technik seitens der Zementwerke ist es jedoch nicht verwunderlich, dass der Einsatz von Ersatzbrennstoffen in den meisten osteuropäischen Ländern in der Regel bei unter zehn Prozent liegt, mit einigen überdurchschnittlichen (z. B. in drei polnischen Werken über 45 %) und einigen unterdurchschnittlichen (z. B. Anteil in Ungarn von 3 %) Ausreißern.

Auch wenn die Klinkerproduktion selbst teilweise (wie in Deutschland) stark zurückgehen wird, verdoppelt sich in der Marktprognose bis 2020 im Referenzszenario die Gesamtmenge der mitverbrannten alternativen Brennstoffe in den betrachteten Ländern (vgl. Abbildung 1). Die größten Zuwächse werden in absoluten Mengen in Deutschland, der Türkei, Russland und Polen verbucht, relativ betrachtet werden in Ungarn, der Türkei, in Russland und der Ukraine die stärksten Zuwächse zu verzeichnen sein.

Entwicklung der Mitverbrennungsmenge in Zementwerken der betrachteten Länder von 2010 bis 2020 (Referenzszenario; in 1.000 t)



trend:research
Institut für Trend- und Marktforschung

Abb. 1: Entwicklung der Mitverbrennungsmenge in Zementwerken der betrachteten Länder von 2010 bis 2020 im Referenzszenario (Quelle: trend:research 2013).

3.2 Kohlekraftwerke

Während abfallstämmige alternative Brennstoffe in Zementwerken vermehrt zum Einsatz kommen, stellt sich die Situation bei der Mitverbrennung in Kohlekraftwerken deutlich anders dar: Da eine Mitverbrennung ohne Umrüstung der Anlagentechnik zu technischen Schwierigkeiten bei Kohlekraftwerken (insbesondere Korrosionsgefahr) führt und die Rauchgasreinigung nicht dafür ausgelegt ist, das durch aufbereitete Abfälle kontaminierte Rauchgas zu reinigen, wird nur ein geringer Anteil des Primärbrennstoffes ersetzt. Neben diesen technischen Schwierigkeiten liegt aber auch hier wieder einer der Gründe in der kaum vorhandenen Aufbereitung von Abfällen sowie einer nicht flächendeckend eingeführten Vorsortierung in östlichen Ländern. Dies führt dazu, dass einige Länder nicht in der Mitverbrennung aktiv sind; einige Länder verfügen jedoch auch über keine Kohlekraftwerke oder es kommt nur nicht-abfallstämmige Biomasse als ergänzender Brennstoff zum Einsatz.

Da unter den betrachteten Ländern Deutschland das Land mit dem mit Abstand höchsten Mitverbrennungsanteil ist, wirkt sich im Referenzszenario auch stark aus, dass hier mit starken Rückgängen der Mengen kalkuliert wird (um 50 % entsprechend 400.000 Tonnen). Der Grund liegt darin, dass einige Kraftwerke vom Netz genommen werden und neue Kohlekraftwerke in Deutschland keine EBS oder ähnliche abfallstämmige Substitutbrennstoffe mitverbrennen. Für das Kohleland Polen wird mit der Mitverbrennung ab 2016 gerechnet, weil bis dahin die Vorga-

ben der EU-Industrieemissionsrichtlinie in nationales Recht umgesetzt sein werden und die Altanlagen ihre Rauchgasreinigung auf den neuesten Stand gebracht haben müssen. Diese werden dann auch bei Einzelanlagen so ausgerichtet werden, dass auch aufbereitete Siedlungsabfälle mit verbrannt werden können.

Im dynamischen Szenario ergibt sich ein anderes Bild: Hier wirkt sich in vielen Ländern die Anpassung der Rauchgasreinigungstechnologie an die durch die Industrieemissionsrichtlinie der EU vorgegebenen Grenzwerte aus. Die Mengen werden steigen, und zwar im Untersuchungsgebiet um fast zwei Drittel (> 0,5 Mio. Tonnen in 2020). Neben Ungarn werden neue Länder hinzukommen, in denen mitverbrannt wird: die Niederlande, Polen und Tschechien, das Vereinigte Königreich sowie die Türkei. Bei der Türkei wird im Szenario 3 angenommen, dass der Beitrittsstatus erworben wird und darüber das Land die Vorgaben der EU übernehmen wird.

Entwicklung der Mitverbrennungsmenge von aufbereiteten Siedlungs- und Gewerbeabfällen in Kohlekraftwerken der betrachteten Länder von 2010 bis 2020 (in 1.000 t)

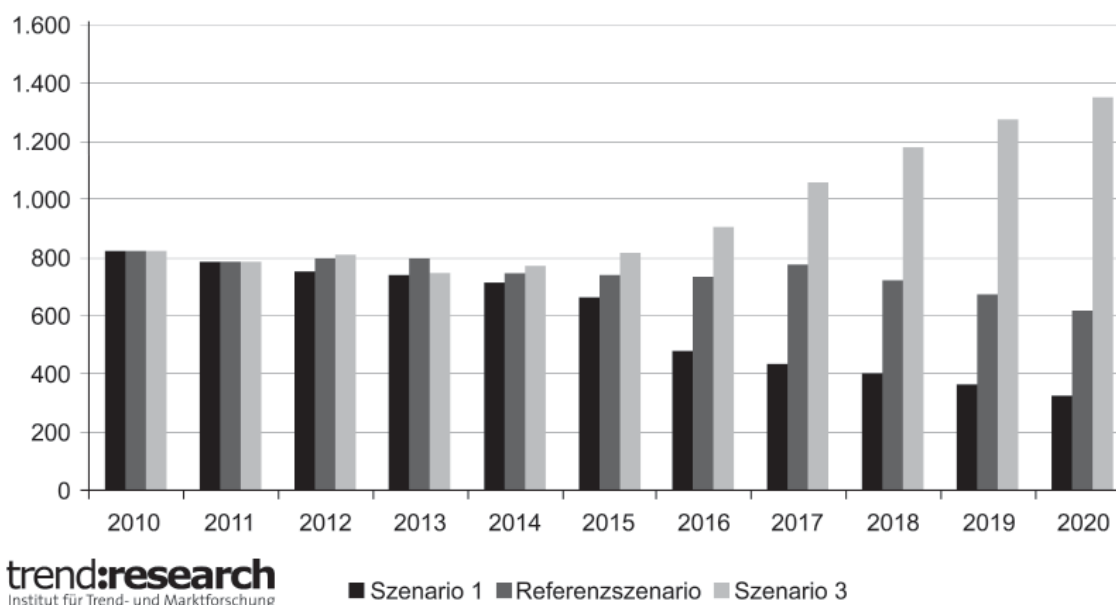


Abb. 2: Entwicklung der Mitverbrennungsmenge in Kohlekraftwerken der betrachteten Länder von 2010 bis 2020 im Referenzszenario (Quelle: trend:research 2013).

4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Märkte für Mitverbrennung in Kohlekraftwerken und Zementwerken sehr unterschiedlich sind: Während bei Zementwerken aufgrund des Preis- und damit Wettbewerbsdrucks mit einem steigenden Einsatz zu rechnen ist, ist dieser im Referenzszenario bei Kohlekraftwerken eher rückläufig. Dies liegt vorrangig an der Technik dieser Werke, die in der Regel nicht für einen Einsatz von Ersatzbrennstoffen ausgelegt ist. Darüber hinaus zeigt die Studie große Unterschiede bei den betrachteten Ländern auf: Während bspw. in Deutschland, den Niederlanden und Österreich die Mitverbrennung in Zementwerken früh zum Einsatz kam, erfolgt sie in osteuropäischen Ländern aufgrund der geringen Qualität der Siedlungsabfälle sowie der häufig veralteten Anlagentechnik nur in geringem Maße. Die Mitverbrennung in Kohlekraftwerken hängt von der Anzahl der Werke – und des Energiemixes – im jeweiligen Land ab.

Qualitätssicherung von Ersatzbrennstoffen für die Zementindustrie am Beispiel der Produktionsanlage ThermoTeam

R. Sarc & J. Adam

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

A. Curtis

Uni, Institut, Ort, Land Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen, Österreich

KURZFASSUNG: Der Einsatz von Ersatzbrennstoffen (EBS) in der Zementindustrie ist in einem abfallwirtschaftlich hoch entwickelten Land wie Österreich Stand der Technik und besitzt eine lange Tradition. In den letzten Jahren hat die Qualitätssicherung von EBS bedingt durch die Verschärfung gesetzlicher Rahmenbedingungen immer mehr an Bedeutung gewonnen. Die größte Österreichische Ersatzbrennstoffproduktionsanlage ThermoTeam wurde mit Mai 2012 um eine Ausschleusungsanlage (PET- und PVC Aussortierung) auf Basis der Nahinfrarot- Technologie erweitert. Im Zuge eines Forschungsprojektes lag neben der Überprüfung der Arbeitsweise der installierten Anlage ein Schwerpunkt auf der Erarbeitung eines praktikablen rechtskonformen Probenahmekonzeptes sowie einer kundenspezifischen Identifikation hinsichtlich u.a. Chlorgehalt der angelieferten Abfallströme.

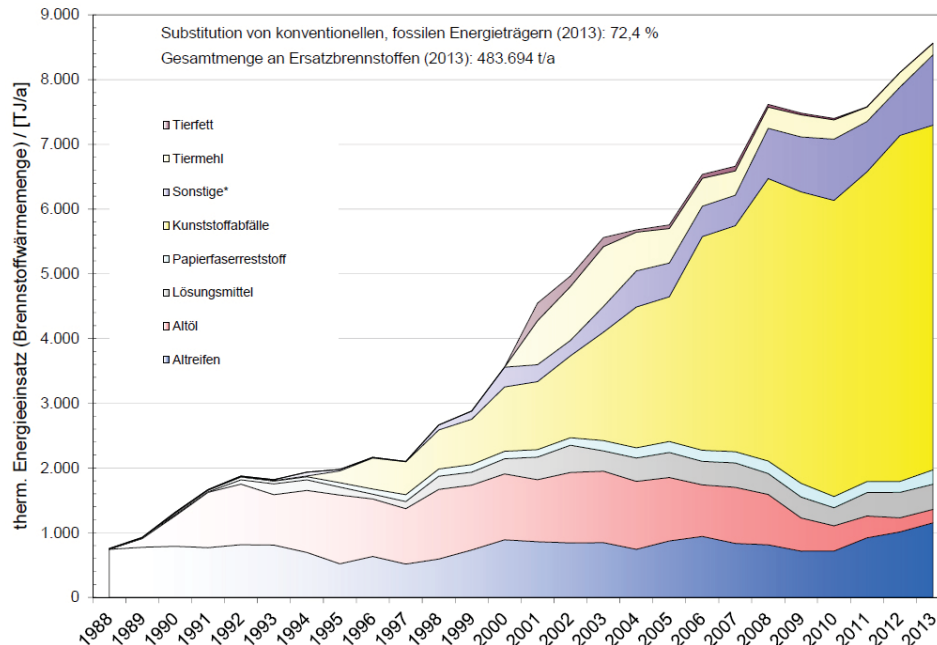
1 EINLEITUNG

Das Unternehmen ThermoTeam Alternativbrennstoffverwertungs GmbH betreibt seit Mitte 2003 die größte österreichische EBS- Produktionsanlage, welche die Zementwerke Retznei und Mannersdorf mit spezifisch Aufbereitetem Substitut Brennstoff (ASB) versorgt. Mit Mai 2012 wurde eine neue Ausschleusungsanlage auf Basis der Nahinfrarot- Technologie installiert. Die Anlage ist zweistufig aufgebaut und dient zur Ausschleusung von PVC, PET, usw. aus dem Materialstrom. Die Anlage gewährleistet eine Abscheidung bei einer maximalen Durchsatzleistung von 15 Tonnen/Stunde. Ziel dieser Neuinvestition ist die Rückgewinnung von Wertstoffen (d.h. PET) für eine anschließende stoffliche Verwertung sowie die Herstellung eines in der Qualität (d.h. geringerer Chloranteil) verbesserten ASB, welcher die Qualitätsanforderungen der Kunden u.a. hinsichtlich Chlorgehalt und Heizwert erfüllt. Produktion eines schadstoffminimierten und gleichzeitig wertstoffoptimierten ASB, welcher die Qualitätsanforderungen der Kunden u.a. hinsichtlich Chlorgehalt und Heizwert erfüllt. Der Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft wurde im Zuge eines Projektes mit der u.a. Überprüfung der Funktionalität der Anlage im laufenden Realbetrieb betraut. Ein spezifisches Ziel des Projektes, welches im vorliegenden Paper näher vorgestellt wird, ist die Erarbeitung eines rechtskonformen Qualitätssicherungskonzeptes sowie eine kundenspezifische Überprüfung der angelieferten Abfallqualitäten hinsichtlich u.a. Chlorgehalt.

2 SITUATION VON ERSATZBRENNSTOFFEN IN ÖSTERREICH

In Österreich werden Abfälle aus Haushalt, Industrie und Gewerbe ohne oder nach einer Aufbereitung u.a. als EBS in Mitverbrennungsanlagen eingesetzt. Dazu zählen Abfälle wie Klärschlamm, Altholz, heizwertreiche Fraktion aus mechanisch-biologischen Anlagen, Kunststoffabfälle aus Haushalten und Gewerbe, Shredderleichtfraktionen (z.B. aus Altfahrzeugaufbereitung), tierische Nebenprodukte (z.B. Tierfett, -mehl), Altreifen, Altöl, Lösemittel, etc.. Die Zementindustrie kooperiert dabei eng mit Behandlungs- und Entsorgungsunternehmen, die EBS-Produktionsanlagen betreiben und EBS unterschiedlicher Qualität produzieren. Diese Entwicklung besitzt in Österreich eine lange Tradition und ist bereits auf die neunziger Jahre zurückzuführen, als die Substitutionsrate noch bei 9,08 % lag. (Sarc 2013)

Die Gesamtmenge an eingesetzten EBS für neun Anlagen der österreichischen Zementindustrie für das Jahr 2013 betrug 483.694 Tonnen (Anmerkung: Menge an Kunststoffabfällen (vgl. Abb.1), zu denen auch EBS bzw. ASB zählt, betrug 277.909 t), bei einer Zementproduktionsmenge von 4,38 Millionen Tonnen (Mauschitz 2014). Die zeitliche Entwicklung in der Anwendung von EBS in Anlagen der österreichischen Zementindustrie zeigt insbesondere beim Einsatz von EBS aus nichtgefährlichen Abfällen (vgl. Abb.1 „Kunststoffabfälle“) einen starken Anstieg.



* Sägemehl, Altholz, Gummiabfälle, heizwertreiche Fraktion, landwirtschaftliche Rückstände...

Abb. 1: Brennstoffwärmemengen aus der Verwertung von EBS in Anlagen der österreichischen Zementindustrie (Ohne Mahlwerk) im Beobachtungszeitraum 1988 bis 2013 (Mauschitz 2014).

Die eingesetzten Brennstoffe müssen in Österreich eine vom Gesetzgeber festgelegte Qualität erfüllen. Dabei wird neben den Emissionen am Kamin auch die Schadstoffbelastung (z.B. Schwermetalle) in den eingesetzten Abfällen bzw. im produzierten EBS überprüft. Trotz strenger Grenzwerte und regelmäßiger Überprüfungen lag die österreichische Zementindustrie im Vergleich mit anderen Ländern an der Spitze mit einer Substitutionsquote von Primärbrennstoffen durch den EBS-Mix-Einsatz mit 72,36 % im Jahr 2013 (Mauschitz 2014).

3 ANLAGENBESCHREIBUNG THERMO TEAM

Standort der Fa. ThermoTeam Alternativbrennstoffverwertungs GmbH ist das Zementwerk Retznei der Lafarge Zementwerke GmbH in der Südsteiermark. Dabei erfolgt die Herstellung von qualitätsgesichertem, blasfähigem und ofenfertigen EBS (Produktbezeichnung ASB = Aufbereiteter Substitut Brennstoff), welcher für eine laufende Versorgung u.a. der Zementwerke Retznei und Mannersdorf zum Einsatz kommt.

In der ThermoTeam Produktionsanlage werden Abfälle durch verschiedenen mechanische Aggregate wie Shredder, Metallabscheider und Windsichter aufbereitet und zu qualitativ hochwertigem EBS für die Zementindustrie verarbeitet. Als Inputmaterialien dienen dabei getrennt erfasste Produktionsabfälle mit definierter Zusammensetzung, wie zum Beispiel stofflich nicht verwertbare Kunststoffe aus der Verpackungssammlung sowie geeignete vorbehandelte Fraktionen aus gemischten Gewerbeabfällen und Siedlungsabfällen (vgl. Abb.2). Die Chlorproblematik ist ein bekanntes Thema in der Zementindustrie und je höher die Substitutionsrate gesteigert wird, desto besser muss auch die Qualität des eingesetzten Materials hinsichtlich Chlorbelastung sein. Mit Mai 2012 wurde der Aufbereitungsprozess um weitere Aggregate auf Basis der Nahinfrarot- Sortiertechnologie (NIR-Sortierung) erweitert. Die neu installierte Anlage ist zweistufig

aufgebaut und dient zur Ausschleusung von PVC, PET und nach Möglichkeit weiteren Wertstoffen wie Metalle aus dem Materialstrom. Dadurch soll sichergestellt werden, dass die Chlorfracht gesenkt wird bzw. dass ein durchschnittlicher Chlorgehalt von 0,8 % gewährleistet wird. Auf Abbildung 2 ist das Fließbild der EBS-produktionsanlage der Fa. Thermo Team ersichtlich.

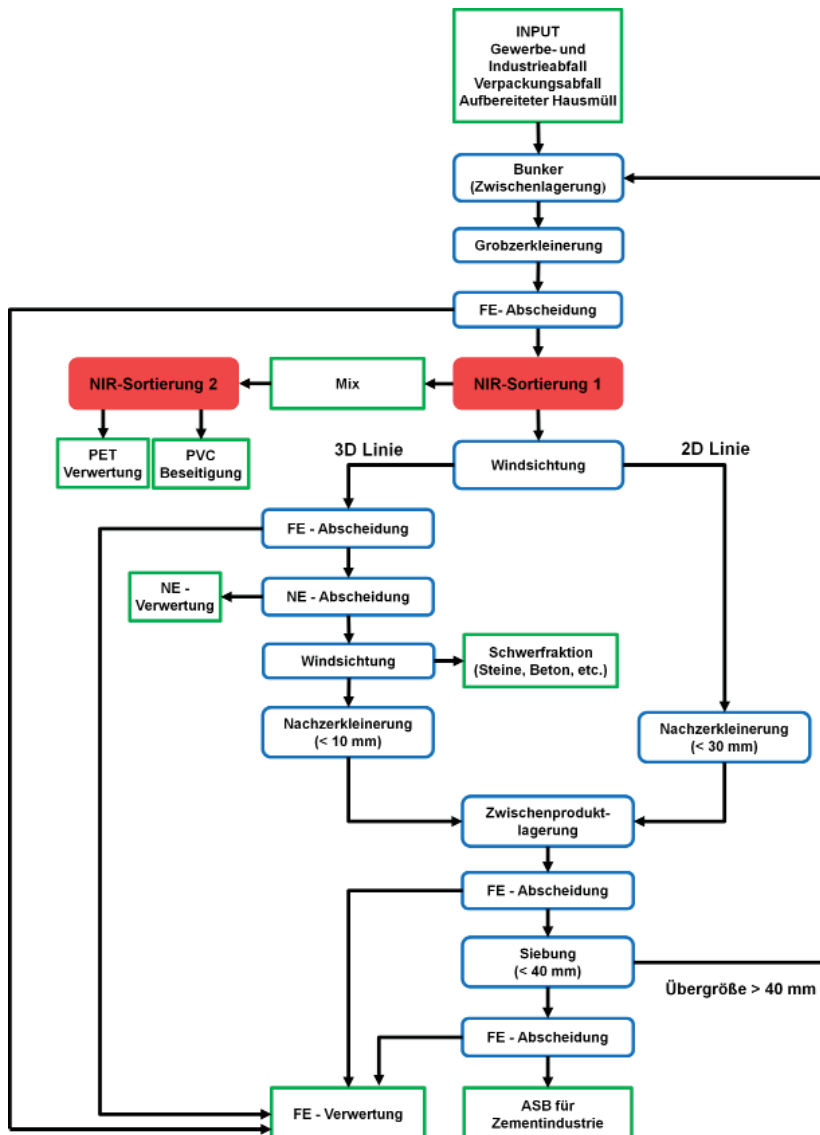


Abb. 2: Fließbild der EBS- Produktionsanlage Thermo Team (Lorber & Sarc 2012).

Eine NIR-Sortieranlage arbeitet nach folgenden Prinzip (Fleischhacker 2011):

- Das zu sortierende Material (nach Shreddern und Klassieren) wird über ein Förderband einer NIR-Sensoreinheit zugeführt,
- Durch die NIR-Sensoreinheit wird das Material im NIR-Bereich angeregt,
- Das Sensorsystem detektiert das charakteristische Spektrum der Objekte am Förderband,
- Eine optische Scannereinheit (oberhalb des Förderbandes) ermittelt zusätzlich die Größe, Form und Position der Objekte am Förderband,
- Die Daten aus Sensorsystem und Scannereinheit werden in einer Recheneinheit verarbeitet und die Objekte definierten Merkmalsklassen zugeteilt und
- Anhand der ermittelten Merkmalsklasse und Parameter werden Druckluft-Ausblasventile angesteuert und die Objekte in den entsprechenden Auswurfschacht geblasen.

In Abbildung 3 ist schematisch der Aufbau einer Nahinfrarotsortieranlage der Fa. REDWAVE zu sehen.

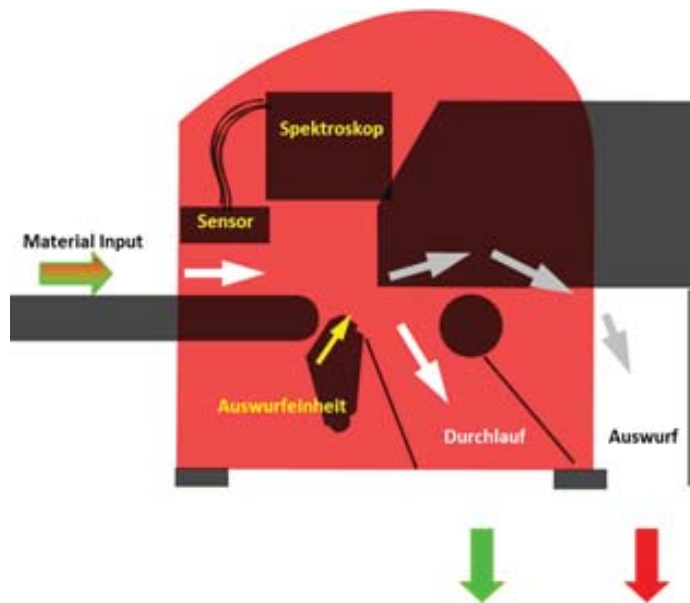


Abb. 3: Schema NIR- Sortieranlage - Redwave (Berghofer 2009).

4 QUALITÄTSSICHERUNGSKONZEPT FÜR ERSATZBRENNSTOFFE

Der rechtliche und technische Rahmen für die Umsetzung der Qualitätssicherung an einem Standort in Österreich ist in der Abfallverbrennungsverordnung (BMLFUW 2010), der Richtlinie für Ersatzbrennstoffe (BMLUFW 2008) und in unterschiedlichen Normen (z.B. ÖNORM EN 15442 - Feste Sekundärbrennstoffe – Verfahren zur Probenahme (ASI 2011a)) festgelegt.

Die gesamte Inputmenge am Standort der Fa. ThermoTeam setzt sich aus verschiedenen Abfällen mit unterschiedlichen Qualitäten von verschiedenen Kunden zusammen. Um Kenntnisse über die Qualitäten der angelieferten Inputmaterialien der relevantesten Kunden zu bekommen, wurde ein möglichst praxisnahes, rechtskonformes, kundenspezifisches Qualitätssicherungskonzept ausgearbeitet.

Die Abfallverbrennungsverordnung unterscheidet im Allgemeinen zwischen Anliefermengen > 40.000 Tonnen bzw. < 40.000 Tonnen pro Jahr. Speziell für Abfälle < 40.000 Tonnen/Jahr wird ein Losumfang von 1.500 Tonnen festgelegt. Da keiner der Kunden eine Menge von mehr als 40.000 Tonnen/ Jahr liefert, wird für die Erarbeitung des kundenspezifischen Probenahmekonzeptes dieser Losumfang herangezogen. Dabei muss das erste Los (die ersten 1.500 Tonnen) in 10 Teilmengen zu je 150 Tonnen unterteilt werden, wobei die Teilmengen 1,3,5,7 und 9 für die Untersuchungen herangezogen werden müssen. Die Menge der Stichproben müssen entsprechend ÖNORM CEN/TS 15442 (ASI 2011a) berechnet werden, wobei mindestens 6 - 10 Stichproben zur Herstellung einer qualifizierten Stichprobe herangezogen werden müssen. Durch folgende Formel 1 wird die Mindestmenge einer Stichprobe berechnet:

$$m(d_{95} > 3\text{mm})[\text{kg}] = 2,7 \cdot 10^{-8} \cdot d_{95}^3[\text{mm}] \cdot \lambda_s[\text{kg/m}^3] \quad (1)$$

Die Mindestprobemenge für die qualifizierte Stichprobe muss ebenfalls entsprechend ÖNORM CEN/TS 15442 (ASI 2011a) berechnet werden (vgl. Formel 2).

$$m_{QSTP} = \frac{\pi}{6 \cdot 10^9} \cdot d_{95}^3 \cdot f \cdot \lambda \cdot g \cdot \frac{(1-p)}{(C_v)^2 \cdot p} \quad (2)$$

Eine kontinuierliche Qualitätssicherung von EBS ist aufgrund von Schwankungen bei der

Materialzusammensetzung und den chemischen Eigenschaften (Trockengehalt, Heizwert, Chlorgehalt, etc.) eine unabdingbare Voraussetzung. Die Qualitätssicherung besteht in der Praxis im Wesentlichen aus fünf Hauptbereichen (Sarc 2014):

- Siebanalysen: Bestimmung der Korngröße (d_{95} in mm) und Schüttdichten (λ_s in kg/m³) in Anlehnung an die ÖNORM 15415 -1 (ASI 2011b),
- Erarbeitung eines repräsentativen praktischen Probenahmekonzeptes und Probenahmeverfahrens,
- Kontinuierliche interne Analysen: Um sicherzustellen, dass alle relevanten gesetzlichen Anforderungen des produzierten EBS für den Einsatz im Zementwerk eingehalten werden, gibt es zwei Möglichkeiten:
 - Kontrolle durch den Lieferanten (Qualitätskontrolle wird durch den Lieferanten des ESB durchgeführt).
 - Kontrolle durch den Abnehmer (Qualitätskontrolle wird durch den Betreiber des Zementwerkes durchgeführt).
- Fremdüberwachung oder externe Qualitätskontrolle und
- Analytische Methoden und Bewertung in einem eigenen und externen Labor in Übereinstimmung mit verschiedenen Standards.

5 CASE STUDY: QUALITÄTSSICHERUNG AM BEISPIEL DER EBS – PRODUKTION-SANLAGE THERMO TEAM

Die Überprüfung der Arbeitsweise der Anlage und die kundenspezifische Betrachtung der Inputströme wurden anhand von Stoffflussanalysen der Massenströme und der Stoffgehalte für Chlor durchgeführt. Für die Bestimmung der Stoffgehalte an Chlor wurde im ersten Schritt eine qualifizierte Stichprobe, bestehend aus 10 Stichproben, aus dem ASB Durchlauf entnommen. Bei einer Teilmenge von 150 Tonnen und einem Durchsatz der Anlage von ca. 15 Tonnen/Stunde wurde aus der laufenden Produktion über eine Probenahmeschleuse, welche als eine der ersten Maßnahmen vor dem Zwischenproduktlager installiert wurde, jede Stunde eine Stichprobe entnommen. Die Menge wurde dabei über die Formel (1) durch vorrangige Bestimmung der Korngröße und der Schüttdichte eruiert. Eine Probeentnahme bei der PVC-, PET- und Inputfraktion war aufgrund der hohen Probenahmemenge, welche auf die hohe Korngrößen der Fraktionen zurückzuführen ist, nicht praktikabel. Somit wurde die gesammelte PVC- und PET Fraktion nach der Produktion separat über die Nachzerkleinerung (d.h. 10 mm) der 3 D Linie gefahren und entsprechend beprobt. Über die Stoffbilanz wurde der jeweilige Chlorgehalt des Inputs errechnet.

Weitere Details zu der Qualitätssicherung sind aus Lorber et al. (2012), und Sarc et al. (2014) zu entnehmen.

6 ERGEBNISSE

Die Analysen und Auswertungen der einzelnen Überprüfungen zeigen eine Reduktion des Chlorgehaltes im ASB je nach Kunden und Material zwischen 9 % und 47 % im Vergleich zum Chlorgehalt in eingesetzten Input-Abfällen. Mit dem Betrieb der NIR-Anlage konnte zusammenfassend für einzelne Kunden eine durchschnittliche Reduktion des Chlorgehaltes von 16-32 % beobachtet werden (vgl. Abb. 5).

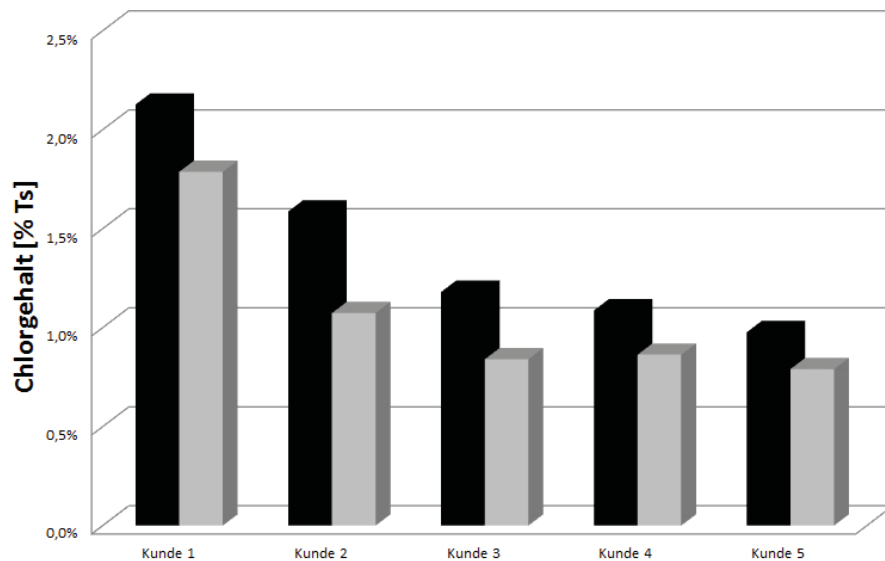


Abb. 4: Ergebnisse aus den kundenspezifischen Untersuchungen hinsichtlich Chlorgehalt im In-putmaterial (schwarze Balken) und ASB (graue Balken).

7 DANKSAGUNG

An dieser Stelle sei Josef Kulmer (Geschäftsführer) und dem gesamten Team der Fa. Thermo Team sowie DI Alexander Curtis (Mitarbeiter der Fa. Saubermacher Dienstleistungs AG) für die konstruktive Zusammenarbeit im Projekt gedankt. Das gegenständliche Forschungsprojekt (Nr. 836387) wird von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) mitfinanziert. Industriepartner ist die Fa. ThermoTeam Alternativbrennstoffverwertungs GmbH.

LITERATUR

- Austrian Standards Institute (ASI) (2011a) ÖNORM CEN/TS 15442 *Feste Sekundärbrennstoffe — Verfahren zur Probenahme*. Wien; Österreich: ASI.
- Austrian Standards Institute (ASI) (2011b) ÖNORM 15415 – 1 *Feste Sekundärbrennstoffe - Bestimmung der Partikelgrößenverteilung - Teil 1: Siebverfahren für kleine Partikel*. Wien; Österreich: ASI.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2008) *Richtlinie für Ersatzbrennstoffe*. Wien; Österreich: BMLFUW.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2010), *Verordnung über die Verbrennung von Abfällen Abfallverbrennungsverordnung – AVV*. Wien; Österreich: BMLFUW.
- Berghofer, M. (2009) *Präsentation REDWAVE - optische Sortiertechnik*. Gleisdorf; Österreich: BT-Wolfgang Binder GmbH
- Fleischhacker, S. (2011) *Stoffliche Verwertung von Abfällen – Einsatz der Nahinfrarot-Sortiertechnik im Bereich von Gewerbeabfällen*. Masterarbeit am Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik. Leoben; Österreich: Montanuniversität Leoben
- Lorber, K. & Sarc, R. (2012) Waste to Energy by Preparation of Quality Controlled SOLID RECOVERED FUELS (SRF). In: *Nelles et al. (Hrsg.): Proceedings of the 4th international conference of Environmental Technology and Knowledge Transfer*. Hefei, P.R. China.
- Mauschitz, G (2014) *Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie, Berichtsjahr 2013*. Wien, Österreich: Technische Universität Wien.
- Sarc, R. & Pomberger, R. (2013) Perspektive der Verwertung von Ersatzbrennstoffen in Zementwerken. In: *Thomè-Kozmiensky K and Versteyl A, eds, Strategie, Planung, Umweltrecht., Band 7*. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomè-Kozmiensky, pp 139-162.
- Sarc, R. (2014) Design, quality and quality assurance of solid recovered fuels for the substitution of fossil feedstock in the cement industry. In: *Waste Management & Research* (ISSN: 0734-242X print, 1096-3669 online) Volume 32, ISSUE 7, pp 565-585.

Heavy Metals Flows Induced by Plastics Utilisation in the Blast Furnace Process

V. Trinkel, H. Rechberger & J. Fellner

Christian Doppler Laboratory for Anthropogenic Resources, Institute for Water Quality, Resource and Waste Management, Technical University of Vienna, Austria

N. Kieberger & T. Bürgler

voestalpine Stahl GmbH, Linz, Austria

ABSTRACT: Waste plastics can be utilised as an alternative reducing agent in the blast furnace process. There they are substituting for reducing agents such as coke, crude tar or heavy crude oil, for example. However, the utilisation of waste plastics as an alternative reducing agent is also associated with an additional input of heavy metals in the process. These heavy metals are not only relevant for the process stability and the product quality but also from an environmental point of view. To which extent gaseous emissions or waste water from furnace gas cleaning may be influenced by feedstock recycling of waste plastics has been hardly investigated so far. Therefore, heavy metal flows (Zn, Pb, Hg, Cd) in the blast furnace process and its satellite processes (e.g. top gas scrubber) have been analysed. Moreover, it has been analysed to which extent the usage of waste plastics affects the emissions in environmentally relevant output flows (e.g. cleaned top gas). For this purpose environmental monitoring and process data, which are collected by the voestalpine Stahl GmbH, have been utilised. These data include concentration as well as mass and volume flow measurements respectively. The results of the performed Material Flow Analysis (MFA) demonstrate that the contribution of waste plastics to the total input of heavy metals is for Zn and Pb below 15 %, whereas for Cd and Hg waste plastics are among the main input sources. Detailed investigations of the heavy metal emissions observed in the cleaned top gas and the waste water (originating from the wet top gas scrubber) demonstrate that the emissions are not affected by the amount of waste plastics utilised.

1 INTRODUCTION

One way for recycling waste plastics is the utilisation as an alternative reducing agent within the blast furnace process. Within this process they are substituting for commonly used reducing agents such as coke, crude tar and heavy oil, for example. Numerous investigations (Asanuma 2007, Asanuma et al. 2000, Cao et al. 2005, Goto et al. 2008, Harasek et al. 2010, Harasek et al. 2007, Jordan et al. 2010, Kim et al. 2002, Knepper et al. 2012) regarding technical aspects of the injection behavior of waste plastics into the blast furnace and their combustion mechanism in the raceway have been conducted. In addition also questions addressing the substitution of conventional fossil reducing agents (such as heavy fuel oil) by feed stock recycling of waste plastics and thereby avoided CO₂ emissions have been within the focus of recent research studies (An et al. 2012, Buchwalder et al. 2006, Jeschar & Dombrowski 1996, Liu & Liu 2012, Mirabile et al. 2002, Sekine et al. 2009, Ziębik & Stanek 2001).

However, the utilisation of waste plastics within the blast furnace process is also associated with additional input of heavy metals into the process. These heavy metals are not only relevant for the process stability and the product quality but also from an environmental point of view. However, to which extent environmental factors, such as gaseous emissions or waste water from furnace gas cleaning may be influenced by the feedstock recycling of waste plastics have hardly been investigated.

In the present study the heavy metal flows (Zn, Pb, Hg, Cd) in the blast furnace process and its satellite processes (e.g. top gas scrubber) have been analysed. It has been examined, how the usage of waste plastics as an alternative reducing agent contributes to the total input of heavy metals

into the blast furnace process. Moreover, it has been analysed to which extent the usage of waste plastics affects the emissions in environmentally relevant output flows (e.g. cleaned top gas). For these purpose environmental monitoring and process data, which are collected by the voestalpine Stahl GmbH, have been utilised. These data include concentration as well as mass and volume flow measurements, respectively. For a comprehensive interpretation of the given data, a Material Flow Analysis (MFA) and statistical analysis for the heavy metal flows of interest (Zn, Pb, Hg, Cd) have been conducted.

2 MATERIALS AND METHODS

Input and output flows of a blast furnace and its satellite processes (dust bag, scrubber, cast house dedusting system) were analysed with respect to their quantity and concentrations of the considered heavy metals (Hg, Cd, Zn, Pb) to conduct a MFA. Therefore, routinely measured data which have to be collected to fulfil quality and process control reasons as well as environmental regulatory requirements, were evaluated over a total period of 4 years.

Input and output flows of a blast furnace and its satellite processes (dust bag, scrubber, cast house dedusting system) were analysed with respect to their quantity and concentrations of the considered heavy metals (Hg, Cd, Zn, Pb) to conduct a MFA. Therefore, routinely measured data which have to be collected to fulfil quality and process control reasons as well as environmental regulatory requirements, were evaluated over a total period of 4 years.

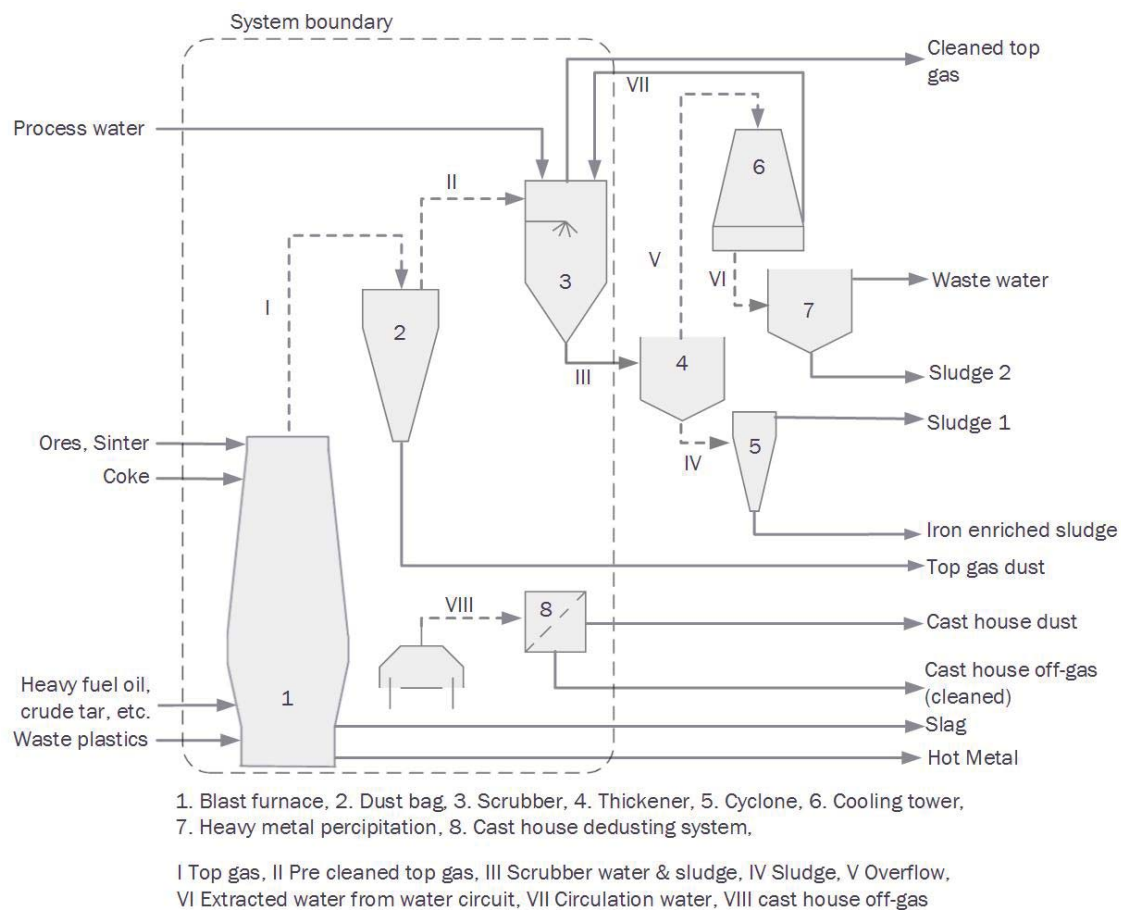


Fig. 1: Scheme of the blast furnace and top gas cleaning system for the MFA model (Flows for which measurement data (mass/volume flow and concentration of heavy metals) are available are indicated with a solid line).

Quantitative and qualitative data (mass/volume flows and heavy metal concentrations) of these flows were available at different temporal resolution and for different degrees of uncertainty. The uncertainty was dependent on the utilised measurement method, the magnitude of the heavy metal concentration and the heterogeneity of the material.

Based on these measurement values annual means were calculated and subsequently used to determine annual flows for the investigated heavy metals. Thereto, the MFA software STAN (Cencic and Rechberger, 2008) was used. This software allows considering data uncertainties of material flows by using error propagation and data reconciliation. Whereby, data reconciliation can only be conducted if the MFA system is over-determined, as it was the case in the presented study. Moreover, information about the uncertainties of each measurement data is given. This information was obtained from statistical analysis of measurement values and/or the precision of used measurement devices. For the investigation of relevant emissions into environmentally relevant output flows the cleaned top gas and the sludge to landfill as well as the waste water was used. It must be noticed that the cleaned waste water (see Fig. 1) is firstly cleaned in internal waste water treatment processes and further processes in a nearby municipal waste water treatment plant. The sludge to landfill consists of sludge 1 and sludge 2.

3 RESULTS

3.1 Input materials in blast furnace

Within the blast furnace process different input materials are used such as different iron ores (in form of lump ore and pellets, for example), sinter as well as different reducing agents like coke, heavy crude oil, crude tar. However, in the investigated blast furnace process also waste plastics as an alternative reducing agent are utilised. The inserted amount of waste plastics rose from 17 kg/t HM in the year 2007 to 35 kg/t HM in the year 2011.

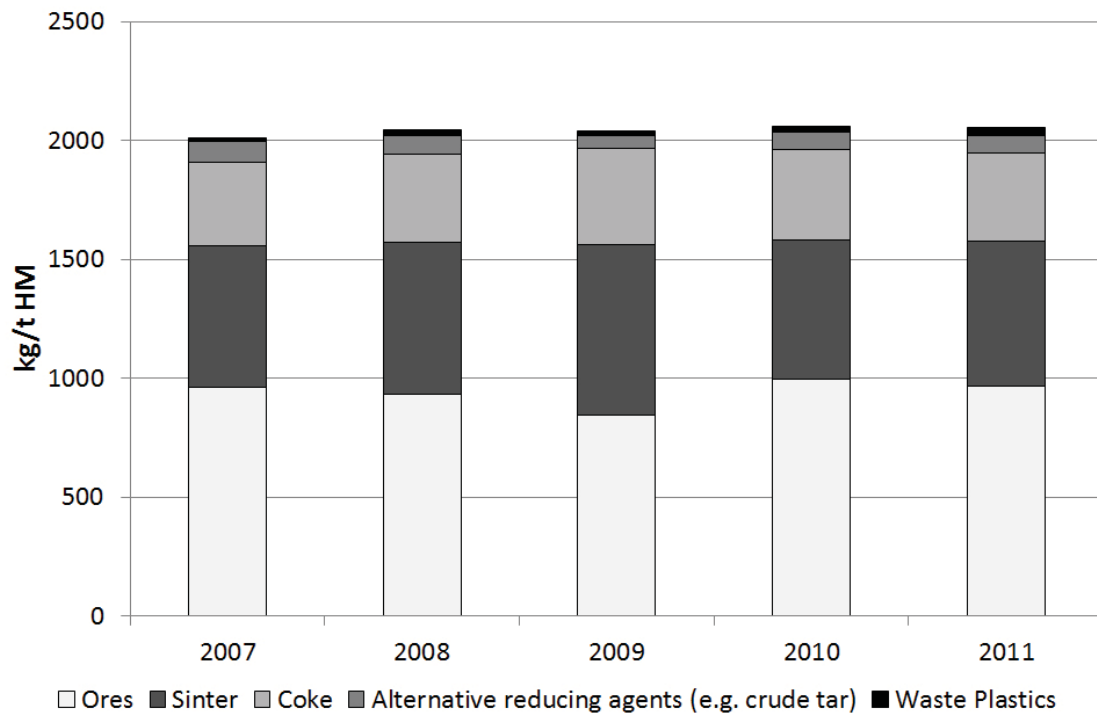


Fig. 2: Amount of input materials [kg/t HM].

3.2 Share of heavy metals inserted by waste plastics

The distribution of the heavy metals inserted by different input materials is depending on their amounts and their respective content of heavy metals. Fig. 3 shows the input distribution of Pb, Zn, Hg and Cd for different years under investigation. It becomes obvious that waste plastics contribute by more than 60 % to the total input of Cd whereas the iron ores contribute less than 21 %. Hg is mainly inserted by oil products (more than 60 %). The contribution of waste plastics to the total Hg input is about 30 %. For Pb and Zn waste plastics contribute less than 14 % to the total Zn and Pb input, respectively, for all years under investigation.

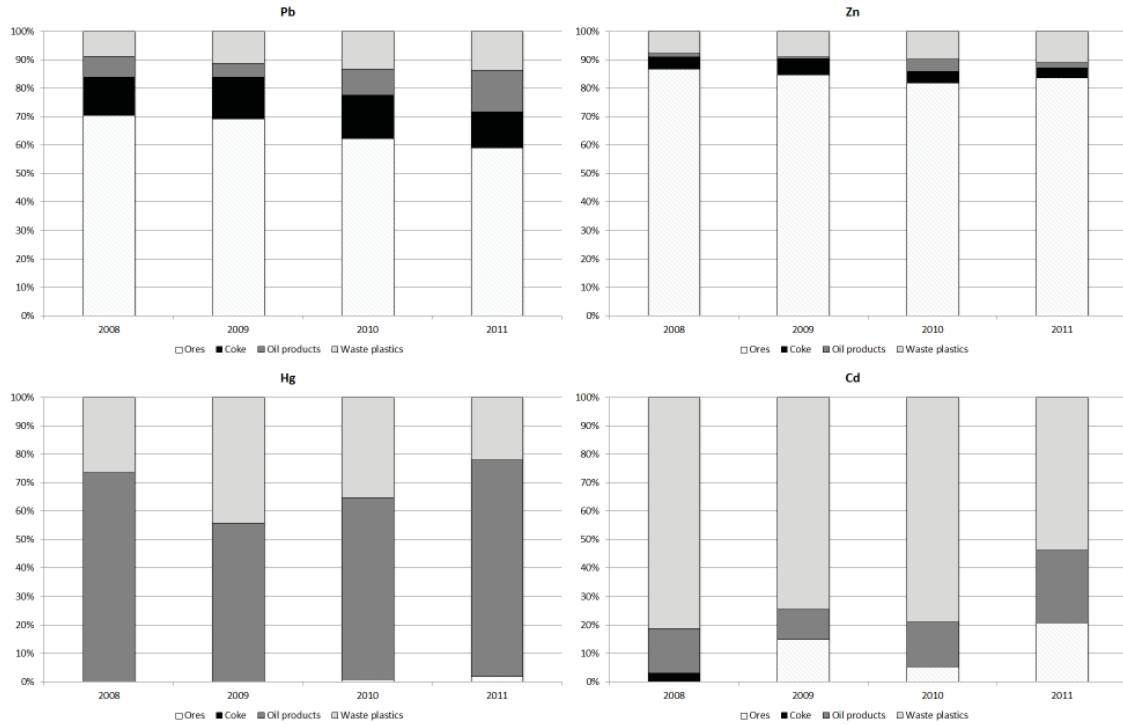


Fig. 3: Share of heavy metal (Pb, Zn, Hg, Cd) input in blast furnace process.

3.3 Specific emissions of heavy metals in different flows

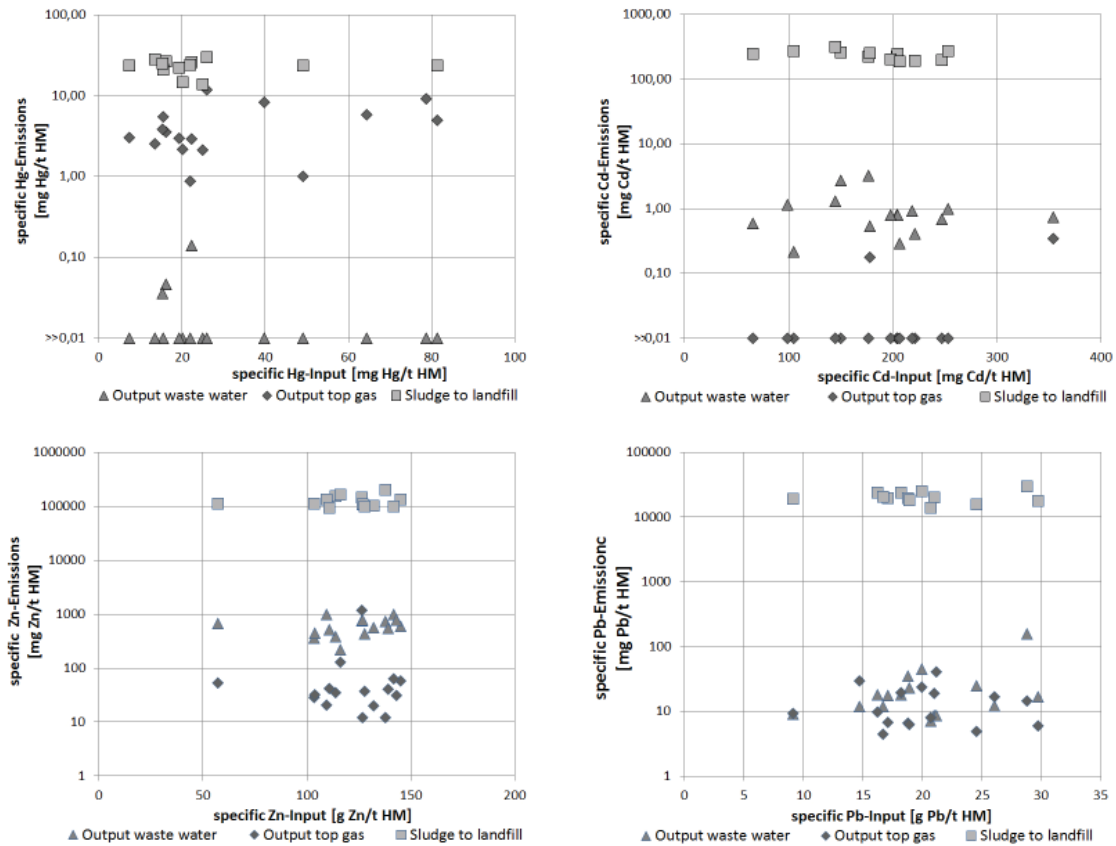


Fig. 4: Hg, Cd, Zn and Pb emission into waste water, tops gas and sludge.

In Fig. 4 the specific Hg, Cd, Pb and Zn emissions in the waste water, the cleaned top gas and the sludge to landfill are shown. It becomes obvious that an increased input of these heavy metals does not necessarily increase flows (emissions) into atmosphere, hydrosphere as well as into the sludge which is landfilled.

This information together with the fact that the increased input of the heavy metals Cd and Hg is linked with an increased rate of feedstock recycling of waste plastics allows to conclude that the utilisation of waste plastics has no negative impact on the environmentally relevant heavy metal emissions.

4 CONCLUSION

Waste plastics contribute to the heavy metal input into the blast furnace process. The utilisation of this alternative reducing agent increased from 2007 to 2011 from about 17 kg/t HM to 35 kg/t HM. Thus, also the input of heavy metals increased. Due to the utilisation particularly the input of Cd and Hg is affected. This is also demonstrated by the MFA performed. The latter clearly indicates that the “geogenic” share on the total input of the heavy metals considered is for almost all elements bigger than the share originating from waste plastics. Only for the Cd input into the blast furnace waste plastics represent the dominant source (60 % of the Cd input originates from waste plastics). About 30 % of the total Hg input originates from waste plastics.

Detailed investigations of heavy metal emissions in the cleaned top gas, the waste water (originating from the wet top gas scrubber) and the sludge which is landfilled indicate that the emission levels are independent from the amount of inserted heavy metals (Hg, Cd, Pb, Zn) and thus the amount of waste plastics utilised. Therefore, it can be concluded that no negative environmental effects are expected for the current practice of waste plastics utilisation in the blast furnace.

REFERENCES

- An, X., Wang, J., She, X., Ding, Y. & Xue, Q. (2012) New technologies of energy saving and Lefer-encesef-erencesow CO2 emission for iron making, *Chengdu*, pp. 957-961.
- Asanuma, M. (2007) Current status on recycling of waste plastics in blast furnace. *Nihon Enerugi Gakkai-shi/Journal of the Japan Institute of Energy* 86, 861-865.
- Asanuma, M., Ariyama, T., Sato, M., Murai, R., Nonaka, T., Okochi, I., Tsukiji, H. & Nemoto, K. (2000) Development of waste plastics injection process in blast furnace. *ISIJ International* 40, 244-251.
- Buchwalder, J., Scheidig, K., Schingnitz, M. & Schmöle, P. (2006) Results and trends on the injection of plastics and ASR into the blast furnace. *ISIJ International* 46, 1767-1770.
- Cao, F., Long, S. & Luo, Z. (2005) The combustion efficiencies of the waste plastics as supplemental fuel for blast furnace. *Steel Research International* 76, 690-694.
- Cencic, O. & Rechberger, H. (2008) Material Flow Analysis with Software STAN. *Journal of Environmental Engineering and Management (JEEM)* 18, 3-7.
- Goto, A., Morozumi, Y., Hagiya, H., Aoki, H. & Miura, T. (2008) Numerical investigation of waste plastic injection in a blast furnace. *Journal of Chemical Engineering of Japan* 41, 182-193.
- Harasek, M., Jordan, C., Feilmayr, C. & Schuster, S. (2010) CFD simulation of co-injection of plastic particles and oil into a blast furnace raceway, *AISTech – Iron and Steel Technology*, Pittsburgh, pp. 629-641.
- Harasek, M., Jordan, C., Winter, F., Aichinger, G., Feilmayr, C. & Schuster, S. (2007) Evaluation of the high temperature conversion of plastic particles after injection into blast furnace raceway using CFD simulations, *AIChE Annual Meeting*, Salt Lake City, UT.
- Jeschar, R. & Dombrowski, G. (1996) Beurteilung und Bewertung der Nutzung von Kohlenstoff- und Kohlenwasserstoffträgern zur Eisenerzreduktion. *Stahl und Eisen* 116, 81-87.
- Jordan, C., Harasek, M., Zauner, F., Kirchbacher, F., Feilmayr, C. & Schuster, S. (2010) CFD analysis of injection of heavy fuel oil and plastic particles into a blast furnace raceway - Estimation of droplet size distribution, *19th International Congress of Chemical and Process Engineering and 7th European Congress of Chemical Engineering*, Prague.
- Kim, D., Shin, S., Sohn, S., Choi, J. & Ban, B. (2002) Waste plastics as supplemental fuel in the blast furnace process: improving combustion efficiencies. *Journal of Hazardous Materials* 94, 213-222.
- Knepper, M., Babich, A., Senk, D., Buegler, T., Feilmayr, C. & Kieberger, N. (2012) Waste plastics injection: Reaction kinetics and effect on the blast furnace process, *6th Int. Congress on the Science and Technology of Ironmaking ICSTI*, Rio de Janeiro, Brazil, pp. 798-810.
- Liu, Y.H. & Liu, T. (2012) LCA analysis on energy consumption and CO2 reduction of injecting plastic into BF. *Kang T'ieh/Iron and Steel* 47, 79-83.
- Mirabile, D., Pistelli, M.I., Marchesini, M., Falciani, R. & Chiappelli, L. (2002) Thermal valorisation of automobile shredder residue: injection in blast furnace. *Waste Management* 22, 841-851.
- Sekine, Y., Fukuda, K., Kato, K., Adachi, Y. & Matsuno, Y. (2009) CO2 reduction potentials by utilizing waste plastics in steel works. *Int J Life Cycle Assess* 14, 122-136.
- Ziębik, A. & Stanek, W. (2001) Forecasting of the energy effects of injecting plastic wastes into the blast furnace in comparison with other auxiliary fuels. *Energy* 26, 1159-1173.

Ersatzbrennstoffdosierung in der Zementindustrie

U. Pflaumann

Schenck Process GmbH, Sales Heavy Industries, Darmstadt, Deutschland

KURZFASSUNG: In der energieintensiven Zementindustrie werden seit vielen Jahren Ersatzbrennstoffe eingesetzt, vorrangig aus Gründen der Kostensenkung. Während noch vor einiger Zeit Ersatzbrennstoffe gegen Zuzahlung oder zumindest nahezu kostenfrei den Weg in die Drehrohröfen fanden, findet zwischenzeitlich eine Preisbildung entsprechend der Marktsituation statt. Diese Marktsituation führt in der Zementindustrie dazu, die Schwierigkeiten und Probleme, die mit der Handhabung von Ersatzbrennstoffen einhergehen, verstärkt wahrzunehmen und gegen den Einsatz fossiler Brennstoffe abzuwägen. Neben den Problemen, die bei Transport und Lagerung von EBS auftreten, stellen vor allem die Dosierungen dieser Brennstoffe und die Anlagentechnik das Bedienpersonal vor große Herausforderungen. Dies hat unter anderem seine Ursache darin, dass der Begriff des Ersatzbrennstoffes nicht normiert oder verbindlich definiert ist. Ersatzbrennstoffe können biogenen Ursprungs, z. B. Kaffee- oder Reishülsen aber auch eine Mischung aus sehr unterschiedlichen Abfällen sein. Seitens des Nutzers wird für die Beschreibung eines EBS oft nur die Energieerzeugung unter Kostensenkungsaspekten gesehen. Der Anbieter von EBS verwendet bei der Beschreibung seines Brennstoffes üblicherweise die abfallrechtlichen Definitionen. Beide Seiten vernachlässigen dabei die Sichtweise auf die Eigenschaften zur Beschreibung des Förder- und Dosierverhaltens derart unterschiedlicher Brennstoffe.

Diese Anforderungen an Spezifikation und Anlagentechnik für die Dosierung von EBS werden im vorliegenden Beitrag aus der Position eines Anbieters für Förder- und Dosiertechnik als Erfahrungsbericht auch anhand von Fallbeispielen erläutert.

1 EINLEITUNG

Die Zementherstellung ist ein energieintensiver Prozess, der einem weltweiten Kostendruck ausgesetzt ist. Dies führt seit Jahren zu einer Verbreiterung der Energieträgerbasis von der teilweisen Ergänzung bis zum totalen Ersatz der Primärenergieträger durch Ersatzbrennstoffe (EBS). Aufgrund der strukturellen Andersartigkeit von EBS gegenüber fossilen Brennstoffen ist allerdings auch eine speziell zugeschnittene Dosiertechnik erforderlich, die den damit verbundenen besonderen Bedingungen gewachsen ist. Unterschiedliche Blickwinkel auf die erforderlichen Spezifikationen von Brennstofflieferanten, Zementwerken und Anlagenbauern können durch rechtzeitige Kommunikation und sichere vertragliche Konditionen neutralisiert werden und so zu reibungsarmen Produktionsabläufen führen.

2 ERSATZBRENNSTOFF

Der Begriff „Ersatzbrennstoff“ bezeichnet im weitesten Sinne Brennstoffe, die nicht unmittelbar aus primären fossilen Energieträgern sind, sondern durch mechanisch-chemische Umwandlung über den „Um“-Weg eines Produktes schließlich am Ende ihres Lebenszyklus den Weg in eine thermische Behandlungsanlage finden. Auch werden Brennstoffe biogenen Ursprungs, beispielsweise Holzhackschnitzel, Reishülsen, Stroh und vieles mehr unter dem Begriff des Ersatzbrennstoffes subsummiert.

Daraus folgt, „Ersatzbrennstoff“ ist kein geschützter Handelsname oder bezeichnet ein sonst genau definiertes Produkt. Ein Vergleich unter den Ersatzbrennstoffen ist deshalb hinsichtlich ihrer physikalischen, chemischen und sonstigen Eigenschaften nur sehr eingeschränkt möglich. In erster Linie wird ein Vergleich über den Brennwert [Hs; Ho] bzw. Heizwert [Hi; Hu] Chlorgehalt und Quecksilbergehalt (vgl. EN 15359) des Materials geführt.

In der Zementindustrie werden als herkömmliche Brennstoffe üblicherweise fossile Energieträger eingesetzt. Je nach Weltregion Steinkohle, Braunkohle, Erdgas, Erdöl und der aus der Erdölraffination stammende Petrolkoks. Die Lieferanten von Dosier- und Förderanlagen treffen dann auf recht einfach strukturierte Materialspezifikationen der Zementindustrie z.B.:

- Materialbezeichnung: Steinkohle
- Schüttdichte: AA [t/m³]
- Korngrößen (-verteilung): BB [Rückstand auf dem 90µ-Sieb]
- Feuchtegehalt: XX [%]
- Förderstärke: YY [t/h]
- Dosiergenauigkeit: +/-ZZ [%]

Alle anderen Materialeigenschaften der Brennstoffe wie z.B. brückenbildend, schwer /gut fließend, klebend oder anhaftend, abrasiv, korrosiv, usw. sind den einschlägigen Lieferanten von Dosiertechnik aus der – manchmal schmerzhaft erworbenen – eigenen Erfahrung auch hinreichend bekannt. Daher kann eine Dosieranlage für derart bekannte Brennstoffe dann auch anhand dieser recht einfach gehaltenen Produktbeschreibung ausgelegt werden.

Aufgrund der weltweit vielschichtigen Zusammensetzung von EBS, insbesondere solcher aus Abfällen, ist eine einfache Materialbezeichnung (z.B. nach EN 15359) keinesfalls ausreichend, wenn es sich um die Planung der Dosier- und Förderanlagen handelt, was im gegenständlichen Beitrag näher dargestellt wird. Hier müssen genauere Produktbeschreibungen angegeben werden, damit eine Dosieranlage ausgelegt werden kann.

3 DOSIEREN

$$\text{Dosis} = \text{Zugabe einer Menge pro Zeiteinheit} \quad (1)$$

Beim Dosieren von Schüttgütern wird zwischen volumetrischer und gravimetrischer Dosierung unterschieden.

Für eine sichere volumetrische Dosierung, beispielsweise mit einer Förderschnecke, ist das Fördervolumen über die geometrischen Strukturen Flügeldurchmesser, Steigung etc. definiert [l; m³; oz]. Der Füllgrad der Schnecke muss allerdings durch geeignete Maßnahmen konstant gehalten werden. Über die Wahl der Umdrehungszahl kann so ein Volumen pro Zeiteinheit geregelt werden.

Für die Schüttgutdosierung ist jedoch die gravimetrische Methode die bessere, weil genauere und zuverlässigere. Die Massenbestimmung [kg; t; lb] kann dabei über zwei Wägeprinzipien erfolgen. Entweder über den Vergleich mit einem Referenzgewicht z.B. Balkenwaage oder über die Bestimmung der Gewichtskraft, die eine Masse ausübt z.B. Wägezellen.

Für eine aussagekräftige Dosierung muss dann noch ein Zeitraum definiert werden, in welchem die Masse/ das Volumen dem Prozess zugeführt wird [sec; min; h]. Daraus ergeben sich die zur Beschreibung der Güte einer Dosierung maßgeblichen Kenngrößen: Dosiergenauigkeit und Dosierkonstanz. Gute Wägesysteme ermitteln die Gewichte im Millisekundentakt und integrieren die so ermittelten Messwerte über den gewünschten Zeitraum.

Des Weiteren hängt ein konstanter Massenstrom auch von der Genauigkeit ab, mit der die Geschwindigkeit erfasst und geregelt wird und von der Güte der Datenverarbeitung und der Umsetzung in eine intelligente Steuerung. Mit der Steuerelektronik DISOCONT Tersus stellt die Schenck Process GmbH ein Instrument zur Verfügung, welches Genauigkeit, hohe Taktfrequenz

und sauber abgestimmte Dämpfungen bedienerfreundlich auf den Punkt bringt. Weshalb ist gerade dieser Punkt so wichtig in der Zementindustrie?

4 ZEMENTHERSTELLUNG, ANFORDERUNGEN AN DAS BRENNVERHALTEN

Das für die Zementherstellung benötigte Rohmaterial besteht aus einer Mischung von Tonstein, Kalkstein, Eisenerz, Gips, Sand und noch anderen Zuschlagstoffen. Diese Rohstoffe werden zunächst in den erforderlichen Mischungsverhältnissen zusammengebracht, dann fein vermahlen und schließlich in den Drehrohfen zur Klinkererzeugung eingebracht. Im Drehrohfen erfolgt üblicherweise an zwei Stellen die Wärmezufuhr. Am oberen Ende des Ofens, am Einlauf, gelangt das im Wärmetauscherturm auf ca. 800 bis 900 Grad Celsius vorgeheizte Rohmaterial in den Ofen. Bei den meisten modernen Öfen beginnt hier am Einlauf der sogenannte Calcinator, in dessen Bereich durch Wärmezufuhr CaCO_3 zu CaO gebrannt wird.

Für die Wärmezufuhr am Calcinator werden sehr unterschiedliche EBS eingesetzt. Von kompletten Autoreifen über teilentwässertem Klärschlamm, Tiermehl, Reisstroh bis zu vorsortierten Abfällen. In Südostasien wurde die Schenck Process Gruppe auch schon mit Rohabfällen aus Zwischenlagern bzw. wieder aufgegebenen Deponien konfrontiert.

Am Calcinator geht es vor allem um einen gleichmäßigen Wärmeeintrag, ohne die besonderen Anforderungen, die am unteren Ende des Drehrohrofens, am Hauptbrenner, beachtet werden müssen. Die Dosiertechnik muss zwar auch am Einlauf des Drehrohrofens zuverlässig funktionieren, gleichwohl stellt der Hauptbrenner die ganz besonderen Anforderungen an das Dosieren.

Zement ist eine Mehrphasen-Mineralmischung deren Mischungsverhältnis im Wesentlichen die Eigenschaften des Zements, wie zum Beispiel Abbindegeschwindigkeit, Schrumpfungsverhalten, Festigkeiten usw. bestimmt und somit wird hier schon das Verhalten des aus dem Zement herzustellenden Betons festgelegt! Beim Durchgang durch die Zonen des Drehrohrofens erfolgt die Umwandlung in diese gewünschten Mineralphasen im Rahmen eines Sinterungsprozesses. Dabei sind Temperaturgradienten in der Aufwärmzone, in der Klinker- und dann in der Abkühlzone sowie oxidierende und reduzierende Bereiche von immenser Bedeutung. Die Lage, Größe und Form der Reaktionszonen wird maßgeblich durch den Verbrennungsprozess des Hauptbrenners bestimmt. Die Dosiertechnik muss diese Reaktionszonen hinsichtlich räumlicher und zeitlicher Verteilung konstant halten. Diskontinuitäten des Massenstroms oder des Brennverhaltens des Brennstoffes oder Veränderungen des Luftmixes oder der Beladung in der pneumatischen Fördereinrichtung führen unmittelbar zu einer inkonstanten Ausbildung der Flammenfront. Inkonstante Flammenfronten führen zu Veränderungen des Ausbrandverhaltens des Brennstoffes, es können explosionsgefährliche Gasgemische entstehen und die Reaktionsräume werden verändert, damit verändern sich auch die Mineralphasenzusammensetzungen – und zwar unkontrollierbar. Wird unterstöchiometrisch verbrannt, entstehen am Flammenende unverbrannte Reste, die auf den Zementklinker herabregnen und ihn verschmutzen. Dies alles verändert unmittelbar die Zementqualität. Im schlimmsten Fall gelangt Zement unterschiedlicher Qualitäten in die Betonproduktion und kann beim Bauen mit Beton zu Katastrophen führen.

Zudem muss die Flamme durch feinfühligere Regelung der Primär- und der Sekundärluft pulsationsfrei, gleichwohl zirkulierend und auch hinsichtlich ihrer räumlichen Ausbreitung konstant gehalten werden.

5 ANFORDERUNGEN AN DIE FÖRDER- UND DOSIERTECHNIK

Eine Dosieranlage besteht im Wesentlichen aus den Komponenten:

- Annahmestation ECODOCK/ MULTIDOCK mit Zwischenspeicher,
- Fördertechnik, mechanisch, REDLER-Trogkettenförderer,
- Dosiereinheit, MULTIDOS, MULTIFLEX jeweils mit Steuerelektronik DISOCONT Tersus,
- Fördertechnik, pneumatisch, IDMS-Durchblasmesserschleuse und
- INDUCER.

5.1 Fallbeispiel 1, Hauptbrenndosierung mit Dosierbandwaage MULTIDOS

5.1.1 Annahmestation

Der Ersatzbrennstoff wird im LKW angeliefert. Häufig werden dabei Selbstentladeanhänger eingesetzt, die an eine örtliche Hydraulik angeschlossen werden und dann über einen gewissen Zeitraum selbsttätig entladen. Dabei wird der im Anhänger eingepresste EBS mittels eines Kratz- oder Schubboden in die Annahmestation geschoben. Bei diesem Vorgang wird das Material aufgelockert, die Schüttdichte entspricht dann nicht mehr der Dichte des geladenen EBS. Die Annahmestation, ausgerüstet mit Schneckenförderern muss allerdings auf das zu erwartende EBS-VOLUMEN ausgelegt werden. Die prozessbedingte Auflockerung kann je nach EBS und EBS-Zusammensetzung sehr unterschiedlich ausfallen. Da Schüttgutdaten hierzu üblicherweise fehlen, muss das Aufnahme- und das Fördervolumen durch qualifizierte Schätzung in die Anlagenplanung einfließen. Die Annahmestation ECODOCK bzw. MULTIDOCK übernimmt neben der reinen Entlade- und Förderfunktion auch noch die Aufgabe einer Pufferspeicherung.

Auslegungsparameter sind dabei Volumen, nach Entladung: Korngrößen, Störstoffe, Staubentwicklung

5.1.2 Fördertechnik, mechanisch

Von der ECODOCK Annahmestation wird das Material über einen REDLER-Trogkettenförderer der Dosiereinheit zugeleitet. Die Auslegung des Förderers erfolgt nach Fördervolumen. Gleichwohl setzt hier schon die Verbindung zur gravimetrischen Dosiertechnik an, da der REDLER-Förderer unmittelbar auf eine Dosierbandwaage aufgibt. Der Antrieb muss daher frequenzgesteuert erfolgen und muss mit der Wägeelektronik in einer sogenannten Blockregelung verschaltet sein.

5.1.3 Dosiertechnik, Dosierbandwaage MULTIDOS

Für die Brennstoffdosierung erfolgt die Auslegung der Waage nach Gewicht/Massenstrom des zu dosierenden Materials, denn der Heizwert/Brennwert ist eine Funktion des Materialgewichts. An dieser Stelle entscheidet es sich, ob infolge einer gleichmäßigen Flamme die Zementqualität konstant sein wird!

Eine Dosierbandwaage MULTIDOS besteht aus den Elementen Aufgabereinrichtung/Trichter, geschwindigkeitgeregeltes Förderband, Wägebrücke, Abwurfleinrichtung und Steuerelektronik DISOCONT Tersus.

Die Waagenelektronik DISOCONT Tersus muss die Fördergeschwindigkeit des Fördergurtes der MULTIDOS, die Zufuhr aus der mechanischen Fördereinrichtung, die Gewichte und auch noch die Steuersignale aus dem Anlagenleitstand schnell und zuverlässig umsetzen, Auswertungen zeitnah rücksendend und auftretende Störungen melden. Eine große Herausforderung! Damit diese Herausforderung durch die DISOCONT Tersus-Elektronik auch geleistet werden kann, werden für die Auslegung folgende Materialkenngrößen und Anlagendaten benötigt:

Schüttdichte, Maximal- und Mindestfördermenge, Fließverhalten, Feuchtegehalt, Korngrößen, Kornformen, Störkorn, Böschungswinkel des EBS-Materials, elektrostatische Eigenschaften, Förderlänge, Temperatur des Schüttgutes, Temperaturkennlinie der Umgebung, Art und Leistung des vorgeschalteten Förderorgans.

5.1.4 Fördertechnik, pneumatisch, IDMS

Die so gewogene und dosierte EBS-Menge wird jetzt über eine Schurre im freien Fall über die Zellenradschleuse IDMS der pneumatischen Fördereinrichtung zugeführt. Die pneumatische Förderung beginnt mit dem Einlauf der hartgedichteten Durchblaszellenrad-schleuse IDMS. Die Aufgabe des EBS erfolgt von oben in die IDMS, die Ausblasung an der Unterseite in die Förderleitung. Über diese Leitung wird dann der Brenner beschickt. Dabei ist zu beachten: Die Förderluftmenge ist auch gleichzeitig die Primärluftmenge des Brenners.

Bei der Auslegung der pneumatischen Förderung sind mehrere Parameter zu beachten:

Das Verhältnis Fördergut/Luft, Volumen- + Massenstrom, Korngrößenverteilung, Kornform, Faserlänge, Überkorn, Fremdkörper, Fließigenschaften, Verschleißigenschaften, Fördergeschwindigkeit, Druckverluste der Leitung, Druckverlust am Brenner, Luftgeschwindigkeit und

–menge am Brenner, geodätische Aufstellhöhe

5.2 Fallbeispiel 2, Calcinatorbeschickung mit MULTIFLEX und Inducer

5.2.1 Annahmestation ECODOCK/MULTIDOCK und Pufferspeicher mit Schubbodenförderer
Die Anlieferung über selbstentladefähigen LKW-Anhänger und Aufgabe in die ECODOCK bzw. MULTIDOCK-Station erfolgt wie in Beispiel 1. Sodann wird ein Zwischenspeicher befüllt, aus dem der EBS entsprechend der Nachfrage der Dosiereinheit in Intervallen aktiv abgegeben wird.

5.2.2 TEDO-Tube-Conveyor

Die Einwurfföffnung in den Calcinator befindet sich üblicherweise in einer Höhe von 30 – 50 m über Grund. Annahme- und Dosiereinrichtungen befinden sich zudem auch in gewisser räumlicher Entfernung, so dass etwa 80 bis 150 m durch eine geeignete Fördertechnik überwunden werden muss. Hierzu hat die Schenck Process Gruppe den TEDO-Tube-Conveyor im Lieferumfang. Der TEDO-Tube-Conveyor ist im Aufgabebereich flach und ähnelt einem herkömmlichen Förderband, wird dann aber zu einem Rohr geformt. Dies hat den großen Vorteil, dass das Material staubdicht und weitgehend geruchsdicht eingeschlossen und auch gegen Niederschläge abgeschirmt wird. Ferner erlaubt die Röhrenform, im Gegensatz zu Flachgurten, eine dreidimensionale Linienführung. Im Abwurfbereich wird der Gurt wieder entfaltet und wirft direkt in die Dosierschnecke MULTIFLEX ab.

5.2.3 Dosierschnecke MULTIFLEX

Bei der Dosierung mittels MULTIFLEX handelt es sich um eine Kombination aus Loss-in-Weight-Wägung und Direktwägung. Der Vorlagebehälter der MULTIFLEX wird intervallweise so gefüllt, dass immer ausreichend Material zur Verfügung steht. Ist der Füllvorgang abgeschlossen, wird das Gewicht des Vorlagenbehälters von der Wägeelektronik Disocont Tersus als Ausgangsgröße gemessen und gespeichert.

Auch hier ist die Leistungsfähigkeit der Wägeelektronik DISOCONT Tersus von entscheidender Bedeutung für ein verlässliches und reproduzierbares Dosierergebnis. Die DISOCONT Tersus-Elektronik überwacht und steuert den Austrag aus dem Schubboden in Abhängigkeit der Tot-/Transportzeiten des TEDO-Tube-Conveyors so vorausschauend, dass sowohl eine Überfüllung als auch ein Leerlaufen des MULTIFLEX-Vorlagenbehälters gleichermaßen ausgeschlossen ist.

5.2.4 Beschickungseinrichtung INDUCER

Bei dem INDUCER handelt es sich um eine speziell von Schenck Process entwickelte Aufgabereinrichtung bei dem der EBS in eine rotierende Wurfparabel gezwungen wird, einem Zyklon nicht unähnlich. Da an einem Calcinator üblicherweise ein Unterdruck anliegt kann durch eine gut geplante Spülluftzufuhr der EBS in den Calcinator gespült werden. Insbesondere bei etwas sperrigen Materialien, beispielsweise Stroh, besitzt der INDUCER Vorteile gegenüber Pendelklappen, da keine mechanisch bewegten Teile durch Strohhalme blockiert werden können.

Grundsätzlich wirken die DISOCONT Tersus-Elektroniken mit der zentralen Steuerung des Zementwerkes so zusammen, dass für den Anlagenverantwortlichen ein größtmöglicher Bedienkomfort erzielt wird.

6 SPEZIFIKATIONEN VON EBS-LIEFERANTEN UND VON ZEMENTWERKEN VS. DOSIERTECHNIK

Die Vielfalt von EBS verhindert, dass ein einziges Dosiersystem für alle EBS machbar ist. Wichtig ist daher eine eindeutige und aussagekräftige Spezifikation. Die Anforderungen der Zementindustrie an EBS sind üblicherweise:

Preis, Heizwert/Brennwert, Einfluss auf die Zementqualität und auf die Anlagenkorrosion.

Anbieter von EBS definieren den EBS allerdings häufig über die Eingangsmaterialien.

Beispiele:

- „Vorbehandelte gemischte Abfallfraktionen aus Abfallbehandlungs- oder Abfallsortieranlagen oder durch entsprechend manuelle Vorsortierung an der Anfallstelle gesammelte Abfälle, hauptsächlich bestehend aus den Fraktionen Kunststoffen, Papier und Textilien...“
- „Produktionsspezifische Kunststoff- und Gummiabfälle, die eine gewisse Dicke haben, werden in unserer Anlage zu 3-dimensionalem Brennstoff verarbeitet...“

Selbst die Abfälle derselben Abfallschlüsselnummer, welche Ausgangsstoffe für einige EBS sind, weisen regional und saisonal sehr unterschiedliche Korngrößen und chemische Zusammensetzungen auf und können sich über längere Zeiträume betrachtet ebenfalls verändern. Gleichwohl sollten EBS-Spezifikationen sowohl in der Angebotsphase als auch im Liefervertrag folgende Parameter enthalten: Korngröße, Korngrößenverteilung, Kornform, Anteil von Störstoffen /Überkorn, Fließverhalten des Schüttgutes, Schüttdichte, Feuchtegehalt, Förderstrom = $f_{\text{(Heizwert/Brennwert)}}$.

7 FAZIT

Anlagen für die Zementindustrie werden nach den obigen Kriterien ausgelegt und sind dann bei Abweichungen von der Ursprungsspezifikation des EBS nur noch eingeschränkt verwendbar. Die über einen gewissen Zeitraum auftretenden schleichenden Veränderungen der EBS-Parameter werden nicht oder nicht rechtzeitig erkannt. Eine Zertifizierung des Lieferanten nach nationalem Abfallrecht bietet dabei keine Gewähr für die dauerhafte Einhaltung von Schüttgutparametern. Des Weiteren bedürfen Förder- und Dosieranlagen für EBS einen höheren Wartungs- und Reparaturaufwand als Anlagen für herkömmliche fossile Brennstoffe.

Dieser Einsicht mussten sich in letzter Zeit auch etliche Zementwerke stellen, die als vordringliches Leitkriterium fast ausschließlich den EBS-Preis sehen und entsprechend der preislichen Entwicklung auf dem EBS-Markt nach Alternativen suchen. Diese Alternativen können sein:

- der Wechsel zu zuverlässigen EBS-Lieferanten,
- der Wechsel der Zusammensetzung/Korngrößen des EBS oder
- der komplette Wechsel des EBS.

Wobei die letzten beiden Varianten immer einen Umbau der Dosieranlagentechnik und somit Investitionen zur Folge haben.

Dies alles führt seit einiger Zeit in Teilen der Zementindustrie zu einem Umdenken weg vom EBS und hin zu der Einschränkung oder gar bis zur Beendigung des EBS-Einsatzes zugunsten des (Wieder-)Einsatzes fossiler Energieträger, insbesondere von Kohle.

Nahinfrarotgestützte Echtzeitanalytik für Ersatzbrennstoffe

P. Krämer & S. Flamme

IWARU Institut für Wasser, Ressourcen, Umwelt an der Fachhochschule Münster, Münster, Deutschland

KURZFASSUNG: Durch die permanent wachsenden Potenziale der Datenverarbeitung haben sich die Anwendungsfelder und –breite der Nahinfrarottechnologie im Bereich der Abfallwirtschaft ständig erweitert. Relativ neu ist der Einsatz der NIR-Technik für die Echtzeit-Qualitätssicherung von Ersatzbrennstoffen. Diese ermöglicht, im Gegensatz zur etablierten (Offline-)Laboranalytik, eine direkte Beeinflussung der Qualität im Prozess. Hierdurch kann beispielsweise die Einsatzmenge von Primärenergieträgern optimiert oder Ersatzbrennstoffe optimal für den jeweiligen Verwertungsweg (Kohlekraft-, Zementwerk, etc.) hergestellt werden.

Ein von TOMRA Sorting entwickeltes System wird im Rahmen gemeinsamer Forschung am IWARU an der Fachhochschule Münster weiterentwickelt. Die Einsatzmöglichkeiten des Systems werden von verschiedenen Rahmenbedingungen determiniert. So können beispielsweise schwarze oder relativ kleine Partikel nicht mittels NIR-Technik identifiziert werden. Einen großen Einfluss auf die Analysegenauigkeit hat auch die vergleichsweise geringe Eindringtiefe der NIR-Strahlung in die Materialoberfläche. Hierdurch können sich z. B. Ungenauigkeiten bei der Wassergehaltsbestimmung ergeben. Diese und weitere Rahmenbedingungen zeigen den weitgehenden Forschungsbedarf auf.

1 EINLEITUNG

Mit Inkrafttreten der Verpackungsverordnung im Jahr 1991 wurden Systeme für die automatische Sortierung von Kunststoffen benötigt. Auf diese Nachfrage wurde Mitte der 1990er Jahre mit der Einführung nahinfrarotgestützter Sortiersysteme reagiert (Pretz 2014). Insbesondere die permanent wachsenden Potenziale der Datenverarbeitung haben die Anwendungsfelder und –breite dieser Technologie seitdem ständig erweitert. Relativ neu ist der Einsatz der NIR-Technik in den Bereichen der Qualitätssicherung und -steuerung bei der Aufbereitung und Verwertung von Abfällen. So hat die TOMRA Sorting GmbH (vormals TiTech), basierend auf der nahinfrarotgestützten Abfallsortierung, ein System zur Echtzeitanalytik von Ersatzbrennstoffen entwickelt (vgl. Sama 2013, Kluttig & Schubert 2010). In Kooperation mit der TOMRA Sorting GmbH entwickelt das IWARU Institut für Wasser | Ressourcen | Umwelt an der Fachhochschule Münster seit 2010 Ansätze zur weitergehenden Optimierung des Systems. .

2 ANFORDERUNGEN UND HERAUSFORDERUNGEN BEIM EINSATZ VON ERSATZBRENNSTOFFEN

Motive für den Einsatz von Ersatzbrennstoffen (EBS) aus festen Siedlungs- und Produktionsabfällen sind neben den z. T. noch erzielbaren Erlösen für die Verwertungsdienstleistung, die langfristig steigenden Energiepreise (Substitution von Primärbrennstoffen) und die Vorteile beim Emissionshandel durch einen relativ hohen Anteil biogenen Kohlenstoffs (ca. 40-60 %) (BGS e.V. 2011).

Die Qualitätsanforderungen an einen Ersatzbrennstoff ergeben sich zum einen aus genehmigungsrechtlichen Vorgaben der zuständigen Behörde und zum anderen aus den verfahrenstechnischen

chen Anforderungen der jeweiligen Verwertungsanlage. Die von den Verwertern einzuhaltenen Grenzwerte sowie die relevanten verfahrenstechnischen Parameter werden durch entsprechende privatrechtliche Vorgaben in vertraglichen Vereinbarungen an den Hersteller des EBS weitergegeben (Krämer 2011).

Die Herausforderung besteht darin, aus heterogen zusammengesetzten Abfallströmen Brennstoffe mit einer möglichst konstanten Qualität zu erzeugen. Aus diesem Grund kommt der Qualitätssicherung von Ersatzbrennstoffen eine herausragende Bedeutung zu.

3 MÖGLICHKEITEN DER QUALITÄTSSICHERUNG VON ERSATZBRENNSTOFFEN

Eine Messung zur Qualitätsüberwachung/-steuerung kann grundsätzlich automatisch, manuell, kontinuierlich, diskontinuierlich, invasiv und nichtinvasiv erfolgen (Kessler 2006). Gemäß Kessler (2006) erfolgt die Differenzierung der verschiedenen Prozessanalytoren durch die Prozessnähe des Analysators. Somit lassen sich im Wesentlichen kontinuierliche und diskontinuierliche Verfahren unterscheiden (vgl. Abb. 1).

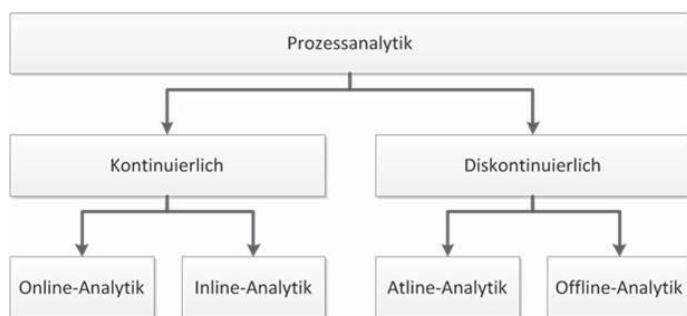


Abb. 1: Differenzierung der Verfahren zur Prozessanalytik.

Aktuell erfolgt die Qualitätssicherung für EBS i.d.R. offline, d. h. mit einer inkonstanten physikalischen Verbindung zwischen Stoffstrom und Messgerät. Die Offline-Analytik ist dabei durch folgende Prozessschritte gekennzeichnet: Probenahme, Proben transport, Probenaufbereitung respektive -vorbereitung, Messung, ggf. Datenauswertung und Verwertung der Probe. Aktuelle Qualitätssicherungskonzepte, z.B. nach RAL-GZ 724, sind in der Regel ebenfalls für diese Prozessschritte konzipiert (vgl. BGS e.V. 2012).

Die Vor- und Nachteile der Offline-Analytik sind in der nachfolgenden Tabelle (Tab. 1) gegenübergestellt. Im Gegensatz zu Offline-Analytik erfolgt die Atline-Analytik mit einem spezifischen Analysator in der Nähe der Produktionstrecke (Kessler 2006).

Tab. 1: Vor- und Nachteile der Offline-Analytik.

Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> • Expertenwissen steht zur Verfügung ^(a) • Vergleichsweise hohe Flexibilität ^(b) • Einfache Kalibrierung und Wartung durch qualifiziertes Personal ^(b) • Relativ genaue Messungen möglich ^(b) • Im Vergleich zur Echtzeit-Analytik in der Regel geringere Investitionskosten ^(b) 	<ul style="list-style-type: none"> • relativ große Zeitlücke zwischen Probenahme und Messung ^(b) • keine direkte Prozesssteuerung möglich ^(a) • hoher manueller Aufwand, insbesondere für die Probenahme ^(b) • geringe Repräsentativität bei heterogenen Stoff-/Produktströmen ^(c) • geringe Vergleichbarkeit generierter Ergebnisse bei der Anwendung unterschiedlicher Aufschluss- und/oder Analyseverfahren ^{(d),(e)} • „Ownership of data“ nicht gewährleistet ^(a) • Ressourcenaufwand für Chemikalien, Lösungen, etc. ^(c)

vgl. (a) (Kessler 2006), (b) (Peters 1999), (c) (Krämer 2011), (d) (Flamme 2002), (e) (Rotter 2008)

Die fehlenden Möglichkeiten zur Qualitätssteuerung, d.h. zur Realisierung definierter Spezifikationen eines Ersatzbrennstoffes im Herstellungsprozess, ist einer der relevantesten Nachteile der Offline-Analytik. Aufgrund der Zeitspanne zwischen der Probenahme und dem Vorliegen der Messergebnisse ist ein Einfluss auf die Brennstoffqualität bei der Herstellung und Verwertung i.d.R. nicht mehr möglich.

Bei einer Dauer von bis zu 10 Tagen zwischen dem Versenden einer Mischprobe (aus z.B. 500 Mg produziertem EBS) und dem Vorliegen der Analyseergebnisse (Hülk 2014) werden, in einer Aufbereitungsanlage mit einem Durchsatz von beispielsweise 180 Mg/d (vgl. Steigüber et al. 2013), in diesem Zeitraum ca. 1.800 Mg EBS produziert. Dieses Praxisbeispiel verdeutlicht die Schwierigkeit einer nachträglichen Lokalisierung der im Labor analysierten Probe. Dieses Problem könnte nur durch die Schaffung entsprechender Zwischenlager für z. B. je 500 Mg Brennstoff gelöst werden.

Die beschriebenen Nachteile können durch die Implementierung von Echtzeitanalytik-Systemen zur kontinuierlichen Messung in EBS-Produktions- und –Verwertungsanlagen eliminiert oder zumindest vermindert werden. Echtzeitanalytik-Systeme können sowohl im Bypass (Online) als auch im Hauptstrom (Inline) installiert sein. Auf die jeweiligen Vor- und Nachteile dieser Ausführungsvarianten soll an dieser Stelle nicht weiter eingegangen werden, da diese noch systematisch zu untersuchen sind. Die generellen Vor- und Nachteile der Echtzeitanalytik sind in Tab. 2 dargestellt.

Tab. 2: Vor- und Nachteile der Echtzeitanalytik.

Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> • Automatische und (quasi-) kontinuierliche und dadurch schnelle Messung möglich ^(b) • Einsetzbar für Echtzeit-Prozesskontrolle ^(c) • Verfahren ermöglicht eine direkte Prozesssteuerung ^(c) • Hoch spezifischer Analysator ^(a) • Produktstrom vor Messung konditionierbar (insbesondere bei Online-Analytik) ^{(a), (b)} 	<ul style="list-style-type: none"> • Hoher apparativer Aufwand ^(b) • Kenntnisse über und Kompensation von Querempfindlichkeiten (z.B. Staub) notwendig ^(b) • Störanfälligkeit durch Probenahme (bei Online-Analytik) ^{(a), (b)} • Geschultes Personal muss zur Behebung von Störungen vorgehalten werden ^(a) • Wartung und Kalibration sind relativ zeitintensiv und teuer ^(b)

vgl. (a) (Kessler 2006), (b) (Peters 1999), (c) (Krämer 2011)

Nachdem die generellen Vor- und Nachteile von Offline- und Echtzeit-Analytik-Systemen erörtert wurden, wird nachfolgend das spezifische System der nahinfrarotgestützten Echtzeitanalytik erläutert.

4 BESCHREIBUNG DES SYSTEMS ZUR NIR-GESTÜTZTEN ECHTZEIT-ANALYTIK

Das etablierte Nahinfrarot-Separationssystem der TOMRA Sorting GmbH bildet das Fundament des entwickelten Echtzeitanalytik-Systems, wobei sich die Prozesse hierbei auf Materialzufuhr und Identifikation der Stoffgruppen beschränken. Die Stoffgruppenidentifikation mittels Nahinfrarotspektroskopie basiert auf der Wechselwirkung von Materie und elektromagnetischer Strahlung. Diese versetzt die Moleküle der detektierten Substanz in Schwingung, wodurch ein bestimmter Energiebetrag der Strahlung absorbiert wird (Marquardt 2004). Durch die Aufzeichnung der Absorptionsintensität über die Wellenlänge wird das Spektrum beschrieben (Skrabal 2009). Die Identifizierung erfolgt durch einen automatischen Abgleich der erzeugten charakteristischen Spektren mit im System hinterlegten Vergleichsspektren. Gleichzeitig wird durch das System die Projektionsfläche der identifizierten Stoffgruppe erfasst.

In einer integrierten Datenbank werden für die in einem heizwertreichen Stoffstrom enthaltenen charakteristischen Stoffgruppen (z.B. PE-Folien, Textilien, Holz, Papier), Regressionsmodelle zur stoffgruppenspezifischen Massen- und Wassergehaltsermittlung sowie spezifische mittlere

Stoffparameter (z. B. Brennwert, Chlorgehalt, biogener Anteil) hinterlegt. Hierdurch lässt sich die Qualität eines Stoffstroms ermitteln.

Das System basiert auf dem wahrscheinlichkeitstheoretischen Gesetz der großen Zahlen, wonach der arithmetische Mittelwert mit wachsender Anzahl von Messungen gegen den Erwartungswert konvergiert (vgl. Sachs & Hedderich 2009). In Abb. 2 ist das Prinzip anhand des Beispiels von Chlorgehalt in Polyvinylchlorid verdeutlicht. Mit einer chemischen Analyse wurde ein mittlerer Chlorgehalt von 22,4 % in PVC ermittelt. Dieser Chlorgehalt wird beispielsweise als Erwartungswert in der Datenbank des Systems hinterlegt. Der tatsächliche Cl-Gehalt in einem beliebigen PVC-Partikel entspricht nicht zwingend dem Erwartungswert, sondern streut logarithmisch normalverteilt (vgl. Ketelhut 2008) um diesen. Bildet man den arithmetischen Mittelwert des Chlorgehaltes der jeweils gemessenen Partikel, so konvergiert dieser mit wachsender Anzahl der gemessenen Partikel gegen den Erwartungswert (vgl. Abb. 2).

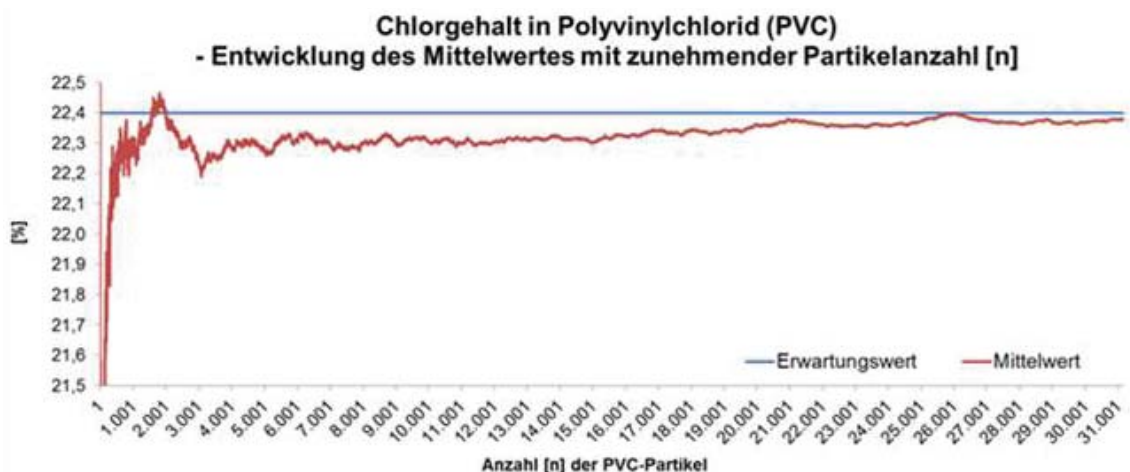


Abb. 2: Entwicklung des mittleren Chlorgehaltes mit wachsender Partikelanzahl [n].

In dem simulierten Beispiel entspricht der mittlere Chlorgehalt nach ca. 26.000 gemessenen Partikeln etwa dem Erwartungswert. Das dargestellte Beispiel macht deutlich, dass zur Erzielung robuster Ergebnisse ein Mindestdurchsatz („kritische Masse“) notwendig ist. Sobald der notwendige Mindestdurchsatz erreicht ist, kann mit dem System ein Stoffstrom relativ genau charakterisiert werden, sofern die nachfolgend aufgeführten Rahmenbedingungen bei der Systemauslegung entsprechend berücksichtigt werden:

- Nicht reflektierende (schwarze) Materialien können mittels NIR-Technik nicht detektiert werden,
- Partikel < 8 mm können mit dem aktuell eingesetzten Aggregat zur Echtzeitanalytik nicht detektiert werden,
- Nahes Infrarotlicht dringt i.d.R. lediglich in die obere Materialschicht ein, so dass bei Verbundmaterialien und überlappenden Stoffgruppen nur die oberliegenden im System berücksichtigt werden,
- Die Wassermessung bei Materialien erfolgt ebenfalls an der Oberfläche. Dies kann bei stark saugfähigen Materialien (z. B. Pappe, Textilien) zu Ungenauigkeiten bei der Berechnung der Wassergehalte führen,
- Es ist nur eine Bestimmung von organisch gebundenem Chlor möglich. Der vergleichsweise geringe Anteil von anorganisch gebundenem Chlor (Grundbelastung in Sekundärbrennstoffen ca. 0,3 Gew.-% (Flamme & Hams 2007) wird durch die Hinterlegung eines konstanten Wertes berücksichtigt,
- Da das System auf Erwartungswerten (d. h. empirischen Mittelwerten) basiert, ist zum einen ein Mindestdurchsatz notwendig, zum anderen können keine stoffinhärenten Ausreißer identifiziert werden und
- Die hinterlegten Erwartungswerte müssen repräsentativ sein. Die Repräsentativität wird hierbei durch den Abgleich von aktuellen Laboranalysen relevanter Stoffgruppen mit den Bestandsdaten einer Stoffgruppendatenbank sichergestellt (In Abhängigkeit zur Anzahl und den Schwankungsbreiten von aktuellen und bestehenden Daten wird für die einzelnen Stoffgruppen der Umfang weiterer Analysen festgelegt).

Die hier beschriebenen Rahmenbedingungen determinieren die Möglichkeiten zur Implementierung des im vorliegenden Beitrag dargestellten Systems. Im Rahmen der weiteren Forschungs- und Entwicklungsarbeit werden diese Rahmenbedingungen weitergehend untersucht und ein Konzept zur großtechnischen Implementierung von nahinfrarotgestützten Echtzeitanalytik-Systemen abgeleitet.

5 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die aktuell für die Qualitätssicherung von Ersatzbrennstoffen etablierte Offline-Laboranalytik weist im Hinblick auf die Repräsentativität und Vergleichbarkeit der Daten sowie in Bezug auf die Zeitspanne zwischen Probenahme und dem Vorliegen der Analysenergebnisse deutliche Nachteile auf. Eine direkte Prozesskontrolle und -steuerung ist mit dieser Art der Qualitätssicherung nicht möglich. Insbesondere dieser Nachteile kann durch die Implementierung nahinfrarotgestützter Echtzeitanalytik Systeme eliminiert werden.

Durch eine kontinuierliche Detektion der Stoffgruppen und Verknüpfung dieser mit mittleren Stoffkonzentrationen ist eine Messung in Echtzeit und somit eine direkte Qualitätssteuerung möglich. Hierdurch kann z. B. der Einsatz von Primärenergieträgern in der Zementindustrie optimiert werden.

Gleichzeitig sind die Rahmenbedingungen des Systems (z. B. bezüglich der Detektierbarkeit von Stoffgruppen) ausschlaggebend für die Genauigkeit der Ergebnisse. Hier bestehen weitergehende Forschungs- und Entwicklungspotenziale. In einem vom BMBF – Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderten Vorhaben wird das System weitergehend optimiert und eine Handlungsanleitung zur großtechnischen Implementierung der Systeme erarbeitet.

Die Ergebnisse fließen in eine Dissertation ein, die am Ressourcenkolleg.NRW erstellt wird. Das RessourcenKolleg.NRW ist ein, vom Wissenschaftsministerium des Bundesland Nordrhein-Westfalen gefördertes, gemeinsames Graduiertenkolleg der Fachhochschule Münster und der RWTH Aachen mit dem Fokus auf Rohstoffrückgewinnung und umweltgerechter Reststoffverwertung.

LITERATUR

- BGS e. V. (Gütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe und Recyclingholz e.V.) (2011) *Mitverbrennung von gütegesicherten Sekundärbrennstoffe und energetische Verwertung*. Grundlagenpapier der Arbeitsgruppe Öffentlichkeitsarbeit der Gütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe und Recyclingholz e.V. (BGS e.V.), Münster 2011, Germany (unveröffentlicht).
- BGS e.V. (Gütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe und Recyclingholz e.V.) (2012) *Güte- und Prüfbestimmungen für Sekundärbrennstoffe*, RAL-GZ 724, Stand: November 2012.
- Flamme, S. (2002) *Energetische Verwertung von Sekundärbrennstoffen in industriellen Anlagen – Ableitung von Maßnahmen zur umweltverträglichen Verwertung*. Dissertation an der Bergischen Universität – Gesamthochschule Wuppertal; Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft, Band 5, Labor für Abfallwirtschaft, Siedlungswasserwirtschaft, Umweltchemie (Hrsg.), Wuppertal, Germany, ISBN 3-9806149-4-8.
- Flamme, S. & Hams, S. (2007) Chlor - ein Dauerthema bei der Abfallentsorgung. 10. *Münsteraner Abfallwirtschaftstage*, in Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft, Band 11, Münster, S. 88-95.
- Hülk, B. (Leiter des LABU Labor für Bau- und Umweltchemie an der Fachhochschule Münster), Telefongespräch vom 03.02.2014.
- Kessler, R.W. (2006) *Prozessanalytik – Strategien und Fallbeispiele aus der industriellen Praxis*. WILEY-VCH Verlag GmbH & CoKGaA, Weinheim, Germany, ISBN: 978-3527311965.
- Ketelhut, R. (2008) Choranalytik in heizwertreichen Fraktionen – nicht mehr (als) nötig! *Müll und Abfall*, ESV Erich Schmidt Verlag, Ausgabe 01/2008, S. 25 ff.
- Kluttig, M. & Schubert, S. (2010) Online-Analyse mittels Nahinfrarot-Sensorik. In: *EBS-Analytik 3 – Repräsentativität, Qualitätskontrolle, Analytikdienstleistungen*. Bilitewski, B.; Rotter, S.; Hoffmann, G. (Hrsg.), Eigenverlag des Forums für Abfallwirtschaft und Altlasten e.V., Dresden, Germany, S. 37-42, ISBN: 978-3-934253-58-2.

- Krämer, P. (2011) *Analyse des relevanten Markt- und Wettbewerbsumfeldes für die Weiterentwicklung und Einführung einer nahinfrarotgestützten Echtzeitanalytik für Ersatzbrennstoffe*. Master-Thesis an der Fachhochschule Münster, Münster, Germany (unveröffentlicht).
- Marquardt, J. (2004) *Nah-Infrarot-Spektroskopie für die schnelle Polymeranalytik und die zerstörungsfreie Evaluierung von Materialeigenschaften*. Dissertation an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., Freiburg i. Br., Germany, URN: <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:bsz:25-opus-12728>.
- Peters, U. (1999) *Messung der relevanten Leitgrößen zur Beobachtung der Fermentation am Beispiel Bier*; Dissertation an der TU München, Herbert Utz Verlag GmbH, München, Germany, ISBN: 3-896-75485-8.
- Pretz, T. (Leiter des Instituts für Aufbereitung und Recycling an der RWTH Aachen) E-Mail vom 30.01.2014.
- Rotter, V.S. (2008) Die Bedeutung einheitlicher Gütekriterien und Analyseverfahren für Ersatzbrennstoffe; In: *EBS-Analytik – Anforderung, Probleme, Lösungen*; Bilitewski, B.; Werner, P.; Rotter, S.; Hoffmann, G. (Hrsg.), Eigenverlag des Forums für Abfallwirtschaft und Altlasten e.V., Dresden, 2008, S.15-31, ISBN: 978-3-934253-46-9.
- Sachs, L. & Hedderich, J. (2009) *Angewandte Statistik – Methodensammlung mit R*. 13. aktualisierte und erweiterte Ausgabe, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, Germany, ISBN: 978-3-540-88904-4.
- Sama, V. (2013) Online-Analytik für Ersatzbrennstoffe mit NIR-Technik; 13. *Münsteraner Abfallwirtschaftstage, Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft*, Band 15.; hrsg. von Flamme et al., Münster, Germany, S. 183-188 ISBN: 978 3-981142-3-2.
- Skrabal, P.M. (2009) *Spektroskopie – Eine methodenübergreifende Darstellung vom UV- bis zum NMR-Bereich*; UTB Verlag, Stuttgart, Germany, ISBN: 978-3825283551.
- Steigüber, A.K., Walter, G. & Flamme, S. (2013) Qualitätssicherung von heizwertreichen Fraktionen – umsetzbar und praxistauglich? *Müll und Abfall*, ESV Erich Schmidt Verlag, Ausgabe 12/2013, S. 642 ff.

Rohstoffgewinnung auf Industriestandorten

S. Kreuzwieser

Porr Umwelttechnik GmbH, Niederlassung OÖ, Österreich

S. Prentner

Bernegger GmbH, Betriebsleitung NTA Linz, Österreich

KURZFASSUNG: Die ARGE GROUND UNIT (voestalpine Stahl GmbH, Bernegger GmbH und Porr Umwelttechnik GmbH) erzeugt in der Nassstrennanlage Linz am Betriebsgelände der voestalpine Stahl GmbH CE-zertifizierte Sande und Kiese aus kontaminierten Aushubmaterialien. Die gewonnenen Produkte finden Verwendung als Zuschlagstoff für Beton bzw. als Baumaterial für ungebundene bzw. hydraulisch gebundene Tragschichten.

1 EINLEITUNG

Die Nassstrennanlage Linz wurde mit dem Ziel errichtet, sämtliche Aushubmaterialien aus laufenden Bauvorhaben der voestalpine am Standort Linz bestmöglich zu verwerten. Die geologischen Voraussetzungen sind gegeben, der „Baugrund“ besteht vorwiegend aus sandigen Kiesen. Die Verwertungsmöglichkeiten als Betonzuschlagstoff, Drainage oder Bettungsmaterial bzw. Tragschichten sowie die zentrale Lage machen das Projekt wirtschaftlich interessant. Die Reduktion des benötigten Deponievolumens sowie der Ersatz von Rohstoff für die Bauindustrie durch aufbereiteten „Abfall“ tragen dem Gedanken der Umweltschonung und Nachhaltigkeit bestmöglich Rechnung.

2 AUSGANGSMATERIAL

Die behandelten Aushubmaterialien stammen aus Bauprojekten im Gelände der voestalpine in Linz. Da es sich um einen Industriestandort handelt, enthält das Material standorttypische Verunreinigungen (Kohlenwasserstoffe, Teerrückstände, Schwermetalle, Schlackeanteile, Baurestmassen, etc.), so dass dieses nach Aushub (ohne Behandlung) auf Deponien zu verbringen wäre. .

Der Standort befindet sich im Linzer Becken in unmittelbarer Nähe der Donau im Bereich quartärer Kies- und Sandablagerungen mit einer mittleren Mächtigkeit von 12 m. Diese Sand- / Kiesschicht ist teilweise überlagert von künstlichen Anschüttungen (bis zu mehreren Meter stark). Die Sohle wird von tertiärem Schlier (Feinsand/Schluff) gebildet, welcher auch den Grundwasserstauer darstellt.

Die petrographische Zusammensetzung der Sand-/Kiesablagerungen wird als „silikatisch-kalzitisches Gestein mit Anteilen an industriell hergestellten Gesteinskörnungen“ beschrieben. Nachvollziehbar, da die Donau im Linzer Becken das Granithochland im Norden vom Alpenvorland im Süden trennt und die nördlich bzw. südlich zufließenden Nebenflüsse das entsprechende Material mit sich führen.

Diese mehr oder weniger stark kontaminierten sandigen Kiese sind ideal geeignet um mittels Nassaufbereitung in Kornklassen getrennt zu werden. Die Schadstoffe haften in der Regel auf dem Feinkorn und werden in der Nassstrennanlage als Pressschlamm aus dem Prozesswasser gefiltert und aufkonzentriert ausgeschieden. Die gereinigte Grobfraction ist wie Rohstoff aus einer Kiesgrube verwertbar (urban mining).

3 AUFBEREITUNGSTECHNIK

Die Aufbereitung gliedert sich in folgende Schritte.

3.1 Brecher und Trockensiebanlage

Die Trockenaufbereitung besteht aus (mobilen) Brecher- und / oder einer Siebeinheiten für die mechanische Vorbehandlung von Material mit hohem Fremdstoffanteil (Eisen, Holz, Koststoff, etc.), welches in der Nassstrennanlage Leistungseinbußen oder größere Schäden verursachen würde.

Diese Aggregate kommen weiters zur Aufbereitung von grobblockigem Materialien (Steinblöcke, Betonreste, ...) in die gewünschten Materialfraktionen zum Einsatz.

3.2 Nassaufschluss

Das Material wird nach der Eisenabscheidung mittels Überbandmagneten in eine Waschtrommel gefördert. Hier werden bindige Anteile aufgeweicht und zerkleinert sowie schwimmfähige Anteile im Gegenstromprinzip ausgeschwemmt.

Im nächsten Schritt gelangt der Materialstrom auf ein Vorsieb (Zweisiebdeck 4 und 32 mm mit Bebrausung). Das Überkorn > 32 mm gelangt in einen Prallbrecher und kann zerkleinert wieder in den Kreislauf eingeschleust oder auf Halde gelegt werden. Das Unterkorn < 4 mm gelangt mit dem Prozesswasser in die Feinkornabtrennung.

Die Mittelfraktion kommt in den Doppelwellen - Schwertwäscher. Der Eintrag mechanischer Energie bewirkt eine möglichst weitgehende Dispersion der Feststoffe im Waschwasser und eine Trennung der Feinteile vom groben Korngerüst durch intensive Scher- und Reibungsbeanspruchungen im Wasserbad. Im Schwertwäscher werden überdies zerkleinerte schwimmfähige Anteile (Holz, Kunststoff, etc.) mit dem Waschwasser ausgetragen.

Die Kiesfraktion 4-32 mm wird über ein weiteres Siebdeck mit Bebrausungseinrichtungen erneut gewaschen und entwässert.

3.3 Dichtentrennung, Klassierung

Das Material 4-32 mm wird in weiterer Folge einer Dichtentrennung unterzogen. Die nassmechanische Abtrennung von Leichtgut und Schwergut erfolgt mittels Setzmaschinen nach dem Prinzip der Lagerung von Teilchen unterschiedlicher spezifischer Dichte unter Auftrieb. In zwei Stufen werden einerseits Materialien geringerer Dichte (Ziegel, etc.) und andererseits Bestandteile höherer Dichte (Schlacke, nicht magnetische Metallteile, etc.) abgeschieden. Die Abtrennung ist vor allem für die Verwendung des Materials als Betonzuschlag wichtig, da die Norm für die Zuschlagstoffe ein sehr enges Dichteband vorschreibt.

Die Klassierung in die Korngrößen 4-8, 8-16 und 16-32 mm erfolgt wiederum auf einem Zweidecksieb. Die Fraktionen werden über Förderbänder auf Halden ausgetragen.

3.4 Feinkorntrennung

Der Durchgang 4 mm aus den Siebdecks wird mit dem Prozesswasser abgeführt. Zur Optimierung der Sandqualität werden in einem Aufstromklassierer Schlammkorn (Schluff- und Tonfraktion) sowie Humusbestandteile weitestgehend aus der Sandfraktion 0 – 4 mm entfernt. Im nächsten Schritt wird der Sand in einem Doppelschöpfrad entwässert. Hier kann die Fraktion 0-1 mm und 0-4 mm separat oder in beliebigem Verhältnis gemischt aus dem Prozess entnommen werden. Aus dem Überlauf des Schöpfrades wird das Wasser zur Prozesswasseraufbereitung geleitet.

3.5 Prozesswasseraufbereitung

Diese besteht aus einer Verfahrenskombination aus Sedimentation (Flockungsmitteldosierung und Rundeindicker) und maschinell-mechanischer Entwässerung (Kammerfilterpresse). Das Prozesswasser wird kreislaufgeführt.

Um die Anreicherung von organischen Schadstoffen im Prozesswasser zu verhindern wird ein

Teilstrom des Wassers über eine Sand- und Aktivkohlefilteranlage geleitet. Über eine diesem Teilstrom angeschlossene Neutralisationsanlage wird mittels CO₂ der pH-Wert des Prozesswassers im neutralen bis schwach basischen Milieu gehalten.

4 PRODUKTE

Die gewaschenen Grobfractionen werden entsprechend dem vorgesehenen Verwendungszweck klassiert und laufend nach den geforderten Qualitätskriterien (Vor-gaben für Betonzuschlag ÖN B 3131 und ÖN EN 12620 sowie ungebundene bzw. hydraulisch gebundene Tragschichten ÖN B 3132 und ÖN EN 13242) überprüft. Ein besonderes Augenmerk liegt dabei auf den umweltchemischen Parametern, welche in wesentlich kürzeren Abständen als in den Normen vorgesehen, überwacht werden.

Der nicht verwertbare Feinanteil (Feinsand/Filterkuchen) sowie die sonstigen Nebenprodukte werden entsprechend ihres Schadstoffgehaltes klassifiziert und einer anderen Verwertung/Behandlung zugeführt. Die Ausbeute an verwertbaren Produkten liegt je nach Ausgangsmaterial derzeit bei 60 bis 75 %.



Abb. 1: Kies 8/16 mm.



Abb. 2: Kies 16/32 mm.

5 BETONHERSTELLUNG

Die Betonherstellung erfolgt im Betonwerk Linz des Arge-Partners Bernegger GmbH, welches ebenfalls in unmittelbarer Nähe der Nasstrennanlage situiert ist.

Die Zuschlagstoffe der ARGE GROUND UNIT finden in allen Standardbetonsorten gemäß ÖN B 4710, ebenso wie in Spezial- und Qualitätsbetonen mit höchsten Anforderungen, Verwendung.

- Richtlinie Weisse Wanne,
- Richtlinie Innenschale,
- Richtlinie Spritzbeton und
- SCC Selbstverdichtender Beton.

60 bis 70 % der verwendeten Zuschlagstoffe stammen aus dem Werk der ARGE GROUND UNIT.

5.1 Referenzen

Einige Referenzprojekte beweisen, dass der mit unseren Zuschlagstoffen hergestellte Beton auch höchsten Ansprüchen genügt:

- Strassenbahntunnel Harterplateu Innenschale (WDI – wasserundurchlässig und BBG - Erhöhter Brandschutz); Linz,
- Diverse Großprojekt der voestalpine in Linz: CC7 Stranggussanlage, Seelsorgezentrum, Gießerei Röntgenbunker, Wartungshalle Westbahn AG, Unterbau Tiegelgasgasometer, etc. und
- Siloanlage Bernegger Werk Linz.



Abb. 3: ARGE Ground Unit am Gelände der voestalpine in Linz.

6 FAZIT

Durch die Implementierung der Nasstrennanlage am Standort der voestalpine Stahl GmbH in Linz wird den abfallrechtlichen Vorgaben zur stofflichen Verwertung von Aushubmaterial bestmöglich Rechnung getragen.

Die Situierung der Nasstrennanlage direkt am Entstehungsort bringt wesentliche umweltrelevante und wirtschaftliche Vorteile. Die Transportleistungen beschränken sich auf größtenteils innerbetriebliche Wegstrecken. Die Umweltbelastung (Verkehr, Lärm, Luft, etc.) wird auf ein Minimum reduziert. Die nicht verwertbaren Materialien beanspruchen nur ein Viertel an Deponiekapazitäten im Vergleich zum Ausgangsmaterial. Die in der Nasstrennanlage gewonnenen Produkte werden als qualitativ hochwertiger Ersatz für Rohstoffe in der Bauindustrie im Linzer Zentralraum herangezogen. Die natürlichen Ressourcen werden dadurch geschont.

LITERATUR

Handbuch der Werkseigenen Produktionskontrolle ARGE Ground Unit Werk NTA Linz; Stand 2013, unveröffentlicht

Qualitätshandbuch der ARGE Ground Unit Werk NTA Linz; Stand 2014; unveröffentlicht

Vortrag *Aufbereitung kontaminierter Böden und Verwertung als Zuschlagstoff* [...] im Zuge des „Betontag 2012“ der Österreichischen Vereinigung für Beton und Bautechnik

Vortrag *Behandlung von kontaminierten Aushubmaterialien* (2014) im Zuge der Vortragsreihe „Umgang mit kontaminiertem Aushub“ der österr. Forschungsgesellschaft für Strasse, Schiene und Verkehr

Ressourceneffizienz in der Eisen- und Stahlindustrie

J.I.R. Müller

TU München, Lehrstuhl für Rohstoff- und Energietechnologie, Straubing, Deutschland

W.A. Mayer

*TU München, Lehrstuhl für Rohstoff- und Energietechnologie, Straubing, Deutschland;
Hochschule Kempten, Fakultät Maschinenbau, Kempten, Deutschland*

R. Deike

Universität Duisburg-Essen, Lehrstuhl für Metallurgie und Stahlerzeugung, Duisburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Zur Begegnung der Problematik Verknappung natürlicher Rohstoffe, wurden Möglichkeiten zur Steigerung der Ressourceneffizienz in der Eisen- und Stahlindustrie untersucht. In diesem Beitrag werden ausgewählte Prozessrückstände anhand einer Stoffstromanalyse identifiziert und charakterisiert sowie Lösungsansätze für eine effiziente Verwertung mit Metallrückgewinnung aufgezeigt und diskutiert.

1 EINLEITUNG

Die aktuelle Nachhaltigkeitsdebatte beinhaltet auch die Rückgewinnung von Metallen zur Sicherung von natürlichen Ressourcen. Zur Begegnung der Problematik der begrenzten Rohstoffe wurden Wege zur Steigerung der Ressourceneffizienz in rohstoffintensiven Branchen eruiert. Ziel der Untersuchung war es, mögliche Potenziale zur Steigerung der Ressourceneffizienz in rohstoffintensiven Industrien durch Verknüpfungen anhand von Stoffströmen aufzuzeigen. Eine ganzheitliche Analyse der gesamten Prozesskette wurde mittels einer Stoffstromanalyse durchgeführt.

Im Folgenden wird am Beispiel der Eisen- und Stahlindustrie aufgezeigt, wie die anfallenden Prozessrückstände verwertet werden und für welche Stoffströme Potenzial für eine effizientere Verwertung besteht.

2 METHODE UND VORGEHEN

Eine Stoffstromanalyse bewertet Materialflüsse in einem definierten System und dient der Entscheidungsfindung (Enquete 1994). Im vorliegenden Fall wurden mit dieser Methode Potenziale zur Steigerung der Ressourceneffizienz ermittelt. Um herauszufinden welche Stoffströme unzureichend effizient verwertet werden, wurden die Stoffströme nach Art der Verwertung bzw. des Recyclings kategorisiert (Abb. 1). Recycling ist nach dem deutschen Umweltbundesamt definiert als Verwertung von Abfall zum ursprünglichen oder anderweitigen Zweck (UBA 2012).

Ein Recycling kann vor oder nach der Nutzungsphase eines Gutes stattfinden. Das sogenannte Pre-consumer-Recycling meint das Recycling von Rückständen aus der Produktion des Gutes. Das Post-consumer-Recycling findet nach der Nutzungsphase eines Gutes statt (Schaltegger 1995). Beide Recyclingarten können in einem Closed- oder einem Open-loop erfolgen. Beim Closed-loop-Recycling verlässt der Stoffstrom das Produktionssystem nicht. Das Recycling findet also in der ursprünglichen Prozesskette statt. (EPA 1993) Beim Open-loop-Recycling verlässt der Stoffstrom das System. Die Verwertung findet dabei extern in einer anderen Industrie statt (EPA 1993). Closed-loop-Recycling kann im Falle des Pre-consumer-Recyclings weiter unterteilt werden. Definiert wurden zwei weitere Recyclingarten: Prozessrücklauf und Produktionsrücklauf. Bei einem Prozessrücklauf (PZR) findet das Recycling in dem gleichen Prozess statt, aus dem der Rückstand stammt. Bei einem Produktionsrücklauf (PDR) findet das Recycling in einem anderen Prozess der gleichen Prozesskette statt. Abb. 2 zeigt die beschriebenen Recyclingarten nochmals beispielhaft.

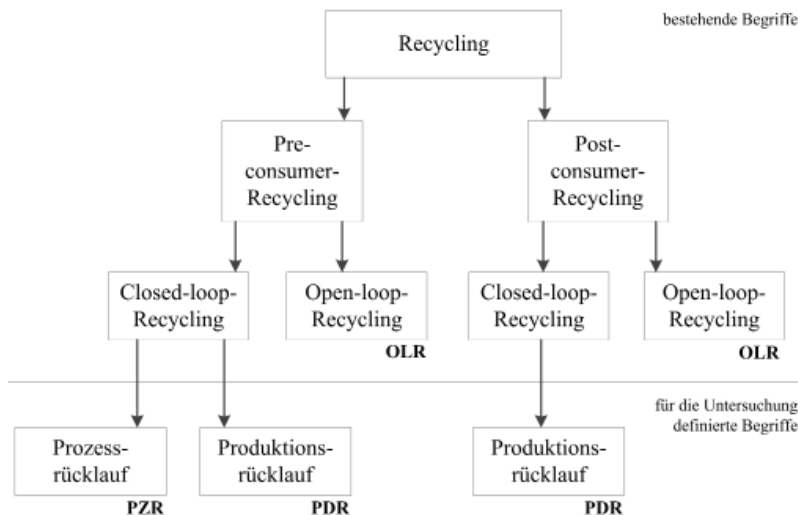


Abb. 1: Recyclingarten.

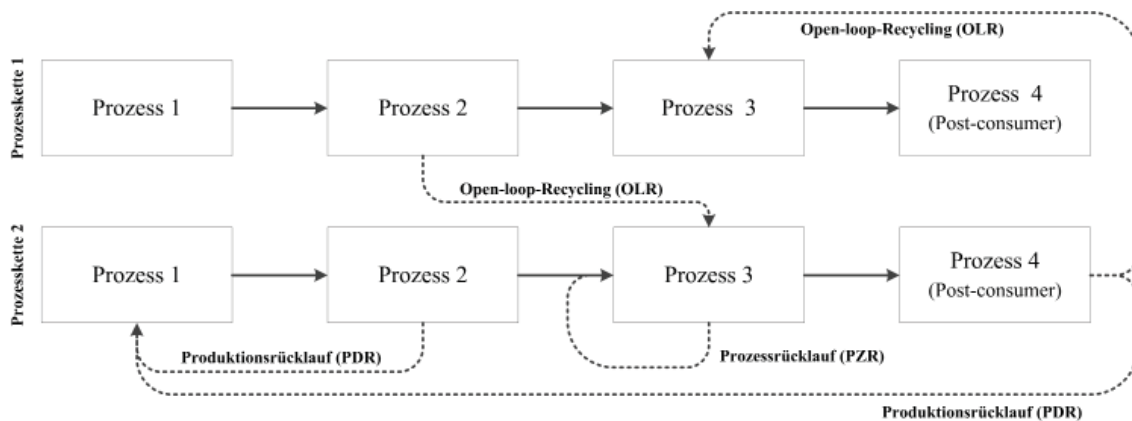


Abb. 2: Beispielhafte Darstellung von Prozessketten mit Recyclingarten.

Für die Untersuchung relevant sind diejenigen Stoffströme, die nicht einer der benannten Recyclingarten zugeordnet werden können. Für diese Stoffströme besteht ein Potenzial zur Steigerung der Ressourceneffizienz in der untersuchten Industrie.

3 ANALYSE DER DEUTSCHEN EISEN- UND STAHLINDUSTRIE

Die in Abb.3 dargestellte Prozesskette zeigt die Prozesse der Stahlerzeugung mit den Prozessstufen Sintererzeugung und Roheisenerzeugung, welche die Roheisenproduktion im Hochofen beinhaltet. Die Prozessstufe der Rohstahlerzeugung umfasst sowohl die Stahlherstellung in Sauerstoffstahlwerken als auch die Herstellung in Elektrolichtbogenöfen. Die letzte Prozessstufe – das Umformen – umfasst das Stranggießen und die verschiedenen Walzarten. Für jede Prozessstufe wurden die resultierenden Stoffströme der Prozessrückstände identifiziert und kategorisiert. Schrotte und Prozessgase sind hier nicht betrachtet.

Mit der zuvor beschriebenen Kategorisierung wurden folgende Stoffströme in die Kategorie Prozessrückläufe eingeordnet. Das sogenannte Rückgut entsteht beim Brechen des Sinterkuchens und kann im Sinterprozess durch Aufgabe auf das Sinterband recycelt werden. Auch der Sinterstaub kann zu einem gewissen Anteil wieder in die Sinteranlage eingebracht werden. Allerdings können die im Staub enthaltenen Begleitelemente den anschließenden Hochofenprozess stören (siehe Kapitel 5). Auf der Prozessstufe Rohstahlerzeugung bildet das Wiedereinbringen der anfallenden Stahlwerksschlacke einen weiteren Prozessrücklauf. Auf der Stufe des Umformens werden Abbeizeaufbereitungsprodukte in die Beizprozesse des Stahlwalzens wieder eingebracht. In die Kategorie Produktionsrücklauf werden Rückstände wie Stäube und Schlämme eingruppiert. So

werden die meisten Stäube und Schlämme, die im Hüttenwerk anfallen in den Sinteranlagen verwertet. Walzzunder kann zur Verwertung auch in Hochöfen und Konverter eingebracht werden. Vorteilhaft an allen Prozess- und Produktionsrückläufen ist die Rückgewinnung des Eisens, das damit im Produktionsprozess erhalten bleibt.

In die Kategorie Open-loops oder Branchenverknüpfungen fallen die Stoffströme der Rückstände, die in anderen Industrien verwertet werden. Beispielsweise werden Schlacken überwiegend in der Bauindustrie, aber auch zur Düngemittelherstellung verwendet. Auch Stäube und Schlämme werden teilweise extern verwertet, wobei eine Metallrückgewinnung stattfindet. Dazu sind in Deutschland der Oxycup- und der DK-Prozess sowie der Wälzprozess etabliert. Auch die Rückstände der Prozessstufe Umformen werden zur Metallrückgewinnung extern verwertet.

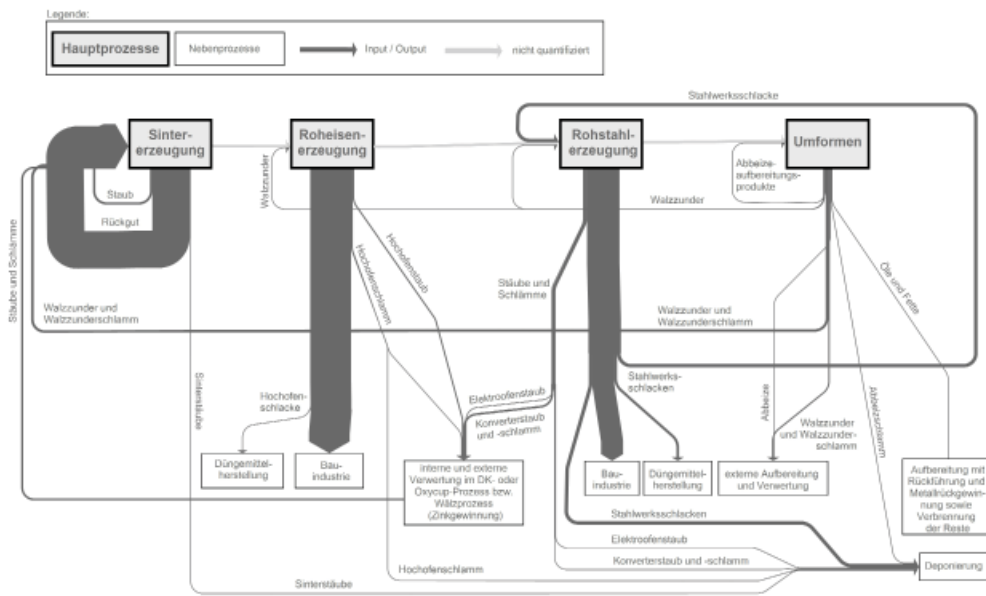


Abb. 3: Prozesskette der Eisen- und Stahlindustrie mit Stoffströmen der Rückstände (quantifizierte Stoffströme, Orientierungswert: 7.920.000 Tonnen Hochofenschlacke (Merkel 2009)).

4 RÜCKSTÄNDE DER EISEN- UND STAHLINDUSTRIE

In keine Kategorie eingeordnet werden konnten die Stoffströme mit den Anteilen der Rückstände Sinterstaub, Hochofenschlamm, Elektroofenstaub (EAF-Staub), Konverterstaub/-schlamm und Abbeizschlamm, die nicht verwertet sondern deponiert werden.

Die folgende Tab. 1 zeigt beispielhaft drei Rückstände, die im Weiteren näher beschrieben werden. Es wurde eine Einschätzung vorgenommen, wie hoch das Potenzial des jeweiligen Rückstandes ist, innerhalb (Closed-loop) oder außerhalb (Open-loop) der Prozesskette verwertet zu werden. Das Potenzial wurde umso höher eingeschätzt, je mehr alternative Verwertungstechnologien für den Rückstand existieren.

Tab. 1: Ausgewählte Stoffströme mit Potenzial zur Steigerung der Ressourceneffizienz.

Stoffstrom	bisheriger Nutzungsgrad	Potenzial zur Verwertung innerhalb der Prozesskette	Potenzial zur Verwertung außerhalb der Prozesskette
Hochofenschlamm	mittel	gering	hoch
Konverterstaub/-schlamm	hoch	gering	hoch
EAF-Staub	hoch	mittel	hoch

4.1 Hochofenschlamm und Konverterstaub/-schlamm

Durch die Reinigung des Hochofen- oder Gichtgases fielen 2006 in Deutschland 231.000 Tonnen Hochofenschlamm an (Ameling & Endemann 2007). Der Rückstand kann zumeist nicht in Sinteranlagen zurückgeführt werden, da durch die Anteile an Schwermetallen und Alkalien der Hochofenbetrieb gestört wäre (siehe Kapitel 5). Fast die Hälfte des Hochofenschlammes wird extern im DK- oder Oxycup-Prozess verwertet (rund 47 % in 2006 (Ameling & Endemann 2007)). Dabei wird unter anderem Zink zurück gewonnen und für die Zinkindustrie zur Verfügung gestellt. Dies entspricht einem Open-loop-Recycling. Allerdings wurden rund 53 % des 2006 in Deutschland anfallenden Hochofenschlammes deponiert, da die Zinkgehalte zur Rückgewinnung zu gering ausfielen (Ameling & Endemann 2007, Drissen 2011). Tab. 2 zeigt eine typische Zusammensetzung von Hochofenschlamm.

Tab. 2: Beispiele für die Zusammensetzung von Hochofenschlamm und Konverterstaub/-schlamm (Endemann 2006).

Gew.-%	Fe _{ess}	SiO ₂	Al ₂ O ₃	CaO	MgO	Zn	$\frac{Na_2O}{K_2O}$	Pb
Hochofenschlamm	27	5,0	2,1	3,8	0,9	0,557	0,96	0,4
Konverterstaub/-schlamm								
fein	63	1,1	0,1	4,8	0,6	0,148	0,38	0,064
grob	72	1,2	0,2	6,7	0,3	0,023	0,054	

Die Zusammensetzung von Konverterstaub/-schlamm ist ebenso in Tab. 2 ersichtlich. Im Jahr 2006 fielen in Deutschland 562.000 Tonnen des Rückstandes an (Ameling & Endemann 2007). Dieser hat einen höheren Eisengehalt als Hochofenschlamm und kann extern mit den gleichen Verfahren verwertet werden. Damit besteht auch hier ein Open-loop-Recycling. Die Verwertung von Hochofenstaub sowie Konverterstaub/-schlamm findet in Deutschland vorwiegend im DK-Prozess der DK Recycling GmbH oder im Oxycup-Prozess statt. Ein alternatives Verfahren ist das Inmetco-Verfahren der International Metals Reclamation Company, das in den USA zur Verwertung verschiedener Metallurgiereststoffe eingesetzt wird. Ebenso betreibt die Paul Wurth S. A. in Luxemburg den Primus Prozess, in dem neben Hochofenschlamm und Konverterstaub/-schlamm auch Walzzunder verwertet werden kann.

Ein Nachteil des etablierten DK-Prozesses ist die nicht gegebene Integrierbarkeit in bestehende Hüttenwerke, da das Unternehmen ein eigens zur Verwertung angepasstes Hüttenwerk betreibt (Hillmann 2006), zu dem die Rückstände transportiert werden müssen.

Während die etablierten Verfahren Eisen und Zink aus den Rückständen gewinnen können, werden beim Inmetco-Verfahren und beim Primus Prozess auch andere Nichteisen-Metalle abgeschieden (Ratzek 2008). Zudem entstehen keine nicht-verwertbaren prozessbedingten Rückstände, während bei den beiden etablierten Verfahren Rückstände teilweise deponiert werden müssen (Hillmann 2006, Harp 2009).

4.2 Elektroofenstaub

Durch die Reinigung des Abgases aus Elektrolichtbogenöfen entstanden im Jahr 2006 198.000 Tonnen EAF-Staub (Ameling & Endemann 2007). In Deutschland erfolgt zumeist eine externe Verwertung mit Metallrückgewinnung im Wälzprozess, was einem Open-loop-Recycling entspricht. Durch den ausschließlichen Einsatz von Schrott als Rohstoff für Elektrolichtbogenöfen ist der Staub reich an Nichteisen-Metallen, vor allem Zink und Blei. Das im Schrott enthaltene Zink stammt aus der Oberflächenbeschichtung des Stahls (Verzinkung) und aus zinkhaltigen Anstrichen (Stubbe 2008). Von dem weltweit produzierten EAF-Staub, werden 67 % deponiert (Rütten 2009). In Deutschland beträgt der deponierte Anteil der Gesamtproduktion nur rund 3 %. Eine Deponierung wird vorgenommen, wenn der Zinkgehalt des Staubes zu gering für eine Metallrückgewinnung ist. (Ameling & Endemann 2007) Wie in Tab. 3 ersichtlich schwankt der Zinkgehalt je nach Art des eingesetzten Schrottes. Eine wirtschaftliche Metallrückgewinnung aus EAF-Staub ist ab einem Zinkgehalt von ca. 18 % möglich (Endemann 2006). Durch eine Staubrückführung in den Elektrolichtbogenöfen kann sowohl das im Staub enthaltene Eisen wiederverwertet, als auch das Zink im Staub aufkonzentriert werden (Dahlmann 2010).

Tab.3: Zusammensetzung EAF-Staub (Remus 2013, Rütten 2008, Travenier 2004).

Gew.-%	Niedriglegierte		Hochlegierter Stahl	Gemischte	Gemischte
	r Stahl	Legierter Stahl		Stahlqualitäten	Stahlqualitäten
				, Beispiel 1	, Beispiel 2
Zn	21-43	2-15	2-25	14-35	20,94-28,23
Pb	0,4-10	0,05-3,6	0,2-4,5	2-8	0,098-0,173
Fe _{ges}	10-45	17-37	20-65	20-45	26,6-28,6

In dem in Deutschland etablierten Wälzprozess können zinkhaltige Reststoffe aus verschiedenen Industrien verwertet werden. Der bereits genannte, alternative Primus Prozess, mit dem auch EAF-Staub verwertet werden kann, hat gegenüber dem Wälzprozess den Vorteil, dass keine nicht-verwertbaren Rückstände entstehen.

Bei zu hohen Eisengehalten der Schlacke aus dem Wälzprozess muss diese deponiert werden. Das Eisen in der Schlacke resultiert aus der relativ geringen Eisenrückgewinnungsrate des Wälzprozesses von 50 - 70 %. Diese Rate beträgt für den Primus Prozess fast 100 %. Die Schlacke des Primus Prozesses ist daher gut zur Verwertung in der Bauindustrie geeignet. Auch die Zinkrückgewinnung des Primus Prozesses ist mit über 95 % höher als die des Wälzprozesses mit 85 - 95 % (Rütten 2009). Ein großer Vorteil des Wälzprozesses ist aber, dass nur ein Drehrohrföfen benötigt wird, womit das Verfahren einfach in bestehende Hüttenwerke zu integrieren ist. Für den Primus Prozess wird dagegen ein Etagenofen und ein kleiner Lichtbogenofen benötigt. (Rütten 2009, Harp 2009)

5 EXKURS: BEEINFLUSSUNG DES HOCHOFENS DURCH BEGLEITELEMENTE

Die Rückführung von Rückständen über den Sinterprozess ermöglicht prinzipiell die Wiederverwertung des in den Rückständen enthaltenen Eisens. Allerdings enthalten die Rückstände Begleitelemente wie z.B. Zink und Alkalien (Kalium, Natrium), die im Vergleich zu Eisen in deutlich geringeren Gehalten (Tab. 2) vorliegen und daher in einem ersten Ansatz leicht als vernachlässigbar erscheinen. Diese Begleitelemente können aber dazu führen, dass diese Rückstände nicht im Sinterprozess recycelt werden können, da sie den darauf folgenden Hochofenprozess erheblich negativ beeinflussen würden. Die Konzentrationen dieser Begleitelemente in den Rückständen schwanken in Abhängigkeit von den Prozessen (Sinteranlage, Hochofen, Stahlwerk usw.), in denen die Rückstände anfallen und der dort verwendeten Einsatzstoffe. Wird Zink als typisches Element des Korrosionsschutzes von Stählen im Wesentlichen über den Schrott in die Stoffströme der Eisen- und Stahlindustrie eingetragen, so geschieht dies bei den Alkalien hauptsächlich über die Asche des Kokes und die Bestandteile der Erze.

Bei einer potenziellen Zugabe von Rückständen mit höheren Kalium-, Natrium- und Zinkgehalten in den Sinterprozess würden diese Elemente in Abhängigkeit von der Gangartzusammensetzung des Sinters in Form von Oxiden, Silikaten usw. in den Hochofen eingetragen werden. Im unteren Bereich des Hochofens würden sich bei den dort vorherrschenden hohen Temperaturen (ca. 2200 °C) und der stark reduzierenden Gasatmosphäre (hohe CO-Gehalte) infolge der niedrigen Siedetemperaturen gasförmiges Kalium (TK = 766 °C), Natrium (TNa = 897 °C) und Zink (TZn = 906 °C) durch entsprechende Reduktionsreaktion der Oxide oder Silikate bilden. Dieser Übergang in die Gasphase ist ein endothermer Vorgang, so dass dadurch dem Unterofen Energie entzogen wird.

Die drei Elemente steigen aus dem unteren Bereich des Hochofens gasförmig auf und oxidieren im oberen kälteren Teil des Hochofens unter den dort vorherrschenden Gasatmosphären wieder, wobei die Bildung von Carbonaten wahrscheinlich in einem stärkeren Maß als die von Oxiden stattfindet. Somit besteht die Gefahr, dass sich große Teile der Alkalien und des Zinks auf den Möllerstoffen und an der Ofenwand anlagern. Mit den Möllerstoffen gelangen die Alkalien und das Zink als Carbonate, Oxide oder Silikate wiederum in die unteren Bereiche des Hochofens, wo sie erneut reduziert werden, so dass der Kreislauf von neuem beginnt. Die Alkalien und hier insbesondere Kalium haben darüber hinaus noch den Effekt, dass sie die Qualität des Kokes und der Möllerstoffe negativ beeinflussen. Der Teil, der sich an der Ofenwand anlagert, führt dazu, dass sich in relativ kurzer Zeit der freie Ofenquerschnitt verkleinert, wodurch die Durchgasung und die gleichmäßige Befüllung des Hochofens gestört werden, was höhere Koksverbräuche und

im Weiteren ein Stillsetzen des Hochofens zur Entfernung der Ansätze zur Folge hat.

Daher ist es von sehr großer Relevanz, die Einträge von Alkalien und Zink in einen normalen Hochofen soweit wie möglich zu reduzieren. Da es aber insbesondere nicht möglich ist, den Hochofenprozess mit alkaliefreien Einsatzstoffen zu betreiben, muss der Prozess so gestaltet werden, dass die maximal möglichen Mengen an Alkalien und Zink dem Hochofen wieder entzogen werden. Dabei werden die Alkalien im Wesentlichen über die Hochofenschlacke und das Zink über die Gasphase entfernt.

6 SCHLUSSFOLGERUNG

Beim Closed-loop-Recycling verlassen die Rohstoffe die Prozesskette nicht und werden ihrem ursprünglichen Zweck zugeführt. Dies entspricht den Bestrebungen zur Steigerung der Ressourceneffizienz, da die Rohstoffe nicht verloren gehen. Wie gezeigt hat dieses Recycling aber nicht nur Vorteile, da andere Prozesse der Kette durch Begleitelemente gestört werden können. Ein Open-loop-Recycling bietet dagegen als Branchenverknüpfung den Vorteil, diese Begleitmetalle zu gewinnen und damit die Ressourceneffizienz in nicht nur einer sondern in mehreren Industrien gleichzeitig voranzutreiben. Dazu können auch alternative Verwertungsverfahren zur Metallrückgewinnung etabliert werden.

LITERATUR

- Ameling, D. & Endemann, G. (2007) *Ressourceneffizienz – Gute Argumente für Stahl*. Düsseldorf, Germany.
- Dahlmann, P., Endemann, G., Kerkhoff, H. J. & Lungen H. B. (2010) *Wege zur Effizienzsteigerung in der Stahlindustrie. Faktensammlung*. Düsseldorf, Germany.
- Drissen, P. (2011) Aufkommen und Nutzung von Stäuben, Schlämmen und Walzzunder In: FEhS Report 18, 1. p. 1-3.
- Endemann, G., Lungen, H. B. & Wuppermann C.-D. (2006) Dust, scale and sludge generation and utilisation in German steelworks. In: *Stahl und Eisen* 126, 9, 25-32.
- Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des Deutschen Bundestages (ed.) (1994) *Die Industriegesellschaft gestalten. Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen*. Bonn, Germany: Economica Verlag.
- EPA (ed.) (1993) *Life Cycle Design*. Guidance Manual Environmental Requirements and The Product System. Cincinnati, USA.
- Harp, G. (2009) Eisenhaltige Kreislaufstoffe als sekundäre Rohstoffe in Europa. In: *Stahl und Eisen* 129, 3, 55-62.
- Hillmann, C. & Sassen, K.-J. (2006) Solutions for dusts and sludges from the BOF process. In: *Stahl und Eisen* 126, 11, 149-156.
- Merkel, T. (2009) Erzeugung und Nutzung von Eisenhüttenschlacken im Jahr 2008. In: FEhS Report 16, 1. p. 8.
- Ratzek, U. (2008) Optimierte Produktionsverfahren und verbesserte Reststoffverarbeitung. In: *Stahl und Eisen* 128, 12, 51-57.
- Remus, R., Aguado Monsonet, M. A., Roudier S. & Sancho, L. D. (2013) Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Iron and Steel Production. (ISSN 1831-9424 (online), ISSN 1018-5593 (print)).
- Rütten, J. T. (2008) Application of the Waelz Technology on Resource Recycling of steel mill dust. In: 42. Metallurgisches Seminar. Duisburg, Deutschland: GDMB Gesellschaft für Bergbau, Metallurgie, Rohstoff- und Umwelttechnik.
- Rütten, J. T. (2009) Ist der Wälzprozess für EAF-Staub noch zeitgemäß? Stand der Technik und Herausforderungen. In: Vernetzung von Zink und Stahl. Leoben, Austria: GDMB Gesellschaft für Bergbau, Metallurgie, Rohstoff- und Umwelttechnik und Montanuniversität Leoben, Nichteisenmetallurgie.
- Schaltegger, S. & Kubat, R. (1995) *Das Handwörterbuch der Ökobilanzierung. Begriffe und Definitionen*. Basel, Swiss: WWZ.
- Stubbe, G., Harp, G., Hillmann, C. & Scholl, W. (2008) Schließung von Stoffkreisläufen beim Einsatz von verzinktem Schrott im Oxygenstahlwerk. In: *Stahl und Eisen* 128, 2, 55-60.
- Travenier, H., Grisvard, C., Jung H. P. & Drissen, P. (2004) *Foaming of the slag and recycling of stainless steel dusts by injection into the electric arc furnace for stainless steels* (ISBN 92-894-6825-4).
- UBA (ed.) (2012) *Glossar zum Ressourcenschutz*. Dessau, Germany.

Effiziente Verwertung von Tunnelausbruch durch Einsatz neuer Technologien

H. Erben & R. Galler

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Subsurface Engineering, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Der Beitrag behandelt die Wiederverwertung von Tunnelausbruchmaterial, was in Anbetracht stetiger Rohstoffverknappung ein Gebot der Stunde ist, das es sowohl von Auftraggebern, Planern, Baufirmen, als auch dem Gesetzgeber selbst zu verfolgen gilt. Neben der Schaffung einer rechtlichen Situation, die eine effiziente und unbürokratische Verwertung ermöglicht, sind auch technische Weiterentwicklungen in Bezug auf eine Materialanalyse gefordert, die eine Charakterisierung des Ausbruchmaterials noch auf der Tunnelbaumaschine (TBM) in Echtzeit nach den für eine Verwertung entscheidenden Parametern ermöglicht. Die Verknüpfung dieser Resultate mit einer Rohmaterialdatenbank, die mit den Ergebnissen der Materialanalyse gespeist wird, stellt den Schritt zu einem modernen, webbasierten Handel mit mineralischen Rohstoffen dar.

1 EINLEITUNG

Das Projekt DRAGON - Development of Resource-efficient and Advanced underground technologies - zielt auf die Steigerung der Ressourceneffizienz im Tunnelbau und anderen untertägigen Bauprozessen ab, indem das Ausbruchmaterial als Rohstoff für andere Industriesektoren der Mineralrohstoffindustrie zur Verfügung gestellt wird. Die komplette Prozesskette von der Charakterisierung des Ausbruchmaterials über die Klassifikation bis hin zur Aufbereitung soll vollständig unter Tage geschehen. Ehrgeiziges Ziel ist, dies vollständig am Nachläufer der TBM zu bewerkstelligen.

Das Ziel dieses Beitrages ist eine möglichst gesamtheitliche Betrachtung des Themas Tunnelausbruchmaterial. Die Begleitung des Tunnelausbruchmaterials von der Wiege bis zur Bahre, die, und das soll hier ausdrücklich betont sein, nicht die Deponie, sondern die Verwendung als Baurohstoff oder Industriemineral darstellt, ist äußerst umfangreich. Es spielen nicht nur Umweltbelange, technische und wirtschaftliche Aspekte herein, sondern auch rechtliche Rahmenbedingungen. Mit all diesen Herausforderungen müssen sich sowohl der Auftraggeber, als auch die Bauindustrie auseinandersetzen, um in Zukunft eine möglichst hohe Recyclingquote zu erreichen, wie sie gesetzlich vorgeschrieben ist, teilweise aber im Widerspruch zur restriktiven Rohstoffpolitik des Bundes in Bezug auf Tunnelausbruchmaterial steht. Bereits heute könnte ein bedeutender Teil des jährlichen Rohstoffbedarfs in Österreich durch die Verwendung von Tunnelausbruch gedeckt werden.

2 WIRTSCHAFTLICHKEITSBETRACHTUNG

Bei der Verwendung von Tunnelausbruchmaterial als Baurohstoff treten neben den ökologischen auch weitreichende wirtschaftliche Effekte auf. Der wirtschaftliche Nutzen ergibt sich neben den Erlösen, die ab einer bestimmten Materialqualität aus Verkäufen erzielt werden können, auch aus Einsparungen, die erstens bei der Substitution von angekauften Zuschlägen für den baustelleneigenen Betonbedarf durch Tunnelausbruch und zweitens durch die verringerten Deponierungskosten erreicht werden können. Sobald die Summe aus Erlösen und Einsparungen die Kosten für zusätzliche Materialbewirtschaftung überschreitet, ist die Verwendung und Verwertung von Tunnelausbruch als wirtschaftlich anzusehen.

Am Beispiel des Materialbewirtschaftungskonzeptes des Gotthard-Basis-Tunnels, bei dem Einsparungen durch die baustelleninterne Herstellung des Betonzuschlagstoffes und dem Wegfall der Deponierungskosten in der Höhe von 100 Mio. CHF Mehrkosten in der Höhe von 8 Mio. CHF gegenübergestellt sind (Hitz 2002), zeigt sich der Nutzen einer Verwertung von Tunnelausbruchmaterial wohl am deutlichsten.


2.1 Verwertungsmöglichkeiten

Die Verwertung und Vermarktung des Ausbruchmaterials kann nur gewährleistet werden, wenn sowohl das Material den Anforderungen der Abnehmerbetriebe entspricht, als auch ein Markt dafür existiert. Das Material sollte während eines Projektes, soweit es den Anforderungen als Zuschlagstoff für die Betonherstellung entspricht, direkt auf der Baustelle eingesetzt werden. Ist das Materialaufkommen qualitativ einwandfreien Zuschlages größer als der Eigenbedarf, wird als zweiter Verwertungsweg die Vermarktung an lokale rohstoffproduzierende und rohstoffverarbeitende Betriebe angestrebt.

Werden Lithologien durchörtet, deren Analyse aus der Vorerkundung eine Verwertbarkeit als Industriemineral ergeben hat, ist es das Ziel, dieses Gestein in mineralrohstoffverarbeitenden Betrieben zu verwerten. Klasse 2 lässt sich zusätzlich in Untergruppen, zu denen definierte chemische und mineralogische Voraussetzungen für eine Abbauwürdigkeit erarbeitet wurden, unterteilen. Ausbruchmaterial, das keiner höherwertigen Verwendung zugeführt wird, kann, sofern die Eignung nachgewiesen wird, für den Landschaftsbau inner- und außerhalb der Baustelle eingesetzt werden.

Gestein, das sich aufgrund einer möglichen Hintergrundbelastung oder unzureichenden technischen Eignung nicht verwerten lässt, muss deponiert werden. Vereinfacht sieht eine mögliche Verwertungshierarchie folgendermaßen aus:

Tab. 1: Verwendung von Ausbruchmaterial.



Klasse 1:	Verwertung als Baurohstoff auf der Baustelle vor Ort (Zuschläge für Innenschalen-, Tübbing- und Spritzbeton, Ringspaltmörtel, Tragschichten, Asphaltmischgut...)
Klasse 1a:	Verwertung als Baurohstoff außerhalb der Baustelle (zus. Bahnschotter, ...)
Klasse 2:	Verwertung als industrieller Rohstoff – entsprechend einem Anforderungskatalog der Mineralrohstoffindustrie (Gips-, Ziegel-, Zement-, Glas-, Schleifmittel-, chemische Industrie ...)
Klasse 3:	Keine höherwertige Verwendung
Klasse 3a:	Material für Landschaftsbau: Dammschüttungen, Verfüllungen, Straßenunterbau ...
Klasse 3b:	Deponierung

3 RECHTLICHE RAHMENBEDINGUNGEN BEI DER VERWERTUNG VON TAM

Die rechtliche Situation erschwert die Verwertung von Tunnelausbruchmaterial (TAM) und schreckt so rohstoffproduzierende und rohstoffverarbeitende Betriebe vor einer Verwendung gleichwertigen Materials, das sie zu günstigeren Konditionen beziehen könnten, ab. Eine gesetzlich bindende Regelung das im Tunnelbau gewonnene Material bei nachgewiesener Eignung bevorzugt zu verwenden, würde neben dem neu geschaffenen Rohstoffpotential auch Betrieben der Mineralrohstoffindustrie ermöglichen, günstig bereits zerkleinertes Material zu beziehen, ihre bestehenden Lagerstätten zu schonen und so die Lebensdauer des Betriebes zu verlängern.

Die Verwertung von Tunnelausbruchmaterial wird derzeit in Europa weitgehend unterschiedlich gehandhabt, obwohl es mit der Abfallrahmenrichtlinie (RL 2008/98/EG), die im Abfallwirtschaftsgesetz in Österreich in nationales Recht umgesetzt wurde, klare Vorgaben gibt. Vor allem hinsichtlich der Definition und Zuordnung von Tunnelausbruch, dem Abfallbegriff und dem Abfallende unterscheiden sich die nationalen Gesetzgebungen deutlich.

Eine der in der Abfallrahmenrichtlinie festgelegten Vorgaben ist die fünfstufige Abfallhierarchie:

- Abfallvermeidung,
- Vorbereitung zur Wiederverwendung,
- Recycling,

- Sonstige Verwertung und
- Beseitigung.

Aus der hierarchischen Anordnung ergibt sich eindeutig die Forderung, der Wiederverwendung und dem Recycling von Tunnelausbruchmaterial gegenüber dessen Beseitigung den Vorzug zu geben.

Die Befürchtung durch zu lockere gesetzliche Richtlinien die Verbreitung von Schadstoffen zu fördern, ist in Hinblick auf Tunnelausbruchmaterial unbegründet, sofern man für das Produkt Grenzwerte und Untersuchungen vorschreibt, die jenen der Produkte der Mineralrohstoffindustrie entsprechen. Dabei muss eine klare Unterscheidung zwischen geogenen und anthropogenen Belastungen getroffen werden. Um rechtliche Sicherheit zu erlangen, fehlt ein Produktstatus (Abfallende) für Tunnelausbruchmaterial, das als qualitätsgesichertes Recyclingmaterial wieder eingesetzt werden sollte.

4 MATERIALANALYSE IM MASCHINELLEN TUNNELBAU

Die Materialbestimmung beim Vortrieb im maschinellen Tunnelbau mit Tunnelbohrmaschinen (TBM) hat sich, wie die des konventionellen Vortriebs seit jeher nicht geändert. Nach jedem Abschlag erfolgt die Ortsbrustaufnahme durch einen Geologen bzw. eine grobe Materialansprache am stillgesetzten Förderband nach jedem Hub. Dieses System bietet nicht die Möglichkeit, das Rohmaterial in einem Ausmaß zu charakterisieren, wie es für einen potentiellen Zulieferbetrieb und als Produktionskontrolle nötig wäre. Für die Vermarktung des Ausbruchmaterials ist eine ständige Qualitätskontrolle und -sicherung des Produktes zwingend erforderlich. Dafür müssen Technologien herangezogen werden, die eine Analyse von Teilen und des gesamten Gutstroms in Echtzeit (on-line) und vor Ort (on-site) ermöglichen.

Die Weiterentwicklungen auf diesem Gebiet erfolgen über moderne Materialanalyseverfahren, wie sie für industrielle Anforderungen Stand der Technik sind. Die Herausforderung besteht in der Adaption dieser Technologien an die rauen Umgebungsbedingungen (Erschütterungen, Staub, Feuchtigkeit, ...) des Tunnelbaus, damit sie auch unter Tage zuverlässig einsatzfähig sind und die Ergebnisse in einer Qualität und Geschwindigkeit zur Verfügung stehen, die rasche Entscheidungen hinsichtlich der Verwertbarkeit begünstigen.

Abb. 1 zeigt die Positionierung von Analyse- und Aufbereitungseinheiten auf einer TBM.

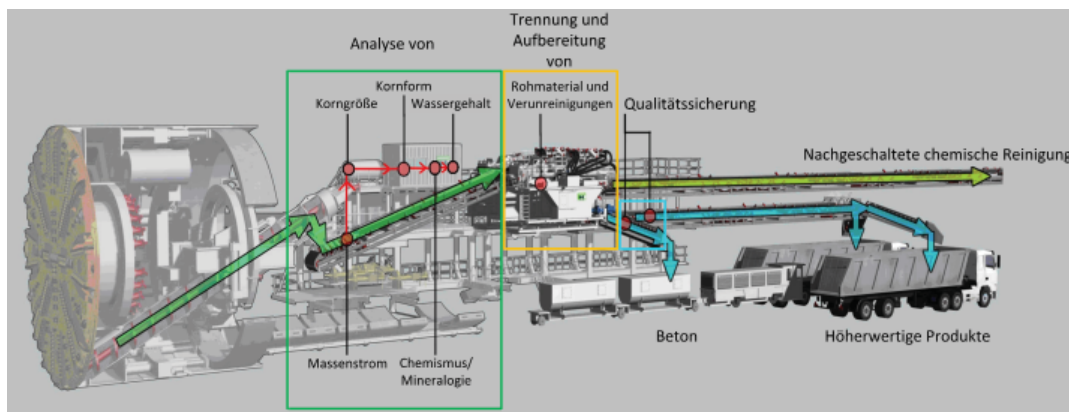


Abb. 1: Angedachter Materialfluss für die Materialanalyse auf einer TBM.

4.1 Parameterauswahl

Je nach Verwertungsmöglichkeit für das ausgebrochene Material gilt es unterschiedliche Parameter zu bestimmen. So wird die exakte chemische Zusammensetzung für einen Betonzuschlagstoff von nachrangiger Bedeutung sein, wohingegen diese bei einem Industriemineral einen wesentlich höheren Stellenwert einnimmt und dafür Festigkeitseigenschaften weniger von Interesse sind. Es wird aber auch in naher Zukunft nicht möglich sein, eine vollständige Materialcharakterisierung

eines vollkommen unbekanntes Materials in Echtzeit zur Verfügung stellen zu können. Im Zuge von DRAGON wird der Fokus auf die für eine spätere Verwertung essentiellen Parameter gelegt. Dies sind die chemischen und mineralogischen Eigenschaften, der Wassergehalt, die Korngrößenverteilung, die Kornform und die Festigkeitseigenschaften.

4.2 Physikalische Analyse von Tunnelausbruchmaterial

Die physikalische Analyse von Tunnelausbruchmaterial spielt nicht nur für die Verwertung des ausgebrochenen Gesteins eine Rolle, sondern auch für den Vortrieb selbst. Dazu arbeiten die Herrenknecht AG und die Montanuniversität Leoben an unterschiedlichen Methoden die Schneidkraft an den Disken während des Vortriebes messen zu können. Die Entwicklungen sollen dazu führen, dass es zu einem besseren Verständnis der Beziehung zwischen Verschleiß, Gesteins-/Gebirgsfestigkeit, Geologie und der Schneidkraft kommt. Ausführliche Versuche haben gezeigt, dass durch die Messung der Diskenkraft geologische Gegebenheiten vor dem Schneidrad abgebildet werden können (Entacher 2013).

Die Kenntnis der Korngrößenverteilung und der Kornform von Ausbruchmaterial ist sowohl für die Materialcharakterisierung und dessen Aufbereitbarkeit entscheidend, als auch für das automatisierte Erkennen wechselnder geologischer Verhältnisse, die sich meist in den Bruchzuständen des ausgebrochenen Gesteins widerspiegeln. Für diese Messungen werden optische Systeme eingesetzt, die eine dreidimensionale Vermessung des Ausbruchmaterials ermöglichen.

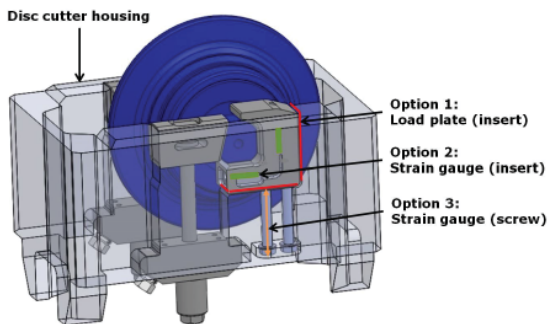


Abb. 2: Möglichkeiten Kraftmesssysteme zu implementieren (Lehrstuhl für Subsurface Engineering der Montanuniversität Leoben und Herrenknecht AG).

4.3 Chemische Analyse von Tunnelausbruchmaterial

Für die Bestimmung der chemischen Zusammensetzung einer Probe wird neben der nasschemischen Analyse auch die Laserinduzierte Plasma-Spektroskopie (LIPS), die Röntgentransmissionsanalyse (RTA), die Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) und die Prompte-Gamma-Neutronen-Aktivierungs-Analyse (PGNAA) eingesetzt. Im Zuge dieses Projektes liegt der Fokus auf der Röntgenfluoreszenzanalyse, da diese neben einer weiten Verbreitung in der Industrie auch das Anforderungsprofil für einen untertägigen Einsatz erfüllt.

Die Mineralogie lässt sich unter anderem mit Hilfe der Röntgendiffraktometrie (RDA), der UV/VIS-Spektroskopie, der Infrarot-Spektroskopie (IR) und der Laserinduzierten Fluoreszenz (LIF) bestimmen. Für einen automatisierten Einsatz im Untertagebau werden zur Entscheidungsfindung noch die technischen Möglichkeiten von LIF und IR abgewogen.

Der Wassergehalt wird mittels Mikrowellentransmissionsmessung ermittelt. Der Glimmergehalt, der entscheidenden Einfluss auf die Verarbeitbarkeit, Druck- und Scherfestigkeit und Frostbeständigkeit von Beton hat, wird im Zuge dieses Projektes mit unterschiedlichen Methoden (auszählen der Körner unter dem Mikroskop, RDA und mittels Formtrenntisch) bestimmt.

5 MATERIALBEWIRTSCHAFTUNG

Einen der Kernpunkte für die erfolgreiche Verwendung und Verwertung von Tunnelausbruchmaterial stellt die Materialbewirtschaftung dar. Diese umfasst die folgenden Teilaspekte und jeder dieser Punkte ist für das wirtschaftliche Gelingen entscheidend.

- Materialklassifikationen,
- Materialtrennung,
- Materialtransport,
- Materialzwischenlagerung,
- Materialaufbereitung und
- Materialendablagerung.

5.1 Ausbruchmaterialdatenbank

Eines der Kernziele zum Erreichen höherer Verwertungsquoten ist die effiziente, digitale Aufbereitung vorhandener Daten zu Material-, Massen- und Zeitparametern des Tunnelausbruchs und die Zugänglichmachung ausgewählter Informationen für einen breiten Interessentenkreis.

Der Interessentenkreis kann sich neben Baustoffproduzenten und Betrieben der mineralrohstoffverarbeitenden Industrie auch aus Abfallbehndlern, Deponiebetreibern und Behörden zusammensetzen. Jede Interessensgruppe bekommt einen Online-Zugang zu den für sie relevanten Informationen und legt ihre Wunschanforderungen in der KUNDENDATENBANK ab. Sämtliche Informationen zum aktuellen Bauprojekt werden in einer PLANUNGSDATENBANK gespeichert, die in der Phase vor dem Baubeginn vom Auftraggeber gespeist und betreut werden sollte. Die rechtlichen Rahmenbedingungen (Deponieparameter und –grenzwerte) - sofern parametrisierbar - werden in einer RECHTSDATENBANK abgelegt, die von einem externen Betreuer, dem Auftraggeber oder dem Umweltministerium selbst gespeist wird. Das Datenbanksystem enthält neben projektspezifischen Informationen auch eine PRODUKTDATENBANK, die eine definierte Voraussetzungsliste an eine wirtschaftliche Gewinn- und Aufbereikbaarheit mineralischer Rohstoffe abbilden. Dadurch wird bereits in frühen Projektphasen ersichtlich, welcher Trassenverlauf das größte Potential zur Wiederverwertbarkeit bietet und damit möglichst kostengünstig, ressourcenschonend und wenig deponierungsintensiv ist.

Die Speisung der VORTRIEBSDATENBANK während der Bauarbeiten erfolgt durch den ständigen Informationsfluss von der Materialanalyseeinheit auf der TBM. Wird nun eine Abweichung von der vorhergesagten Geologie und damit von den prognostizierten Mengen und dem Zeitpunkt des Anfalls einer bestimmten Materialklasse festgestellt, erhält der potenzielle Abnehmer automatisch eine Benachrichtigung über einen eventuellen Lieferverzug.

Die Vorgehensweise und die Abhängigkeit der einzelnen Datenbanken zueinander wird in Abb. 3 dargestellt. Hinsichtlich des Datenbanksystems werden zwei entscheidende Phasen unterschieden, nämlich erstens die Planungsphase (mittelgraue Pfeile) und zweitens die Bauphase (dunkelgraue Pfeile). Dabei werden die miteinander verknüpften Datenbanken verglichen, um festzustellen, ob das abgebaute Material dem prognostizierten und damit den Anforderungen entspricht, sich der Zeit- oder Mengenanfall ändert, welches Material auf potentiell gefährliche Inhaltsstoffe untersucht werden muss, ob nicht prognostiziertes Material vermarktet werden kann, usw...

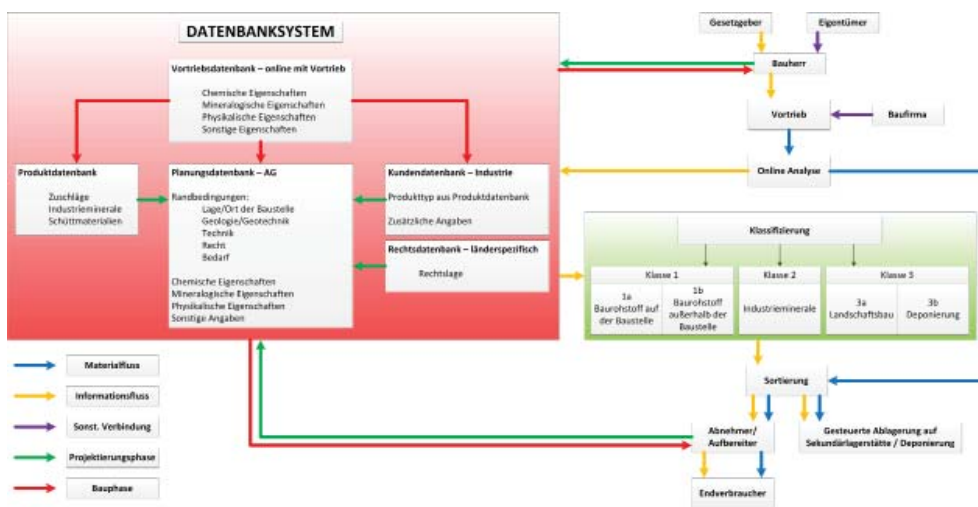


Abb. 3: Position des Datenbanksystems in Bezug auf den Vortrieb und die Materialbewirtschaftung.

5.2 Materialaufbereitung auf der TBM

Die Materialaufbereitung von Ausbruchmaterial unterliegt unzähligen Einflussfaktoren eines Tunnelprojektes. Neben dem Materialbedarf vor Ort ist vor allem die Eignung der durchörterten Lithologie als Baustoff entscheidend. Ergibt sich kein Bedarf auf der Baustelle selbst, ist auch eine Aufbereitung vor Ort hinfällig.

Eignet sich jedoch das Ausbruchmaterial für Anwendungen im Zuge des Bauvorhabens, wurde bisher das Konzept einer stationären Aufbereitungsanlage auf der Baustelleneinrichtungsfläche verfolgt. Dies bringt den Nachteil mit sich, dass im Falle einer Verwendung des Ausbruchmaterials für Stützmaßnahmen im Vortrieb selbst dieses zuerst den Tunnel verlassen muss, um dann aufbereitet im Beton wieder in den Vortriebsbereich zu gelangen. Das führt bei großen Vortriebslängen zu erhöhtem Energieverbrauch, großem logistischem Aufwand und zusätzlich zu einer Lärm-, Staubbelastung und erhöhtem Flächenbedarf vor dem Portal.

Das in Abb. 4 grundrisslich dargestellte Konzept einer mobilen Aufbereitungsanlage am Nachläufer einer TBM für Zuschläge des Baustelleneigenbedarfs und eine externe Verwertung ist für eine Durchsatzleistung von etwa 180 Tonnen pro Stunde ausgelegt und besteht im Wesentlichen aus einer Brech-, zwei Klassier- und Lagereinheiten. Die Aufgabeeistung und die einzelnen Bestandteile der Anlage sind natürlich von der aufzubereitenden Gesteinsart, dem Bedarf und der benötigten Art an Zuschlägen abhängig.

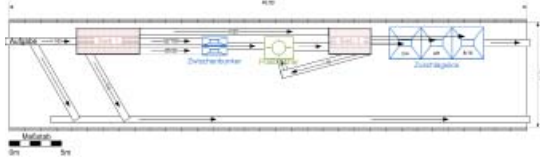


Abb. 4: Materialaufbereitungskonzept am Nachläufer einer TBM.

6 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die in Österreich intensiv betriebene Forschung zur Verwertbarkeit von Tunnelausbruchmaterial bietet die Chance, eine Vorreiterstellung auf diesem Gebiet einzunehmen. Neben Nachhaltigkeitseffekten und Umweltaspekten dieser Entwicklungen steht auch der nicht zu leugnende wirtschaftliche Vorteil zu Buche, den eine Vermarktung mit sich bringt.

Durch die durchgehende Analyse des Ausbruchmaterials findet eine objektive geologische Dokumentation in bisher unbekanntem Ausmaß statt, die das Potential bietet, Konflikte über den tatsächlich angetroffenen Baugrund zu vermeiden. Die Ausbruchmaterialdatenbank stellt das Bindeglied der einzelnen Neuentwicklungen dar und bildet die Basis einer völlig neuen Art von Materialbewirtschaftungskonzept, die einen interaktiven Handel und Austausch von Material zwischen einem erweiterten Kreis von Interessenten ermöglicht.

ACKNOWLEDGEMENT

Das Projekt DRAGON ist ein von der Europäischen Kommission im Zuge des 7th Framework Programms gefördertes Forschungsprojekt, das von der Montanuniversität Leoben koordiniert wird; Industriepartner sind die B+G AG, die Herrenknecht AG, die Indutech Instruments GmbH, Jacques Burdin Ingenieur Conseil, PE North West Europe Limited und die PORR Bau GmbH, die eine praxistaugliche Umsetzung garantieren sollen

LITERATUR

- Entacher, M. (2013) *Messung und Interpretation von Diskenschneidkräften im maschinellen Tunnelbau*. Dissertation, Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Subsurface Engineering.
- Hitz, A. & Zbinden, P. (2002) Materialbewirtschaftung des Gotthard-Basistunnels. *Felsbau* (0174-6979) 20 Nr. 5, 83.
- Resch, D. (2012) *Verwendung von Tunnelausbruchmaterial – Entscheidungsgrundlagen*. Dissertation, Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Subsurface Engineering.

Einsatz eines Luftherdes zur trockenen Aufbereitung von bei der Verbundstoffaufbereitung anfallenden Feinfraktionen

H.A. Schwarz
Schaufler GmbH, F&E, Ybbs/Donau, Österreich

H. Flachberger
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung, Österreich

H. Tröbinger
IFE Aufbereitungstechnik GmbH, Waidhofen/Ybbs, Österreich

KURZFASSUNG: Für die Aufbereitung von bei der Zerkleinerung von metallischen Verbundstoffen entstehenden Feinfraktionen liegt sowohl aus aufbereitungstechnischer als auch betriebswirtschaftlicher Sicht ein gesteigertes Interesse vor, ein auf die Anforderungen dieser speziellen Restfraktionen zugeschnittenes Aufbereitungskonzept zu entwickeln. Da die Aufbereitung in trockener Betriebsweise zu erfolgen hat, stellen insbesondere die zur Bildung hochvoluminöser Bausche neigenden Kunststoffanteile sowie das breite Partikelgrößen- wie auch Dichtespektrum dieser Feinfraktionen eine Herausforderung an die Verarbeitung ebenderselben zu qualitativ hochwertigen Sekundärrohstoffprodukten dar.

Im gegenständlichen Artikel wird ein für die Aufbereitung derartiger Feinfraktionen geeigneter Aufbereitungsgang vorgestellt.

1 EINLEITUNG

Bei der Aufbereitung von metallischen Verbundstoffen kommt der Zerkleinerung zur Erlangung ausreichender Aufschlussverhältnisse eine besondere Bedeutung zu. Diese wird aus technischen und ökonomischen Gründen in aller Regel in mehreren, in Serie geschalteten Zerkleinerungsschritten – z.B. bestehend aus Guillotinescheren, Rotorscheren und Schneidmühlen – durchgeführt. Dabei fallen im Zuge dieser Zerkleinerungsvorgänge beträchtliche Mengen an Feinfraktionen an, welche mit den gegenwärtig etablierten Sortierprozessen nicht oder nur mit erheblichem Aufwand (und daher gegenwärtig nicht wirtschaftlich) verarbeitet werden können. Darüber hinaus sind bei deren Aufbereitung z.T. schwer beherrschbare Probleme beim Materialtransport zu beobachten (z.B.: Materialverfestigungen in Rohrleitungen, etc.), von den mit sinkender Partikelgröße schwieriger werdenden Verhältnissen hinsichtlich Sortiereffizienz und –güte ganz abgesehen.

Diese Feinfraktionen fallen in Mengenanteilen von etwa 10-20 Masse-% bei der Absaugung der Aggregate und/oder im Zuge eines Klassierschrittes an und werden hierauf einer thermischen Verwertung zugeführt. Neben den für die thermische Verwertung bekannten Nachteilen (z.B.: belastete Verbrennungsrückstände, kostenintensive Abgasreinigung, geringe öffentliche Akzeptanz, etc.) gehen so auch Wertstoffe (etwa Nichteisenmetalle) verloren, welche nur durch hohen Aufwand aus der Verbrennungsschlacke rückgewonnen werden könnten. So liegt der Masseanteil an Nichteisenmetallen in den diskutierten Feinfraktionen am Beispiel einer Kabelschrottaufbereitungsanlage je nach gewähltem Aufbereitungsgang und dessen Betriebsweise zwischen 1,5 % und 3 % bezogen auf die Aufgabe. (Martens 2011, Kraume 2004)

Aus aufbereitungstechnischer und auch betriebswirtschaftlicher Sicht ist daher ein gesteigertes Interesse gegeben, ein auf die Anforderungen dieser speziellen Restfraktionen zugeschnittenes Aufbereitungskonzept zu entwickeln. Systematisch durchgeführte Untersuchungen zur Prüfung auf Aufbereitbarkeit mittels aufbereitungstechnischer Merkmalsklassenanalyse dienen dabei als Grundlage für die Erarbeitung des Aufbereitungsstammbaumes. Auf Basis dieser Erkenntnisse folgen Untersuchungen im Labor- und Technikumsmaßstab zur Apparateauswahl. Dadurch wird sichergestellt, dass das Aufbereitungsverfahren bestmöglich an die jeweilige Aufgabe angepasst wird und Vergleiche von theoretisch erzielbaren und im Betrieb erreichten Werten hinsichtlich Produktausbringen und Produktqualität gezogen werden können.

2 HINFÜHRUNG ZUR PROBLEMSTELLUNG

Die Reststofffraktionen im Allgemeinen und hierbei die Restfraktionen aus der Absaugung im Besonderen neigen in hohem Maße zur Bildung von schwer aufbereitbaren, hochvoluminösen Bauschfraktionen. Sie bestehen aus Kunststofffäden unterschiedlicher Länge und Dicke, welche oftmals Metall- und Kunststoffpartikel einschließen. Die Bildung derartiger Bauschfraktionen hängt von einer Reihe von Faktoren ab, wie etwa Lagerzeit, Transportart, Anzahl an Materialumschlägen und Luftfeuchtigkeit. Um derartige Bauschfraktionen einer Sortierung zuführen zu können, müssen ebendiese vorbehandelt werden, sodass die zu trennenden Komponenten in aufgeschlossener, d.h. vereinzelter Form vorliegen. Im Fokus steht dabei die Trenngüte, die durch eine Anreicherung einer von Kunststoffen weitgehend befreiten, metallischen Wertstofffraktion gekennzeichnet ist. Die aufgeschlossene Fraktion liegt in einem breiten Partikelband vor und kann daher nicht in einem Sortierschritt verarbeitet werden. Daher muss der Gutstrom durch Siebtechnik in mehrere Partikelgrößenklassen geteilt und in parallel geschalteten Sortierapparaten aufbereitet werden.

3 ROHGUTCHARAKTERISIERUNG

Im Rahmen einer einfachen Merkmalsklassenanalyse wurde eine im betrieblichen Alltag der Firma Schaufler GmbH anfallende Probe mit der Bezeichnung „Kupfer-Aluminium-Feinfraktion“ in die Kornklassen > 2 mm, $2/0,63$ mm, $0,63/0,125$ mm und $< 0,125$ mm mittels Siebanalyse aufgegliedert und hinsichtlich der Gehalte an Aluminium, Kupfer und Kunststoffen analysiert. Wie aus Tab. 1 ersichtlich, steigt der Gehalt an Kupfer mit feiner werdender Partikelgrößenklasse deutlich an, wohingegen der Gehalt an Kunststoffen (KS) abnimmt.

In orientierenden aufbereitungstechnischen Untersuchungen wurde deutlich, dass aufgrund der hohen Dichteunterschiede von $0,9 - 9,0$ g/cm³ eine Sortierung nach dem Merkmal „Dichte“ besonders erfolgsversprechend ist.

Tab. 1: Bilanztafel zur Kupfer-Aluminium-Feinfraktion aus der Merkmalsklassenanalyse.

Maschen- weite [mm]	Masseausbrin- gen [%]	Gehalt [%]			Inhaltsausbringen [%]		
		Aluminium	Kupfer	KS	Aluminium	Kupfer	KS
2	7,82	4,48	1,51	94,01	9,93	0,92	8,78
0,63	39,63	4,85	4,59	90,57	54,48	14,21	42,90
0,125	46,94	2,50	18,90	78,60	33,29	69,35	44,09
0	5,60	1,45	35,43	63,13	2,30	15,52	4,23
Aufgabe(ger)	100	3,53	12,79	83,68	100,00	100,00	100,00

4 AUFBEREITUNGSGANG

Der vorgeschlagene Aufbereitungsgang für metallische Feinfraktionen aus der Aufbereitung von metallischen Verbundstoffen ist in Abb. 1 dargestellt. Die Aufgabe wird mittels Spannwellensieb derart aufgelockert, dass sich die metallischen Anteile im Siebunterlauf aufkonzentrieren, während die von Metallen weitgehend „entfrachtete Bauschfraktion“ im Siebüberlauf ausgetragen wird. Die solcherart hergestellte metallische Fraktion (der Siebunterlauf) wird zur besseren Verarbeitbarkeit abermals klassiert und anschließend in zwei separaten Lufttrennherden weiter aufgegliedert. Die in den beiden Lufttrennherden (siehe Abb. 2) jeweils erzeugten Produkte „Schwergut“ und „Trenntischunterlauf“ werden in ein „Metallkonzentrat“, das „Leichtgut“ in ein „Kunststoffkonzentrat“ zusammengeführt.

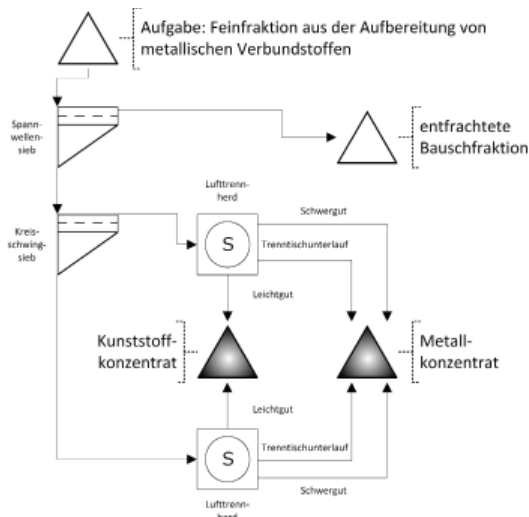


Abb. 1: Aufbereitungsgang zur Erzeugung eines Metall- und Kunststoffkonzentrates.

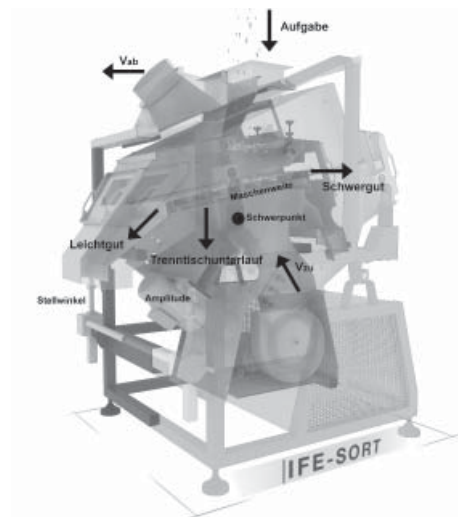


Abb. 2: Lufttrennherd „IFE-SORT“ (IFE 2008-2014).

4.1 Aufschluss der Bauschfraktionen und Klassierung

Der Einsatz des Spannwellessiebes dient zum einen der Auflockerung der Bauschfraktionen mittels hoher Beschleunigungskräfte, zum anderen der Klassierung der aufgelockerten Aufgabe. Das Ergebnis ist ein von metallischen Wertstoffen weitestgehend entfrachteter Siebüberlauf und ein rieselfähiger, wertstoffangereicherter Siebunterlauf.

Die aufbereitungstechnischen Untersuchungen an der Kupfer-Aluminium-Feinfraktion haben gezeigt, dass die Sortierung auf den beiden Lufttrennherden eine optimale Trenngüte durch eine Beschickung der Partikelgrößenklassen $0|630 \mu\text{m}$ sowie $> 630 \mu\text{m}$ erreicht. Die Untersuchungen haben aber auch gezeigt, dass der Trennschnitt des Kreisschwingers auf die jeweilige Feingutfraktion angepasst werden muss.

4.2 Sortierung mittels Lufttrennherd (LTH)

Der IFE-SORT (siehe Abb. 2) ist ein Lufttrennherd, der mittels einer Kombination aus Vibrations- und Lufttechnik arbeitet. Die Aufgabe wird dem Aggregat von oben zugeführt und über die gesamte Breite der Maschine gleichmäßig verteilt. Der von unten zugeführte Luftstrom bildet eine Luftschicht an der Oberfläche eines speziellen Siebeinsatzes (Maschenweite zwischen 10 und $16.000 \mu\text{m}$), auf dem das Leichtgut aufgrund der Neigung der Maschine zum dafür vorgesehenen Auslass gleitet.

Die Schwerfraktion hingegen wird durch die Vibration zum Auslass für das Schwergut gefördert. Der von unten in den Apparat herangeführte Volumenstrom (V_{zu}) dient je nach gewählter Maschenweite des Siebeinsatzes zum Überwinden des Staudruckes an der Platte sowie zur Fluidisierung der Aufgabe. Der gleichzeitig abgezogene Volumenstrom (V_{ab}) stellt den für den Betrieb des Apparates benötigten Unterdruck her. Die dabei entstehende Druckdifferenz muss durch Automatisierung und dem Einsatz von Drucksensoren auf unter 10 Pa geregelt werden, um eine Wertstoffverfrachtung zu verhindern. Partikel, welche kleiner als die Maschenweite des eingesetzten Siebeinsatzes sind, werden unterhalb des Siebeinsatzes als Trenntischunterlauf (TT-Unterlauf) ausgetragen.

Bisher konnten Partikelklassen $< 800 \mu\text{m}$ nicht aufbereitet werden, da die metallischen Partikel aus dieser Partikelklasse nicht im Schwergut, sondern aufgrund der Gleichfälligkeit mit dem Leichtgut ausgetragen wurden. Durch die vorgestellte Betriebsweise wie auch durch den Einsatz eines speziellen Trenntisch-Siebeinsatzes werden nun auch diese metallischen Partikel im Trenntisch-Unterlauf ausgetragen. Dadurch ist es möglich, Metalle bis zu einer Partikelgröße von

125 µm als Wertstoff rückzugewinnen. Diese Betriebsart stellt hohe Ansprüche an die Transport- und Automatisierungstechnik, welche eine Fluidisierung des Aufgabematerials ermöglichen, gleichzeitig aber den Staudruck am Siebeinsatz für den Trenntischunterlauf gering halten muss. Dieses Verfahren ist derzeit bis zu einer oberen Partikelgrößengrenze von etwa 8 mm anwendbar. (IFE 2008-2014)

Folgende Parameter können variiert werden: Aufgaberate [kg/h]; Differenzdruck [Pa] im Sortierapparat, beeinflusst durch den zugeführter Volumenstrom V_{zu} [m³/h] und den abgesaugten Volumenstrom V_{ab} [m³/h]; Flugbahn des Partikels, beeinflusst durch den Stoßwinkel [°]; Amplitude [mm]; Stellwinkel [°] und Schwerpunkt sowie Maschenweite des Siebeinsatzes.

5 ERGEBNISSE UND AUSBLICK

Durch den vorgestellten Aufbereitungsgang ist es erstmals möglich, die Wertstoffe aus den Feinfraktionen der Verbundstoffaufbereitung bis zu einer Partikelgröße von 125 µm in trockener Betriebsweise rückzugewinnen.

Mit Tab.2 wird die Bilanztafel zum vorgestellten Prozess am Beispiel der Kupfer-Aluminium-Feinfraktion dargelegt. Am Beispiel Kupfer lässt sich herauslesen, dass der Kupfergehalt von etwa 12 % in der Aufgabe auf etwa 94,5 % im Metallkonzentrat angereichert und auf etwa 2 % im Kunststoffkonzentrat abgereichert werden konnte. Das Inhaltsausbringen an Kupfer im „Metallgranulat“ beträgt etwa 83 %. Es handelt sich aus Sicht der Autoren bereits jetzt um einen vielversprechenden und selektiv zu betreibenden Sortierprozess.

Tab. 2: Bilanztafel zum vorgestellten Aufbereitungsgang für die Kupfer-Aluminium-Feinfraktion.

Produkt	Masseausbringen [%]	Gehalt [%]			Inhaltsausbringen [%]		
		Aluminium	Kupfer	KS	Aluminium	Kupfer	KS
Entfr. Bauschfraktion	6,26	2,47	4,23	93,30	2,68	2,22	7,10
Schwergut L TH 1	2,13	2,77	94,10	3,13	1,02	16,80	0,08
Leichtgut L TH 1	56,37	6,07	1,27	92,66	59,29	6,00	63,47
TT-Unterlauf L TH 1	0,69	0,24	95,48	4,28	0,03	5,52	0,04
Schwergut L TH 2	0,19	0,15	95,47	4,38	0,00	1,52	0,01
Leichtgut L TH 2	26,91	7,45	3,96	88,59	34,74	8,93	28,97
TT-Unterlauf L TH 2	7,45	1,73	94,47	3,80	2,23	59,00	0,34
Aufgabe(ger)	100,00	5,77	11,93	82,30	100,00	100,00	100,00

Mit dem vorgestellten Aufbereitungsgang ist es nunmehr möglich, metallische Partikel bis zu einer Partikelgröße von 125 µm im Produkt „Metallgranulat“ aufzukonzentrieren.

Ziel der künftigen Forschungsbemühungen ist es, die errichtete Pilotanlage derart zu adaptieren, dass diese in die Lage versetzt wird, auch Partikelgrößen < 125 µm bzw. > 8.000 µm zu verarbeiten.

LITERATUR

Martens, H. (2011) *Recyclingtechnik – Fachbuch für Lehre und Praxis*. Heidelberg, Deutschland: Spektrum Akademischer Verlag.

Kraume, M. (2004) *Transportvorgänge in der Verfahrenstechnik*. Heidelberg, Deutschland: Springer-Verlag
IFE Aufbereitungstechnik GmbH (2008-2014) *interne Dokumente*. Ybbs/Donau, Österreich: nicht veröffentlicht

Rückgewinnung kritischer Metalle aus Spülwässern mittels Fe(0)

D. Höllen & L.-M. Krois
Montanuniversität Leoben, AVAW, Leoben, Österreich

P. Müller & R. Mischitz
ferroDECONT GmbH, Leoben, Österreich

T. Olbrich & R. Olbrich
AVR GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Während kritische Rohstoffe aus hoch konzentrierten Prozesswässern bereits zurückgewonnen werden, rücken aufgrund steigender Rohstoffpreise nun auch gering konzentrierte Spülwässer in den Fokus. Im Rahmen des von der FFG im Programmschwerpunkt „Produktion der Zukunft“ geförderten Sondierungsprojekts „RECOMET – Recovery of Metals“ wird untersucht, welche (potentiell) kritischen Rohstoffe (Be, Mg, Mn, Ni, Co, Zn, Cr, Al, Ga, In, SEE, Ge, Sb, Nb, Ta, W, V, Mo, PGE) aus Spülwässern in einem Fließbettreaktor durch Eisengranalien reduziert und/oder an diesen adsorbiert und somit jedenfalls fixiert werden können. Dabei wird eine bestehende Technologie aus der Grundwassersanierung (ferroDECONT) und vorhandenes Know-How aus der Abwasserreinigung (AVR) im Sinne einer Abkehr von der Abfall- und Zuwendung zur Ressourcenwirtschaft (MUL) adaptiert, um den Grundstein für spätere F&E-Projekte zur Metallrückgewinnung aus Spülwässern zu legen. Erste Ergebnisse zeigen, dass in Laborversuchen mehr als 99 % des gelösten In, Rh, Ta, Co, Ga, Al, Ni, Nd und Mo entfernt werden können und für andere Elemente ähnlich gute Rückgewinnungsquoten erreicht werden können.

1 EINLEITUNG

Rohstoffe, die von großer wirtschaftlicher Bedeutung sind, bei denen aber die Gefahr von Versorgungsengpässen besteht, werden als kritisch bezeichnet, solche bei denen eine Veränderung der Marktsituation eine Einstufung als „kritisch“ nach sich ziehen könnte, als „potentiell kritisch“ (FFG 2012). Folgende Metalle wurden von der EU (Europäische Union, 2010) oder der FFG als (potentiell) kritisch definiert: Be, Mg, Mn, Ni, Co, Zn, Cr, Al, Ga, In, SEE, Ge, Sb, Nb, Ta, W, V, Mo und PGE.

In jüngster Vergangenheit wurde ein neues Verfahren zur Altlastensanierung entwickelt (Müller et al. 2014), das auf einer Redoxreaktion zwischen festem nullwertigen Eisen und gelöstem sechswertigen Cr basiert, wobei das reduzierte Cr aus der Lösung entfernt wird:



Im Rahmen des Projekts „RECOMET – Recovery of Metals“ wird die Eignung dieses Verfahrens für die Fixierung anderer Elemente, nämlich kritischer und potentiell kritischer Metalle untersucht, wobei nicht der Entsorgungs-, sondern der Rückgewinnungsgedanke im Vordergrund steht, so dass es sich um einen Paradigmenwechsel in der Abwasserbehandlung handelt. Bisherige Untersuchungen zeigen, dass die Fixierung von Be (Novikov & Evgorova 1977), In (Koleini et al. 2010), Nd (Armstrong & Wood 2012), Ge (Pokrovsky et al. 2006), Sb (Enders 1996), Nb (Oliveira et al. 2012), Mo und W (Gustafsson 2003), Mn und V (Morrisson et al. 2002), Ni (Calabró et al. 2012), Co (Üzüüm et al. 2008), Zn (Kishimoto & Iwano 2011) sowie Al (Manceau & Gates 2013) mittels Eisen oder Eisenhydroxiden möglich ist, während über Ga und Ta in dieser Hinsicht nichts bekannt ist. Eine technische Anwendung dieses Wissens für die Rückgewinnung kritischer Metalle aus dem Abwasser erfolgt bisher jedoch kaum. Ziel des Projektes RECOMET ist es somit, das Anwendungspotential dieses in der Altlastensanierung seit kurzem bekannte Verfahren für die Metallrückgewinnung zu sondieren.

2 MATERIAL UND METHODEN

In einer ersten Versuchsreihe wurden durch Auflösung entsprechender Salze (sowie im Fall von W und Nb durch Verdünnung von Kalibrierstandards) Lösungen mit einer gewünschten Anfangskonzentration von 50 mg/L von jeweils einem Element angesetzt und die Konzentration mittels Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (Be, Mg, Ga, In, Nd, Ge, Sb, Nb, Ta, W, V, Mo, Rh) oder Photometrie (Mn, Ni, Co, Zn, Cr, Al) bestimmt. Teilweise ergaben sich u.a. aufgrund einer unzureichenden Löslichkeit von Idealwert abweichende Konzentrationen. Diese Lösungen wurden in einem Verhältnis von 1:1 mit Eisengranalien versetzt, so dass sich bei einem durchschnittlichen Granaliendurchmesser und einer angenommen Kugelform der Partikel eine spezifische Oberfläche von 1,89 cm²/g bzw. ein Konzentration- zu Oberflächen-Verhältnis von 26 µg/cm² ergibt. Nach 24 h Reaktionszeit in einem Überkopfschüttler wurden die Eisengranalien bei einer Maschenweite von 2 mm abgesiebt. Durch Reduktions-, Adsorptions- und Fällungsprozesse an den Eisengranalien und nachfolgende Abrasion kam es zur Bildung von Partikeln im µm-Bereich. Der durch Korrosion und Abrasion entstandene Schlamm wurde mit einem Blaubandfilter (d = 2 µm) sowie einem Cellulosenitratfilter (d = 0,45 µm) mittels Wasserstrahlpumpe abfiltriert. Alle Fraktionen wurden getrocknet, eingewogen und eine Massenbilanz erstellt.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Erste Ergebnisse zeigen, dass zahlreiche kritische Metalle mittels nullwertigem Eisen rückgewonnen werden können. Die Wirkungsgrade liegen für Rh, In, Ta, Co, Mo, Ga, Al, Nd und Ni bei mehr als 99%, wobei In, Nd, Mo, Nb und Ga in der Lösung nach Versuchsende selbst mittels ICP-MS nicht mehr nachweisbar sind. Abbildung 1 zeigt das Konzentrationsverhältnis vor und nach dem Versuch. Dabei werden für die Elemente In (< 0,001 mg/L), Nd (< 0,02 mg/L), Mo (< 0,01 mg/L) Nb (< 0,0005 mg/L) und Ga (< 0,01 mg/L) die Bestimmungsgrenzen als Endkonzentrationen herangezogen. Dies bestätigt die Ergebnisse der Literaturstudie, geht jedoch darüber hinaus: Eine wesentliche neue Erkenntnis liegt in der hohen Entfernungsrate (> 99%) von Ga und Ta mittels nullwertigem Eisen aus Abwässern. Zahlreiche weitere kritische Metalle, nämlich Niob, Antimon, Beryllium, Germanium und Wolfram können mit Wirkungsgraden von mehr als 90 % im Labor rückgewonnen werden. Nur im Falle von Mg und Mn ist die Rückgewinnung mit der angewandten Methode weniger erfolgsversprechend.

Die bisherigen Ergebnisse lassen keine Rückschlüsse auf die reaktionsbestimmenden Parameter zu. Somit sind weitere Untersuchungen erforderlich, um die unterschiedliche Effizienz der Rückgewinnung kritischer Metalle mit dem gegenständlichen Verfahren wissenschaftlich fundiert zu erklären und auf elementare Parameter wie Ionenradius und -ladung, Dehydrationsenergien der Ionen, pH-Wert und Oberflächenbeschaffenheit der sich bildenden Korrosionsprodukte zurückzuführen. Dabei ist auf die konkrete Spezierung der betreffenden Elemente in der Lösung in Bezug auf die Oberflächenbeschaffenheit der Korrosionsprodukte des Eisens Rücksicht zu nehmen, welche maßgeblichen Einfluss auf die Fixierung der gelösten kritischen Metalle haben sollten. Gegenstand weiterer Untersuchungen wird zudem sein, in welcher Form die fixierten Metalle vorliegen. Grundsätzlich kommt dabei die Adsorption an den Oberflächen der Korrosionsprodukte ebenso in Betracht wie die Ausbildung eigener Phasen oder der Einbau in die Struktur der Korrosionsphasen. Insbesondere im Hinblick auf die Anwendung des Verfahrens auf polymetallische Abwässer wird zu klären sein, ob mehrere fixierte Metalle in derselben oder in unterschiedlichen Phasen auftreten, da dies eine erforderliche Auftrennung in nachfolgenden Verfahrensschritten maßgeblich beeinflusst.

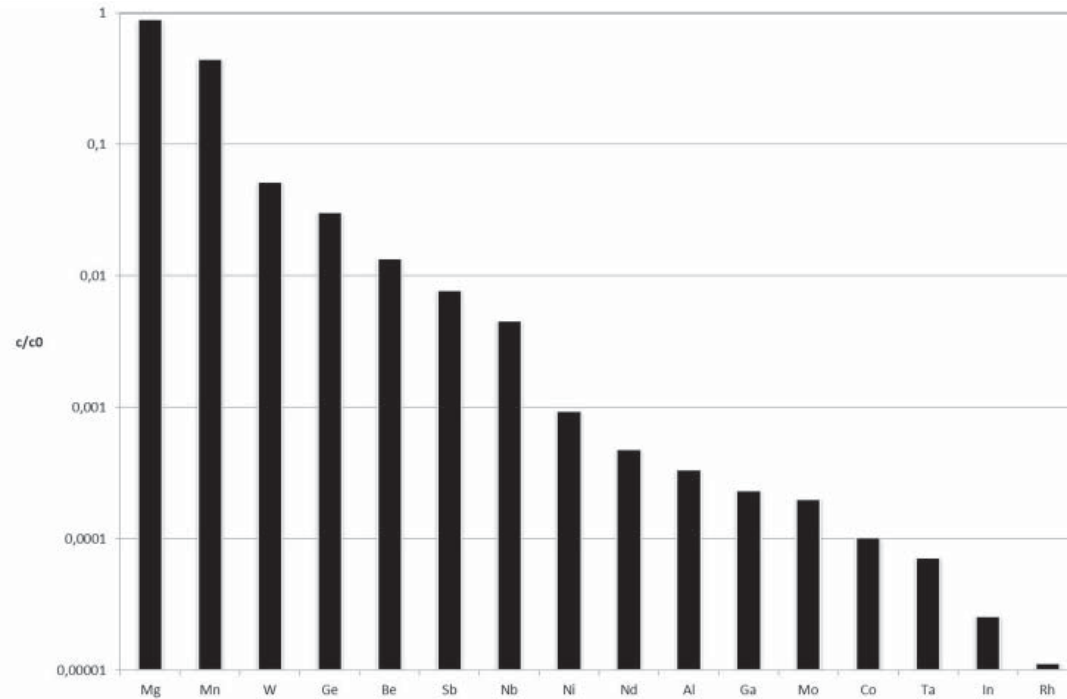


Abb. 1: relative Konzentrationsabnahme in der Lösung nach 24 h Reaktion mit Eisengranalien.

Ein weiterer Faktor bei der Interpretation der Ergebnisse ist die Variation des pH-Wertes aufgrund der unterschiedlichen eingesetzten Metallsalze. Daher wird in weiteren Versuchen mit ausgewählten Elementen der pH-Wert entsprechend eingestellt werden, so dass sein Einfluss auf den Wirkungsgrad bestimmt werden kann und letztendlich bei der technischen Anwendung des Verfahrens entsprechende Reagenzien hinzugefügt werden können.

Ein Problem bei ersten Versuchen im Labor stellte die geringe Wasserlöslichkeit der verwendeten Ge-, Nb-, Be-, Ta- und Wolframsalze dar, so dass für weitere Versuche andere Verbindungen gewählt werden. Dieses Problem entfällt jedoch im Hinblick auf die Behandlung realer Abwässer, da die rückzugewinnenden Metalle dort bereits in gelöster Form vorliegen. Zudem zeigte sich, dass sich die löslichen Anteile der genannten Metalle gut rückgewinnen lassen.

Der Abrieb der Eisengranalien betrug für die Versuche mit In, Nd, Mo, Be und Mg rund 0,3 M.-%, für Sb und Ga rund 0,4 %, für Co, Ta, Nb, Ge und Rh rund 0,5 M.-%, für W sogar 0,6 %. Daraus ergeben sich zu erwartende Konzentrationen der kritischen Metalle von 1 - 1,7 M.-%. Vergleicht man diese Werte beispielsweise mit den In-Gehalten in natürlichen Erzen, insbesondere im Sphalerit (ZnS) (Cook et al. 2011), so sind die im Projekt erzeugten Konzentrate als überdurchschnittlich reich einzustufen. Im Falle der Versuche mit In, Nd, Sb, Nb, Rh, Ta und Be sind rund ein Drittel des Schlammes feiner als 2 μm , im Falle von Ge, Ga, Al, Co, Mg, Mo und W ein deutlich geringerer Anteil. Entsprechend dem hohen und stark schwankenden Anteil von Partikeln < 2 μm wurden unterschiedlich lange Filtrationszeiten von einigen Minuten bis hin zu mehreren Stunden beobachtet. Im Hinblick auf die Anwendung stellt die geringe Korngröße metallführender Partikel eine technische Herausforderung dar, der entweder durch eine mehrstufige Filtration, durch hohe Filtrationsdrücke oder durch die Zugabe von Flockungshilfsmitteln begegnet werden könnte.

In späteren Versuchen werden Wechselwirkungen zwischen unterschiedlichen Elementen untersucht und schließlich auch reale Industrieabwässer ausgewählter Betriebe, welche kritische Metalle verarbeiten, einer Behandlung unterzogen. Aufbauend auf diesen Laborversuchen wird eine Technikumsanlage errichtet, bei der die Eisengranalien in einer Reaktorkaskade fluidisiert werden, sodass ein Fließbett entsteht. Dadurch können die Reaktionskinetik beschleunigt, der Durchsatz erhöht und realistische Versuchsbedingungen erreicht werden.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Das in der Altlastensanierung gegenwärtig in einer Pilotanlage erfolgreich für die Entfernung von Chromat erprobte ferroDECONT-Verfahren lässt sich grundsätzlich auch für die Rückgewinnung kritischer Metalle aus dem Abwasser anwenden. Erste Ergebnisse sind für sämtliche untersuchte Metalle mit Ausnahme von Magnesium und Mangan vielversprechend. Bei der Berücksichtigung technologischer und rohstoffwirtschaftlicher Aspekte erscheint insbesondere die Rückgewinnung der PGE, der SEE sowie der Technologiemetalle Ta, Ga und Nb, aber auch der klassischen Stahlveredler Mo, Ni und Co vielversprechend.

Die genannten Elemente treten z.B. in den Abwässern von Katalysatorherstellern (PGE), Schleifmittelproduzenten (SEE), Erzeugern von GaAs-Solarzellen (Ga), Stahlwerken (Mo), Leiterplattenherstellern (Ni) und der Textilindustrie (Co) (Crain & Essling, 1997) auf. Diese Bandbreite an Industriezweigen verbunden mit der zunehmenden Bedeutung des Recyclings und der durch politische Instabilität und den steigenden Eigenbedarf der Förderländer bedrohten Versorgungssicherheit verdeutlichen das Potential dieses Verfahrens. Zudem ist zu beachten, dass viele kritische Metalle, insbesondere die SEE, bisher nicht im Fokus der Abwasserbehandlung standen, da diese in den üblichen Konzentrationen keine negativen Umweltauswirkungen haben, so dass keine Grenzwerte für die Einleitung in Kläranlagen und Gewässer existieren. Somit gibt es auch keine standardmäßig eingesetzten Technologien für deren Rückgewinnung aus Abwässern, was den Innovationsgrad des Verfahrens aufzeigt.

Weitergehende Untersuchungen werden sowohl die Mechanismen der Rückgewinnung auf einer grundlegenden Ebene besser verständlich machen und die Wechselwirkung verschiedener Metalle eruieren als auch die verfahrenstechnischen Parameter im Hinblick auf eine effiziente Anwendung optimieren. Somit wird das Projekt „RECOMET – Recovery of Metals“ die Grundlagen legen, um mittelfristig die Recyclingquoten kritischer Metalle zu erhöhen und die Versorgungssicherheit der österreichischen Wirtschaft insgesamt, insbesondere jedoch von Hochtechnologieunternehmen, zu gewährleisten.

LITERATUR

- Armstrong, C. & Wood, S. (2012) *Journal of Colloid and Interface Science*, 387(1), 228-233.
- Calabrò, P., Moraci, N. & Suraci, P. (2012) *Journal of Hazardous Materials*, 207-208, 111-116.
- Cook, N., Ciobanu, C., Williams, T. (2011) *Hydrometallurgy*. 108, 226-228.
- Crain, J. & Essling, A.K.J. (1997) Determination of labile copper, cobalt, and chromium in textile mill wastewater. Argonne National Lab.
- Enders, R. (1996) Untersuchung und Modellierung der Antimonentfernung aus wässrigen Lösungen durch Fällung, Mitfällung und Adsorption. Berlin: Technische Universität Berlin.
- Europäische Union (2010) Defining Critical Raw Materials
- FFG (2012) Definiton: Kritische Rohstoffe und potentiell kritische Rohstoffe in Bezug auf Österreich.
- Gustafsson, J. (2003) *Chemical Geology*, 200(1-2), 105-115.
- Koleini, S., Mehrpouya, H., Saberyan, K. & Abdolahi, M. (2010) *Minerals Engineering*, 23(1), 51-53.
- Kishimoto, N. & Iwano, S. Y. (2011) *Water, Air & Soil Pollution*, 221(1-4), 183-189.
- Novikov, A. K. V. & Egorova, L. (1977) *Radiokhimiya*, 19, 160-165.
- Manceau, A. & Gates, W., 2013. *Clay Minerals*, 48, 481-489.
- Morrison, S., Metzler, D. & Dwyer, B. (2002). *Journal of Contaminant Hydrology*, 56(1-2), 99-116.
- Müller, P., Lorber, K.E., Mischitz, R. & Weiß, C. (2014) *Science of the Total Environment*, 485-486, 748-754.
- Olveira, L. et al. (2008). *Applied Catalysis B: Environmental*, 83(3-4), 169-176.
- Pokrovsky, O., Prokrovski, G., Schott, J. & Galy, A. (2006) *Geochemica et Cosmoquimica Acta*, 70(13), 3325-3341.
- Üzüm, Ç. et al. (2008). *Chemical Engineering Journal*, 144(2), 213-220.

Elektrodynamische Fragmentierung – Innovatives Verbundmaterial-Recycling

F. Gehring, B. Niblick, C.P. Brandstetter, R. Graf, J.P. Lindner & S. Albrecht
Fraunhofer Institut für Bauphysik, Abteilung Ganzheitliche Bilanzierung, Stuttgart, Deutschland

V. Thome & S. Seifert
Fraunhofer Institut für Bauphysik, Abteilung Beton, Valley, Deutschland

KURZFASSUNG: Abfälle fallen häufig als schwer trennbare Verbundmaterialien an und können basierend auf ihrer heterogenen Zusammensetzung nur teilweise recycelt werden. Diese Entwicklung setzt sich aufgrund der steigenden Vielfalt und der immer komplexer werdenden Produkte fort. Konventionelle mechanische Verfahren können diese anfallenden Abfallgüter nicht sortenrein auftrennen wodurch eine weitergehende Rückführung schwierig ist. Die elektrodynamische Fragmentierung trennt komplex agglomerierte Verbindungen an den Phasengrenzen auf und macht sie so zugänglich für weitere Sortierschritte. Ob es aus ökologischer Sicht jedoch sinnvoll ist, Stoffe aufwendig für eine Rückführung oder Substitution aufzubereiten ist nicht eindeutig wodurch es einer näheren Untersuchung bedarf. Eine Methode ist die nach ISO 14040 und 14044 standardisierte und anerkannte Ökobilanz die herangezogen wird um die Umweltwirkungen verschiedener Produktsysteme und Technologien zu erfassen. Ziel der Methode ist es, die ökologischen Wirkungen zu quantifizieren, um Entwicklung hinsichtlich ihres Wirkens auf Mensch und Umwelt bewerten zu können.

1 EINLEITUNG

Abfall, in Form von schwer trennbarem Verbundmaterial, fällt in vielen Industriebranchen bereits vor Ort in großen Mengen an oder wird durch energetische Verwertungsmethoden teilweise unzugänglich gemacht. Diese Mengenströme können aufgrund ihres Verbundcharakters und ihrer heterogenen Zusammensetzung nur teilweise rezykliert werden. Ein Großteil des Stromes wird beseitigt. In der Verbundmatrix sind jedoch Wertstoffe gebunden, die, sofern sortenrein abgetrennt, ohne Probleme dem Recycling zugeführt werden könnten. Ein erhebliches Recyclingpotenzial bleibt also ungenutzt. Eine große Herausforderung der Abfallpolitik ist es daher, das Recycling von anfallenden Verbundmaterialien zu fördern. Um dieses Potenzial zu steigern, müssen Störstoffe von den Wertstoffen effizient abgetrennt werden. Konventionelle Verfahren, wie das Zerkleinern mit einem Backenbrecher, der z.B. für Altbeton eingesetzt wird, brechen das Material in kleine Stücke, wobei eine Trennung an den Phasengrenzen zwischen den unterschiedlichen Stoffen allerdings ausbleibt. Derzeit gibt es noch kein Verfahren, das die Trennung in die einzelnen Materialien im industriellen Maßstab durchführen kann. Ein innovatives Verfahren ist die elektrodynamische Fragmentierung. Sie löst die komplexen Verbindungen zwischen den unterschiedlichen Rohstoffen eines Materialverbunds, die vielschichtig agglomeriert und fein verteilt sein können. Die einzelnen Rohstoffe werden dadurch voneinander getrennt und zugänglich für sich anschließende Sortierschritte gemacht.

2 METHODENBESCHREIBUNG

In verschiedenen Projekten wird das ökologische Potenzial der elektrodynamischen Fragmentierung von unterschiedlichen Verbundmaterialien anhand einer ISO-Norm standardisierten Ökobilanzstudie (LCA) untersucht. Einleitend wird in Kapitel 2.1 die Funktionsweise der elektrodynamischen Fragmentierung erläutert, in Kapitel 2.2 werden die Einsatzgebiete der elektrodynamischen Fragmentierung anhand von Projekten vorgestellt und im abschließenden Kapitel 2.3 wird auf die Methode der Ökobilanz eingegangen.

2.1 Die Funktionsweise der elektrodynamischen Fragmentierung

Das Verfahren der elektrodynamischen Fragmentierung beruht auf dem Prinzip, dass elektrische Energie in Form eines Blitzes den Weg des geringsten Widerstands wählt und daher bei ultrakurzen, elektrischen Unterwasserentladungen nicht durch das Wasser, sondern bevorzugt durch einen darin liegenden Festkörper entlang der Phasengrenze zwischen den einzelnen Feststoffkomponenten verläuft. Das Material wird durch die resultierenden unterschiedlich starken Zugkräfte an den Phasengrenzen selektiv getrennt. Die Grundlage der elektrodynamischen Fragmentierung lieferte die Universität Tomsk bereits in den vierziger Jahren im letzten Jahrhundert (Sjomkin 1995). Abbildung 1 zeigt ein Material das zwischen zwei Elektroden, umschlossen von Wasser liegt und aufgetrennt wird.

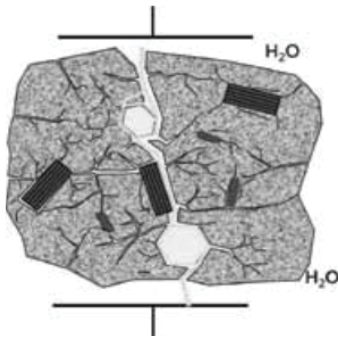


Abb. 1: Material das mittels der elektrodynamischen Fragmentierung aufgetrennt wird (Thome 2013).

2.2 Projektbezogene Anwendung der elektrodynamischen Fragmentierung

In dem vom Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderten Projekt ELDYNTON wird versucht den anfallenden Altbeton so aufzubereiten, dass er wieder dem Herstellungsprozess des Betons teilweise rückgeführt werden kann. Zudem sollen andere Einsatzgebiete der fragmentierten Materialien untersucht werden.

In dem Fraunhofer internen Projekt Molecular Sorting liegt das Augenmerk auf der Zerlegung von Schlacke aus Müllverbrennungsanlagen (MVA-Schlacke). Aufgrund der überwiegend sortenreinen Auftrennung der einzelnen Materialien können diese höherwertig wiedergewonnen werden. Ein besonderes Interesse liegt hierbei auf der Rückgewinnung der in der Schlacke verbundenen Eisen- und Nichteisen-Metalle.

In dem von der Gips-Schule geförderten Projekt Elektroschrottreycling wird versucht ökonomisch hochwertige Stoffe wie Gold, Silber sowie Seltene Erden rückzugewinnen. In den ersten Versuchen soll die Machbarkeit überprüft werden. Parallel werden die Inhaltstoffe analysiert und ökologische Potenziale anhand derer Umweltwirkungen aufgrund der Primärbereitstellung ermittelt.

2.3 Die Methode der Ökobilanz

Die Aspekte der Nachhaltigkeit gewinnen in unserer Gesellschaft immer mehr an Bedeutung. Eine Methode zur Erfassung verschiedener Umwelteinflüsse von Waren, Dienstleistungen und Prozessen ist die Ökobilanz: eine wissenschaftliche Methode, die durch internationale Normen (ISO 14040 und 14044) standardisiert ist. (DIN EN ISO 14040 2009, DIN EN ISO 14044 2006). Ökobilanzen zeigen eventuell vorhandene Verbesserungsmöglichkeiten in Bezug auf die Umwelteigenschaften von Produkten in verschiedenen Phasen deren Lebensweges auf. Sie können dadurch als Entscheidungshilfe in Industrie sowie Regierungs- und Nichtregierungsorganisationen dienen und darüber hinaus als Marketingmittel eingesetzt werden.

Eine Ökobilanzstudie umfasst, wie in Abbildung 2 dargestellt vier iterative Phasen. Eingeleitet wird sie von der Festlegung des Ziel und des Untersuchungsrahmens, gefolgt von der Sachbilanz, der Wirkungsabschätzung und der Auswertung der Ergebnisse (DIN EN ISO 14040 2009).

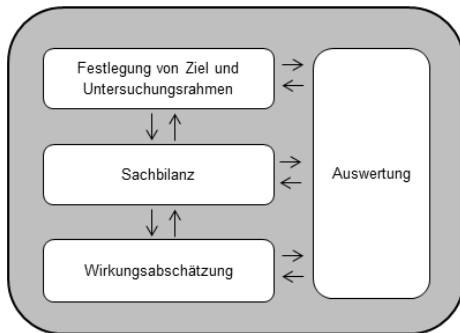


Abb. 2: Die vier iterativen Phasen einer Ökobilanz nach (DIN EN ISO 14040 2009).

Die Basis jeder Ökobilanz ist ein eindeutig festgelegtes und auf die beabsichtigte Anwendung abgestimmtes Ziel und ein entsprechender Untersuchungsrahmen. Der Untersuchungsrahmen kann aufgrund des iterativen Vorgehens bei der Ökobilanz während der Studie angepasst und konkretisiert werden. Ohne eine klare Festlegung dieses Rahmens verliert die Ökobilanz jeglichen Anspruch auf einen normgerechten Charakter (Klöpffer 2009).

Bei der Datensammlung sowie bei der Quantifizierung der In- und Outputs (Massen- und Energieströme) des betrachteten Systems werden unter dem Begriff der Sachbilanz zusammengefasst. Diese Daten stellen die Grundlage zur Erfassung der Umweltlasten des in der Ökobilanz untersuchten Produkts bzw. Produktsystems dar.

Die nachfolgende Wirkungsabschätzung dient zur Ermittlung der potenziellen Auswirkungen des untersuchten Produkts bzw. Produktsystems auf die Umwelt. Im ersten Schritt der Wirkungsabschätzung werden Wirkungskategorien und -indikatoren ausgewählt, die die Umweltwirkung des Untersuchungsobjekts in geeigneter Weise quantifizieren können. Weithin anerkannte und häufig gewählte Wirkungskategorien sind das Treibhauspotential (GWP), das Versauerungspotential und das Eutrophierungspotential

Die in der Zielfestlegung zu Beginn der Ökobilanz definierten Fragen werden in der Interpretation im Idealfall beantwortet. Um dies zu ermöglichen, werden die Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung gemeinsam betrachtet. Die Umweltbelastungen durch den produktbezogenen Gesamtprozess und ihre Auswirkungen werden zusammenfassend bewertet, wodurch eine ökologische Optimierung möglich wird. Optimierungsmöglichkeiten werden in Form von Schlussfolgerungen und Empfehlungen dargelegt (DIN EN ISO 14040 2009).

3 PROJEKT ELDYNTON

Die Methode des ELDYNTON-Ansatzes wird in dem Kapitel 3.1 und die sich daraus bildenden Ergebnisse in Kapitel 3.2 vorgestellt.

3.1 Projektbeschreibung

Das Projekt ELDYNTON wird vom Bundesministerium für Bildung und Forschung gefördert und soll das Altbetonrecycling revolutionieren. Ein Ziel ist es, das Recycling zu maximieren. Die einzelnen Fraktionen sollen möglichst sortenrein, in einer hohen Qualität rückgewonnen werden, damit sie eventuell der Primärbereitstellung von den Einsatzmaterialien bei der Betonherstellung ersetzt werden können. In Abbildung 3 wird das betrachtete Systemmodell dargestellt.

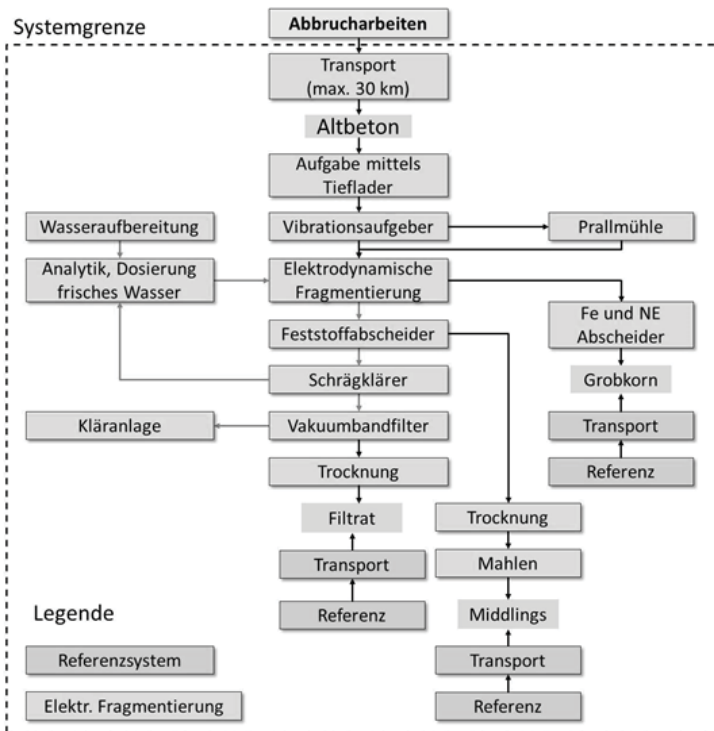


Abb. 3: Darstellung der Systemgrenze sowie der Massen- und Energieströme.

Der bei der Abbruchstelle anfallende Altbeton wird mittels Lastkraftfahrzeuge zur Recyclinganlage transportiert und dort mittels eines Tiefladers in den Vibrationsaufgeber aufgeben und in eine grobe Fraktion (≥ 10 cm) und in eine feinere (< 10 cm) aufgeteilt. Die größere Fraktion wird mittels Pralldreher zerkleinert und zusammen mit der kleinen Fraktion der elektrodynamischen Fragmentierung zugeführt. Hier wird der Altbeton durch ultrakurze Blitze an den Phasengrenzen aufgetrennt und die größte Fraktion (> 2 mm), das sogenannte „Grobkorn“ direkt abgetrennt. Das Wasser-Feststoff-Gemisch bestehend aus Middlings, Filtrat und Abwasser wird in den Feststoffabscheider geleitet in der die Middlings (0,5-2 mm) separiert werden. Die kleinste Fraktion, das Filtrat ($< 0,5$ mm), wird in einem Schräglärer durch Flockungsmittel ausgefällt, weiter verdichtet bis es schließlich im Vakuumbandfilter abgeschieden wird. Ein großer Teil des anfallenden Wassers wird im Kreislauf geführt. Um die Konzentrierung von Störstoffen im Wasserkreislauf zu verhindern, wird das bei dem Vakuumbandfilter anfallende Abwasser der Abwasserbehandlung zugeführt.

Grobkorn, Middlings und Filtrat können Primärmaterialien (die s.g. Referenz) substituieren. In dem Projekt werden die 4 Betonarten CEM I und CEM III mit Kies sowie CEM I und CEM III mit Kalksteinsplitt betrachtet. Die speziell hergestellten Betonblöcke werden anschließend elektrodynamisch fragmentiert und in drei Fraktionen getrennt (Grobkorn, Middlings und Filtrat). Die Fraktionen setzen sich aus den Grundsubstanzen des zuvor gemischten Betons zusammen. Die Tabelle 1 zeigt die Zusammensetzung der entstandenen Fraktionen ausgehend von dem eingesetzten Rohmaterial.

Tab. 1: Zusammensetzung der betrachteten Fraktionen und die sich daraus ableitenden Referenzprodukte.

	Massenprozent	CEM I & Kies	CEM III & Kies	CEM I & Kalksteinsplitt	CEM III & Kalksteinsplitt
Grobkorn	55	Kiesersatz	Kiesersatz	Kalksteinsplitt	Kalksteinsplitt
Middlings	40	Kalkstein fein (1-2 mm)	Sand fein (1-2 mm)	Kalkstein fein (1-2 mm)	Sand fein (1-2 mm)
Filtrat	5	Kalksteinmehl (50 %) Sand sehr fein (50 %)	Kalksteinmehl (50 %) Sand sehr fein (50 %)	Kalksteinmehl (90 %) Sand sehr fein (10 %)	Kalksteinmehl (90 %) Sand sehr fein (10 %)

Um zu ermitteln, ob sich aus ökologischer Sichtweise das Recycling via elektrodynamischer Fragmentierung lohnt, muss bestimmt werden, welche Primärmaterialien oder welche Produkte die Fraktionen Grobkorn, Middlings und Filtrat ersetzen können. In dem Projekt wurde die Zusammensetzung der einzelnen Fraktionen bestimmt (siehe Tab. 1) und basierend darauf die einzusparenden Primärmaterialien ermittelt. Wird zum Beispiel CEM I & Kies fragmentiert wird angenommen das Kies, Kalkstein, Kalksteinmehl und feiner Sand substituiert werden können.

3.2 Darstellung der Ergebnisse

In Abbildung 4 werden die Umweltwirkungen aller betrachteten Betonarten dargestellt. Die Ergebnisse sind normiert auf das ELDYNTON-Verfahren, so dass dieses in allen Kategorien 100% zeigt und die anderen Szenarien dagegen verglichen werden können. Es werden die Wirkungskategorien Treibhauspotential (GWP), Versauerungspotential (AP), Eutrophierungspotential (EP), anthropogenes abiotisches Ressourcenabbaupotential (AADP) und der fossile Primärenergiebedarf betrachtet.

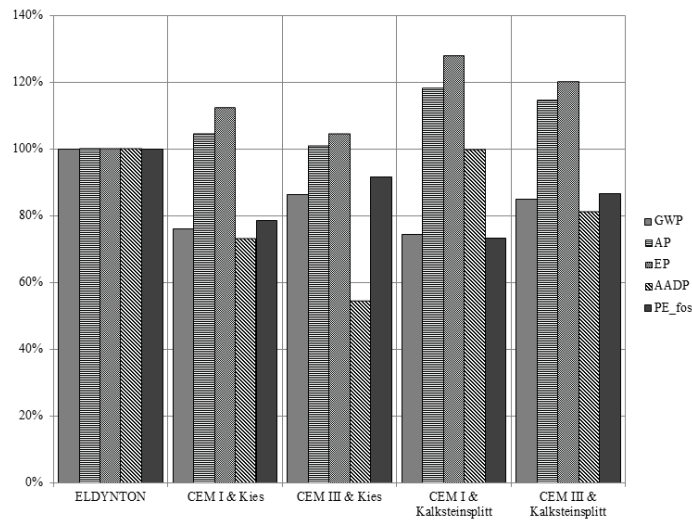


Abb. 4: Darstellung der Umweltwirkungen der einzelnen Szenarien.

Abgesehen vom Versauerungs- und Eutrophierungspotential verursachen die Prozesse der Primärgüter höhere Umweltlasten als das ELDYNTON Verfahren. In den Kategorien Treibhauspotential und dem anthropogenes abiotisches Ressourcenabbaupotential sind die Umweltlasten geringer. Zudem wird weniger fossile Primärenergie benötigt. Der signifikante Anteil an den Lasten des ELDYNTON Verfahren weist die Trocknung der Middlings und des Filtrats, der Strombedarf der elektrodynamischen Fragmentierung sowie der Transport des Altbetons von der Anfallsstelle zum Recyclinghof auf.

In Abbildung 5 wird die Transportdifferenz der Primärmaterialien gegenüber den Substitutionsmaterialien schrittweise erhöht.

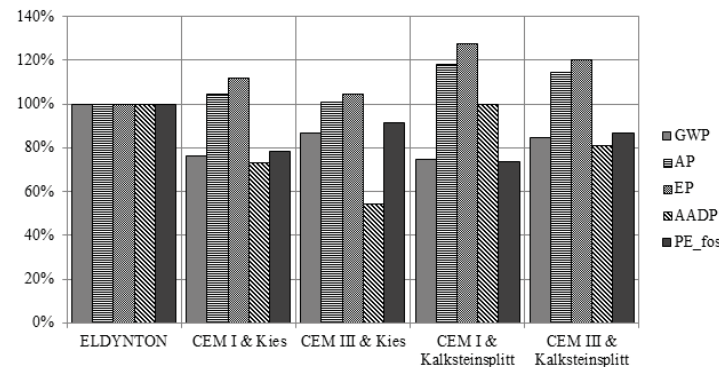


Abb. 5: Schrittweise Erhöhung der Transportdifferenz der Substitutionsprodukte von CEM I & Kies.

Aus der Abbildung 4 lässt sich ableiten, ab welcher Transportdifferenz es sich ökologisch lohnt, das ELDYNTON-Verfahren umzusetzen. Ab einer Distanz von 100 km, in der das Primärmaterial weiter transportiert werden muss als das Sekundärmaterial, lohnt sich das Verfahren in den Kategorien GWP, AP, EP und PE_fos. Die Umweltlasten der Primärbereitstellung der Substitutionsprodukte bleiben in der Kategorie AADP auch nach 150 km niedriger als die des ELDYNTON Prozesses.

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Aufgrund steigender und immer heterogeneren Abfallgütern wird es immer bedeutender innovative Verfahren zum lösen komplexer Verbindungen zu entwickeln. Die elektrodynamische Fragmentierung ist ein Beispiel hierfür. In verschiedenen Projekten werden die ökologischen Auswirkungen der neuen Technologie untersucht. Die einhergehenden Umweltwirkungen des ELDYNTON-Verfahrens sind oftmals höher als die der derzeit primär bereitgestellten Materialien. Zukünftig kann sich jedoch das Blatt wenden, denn aufgrund des hohen Verbrauchs von Primärmaterialien kann es sein, dass zur Gewinnung dieser in naher oder ferner Zukunft immer aufwendigere Methoden zum Einsatz kommen, deren Umweltlasten weitaus höher sind als die der jetzigen primären Erzeugung. Die elektrodynamische Fragmentierung ist technisch auch in großem Maßstab verfügbar und ist vielseitig einsetzbar. Das Potential der zu rückgewinnenden Fraktionen ist im ELDYNTON Projekt zudem sehr gering, da die Primärmaterialien nicht so aufwendig gewonnen werden müssen. Bei Metallen, seltenen Erden oder Gold ist der Herstellungsprozess sehr aufwendig und das damit verbundene Potential höher.

LITERATUR

- DIN EN ISO 14040 (2009) *Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen*. Deutsche Fassung EN ISO 14040:2009-11.
- DIN EN ISO 14044 (2006) *Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen*. Deutsche Fassung EN ISO 14044:2006-10.
- Klöpffer, W. & Grahl B. (2009) *Ökobilanz (LCA) Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf*. Weinheim, Germany: Wiley VCH Verlag GmbH.
- Sjomkin, B. W.; Ussow, A. F. & Kurez, W. I. (1995) *Grundlagen der elektrodynamischen Fragmentierung von Materialien*, Russische Akademie der Wissenschaften Forschungszentrum Kola, Polytechnische Universität Tomsk.
- Thome, V. (2013), *Recycling waste concrete with recycling bolts*, AWE international magazine.

Green Efficiency of Waste Treatment Machines

H. Leitner

Komptech GmbH, Frohnleiten, Österreich

C. Oberwinkler

Komptech Umwelttechnik GmbH, Frohnleiten, Österreich

KURZFASSUNG: Während früher die Investitionskosten in eine Maschine im Vordergrund der Überlegungen von Betreibern von Recyclinganlagen gestanden sind, stehen heute die Betriebskosten in Form von Energie-, Verschleiß- und Personalkosten sowie die Maschinenverfügbarkeit im Fokus der Aufmerksamkeit. Die genannten Kosten werden maßgeblich durch die Verfahrensabläufe innerhalb der Materialaufbereitung, durch die Wartungsstrategie und durch die eingesetzte Maschinenteknik beeinflusst. Im Rahmen der Technologieoffensive „Green Efficiency“ erarbeitet Komptech gemeinsam mit universitären Forschungspartnern neue und innovative Verfahrensansätze und Maschinenteknologien zur Reduktion des Energieverbrauchs und der Abgas- und Lärmemissionen. Dieses Paper stellt verfahrenstechnische und maschinenbauliche Lösungsansätze vor und zeigt Verbesserungspotentiale auf.

1 EINLEITUNG

Angesichts steigender Energie- und Rohstoffpreise und stärkerem Umweltbewusstseins zeigt sich in Europa ein Trend zur ressourcenschonenden Produktion. Innerhalb der Europäischen Union ist dazu ein Fahrplan für ein ressourcenschonendes Europa (KOM (2011) 571) erstellt worden mit dem Ziel, aus weniger mehr zu produzieren und Ressourcen nachhaltig zu nutzen und ihre Umweltauswirkungen zu minimieren. Die Europa 2020 Strategie für ein intelligentes, nachhaltiges und integratives Wachstum (KOM (2010) 2020) legt hinsichtlich Energieeffizienz und erneuerbarer Energien 20-20-20-Klimaschutz-/Energieziele fest: Verringerung der Treibhausgasemissionen um min. 20 %, der Anteil erneuerbarer Energie am Gesamtenergieverbrauch muss auf 20% steigen und die Energieeffizienz muss sich um 20% erhöhen.

Für die Müllaufbereitungsbranche bedeutet diese Entwicklung eine weitere Beschleunigung im Wandel vom Müllbeseitiger zum Rohstofflieferanten. Es müssen Materialaufbereitungsverfahren und -abläufe etabliert werden, die besonders effizient und ressourcenschonend arbeiten. Dies bedeutet in weiterer Konsequenz, dass die Betriebskosten in Form von Energie-, Verschleiß- und Personalkosten sowie die Maschinenverfügbarkeit optimiert werden müssen. Die genannten Kosten werden maßgeblich durch die Verfahrensabläufe (Wellacher 2011) innerhalb der Materialaufbereitung, durch die Wartungsstrategie und durch die eingesetzte Maschinenteknik beeinflusst. Die im Rahmen der Technologieoffensive „Green Efficiency“ von Komptech entwickelten Verfahrensansätze und Maschinenteknologien zur Reduktion des Energieverbrauchs und der Abgas- und Lärmemissionen werden vorgestellt.

2 EINFLUSSGRÖSSEN AUF DIE EFFIZIENZ DES AUFBEREITUNGSPROZESSES

Um höchste Effizienz und Ressourcenschonung zu erreichen muss der Materialaufbereitungsprozess ganzheitlich analysiert und optimiert werden.

Drei wesentlichsten Säulen sind hier zu nennen:

- Analyse und Optimierung des Verfahrensablaufes,
- Condition Monitoring der Maschinenparameter und
- Einsatz effizientester Zerkleinerungs- und Separationstechnik.

2.1 Analyse und Optimierung des Verfahrensablaufes

Jeder Anlagenbetreiber versucht basierend auf seinen Erfahrungen die Aufbereitung zu optimieren. Häufig beschränkt sich die Analyse des Verfahrensablaufes auf die vorhandenen Aufbereitungsaggregate und deren Zusammenspiel.

Die meist verwendeten Inputdaten für die Optimierung sind:

- Energieverbrauch für die Aufbereitung,
- Verschleißkosten pro Betriebsstunde,
- Durchsatz pro Betriebsstunde und
- Service- und Wartungskosten der Anlage.

Basierend auf diesen Inputdaten werden die Betriebskosten analysiert und minimiert. Sekundäre Einflussgrößen wie beispielsweise die Einsatzstunden von Beschickungsmaschinen inklusive Bedienpersonal werden häufig vernachlässigt. „Out of the Box“ Überlegungen zu Änderungen in den einzelnen Aufbereitungsschritten und Stoffströmen kommen häufig zu kurz. Dabei birgt gerade eine Änderung der Abläufe oftmals ein großes Optimierungspotential.

Als Beispiel sollen 40.000 t/a behandeltem Altholz für die Verbrennung auf eine Outputkorngröße von < 120 mm aufbereitet werden. Die Aufbereitungskosten zweier unterschiedlicher Verfahrensabläufen werden verglichen. Als Zerkleinerungsaggregat wurde jeweils ein langsamlaufender Universalholzzerkleinerer CRAMBO 6200 direct eingesetzt, für die Absiebung im Prozess 2 wird ein Sternsieb Multistar Hook verwendet. Die Beschickung der Maschinen erfolgt mittels Umschlagmaschine (Radlader oder Umschlagbagger) und einem Bediener. Als Maschinenkosten wurden typische Werte für variable Kosten der Maschinen in Form von Energieverbrauch, Verschleißkosten, Wartungs- und Reparaturkosten eingesetzt.

Im Prozess 1 wird das Material einstufig mit einem Siebkorb 100 mm auf die gewünschte Outputkorngröße zerkleinert und die Metalle mittels Magneten abgeschieden. Bei Prozess 2 wird das Material mit einer Siebkorbgröße von 250 mm grob vorgebrochen, die Metalle werden mittels Magneten abgeschieden. Anschließend bildet im Rahmen einer Absiebung mittels Sternsieb die Hauptfraktion bereits Fertigmateriale. Der Anteil von Überlängen von ca. 40% wird rückgeführt und neuerlich zerkleinert.

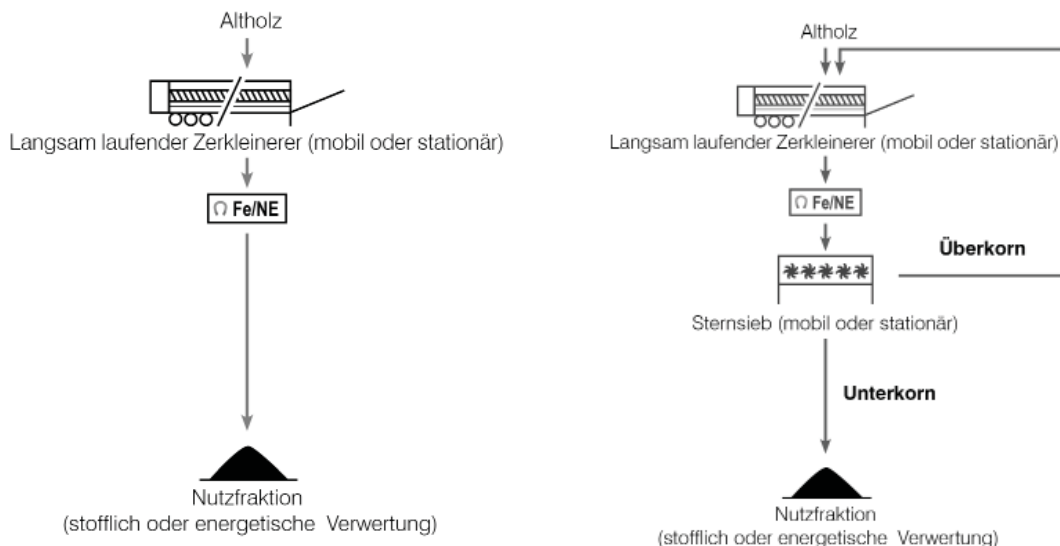


Abb. 1: Einstufige Zerkleinerung von Altholz mit einem Universalholzzerkleinerer CRAMBO 6200 direct vs. Zweistufige Zerkleinerung von Altholz und Absiebung mit einem Sternsieb Multistar Hook.

Tab. 1: Kostenvergleich der Prozesse 1-stufige Zerkleinerung vs. 2-stufige Zerkleinerung mit Absiebung.

	Prozess: 1-stufig (Zerkleinerung)	Prozess: 2-stufig (Zerkleinerung + Siebung)
Zerkleinerung CR.AMBO 6200	Siebkorb 100 mm	Siebkorb 250 mm
Input (t/a)	40.000	40.000
Input gesamt mit Überkornrückführung (t/a)		40.000 + 16.000 = 56.000
Maschinendurchsatz (t/h)	30	65
Spezifischer Dieselverbrauch (l/t)	1,5	0,7
Betriebsstunden Zerkleinerung (h/a)	1.333	862
Variable Kosten Zerkleinerung (€/h)	100	100
Variable Kosten Zerkleinerung (€/a)	133.333	86.154
Betriebsstunden Siebung (h/a)		862
Variable Kosten Siebung (€/h)		15
Variable Kosten Siebung (€/a)		12.923
Summe var. Prozesskosten Zerkl.+Siebung (€/a)	133.333	99.077
Personal (€/h)	35	35
Personal (€/a)	46.667	30.154
Dosierbagger zur Materialmanipulation (€/h)	40	40
Kosten Materialmanipulation (€/a)	53.333	34.462
Gesamtkosten (€/a)	233.333	163.692
		-30% geringere Betriebskosten
		-69.641 €/a
Einsparungen 2-stufiger Prozess:		-21.231 Liter Diesel/a
		-55.200 kg CO ₂ /a

Diskussion der Prozessabläufe: Aufgrund des kleinen Siebkorbs ist der Durchsatz in Prozess 1 mit einstufiger Zerkleinerung mit 30 t/h gering. Der spezifische Treibstoffbedarf ist mit 1,5 l/t hoch, auch der spezifische Verschleiß ist in diesem Prozess sehr hoch. Dazu kommt, dass größere metallische Störstoffe nicht durch den kleinen 100 mm Siebkorb des Zerkleinerers fallen können, weshalb es immer wieder zu Störungen im Prozessablauf kommen kann. Im Prozess 2 sind derlei Störungen nicht vorhanden. Große metallische Störstoffe fallen durch den 250 mm Siebkorb und können durch den eingesetzten Magneten abgeschieden werden. Der Durchsatz des Zerkleinerers erhöht sich durch den größeren Siebkorb signifikant auf 65 t/h, die spezifischen Treibstoffkosten betragen nur mehr 0,7 l/t, die spezifischen Verschleißkosten werden etwa halbiert. Die zusätzlichen Kosten der Absiebung sind im Vergleich zu den Zerkleinerungskosten mit ca. 0,23 €/t untergeordnet. Trotz einer Rückführrate des Überkorns nach der Absiebung von 40 % bzw. 16.000 t/a re-duziert sich aufgrund des höheren Durchsatzes die Einsatzzeit der Anlage zur Aufarbeitung des Inputmaterials von 1.333 h/a auf 862 h/a. Damit reduzieren sich auch die benötigten Arbeits- und Maschinenstunden für die Beschickung. Als Resultat der Prozessumstellung von Prozess 1 auf Prozess 2 ist damit eine Betriebskostenreduktion von -30 % bzw. -69.641,- €/a möglich.

2.2 Condition Monitoring der Maschinenparameter

Das Konzept des Condition Monitoring (Zustandsüberwachung) basiert auf einer regelmäßigen oder permanenten Erfassung des Maschinenzustands durch Messung und Analyse physikalischer Größen, z.B. Volumenströme, Stromstärke, Temperaturen, Schwingungen. Für Betreiber von Abfallaufbereitungsanlagen empfiehlt sich die Onlineaufzeichnung und Analyse der wesentlichen Prozess- und Maschinenparameter, um eine stete Anpassung der Anlage im laufenden Betrieb an die oftmals variierenden Inputmaterialien sicherzustellen.

Als wesentlichste Messparameter können die Volumen- bzw. Massenströme der einzelnen Materialströme und die Energieverbräuche sämtlicher Einzelaggregate der Anlage genannt werden. Aber auch Füllstandmessungen von Materialbunkern sowie Bandgeschwindigkeiten können wesentliche Informationen liefern.

Während bisher hauptsächlich die Aufzeichnung und Analyse von Einzeldaten wie z.B. Durchsatzmessungen mit Hilfe von Bandwaagen in Förderbändern und Wiegeschaufeln bei Radladern für Durchsatzoptimierungen eingesetzt werden, wird die intelligente Verknüpfung von mehreren Messgrößen in Abfallbehandlungsanlagen bisher nur vereinzelt genutzt. Aus der Verknüpfung mehrerer Informationen ergeben sich allerdings völlig neue Optimierungsansätze zur Effizienzsteigerung.

Schematisch soll hier die Verknüpfung der Prozessparameter Stromverbrauch und Volumenstrom eines stationären EBS (Ersatzbrennstoff) Nachzerkleinerers zur Optimierung der Standzeit der Zerkleinerungswerkzeuge gezeigt werden, Abb. 3.

Am Beginn der Werkzeuglebensdauer ist der Durchsatz näherungsweise konstant hoch und der spez. Energieverbrauch des Zerkleinerers niedrig. Nach einer gewissen Anzahl von Betriebsstunden verschleiben die Werkzeuge, der Durchsatz beginnt zu sinken und der spez. Energieverbrauch steigt an. Für eine reine Optimierung hinsichtlich Durchsatz- und Energieverbrauch sollten bereits hier die Werkzeuge neu zugestellt oder gegebenenfalls getauscht werden. Erfolgt hier keine Wartungstätigkeit sinkt im Laufe der folgenden Betriebsstunden der Durchsatz kontinuierlich ab und der spez. Energieverbrauch steigt weiter an. Je nach Werkzeugkosten, Aufwand für den Werkzeugtausch und Energiekosten kann der Betriebsleiter aufgrund der laufenden Istdatenerfassung den richtigen Zeitpunkt für den Werkzeugtausch bzw. Zustellarbeiten dynamisch festlegen und somit die Betriebskosten minimieren. Ein weiterer Vorteil ist die frühzeitige Erkennung von Reparatur- oder Servicebedarf des Nachzerkleinerers sollten sich die Messwerte untypisch verändern. Indem man maximal zulässige Grenzwerte für die erfassten Messdaten definiert kann man auch Warn- oder Abschaltfunktionen (z.B. Notstop) auslösen um Schäden zu vermeiden. Neben einer Effizienz- und Betriebskostenoptimierung kann durch Condition Monitoring somit auch die Verfügbarkeit der Anlage massiv gesteigert werden.

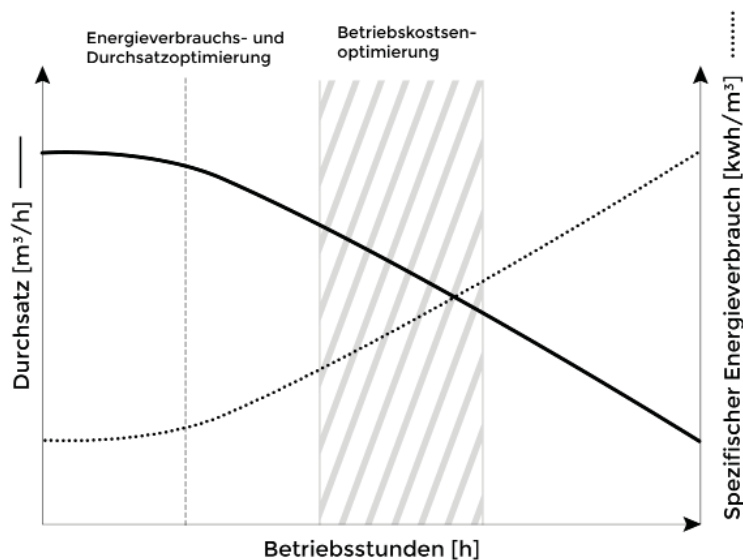


Abb. 2: Verknüpfung der Maschinenparameter Durchsatz und spez. Energieverbrauch eines EBS Nachzerkleinerers.

2.3 Einsatz effizientester Zerkleinerungs- und Separationstechnik

Im Bereich der mobilen Aufbereitungsmaschinen wurden bisher vorwiegend Hydraulikantriebe und traditionelle, einfache mechanische Antriebskonzepte eingesetzt. Hydraulikantriebe bieten eine hohe Flexibilität, sind robust, bieten eine ausgezeichnete Einstellbarkeit an, haben aber aufgrund des geringen Wirkungsgrads einen höheren Energieverbrauch. Einfache mechanische Antriebskonzepte mit Direktantrieb wie sie bisher hauptsächlich eingesetzt wurden bieten eine höhere Energieeffizienz, allerdings sind sie meist einstufig ausgeführt und bieten keine oder nur eine sehr eingeschränkte Funktionalität im Vergleich zur Hydraulik.

Aufgrund der enormen Weiterentwicklung der Antriebs- und Steuerungstechnik stehen heute völlig neue Möglichkeiten für die Elektrifizierung von mobilen Maschinen zur Verfügung. Im Bereich der Direktantriebe kann durch den Einsatz von intelligenten Steuerungen eine Funktionalität analog von Hydraulikantrieben realisiert werden.

Im Folgenden werden zwei unterschiedliche, im Rahmen der Technologieoffensive „Green Efficiency“ erarbeitete, Technologieansätze zur Reduktion der Materialaufbereitungskosten sowie der Reduktion des Energieverbrauchs und der Abgas- und Lärmemissionen vorgestellt.

2.3.1 Elektrifizierung von mobilen Trommelsiebmaschinen

Traditionelle mobile Trommelsiebmaschinen besitzen einen diesel-hydraulischen Antrieb. Ein Dieselmotor betreibt eine oder mehrere Hydraulikpumpen die mittels Hydraulikmotoren sowohl die Siebtrommel als auch alle Nebenaggregate hydraulisch antreiben. Durch die Elektrifizierung des Antriebssystems mittels diesel-elektrischem Antrieb bzw. rein elektrischem Antrieb sind signifikante Energieeinsparungen möglich. Im Falle der mobilen Komptech Trommelsiebmaschinen wird der diesel-hydraulische Antrieb durch einen diesel-elektrischen Antrieb in Form eines Dieselmotors und eines Gleichstromgenerators ersetzt. Sowohl der Antrieb der Siebtrommel als auch alle Nebenaggregate wie Bunkerantriebe, Austrags- und Abwurfförderbänder werden durch Elektromotoren angetrieben. Die Regelbarkeit der Antriebe bleibt durch den Einsatz von Frequenzumrichtern uneingeschränkt erhalten. Lediglich einzelne Stellantriebe (z.B. Förderband einklappen) werden hydraulisch betätigt. Ist eine entsprechende Stromquelle verfügbar ist es auch möglich, die Siebmaschine direkt an das Stromnetz anzuschließen und ohne die Dieselmotor-Generatoreinheit zu betreiben. Dadurch steigt der Wirkungsgrad nochmals signifikant an. Tabelle 2 zeigt den Betriebskostenvergleich von mobilen Trommelsieben mit klassischem diesel-hydraulischen Antrieb (Modell NEMUS 2700) mit neuem diesel-elektrischen und direkt-elektrischem Antrieb (jeweils Modell CRIBUS 2800). Beide Maschinen gehören der gleichen Leistungsklasse mit einer Siebleistung von bis zu 175 m³/h an.

Tab. 2: Betriebskostenvergleich von mobilen hydraulischen zu elektrischen Trommelsieben.

	MUSTANG (diesel-hydraulisch)	CRIBUS 2800 (diesel-elektrisch)	CRIBUS 2800 (Netzbetrieb)
Energieverbrauch	7,0 Liter Diesel	5,0 Liter Diesel	20,0 kWh
Preis/Einheit (€)	1,3	1,3	0,12
Betriebsstunden/a	2.000	2.000	2.000
Kosten (€/a)	18.200	13.000	4.800
Ersparnis in Bezug auf MUSTANG			
diesel-hydraulisch (€/a):		-5.200	-13.400
(Liter Diesel/a)		-4.000	-
CO ₂ (kg/a)		-10.400	-21.760

Tabelle 2 zeigt, dass der diesel-elektrische Antrieb nur ca. 71% der Energiekosten der dieselhydraulischen Maschine verbraucht, im rein elektrischen Netzbetrieb werden nur ca. 22% der Energiekosten einer diesel-hydraulischen Maschine benötigt. Daraus folgt eine Energiekostenreduktion im diesel-elektrischen Antrieb bei 2000 h/a von 5.200,- €/a bzw. im reinen Netzbetrieb von 13.400,- €/a gegenüber der diesel-hydraulischen Maschine bzw. können bis zu 21.760 kg CO₂/a eingespart werden.

2.3.2 Elektrifizierung von mobilen Trommelsiebmaschinen

Zerkleinerer zur Abfallholzaufbereitung unterliegen sehr speziellen Anforderungen im Betrieb. Die Maschinen müssen aufgrund der hohen abrasiven und mechanischen Anforderungen im Zerkleinerungsbereich besonders robust ausgeführt werden. Das Spektrum des Inputmaterials erstreckt sich von kommunalem Grünschnitt, über Altholz, Schwemmh Holz, Rinde bis zu Wurzelstöcken. Zusätzlich finden sich in den Inputmaterialien immer wieder metallische Störstoffe die die Maschine nicht beschädigen dürfen. Für derartige Anwendungen bieten Zweiwellenzerkleinerer mit hydraulischen Antrieben aufgrund der Robustheit, der guten Regelbarkeit und hohen Funktionalität große Vorteile. Beispielsweise können mittels Hydraulik die funktionell sehr wichtigen Reversierfunktionen dargestellt werden. Durch regelmäßiges Reversieren beider oder auch nur einer Walzen wird das Inputmaterial im Trichter immer wieder aufgelockert, Brückenbildungen im Material werden verhindert. Im Falle von metallischen Störstoffen die nicht zerkleinert werden, kann der hydraulische Antrieb aufgrund der Reversierungen Störstoffblockaden erkennen und stellt die Maschine ab. Bisher eingesetzte Direktantriebe für Abfallholzzerkleinerer sind überwiegend einstufig und unregelmäßig ausgeführt. Reversierfunktionen sind nicht oder nur sehr eingeschränkt verfügbar.

Mit dem neuen patentierten mehrstufigen Direktantrieb des CRAMBO direct ist es gelungen, die funktionellen Vorteile des Hydraulikantriebes voll abzubilden und mit der hohen Energieeffizienz des Direktantriebs zu verbinden. Bei CRAMBO Direktantrieb handelt es sich um ein

intelligentes, vollautomatisch schaltendes Getriebe mit zwei Laststufen vorwärts sowie einer Reversierstufe. In Abhängigkeit der Motorlast schaltet das Getriebe in die jeweils optimale Zerkleinerungsstufe bzw. reversiert automatisch. Die Schalzhäufigkeit passt sich intelligent an den Lastzyklus an. Eine spezielle Überlastkupplung schützt den Antriebsstrang effektiv im Falle eines Störstoffes. Verschiedene Zerkleinerungsprogramme mit angepassten Reversierzyklen für unterschiedliche Inputmaterialien sind bereits vorprogrammiert bzw. können vom Bediener spezifisch für seinen Einsatz frei angepasst werden.

Tabelle 3 zeigt einen Vergleich von Durchsatz und spez. Verbrauch der beiden Universalholzzerkleinerer CRAMBO 6000 hydraulisch und CRAMBO 6200 direct. Beide Maschinen weisen die gleiche Zerkleinerungseinheit und die gleiche Motorisierung auf. Als Anwendung wird erneut auf das Beispiel aus Kapitel 2.1, aber mit 80.000 t/a, zurückgegriffen. Während in der Altholzanzwendung der CRAMBO 6000 hydraulisch ca. 65 l/h an Diesel verbraucht, begnügt sich der CRAMBO 6200 direct mit ca. 45 l/h. Zusätzlich liegt der Durchsatz beim CRAMBO 6200 direct um ca. 10% höher. Dies bedeutet für die gezeigte Anwendung eine jährliche Einsparung von ca. 34.500 l/a Dieseltreibstoff bzw. eine Einsparung von ca. 90.000 kg/a CO₂ Ausstoß.

Tab. 3: Betriebskostenvergleich Universalholzzerkleinerer CRAMBO hydraulisch vs. Direktantrieb.

	CRAMBO hydraulisch	CRAMBO Direktantrieb
Input (t/a)	80.000	80.000
Maschinendurchsatz (t/h)	55	60
Betriebsstunden Zerkleinerung (h/a)	1.455	1.333
Variable Kosten Zerkleinerung (€/h)	125	100
Variable Kosten Zerkleinerung (€/a)	181.818	133.333
		-27% geringere Betriebskosten
Einsparungen Direktantrieb:		-48.485 €/a
		-34.545 Liter Diesel/a
		-89.818 kg CO ₂ /a

Zusätzlich wurde für alle CRAMBO Modelle die neuesten Abgasnachbehandlungstechnologien Stufe 4 (Tier 4 final) integriert und der Motorraum lärmdämmend ausgeführt. Die Schalleistung wurde um 4 db reduziert, d.h. eine Halbierung des Lärmpegels erreicht.

3 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Durch eine systematische Analyse und Optimierung der einzelnen Verfahrensschritte des Aufbereitungsprozesses in Kombination mit Condition Monitoring der Maschinenparameter sind bereits erhebliche Effizienzsteigerungen realisierbar. Der Einsatz effizientester Zerkleinerungs- und Separationstechnik bildet einen weiteren wichtigen Schritt zur Realisierung höchster Effizienz des Aufbereitungsprozesses und damit auch zur Erreichung der hohen 20-20-20 Ziele der EU. .

Danksagung: Komptech bedankt sich bei der FFG für die Unterstützung von „Green Efficiency“ im Rahmen des Forschungs-Headquarters: Mobile Machines Effectiveness.

LITERATUR

Europäische Kommission KOM(2011) 571 (Brüssel, 20.9.2011) *Fahrplan für ein ressourcenschonendes Europa*. SEK(2011) 1067. Mitteilung der Kommission an das europäische Parlament, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen

Europäische Kommission KOM(2010) 2020 (Brüssel, 3.3.2010) *EUROPA 2020: Eine Strategie für intelligentes, nachhaltiges und integratives Wachstum*.

Kunter, A. (2014) *Alternative Biomassebrennstoffe*. 4. Mitteleuropäische Biomassekonferenz, 15.-18.1.2014, Graz

Wellacher, M. (2011) *MBT Larnaka, Cyprus – Waste Treatment Technology from Komptech*. Waste-to-Resources 2011 IV International Symposium MBT & MRF, 24.-26.5. 2011, Hannover.

Grünschnitt für die Torrefikation

M. Wellacher & R. Pomberger

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Torrefikation ist ein Prozess zur Erhöhung der Energiedichte von holzigen Biomasse-Brennstoffen. Torrefikationsanlagen sind Stand der Wissenschaft und Forschung, es existiert derzeit noch keine kommerzielle Anwendung. Die Betriebskosten von Torrefikationsanlagen werden wesentlich von den Kosten der Inputmaterialien bestimmt. Übliche Inputmaterialien sind Hackgut aus Stammholz verschiedener Baumarten. Grünschnitt aus der kommunalen Sammlung enthält 20-45 % holzige Bestandteile und wurde bisher noch nicht als Inputmaterial für die Torrefikation untersucht. Der vorliegende Artikel beschreibt die Verwendung von Grünschnitt als Inputmaterial für eine Pilotanlage zur Torrefikation in Frohnleiten, Österreich, mit einer Produktionskapazität von einer Tonne Briketts pro Stunde. Die aus Grünschnitt erzeugten torrefizierten Briketts wurden qualitativ beschrieben und jenen aus Hackgut erzeugten Briketts gegenübergestellt. Ebenso wurden für beide Materialien die spezifischen Inputkosten pro Tonne erzeugtem Brikett berechnet.

1 EINLEITUNG

Torrefikation ist eine milde Form der Pyrolyse von Holz, die bei 250-300 °C unter Ausschluss von Sauerstoff erfolgt. Dabei werden je nach Dauer und Höhe der Temperatureinwirkung unterschiedliche Anteile der flüchtigen Bestandteile in die Gasphase überführt. Das dabei entstehende Torrefikationsgas ist brennbar und setzt sich vor allem aus Wasser und Kohlendioxid sowie einer Vielfalt an organischen Substanzen zusammen (Bergman et al. 2005). Nach der Einwirkzeit wird das Material abgekühlt und der Pyrolyseprozess stoppt.

Dagegen lässt man bei der Herstellung von Holzkohle die Temperatur auf etwa 500 °C ansteigen, bis die gesamten flüchtigen Bestandteile ausgegast sind. Das dabei entstehende Holzgas setzt sich vor allem aus Kohlenmonoxid und Methan zusammen.

Die Vorteile von torrefizierter Biomasse gegenüber unbehandelter Biomasse liegen in einer höheren Energiedichte, einer homogeneren Zusammensetzung und Form, einer besseren Mahlbarkeit und Vorteilen bei der Lagerung. Nachteile stellen der Masseverlust, der Staub und der Zusatzaufwand bei der Produktion dar.

Die Betriebskosten von Torrefikationsanlagen werden wesentlich von den Kosten der Inputmaterialien bestimmt. Häufig wird Hackgut aus Stammholz verschiedener Baumarten dazu verwendet, da es beinahe ausschließlich aus holzigen Bestandteilen besteht. Auch Versuche mit zahlreichen anderen Biomassematerialien fanden statt (Van der Stelt et al. 2011). Der Einsatz von Grünschnitt aus der kommunalen Abfallsammlung wurde noch nicht beschrieben.

Der vorliegende Artikel beschäftigt sich mit der Aufbereitung und Verwendung von Grünschnitt als Inputmaterial in eine Pilotanlage zur Torrefikation mit einer Produktionskapazität von einer Tonne Briketts pro Stunde. Es wurden die Brennstoffqualität von torrefizierten Briketts aus Grünschnitt im Vergleich zu torrefizierten Briketts aus Hackgut untersucht und die jeweils spezifischen Inputkosten für die vorliegende Torrefikationsanlage ermittelt.

Grünschnitt wird üblicherweise in Kompostierungsanlagen und Anlagen zur Herstellung von Biomasse-Brennstoffen aufbereitet. Die Produkte sind einerseits Kompost zur stofflichen und andererseits Schredderholz zur energetischen Verwertung. Die Holzigen Anteile von Grünschnitt liegen abhängig von der Charakteristik des Einzugsgebietes 20-45 %. Während die Verfahrenstechnik zur Kompostierung hinlänglich bekannt ist, ist die Herstellung von Schredderholz als Biomassebrennstoff erst in den letzten Jahren entwickelt worden (Wellacher 2009, 2011a). Schredderholz wird vor allem in Heizwerken und Heizkraftwerken mit einer Brennstoffwärmelieferleistung von > 0,4 MW eingesetzt.

Hackgut und Schredderholz sind genormt in der EN/DIN 14961 (Anonymus 2010) sowie in der ÖNORM C4005 (Anonymus 2013a). Eine entsprechende ISO-Norm befindet sich in Bearbeitung (Anonymus 2013b).

2 MATERIAL UND METHODEN

Der verwendete Grünschnitt stammte aus der kommunalen Sammlung der Gemeindebetriebe Frohnleiten GmbH. Über einen Zeitraum von 6 Monaten wurde ein Lager aus Holzigen und nicht-holzigen Baum- und Strauchschnitt angelegt, aus welchem 200 Tonnen für die Untersuchungen herangezogen wurden, die von Mai bis Oktober 2013 stattfanden.

Das zum Vergleich herangezogene Hackgut stammte von Fichten-Stammholz aus der Region. Das Stammholz wurde etwa 6 Monate luftgetrocknet und dann mit mobilen Hackmaschinen auf < 45 mm gehackt. Es wird unter der Bezeichnung „Hackgut G30 W30“ gehandelt (Anonymus 1998).

Die eingesetzten Materialien sind in der Tab. 1 näher beschrieben.

Tab. 1: Eingesetzte Materialien „Hackgut G30 W30“ und Grünschnitt.

Parameter	Einheit	Hackgut	Grünschnitt
Dichte (zerkleinert)	[kg/m ³]	261	380
Heizwert	[MJ/kg]	14,2	5,7
Energiedichte	[GJ/m ³]	3,7	2,2
Wassergehalt	[%] wb ¹	28	50
Aschegehalt	[%] db ²	0,7	14
Maximale Korngröße	[mm]	50	100

¹wet basis, auf die Feuchtsubstanz bezogen

²dry basis, auf die Trockensubstanz bezogen

- 1) wet basis, auf die Feuchtsubstanz bezogen.
- 2) dry basis, auf die Trockensubstanz bezogen.

Der Grünschnitt wurde zu Schredderholz aufbereitet und in dieser Form in die Torrefikationsanlage eingebracht. Zur Aufbereitung des Grünschnitts wurden Zerkleinerer, Siebe, Steinabscheider und Magnetabscheider der Komptech GmbH, einem österreichischen Hersteller von Maschinen zur Biomasseaufbereitung, verwendet (siehe Tab. 2 und Abb. 1).

Im Zuge der Aufbereitung wurden Unterkorn < 20 mm, Steine sowie magnetische Metallteile als Störstoffe ausgeschleust und an anderer Stelle zu Kompost weiterverarbeitet bzw. deponiert bzw. als Schrott verwertet.

Tab. 2: Verwendete Maschinen der Komptech GmbH zur Aufbereitung von Grünschnitt.

Maschine	Type	Funktion	Beschreibung	Betriebsweise	Motorleistung [kW]
Crambo	5000 Trailer	Zerkleinerer	langsam-laufender Zweiwellenzerkleinerer mit Korbssystem	Diesel	328
Axtor	8012 Trailer	Zerkleinerer	schnell-laufender Einwellenzerkleinerer mit Korbssystem	Diesel	570
Multi star	3-SE	Sieb	Dreifractionen-Sternsieb	Dieselelektrisch	40
Max x		Sieb	Zweifractionen-Trommelsieb	Diesel	62
Magnet		Magnet	Überbandmagnet	Permanentmagnet	-
Stoneflex	3000 E	Steinabscheider	Windsichter zur Trennung von Steinen aus Holz	Dieselelektrisch	26



Abb. 1: Versuchsaufbau zur Grünschnittaufbereitung mit Zerkleinerer, Überbandmagnet und Steinabscheider.

Das hergestellte Schredderholz wurde in die Torrefikationsanlage der Abfallbehandlungs-Logistik Frohnleiten GmbH, Frohnleiten, Österreich, eingebracht (siehe Abb. 2). Die Torrefikationsanlage ist eine Pilotanlage mit einer Produktionskapazität von einer Tonne Briketts pro Stunde. Die eingesetzte ACB-Technologie (Accelerated Carbonized Biomass) stammt von der Andritz AG (Trattner 2014a).

Die Verfahrensschritte der Pilotanlage sind Trocknung, Torrefikation, Zerkleinerung und Brikettierung. Eine Biomassefeuerung sorgt für die Verbrennung des Torrefikationsgases sowie zur Wärmelieferung für Trockner und Torrefikation. Die wesentlichsten Anlagenteile sind in Tab. 3 aufgelistet.

Tab. 3: Anlagenteile der Pilotanlage der Abfallbehandlungs-Logistik Frohnleiten GmbH zur Torrefikation.

Maschine	Hersteller	Type	Beschreibung
Trocknungsanlage	Andritz AG	-	Biomassetrockner
Torrefikationsanlage	Andritz AG	-	Drehtrommelreaktor mit Produktkühlung
Zerkleinerer	Untha shredding technology GmbH	RS 40	langsam-laufender Vierwellenzerkleinerer
Brikettieranlage	C.F. Nielsen A/S	BP 6500	Mechanische Brikettieranlage
Biomassefeuerung	Polytechnik Luft- und Feuerungstechnik GmbH	-	1,5 MW-Biomasse-Rostfeuerung



Abb. 2: Pilotanlage zur Torrefikation der Abfallbehandlungs-Logistik Frohnleiten GmbH mit Reaktorhalle und Abluftkamin, Materiallager (links) und Aufgabebunker (rechts)

Die spezifischen Kosten für die Inputmaterialien für die Pilotanlage wurden auf Grund von Basiswerten für Anlagenparameter berechnet, deren wichtigste in der Tab. 4 genannt sind. Für Grünschnitt wurden weder Kosten noch Erlöse kalkuliert. Mit den angenommenen Inputmengen ergibt sich für die Pilotanlage eine Jahresauslastung von 7.300 Betriebsstunden und eine Produktion von 6.800 Tonnen torrefizierten Briketts pro Jahr.

Tab. 4: Basiswerte für die Kalkulation der spezifischen Kosten der Inputmaterialien Hackgut und Grünschnitt.

Anlagenparameter	Einheit	Basiswerte	
		Hackgut	Grünschnitt
Jahresdurchsatz Input	[t/a]	13.000	56.000
Kosten Einkauf Hackgut	[€/AMM ¹]	120	-
Kosten Einkauf Grünschnitt	[€/t]	-	0
Grünschnitt-Aufbereitung Betriebsstunden	[h/a]	-	1.800
Ausschleusung Störstoffe aus Grünschnitt	[t/a]	-	26.200
Kosten Verwertung/Entsorgung Störstoffe	[€/t]	-	8
Verzinsung Kapital Aufbereitung	[%]	-	2
Abschreibungszeit Aufbereitungsmaschinen	[a]	-	10
Kosten Strom Aufbereitung	[€/kWh]	-	0,15
Kosten Diesel Aufbereitung	[€/l]	-	1,5

1) AMM = Absolut trockene Tonne (oven dry metric ton) mit Rinde geliefert und mit Rinde gemessen und verrechnet.

Als Analysenmethoden wurde folgende Normen eingesetzt: Der Wassergehalt wurde nach EN 14774-2 bestimmt, die Trockensubstanz gemäß EN 14774-1, der Aschegehalt nach EN 14775, der Heizwert gemäß EN 14918 und die Flüchtigen Bestandteile nach EN 15148. Der Torrefikationsgrad wurde aus der Abnahme der Flüchtigen Bestandteile errechnet (Englisch & Rubick 2010).

3 ERGEBNISSE

Mit der vorgestellten Aufbereitungsmethode konnte aus Grünschnitt ein Schredderholz hergestellt werden, das in weiterer Folge auch torrefiziert und danach brikettiert werden konnte (siehe Abb. 3).

Insgesamt betrug die Masseausbeute von Grünschnitt zu Brikett 12 %. Dagegen war die Masseausbeute von Hackgut zu Brikett 51 %. Dieser Unterschied ist auf den verschiedenen Wassergehalt (siehe Tab. 1) und die Ausschleusung von Störstoffen – im Wesentlichen Unterkorn – beim Grünschnitt zurückzuführen. Zusätzlich wird die Massedifferenz von Input zu Output bei Hackgut und Schredderholz durch den Wasserverlust beim Trocknen und das Freiwerden von Torrefikationsgas bei der Torrefikation verursacht.

Die Qualitäten der beiden Arten von torrefizierten Briketts sind in der Tab. 5 dargestellt. Die Werte von Hackgut stammen von mehreren Versuchen an der Pilotanlage und wurden gemittelt (Trattner 2014b).



Abb. 3: Torrefiziertes Brikett Ø 70 mm aus Grünschnitt-Schredderholz.

Die spezifischen Kosten für die beiden Inputmaterialien betragen für Grünschnitt 118 €/pro Tonne torrefizierte Briketts und für Hackgut 153 €/pro Tonne torrefizierte Briketts.

Tab. 5: Werte von torrefizierten Briketts aus Stammholz (Hackgut) und Grünschnitt (Schredderholz) im Vergleich.

Parameter	Einheit	Torrefiziertes Hackgut	Torrefiziertes Schredderholz
Dichte	[kg/m ³]	700	730
Heizwert	[MJ/kg] wb	21	19
Energiedichte	[GJ/m ³]	14,7	13,9
Wassergehalt	[%] wb	3,5	3,7
Aschegehalt	[%] db	0,8	16
Flüchtige Bestandteile	[%] db	70	59
Torrefikationsgrad	[%]	17	14

4 DISKUSSION

Die dargestellte Torrefikationsanlage kann bei voller Auslastung etwa 7.000 Tonnen torrefizierte Briketts pro Jahr produzieren. Wollte man das Inputmaterial komplett mit Grünschnitt abdecken, würde man etwa die achtfache Menge benötigen. Diese Menge kann nur in einem Einzugsgebiet von etwa 1,5 Mio. Einwohnern aufgebracht werden. Angesichts der derzeit angewendeten dezentralen Verwertung von Grünschnitt in zahlreichen kleineren Kompostierungs- und Biomasse-Aufbereitungsanlagen erscheint es unrealistisch, diese große Menge auf die vorliegende Pilotanlage zu zentralisieren.

Der Heizwert der aus Grünschnitt hergestellten Briketts ist mit 19 MJ/kg niedrig verglichen mit aus Hackgut torrefizierten Briketts. Unter Berücksichtigung des hohen Aschegehalts von 16 % ist der Heizwert pro kg organische Trockenmasse mit 22,7 MJ gegenüber 21,1 MJ für mit Hackgut torrefizierte Briketts verhältnismäßig hoch.

Der Aschegehalt der aus Grünschnitt hergestellten torrefizierten Briketts liegt im Bereich der bekannten Aschegehalte von Schredderholz-Biomassebrennstoffen, ist aber deutlich höher als jener aus Hackgut hergestellten torrefizierten Briketts. Es ist anzunehmen, dass dadurch der Verschleiß der Brikettierpresse erhöht wird. Für die energetische Verwertung der torrefizierten Grünschnitt-Briketts in Verbrennungsanlagen muss den Asche-Schmelzparametern und dem Asche-Austrag besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Die spezifischen Kosten für die Inputmaterialien zeigen einen wirtschaftlichen Vorteil bei der Verwendung von Grünschnitt verglichen mit Hackgut. Sensitivitätsanalysen zeigen, dass der Vorteil stark vom Wassergehalt beider Inputmaterialien und der Qualität des Grünschnitts abhängt, z.B. beeinflusst der Gehalt an holzigen Bestandteilen die Ausbeute von torrefizierbarem Schredderholz.

Bei der Versuchsdurchführung wurden vereinzelt Kunststoffteile im Grünschnitt festgestellt, welche aus Fehlwürfen bei der Sammlung stammten. Diese Kunststoffteile können auf Grund ihrer niedrigen Schmelztemperaturen zu Problemen im Bandtrockner führen. Abhilfe würde eine Windsichtung von Kunststoffen aus dem Schredderholz bringen (Wellacher 2011b).

Im vorliegenden Projekt wurden zur Herstellung von Schredderholz aus Grünschnitt die Prozessschritte Zerkleinerung und Siebung mehrfach angewendet, um die Inputanforderungen der Pilotanlage hinsichtlich Korngröße, Feinteilegehalt und Störstoffgehalt zu erfüllen. Korngrößenanalysen zeigen, dass bei entsprechender Technologie die Inputanforderungen auch mit jeweils einfacher Zerkleinerung, Siebung und Windsichtung zur Stein- und Kunststoffabscheidung zu erreichen ist. Abhängig vom Wassergehalt kann auch ein biologischer Trocknungsschritt in Dreiecksmieten in Betracht gezogen werden.

Grünschnitt fällt in Österreich unter das Abfallregime. Ein Produktstatus als Ersatzbrennstoffprodukt aus Holzabfällen kann durch Ausstufung nach Abfallverbrennungsverordnung (Anonymus 2013c) erfolgen. Dazu sind Grenzwerte der Parameter Feinteilegehalt < 8 mm, Aschegehalt und einiger chemischer Parameter beim Ersatzbrennstoffprodukt einzuhalten und nachzuweisen. Als Produkt kommt entweder bereits das Schredderholz oder erst am Prozessende das Brikett in Frage. Im vorliegenden Projekt wurde der Aschegrenzwert von 10 % durch das Grünschnitt-Brikett mit 16 % überschritten. Es wird allerdings davon ausgegangen, dass mit einer entsprechenden Aufbereitungstechnik Feinteile- und Aschegehalt jedenfalls eingehalten werden können.

Ein Markt für torrefizierte Biomassebrennstoffe existiert in Österreich noch nicht. Der international verfolgte Zielmarkt für diesen neuen Brennstoff sind Kohlekraftwerke, die Biomasse mitverbrennen (Bergman et al. 2005, Wild 2014). Dieser Absatzmarkt ist insbesondere für Anlagen mit kleinen Produktionskapazitäten wie jene der vorliegenden Pilotanlage schwer zugänglich. Für diese rücken vermehrt Märkte mit kleineren Feuerungsanlagen bis 150 kW in den Fokus der torrefizierten Brennstoffe. Die dazu nötigen technischen und rechtlichen Rahmenbedingungen müssen erst geschaffen werden.

DANKSAGUNG

Die Arbeit erfolgte mit Unterstützung der Andritz AG, Graz, der Komptech GmbH, Frohnleiten, und der Abfallbehandlung-Logistik Frohnleiten GmbH, Frohnleiten. Alle drei Unternehmen haben ihren Hauptsitz in Österreich.

LITERATUR

- Anonymus (1998) ÖNORM M 7133 *Holzhackgut für energetische Zwecke – Anforderungen und Prüfbestimmungen*. Vienna, Austria: Austrian Standards Institute.
- Anonymus (2010) EN 14961-1 *Feste Biomassebrennstoffe – Brennstoffspezifikationen und -klassen*. Vienna, Austria: Austrian Standards Institute.
- Anonymus (2013a) ÖNORM C 4005 *Holzhackgut und Schredderholz für die energetische Verwertung in Anlagen mit einer Nenn-Wärmeleistung über 500 kW*. Vienna, Austria: Austrian Standards Institute.
- Anonymus (2013b) *ISO/FDIS 17225-1 Solid biofuels – Fuel specifications and classes – Part 1: General requirements*. Geneva, Switzerland: International Organisation for Standardization ISO.
- Anonymus (2013c) *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und des Bundesministers für Wirtschaft, Familie und Jugend über die Verbrennung von Abfällen (Abfallverbrennungsverordnung - AVV) StF. BGBl. II Nr. 389/2002*. Wien, Austria.
- Bergman, P.C.A., Boersma, A.R., Zwart, R.W.R. & Kiel J.H.A. (2005) *Torrefaction for biomass co-firing in existing coal-fired power stations*. Report ECN-C—05-013. Utrecht, The Netherlands: Energy re-search Centre of the Netherlands (ECN).
- Englisch, M. & Rubick, A. (2010) Torrefaction – Fuel of the future or technical and economical mis-take? In: *Depotech 2010 - Abfallwirtschaft, Abfalltechnik, Deponietechnik und Altlasten 03-05.11.2010*. Leoben, Austria: Montanuniversität Leoben, pp. 673-676.
- Trattner, K. (2014a) Andritz Torrefaction Technologies. In: *4. Mitteleuropäische Biomassekonferenz, 15.-18.01.2014*. Graz, Austria: Österreichischer Biomasseverband.
- Trattner, K. (2014b) Andritz Torrefaction Technologies. In: *World Biomass Power Markets 03.02.2014*. Amsterdam, Netherlands: Green Power Conferences.
- Van der Stelt, M.J.C., Gerhauser, H. Kiel J.H.A. & Ptasinski, K.J. (2011) Biomass upgrading by torrefaction for the production of biofuels: A review. In: *Biomass and Bioenergy 35*, pp. 3748-3762.
- Wellacher, M. (2009) Komptech-Technologie zur Aufbereitung von Grünabfällen zur energetischen Nutzung. In: *3. Biomasse-Forum - Energetische und stoffliche Verwertung von Abfallbiomasse, 24.-25.11.2009*. Witzenhausen, Germany: Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH.
- Wellacher, M. (2011a) Technology for processing fuel wood. In: *3. Mitteleuropäische Biomassekonferenz 26.-29.01.2011*. Graz, Austria: Österreichischer Biomasseverband.
- Wellacher, M. (2011b) Störstoffentfrachtung – Möglichkeiten und Grenzen. In: *16. Erfahrungsaustausch für Betreiber von Kompostierungsanlagen und für Sachverständige 10.-11.11.2011*. Krieglach, Austria: Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband.
- Wild, M. (2014) Torrefaction – International overview of developments in this novel technology. In: *4. Mitteleuropäische Biomassekonferenz 15.-18.01.2014*. Graz, Austria: Österreichischer Biomasseverband.

Abfallpressen zur mechanischen Behandlung von Bioabfällen

A. Jank, W. Müller & A. Bockreis

Universität Innsbruck, Institut für Infrastruktur, Arbeitsbereich Umwelttechnik, Innsbruck, Österreich

KURZFASSUNG: Die mechanische Aufbereitung organischer Abfälle für die biologische Verwertung umfasst im Allgemeinen eine Zerkleinerung des Abfalls und eine Abtrennung der Störstoffe. Eine effiziente Abtrennung von Störstoffen aus organischen Abfällen stellt auf Grund des hohen Feuchtigkeitsgehaltes und der Verklebung insbesondere der Kunststoffe mit den restlichen Abfällen eine besondere Herausforderung dar. Eine weitere Schwierigkeit bei der mechanischen Aufbereitung organischer Abfälle sind darin enthaltene verpackte Lebensmittel. Sind diese im Abfall vorhanden, muss die Zerkleinerung des Abfalls vor der Abtrennung der Störstoffe erfolgen, was eine Mitzerkleinerung der Störstoffe bedeutet und eine anschließende Abtrennung weiter erschwert. Eine Möglichkeit organische Abfälle mechanisch aufzubereiten, stellen Abfallpressen dar. Dabei wird unbehandelter Bioabfall bei hohem Druck durch einen perforierten Zylinder gepresst, was eine Trennung in feuchte Bestandteile und trockenen bzw. spröden Bestandteile des Abfalls bewirkt. Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Trenneffizienz einer Abfallpresse (Fa. VM-Press) untersucht und die Zusammensetzung der aufbereiteten Organikfraktion sowie der Störstofffraktion bestimmt.

1 MECHANISCHE BIOABFALLBEHANDLUNG

Bevor organische Abfälle aus der Getrenntsammlung biologisch behandelt werden, erfolgt in der Regel eine mechanische Aufbereitung mit dem Ziel Fehlwürfe auszusortieren, Plastiksäcke und anderes Verpackungsmaterial zu öffnen und zu entfernen, die Partikelgröße für eine verbesserte Bioverfügbarkeit zu verringern und eine Durchmischung der Abfälle zu ermöglichen (Bernstad et al. 2013). Eine ausreichende Abtrennung der Störstoffe ist sowohl im Hinblick auf eine weitere, möglichst störungsfreie, biologische Behandlung als auch zur Sicherstellung einer entsprechenden Kompost- bzw. Gärrestqualität wichtig. Bei einer Vergärung von Bioabfällen können Störstoffe wie Glas oder Stein zu Verschleiß an Anlagenteilen wie Pumpen beitragen, Rohrleitungen verlegen oder zur Ablagerungen im Faulraum und damit zu einer Reduzierung des nutzbaren Reaktorvolumens führen (Kranert et al. 2002). Die in Österreich bzw. Deutschland gesetzlichen Grenzwerte an Störstoffen in Kompost bzw. Gärresten zur landwirtschaftlichen Nutzung sind in Tab. 1 dargestellt.

Die effiziente Abtrennung von Störstoffen aus organischen Abfällen stellt auf Grund des hohen Anteils feuchter Bestandteile in organischen Abfällen eine besondere Herausforderung dar. Speziell aus Bioabfällen lassen sich Störstoffe auf Grund der feuchten und klebrigen Beschaffenheit des Materials schwer entfernen oder es kommt zu Fehlsortierungen bedingt durch Organik, die an Störstoffen haftend mit aussortiert wird und damit für die biologische Behandlung verloren geht. Eine weitere Schwierigkeit bei der mechanischen Aufbereitung organischer Abfälle sind darin enthaltene verpackte Lebensmittel. Sind diese im Abfall vorhanden, muss die Zerkleinerung des Abfalls vor der Abtrennung der Störstoffe erfolgen, was eine Mitzerkleinerung der Störstoffe bedeutet und eine anschließende Abtrennung weiter erschwert. So stößt die vielfach praktizierte mechanische Aufbereitung mittels Siebung, Zerkleinerung (Schredder, Mühlen), Magnetabscheider, fallweise händische Sortierung von Glas und Kunststoff häufig an Grenzen.

Tab. 1: Störstoffgrenzwerte für Kompost bzw. Gärprodukt fest/flüssig zur landwirtschaftlichen Nutzung (Kompost VO 2001; Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. 2014).

Kompost	Parameter	Anwendungsbereich	Grenzwert
	Kunststoffe > 2 mm	Landwirtschaft	0,2 % TM
	Metalle	Landwirtschaft	0,2 % TM
	Glas	Ackerbau, Grünland	0,2 % TM

Gärprodukt fest/flüssig	Qualitätsmerkmal	Qualitätsanforderung
	Fremdstoffe	<ul style="list-style-type: none"> - Maximal 0,5 % TS auslesbare Fremdstoffe über ϕ 2 mm - Maximal 5 % TS Steine < 10 mm - Bei Fremdstoffgehalt < 0,1 % TS: Maximale Flächensumme der ausgelesenen Fremdstoffe 25 cm²/FS

2 ABFALLPRESSEN

Neben der Bioabfallaufbereitung mit Zerkleinerungsaggregaten, Sieben, Magnetabscheidern, etc. stellen Abfallpressen eine für diesen Bereich vergleichsweise neue Technologie dar, organische Abfälle mechanisch aufzubereiten. Eine Zerkleinerung des Abfalls durch Schlagen oder Hämmern entfällt, wodurch auch das Zerschlagen der Störstoffe vermieden wird. Durch den Pressvorgang wird unbehandelter Bioabfall bei hohem Druck durch einen perforierten Zylinder gepresst. Dabei findet eine Trennung des Abfalls in dessen feuchte Bestandteile (leicht verwertbare Organik), welche durch den perforierten Zylinder durchgepresst werden und in grobe Bestandteile (Störstoffe, holziges Material, etc.) statt. Die groben Bestandteile sammeln sich im perforierten Zylinder und werden nach dem Pressvorgang aus der Presse entfernt und getrennt gesammelt. In dieser Arbeit wurde die Eignung einer Abfallpresse der Firma VMPress zur Bioabfallaufbereitung und die Effizienz der Störstoffabtrennung untersucht.

2.1 Versuchsdurchführung

Mit einer Versuchsanlage der Fa. VMPress (siehe Abb. 1) wurde kommunaler Bioabfall aus der Getrenntsammlung behandelt. Dieser wurde in mehreren Durchgängen in den Aufgabetrichter der Anlage gefüllt. Nach der Aufgabe des Abfalls presste der Pressstempel das Material mit einem Druck von ca. 20 bis 30 • MN/m² durch einen perforierten Zylinder. Der Zylinder war am Ende durch eine bewegliche Klappe abgeschlossen. Die feuchten Bestandteile des Abfalls wurden durch die ca. 10 mm großen Löcher des Zylinders gepresst und unterhalb des Zylinders aufgefangen (Pressdurchgang). Nach dem Pressvorgang wurde der Zylinderboden hydraulisch nach oben gefahren, sodass der Pressrückstand, die im Presszylinder verbliebenen Bestandteile des Abfalls, mit Hilfe des Pressstempels hinausgedrückt wurden und diese aufgefangen werden konnten.



Abb. 1: Versuchsabfallpresse.

Um eine Aussage über die Eignung der Abfallpresse für den Bioabfall treffen zu können, wurde die Aufteilung des Bioabfalls in die Fraktion zur biologischen Behandlung und in die Störstofffraktion betrachtet und die Zusammensetzung der beiden Fraktionen untersucht. Zur Bestimmung der Aufteilung des Abfalls in Pressdurchgang bzw. -Rückstand wurden diese nach jedem Pressdurchgang verwogen. Zur Bestimmung der Zusammensetzung der zwei Fraktionen wurden diese getrocknet und im Anschluss bei 10 mm und 2 mm gesiebt. Die Fraktionen > 10 mm und 2-10 mm wurden händisch in Abfallfraktionen (Kunststoff, Glas, etc.) aufgeteilt. Die Fraktion < 2 mm

wurde bei 550 °C im Muffelofen verascht und der darin enthaltene Glasanteil abgeschätzt.

3 ERGEBNISSE

3.1 Verteilung des Bioabfalls in die Pressfraktionen

In Tab. 2 ist die erzielte Verteilung von 4 Pressdurchgängen dargestellt. Der Anteil des Pressdurchgangs an der Gesamtprobe schwankt zwischen 75 % und 93 %. Dementsprechend wurden 7 % bis 25 % des Bioabfalls als Störstoffe abgetrennt.

Tab. 2: Aufteilung des Bioabfalls in Pressdurchgang und Pressrückstand durch den Pressvorgang (Jank et al. 2014).

Bioabfall (g)	Pressdurchgang	Pressrückstand
15.000	93 %	7 %
8.900	75 %	25 %
10.500	88 %	12 %
14.700	90 %	10 %

3.2 Zusammensetzung des Pressfraktionen

Die stoffliche Zusammensetzung des Pressdurchgangs bzw. des Pressrückstands ist in Tab. 3 dargestellt.

Tab. 3: Zusammensetzung von Pressdurchgang und Pressrückstand (Jank et al. 2014)

	Organik	Kunststoff	Kunststofffolien	Glas	Steine	Metall	Papier	Sonstiges
Pressdurchgang	93,7 %	0 %	0,1 %	0,1 %	1,4 %	0 %		4,7 %
Pressrückstand	66,6 %	3,2 %	2,3 %	12,1 %	6,9 %	4,5 %		3,9 %

Die Verteilung der Abfallfraktionen auf Pressdurchgang und Pressrückstand ist in Tab. 4 dargestellt. Organik wurde zu 92 % in den Pressdurchgang überführt. Glas wurde zu 92 % aus dem Pressdurchgang entfernt. Jedoch wurden 33 % der Kunststofffolien und 64 % der Steine im Pressdurchgang wiedergefunden.

Tab. 4: Verteilung von Organik, Kunststoff, Kunststofffolien, Glas, Stein, Metall, Papier und Sonstiges im Pressdurchgang und Pressrückstand (Jank et al. 2014).

	Organik	Kunststoff	Kunststofffolien	Glas	Steine	Metall	Papier	Sonstiges
Pressdurchgang	92 %	0 %	33 %	8 %	64 %	1 %		91 %
Pressrückstand	8 %	100 %	67 %	92 %	36 %	99 %		9 %

3.3 Glas und Kunststofffolien

In Abb. 2 ist die Größenverteilung von Glas und Kunststofffolien im Pressrückstand und Pressdurchgang dargestellt. Von den Kunststofffolien wurden 10 % mit einer Größe von 2-10 mm und 23 % mit einer Größe von > 10 mm in den Pressdurchgang überführt. Im Hinblick auf die Kompostqualität nach der biologischen Behandlung des Pressdurchgangs sind v.a. die Kunststofffolien von 2-10 mm relevant, da Grenzwerte für Kunststoffe im Kompost ab einer Größe von 2 mm eingehalten werden müssen und Störstoffe erst ab einer Größe von ca. 10 mm bei der Endabsiebung des Komposts abgetrennt werden. Folien < 2 mm wurden weder im Pressdurchgang noch im Pressrückstand gefunden. 8 % des Glases im unbehandelten Bioabfall wurden in den Pressdurchgang überführt.

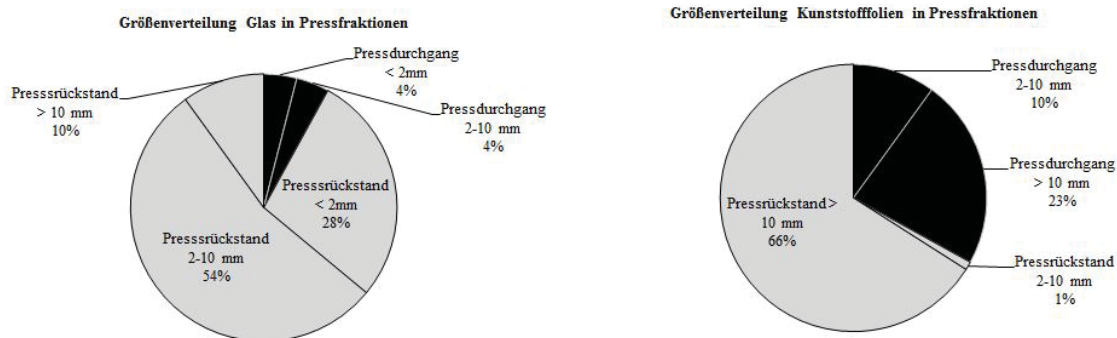


Abb. 2: Größenverteilung der Störstoffe Glas und Kunststofffolien im Pressdurchgang und -rückstand (Jank et al. 2014).

4 DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNG

Bei der Aufbereitung von Bioabfall aus der Getrenntsammlung mit einer Abfallpresse wurden bis zu 93 % des Bioabfalls in die Fraktion zur weiteren biologischen Behandlung überführt und da diese Fraktion aus knapp 94 % Organik bestand, zeigte sich, dass Abfallpressen durchaus geeignet sind, Bioabfälle mechanisch aufzubereiten. Störstoffe wurden durch den Pressvorgang unterschiedlich gut zurückgehalten. So wurden Kunststoffen, Glas und Metall zu mehr als 90 % abgetrennt. Von den Kunststofffolien wurde mehr als eine Drittel in die aufbereitete Organik überführt. Jedoch wurden keine Kunststofffolien < 2 mm in der aufbereiteten Bioabfallfraktion gefunden, was darauf hindeutet, dass die im Abfall enthaltenen Folien durch den Pressvorgang nicht wesentlich zerkleinert wurden. Insgesamt wurden die Folien durch den perforierten Zylinder nicht ausreichend zurückgehalten, sondern durch die Löcher des Zylinders durchgezogen. Dies führte dazu, dass 23 % der im Bioabfall enthaltenen Folienteile mit einer Größe von > 10 mm im aufbereiteten Bioabfall enthalten blieben. Der Vorteil der Bioabfallaufbereitung mit Abfallpressen gegenüber einer Aufbereitung mit Sieben, Abfallschreddern, Magnetabscheidern, etc. liegt darin, dass der Bioabfall für die weitere biologische Behandlung alleine durch den Pressvorgang aufbereitet werden kann. Die Zerkleinerung des Abfalls und die Störstoffabtrennung erfolgt in einem Schritt. Eine saubere Abtrennung von Kunststofffolien wurde mit der getesteten Abfallpresse noch nicht erreicht, jedoch können diese Folien, da sie Großteils in einer Größe von > 10 mm in der aufbereiteten Organik vorliegen, am Ende des biologischen Abbaus abgesiebt werden.

LITERATUR

- Bernstad, A., Malmquist, J., Truedsson C. & la CourJansen, J. (2013) Need for improvements in physical pretreatment of source-separated household food waste. *Waste Management* 33, 746-754.
- Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (2014) Qualitätskriterien und Güterichtlinien (RAL-GZ 245) –Gärprodukt fest/flüssig; www.kompost.de, abgefragt am 05.06.2014.
- Jank A., Müller, W., Schneider, I., Gerke, F. & Bockreis, A. (2014) VM Press: a mechanical pretreatment option for organic waste from source separation. *Waste management* in review process.
- Kranert, M., Graul, S. & Hillebrecht K. (2002) Untersuchungen zur Bestimmung von Mineralgehalten in Bioabfällen und Gärrückständen. *Müll und Abfall*, November 2002, pp. 612-617.
- Verordnung über Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen (Kompost VO), BGBl. II Nr. 292/2001.

Alternative Methoden zur Behandlung von Müllverbrennungsflugaschen

A. Purgar, J. Fellner, J. Lederer & H. Rechberger

Christian Doppler Labor "Anthropogene Ressourcen", Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

D. Blasenbauer & F. Winter

Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Techn. Biowissenschaften, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: In Österreich fallen durch die forcierte thermische Verwertung von Abfällen rund 50.000 Tonnen Rauchgasreinigungsrückstände an, die als gefährlicher Abfall einzustufen sind. Vorwiegend sind dies Flugaschen bzw. Kessel- und Filterstäube. Diese werden derzeit entweder mit Zement verfestigt und auf einer Reststoffdeponie abgelagert oder Untertage deponiert. Alternativ zur gängigen Praxis der Entsorgung dieser Flugaschen werden gegenständig thermische sowie nasschemische Verfahren untersucht die einerseits eine Dekontamination der Flugaschen erlauben und andererseits eine Ressourcennutzung der in den Aschen enthaltenen Materialien ermöglichen. Anhand konkreter Flugaschen werden vier unterschiedliche Typen, resultierend aus verschiedenen Verbrennungsanlagen mit unterschiedlichen Brennstoffeinsätzen, Verbrennungstechnologien und Rauchgasreinigungssystemen, vorgestellt und gleichzeitig relevante Parameter bezüglich ihrer Deponierbarkeit diskutiert. Der Einfluss thermischer und nasschemischer Verfahren auf Eigenschaften von Flugaschen, die bezüglich Deponierung relevant sind, wird mittels Versuchen im Labormaßstab erörtert.

1 EINLEITUNG

Das in Österreich seit 2004 bzw. 2009 bestehende Ablagerungsverbot von unbehandelten Abfällen induzierte einen deutlichen Anstieg der thermisch verwerteten Abfälle. Standen im Jahr 2000 nur drei Müllverbrennungsanlagen MVA mit einer Kapazität von etwa 530.000 t/a zur thermischen Behandlung von Rest- und Gewerbemüll zu Verfügung, so sind mittlerweile 12 Anlagen mit einer Kapazität von über 2.600.000 Tonnen Abfall in Betrieb (BAWP 2011, Linz 2012). Diese Entwicklung führte einerseits zu einer deutlichen Reduktion der schlussendlich zu deponierenden Abfallmassen und der dafür benötigten Deponievolumina; andererseits werden durch die thermische Behandlung und die damit einhergehende Aufkonzentrierung anorganischer Schadstoffe (Salze, Schwermetalle) gefährliche Abfälle generiert. Darunter fallen insbesondere Flugaschen (Kessel- sowie Filterstäube) und im Fall einer nassen Rauchgasreinigung auch Filterkuchen aus der Abwasserreinigung. Insgesamt entstehen in Österreich durch die Rest- und Gewerbemüllverbrennung jährlich rund 50.000 Tonnen an Rauchgasreinigungsrückständen, die nach (AVVO 2003) als gefährlicher Abfall einzustufen sind (BAWP 2011). Hauptverantwortlich dafür sind einerseits erhöhte Schwermetallgesamt- und Eluatgehalte und andererseits die hohe Salzkonzentrationen (Abdampfrückstand). Der überwiegende Anteil der Rauchgasreinigungsrückstände (> 95 %) entfällt auf Flugaschen und Filterstäube. Die in Österreich gängige Praxis ist es, diese als gefährlicher Abfall eingestuften Flugaschen und Filterstäube zur untertägigen Deponierung zu exportieren oder mit Zement zu stabilisieren (Böhmer 2007). Letzteres erlaubt schlussendlich eine Ausstufung nach (FestVO 1997) zur obertägigen Deponierung auf Reststoffdeponien -reglementiert durch (DVO 2008). Nur vereinzelt (z.B. MVA Wels) werden Flugaschen bereits einer weit-ergehenden Behandlung unterzogen, bei welcher durch eine nasschemische Behandlung Salze ausgewaschen und Schwermetallgesamtgehalte bzw. deren Eluierbarkeit reduziert werden, was eine Ausstufung mit anschließender obertägiger Deponierung ohne Zementstabilisierung erlaubt.

Im Rahmen des, an der TU Wien installierten, Christian Doppler Labors für Anthropogene Ressourcen werden aktuell alternative Verfahren zur Behandlung von MVA-Flugaschen und MVA Filterstäuben untersucht. Im Fokus der Arbeiten stehen dabei Methoden, die einerseits eine Res-

sourcennutzung der in den Aschen enthaltenen Materialien (Schwermetalle, mineralische Fraktion) erlauben und die andererseits eine Deponierung der Rückstände auf einer Reststoffdeponie erlauben. Konkret werden dazu nasschemische Verfahren mit unterschiedlichen Eluationsmedien (z.B. saure Waschwässer der ersten Wäscherstufen) und thermische Verfahren (unterhalb des Schmelzpunktes der Aschen) sowie Kombinationen aus nasschemischer und thermischer Behandlung untersucht.

2 MATERIALIEN UND METHODEN

Unter Vernachlässigung der Verbrennung von gefährlichen Abfällen (Verbrennungskapazität < 100.000 t/a), werden in Österreich zur thermischen Verwertung von Abfällen Wirbelschicht(Ws) verbrennungs- und Rostfeuerungsanlagen eingesetzt (Böhmer 2007). Mit einer Ausnahme wird eine mehrstufige nasse Rauchgasreinigung eingesetzt. Zusätzlich kann vor den Gewebefiltern eine zusätzliche trockene Rauchgasreinigung installiert sein. Unter Vernachlässigung von Anlagen mit ausschließlich trockener Rauchgasreinigung und jenen, die die Kessel- und Filtersche getrennt voneinander austragen, können vier Typen von Flugaschen identifiziert werden: Flugaschen vom Typ 1 resultieren aus der Verbrennung von haushaltsähnlichen Abfällen mittels Rostfeuerung. Zum Einsatz kommen neben Gewebefiltern oder elektrostatischen Abscheidern eine nasse Rauchgasreinigung. Flugaschen vom Typ 2 sind ähnlich jenen vom Typ 1 mit einer zusätzlich installierten trockenen Rauchgasreinigung, in Form von Eindüsung von Aktivkocks vor den Gewebe- oder Elektrofiltern. Flugaschen vom Typ 3 resultieren aus Wirbelschichtverbrennungsanlagen. Zur Rauchgasreinigung wird wiederum ein Gewebe- oder Elektrofilter mit anschließender nasser Rauchgaswäsche verwendet. Flugaschen vom Typ 4 resultieren ebenfalls von Wirbelschichtverbrennungsanlagen, wobei eine zusätzlich installierte trockene Rauchgasreinigung Flugaschen produziert, die vergleichbar sind mit jenen des Typs 2.

Über einen Zeitraum von 4 Jahren wurden nahezu täglich Flugascheproben von 6 verschiedenen Verbrennungslinien gesammelt und je Verbrennungsanlage zu Mischproben vereinigt, die monatlich bzw. zweimonatlich nach Vorgaben der DVO (2008) vom Anlagenbetreiber, analysiert wurden. Die 6 untersuchten Verbrennungslinien können den Flugaschetypen 1 bis 3 zugeordnet werden. Aus den gewonnenen und vom Anlagenbetreiber übermittelten Daten werden hier jene Parameter diskutiert, die nach Purgar (2013) entscheidend sind, ob eine Flugasche zur Deponierung ausstufbar ist. Die Parameter von Interesse sind der Gesamtgehalt an Quecksilber, der Gesamtgehalt an wasserlöslichen Bestandteilen (Abdampfrückstand) und der Eluatgehalt an Pb. Des Weiteren wurden auch die Gesamtgehalte an Zink ermittelt, da diese allenfalls für eine Rückgewinnung, analog dem Verfahren von Schlumberger (2013), von wirtschaftlichem Interesse sein könnten. Von einer Verbrennungslinie wurde eine Einzelprobe der Flugasche gezogen, die dem Typ 2 zugeordnet werden kann. Die Einzelprobe wurde in unbehandeltem Zustand auf die oben genannten Parameter untersucht. Je Probe wurden rund 100 Gramm im Labormaßstab einer nasschemischen Behandlung unterzogen und erneut auf die oben genannten Parameter (Gesamtgehalte an Hg und Zn, Abdampfrückstand, sowie Eluatgehalt von Pb) untersucht. Die nasschemische Behandlung besteht aus einer instationären und 5 Minuten andauernden Extraktion in einem unbeheizten Rührreaktor mit anschließender Separation mittels Büchnertrichter und Vakuumpumpe. Als Extraktionsmittel wird einmal Wasser und einmal verdünnte Salzsäure mit einem pH Wert von 1, jeweils im Flüssigkeits Feststoffverhältnis von 10, verwendet. Als Filtermittel kommt ein Papierfilter (Blauband) zum Einsatz. Zusätzlich wurde die Einzelprobe einer thermischen Behandlung im Muffelofen unterzogen, wobei die Temperatur 800°C und die Verweildauer 45 Minuten betrug. Die thermische behandelte Flugasche wurde analog der nasschemisch behandelten Flugascheprobe analysiert.

3 ERGEBNISSE

In Abbildung 1 sind die Ergebnisse der Untersuchung der Mischproben der unbehandelten Flugaschen des Typs 1 bis 3 zusammengefasst. In Abbildung 2 sind die Auswirkungen der unterschiedlichen Behandlungen (saure Wäsche, neutrale Wäsche und thermische Behandlung) von Flugaschen des Typs 2 auf die relevanten Parameter (Abdampfrückstand, Hg und Zn Gesamtgehalt, sowie Pb im Eluat) ersichtlich.

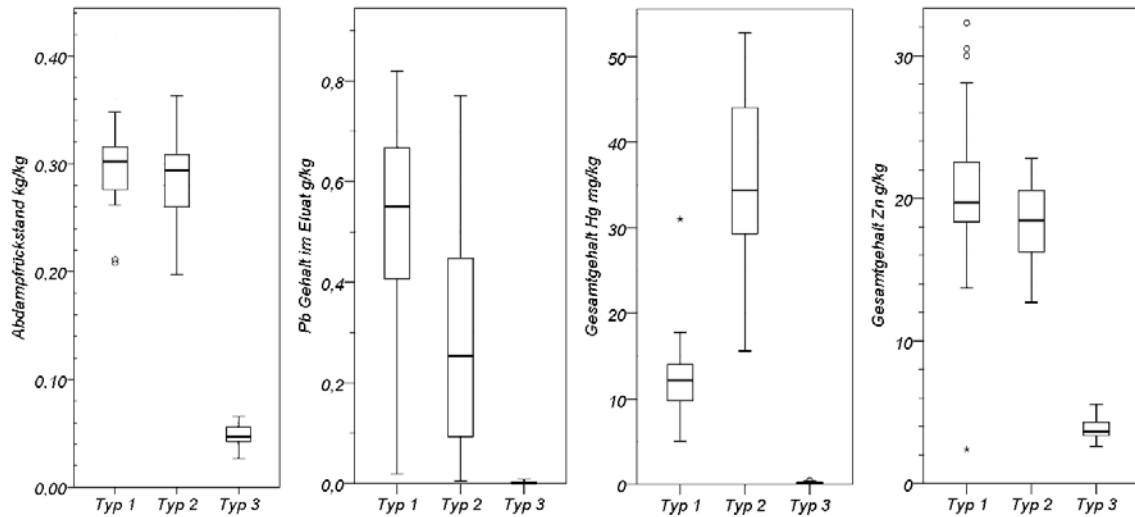


Abb. 1: Minimum, 75% Perzentil, Median, 25% Perzentil, Maximum und ^o/_{*} Ausreißer von mindestens 24 Messungen des Abdampfrückstandes, der Pb – Gehalte im Eluat und der Gesamtgehalte Hg und Zn der Flugaschen vom Typ 1, 2 und 3.

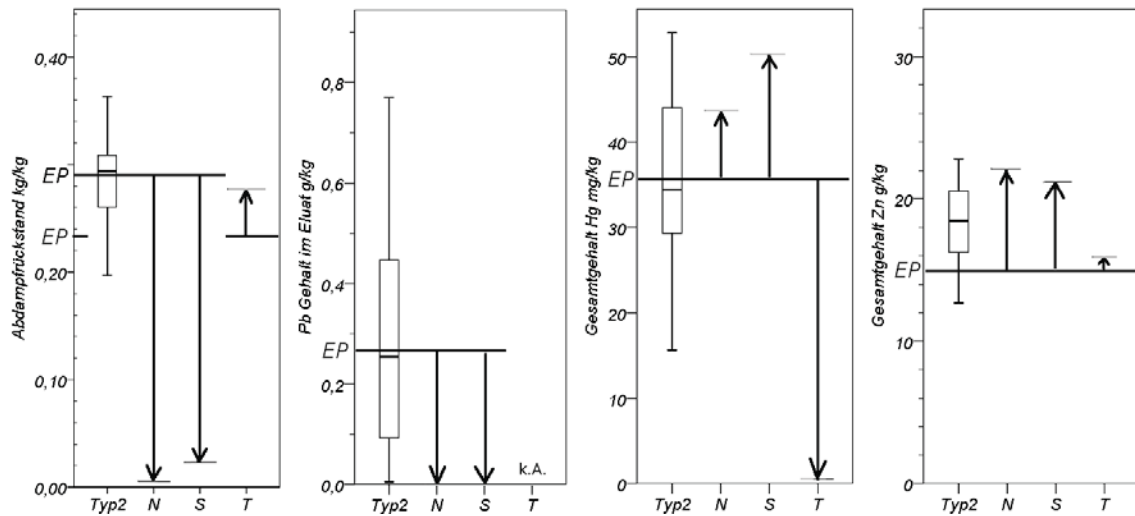


Abb. 2: Auswirkungen der neutralen (N), sauren (S) und thermischen (T) Behandlung auf eine Flugasche Einzelprobe des Typs 2. EP: Analysenergebnis der unbehandelten Einzelprobe als Referenz. Die Pfeilspitzen markieren das Analysenergebnis der behandelten Probe; Typ 2 ist äquivalent zu Typ 2 in Abb.1.

4 DISKUSSION

Im industriellen Maßstab umgesetzte Technologien, als Alternative zur Untertagedeponierung oder Zementstabilisierung, sind thermische Verfahren, separierende Verfahren und chemisch stabilisierende Verfahren (Astrup 2008, IAWG 1997). Für die Reduzierung von den in Purgar (2013) identifizierten kritischen Parameter für die Ausstufung von Flugaschen steht im Rahmen dieser Arbeit ein nasschemisches Verfahren im Fokus, da thermische Verfahren, vor allem über dem Schmelzpunkt der Flugasche, nach IAWG (1997) sehr energieaufwändig und damit kostenintensiv sind.

siv sind. Ziel eines solchen Verfahrens ist eine Reduktion des Abdampfrückstands und eine Neutralisation der alkalischen Bestandteile, die bei einem Eluat nach DVO (2008) für die hohe Auswaschbarkeit amphoterer Metalle, wie Blei oder Zink verantwortlich sind. Dazu wird Wasser oder Waschwasser aus den ersten Wäscherstufen angedacht. Abbildung 1 kann entnommen werden, dass sich die Flugaschen vom Typ 1 und 2 auf Grund ihres hohen Abdampfrückstands und ihres Gehalts an Blei im Eluat nicht ohne eine vorhergehende Behandlung zur Deponierung ausstufen lassen. Die Flugaschen vom Typ 2 weisen zusätzlich einen erhöhten Hg-Gehalt auf, der eine Ausstufung zur Deponierung auf einer Reststoffdeponie ausschließt. Die Flugaschen vom Typ 3 können ohne eine weitere Behandlung ausgestuft und deponiert werden.

Abbildung 2 kann entnommen werden, dass sich durch eine nasschemische Behandlung (sauer sowie neutral), der Abdampfrückstand weit unter den Grenzwert für die Ablagerung auf Reststoffdeponien senken lässt. Auch die Eluatgehalte von Blei lassen sich durch eine nasschemische Behandlung ausreichend reduzieren. Durch die thermische Behandlung bei 800 °C, also unter dem Schmelzpunkt der Flugasche, lässt sich der Parameter Abdampfrückstand nicht positiv beeinflussen. Der Parameter Gesamtgehalt-Hg lässt sich hingegen durch eine thermische Behandlung soweit positiv beeinflussen, dass sich die Behandlungsrückstände auf einer Reststoffdeponie ablagern lassen. Durch die nasschemische Behandlung konnte keine Reduktion des Hg Gesamtgehaltes erreicht werden. Dieser steigt sogar, durch die Reduktion der Trockenmasse (weitgehende Entfernung des Abdampfrückstandes) an. Auch wenn hier auf eine Untersuchung von Flugaschen des Typs 4 verzichtet wurde, kann festgehalten werden, dass sich Hg-Gesamtgehalte mittels nasschemischer Behandlung nicht reduzieren lassen. Durch die oben beschriebenen Behandlungen lässt sich Zink kaum von der Flugasche abtrennen und damit auch nicht rückgewinnen. Dazu wäre jedenfalls der Säuregehalt des Extraktionsmittels zu erhöhen.

DANKSAGUNG

Die vorliegende Arbeit ist Teil eines groß angelegten Forschungsinitiative zu anthropogenen Ressourcen (Christian Doppler Labor für Anthropogene Ressourcen). Die Autoren danken für die finanzielle Unterstützung dieser Forschungsinitiative durch das Bundesministerium für Wissenschaft, Forschung und Wirtschaft und der Nationalstiftung für Forschung, Technologie und Entwicklung.

LITERATUR

- BAWP (2011) *Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2011*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 1010 Wien, Österreich
- Linz (2012) www.linzag.at. LINZ AG für Energie, Telekommunikation, Verkehr und Kommunale Dienste, abgerufen am 23.06.2014.
- AVVO (2003). Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über ein Abfallverzeichnis (AbfallverzeichnisVO) StF: BGBl. II Nr. 570/200, Österreich
- DVO (2008). Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien, StF: BGBl. II Nr. 39/2008, Österreich
- Böhmer S., Kügler I., Stoiber H. und Walter B. (2007) *Abfallverbrennung in Österreich Statusbericht 2006 Umweltbundesamt GmbH, Wien, Österreich*
- Purgar A., Fellner J., Lederer J. and Winter F. (2013). *Effect of Combustion Technology and Waste on Fly Ash properties*. Proceedings, ISWA World Congress, Oktober 2013, Wien, Österreich
- Astrup T. (2008) *Management of APC residues from W-t-E Plants*, Department of Environmental Engineering Technical University of Denmark, ISWA General Secretariat, Kopenhagen, Denmark
- IAWG, Chandler J, T. T. E. J. H. O. H. (1997). *Municipal solid waste incinerator residues*, Studies in environmental science, Volume 67. ELSEVIER. ISBN 978-0-444-82563-6, Amsterdam, Niederlande
- FestVO (1997). Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie über die Festsetzung von gefährlichen Abfällen und Problemstoffen StF: BGBl. II Nr. 227/1997, Österreich
- Schlumberger S. und Bühler J. (2013), *Metallrückgewinnung aus Filterstäuben der thermischen Abfallbehandlung nach dem FLUREC-Verfahren*, Aschen, Schlacken, Stäube Karl J. Thomé-Kozmiensky.
- Boesch M., Vadenbo C., Saner D, Huter C., Hellweg S. (2013) *LCA model f. waste incineration enhanced with new technologies f. metal recovery a. application t. t. case o. Switzerland*, Waste Management

In die Feuerung integrierte Behandlung von Rückständen aus Müllverbrennungsanlagen

R. Koralewska

MARTIN GmbH für Umwelt- und Energietechnik, FuE, München, Deutschland

KURZFASSUNG: In modernen Rostfeuerungsanlagen mit Rückschub-Rost werden in der Feuerung hohe Brennbetttemperaturen bei ausreichender Verweilzeit, effektiver Durchmischung des Brennbettes und ausreichender Luft- bzw. Sauerstoffzuführung sichergestellt. Die im Brennbett auch bei konventionellem Betrieb ablaufenden Sinterungs- und Schmelzprozesse ermöglichen die Einbindung von gemeinsam mit dem Abfall zurückgeführten Rückständen, bei sicherer Zerstörung der Organika. Diese geschlossenen und prozessintegrierten Stoffkreisläufe ermöglichen bei Berücksichtigung physikalisch-chemischer Randbedingungen die signifikante Reduzierung der zu deponierenden Rückstandsmenge bei zusätzlich möglicher Rückgewinnung von Sekundärstoffen wie Metalle und Mineral-Fraktionen.

1 EINLEITUNG

Weltweit hat sich die thermische Abfallbehandlung mit rostfeuerungsbasierten Systemen als die bevorzugte Lösung zur nachhaltigen Behandlung von Abfällen durchgesetzt. Bei der Mineralisierung der Abfälle auf dem Rost sowie der Abgasreinigung fallen je nach angewandter Technologie feste und flüssige Rückstände an (Abb. 1).

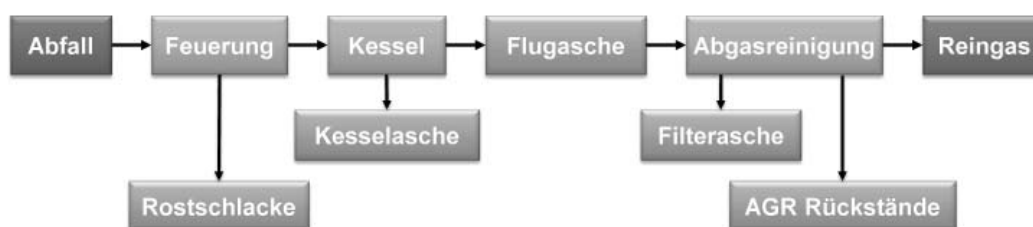


Abb. 1: Rückstände der thermischen Abfallbehandlung.

1.1 Rostschlacken

Bei den festen Rückständen stellt die Rostschlacke mit ca. 200 - 250 kg pro Tonne verbranntem Abfall die größte Fraktion dar. Aufgrund der geringeren Schad- und Störstoffbelastung sowie einem hohen Anteil an rückgewinnbaren Wertstoffen (Fe-, NE-Metalle) ist dabei ein großes Potenzial zur Verwertbarkeit gegeben (Koralewska 2013). Die Qualität der Rostschlacken wird anhand des Gesamtgehalts organischen Kohlenstoffs (TOC) sowie anhand organischer und anorganischer Parameter im Feststoff und Eluat beurteilt. Voraussetzung für einen geringen Gehalt organischer Stoffe im Feststoff und für ein geringes Auslaugpotenzial organischer Stoffe im Elutionstest ist ein möglichst vollständiger Ausbrand der organischen Abfallinhaltsstoffe. Ein geringes Auslaugpotenzial anorganischer Stoffe (Schwermetalle/Salze) im Elutionstest wird durch einen hohen Anteil versinterter Partikel erreicht, da Schwermetalle in die beim Sintervorgang entstehende Glasphase und in die Kristallstruktur beim Abkühlen der Schmelze neu gebildeter Minerale (sog. Speicherminerale, v.a. Spinelle und Silikate wie Pyroxen) stabil eingebaut werden können (Jovanovic 1997).

1.2 Flugaschen

Bei Flugaschen handelt es sich um Partikel im Abgasstrom vor dem Einbringen von Additiven in die Abgasreinigung. Flugaschen, die aus dem Feuerraum ausgetragen werden, bezeichnet man bei Abscheidung im Kessel als Kesselasche und bei Abtrennung in den Filtern als Filterasche (z.B. Elektrofilterasche). Feste Rückstände, die erst nach Zugabe von Additiven anfallen, werden unter dem Begriff Abgasreinigungsrückstände erfasst. Kesselaschen unterscheiden sich von den Filteraschen in der Korngröße, im Phasenbestand und in der chemischen Zusammensetzung (Knorr et al. 1999). Es entstehen pro Tonne verbranntem Abfall ca. 12,5 kg Filterasche als weiß / gelbliche bis graue Stäube. Sie enthalten Schwermetalle (z.B. Cadmium, Blei, Zink) und organische Verbindungen (z.B. PCDD/PCDF).

2 BRENNBETTUNTERSUCHUNGEN AUF DEM RÜCKSCHUB-ROST

In modernen Rostfeuerungsanlagen mit Rückschub-Rost werden in der Feuerung die beiden Kriterien Ausbrand und Eluatqualität der Rostschlacken durch hohe Brennbetttemperaturen bei ausreichender Verweilzeit, effektiver Durchmischung des Brennbettes und ausreichender Luft- bzw. Sauerstoffzuführung sichergestellt. Unter Berücksichtigung der Verwertungs- und Ablagerungsbedingungen für die im Verbrennungsprozess anfallenden Rückstände bieten sich somit technische Möglichkeiten zur nachhaltigen, in die Feuerung integrierten Behandlung dieser Rückstände, die bereits detailliert untersucht und in die Großtechnik umgesetzt wurden.

Im Rahmen von Untersuchungen an Rostfeuerungsanlagen unterschiedlicher Betriebsweise (Koralewska 2013) konnte festgestellt werden, dass eine erhöhte Brennbetttemperatur den organischen Gesamtkohlenstoffgehalt (TOC) und den Glühverlust der Rostschlacke reduziert, sowie die Eluierbarkeit der Schwermetalle und Anionen herabsetzt (Knorr et al. 1999, Gohlke et al. 2003, Bimüller et al. 2006, Spuller & Poeklmann 2004). Das verbesserte Auslaugverhalten der Rostschlacken ist auf verstärkte Schmelz- und Sinterungsvorgänge im Brennbett bei erhöhter Temperatur zurückzuführen, wodurch der Feinkornanteil der Schlacke sowie zurückgeführte Rückstände, die leichter eluierbare Schadstoffgehalte aufweisen, in die Schmelzzonen der größeren Partikel eingebunden werden. Die Schlackequalität ist somit direkt mit dem Anteil glasiger Phasen und mit dem Sintergrad verknüpft (Spiegel & Huber 1996) und hängt von der Temperaturverteilung und der Durchmischung des Abfalls bzw. der Schlacke im Brennbett auf dem Rost ab.

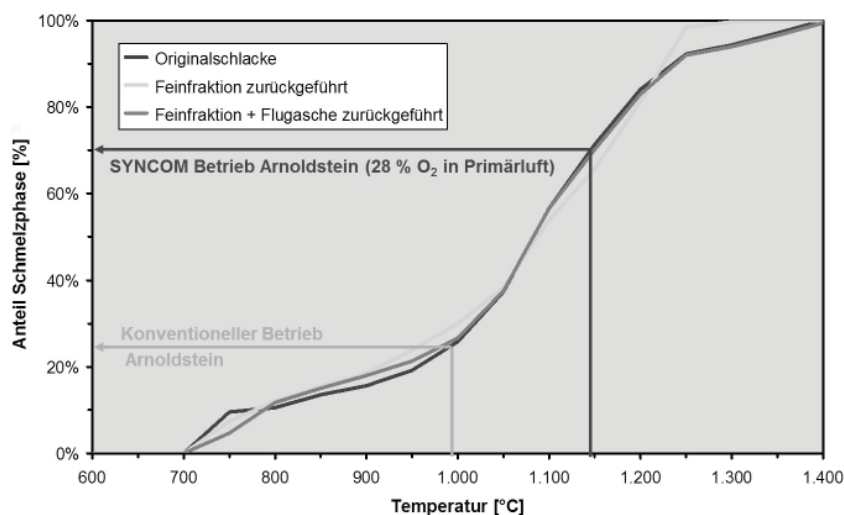


Abb. 2: Sinterungs- / Schmelzverhalten von Rostschlacken (Modellierung (Spuller & Poeklmann 2004, Bale et al. 2002)).

Weitergehende Erkenntnisse über die im Brennbett ablaufenden Schmelz- und Sinterungsprozesse wurden durch umfangreiche Brennbetttemperaturmessungen (Koralewska 2013) sowie Modellierungen (Spuller & Poeklmann 2004, Bale et al. 2002) und aus dem Vergleich der Modellergebnisse mit der mineralogischen Zusammensetzung der Rostschlacken gewonnen. Die

modellierten Schmelzkurven weisen alle denselben Kurvenverlauf auf, der für Rostschlacken als typisch betrachtet werden kann (Abb. 2). Hinsichtlich des modellierten Schmelzverhaltens konnte kein signifikanter Unterschied zwischen den Schlacken aus einem Anlagenbetrieb mit und ohne Rückführung festgestellt werden (Bimüller et al. 2006, Spuller & Poeklmann 2004). Bezeichnend ist, dass durch die Anreicherung der Primärluft mit Sauerstoff (SYNCOM-Verfahren) und den daraus resultierenden Brennbetttemperaturen bereits ein signifikant höherer Anteil an Schmelzphase vorliegt.

3 INTEGRIERTE BEHANDLUNGSVERFAHREN FÜR RÜCKSTÄNDE

3.1 SYNCOM-Plus

Durch die erhöhten Brennbetttemperaturen, bedingt durch die Zugabe von Sauerstoff direkt in die Verbrennungsluft einiger Rostzonen, erfolgt beim SYNCOM-Verfahren (Gohlke et al. 2003, Koralewska 2013) eine verbesserte Sinterung der Rostschlacke bereits in der Primärverbrennung. Die Thermische Behandlungsanlage der Kärntner Restmüllverwertungs GmbH in Arnoldstein (A) wird seit 2004 erfolgreich mit dem SYNCOM-Verfahren betrieben.

Beim SYNCOM-Plus-Verfahren wird dem SYNCOM-Verfahren eine nassmechanische Aufbereitung der Rostschlacke zur Erzeugung eines Granulats nachgeschaltet und der Feianteil sowie der abgetrennte Schlamm zur weitergehenden Versinterung und Zerstörung von Organika der Feuerung erneut zugegeben (Abb. 3). Optional können auch die Kesselasche sowie, nach entsprechender Vorbehandlung (z.B. FLUWA, Kap. 3.3), Filteraschen zurückgeführt werden.

In der TBA Arnoldstein (A) wurde SYNCOM-Plus inklusive einer Kesselascherückführung im Dauerbetrieb untersucht (Koralewska 2013). Bei einer durchschnittlichen Brennbetttemperatur zwischen 1.050 °C - 1.250 °C herrschten ausreichend hohe Temperaturen, um Schlackeschmelz- und Sinterungsprozesse zu ermöglichen.

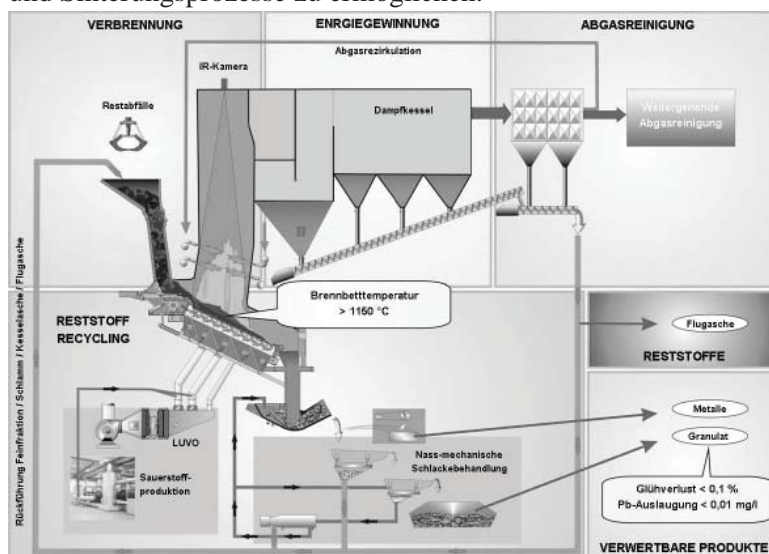


Abb. 3: SYNCOM-Plus-Verfahren.

Für die Versuchskampagnen erfolgte die Rückführung der Feinfraktion, des Schlammes und der Kesselasche in den Müllbunker. Im Vergleich mit der verbrannten Abfallmenge entsprach die gesamte rückgeführte Menge einem Anteil von maximal 6,75 Gew.-% mit einem Kesselascheanteil von ca. 0,5 Gew.-%. Das Material konnte problemlos in die Feuerung zurückgeführt werden.

Im Rahmen eines fortführenden Forschungsvorhabens (Bimüller et al. 2006) wurde die großtechnische Erprobung des SYNCOM-Plus-Verfahrens detailliert untersucht und die bereits vorliegenden Ergebnisse zur Brennbetttemperatur (Kap. 2) bestätigt. Im Rückführungsbetrieb ergaben sich geringere Temperaturdifferenzen gegenüber dem konventionellen Betrieb. Generell war eine Vergleichmäßigung der Temperaturverteilung sowohl an der Brennbettoberfläche, als

auch im Brennbettinneren festzustellen. Zusammenfassend lässt sich anhand der Ergebnisse der Charakterisierung der Rostschlackeproben feststellen, dass ein signifikanter Einfluss der Rückführung von Kesselasche und Schlackefeinfraction nicht zu erkennen war.

Seit Durchführung der SYNCOM-Plus-Untersuchungen wird an der TBA Arnoldstein (A) im SYNCOM-Betrieb die gesamte anfallende Kesselasche mit einem Transportcontainer kontinuierlich über den Müllbunker in die Feuerung zurückgeführt. Probleme im Hinblick auf die Feuerung und Rostschlackenqualität sind bisher nicht aufgetreten.

Die Rückführung von Rostschlackeneinfractionen mit einem erheblichen Inertanteil ist nur beim SYNCOM-Verfahren möglich, da im Brennbett die entsprechenden Randbedingungen für die erforderlichen Sinterungs- und Schmelzprozesse vorliegen. Auf dem Rückschub-Rost mit ausreichender Verweilzeit, effektiver Durchmischung des Brennbettes und ausreichender Luft- bzw. Sauerstoffzuführung sind auch bei konventionellem Betrieb die Randbedingungen für die Rückführung von Kesselasche sichergestellt (Abb. 2).

3.2 Kesselascherückführung

Im Rahmen der Nachrüstung der Linien 1 und 2 des MHKW Coburg (DE) auf die MARTIN VLN-Technologie wurde auch eine Kesselascherückführung installiert. Zunächst wurde die gesamte Kesselasche in einem Kippcontainer erfasst, gewogen und über den Müllbunker in die Feuerung zurückgeführt. In einer 2. Ausbaustufe erfolgte durch die Wehrle-Werk AG der Umbau auf ein kontinuierliches Kesselasche-Rezyklierungs-System mit pneumatischer Förderung der Kesselasche direkt in die Feuerung. Die Vorgehensweise mittels Kippcontainer wird nur noch als „Not-Entaschung“ bei Störungen und Ausfällen des kontinuierlichen Systems sowie Revisionen eingesetzt (Baj et al. 2013).

Beide Systeme wurden zügig in Betrieb genommen und haben sich nach einigen Optimierungen verfahrens- bzw. anlagentechnisch gut bewährt. Das kontinuierliche Kesselasche-Rezyklierungs-System ist bei entsprechender Auslegung ein „geschlossenes“ System, ohne Auswirkungen auf Betriebspersonal und Kesselhaus. Messungen ergaben bei VLN-Betrieb eine rückgeführte Kesselaschemenge von ca. 1,25 Gew.-% der Müllmenge.

Videoaufnahmen im Feuerraum haben keine zusätzliche Staubentwicklung bei Kesselascherückführung im Vergleich zum Betrieb ohne Rückführung gezeigt. Der sich ändernde Abfall mit unterschiedlichem Aschegehalt hat erfahrungsgemäß einen deutlich größeren Einfluss. Im Rahmen der bekannten Schwankungsbreiten bei der Analyse von Rückständen war zwischen den Ergebnissen weder bei den Rostschlacken, noch bei den Kesselaschen ein signifikanter Unterschied über alle Parameter festzustellen. Die Sinterungs- und Schmelzprozesse zur Zerstörung der Organika sowie zur Einbindung der Kesselasche in die Rostschlacke sind bei den Verbrennungsbedingungen im konventionellen Normalbetrieb sichergestellt.

3.3 Elektrofilteraschebehandlung/-rückführung

Vor allem in der Schweiz werden durch die saure Flugaschenextraktion FLUWA (Schlumberger & Bühler 2013) anorganische Schadstoffe, insbesondere Schwermetalle, weitestgehend aus den Flugaschen extraktiv abgetrennt und einer gezielten Rückgewinnung zugeführt. Ein Beispiel für die Wiedergewinnung eines wirtschaftlich interessanten Schwermetalls stellt das Verfahren zur selektiven Zinkrückgewinnung FLUREC (Schlumberger & Bühler 2013) dar. Aus dem schwermetallhaltigen Filtrat der sauren Flugaschenextraktion werden in einem mehrstufigen Verfahren selektiv Schwermetalle (Zink, Cadmium, Blei, Kupfer) zurückgewonnen und dem Wertstoffkreislauf bzw. einer geeigneten Verwertung zugeführt (Abb. 4). Zink wird in der nachfolgenden selektiven Rückgewinnung als Reinstmetall (> 99,99 %) elektrolytisch zurückgewonnen und vermarktet. Durch die Zementierung werden aus dem Filtrat Kupfer, Cadmium und Blei nahezu quantitativ abgetrennt und können als gemeinsamer metallischer Reststoff in einer Bleihütte verwertet werden. Organische Schadstoffe, vor allem PCDD/PCDF, bleiben jedoch bei dieser Behandlung im gewaschenen Filteraschekuchen zurück. Diese können nur thermisch zerstört werden, so dass die Rückführung des sauer gewaschenen, von Schwermetallen entfrachteten Filteraschekuchens

mit dem Abfall über den Müllbunker in die Feuerung an zwei großtechnischen Abfallverbrennungsanlagen untersucht wurde.

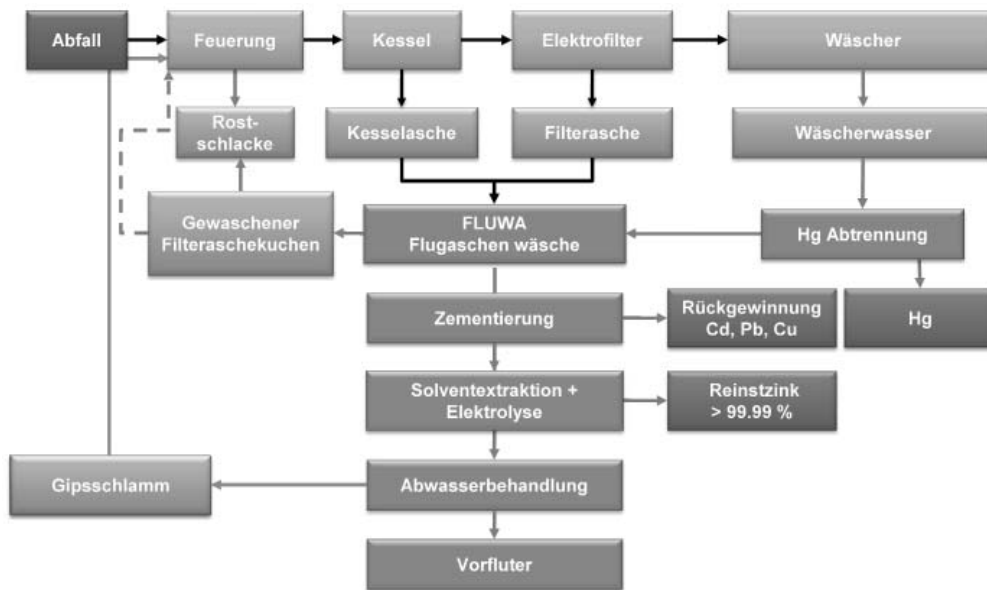


Abb. 4: FLUWA / FLUREC (Schlumberger & Bühler. 2013).

An einer Müllverbrennungsanlage in Bayern (DE) wurden bereits 2003 erfolgreich Rückführungsversuche von sauer extrahierter Elektrofilterasche durchgeführt (Bay. Landesamt für Umweltschutz 2004). Die zugegebene Filteraschekuchenfracht von 400 kg/h entsprach einem Überschuss von ca. 20 % gegenüber der in Routinebetrieb theoretisch anfallenden Filteraschekuchenfracht. Durch ein geeignetes Bunkermanagement konnte der Filteraschekuchen homogen und kontinuierlich der Feuerung zugeführt werden. Der Anlagenbetrieb wurde durch die Rückführung nicht beeinflusst. Beim Vergleich wesentlicher Messungen am Kamin war kein signifikanter Unterschied zwischen Normal- und Versuchsbetrieb festzustellen. Zusammenfassend war die Qualität der Rostschlacke sowie der Flugaschen hinsichtlich der Feststoffzusammensetzung und der Elutionseigenschaften unter Berücksichtigung der abfallinput- und prozessbedingten Schwankungen als weitgehend gleichwertig einzustufen. Durch die Rückführung wurde der Gehalt an polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen (PCDD/ PCDF) in der Rostschlacke nicht erhöht. In die Feuerung eingetragene PCDD/PCDF wurden thermisch vollständig zerstört.

Die kontinuierliche Zugabe eines sauer extrahierten Filteraschegemisches wurde des Weiteren an einer Müllverbrennungsanlage in der Schweiz (Schlumberger & Karalewska 2010) in einer jeweils einwöchigen Versuchskampagne mit gipsarmen und gipshaltigen Filteraschekuchen untersucht. Der Anlagenbetrieb wurde durch die Rückführung nicht beeinflusst. Beim Vergleich wesentlicher Messungen am Kamin war kein signifikanter Unterschied zwischen dem Normal- und Versuchsbetrieb festzustellen. Durch die Rückführung erfolgte keine signifikante Zunahme der Filteraschekuchenfracht. Allerdings wurde während der Rückführung des gipshaltigen Filteraschekuchens ein Mehrverbrauch an Additiv in der Abgasreinigung beobachtet. Verglichen zum Schwefelinput durch den Filteraschekuchen erwies sich jedoch der abfallinputbedingte Einfluss auf die Schwefelfreisetzung als wesentlich grösser. Zusammenfassend war die Qualität der Rostschlacke sowie der Flugaschen hinsichtlich der Feststoffzusammensetzung und der Elutionseigenschaften unter Berücksichtigung der abfallinput- und prozessbedingten Schwankungen als weitgehend gleichwertig einzustufen. Die resultierende Rostschlacke wies anschließend keinen erhöhten PCDD/PCDF-Gehalt während der Ascherückführung auf. Allerdings wurde bei der Aufgabe von gipshaltigem Filteraschekuchen zur Feuerung in der Rostschlacke und in den Filteraschen ein Anstieg des Schwefelgehaltes in der Rostschlacke beobachtet.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

In modernen Rostfeuerungsanlagen mit Rückschub-Rost werden in der Feuerung hohe Brenn-

betttemperaturen bei ausreichender Verweilzeit, effektiver Durchmischung des Brennbettes und ausreichender Luft- bzw. Sauerstoffzuführung sichergestellt. Die im Brennbett auch bei konventionellem Betrieb ablaufenden Sinterungs- und Schmelzprozesse ermöglichen die Einbindung von gemeinsam mit dem Abfall zurückgeführten Rückständen, bei sicherer Zerstörung der Organika. Diese geschlossenen und prozessintegrierten Stoffkreisläufe ermöglichen die signifikante Reduzierung der zu deponierenden Rückstandsmenge bei zusätzlich möglicher Rückgewinnung von Ressourcen.

Allerdings müssen die zurückgeführte Menge, die Brennbettrahmenbedingungen (SYNCOM/konventionell) sowie die Qualität der Rückstände (z.B. Schwefelgehalt) im Vorfeld eingehend geprüft werden. Filteraschen, mit einem signifikant höheren Gehalt an Schwermetallen, sollten erst nach einem entsprechenden Behandlungsverfahren und damit verbundener Entfrachtung in die Feuerung zurückgeführt werden.

Generell konnte die Rückführung an allen untersuchten großtechnischen Anlagen problemlos ohne eine signifikante Beeinflussung der Feuerungsparameter durchgeführt werden und ist bei entsprechendem Bunkermanagement bzw. durch Nutzung einer geeigneten Zugabevorrichtung in jeder thermischen Abfallbehandlungsanlage umsetzbar. Das SYNCOM-Plus Verfahren erfüllt alle Anforderungen eines optimierten und abwasserfreien Rückstandsbehandlungsprozesses zur Rückgewinnung industrieller Produkte, ohne die bekannte Betriebssicherheit und Wirtschaftlichkeit von Rostfeuerungsanlagen einzuschränken.

LITERATUR

- Baj, P., Papa, G. & Koralewska, R. (2013) Nachrüstung der neuen und innovativen VLN-Technologie (Very Low NOx) im Müllheizkraftwerk in Coburg. *Abschlussbericht des Projekts ZGII4-42155-9/124 im Auftrag des BMU*. Coburg/München.
- Bale C.W., Chartrand P., Degerov S.A., Ben Mahfoud R., Melançon J., Pelton A.D., Eriksson G., Hack K. & Petersen S. (2002) FactSage Thermochemical Software and Databases. In: *Calphad*, Vol. 26, No. 2. Elsevier Science Ltd., 189-228.
- Bay. Landesamt für Umweltschutz (2004) *Aufgabe eines sauer extrahierten Kessel-/ Elektrofilterasche-Gemisches am MHKW Kempten*, Augsburg: Bay. LFU.
- Bimüller, A., Hopf, N., Heuss-Aßbichler, S. & Nordsieck, H. (2006) Beeinflussung schlackerelevanter Betriebsparameter durch Rückführung von Aschefraktionen. *Abschlussbericht des Projekts EU34 im Auftrag des Bay. Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz*. Schwabach.
- Gohlke, O., Busch, M., Horn, J. & Martin, J. (2003) Nachhaltige Abfallbehandlung mit dem SYNCOM PLUS-Verfahren. In: *Optimierungspotential der Abfallverbrennung*. Neuruppin: TK-Verlag, 211-223.
- Jovanovic, I. (1997) Langzeitverhalten von Schmelzgranulat aus dem Siemens Schwel-Brenn-Verfahren in aquatischen Systemen. *Wissenschaftliche Berichte FZKA 6007*. Karlsruhe: Forschungszentrum Karlsruhe.
- Knorr, W. et al. (1999) *Rückstände aus der Müllverbrennung, Chancen für eine stoffliche Verwertung von Aschen und Schlacken*. Berlin: Initiativen zu Umweltschutz Band 13, Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Erich Schmidt Verlag.
- Koralewska, R. (2013) Verfahren zur Inertisierung von Aschen/Schlacken aus der Rostfeuerungs. In: *Aschen•Schlacken•Stäube - aus Abfallverbrennung und Metallurgie*. Neuruppin: TK-Verlag, 423-435.
- Schlumberger, S. & Bühler, J. (2013) Metallrückgewinnung aus Filterstäuben der thermischen Abfallbehandlung nach dem FLUREC-Verfahren. In: *Aschen•Schlacken•Stäube - aus Abfallverbrennung und Metallurgie*. Neuruppin: TK-Verlag, 377-396.
- Schlumberger, S. & Koralewska, R. (2010) Filteraschekuchenrückführung in den KVA-Ofen: Ein Versuch im industriellen Maßstab. *Abschlussbericht des Projekts 07.0018.PJ / I393 – 0046 / 2009.V.70 im Auftrag des BAFU, AfU (So) und AWA (Be)*, Bern.
- Spiegel W. & Huber A. (1996) Chemische und mineralogische Informationen als Bewertungsmaßstab für die Qualität von Schlacken aus der thermischen Abfallverwertung. *Technisch-wissenschaftliche Berichte „Feuerungen“*. VGB-TW 210. ISSN 0937-0188.
- Spuller, R. & Poehlmann, E. (2004) Brennbetttemperatur und Schlackequalität in Feuerungsanlagen für Abfälle. *Abschlussbericht des Projekts EU7 im Auftrag des Bay. Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz*. Schwabach.

MARTIN®, MARTIN Rückschubrost® und SYNCOM® sind eingetragene Warenzeichen der MARTIN GmbH für Umwelt- und Energietechnik.

Abtrennung und Verwertung von Glas aus Wirbelschicht-Bettasche

W. Hauer

Technisches Büro HAUER Umweltwirtschaft GmbH, Korneuburg, Austria

H. Schöner

Austria Glas Recycling GmbH, Vienna, Austria

H.-J. Zerz

Stadt Wien, Magistratsabteilung 48, Vienna, Austria

KURZFASSUNG: Bettasche aus Wirbelschichtöfen kann zu drei Viertel verwertet werden. Für ein hochwertiges Recycling stehen Metalle – Eisen/Stahl, Aluminium, sonst. Buntmetalle, Edelstähle und Glas zur Verfügung. Glasteile aus Bettasche können zur Herstellung eines hochwertigen Isolier- und Baumaterials eingesetzt werden – zur Herstellung von Schaumglas.

1 EINLEITUNG

Schlacke aus Müllverbrennungs-Rostöfen und Bettasche aus Wirbelschicht-Feuerungsanlagen für gemischte Siedlungsabfälle beinhalten relevante Mengen an verwertbaren Materialien: Metalle, Glas, Steine. Während verwertbare Bestandteile nass ausgetragener Schlacken aus Rostöfen mit Anhaftungen verunreinigt sind, liegen verwertbare Bestandteile aus trocken ausgetragener Bettasche von Wirbelschichtöfen frei von Anhaftungen vor.

In einer längeren Versuchsreihe wurde Wissen erworben, um Bettasche aus Wirbelschichtfeuerungen effizient in vier Hauptfraktionen zu trennen - Metalle, Glas, Steine/Keramik/Ziegel zur Verwertung sowie Reste zur Deponierung. Der Fokus am nun beschriebenen Prozess ist die Abtrennung von Glasteilen und deren Einsatz in der Herstellung von Glas-Produkten.

2 VORBEREITUNG

Auf Basis von Analysen und Versuchen sowohl im Labormaßstab, in Technikums-Anlagen sowie auch in großtechnischen Anlagen wurde eine Anlage errichtet, die auch zur Aufbereitung von Wirbelschicht-Bettaschen geeignet ist und entsprechend eingesetzt wird. Die Anlage ist seit Ende 2012 im kommerziellen Betrieb.

Bislang konnten sowohl Metalle – Eisen, Aluminium, Buntmetalle, Edelstähle als verwertbare Fraktion abgetrennt werden und auch eine Fraktion bestehend aus Glas, Steinen, Keramik als Baustoff-Substitut abgetrennt werden. Bislang war insbesondere die Metallfreiheit der Steinfraction wichtig, um eine Verwertung als Baustoff-Substitut zu gewährleisten.

Eine weitere Abtrennung von Glas wäre technisch möglich, allerdings war bislang die Einhaltung der strengen Vorgaben der Verpackungs-Glasindustrie an die Qualität der Scherben unter ökonomischen Gesichtspunkten nicht möglich. Es gilt sowohl den Anteil an KSP (Keramik-Steine-Porzellan) unter 0,1 % zu garantieren als auch eine Freiheit von Fremdscherben wie insbesondere Bleikristall-Glas und hitzebeständiges Glas zu erreichen.

Ein anderer Einsatzbereich für abgetrenntes Glas ist die Herstellung von Schaumglas. Schaumglas ist ein Baustoff, mit dem in einem Arbeitsschritt die Funktionen Drainage, thermische Isolierung sowie statische Festigkeit erreicht werden können. Der Baustoff ist mit einer Dichte von etwa 150 kg/m^3 sehr leicht und eignet sich als leichtes und gleichzeitig statisch belastbares Schüttmaterial auf Bauwerken.



Abb. 1: Schaumglas und Einsatzbereich Abwasserreinigung.

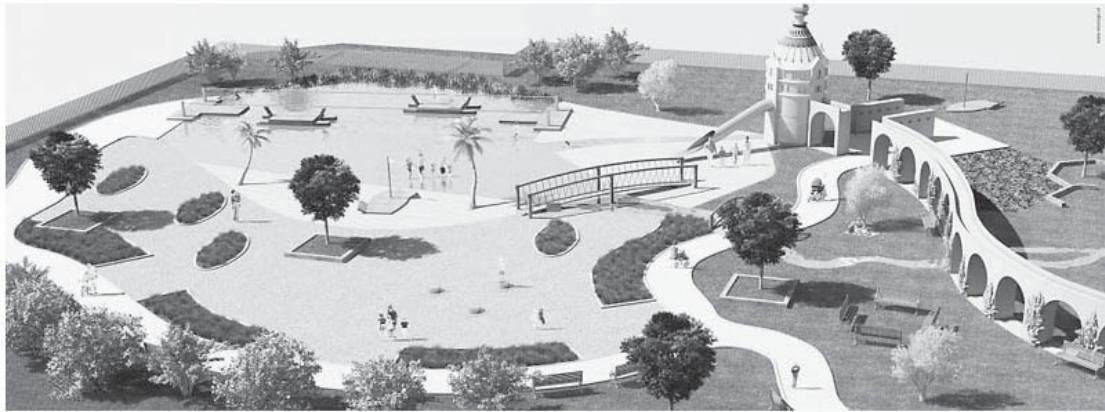


Abb. 2: Schaumglas und Einsatzbereich Bauwesen.

Unter betonierten Fundamentplatten kann Schaumglas als lastabtragender Baustoff mit thermischer Isolierung und gleichzeitiger drainagierenden Eigenschaften eingesetzt werden. Dabei werden neben mineralischen Baustoffen Isoliermaterialien aus Kunststoffen substituiert.

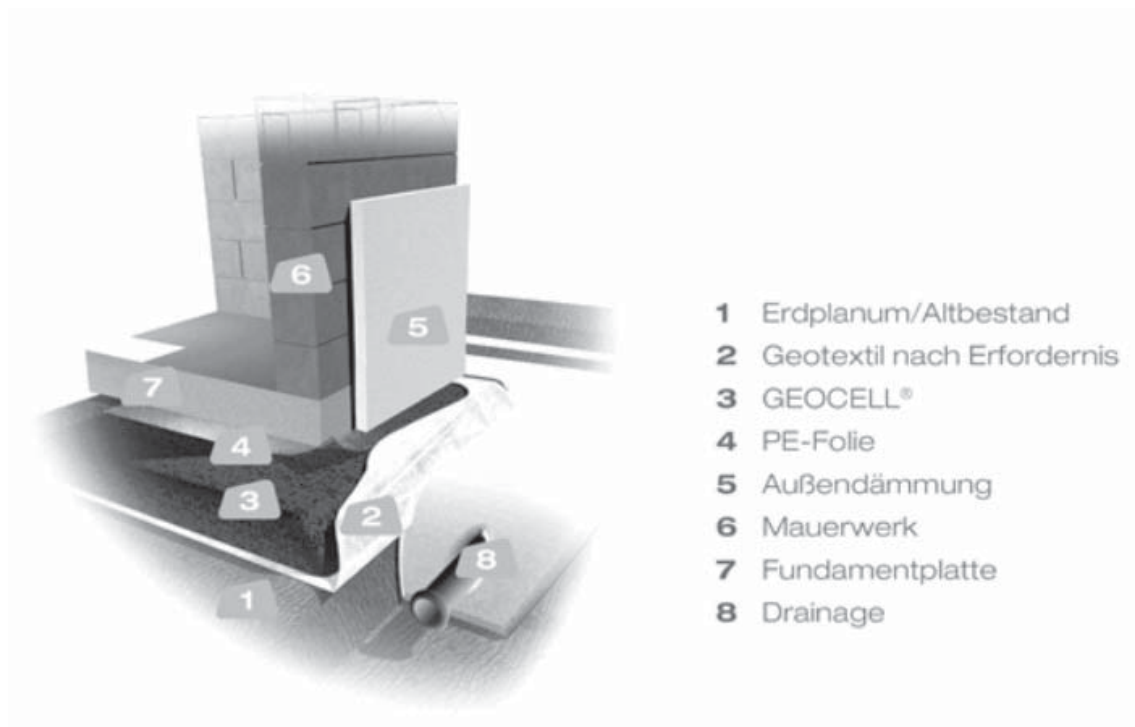


Abb. 3: Schaumglas-Schotter im Einsatz als lastabtragende Wärmedämmung für Bodenplatten
 Quelle: <http://www.geocell-schaumglas.eu/de/schaumglasschotter-anwendungen/hochbau/bodenplatten-neubau/>.

Um Glas schäumen zu können, wird es getrocknet, zu Glasmehl vermahlen und mit einem Treibmittel vermischt. Das Mehl wird gleichmäßig auf ein Förderband aufgetragen und durch einen Schmelzofen geleitet. Beim Schmelzen des Glases entsteht aus dem Treibmittel CO₂, welches die Poren bildet. Das Produkt ist geschlossenporig und es wird in einer Form vergleichbar mit Gleisschotter geliefert.

3 EIGENSCHAFTEN VON WIRBELSCHICHT-BETTASCHEN

Die umfangreichen Untersuchungen und Recherchen haben gezeigt, dass die Bedingungen in den verschiedenen Wirbelschichtöfen sehr unterschiedlich sind. Die Anlagen werden mit unterschiedlichen Abfällen beschickt, haben sehr unterschiedliche Temperaturen im Wirbelbett und werden mit verschiedenen Sauerstoffgehalten im Wirbelbett betrieben. Diese Betriebszustände wirken sich auf alle nicht brennbaren Bestandteile, die in die Bettasche gelangen, aus.

Nicht nur, dass Aluminium in bestimmten Anlagen fast unversehrt, sandgestrahlt ausgetragen wird und in anderen Anlagen fast ausnahmslos verbrennt, verändern sich auch die Eigenschaften von Glasscherben. Werden die Glasteile im Wirbelbett zu hoch thermisch belastet, finden Veränderungen im Gefüge statt, die das Schäumen zu Schaumglas beeinträchtigen.

Nach längeren Versuchen ist es nun gelungen, jene Bettaschen zu identifizieren, deren Glasbestandteile sich für die Herstellung von Schaumglas eignen. Konkret eignen sich Wirbelschichtöfen mit Temperaturen unter 700 °C im Wirbelbett. Weiters soll der Ofen im Wirbelbett unterstöchiometrisch (mit Sauerstoffmangel) gefahren werden. Glas aus einer derartigen Verbrennungsanlage hat sich als geeignet für die Herstellung von Schaumglas herausgestellt.

4 AUFBEREITUNGSTECHNOLOGIE

Die Aufbereitung der Bettasche erfolgt in einer ausgeklügelten Kombination verschiedener Siebschnitte und Siebtechnologien sowie Metallabscheidungen. Als letzter Schritt wird aus entmetallisierten Fraktionen zwischen etwa 8 mm und 32 mm Korngröße mittels optischer Sichtung Glas von KSP (Keramik-Steinen-Porzellan) getrennt. Dabei ist die Vorgabe zu beachten, dass die Glasfraktion nicht mehr als 1 % Fremdstoffe enthält. Eine Trennung nach Glasfarben findet nicht statt.

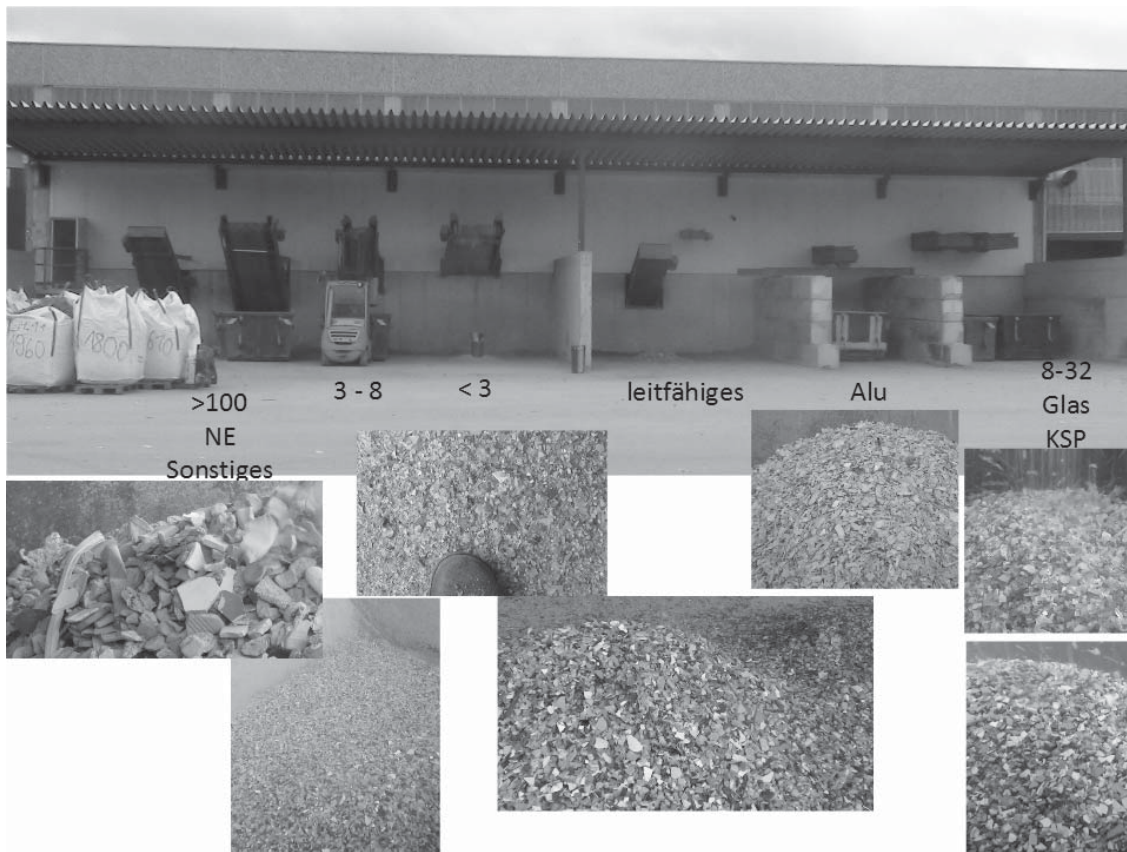


Abb. 4: Fraktionen aus Wirbelschicht-Bettasche.

5 QUANTIFIZIERUNG

Die Versuche haben gezeigt, dass von ausgewählten Bettaschen rund ein Viertel der gesamten anfallende Menge alleine den Verwertungsweg zu Schaumglas gehen kann. Insgesamt konnte mit den Messungen und Versuchen gezeigt werden, dass alle Materialien mit einer Korngröße größer etwa 6 mm einer Verwertung zugeführt werden können. Nur eine Fein-Fraktion mit einem Anteil etwa einem Viertel der Masse verbleibt als Deponiegut.

Bettasche aus Wirbelschichtfeuerungen für gemischte Siedlungsabfälle beinhalten bis zu 50% Glas. Die Glasbestandteile können mittels Sieben und optischen Trennmethode so gut abgetrennt werden, dass der Anteil an Keramik/Steinen/Porzellan nicht mehr als 1 % beträgt.

6 AUSBLICK

Die Versuche und Forschungen sind mit dem erfreulichen Ergebnis noch nicht zu Ende. Weitere Zielrichtungen sind eine Abscheidung von Glas auch aus Fraktionen kleiner 6 mm sowie in der Herstellung von Fraktionen, die zur Herstellung von Verpackungsglas eingesetzt werden können, was zumindest für Weißglas aus technischer Sicht realistisch erscheint.

LITERATUR

- TBHauer (2010) Verwertung von Verpackungsglas mit Wirbelschicht-Bettasche, Gutachten im Auftrag der Austria Glas Recycling GmbH.
- TBHauer (2011/2012) Verwertung von WSO4-Bettasche, im Auftrag der AGR – Austria Glas Recycling GmbH.
- TBHauer (2013) Versuchsbegleitung für die Verwertung von Glas zu Schaumglas, im Auftrag der AGR.

Hydrothermale Extraktion von Schwermetallen aus MVA-Rückständen

A. Günther, K.T. Fehr & M. John

Department für Geo- und Umweltwissenschaften, Sektion Mineralogie, LMU München, München, Deutschland

KURZFASSUNG: Das Lösungsverhalten von Pb, Zn, Cu und Fe unter hydrothermalen Bedingungen im Feinanteil zweier Müllverbrennungsschlacken wurde in Abhängigkeit von der Temperatur und von der Zeit untersucht. Das Lösungsverhalten von Pb, Zn, Cu und Cd eines Elektrofilterstaubes unter hydrothermalen Bedingungen bei 180 °C und variierenden HCl-Zugaben wurde ebenfalls untersucht. Das Ausgangsmaterial wurde chemisch und mineralogisch mit Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA), Röntgenpulverdiffraktometrie (XRD) und Elektronenstrahlmikrosonde (EMS) charakterisiert. Der Schwermetallgehalt in den Eluaten aus den Hydrothermalversuchen wurde mit Atomabsorptions-spektroskopie (AAS) bestimmt. Pb liegt in den Müllverbrennungsschlacken entweder elementar oder in oxidischer Form als PbO₂ (Plattnerit) vor. Zn-führende Phasen sind Fe-Schmelzkügelchen, Larnit, Zn-Nitrat sowie Calcit. Im E-Filterstaub sind die Pb- und Zn-führende Phasen jeweils Chloride. Das Lösungsverhalten der Schwermetalle aus den MVA-Schlacken ist abhängig von Ca-Gehalt und vom Feingehalt der Schlacke. Aus dem Elektrofilterstaub kann in Abhängigkeit von der HCl-Zugabe bis zu 100 % der Schwermetalle herausgelöst werden.

1 EINLEITUNG

Neben Schlacken aus der Verhüttung metallischer Werkstoffe und Schlacken aus der thermischen Verwertung von Elektronikschrott (WEEE) beinhalten sowohl frische wie deponierte Schlacken aus Müllverbrennungsanlagen (MVA) ein hohes Wertstoffpotenzial an mineralischen und metallischen Komponenten. Die Aufkonzentration von werthaltigeren Metallen und Seltenen Erden bei der thermischen Verwertung verringert in erheblichem Maße die Kosten für die Wiedergewinnung dieser Stoffe im Vergleich zur Abtrennung aus frischen Abfällen. Die Weiterentwicklung der Schlackeaufbereitungstechniken im Bereich der Metallabscheidung hat dazu geführt, dass die Rückgewinnungsquoten in den letzten Jahren deutlich gestiegen sind, mittlerweile können über 90 % bestimmter gediegener Metalle zurückgewonnen werden. Ein Problem bei all diesen Verfahren ist jedoch der Feinanteil < 1mm, der nicht abgetrennt wird, sondern in Form von Anbackungen und Belägen die Oberflächen inkrustiert und weitere Aufbereitungs- und Reinigungsprozesse erfordert. In Deutschland fallen jährlich 6,3 Millionen Tonnen Rückstände aus der Müllverbrennung an, wobei allein Kesselaschen aus der Hausmüllverbrennung mit 4,76 Mio Tonnen dazu beitragen. Neben Schmelzprodukten und Durchläufern (Glas, Keramik) weisen die MVA-Schlacken Feinanteile < 1mm bis zu 60% auf. Diese Feinanteile besitzen hohe Gehalte an Schwermetallen, dies sind insbesondere Pb, Zn und Cu, die vorwiegend oxidisch gebunden vorliegen (Deike 2012). Durch hydrothermale Extraktion (HTE) können diese Schwermetalle zu einem hohen Anteil gelöst werden. Meist werden andere Elemente nicht analysiert, jedoch sind untergeordnet Sb, Sn, oder V, aber auch seltene Erden (SEE) wie Y, La, Ce oder andere wirtschaftsstrategische Rohstoffe wie Zr, W, Mo z.T. in bemerkenswerten Mengen vorhanden (Morf et al. 2013). Von der Europäischen Kommission werden die Elemente Sb, Nb, Ta, W, SEE als „critical raw material“ eingestuft. Weitere Rückstände aus der Müllverbrennung, wie Filterstäube aus der Rauchgasreinigung (jährlich ca. 0,86 Mio Tonnen), sowie deren industrielle Äquivalente, wie Bypass-Stäube aus der Zementherstellung, enthalten neben Zn und Pb auch hohe Gehalte an Cd, Sb und Sn. Diese Materialien weisen jedoch auch höhere Gehalte an polychlorierten Kohlenwasserstoffen wie Dioxin und Furan (PCDD, PCDF) auf. Sie gelten deshalb

als Gefahrstoff und müssen in der Regel kostenintensiv untertage verbracht werden. Sie können jedoch einer hydrothermalen Metallextraktion zugeführt werden, da die vorhandenen polychlorierten Kohlenwasserstoffe (PCDD, PCDF) unter höheren Temperaturen und in Anwesenheit einer oxyhydrischen Gasphase zerstört werden (Hu et al. 2012). Ziel des Forschungsvorhabens ist die Gewinnung von Sekundärrohstoffen durch hydrothermale Extraktion von Metallen aus dem Feinanteil unter Restdampfbedingungen (80-130°C/Psat). Zielwertstoffe sind zum einen Pb, Zn und Cu, aber auch die wirtschaftsstrategischen Rohstoffe Sb, Sn, Mo, V, Nb, Ta, SEE.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Material

Bei dem verwendeten Untersuchungsmaterial handelt es sich um zwei unterschiedliche Ros-taschen (Schlacke 1 und Schlacke 2). Schlacke 1 kommt aus einer süddeutschen Müllverbrennungsanlage. Die Anlage ist mit vier Ofenlinien ausgestattet und setzte im Jahr 2013 447.212 t Müll um. Die Schlacke wurde nach dreimonatiger Ablagerung über Magnetscheider, Sichtung und Handsortierung FE- und NE-entfrachtet. Schlacke 2 kommt aus einer norddeutschen Müllverbrennungsanlage, die mit fünf Ofenlinien ausgestattet ist und im Jahr 2013 526.103 t Müll umsetzte. Auch diese Schlacke wurde nach dreimonatiger Ablagerung Fe- und NE-entfrachtet.

Der Elektrofilterstaub wurde bei einer süddeutschen Müllverbrennungsanlage direkt am E-Filter entnommen. Die Anlage setzte im Jahre 2013 236.693 t Müll um.

2.2 Methoden

2.2.1 Korngrößenverteilung

Da der Hauptanteil von Pb und Zn in der Feinfraktion der Schlacken angereichert ist, wurden für die hydrothermale Extraktion die Korngrößen $<63\mu\text{m}$ verwendet. Vor dem Sieben wurden die Schlacken vier Tage bei 40°C getrocknet. Die niedrige Trockentemperatur von 40°C war erforderlich, um Phasenumwandlungen zu vermeiden.

Zur Bestimmung der Korngrößenverteilung wurden die Schlacken bei Siebschnitten von 1000 μm , 500 μm , 250 μm , 125 μm und 63 μm im Schüttelsieb gesiebt. Die Korngrößenverteilung des E-Filterstaubs wurde mit Lasergranulometrie ermittelt.

2.2.2 Gesamtchemismus

Der Gesamtchemismus wurde mit Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) bestimmt. Für die Spurenelementanalysen wurden Pulverpresstabletten hergestellt.

2.2.3 Phasenbestand

Der mineralogische Hauptphasenbestand wurde mit Röntgenpulverdiffraktometrie (XRD) ermittelt.

2.2.4 Phasenchemismus

Die Speziierung der unterschiedlichen Metalle wird kontrovers beschrieben (Deike 2012). Die Zink- und Blei-führenden Phasen wurden deshalb mit der Elektronenstrahlmikrosonde (EMS) analysiert. Aufgrund der sehr geringen Korngröße des verwendeten Probenmaterials wurden über hochauflösende Bildverarbeitung bei 10keV Anregungsspannung erste Informationen über die Elementverteilung erhalten. Um die chemische Zusammensetzung der kleinen Partikel bestimmen zu können, wurden Kleinbereiche von 40 μm x 40 μm mit einer Auflösung von 256 x 256 Messpunkten abgerastert und für jeden Messpunkt eine vollständige Matrixkorrektur berechnet.

2.2.5 Hydrothermalversuche

2.2.5.1 Versuchsaufbau

Unter hydrothermalen Bedingungen können Materialien, die bei Raumtemperatur und Normaldruck schwerlöslich sind, in Lösung gebracht werden. Die Lösungsreaktionen finden in ge-

geschlossenen Systemen bei Temperaturen $>50^{\circ}\text{C}$ und Drücken $> 1\text{bar}$ in wässrigen Lösungen statt. Die Hydrothermalexperimente wurden in Aluminiumautoklaven mit Tefloneinsatz durchgeführt. Das Füllvolumen der Autoklaven beträgt 30 ml. Die Temperatur im Inneren der Autoklaven wird über ein Thermoelement kontrolliert. Das Verhältnis Feststoff/Flüssigkeit bei den Experimenten mit den Schlacken war 1 g Probe/(15 ml H_2O + 1,5 ml HCl). Bei den Experimenten mit dem E-Filterstaub war das Verhältnis Feststoff/Flüssigkeit 1 g Probe/((16,5 ml H_2O – x HCl) + x HCl).

2.2.5.2 Bestimmung der Schwermetalle im Eluat

Die Konzentrationen an Zink, Blei, Kupfer und Fe bzw. Cd in den Eluaten wurden mit Atomsorptionsspektroskopie (AAS) bestimmt. Als Standard wurden wässrige Lösungen verwendet, die nach Bedarf verdünnt und gemischt wurden.

3 ERGEBNISSE

3.1 Korngrößenverteilung

Das Ergebnis der Trockensiebung der Schlacken 1 und 2 ab einem Siebschnitt von $250\ \mu\text{m}$ zeigt Abb. 1. In den Siebkurven wird der relative Massenanteil der Gesamtprobe dargestellt, der das $250\ \mu\text{m}$ Sieb passiert hat. Wie Abb. 1 zeigt, ist der Feinanteil von Schlacke 2 höher als der von Schlacke 1. Die d_{90} -, d_{50} und d_{10} -Werte geben an, dass 90%, 50% bzw. 10% aller Partikel kleiner einer bestimmten Korngröße sind. Für Schlacke 2 ist $d_{90} < 65\ \mu\text{m}$, für Schlacke 1 $d_{90} < 90\ \mu\text{m}$. Die mit Lasergranulometrie ermittelte Korngrößenverteilung des E-Filterstaubs zeigt Abb. 2. Bei dem E-Filterstaub liegt der d_{50} -Wert bei einer Korngröße von $96\ \mu\text{m}$ und ist im Vergleich mit Untersuchungen von (De Boom & Degrez 2012), die einen d_{50} -Wert für Elektrofilterstäube von $55\ \mu\text{m}$ bestimmt haben, deutlich höher.

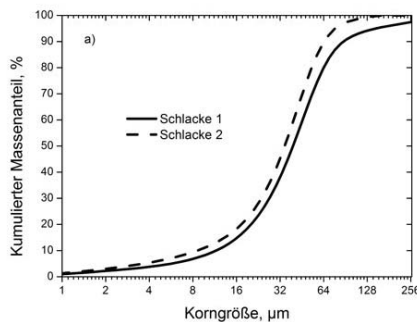


Abb. 1: Korngrößenverteilung Schlacke 1 und 2.

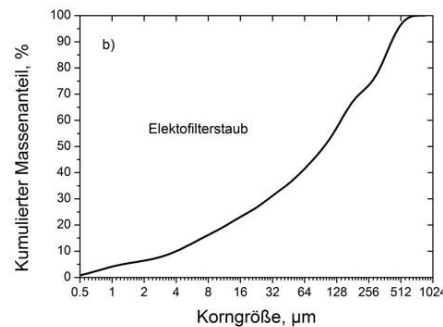


Abb. 2: Korngrößenverteilung Elektrofilterstaub.

3.2 Gesamtchemismus

Die chemischen Hauptbestandteile der Schlacken 1 und 2 für die Kornfraktion $< 63\ \mu\text{m}$ sind Si, Fe, Al und Ca. Die Nebenbestandteile sind Na, K, Mg, Ti sowie Cl und S. Spurenelemente sind Pb, Zn und Cu (Tab. 1).

Die chemischen Hauptelemente des E-Filterstaubs sind Si, Fe, Al, Ca, Na, K, Cl, S, Pb und Zn. Nebenbestandteile sind Ti, P und Cu (Tab. 1).

Tab. 1: Chemische Zusammensetzung Schlacke 1 und Schlacke 2, E-Filterstaub.

	Organik	Kunststoff	Kunststofffolien	Glas	Steine	Metall	Papier	Sonstiges
Pressdurchgang	92 %	0 %	33 %	8 %	64 %	1 %		91 %
Pressrückstand	8 %	100 %	67 %	92 %	36 %	99 %		9 %

3.3 Phasenbestand

Da MVA-Schlacken ein sehr heterogenes Phasengemisch sind, ist die uneindeutige Zuordnung der röntgenographischen Peaklagen zu einzelnen Phasen sehr komplex. Der mit XRD bestimmte mineralogische Phasenbestand für die Siebfraktionen $< 63\ \mu\text{m}$ der Schlacke 1 ist charakterisiert

durch die Anwesenheit der Hauptphasen Calcit (1) und Quarz (2), sowie der Nebenphasen Anhydrit (3), Willemit (4), Hedenbergit (5), Magnetit (6), Hämatit (7), Olivin (8), Enstatit (9) und Ca-Al-Oxid (10) (Abb. 3). Die unruhigen Flanken der Peaks und die große Breite der Peaks sind ein Zeichen dafür, dass das Probenmaterial nicht gut kristallisiert ist. Die höchsten erkennbaren Reflexe sind die Quarz- und Calcitpeaks. Die steil abfallenden Flanken und die schmalen Peakbreiten der beiden Phasen sind auf ihre gute Kristallinität zurückzuführen. Der Vergleich der Röntgendiffraktogramme von Schlacke 1 und 2 zeigt, dass aufgrund des höheren SiO₂-Gehalts von Schlacke 2 der Quarzpeak bei 26° 2theta eine deutlich höhere Intensität hat. Ansonsten unterscheiden sich die beiden Diffraktogramme nicht wesentlich voneinander.

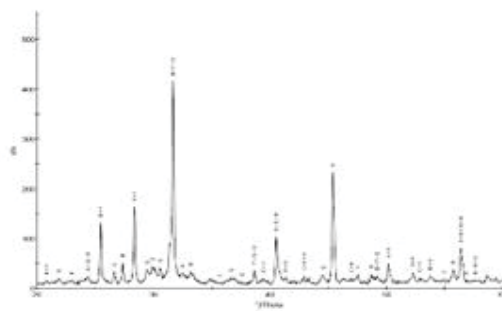
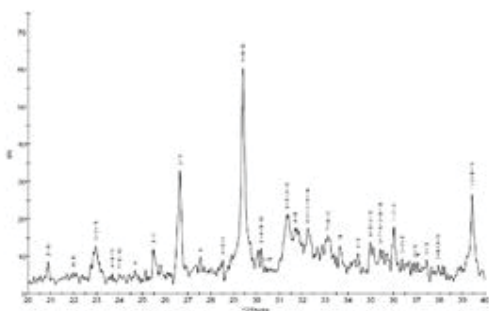


Abb. 3: Röntgenpulverdiffraktogramm Schlacke 2. Abb. 4: Röntgenpulverdiffraktogramm E-Filterstaub.

In Abb. 4 ist das Röntgendiffraktogramm des E-Filterstaubs dargestellt. Der Phasenbestand des E-Filterstaubes ist geprägt durch die volatilen Bestandteile des Rauchgases. Der E-Filterstaub ist charakterisiert durch die Hauptphasen Halit (A), Sylvin (B), Anhydrit (F). Als Nebenphasen konnten Magnetit (C), Zinkchlorid (D), Quarz (E), Aphthitalit (G) und eine CaZn-Phase (H) identifiziert werden.

3.4 Phasenchemismus

Da die Pb- und Zn-führenden Phasen röntgenographisch nicht uneindeutig nachgewiesen werden können, waren Analysen mit der Elektronenstrahlmikrosonde erforderlich. Die mit der EMS durchgeführten Mappings ergaben, dass Pb in den analysierten Proben der Schlacke 1 und 2 entweder elementar oder in oxidischer Form als PbO₂ (Plattnerit) vorliegt. Als Zn-führende Phase wurden Fe-Kügelchen identifiziert, an deren Oberfläche Zn angelagert ist. Die sphärische Form ist typisch für Erstarrungsprodukte aus Schmelzen. In Abb. 5 zeigt ein Rückstreuelektronenbild von Schlacke 1. Abb. 6 zeigt ein Mapping der Schlacke 1 mit den Elementverteilungsbildern für die Elemente Fe und Zn. Im unteren linken Bereich der Abb. 5 und 6 ist ein Fe-Schmelzkügelchen, an das Zn angelagert ist, zu sehen. Der obere rechte Bereich in Abb. 5 und 6 zeigt ein SiO₂-reiches Glas, aus dem skelettartig Fe-Spinell auskristallisiert ist. Dies ist ein Beispiel dafür, dass sich Si-reiche und Fe-reiche Schmelzen nicht miteinander mischen. Die Abb. 5 zeigt in der Mitte ein Albitschmelzkügelchen, eingebettet in ein Calcitkorn. Am rechten Rand ist Anhydrit zu erkennen. Weitere Zn-führende Phasen, die mit der EMS identifiziert wurden sind Larnit mit 13 Gew.-% Zn, Zn-Nitrat mit 30 Gew.-% Zn, sowie ein Ca-Zn-Carbonat.

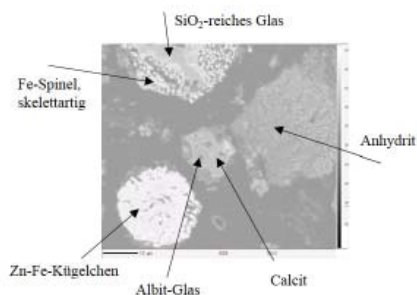


Abb. 5: Elektronenrückstreubild Schlacke 1.

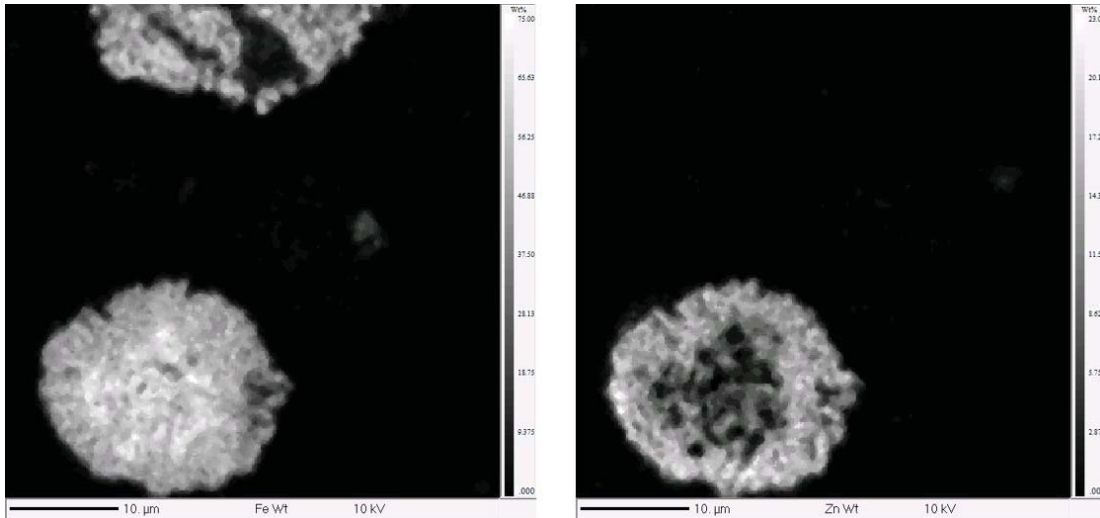


Abb. 6: Elementverteilungsbilder für die Elemente Fe und Zn Schlacke 1.

Im E-Filterstaub sind die Pb- und Zn-führende Phasen jeweils Chloride, wobei sowohl in $ZnCl_2$ als auch in $PbCl_2$ geringe Cu-Gehalte festzustellen sind. Der Austrag der Schwermetalle in das Rauchgas erfolgt über die Bildung flüchtiger Schwermetallchloride (Birnbauer et al. 1996). Die bevorzugte Bildung von Chloriden wird auch durch die Berechnung der freien Standardbildungsenthalpie der möglichen Reaktionen im System Pb und Zn belegt (Deike et al. 2012).

3.5 Hydrothermalversuche

Für Schlacke 1 wurden die Löslichkeiten von Pb und Zn in Abhängigkeit von der Temperatur bestimmt. Während der Einfluss der Temperatur auf die Löslichkeit von Zn gering ist, ist die Löslichkeit von Pb im Temperaturbereich von $90^\circ C$ bis $120^\circ C$ am größten. Daher wurde die Abhängigkeit des Lösungsverhaltens von der Zeit für die Schlacken 1 und 2 bei einer Temperatur von $110^\circ C$ gemessen (Abb. 7 und Abb. 8).

Zusätzlich zur Konzentration von Pb und Zn in den Eluaten wurden auch die Löslichkeiten von Cu und Fe gemessen. Die Ergebnisse sind in Abb. 7 und Abb. 8 dargestellt. Aus Schlacke 2 konnte bei $110^\circ C$ unabhängig von der Zeit mehr Pb, Zn, Cu und Fe herausgelöst werden, als aus Schlacke 1. Die Lösungsprozesse für Pb, Zn, Cu und Fe laufen schnell ab, bereits nach 45 min ist die maximal zu erzielende Lösungsrate beinahe erreicht.

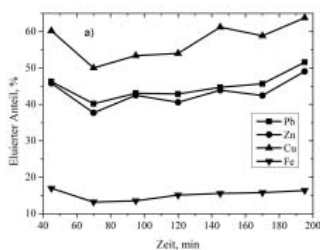


Abb. 7: Eluierter Anteil an Pb, Zn, Cu und Fe Schlacke 1 in Abhängigkeit von der Zeit.

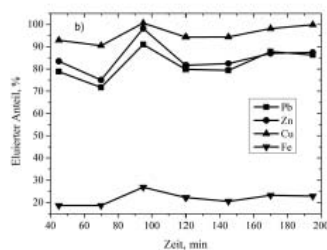


Abb. 8: Eluierter Anteil an Pb, Zn, Cu und Fe Schlacke 2 in Abhängigkeit von der Zeit.

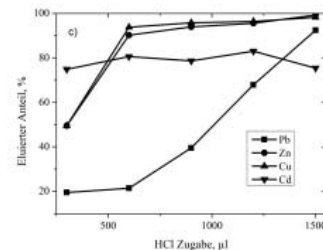


Abb. 9: Eluierter Anteil an Pb, Zn, Cu und Cd des EFS in Abhängigkeit von der HCl Zugabe.

Die Hydrothermalexperimente mit dem E-Filterstaub (EFS) wurden in Abhängigkeit von der Säurezugabe bei einer Temperatur von 180°C durchgeführt. Bei 180°C werden, die im Filterstaub enthaltene Dioxine und Furane, zerstört (Hu et al. 2012). Die Ergebnisse sind in Abb. 9 dargestellt. Bei einem Feststoff/Flüssigkeits-Verhältnis von 1g Probe/((16,5 ml H₂O-x µl) + x µl HCl) wird für Cd eine Lösungsrate von ca. 80% bei Zugabe von 300 µl HCl erreicht. Für Zn und Cu wird ab einer Zugabe von 600 µl HCl eine Lösungsrate von über 90% erreicht, die mit weiterer Zugabe von HCl auf knapp 100% ansteigt. Die Lösungsrate für Pb steigt mit zunehmender Zugabe von HCl von 20% bei Zugabe von 300 µl HCl auf 95% bei Zugabe von 1500 µl HCl an.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Bei allen Hydrothermalversuchen konnten aus Schlacke 2 mehr Pb, Zn, Cu und Fe extrahiert werden, als aus Schlacke 1. Dies könnte mit dem höheren Ca-Gehalt der Schlacke 1 zusammenhängen. Mit zunehmendem Ca-Gehalt in der Schlacke wird im Eluat mehr Ca(OH)₂ gelöst, was einen Anstieg des pH-Wertes zur Folge hat. Mit zunehmendem pH-Wert nimmt die Löslichkeit von Pb, Zn, Cu und Fe ab. Das Lösungsverhalten kann zusätzlich noch von der Korngröße des Materials beeinflusst werden, je höher der Feinanteil einer Schlacke ist, umso besser ist die Löslichkeit der Schwermetalle.

LITERATUR

- Birnbaum, L., Richers, U. & Köppel, W. (1996) Untersuchung der physikalisch/chemischen Eigenschaften von Filterstäuben aus Müllverbrennungsanlagen. Forschungszentrum Karlsruhe. Wissenschaftliche Berichte. FZKA 5693.
- De Boom, A. & Degrez, M. (2012) Belgian MSWI fly ashes and APC residues: A characterisation study. Waste management 32, 1163-1170.
- Deike, R., Ebert, D., Warnecke, R. & Vogell, M. (2012) Abschlussbericht zum Projekt „Recyclingpotentiale bei Rückständen aus der Müllverbrennung. Universität Duisburg.
- Hu, Y., Zhang, P., Chen, D., Zhou, B., Li, J. & Li, X. (2012) Hydrothermal treatment of municipal solid waste incineration fly ash for dioxin decomposition. Journal of Hazardous Materials 207-208, 79-85.
- Morf, L., Gloor, R., Haag, O., Haupt, M., Skutan, S., Di Lorenzo, F. & Böni, D. (2013) Precious metals and rare elements in municipal solid waste – Sources and fate in a Swiss incineration plant. Waste Management 33, 634-644

Grundlagen und Empfehlungen für eine bayerische Phosphorstrategie

S. Wiesgickl, M. Mocker & F. Stenzel

Fraunhofer Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT, Institutsteil Sulzbach-Rosenberg, Deutschland

KURZFASSUNG: Phosphor stellt einen für den Menschen lebensnotwendigen Rohstoff dar, der in seinen hauptsächlichen Anwendungen nicht substituierbar ist. Da die heute bekannten, endlichen geogenen Phosphatvorräte zudem mit Cadmium und Uran belastet sind, gewinnt die Phosphorrückgewinnung immer mehr an Stellenwert. Die nötigen Voraussetzungen und Entscheidungsgrundlagen für eine nachhaltige Phosphorrückgewinnung aus phosphorhaltigen Abfällen und Reststoffen im Freistaat Bayern wurden in einer Initialstudie erarbeitet.

1 EINLEITUNG

Phosphor ist ein essentieller Nährstoff für alle Organismen und eine nicht erneuerbare Ressource, die insbesondere in der Landwirtschaft als Düngemittel benötigt wird. Da Phosphor in dieser Funktion nicht substituierbar ist, die wirtschaftlich abbaubaren und nur gering mit Schadstoffen belasteten Reserven absehbar zur Neige gehen und diese Lagerstätten in vergleichsweise wenigen Ländern liegen, kann Phosphor zum Mangelstoff werden. Leicht zugängliche und schadstoffarme Vorräte könnten schon in etwa 50 Jahren erschöpft sein (Gilbert 2009). Die stetige Zunahme der Nachfrage an Rohphosphat und die begrenzte Verfügbarkeit werden auch zukünftig einen Anstieg der Rohphosphatpreise und den daraus produzierten Düngemitteln bewirken.

Eine Entkoppelung von dieser Entwicklung kann durch die Rückgewinnung von Phosphor aus sekundären Quellen gelingen. Die Etablierung der technisch vielfach bereits ausgereiften Verfahrensvarianten erfordert aufgrund wirtschaftlicher Randbedingungen jedoch eine Flankierung durch politische und wirtschaftliche Steuerinstrumente. So soll gemäß Koalitionsvertrag der aktuellen deutschen Bundesregierung die landwirtschaftliche Verbringung von Klärschlamm zu Düngezwecken auf Agrarflächen zukünftig gesetzlich verboten und eine Rückgewinnung von Phosphor und anderen Nährstoffen forciert werden. In Übereinstimmung mit der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) plant das Bundesumweltministerium eine „Phosphorrecyclingverordnung“ (AbfPhosV), die u.a. ein Mitverbrennungsverbot von Klärschlämmen vorsieht, deren Phosphatgehalt einen festgelegten Wert übersteigt. Wenn der Phosphorgehalt über 12 g P/kg TM (30 g P₂O₅/TM) liegt, darf der Klärschlamm zukünftig nicht verbrannt werden. Es sei denn, die Verbrennung erfolgt über eine Monoverbrennungsanlage und die Aschen werden zur Herstellung von Phosphordüngern verwendet oder gelagert.

Bayern wäre als wichtiger Standort der Agrarwirtschaft in besonderem Maße von einer weiteren Verknappung bzw. Verteuerung von Phosphor betroffen. Das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV) möchte deshalb aktiv in die Steuerung phosphorhaltiger Stoffströme eingreifen und eine ökonomische und ökologische Aufbereitung dieser Stoffströme zu Sekundärdünger etablieren. Die nötigen Voraussetzung und Entscheidungsgrundlagen für eine nachhaltige Rückgewinnung von Phosphor wurden im Zuge dieser Strategie in einer von Fraunhofer UMSICHT, Institutsteil Sulzbach-Rosenberg erstellten Initialstudie geschaffen.

2 PHOSPHORPOTENZIALE BAYERN

Im Rahmen der Erarbeitung einer nachhaltigen bayerischen Phosphorstrategie wurde bei der Betrachtung phosphorhaltiger Stoffströme der Fokus auf die Identifikation unerschlossener Potenziale für eine Phosphorrückgewinnung gelegt. In diesem Zusammenhang wurden insbesondere folgende Stoffströme eingehend bewertet:

- Stoffströme der kommunalen Abwasserbehandlung,
- Tierische Nebenprodukte,
- Rückstände aus der Biomasseverbrennung und
- Rückstände aus der Lebensmittelproduktion.

Das größte Potenzial zur Phosphorrückgewinnung bieten erwartungsgemäß die Abwasserwirtschaft und die darin entstehenden Abfälle (Abwasser, Klärschlamm, Faulschlamm, Klärschlammmasche). Durch konsequente Umstellung der Klärschlammbehandlung auf Monoverbrennung könnte dies am weitesten erschlossen werden. Einen ähnlich geeigneten Stoffstrom stellen tierische Nebenprodukte dar. Die für eine Phosphorrückgewinnung in Frage kommenden Kategorien sind Tiermehle der Kategorie 1 mit 3,1 % P und in begrenztem Maße Fleischknochenmehle der Kategorie 3 mit 6,1 % P (Gethke 2005). Bei einer realistischen Phosphorausbeute von 80 % ergibt sich ein Rückgewinnungspotenzial von insgesamt maximal 4.284 Mg P für Tiermehl der Kategorie 1 und 3. Aufgrund des hohen Phosphorgehalts würde sich eine thermische Behandlung in Monoverbrennungsanlagen mit anschließender Phosphorrückgewinnung aus den Aschen anbieten. Im Vergleich mit Klärschlamm ist das Phosphorrückgewinnungspotenzial von Biomasseaschen und Nebenprodukten aus der Lebensmittelproduktion begrenzt, aber in Einzelfällen dennoch interessant. Unter Berücksichtigung der genannten Quellen ließen sich theoretisch durch eine konsequente Kreislaufführung von Phosphor größenordnungsmäßig 60 bis 80 % der in Bayern im Wirtschaftsjahr 2012/13 eingesetzten Phosphordünger ersetzen (Gethke 2005, eigene Berechnungen).

3 BEWERTUNG VON VERFAHREN ZUR PHOSPHORRÜCKGEWINNUNG

Die geschilderte Verknappung der natürlichen Phosphorvorkommen führte zu vielfältigen Entwicklungsaktivitäten im Bereich der Phosphorrückgewinnung, insbesondere aus den Stoffströmen der biologischen öffentlichen Abwasserbehandlung.

Aus dem für 2012 in Deutschland registrierten Klärschlammaufkommen aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen von 1,85 Mio. Mg Trockensubstanz (Statistisches Bundesamt 2014) errechnet sich unter der Annahme eines mittleren Phosphoranteils von ca. 2,4 % (Durth 2005) ein theoretisches Rückgewinnungspotenzial von 45.000 Mg P/a, was derzeit etwa 36 % des Jahresbedarfs an mineralischen Phosphordüngern entspricht.

Geeignete Ausgangsstoffe zur Phosphorrückgewinnung im Abwasserreinigungsprozess umfassen im Wesentlichen die folgenden Medienströme (Pinnekamp 2007):

- Wässrige Phasen (Kläranlagenablauf und Prozesswässer der Schlammbehandlung),
- Entwässerter Klärschlamm und
- Klärschlammmasche aus der Monoverbrennung.

Bei den Entwicklungen liegt das Augenmerk in der Regel auf einem oder mehreren der folgenden Aspekte:

- Reduzierung der Schwermetallgehalte,
- Zerstörung der organischen Schadstoffe und
- Sicherstellung oder Verbesserung der Pflanzenverfügbarkeit.

Wie die Aufstellung in Abbildung 1 zeigt, wurde mittlerweile eine Vielzahl an Verfahren zur Phosphorrückgewinnung entwickelt. Dabei ist festzustellen, dass die nasschemischen Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor bzw. Phosphorverbindungen im Entwicklungsstand weiter fortgeschritten sind als die thermischen Rückgewinnungsverfahren, obwohl die theoretisch mögli-

che Rückgewinnungsquote bei letzteren deutlich höher liegt als beim P-Recycling aus wässrigen Phasen. Aufgrund der starken Entwicklungsdynamik in diesem Bereich erhebt die Darstellung darüber hinaus keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

Abwasser & Prozesswässer	Klärschlamm	Klärschlammasche
Kristallisation / Fällung <ul style="list-style-type: none"> ▪ Phostrip ▪ DHV-Crystalactor® ▪ Ostara PEARL® ▪ Unikata Phosnix® ▪ Nishihara ▪ Kurita Festbettreaktor ▪ Ebara ▪ MAP Kristallisation Treviso ▪ CSIR Wirbelschichtreaktor ▪ REPHOS® ▪ P-RoC ▪ PRISA-Verfahren ▪ Sydney Waterboard Reaktor 	Kristallisation <ul style="list-style-type: none"> ▪ AirPrex MAP-Verfahren ▪ PECO-Verfahren (biol.) ▪ FIX Phos 	Nasschemischer Aufschluss <ul style="list-style-type: none"> ▪ PASCH/RÜPA ▪ SEPHOS ▪ SESAL (Weiterentwicklung von SEPHOS) ▪ BioCon ▪ Eberhard-Verfahren ▪ RecoPhos (Jävenitz)
	Säureaufschluss <ul style="list-style-type: none"> ▪ Stuttgarter Verfahren ▪ Seaborne-Verfahren ▪ Kemira KEMICOND® 	Thermischer Aufschluss <ul style="list-style-type: none"> ▪ SUSAN ▪ Mephrec ▪ ATZ-Eisenbadreaktor ▪ RecoPhos (Leoben)
	Hydrothormaler Aufschluss <ul style="list-style-type: none"> ▪ PHOXNAN LOPROX ▪ Kemira KREPRO® ▪ Aqua Reci ▪ Cambi-Prozess 	Elektrokinese <ul style="list-style-type: none"> ▪ EPHOS
Ionenaustausch <ul style="list-style-type: none"> ▪ REMNUT® ▪ PHOSIEDI 	Thermischer Aufschluss <ul style="list-style-type: none"> ▪ Mephrec ▪ ATZ-Eisenbadreaktor 	Bioleaching <ul style="list-style-type: none"> ▪ Inocre
Sonder- und Kombiverfahren <ul style="list-style-type: none"> ▪ RECYPHOS ▪ Magnetseparator 		

Abb. 1: Auswahl von Phosphorrückgewinnungsverfahren im Bereich der Abwasserbehandlung.

Für eine modellhafte Bewertung wurden aus den zahlreichen Möglichkeiten der Phosphorrückgewinnung sechs für Bayern relevante und erfolgversprechende Beispielszenarien gebildet, die zumindest langfristig mit guten Erfolgsaussichten umsetzbar sind. Dabei wurde Rücksicht auf Projekte genommen, die sich derzeit in Bayern in der Vorbereitungs- bzw. Planungsphase befinden bzw. die bereits andernorts im Pilotmaßstab oder darüber hinaus realisiert wurden. Im Einzelnen handelt es sich um je ein Kristallisationsverfahren aus den Stoffgruppen Abwasser und Prozesswasser (Szenario 4-1) sowie Klärschlamm (Szenario 4-2), je ein Säureaufschlussverfahren aus den Stoffgruppen Klärschlamm (Szenario 4-3) und Klärschlammasche (Szenario 1), sowie je ein thermisches Aufschlussverfahren aus den Stoffgruppen Klärschlamm (Szenario 2) und Klärschlammasche (Szenario 3).

Die Verfahren wurden jeweils einem der folgenden Anwendungsfälle zugeordnet:

- Phosphorrückgewinnung in ländlichen Regionen,
- Phosphorrückgewinnung in (groß)städtischen Regionen,
- Phosphorrückgewinnung in Ballungsräumen und
- Phosphorrückgewinnung und Mitverbrennung von Klärschlamm in einem Zementwerk.

Besondere Beachtung fand bei der Beurteilung verschiedener Verfahrensalternativen eine Bewertung der Treibhausgasemission (THG) der gesamtheitlichen Phosphorrückgewinnung. In Abbildung 2 sind die Ergebnisse der THG-Bewertung wiedergegeben. Dabei wurden die spezifischen Emissionen als CO₂-Äquivalente je kg Phosphor ausgewiesen und relativ zu den Emissionen der Bereitstellung eines Phosphordüngers aus natürlichen Phosphaterzen dargestellt.

Bei der Bewertung der Ergebnisse ist zunächst festzuhalten, dass die Szenarien 1 bis 3 ein höheres Rückgewinnungspotenzial als die Szenarien 4-1 und 4-2 erschließen. Die vermeintlich geringere Klimabelastung wird dadurch wieder relativiert. Außerdem sind die letztgenannten Szenarien auf Kläranlagen mit einer vermehrten biologischen Phosphorelimination (Bio-P) angewiesen. Der Umstellung auf diese in Bayern kaum verbreitete Verfahrenstechnik stehen unter anderem Schwierigkeiten beim Einhalten strengerer Phosphorgrenzwerte im Kläranlagenablauf entgegen.

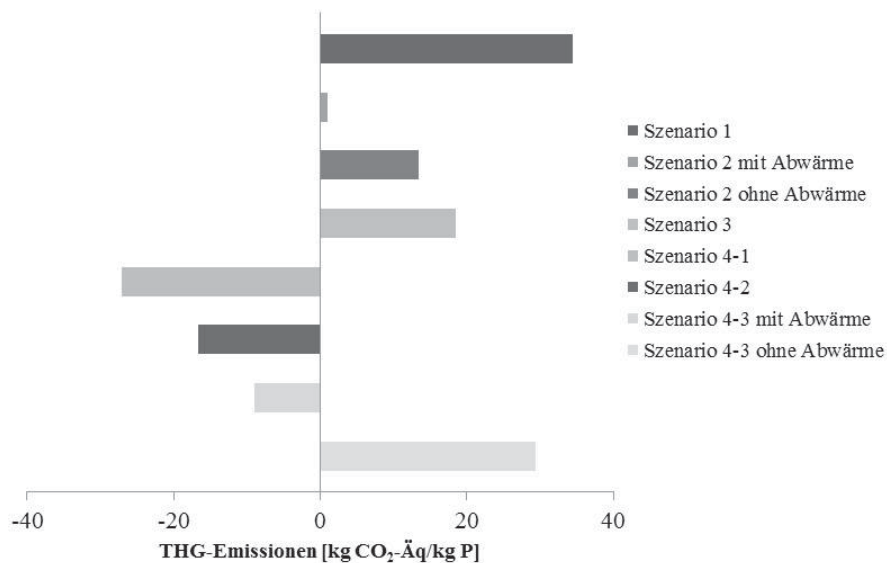


Abb. 2: Vergleichende Darstellung der THG-Betrachtung der untersuchten Szenarien.

Ein hoher Chemikalien- oder Energieverbrauch wirkt sich erwartungsgemäß negativ auf die THG-Emissionen aus (Szenario 1 und 4-3). Besonders hohe CO₂-Gutschriften ergeben sich bei der Schmelzvergasung von Klärschlamm (Szenario 2), da eine Stromerzeugung aus dem dabei entstehenden Gas momentan noch hohe Substitutionseffekte gegenüber dem derzeitigen Strommix bewirkt. Thermische Verfahren haben dann Vorteile, wenn Abwärme aus anderen Prozessen zur Klärschlamm-trocknung verwendet wird. Falls diese Abwärme ansonsten ungenutzt bliebe, kann sie bezüglich des Treibhausgaspotenzials als klimaneutral angesehen werden. Hierfür bieten sich Klärschlamm-trocknungsanlagen in Verbindung mit Müll-verbrennungsanlagen, Kraftwerken, Zementwerken oder Biogasanlagen an. Getrockneter Klärschlamm besitzt einen Heizwert in der Größenordnung von Braunkohle und kann somit fossile Energieträger, beispielsweise in Zementwerken, substituieren. In diesem Fall ist jedoch eine vorherige Phosphorrückgewinnung aus Abwasser oder Klärschlamm unabdingbar, um Stoff- und Energiekreisläufe nachhaltig zu schließen. Das hierfür favorisierte Szenario 4-3 (Säureaufschluss von Klärschlamm) erreicht zwar eine etwas geringere Rückgewinnungsquote als die Szenarien 1 bis 3. In der Gesamtschau von Klima- und Ressourceneffizienz ergeben sich dennoch einige interessante Regionen um die Zementwerke, wo Klärschlammaufkommen, Abwärmequelle und Brennstoffbedarf eine sinnvolle Überschneidung aufweisen..

4 HANDLUNGSFELDER

In der Initialstudie zur Phosphorstrategie für Bayern wurden weiterhin verschiedenste Handlungsempfehlungen aufgezeigt, die als Grundlage für eine zukünftige Phosphorrück-gewinnung und für ein nachhaltiges Phosphormanagement im Freistaat Bayern dienen sollen (Franke 2012). In diese Vorschläge flossen auch die Ergebnisse des Berichts "Bewertung von Handlungs-optionen zur nachhaltigen Nutzung sekundärer Phosphorreserven" ein, der von einem Ad-hoc Arbeitskreis der LAGA im Januar 2012 veröffentlicht wurde (LAGA 2012). Im Einzelnen wurden die folgenden übergeordneten Handlungsfelder identifiziert:

- Technische Maßnahmen,
- Politische Maßnahmen und
- Flankierende Maßnahmen.

Bezogen auf eine erfolgreiche Umsetzung des Phosphorrecyclings müssen schrittweise politische und wirtschaftliche Steuerinstrumente eingeführt werden, die eine Rückgewinnung bis zum Zeitpunkt der eigenständigen Wirtschaftlichkeit der Verfahren unterstützen und ermöglichen. Dabei ist es unumgänglich, dass einzelne Instrumente kombiniert werden, um so die Effizienz und Nachhaltigkeit des Phosphorrecyclings sicherzustellen.

Für eine mittelfristige Initiierung der Rückgewinnung ist die Etablierung eines Rückgewinnungsgebots mit sukzessiver Anpassung einer Recyclingquote an den Stand der Technik vorstellbar. Da damit allerdings noch keine Verwertung der Sekundärphosphate als Düngemittel garantiert ist, müssen zusätzliche Anreize für die Abnahme der Rezyklate geschaffen werden. Diesbezügliche Möglichkeiten wären beispielsweise ein Zertifikatsmodell für die Verwendung der Rezyklate, eine Abnahmepflicht verbunden mit einer garantierten Produktvergütung oder eine Beimischungspflicht als strenge marktregulative Maßnahme.

Hiervon unberührt gilt für die in Monoverbrennungsanlagen verwerteten Klärschlämme, dass die erzeugten Aschen unmittelbar zur Herstellung von Phosphordüngemitteln genutzt oder solange gelagert werden sollten, bis eine rohstoffliche Nutzung der Klärschlammaschen zu einem späteren Zeitpunkt erfolgen kann (Wendenburg 2013).

Als Unterstützung der bayerischen Phosphorstrategie dienen weitere flankierende Maßnahmen, von denen die Anregung eines Fachdialogs zwischen den vielfältigen Akteuren an herausgehobener Stelle steht und so die Stakeholder ihre Meinung zu Umsetzbarkeit, Lenkungswirkung und Akzeptanz einzelner Maßnahmen einbringen.

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Potentialbetrachtung ergab, dass die Stoffströme Abwasser, Klärschlamm und tierische Nebenprodukte das größte Recyclingpotenzial für Phosphor beinhalten. Eine Aufsummierung der Einzelpotentiale zeigte, dass ca. 60 bis 80 % der 2012 in Bayern abgesetzten Mineraldünger durch Sekundärphosphate substituiert werden könnte.

Die größten Anstrengungen hinsichtlich einer künftigen Phosphorrückgewinnung werden derzeit im Bereich der kommunalen Abwasserwirtschaft unternommen. So gibt derzeit eine Vielzahl an Verfahrensentwicklungen, die eine Rückgewinnung von Phosphor aus Überstands- und Prozesswässern, Klärschlamm oder Klärschlammaschen ermöglichen sollen.

Im Rahmen der Initialstudie wurden für Bayern zielführende Rückgewinnungsverfahren modellhaft betrachtet und einer eingehenden Bewertung unterzogen. Für eine langfristige, effiziente, gesamt-bayerische Klärschlammensorgung mit anschließender Phosphorrückgewinnung sollten demnach mittelfristig Säureaufschlussverfahren aus Klärschlammasche (Szenario 1) sowie thermische Aufschlussverfahren aus den Stoffgruppen Klärschlamm (Szenario 2) und Klärschlammasche (Szenario 3) geprüft werden. Eine zeitnahe Umsetzung einer Rückgewinnung kann an geeigneten Standorten mit einem Säureaufschlussverfahren aus Klärschlamm (Szenario 4-3) erfolgen, wodurch eine kurzfristige Initiierung des Phosphorrecyclings in Bayern ermöglicht wird. Des Weiteren ist empfehlenswert, neben konkreten Formulierungen von Zielsetzungen zur P-Rückgewinnung, politische Instrumente wie ein Rückgewinnungsgebot/-quote für Phosphor oder ein Zertifikatsmodell anzuwenden, um eine effiziente Phosphorrückgewinnung im Freistaat zu fördern und einen Absatzmarkt für Sekundärphosphate zu ermöglichen. Flankierende Maßnahmen können zusätzlich zur besseren Darstellung der vorhandenen Phosphormengen und -ströme und zur Steigerung des Rückgewinnungspotenzials dienen.

DANKSAGUNG

Die Initialstudie „Phosphorstrategie für Bayern – Erarbeitung von Entscheidungsgrundlagen und Empfehlungen“ wurde vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz finanziert.

LITERATUR

- Durth, A., Schaum, C. & Meda, A. (2005) Ergebnisse der DWA-Klärschlammhebung 2003. In: *Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall (Hrsg.): Tagungsband zur DWA-Bundes- und Landesverbandstagung*, 21. bis 22.09.2005, Hennef. pp. 349-383.
- Franke, M., Mocker, M., Kozlik, M., Löh, I., Jung, R. & Wiesgickl, S. (2012) *Initialstudie Phosphorstrategie für Bayern – Erarbeitung von Entscheidungsgrundlagen und Empfehlungen*. Im Auftrag des Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz. Sulzbach-Rosenberg, Deutschland.
- Gethke, K., Herbst, H., Montag, D. & Pinnekamp, J. (2005) Potenziale des Phosphorrecyclings aus Klärschlamm und phosphathaltigen Abfallströmen in Deutschland. *KA-Abwasser, Abfall* 52 (Nr. 19), pp. 1114-1119.
- Gilbert, N. (2009) The Disappearing Nutrient. *Nature* Vol 461, pp.716-718.
- LAGA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall) (2012) *Bewertung von Handlungsoptionen zur nachhaltigen Nutzung sekundärer Phosphorreserven*. Deutschland.
- Pinnekamp, J., Montag, D., Gethke, K. & Herbst, H. (2007) Rückgewinnung eines schadstofffreien, mineralischen Kombinationsdüngers „Magnesiumammoniumphosphat – MAP“ aus Abwasser und Klärschlamm. *UBA-Texte 25/07*. Dessau-Roßlau.
- Statistisches Bundesamt (2012) Klärschlammensorgung aus der biologischen Abwasserbehandlung 2012. www.destatis.de/, Zugriff 17.06.2014.
- Wendenburg (2013) Eckpunkte für rechtliche Rahmenbedingungen zum Recycling von Phosphor aus Abwasser und Klärschlamm. *Informationsveranstaltung des BMU und UBA, Phosphorrückgewinnung - Aktueller Stand von Technologien - Einsatzmöglichkeiten und Kosten*. 9. Oktober 2013, Bonn

Recovery of Phosphorus from Sewage Sludge Ashes with the RecoPhos Process

A. Schönberg, K. Samiei, H. Kern & H. Raupenstrauch
 Montanuniversitaet Leoben, Chair of Thermal Processing Technology, Leoben, Austria

KURZFASSUNG: Recycling of phosphorus from sewage sludge provides a sustainable solution for the production of this finite resource essential for human nutrition. The RecoPhos process uses the innovative InduCarb-reactor design in which the ashes from sludge incineration plants are molten and trickle down an inductively heated packed bed of carbon. The reactions taking place inside the reactor for production of high quality phosphorus are based on the same principle as the well known Woehler process. In the RecoPhos research project (receiving funding from the European Union) the process is developed using modelling and lab scale experiments. For experimental work a bench scale plant was designed and built. Using the results, the basic design of a pilot scale plant will be carried out, a market study will be performed and the environmental impact of the process compared with the status quo will be evaluated in a Life Cycle Assessment (LCA) study.

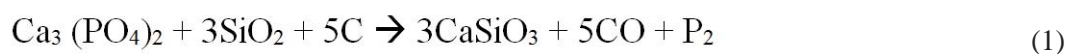
1 INTRODUCTION

Phosphorus is an essential element for all forms of life and its exploitable deposits are getting scarce quickly. This and also the fact that phosphate mining and refining has severe side effects on the environment, like enormous land use; and the production of vast amounts of dangerous wastes, will make it inevitable in the near future to recycle phosphorus from every suitable P-containing waste. Sewage sludge is considered to be one of the most important alternative phosphorus sources, as in this sludge all of the phosphorus discharged by humans is concentrated and can, if properly collected and treated, be recycled completely. Its inorganic dry matter (= ash content) has a phosphate content of 30 up to 70 % of the content of phosphate concentrates produced from natural phosphate rocks. The principle of the RecoPhos process is the fractioned extraction of phosphorus and heavy metals from sewage sludge and its ash at high temperatures under reducing conditions. The RecoPhos process transforms a problematic waste into several streams of secondary raw materials, leaving behind a minimum of solid waste. The aim of the planned RecoPhos project is to develop a completely new P-recycling process, which can avoid several of the known chemical-technical problems that are still limiting the possible success of Phosphorus recycling.

2 THE RECOFOS PROCESS

2.1 Overview

The core technique of the RecoPhos process, the so-called InduCarb reactor, operates according to the same chemical principle as the Woehler process, producing amongst others white phosphorus as a product. The following summary reaction for Ca-Phosphate runs in an inductive heated bed of carbon:



All the other phosphates, like FePO_4 and AlPO_4 will also be reduced in the reactor. The outgoing reactor gas is burned in a combustion chamber by using a propane support burner. In the following scrubber acidic compounds will be removed and so phosphoric acid can be found in the wash water. Figure 1 below shows a simplified process flow diagram of the process.

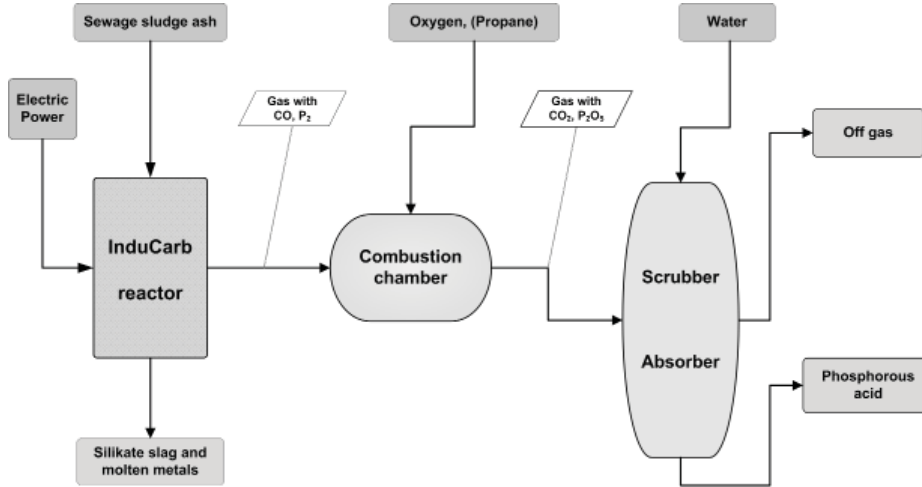


Fig. 1: Simplified process flow diagram.

2.2 Aims of the process

Of course, the primary goal of the RecoPhos process is the production of phosphorus and phosphoric acid. Another aim of the process is to produce an iron alloy that can be used in the metal industry; respective quality demands have to be taken into account when optimising the process. Phosphorus has a strong affinity to iron. One important task of the experimental work will be to minimise the loss of valuable elemental phosphorus by the formation of less valuable iron phosphorus with the Fe reduced from Fe_2O_3 of the ash. Too much phosphorus in the slag must as well be avoided, not only because of the P-loss, but also because slag with a too high P-content cannot be used in the cement industry, and would have to be most likely disposed of as waste. Phosphorus is usually removed from sewage by precipitation with iron salts, resulting in high iron content in sludge ashes. However, in recent years the iron salts are often replaced by aluminium salts and other additives. For that reason, the behaviour of the system and the change of output qualities when using ashes of different compositions (especially high and low Fe-content) will also be investigated.

II experimental results obtained by measuring of process parameters during the running process, as well as by chemical analysing the output materials, will be used for process simulation and thermodynamic, fluid dynamic as well as chemical modelling, which will in turn help to optimise the experimental setup.

2.3 Aims of the process

In the InduCarb reactor the phosphates are reduced by carbothermal reduction to phosphorus. To ensure the reactions taking place, it is necessary to provide the right atmospheric conditions in the reactor. These conditions are for example a very low partial pressure of oxygen at high temperature. To reach those necessary conditions an inductive heating system was chosen to serve the heat input.

The InduCarb reactor contains a packed bed of graphite. This packed bed is inductively heated by three induction heating systems. These induction heating systems serve high energy alternating magnetic fields which are produced by water cooled induction coils. In total three different induction coils are used in order to allow a better temperature control of the packed bed inside the reactor (see figure 2). The specific sections of the reactor can be heated to the optimum temperature for the process independently. Within the reactor itself we can differentiate between three

different sections in the packed bed (from top to bottom):

Area 1: Melting zone (heated by the first coil system) for melting the ash. The temperature will be regulated by the heating system and the ash feed flow.

Area 2: Can be seen as the main reaction zone. This area is heated by the other two induction heating systems (middle and bottom) to reach the temperature necessary for reactions.

Area 3: Discharge area (output zone) for the slag (containing Fe and all liquid phases). The temperature in this area will ensure the discharge of the liquid phase (no freezing of the slag). The heat input can be controlled by the third induction heating system.

The reactor has two different output streams which move in counter flow inside the area 2.

- Output stream 1: Liquid output stream (slag) which moves from top to bottom (through the packed bed) and flows downwards where it leaves the reactor.

- Output stream 2: Gas output stream (P_2 , CO) which is produced in the reaction area and flows up from there, leaving the reactor on the side between area 1 and 2.

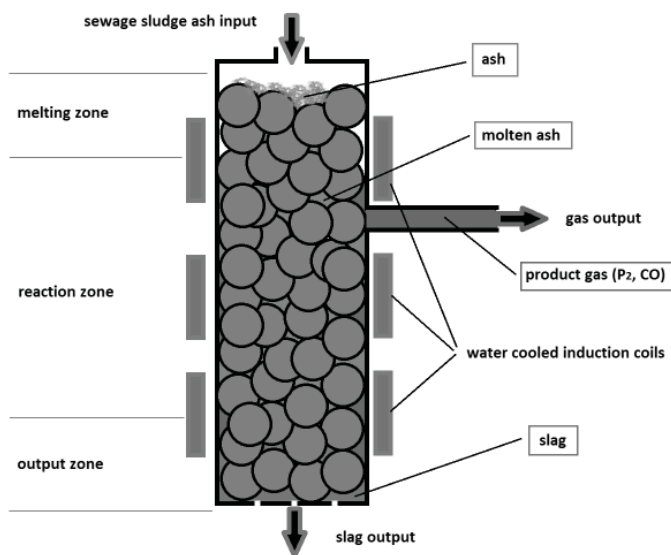


Fig. 2: Principles of the InduCarb Reactor.

2.4 Modelling and experimental work

The mathematical modelling and simulation consists of two parts: thermodynamic process simulation and mathematical modelling of the inductive heated chemical reacting packed bed of carbon particles. The design will be constantly enhanced according to the experimental results.

As a last step the basic design of a pilot scale plant will be done.

The modelling of the InduCarb reactor also consists of two parts. At first the creation of a macroscopic model is necessary to get an overview of the conditions in the reactor. The aim of the model calculation is to find the necessary parameters for the dimensioning of the reactor. The correct choice of the reactor volume is decisive for the attainable conversion in the process. Furthermore predictions relating to the design should be possible. The optimal height to diameter ratio of the reactor is an important parameter here. Modes of operation could be optimized in an existing reactor. Knowledge of the interactions between the processes in the reactor allows deeper insight into the process.

The second part is a mesoscopic model that is developed adapting on a transient, 2-dimensional heterogeneous model. The goal is to optimize the heat input, the product quality and the energy efficiency. All over it is necessary to find out the key components and the reactions in the InduCarb reactor.

Figure 3 shows the construction of the bench scale plant built for experimental work.

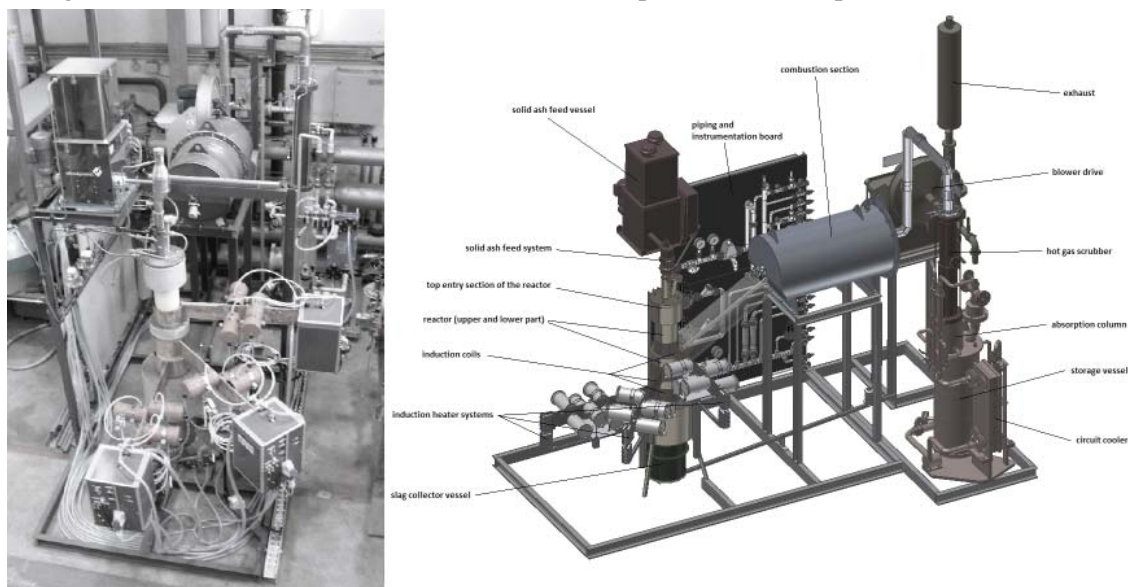


Fig. 3: Bench scale plant.

3 OUTLOOK BEYOND THE CURRENT PROJECT

An optional possibility (no part of the current project) is to use a two-stage process in which the heavy metals are removed as chlorides by operating an incinerator (Flash-Reactor) connected upstream to the InduCarb reactor. In the incinerator atmosphere the heavy metal oxides are forming chlorides, which are leaving the molten slag with the waste gas. As sole energy source for the incinerator, dried sewage sludge could be used. The phosphorus will be condensed from the product gas in a quench with indirect heat extraction. An important issue is also the purity of the phosphorus, which will be controlled by means of different input materials, different process conditions, as well as by modifications in the product gas cleaning. If phosphoric acid is wanted as product, the P-gas can be combusted to P_2O_5 and, after heat recovery, dissolved in water to very pure H_3PO_4 .

ACKNOWLEDGEMENTS

The RecoPhos research project has received funding from the European Union Seventh Framework Programme (FP7/2007-2013) under grant agreement no. 282856.

LITERATUR

- Corbridge, D.E.C. (1995) *Phosphorus*. An outline of its chemistry, biochemistry and uses. Elsevier. pp. 556.
- Cordell, D., Drangert, J.-O. & White, S. (2009) The story of phosphorus. Global food security and food for thought. *Global Environmental Change* 19. 292-305.
- Donatello, S., Tong, D. & Cheeseman C.R. (2010) Production of technical gradephosphoric acid from incinerator sewage sludge ash (ISSA). *Waste Management* 30, 1634-1642.
- RecoPhos Grant Agreement (2011), Annex I – Description of Work.
- Sartorius, C., von Horn, J. & Tettenborn, F. (2011) Phosphorus recovery from Wastewater – State-of-the-art and future potential. In: *International conference on Nutrient Recovery and Management 2011*. Miami, Florida, USA.
- Schoenberg A. et al (2014) The RecoPhos Process-recovery of phosphorus from sewage sludge ashes: In: *CRETE 2014 4th International Conference Industrial and Hazardous Waste Management*. Chania, Crete, Greece.

Kreislaufführung von Holzaschen - Verwertung im alpinen Wald

M. Fernández-Delgado Juárez

*Institute of Microbiology, University of Innsbruck
& alpS Center for Climate Change Adaptation
Innsbruck, Austria*

H. Insam

*Institute of Microbiology, University of Innsbruck,
Austria*

M.E. Ortner

*UInstitute for Infrastructure Engineering, Unit of
Environmental Engineering, University of Inns-
bruck, Austria*

A. Knapp

*alpS Center for Climate Change Adaptation Inns-
bruck, Austria*

KURZFASSUNG: Das Projekt „AshTreaT“ untersuchte das Ausbringungspotential von unbehandelter Holzasche in alpinen Wäldern, um durch die Rückführung der Holzasche in den Wald den Nährstoff- und Verwertungskreislauf zu schließen. Eine ökonomisch und ökologisch sinnvolle Verwertung der anfallenden Pflanzenasche im alpinen Raum ist gegenwärtig aufgrund von fehlenden Verfahrenstechnologien zur Ascheaufbereitung und mangelnden Logistik- und Ausbringungskonzepten nicht gegeben. Ziel war die Entwicklung eines regional umsetzbaren Verwertungskonzeptes, welches Wissenschaft, Wirtschaft, Verwaltung und Politik mit einbezieht.

1 EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

Der in den letzten Jahren erlebte Boom zur Errichtung von Biomasseheiz(kraft)werken hat neben dem gestiegenen Bedarf an biogenen Brennstoffen (Waldhackgut, Sägenebenprodukten, Stroh, etc.) auch zu einem steigenden Anfall an Holzasche geführt. Allein in den Bundesländern Tirol und Vorarlberg war der Rostascheanfall im Jahr 2012 insgesamt rund 19.000 Tonnen (Amt der Tiroler Landesregierung 2013; Amt der Vorarlberger Landesregierung 2013). Eine ökonomisch und ökologisch sinnvolle Verwertung der anfallenden Holzasche im alpinen Raum ist gegenwärtig aufgrund von fehlenden Verfahrenstechnologien zur Ascheaufbereitung und mangelnden Logistik- und Ausbringungskonzepten nicht gegeben. Holzaschen aus der Biomasseverbrennung werden derzeit vorwiegend kostenpflichtig als Abfall deponiert. Dabei werden Nährstoffe wie Kalzium, Magnesium, Kalium und in geringem Maße auch Phosphor dem natürlichen Stoffkreislauf entzogen (Knapp & Insam, 2011). Im Sinne des Kreislauf- und Re-cyclinggedankens wurde im Projekt „AshTreaT“ im Rahmen des Förderprogramms COMET das Ausbringungspotential von Rostasche aus der Biomasseverbrennung unbehandelter Hölzer in alpinen Wäldern untersucht.

Eine Rückführung der Pflanzenaschen ist entsprechend der „Richtlinie für den sachgerechten Einsatz von Pflanzenasche zur Verwertung auf land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen“ (BMLFUW, 2011) möglich. Ziel des Projektes war es ein Holzascheprodukt für Waldböden (Silikat, Karbonat) zu entwickeln und das tatsächliche Ausbringungspotential von Holzaschen in Tiroler und Vorarlberger Wäldern zu ermitteln. Für das Projekt wurden folgende Schwerpunkte gesetzt:

- Entwicklung von geeigneten Holzascheprodukten,
- Verfahrenstechnik,
- Ausbringungstechnik,
- Definition geeigneter Ausbringungsflächen in Tirol und Vorarlberg und
- Ökonomische und ökologische Bewertung.

2 PRODUKTENTWICKLUNG

Im Rahmen der Produktentwicklung wurden Pellets aus Holzasche unter Beimengung unterschiedlicher Zuschlagstoffe hergestellt. Dabei wurde die Eignung von Kompost, Gärresten und Holzabfallprodukten (ligninhaltig) als Trägerstoff für die Pelletierung getestet. Der Ablauf der

Laborversuche zur Produktion der Pellets wird in Abbildung 1 dargestellt. Die unterschiedlichen Pellets wurden mit einem Äquivalent von 2 t Asche/ha auf vier für Tirol und Vorarlberg charakteristische Waldböden ausgebracht. Die Qualität der benutzten Asche bzw. Pellets entspricht der Richtlinie für den sachgerechten Einsatz von Pflanzaschen (BMLFUW 2011) (Tab. 1).

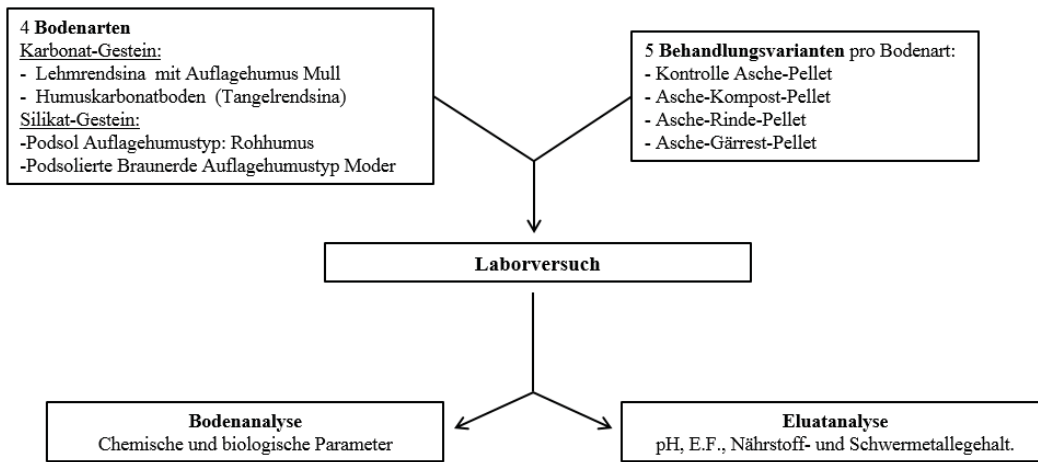


Abb. 1: Schema des Laborversuches.

Um den bestmöglichen Trägerstoff zu identifizieren wurde der Einfluss der Holzschepellets während einer Periode von 6 Monaten (Abb. 1) auf die Bodenchemie und Bodenmikrobiologie sowie deren Auswaschung untersucht.

Tab. 1: Schwermetallegehalt der produzierten Holzschepellets und Grenzwerte für Aschequalität A und B (gemäß der Richtlinie zur Verwertung von Pflanzaschen).

	Grenzwerte (mg/kg TS)		Nähr- und Schadstoffgehalt (mg/kg TS)			
	A	B	Pellet-Asche	Pellet-Rinde	Pellet-Kompost	Pellet-Gärrest
As	20	20	0	0,72	1,33	1,11
Zn	1200	1500	1,56	2,98	6,07	2,32
Cu	200	250	1,58	3,45	4,92	1,55
Cr	150	250	10,31	11,04	11,03	8,97
Pb	100	200	2,66	1,06	1,80	0,60
Ni	150	200	3,47	2,91	3,52	2,72
Cd	5	8	0	0	0	0

Auf keinem der vier untersuchten Böden konnten negative Auswirkungen aufgrund der Aschebehandlung oder der verschiedenen benutzten Zuschlagstoffe nachgewiesen werden. Die Karbonatböden wiesen auf Grund ihrer höheren Pufferkapazität eine geringere Metallauswaschung auf. Ein Unterschied zwischen den verschiedenen Zuschlagstoffen zu den Holzschepellets konnte im Untersuchungszeitraum von sechs Monaten nicht nachgewiesen werden. Für alle gemessenen Schwermetallgehalte (As, Zn, Cr, Pb, Ni, Cd) der Eluatproben wurden die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung, mit Ausnahme von Arsen, nicht überschritten. Für dieses Metall kann jedoch ausgeschlossen werden, dass es aus der Bodenprobe stammt, da die zugegebenen Holzschepellets (vgl. Tab. 1) eine sehr geringe Konzentration an Arsen enthielten.

Als Gesamtaussage kann man festhalten, dass die Bodenvariabilität eine höhere Auswirkung auf die Nährstoff- und Schwermetallgehalte hat als die Aschezugabe. Diese zeigte, basierend auf den Laborversuchen, keine negativen Auswirkungen auf die untersuchten Bodentypen.

3 VERFAHRENS- UND AUSBRINGUNGSTECHNIK

Im nächsten Schritt fand aufgrund der Laboregebnisse eine Produktion von Pellets im halbindustriellen Maßstab statt.

Die Vorteile der Pelletierung liegen in einer einfachen Handhabung in Bezug auf Ausbringung und Lagerung. Es wurden die gleichen Zusatzstoffe wie in der Stufe der Produktentwicklung

eingesetzt. Zusätzlich wurden verschiedene Feuchtigkeitsgrade, Aufbereitungsstufen der Rostasche und Mischverhältnisse zwischen Zuschlagstoff und Rostasche mit der Pellet-Pressen hp08 (Jumbo Group GmbH, Deutschland) getestet. Dabei stellte sich Kompost als der optimale Trägerstoff heraus.

Als zweites Verfahren für die Produktentwicklung wurde die Möglichkeit der Aufbaugranulation geprüft. Bei diesem Verfahren fällt die Zugabe von Zuschlagstoffen weg, allerdings ist der Aufbereitungsgrad der Asche aufwändiger, da in diesem Verfahren die Partikelgröße (80 % $\varnothing < 180 \mu\text{m}$) eine kritische Rolle spielt. Neben den Verfahrenstechniken zur Herstellung wurden in diesem Projekt auch die verschiedenen Ausbringungstechniken der entwickelten Produkte betrachtet. Aufbauend auf eine umfangreiche Literaturrecherche wurden Hubschrauberausbringung, Verblasen und Bringungsseilbahn in Erwägung gezogen.

Eine technische Anwendung der Ausbringung im Feld konnte im Rahmen des Projektes nicht durchgeführt werden. Es wurden jedoch potenzielle Ausbringungsflächen für jede der drei oben genannten Ausbringungstechniken definiert.

4 AUSBRINGUNGSFLÄCHEN

Ein weiterer wesentlicher Baustein des Projektes war die Erstellung einer Flächenbilanz über die tatsächlich möglichen Ausbringungsflächen in Tirol und Vorarlberg. Dazu wurden vorhandene GIS-Daten verwendet und Ausschlussflächen (Vogelschutzgebiete oder Naturwaldreservate, etc.), Abstandsflächen (zu Wasserschutzgebieten, Fließgewässern, etc) und nutzbare Flächen definiert.



Abb. 2: Flächenbilanz Ausbringungsflächen in Tirol (a) und Vorarlberg (b) (Guse 2014).

Die dafür eingesetzten GIS-basierten Daten wurden von der Tiris-Datenbank und der Abteilung für Wasserwirtschaft und Umweltschutz des Landes Tirol zur Verfügung gestellt (Abb. 2). Die Waldgrundfläche von Tirol beträgt 515.216 ha und jene von Vorarlberg 96.233 ha. Nach Abzug der Abstandsflächen und Tabubereiche reduzierte sich die Waldgrundfläche auf eine potenzielle nutzbare Fläche von 204.782 ha für Tirol und 41.107 ha für Vorarlberg. Berücksichtigt man die maximale Ausbringungsmenge von 2 t/ha in 20 Jahren (BMLFUW 2011), ergibt sich eine potenzielle Ausbringungsmenge von 409.564 t und 82.214 t jeweils für Tirol und Vorarlberg innerhalb von 20 Jahren.

5 ÖKONOMISCHE UND ÖKOLOGISCHE BILANZIERUNG

Die Ergebnisse aus den vorangegangenen Arbeitspaketen werden in einer ökonomischen und ökologischen Bilanzierung bewertet. Dazu wurde einerseits eine Kostenanalyse der gesamten Prozesslinie von der Produktherstellung bis zur Ausbringung erstellt und den gegenwärtigen Deponierungskosten gegenüber gestellt. Die Ergebnisse einer ersten Abschätzung zeigen, dass sich die Kosten der Produktherstellung (ohne Ausbringungskosten) knapp unter den durchschnittli-

chen Deponierungskosten in Tirol und Vorarlberg belaufen.

Im Rahmen der ökobilanziellen Bewertung wurden, in Anlehnung an die ISO 14040 (DIN EN ISO 2006), Umweltwirkungen entlang der genannten Prozesslinie erhoben und bewertet. Hierbei wurde vor allem die Wirkung der Nährstoffrückführung in den alpinen Wald als Substitution einer Anwendung von Mineraldüngern vergleichend bewertet. Unter den getroffenen Annahmen und den zugrunde liegenden Daten führt eine erste Einschätzung der Analyse zu dem Schluss, dass die Aufbereitung, Verarbeitung und Ausbringung von Holzasche im Wald ökologische Vorteile gegenüber einer Deponierung und Ausbringung von Mineraldüngern erzielen kann.

6 FAZIT \ AUSBLICK

Nach Abschluss des zweijährigen Forschungsprojektes stellen sich folgende interessante Fragen für weitere Forschungsarbeiten:

- Aus Sicht der Produktherstellung: Konkrete Analyse der Ausbringung und damit verbundenen Logistikkette.
- Aus Sicht der Naturschutzbehörden: Wie reagieren Raufußhühner, Amphibien u.ä. auf die Holzascheprodukte?
- Wie können die Berufsgruppen Forst- und Landwirtschaft am besten die Bevölkerung über den Bedarf einer nachhaltigen Nährstoffrückführung in den Wäldern aufklären?

Des Weiteren sollen die Ergebnisse des Projekt AshTreat als Entscheidungshilfe für Behörden, Forstbesitzer, Biomasseheizkraftwerksbetreiber und als wissenschaftliche Basis für konkrete Umsetzungsprojekte dienen.

Obwohl mit Abschluss des Projektes nicht alle Fragen zu einer nachhaltigen Nährstoffkreislaufführung in alpinen Wäldern beantwortet werden konnten, so stellen die Ergebnisse einen wichtigen Meilenstein für die Einführung eines ganzheitlichen Konzeptes zur Wiederverwertung von Pflanzenaschen dar.

LITERATUR

- Amt der Tiroler Landesregierung (2013) Persönliches Gespräch mit Frau Erika Schubert vom Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz am 26. November 2013.
- Amt der Vorarlberger Landesregierung (2013) *Brennstoffstatistik 2012*. Abteilung VIa – Allgemeine Wirtschaftsangelegenheiten, Bregenz.
- BMLFUW Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. (2011) *Richtlinie für den sachgerechten Einsatz von Pflanzenaschen zur Verwertung auf Land- und Forstwirtschaftlich genutzten Flächen pp. 74*.
- DIN EN ISO 14040 (2006) Environmental Management - Life cycle assesment –Principes and framework.
- Guse, F. (2014) Masterarbeit: *GIS-gestützte Potenzialflächenanalyse für die Ausbringung von Holzascheprodukten in forstwirtschaftlich genutzten Gebieten*. Universität Innsbruck.
- Knapp, B.A. & Insam, H. (2011) Recycling of Biomass Ashes: Current Technologies and Future Research Needs. In: *Recycling of Biomass Ashes*, (Eds.) H. Insam, B.A. Knapp, Springer Berlin.
- Umweltbundesamt, GmbH (2011) *Bundes-Abfallwirtschaftsplan*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

Gewinnung von Metallen aus Klärschlamm und MV-Schlacken mittels hyperakkumulierender Pflanzen

H. Gattringer & J. Kisser

Alchemia-nova, Institut für innovative phytochemie & Kreislaufwirtschaft, 1140 Wien, Austria

M. Jordanopoulos-Kisser

Technisches Büro MJKISSER, 3001 Mauerbach, Austria

KURZFASSUNG: Die Anreicherung von Metallen aus diffus vorliegenden Konzentrationen, wie sie z.B. in Klär- und Abwasserschlämmen oder Müllverbrennungsrückständen vorliegen, ist über derzeit verfügbare technische Systeme nur unter großem Energie- und Geräteaufwand möglich. In diesem Projekt wurde die Nutzbarkeit von hyperakkumulierenden Pflanzen, die in ihrem Gewebe Metalle anreichern können, untersucht, um Metallressourcen aus Restströmen zu gewinnen. Mittels Test- und Analysereihen konnten Informationen gewonnen werden, unter welchen Rahmenbedingungen gewisse Pflanzenarten Chrom, Kobalt, Mangan, Nickel, Vanadium, Zink und auch einige seltene Erden in versprechenden Mengen anreichern. Mittels Konsultationen mit Experten und Stakeholdern aus Industrie und Abfallwirtschaft wurden Aufarbeitungsstrategien des „Bio-Erzes“ vorsondiert, um tatsächlich reine Metalle aus dem angereicherten Pflanzengewebe zu gewinnen. Gleichzeitig konnte der bedenkliche Schwermetall-Gehalt des Klärschlammes (Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink) um durchschnittlich 30% verringert werden und deutlich unter die Grenzwerte zur Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen gebracht werden, wodurch die darin reichlich enthaltenen Pflanzennährstoffe wieder dem biologischen Kreislauf zugeführt werden können.

1 EINLEITUNG

Österreich muss 90% des Materialinputs an Metallen aus dem Ausland importieren (Holzsteiner & Weber 2011). Diese Primärressourcen werden immer teurer, da sie knapper werden und schwieriger abzubauen Lagerstätten herangezogen werden müssen (World Bank 2012). So steigt schon allein aus ökonomischen und strategischen Überlegungen das Interesse an Recycling von Wertstoffen.

Technologien und Metalle in vernünftiger und ökonomisch relevanter Weise wiederzugewinnen, wenn diese nur in geringen Konzentrationen oder in vielseitigen Mischungen vorliegen wie z.B. in Klärschlämmen oder in (Müll)verbrennungsschlacken, sind praktisch noch nicht existent bzw. aktuell noch mit hohem und bedenklichen Chemikalieneinsatz und hohem Technologie- und Energieaufwand verbunden.

Auf der anderen Seite werden in der Landwirtschaft große Mengen an künstlichen Düngern verwendet, die zumeist auch in Minen abgebaut werden. Auch diese unterliegen dem gleichen Prinzip der Endlichkeit und einer drohenden Verknappung. Diese Nährstoffe gelangen über die Nahrungsmittel und anschließendem Verzehr durch Menschen über die Kanalisation in Kläranlagen, wo der Klärschlamm anfällt. Dieser Schlamm wird allerdings wegen der häufigen Verunreinigung mit Schwermetallen zumeist als Bauzuschlagstoff oder thermisch verwertet und endet letztendlich als Asche und Schlacke zu oft auch auf Deponien. Gleichzeitig ist der zweite große Sekundärressourcenstrom der (Müll)verbrennungsschlacken zu nennen, die im Endeffekt auch zumeist auf Deponien gelagert werden.

Im Rahmen dieses durch die FFG geförderten Projekts sind neue Wege zur Rückgewinnung von kritischen Rohstoffen aus benannten Abfällen besprochen worden, indem biologische Prozesse, die unter geringem Energieaufwand bei Raumtemperatur und Raumdruck ablaufen können, hinsichtlich verfahrenstechnischer Einsatzmöglichkeiten untersucht worden sind. Konkret wird der Mechanismus der Phytoextraktion und Bioakkumulation genutzt, das Lösen aus dem Boden und Anreichern bestimmter Substanzen (in diesem Fall Metalle) in Pflanzenorganen im

Rahmen des natürlichen pflanzlichen Stoffwechsels. Im Wurzelraum kommen raffinierte natürliche biologische Verwitterungs- und Absorptionsmechanismen von Metall-Kationen zu tragen, welche anschließend intravaskulär weiter transportiert und in gewissen Gewebeteilen der Pflanze angereichert werden. All dies ohne viel menschlichem Zutun, abgesehen von der agrartechnischen Pflege der Pflanzen. Einige Pflanzen, sogenannte hyperakkumulierende Metallophyten, sind von Natur aus für diese Zwecke besonders gut geeignet. In einer strukturierten Testreihe unter Laborbedingungen wurden Wachstum und Akkumulationsleistung bestimmter Pflanzen auf Klär- und Abwasserschlämmen angereichert mit Müllverbrennungaschen sowie auf Müllverbrennungsschlacken analysiert. Weitere Prozessschritte zur Metallwiedergewinnung wurden evaluiert und in ein weiteres Arbeitsprogramm aufgenommen.

2 VERSUCHSAUFBAU UND DURCHFÜHRUNG

Klärschlamm mit Müllverbrennungaschenzuschlag, Abwasserschlacken einer metallverarbeitenden Industrie und Müllverbrennungsschlacken konnten in diversen Vorversuchen erfolgreich durch relativ einfache Zusätze (z.B. Sand, Kompost, Strohhäcksel) als geeignetes Bodensubstrat für annehmbares Pflanzenwachstum konditioniert werden.

Unter kontrollierten Wachstumsbedingungen im Labor sind sechs verschiedene Pflanzenarten (*Alyssum* sp., *Helianthus annuus*, *Pteris* sp., *Dryopteris* sp., *Eichhornia* sp., und *Phytolacca* sp.) 6 bis 7 Monate gezüchtet worden. Die Pflanzen wurden in 13 Liter Pflanztöpfe mit jeweils 10 kg Substratmischung gesetzt. Von jeder Pflanzenart gab es drei Wiederholungen und insgesamt wurden 9 verschiedene Pflanzenart/Substratkombinationen getestet. Die Pflanzen wurden mit LED-Leuchten belichtet, welche auf das photosynthetisch wirksame Lichtspektrum von Pflanzen optimiert sind. Die Bewässerung erfolgte automatisiert mit entionisiertem Wasser (um störende Kationeneinträge durch Trinkwasser, wie z.B. Kalzium oder Magnesium, zu vermeiden), anhand einer mittels Bodenfeuchtigkeitssensoren gesteuerten Tröpfchenbewässerung.



Abb. 1: Ansicht des Versuchsaufbaues im Labor.

Die Bestimmungen der Zielelemente (kritische Metalle und Seltene Erden) wurde je nach Element mittels ICP-MS bzw. ICP-OES oder AAS Hydridtechnik nach Königswasseraufschluss gemäß ÖNORM EN 13657 durchgeführt. Die Substratproben wurden zu Beginn der Aussaat und dann erneut nach der Ernte der Biomasse zur Bilanzierung und auch zum Vergleich nach Flusssäureaufschluss gemäß ÖNORM L 1202 analysiert. Die unterschiedlichen Pflanzenteile wurden nach einer Wachstumsperiode von 6 bis 7 Monate nach der Abernte der Biomasse getrennt voneinander analysiert (Wurzeln, Stängel, Blätter, ggfs. Blüten).

3 ERGEBNISSE

- Schnellwüchsige Pflanzenarten haben sich auf dem Klärschlamm-Substrat von Anfang an recht gut etabliert und beachtliche Wuchsleistungen erbracht.
- Pflanzenarten, die eher auf mineralische oder gar nährstoffarme Böden angepasst sind, hatten anfänglich etwas Schwierigkeiten sich auf dem Klärschlammsubstrat zu etablieren und waren schädlinganfällig. Ab einem gewissen Durchwurzelungsgrad gingen aber auch sie in eine recht zügige Wachstumsphase über.

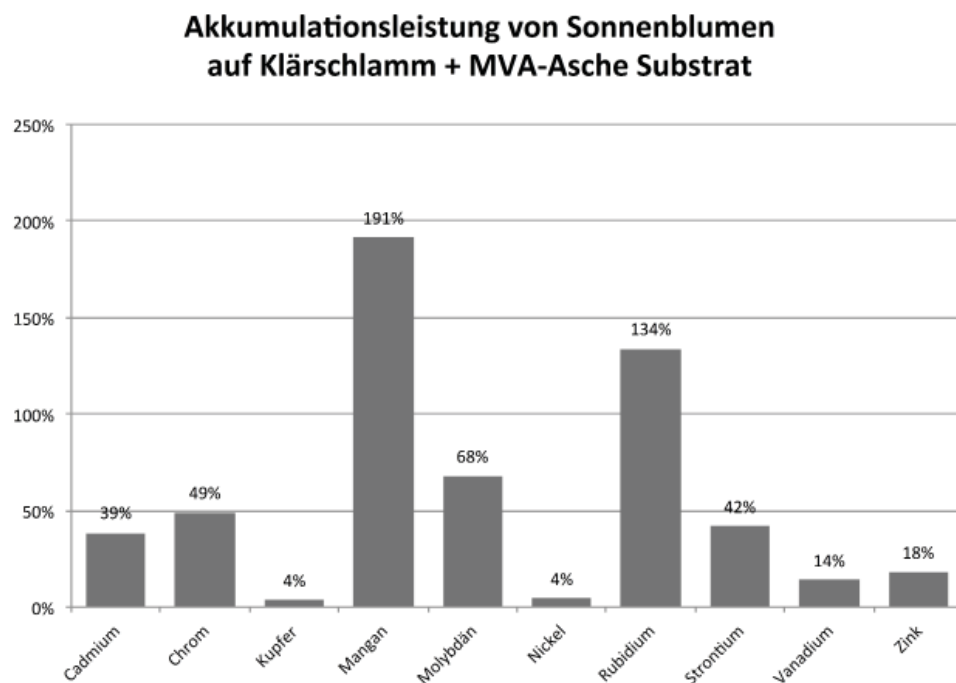


Abb. 2: Akkumulationsleistung von Sonnenblumen auf einem Substratgemisch aus Klärschlamm + MV-Aschen. Die Prozentangabe bezieht sich auf die Vergleichskonzentration im Substrat.

- Auf den Abwasserschlammsubstraten und besonders auf dem Substrat aus Verbrennungsschlacken war die Nährstoffversorgung der Pflanzen viel schwieriger, Stickstoff musste sogar nachgedüngt werden, als offensichtliche Symptome eines akuten N-Mangels ersichtlich wurden. Nach der N-Düngung war das Wachstum annehmbar, wenn auch geringer als im Klärschlammsubstrat. Die Metallgehalte in der Biomasse jedoch viel höher.
- Nickel, Molybdän, Rubidium und teilweise Mangan sind in beachtlichen Mengen in den Pflanzen hyperakkumuliert worden (je nach Pflanzenart und Substrat-Kombination), um den Faktor 5 bis 20 im Vergleich zur Ausgangskonzentration im Substrat. Diese Ergebnisse werden als Grundlagen für weiterführende Projekte gesehen.
- Gute, aber noch nicht ganz zufriedenstellende Akkumulationsleistungen konnten bei Cadmium, Vanadium, Zink, Strontium und Kobalt beobachtet werden. Entscheidende Optimierungen sind noch wünschenswert.

(Hyper-)Akkumulationsleistung von Alyssum auf Chromreichem Industrie Substrat

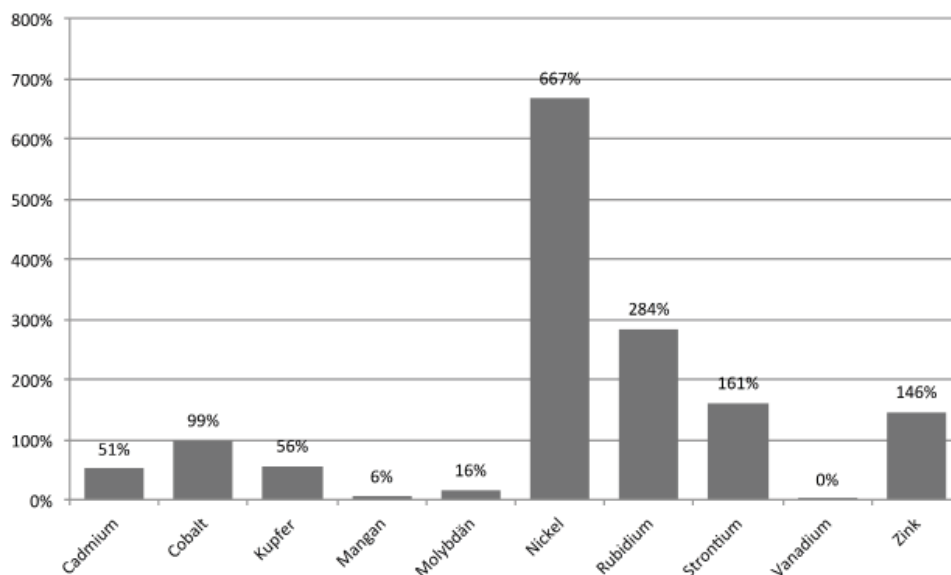


Abb. 3: Akkumulationsleistung von Alyssum sp. auf einem Substratgemisch aus chromreichen Industrie- reststrom. Die Prozentangabe bezieht sich auf die Vergleichskonzentration im Substrat.

- Akkumulation von Seltenen Erden konnte besonders bei einer Art deutlich erkannt werden. Jedoch hatte diese Pflanzenart die größten Schwierigkeiten, sich auf den beschriebenen Substraten zu etablieren. Hier sind noch weitere praktische pflanzenbautechnische Forschungsarbeiten notwendig, die zeitbedingt nicht mehr in diesem einjährigen Sondierungsprojekt erfolgen konnten.
- Eine Pflanzenart war besonders erfolgreich, Cadmium aufzunehmen und aus Abwasser-schlämmen zu entfernen.
- Der Gehalt an Schwermetallen gemäß Abfallrahmenrichtlinie im verbleibendem Klär-schlammsubstrat (Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink) nach der Wachstumsperiode konnte im Durchschnitt um 30 % verringert werden verglichen mit der Ausgangskonzentration. Eine Nutzung in der Landwirtschaft (womöglich nach einer weiteren Kompostierung mit frischem organischen Material) als Düngemittel oder Bodenverbesserer gemäß Kompostverordnung BGBL.II 292/2001 erscheint aus Sicht der Schwermetallbelas-tung zulässig.

Tab. 1: Zusammenfassung der Projektergebnisse von Bio-Ore nach Metalltyp und Pflanzenart.

	Alyssum	Helianthus	Pteris	Dryopteris	Eichhornia
Nickel	✓✓				✓
Molybdän	✓✓		✓	✓✓	
Rubidium	✓	✓✓			✓
Strontium	✓				
Cobalt	✓				
Mangan		✓			
Vanadium				✓	
Cadmium					✓
Zink	✓				✓

✓✓ hohe Anreicherung (5x - 20x)
 ✓ mäßige Anreicherung (1x - 5x)

4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Anhand der erfolgreichen Anzucht ausgewählter Pflanzenarten auf pflanzenbautechnisch schwierigen und belasteten Ausgangssubstraten und anhand der erzielten Metal-Akkumulationen im Pflanzengewebe konnten die Ziele dieses grundlegenden Sondierungsprojektes sehr zufriedenstellend erreicht werden.

Die erreichten Akkumulationsleistungen in den Pflanzen reichen noch nicht aus, um eine wirtschaftlich tragbare Anwendung gleich umzusetzen, es konnten aber viele Optimierungspotentiale erkannt werden, die in nachfolgenden Forschungsvorhaben ausgelotet werden können:

- Regulierung des pH-Wertes, optimiert auf die jeweilige Pflanzenart/Zielmetall Kombination
- Regulierung des Pflanzennährstoffangebots, um ein ausreichendes Wachstum aber auch eine verstärkte Metall-Kationenaufnahme zu gewährleisten (Antagonismus-Synergismus Mechanismen der verschiedenen Kationen in der Bodenlösung beachten).
- Zugabe von Chelatoren und Komplexbildner
- Einsatz von Mikroorganismen, die das Substrat unter gegebenen Bedingungen intensiver verwittern und gewünschte Metalle mobilisieren oder zugänglich machen
- Mykorrhiza-Synergien der gewählten Pflanzen und Bodenpilze studieren, diese gezielt nutzen und optimieren
- Langfristig kann durch Selektion, Züchtung oder gar Gentechnikmethoden das Hyperakkumulationspotential ausgewählter Pflanzenarten für gewisse Zielmetalle erheblich gesteigert werden

Die Ergebnisse dieses Projekts liefern wichtige Beiträge zur Umsetzung regenerativer, innovativer und effizienter Ressourcenkreisläufe, in denen hochwertige Produkte effizient und effektiv aus Sekundärrohstoffen gewonnen werden. Sie können wesentliche Grundsteine für langfristige nachhaltige Entwicklungen darstellen:

- Gewinnung wertvoller Ressourcen aus Klärschlamm, Klärschlammasche, Müllverbrennungsschlacken oder metallreichen Industrieabwässern (z.B. Abwässer metall erzeugender Betriebe), auf energie- und umweltschonender Weise
- leichzeitig (teilweise) Entgiftung der Ausgangsmaterialien von Schwermetallen und damit Eröffnung der Möglichkeit, diese wieder einem biologischen Kreislauf zuzuführen (z.B. zur Düngung in der Landwirtschaft, Entschärfung der Abwasserproblematik)

Das Interesse diverser Stakeholder an diesem innovativen Ansatz zur Rückgewinnung von Metallressourcen aus Abfallrestströmen ist sehr hoch. Dadurch konnte bereits ein Nachfolgeprojekt (Bergwerk Pflanze, FFG Projekt Nr. 843643) mit einer Laufzeit von 2014-2016 gesichert werden. In diesem werden verschiedenen Müllverbrennungsschlacken und Aschen als Substrat dienen und bereits zielgerichtet auf bestimmte Metall/Pflanzenkombination hin optimiert. Es werden auch Freilandversuche mit beträchtlichen Parzellengrößen durchgeführt. Auch weitere Nachfolgeprojekte werden aktiv konzipiert und auf Finanzierungsmöglichkeiten geprüft.

DANKSAGUNG

Dieses Projekt wurde ermöglicht durch finanzielle Unterstützung des BMVIT und dem Förderungspartner FFG mit der Projektnummer 838960.

Nur durch die enge Zusammenarbeit mit Frau Andrea Ramer, der Laborleiterin von Wienenergie (ehemals Fernwärme Wien), konnten regelmäßige Probenahmen in Wien, Simmering stattfinden und somit die Versorgung mit Substraten für die Versuche sichergestellt werden.

LITERATUR

- BAWP (2011) *Bundesabfallwirtschaftsplan Österreich* (Federal Plan for Waste Management, Austria), Volume 1 p. 55-56.
- Hassan, Z., & Aarts, M. G. M. (2011) Opportunities and feasibilities for biotechnological improvement of Zn, Cd or Ni tolerance and accumulation in plants. *Environmental and Experimental Botany*, 72(1). doi:10.1016/j.envexpbot.2010.04.003, pp. 53–63.
- Eisenmenger N., Schaffartzik A., Krausmann F., Milota E., (2011) *Ressourcennutzung in Österreich* (Resource Use in Austria). BMLFUW – Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management (Lebensministerium) Stubenring 1, 1012 Wien.
- Krutzler, T., Reisinger, H., & Schindler, I. (2012) *Ressourcenverbrauch der Industrie in Österreich*. Environment Agency Austria, Reports, Tome 0363, ISBN: 978-3-99004-166-6, Vienna, Austria.
- Verbruggen, N., Hermans, C., & Schat, H. (2009). Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. *New Phytologist*, 181(4). doi:10.1111/j.1469- 8137.2008.02748.x, pp. 759–776.

Kreislaufführung von SEE-haltigen Polierschlämmen

G. Winkler, S. Hiden & R. Schwaninger
D. Swarovski KG, RD&I, Wattens, Österreich

R. Pomberger & K.P. Sedlazeck
Montanuniversität Leoben, Department Umwelt- und Energieverfahrenstechnik, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Bei der Herstellung von Swarovski-Kristallglasobjekten werden, nach dem Be-arbeitungsschritt des Schleifens, beim Polieren Poliermittel eingesetzt (aktuell bis zu 300 t/a), die zum größten Teil aus Oxiden der Seltenen Erden Lanthan und Cer bestehen. Diese wurden früher nach Gebrauch deponiert, können jetzt aber durch eine chemisch-verfahrenstechnische Weiterentwicklung des Produktionsprozesses kontaminationsfrei als „Polierschlamm“ gesammelt und als Poliermittel wiederverwendet werden. Das Projekt befasst sich mit der Erforschung der Arbeitsschritte, welche für eine Aufarbeitung des Polierschlamm bis zur Wiedereinsatzbarkeit der enthaltenen Seltenenerdoxide als Poliermittel erforderlich sind.

Durch die mittlerweile erfolgreiche Umsetzung des Projektes wird bisher deponierter gefährlicher Abfall als Rohstoff in einem innerbetrieblichen Kreislauf geführt und als Poliermittel wiederverwendet. Dadurch werden nicht nur Deponien entlastet, sondern auch globale Umweltauswirkungen vermieden, da die Gewinnung der Seltenen Erden in ihrem Ursprungsland China aufgrund fehlender Auflagen zu extremen chemischen und auch radioaktiven Verschmutzungen von Luft, Wasser und Boden führt.

1 EINLEITUNG

Seltenenerdelemente (SEE) sind eine Gruppe aus Elemente, welche ein wichtiger Bestandteil der heutigen, modernen Welt geworden sind. Sie finden vor allem Anwendung in vielen hochtechnologischen Prozessen (z.B. in Autokatalysatoren, in der Medizin als Kontrastmittel, als Energiespeicher, in Permanentmagneten oder als Poliermittel) und sind in vielen, im Alltag genutzten Produkten, wie zum Beispiel Computer, LEDs und Smartphones nicht mehr wegzudenken. Auch im Bereich der „Grünen Energie“ spielen sie eine tragende Rolle, da sie zum Vorantreiben der Energiewende beitragen. SEE werden in diesem Sektor beispielsweise zu großen Mengen in Magneten von Windrädern und in Energiesparlampen eingesetzt (Hatch 2012).

Die Förderung und Aufarbeitung der SEE ist mit erheblichem Aufwand verbunden. Anders als der Name suggeriert sind die SEE mit einem durchschnittlichen Vorkommen von 242 ppm relativ häufig in der Erdkruste vorhanden (Lide 1997), jedoch sind sie in mineralischen Phasen zumeist in Form von Mischkristallen miteinander vergesellschaftet und aufgrund ihrer chemischen Ähnlichkeit bei der Aufbereitung nur schwer voneinander zu trennen. Oftmals sind in den Erzmineralen die radioaktiven Elemente U und Th mit den SEE vergesellschaftet, was eine umweltfreundliche Förderung dieser SEE erschwert (Luidold et al 2013).

In der Vergangenheit nahm China eine Quasi-Monopolstellung auf dem SEE-Weltmarkt ein, was zu einem gegenwärtigen Marktanteil von ca. 92 % der auf der Welt geförderten und aufgearbeiteten SEE führte. Die unzureichende Umsetzung der gesetzlichen Regulierung in China ermöglicht oftmals Aufbereitung ohne Rücksicht auf die Umwelt; Abgase, Abwässer etc. und somit auch radioaktive Elemente, werden z.T. ohne Einschränkungen in die Umwelt abgeleitet (Vateva 2012). Rechnet man die geringen Löhne für die Arbeiter hinzu, so lassen sich die niedrigen Preise für Produkte aus China erklären. Andere SEE-produzierende und verarbeitende Länder können daher nur schwer mit diesem Preisdumping konkurrieren und viele Minen und Betriebe wurden geschlossen.

Vor einigen Jahren beschloss China, den Export drastisch zu beschränken, um das eigene Wirtschaftswachstum anzukurbeln, was zu dramatischen Preiserhöhungen führte (Hatch 2012).

Aufgrund des Versorgungsrisikos und der wirtschaftlichen Bedeutung wurden die SEE von der EU Kommission als „kritische Rohstoffe“ eingestuft (Europäische Kommission 2010).

Die im Poliermittel von Swarovski enthaltenen SEE Cer und Lanthan sind zwar, wie andere SEE, relativ häufig in der Erdkruste vorhanden, jedoch zählen wegen zuvor genannter Kriterien zu den „kritischen Rohstoffen“. Ebenfalls waren sie 2010 von China's Exportauflagen und der damit einhergehenden Preissteigerung betroffen (Hatch 2012).

2 AUSGANGSLAGE

Initiiert durch diese Situation wurde 2011 bei Swarovski ein Projekt ins Leben gerufen, welches die Wiedergewinnung dieser SEE aus dem Polierschlamm und den Wiedereinsatz als Poliermittel zum Ziel hatte. Zuvor wurde der gesamte anfallende Polierschlamm aufgrund von grenzwertüberschreitenden Bleikonzentrationen als „gefährlicher Abfall“ deponiert. Die bereits 2008 erfolgte Umstellung auf bleifreies Glas sowie eine Umstellung auf eine chlorfreie Verarbeitung der Poliermittel bei der Herstellung der Polierwerkzeuge begünstigten das SEE-Recycling-Vorhaben.

Um eine großtechnische Umsetzung der Bearbeitungsschritte außerhalb des Abfallregimes zu ermöglichen war eine Einstufung als Status „Nebenprodukt“ („Ein Stoff oder Gegenstand, der das Ergebnis eines Herstellungsverfahrens ist, dessen Hauptziel nicht die Herstellung dieses Stoffes oder Gegenstands ist“ (EU-Richtlinie 2008)) für das rückgewonnene, noch unverarbeitete Material „R-Pol“ nötig. In der EU-Richtlinie (L312/3) 2008/98/EG (2008) ist definiert: „Ein Stoff oder Gegenstand ... kann nur dann als Nebenprodukt und nicht als Abfall... gelten, wenn die folgenden Voraussetzungen erfüllt sind:

- es ist sicher, dass der Stoff oder Gegenstand weiter verwendet wird,
- der Stoff oder Gegenstand kann direkt ohne weitere Verarbeitung, die über die normalen industriellen Verfahren hinausgeht, verwendet werden,
- der Stoff oder Gegenstand wird als integraler Bestandteil eines Herstellungsprozesses erzeugt und
- die weitere Verwendung ist rechtmäßig, d. h. der Stoff oder Gegenstand erfüllt alle einschlägigen Produkt-, Umwelt- und Gesundheitsschutzanforderungen für die jeweilige Verwendung und führt insgesamt nicht zu schädlichen Umwelt oder Gesundheitsfolgen.“

Hierzu ist Folgendes zu sagen: Der beschriebene Polierschlamm wird für den Zweck der Wiederverwendung isoliert und wieder eingesetzt um den Primärrohstoffverbrauch zu senken. Experimente ergaben, dass Poliermittel aus „R-Pol“ ähnlich gute Ergebnisse beim Polieren erwirken wie die aus Primärrohstoff hergestellten Poliermittel. Die vorangegangenen Produktionsschritte zur Herstellung der Poliermittel gehen mit den Arbeitsschritten wie Sedimentation, Pressen, Stampfen und Mahlen nicht über die normalen industriellen Verfahren hinaus. Der Polierschlamm entsteht während des Polierens durch die Zugabe von Wasser, welches die Aufgabe des Kühlens, der Vermeidung von Staub und des Abtransportes vom abgetragenen Material hat. Diese Zugabe von Wasser ist somit essentiell für die bei Swarovski durchgeführten Arbeiten und ist folglich ein integraler Bestandteil des Herstellungsprozesses. Da der Polierschlamm während der Produktion bei Swarovski entsteht, besteht er ebenfalls aus den Inhaltsstoffen der in Produktion eingesetzten Stoffe. Die D. Swarovski KG hat im Bereich Umweltschutz hohe Standards etabliert, sodass davon ausgegangen werden kann, dass kein Schutzgut durch die Verwendung des „R-Pol“ in Polierwerkzeugen verletzt wird.

Auf Grundlage der oben genannten Punkte konnte nach der juristischen Abklärung auch der rechtliche Status „Nebenprodukt“ für das rückgewonnene, noch unverarbeitete Material „R-Pol“ von den Behörden bestätigt werden, was eine wichtige Grundvoraussetzung für die großtechnische Umsetzung der einzelnen Bearbeitungsschritte außerhalb des Abfallregimes darstellt.

Umfangreiche Literatur- und Patentrecherchen zur Aufarbeitung von Seltenen Erden aus Poliermitteln waren wenig ergiebig. Sämtliche chemisch-verfahrenstechnischen Bearbeitungsschritte wurden entsprechend den Anforderungen von Swarovski firmenintern und in Zusammenarbeit mit der Montanuniversität Leoben sowie einigen externen Partnerfirmen entwickelt.

3 ZIELVORGABEN

Ziel des Projektes war es, ein möglichst wirtschaftliches Verfahren zum Recycling für die bei Swarovski anfallenden Poliermaterialien zu entwickeln, wobei sicherzustellen war, dass das gesamte Poliermittel wiederverwendet wird (siehe Abb. 1). Dies beinhaltet technische Adaptionen und Investitionen an existierenden Prozesswasserkreisläufen, chemische Studien und Versuchsreihen, die Erprobung der großtechnischen Umsetzbarkeit der Wiederverwendung und die parallele kontinuierliche Verbesserung und Optimierung der einzelnen Prozessschritte.

Die daraus erzielten Poliermittel müssen den Ansprüchen von Swarovski genügen und sich am internen Markt bewähren. Nur positive Ergebnisse oben genannter Prozesse können zu einer Minimierung des Zukaufes von Poliermitteln führen, was neben der konkreten Entlastung der Umwelt auch einen wirtschaftlichen Vorteil bietet.

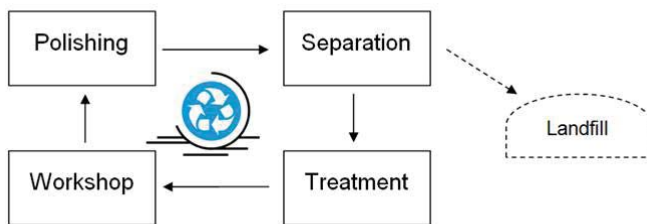


Abb. 1: Poliermittelkreislauf bei D. Swarovski KG in Wattens.

4 UMWELTAUSWIRKUNGEN

Bei der D. Swarovski KG fallen pro Jahr ca. 150 bis 200 Tonnen SEE als Nebenprodukt an (vor 2011 maximal 450 t/a), welche nach Gebrauch deponiert wurden. Das Material wurde aufgrund des Gehalts an Blei, der den ausschlaggebenden Grenzwert überstieg, für die Deponierung als „umweltgefährdend“ und damit als „gefährlicher Abfall“ eingestuft. Es ist jedoch anzumerken, dass das Blei in Form des Abriebs des Kristallglases und damit in einer äußerst schwerlöslichen Form vorliegt. Im Gegensatz dazu dient eine Wiederverwendung des Poliermittels nicht nur der Reduktion des zu deponierenden Materials, sondern senkt auch umweltschädliche Emissionen, die während der Primärproduktion von SEE in den Herstellerländern, vorrangig China, anfallen. 97 % der auf dem Weltmarkt gehandelten SEE werden heutzutage in der Volksrepublik China bergmännisch abgebaut, angereichert und exportiert. Die dort geltenden Umweltauflagen bzw. deren unzureichende Umsetzung sowie geringe Personalkosten machen es schwer für schwer andere Länder, die ebenfalls SEE-Vorkommen besitzen, mit China zu konkurrieren.

Einhergehend mit der Produktion von SEE sind in China massive Umweltauswirkungen verbunden (Vateva 2012). SEE-führende Minerale bauen in der Natur zumeist radioaktive Elemente wie zum Beispiel dem Thorium oder Uran in die Kristallstruktur ein (Chakmouradian & Wall; Kyinicky et al 2012). Im Zuge des Separationsprozesses der SEE findet eine Anreicherung des radioaktiven Thoriums im Erzkonzentrat statt. Feste und flüssige Rückstände aus der Produktion der SEE bilden in den Bergbauregion Halden bzw. Schlammteiche, welche ebenfalls signifikante Konzentrationen an radioaktivem Thorium aufweisen. Bei der Produktion von 100.000 Tonnen SEE Konzentrat fällt ein Schlamm an, der ca. 200 Tonnen radioaktives Thoriumdioxid enthält (Vateva 2012, Schüler et al 2011). Außerdem entstehen pro Tonne SEE ca. 8,5 kg Flour und 13 kg Staub. Je nach Aufbereitungstechnologie fallen weitere Rückstände an.

Bei der Verwendung der Hochtemperatur-Kalzinierungstechnologie mit konzentrierter Schwefelsäure werden pro Tonne kalziniertes SEE-Erz 9600 bis 12.000 m³ Abgas (Staub, Fluoride, SO₂, SO₃), 75m³ saures Abwasser (Flusssäure, Schwefel Dioxid und Schwefelsäure) und ca. eine Tonne radioaktive Abfälle (sowohl flüssig als auch fest) in die Umwelt freigesetzt (Hurst 2010). Schüler et al (2011) berichten über ähnliche Emissionen bei der Verwendung der Schwefelsäure-Röstmethode. Beim Separationsprozess der SEE mit Schwefel- und Flusssäure wird Ammonium-

belastetes Wasser in die Umwelt freigelassen. Die Produktion von SEE-Konzentrat (SEE-Gehalt 92 %) verursacht 1 bis 1,2 Tonnen Ammoniumbikarbonat (NH_4HCO_3) (Kyinicky et al 2012). In Abbauregionen wurden 10- bis 200-fache Grenzwertüberschreitungen des NH_3/NH_4 Gehaltes in Abwässern gemessen (Schüler et al 2011). Der Aufbereitungsprozess führt neben der oben genannten Umweltverschmutzung zu einem hohen Energie- und Chemikalienverbrauch.

Ein weiteres Problem stellt die illegale Bergbautätigkeit dar, da bei dieser die ohnehin unzureichende Umsetzung der Umweltgesetze zusätzlich unterschritten wird, was zu weiteren lokalen Umweltzerstörungen führte. Es wurden Wasser- und Landverschmutzungen, sowie Krankheiten der Bevölkerung nachgewiesen (Vateva 2012).

Wie bereits erwähnt, fallen bei D. Swarovski KG pro Jahr ca. 150 bis 200 Tonnen SEE als Nebenprodukt an, welche in einem geschlossenen Kreislauf wiederverwertet werden können. Diese Wiederverwendung erfolgt ohne wesentliche Verluste, sodass von einer dauerhaften Kreislaufführung ausgegangen werden kann.

Basierend auf zuvor genannten Fakten kann zusammenfassend abgeschätzt werden, in wie weit eine Wiederverwendung des zuvor deponierten SEE-haltigen Polierschlammes die durch Primärproduktion hervorgerufene Umweltverschmutzung pro Jahr verringert (Pomberger 2013):

- 1,4 bis 12 Millionen Kubikmeter Abgas,
- 11 250 bis 40 000 Kubikmeter Abwasser,
- 150 bis 240 Tonnen Ammoniumbikarbonat,
- 150 bis 280 Tonnen radioaktive Abfälle, davon
- 300 bis 400 Kilogramm Thoriumdioxid.

5 BESCHREIBUNG DER PRAKTISCHEN UMSETZUNG, DER AUSWIRKUNGEN UND DER ABFALLWIRTSCHAFTLICHEN RELEVANZ

Die praktische Umsetzung beinhaltet in einem ersten Schritt die Sammlung und die Reduktion des Wasseranteils in einer Kammer-Filterpresse (siehe Abb. 2); anschließend die Zerkleinerung des entstandenen Filterkuchens und die Einlagerung in Bigbags (siehe Abb. 3). Das Material erhält die Bezeichnung „R-Pol“, die für „recyceltes Poliermittel“ steht.



Abb. 2: Zerkleinerung und Abfüllung von R-Pol in Bigbags.



Abb. 3: Poliermittelkreislauf bei D. Swarovski KG in Wattens.

Das „R-Pol“ kann nach Trocknung und Vermahlung bereits direkt für Polierwerkzeuge eingesetzt werden. Für die Herstellung/Formgebung der Polierwerkzeuge werden in der hauseigenen Werkstatt genau dieselben Arbeitsschritte (Pressen, Kneten, Gießen und Stampfen) angewendet wie für die importierten und zugekauften SEE-Konzentrate. Je nach Herstellungsverfahren des Polierwerkzeuges kann es bei der Zusammensetzung des Bindemittels oder bei dem für die Dosierung verwendeten Mischbehälter kleinere Unterschiede im Vergleich zum zugekauften Material geben. Um jedoch die Produktivität des Polierprozesses möglichst hoch und den Einsatz des erhaltenen Recyclats möglichst universell zu halten, sind weitere mit üblichen industriellen Verfahren erzielbare Veredelungen hilfreich.

In einem zusätzlichen Bearbeitungsschritt werden daher der organische Anteil sowie enthaltenes Restwasser in einem sogenannten Kalzinierungsprozess entfernt. Alle dabei entstehenden Abgase werden mittels Nachverbrennung zu CO_2 und H_2O umgewandelt. Das erhaltene Material wird auf die erforderliche Korngröße vermahlen und kann dann bereits als hochwertiges Poliermittel verwendet werden (siehe Abb. 4).

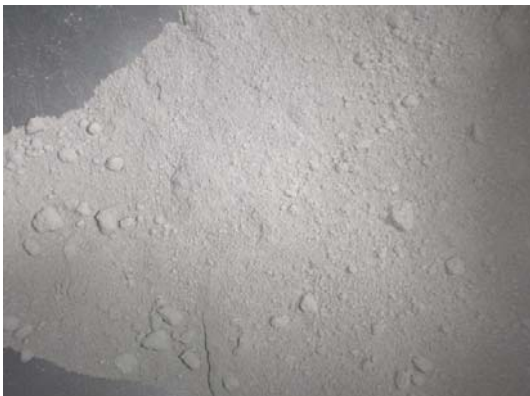


Abb. 4: Kalziniertes Recyclat vor der Vermahlung.

Um eine vollständige Kreislaufführung nachhaltig zu gewährleisten, wird bei einem Teil des so erhaltenen Poliermittels der noch enthaltene Glasanteil, welcher bis zu einer bestimmten Anreicherung den Polierprozess nicht stört, durch chemische Umsetzung entfernt.

Das gewonnene Recyclat wird strengen Qualitätsprüfungen unterzogen; es werden daraus Polierwerkzeuge hergestellt, die zuerst auf einer streng kalibrierten Versuchsmaschine und anschließend in der Produktion getestet werden, um einen guten Vergleich mit der Leistung und Qualität der Politur von jenen zugekauften Primärprodukten zu erhalten, welche sie im Verlauf der Umsetzung ersetzen sollen.

Um die Leistung der wiedergewonnenen Poliermittel zu steigern, werden zusätzliche entsprechende nicht aufbereitungsbezogene Entwicklungen, wie z.B. stabilisierende Zusätze und alternative Verarbeitungswege bei der Herstellung von Polierwerkzeugen, getestet. Das so gewonnene Material ist nach einer thermischen Nachbehandlung und Vermahlung ein für den Gebrauch bei Swarovski, ausgezeichnet geeignetes Poliermittel.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Um die Leistung der wiedergewonnenen Poliermittel zu steigern, werden zusätzliche entsprechende nicht aufbereitungsbezogene Entwicklungen, wie z.B. stabilisierende Zusätze und alternative Verarbeitungswege bei der Herstellung von Polierwerkzeugen, getestet. Das so gewonnene Material ist nach einer thermischen Nachbehandlung und Vermahlung ein für den Gebrauch bei Swarovski, ausgezeichnet geeignetes Poliermittel.

An der Optimierung der chemischen Aufarbeitung sowie an Verfahren zur Leistungssteigerung von Poliermitteln wird weiterhin intensiv gearbeitet.

Des Weiteren wird kontinuierlich an der Entwicklung von neuen Verarbeitungswegen bei der Herstellung von Polierwerkzeugen gearbeitet, da sich hier sehr vielversprechende Möglichkeiten eröffnet haben.

Im Anschluss an dieses Projekt strebt Swarovski weitere Recycling-Projekte für bedeutende Stoffströme von betriebs-internen Materialien an.

LITERATUR

- Chakmouradian, A. & Wall, F. (2012) Rare Earth Elements: Minerals, Mines, Magnets (and More). *Elements*, 2012, 8. Jg., Nr. 5, S. 333-340.
- EU-Richtlinien (2008) Richtlinie (L312/3) 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien.
- Europäische Kommission (2010) Critical raw materials for the EU: Report of the Ad-hoc Working Group on defining critical raw materials.
- Hatch G. 2012 Dynamics in the global market for rare earths. *Elements*, 8(5), 341-346.
- Hurst, C. (2010) China's Rare Earth Elements Industry: What Can the West Learn? *Institute for the analysis of global security Washington DC*, 2010.
- Kynicky, J., Smith, M. P. & Xu, C. (2012) Diversity of rare earth deposits: The key example of China. *Elements*, 2012, 8. Jg., Nr. 5, S. 361-367.
- Lide, D.R. (1997) Abundance of elements in the earth's crust and sea. In: Lide, D. R. (Hrsg.): *CRC handbook of physics and chemistry*, 78th edition, Florida.
- Luidold, S., Angerer, T., Antrekowitsch, H., Kaindl, M., Poscher, A., Stuhlpfarrer P. & weitere (2013) Kritische Rohstoffe für die Hochtechnologieanwendung in Österreich. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Abteilung für Energie- und Umwelttechnologien. *Wien, Österreich (Berichte aus Energie- und Umweltforschung, 11/2013)*.
- Pomberger, R. (2013) Gutachten: Abfallverwertungstechnische und abfallwirtschaftliche Beurteilung eines Polierschlammes der D. Swarovski KG.
- Schüler, D., Buchert, M., Liu, R., Dittrich, S. & Merz, C. (2011) Study on Rare Earths and Their Recycling. *Öko-Institut e.V., 2011*.
- Vateva, A. (2012) China's Rare-Earth Elements Policy and its Implications for Germany, Japan and the USA. *Unabhängiges Institut für Umweltfragen e.V., 01/2012*.

Verwendung von Bohrloch-Cuttings als Füllstoff in Kunststoffen

C. Holzer, A. Witschnigg & S. Laske

Lehrstuhl Kunststoffverarbeitung, Leoben, Österreich

D. Kowalczyk

RWE Dea, Hamburg, Deutschland

H. Hofstätter

Lehrstuhl für Petroleum and Geothermal Energy Recovery, Leoben, Österreich

K. Schulze

RWE Dea, Wietze, Deutschland

KURZFASSUNG: Das Ziel dieser Untersuchungen war die Analyse und Bewertung der Einsatzmöglichkeit von Bohrloch-Cuttings aus der Öl- und Gasindustrie in Polymermatrizen. Diese Cuttings fallen in größeren Mengen an und müssen teilweise, sofern es sich um ölbasischen Spülungen handelt, entsorgt werden. Anhand von unterschiedlichen Polymeren wurden die Verarbeitbarkeit des Materials und die erzielten Eigenschaftsveränderungen untersucht. Um einen möglichst großen Anwendungsbereich abzudecken, wurden die mengenmäßig wichtigsten Massenpolymere verwendet. In diesem Projekt wurden unterschiedliche Compounds hergestellt und durch eine Vielzahl unterschiedlicher Methoden, wie beispielsweise Zugprüfung, charakterisiert. Die durchgeführten Untersuchungen zeigen sehr vielversprechende Ergebnisse bezüglich eines industriellen Einsatzes von Bohrloch-Cuttings in einigen Bereichen der Kunststoffindustrie womit sich Möglichkeiten eröffnen, einen vorliegenden Abfallstoff einer sinnvollen Verwertung als Werkstoff zu zuführen.

1 EINLEITUNG

Um der stetig steigenden Nachfrage nach Erdöl- und Erdgas zu genügen, ist die Aufsuchung von Lagerstätten in immer größeren Tiefen unabdingbar. Dies wiederum stellt die moderne Tiefbohrtechnik vor immer größere Herausforderungen, insbesondere auch was die Verwendung der eingesetzten Bohrspülung anbelangt. Um die bisweilen mehr als zehn Kilometer langen und stark abgelenkten oder sogar horizontalen Bohrlöcher niederbringen zu können, müssen Hakenlasten von mehreren hundert Tonnen, hohe Drehmomente sowie Temperaturen von mehr als 200 °C beherrscht werden können, ohne dabei die sensiblen Lagerstätten zu schädigen. Dies kann in der Regel nur durch den Einsatz von speziellen ölbasischen Spülungen bewerkstelligt werden. Nachteil dieser Spülungen ist jedoch, dass das erbohrte Bohrklein (Cuttings) durch das eingesetzte Spezialöl kontaminiert wird und damit einer aufwändigen Aufbereitung bzw. kostenintensiven Entsorgung zugeführt werden muss.

Für die mit wasserbasischen Bohrspülungen gewonnenen Cuttings konnte schon vor Jahren mit dem „Waste Free Drilling Program“ eine vollständige Wiederverwertung in verschiedenen Bereichen der Industrie und Agrarwirtschaft gefunden werden. Mit der vorliegenden Forschungsarbeit soll nun auch ein Weg aufgezeigt werden, mit Spezialöl kontaminierte Feststoffe aus der Bohr- und Erdölfördertechnik vollständig zu recyceln, womit ein wesentlicher umwelttechnischer Beitrag von weltweiter Bedeutung geleistet wird.

Der Einsatz von mineralischen Füllstoffen wie Calciumcarbonat, Talkum oder Schichtsilikaten in Polymeren ist seit langem bekannt. Einerseits werden mineralische Füllstoffe verwendet, um verschiedene Eigenschaften der Polymere zu verbessern und andererseits, um effizient Materialkosten zu reduzieren. Solche gefüllten Kunststoffe werden im Allgemeinen als Compound bezeichnet. Durch die Compoundierung, der Vorgang zur Einarbeitung von Füllstoffen, werden somit mindestens zwei Stoffe fest miteinander vermengt, mit dem Ziel, die Eigenschaften der Kunststoffe auf einen Anwendungsfall hin zu modifizieren. So werden beispielsweise Polymere für Bauteile im Außenbereich durch Beimischung sog. Stabilisatoren UV-beständig und gegen Hydrolyse unempfindlicher. Füllstoffe oder Additive werden nach ihrer Funktion in der Poly-

mermatrix eingeteilt. Hierbei unterscheidet man Verstärkungsstoffe, Stabilisatoren zum Verhindern eines Kettenabbaus durch Witterung aber auch während der Verarbeitung, Flammschutzmittel oder Farbstoffe. Ein weiteres Ziel ist der Einsatz von mineralischen Zusatzstoffen als Extender. Dies kommt vor allem dann in Frage, wenn die Kostenreduzierung im Vordergrund steht, da einige mineralische Füllstoffe bedeutend günstiger sind als die Polymermatrix selbst. Ein typisches Beispiel dafür wäre die Verwendung von Calciumcarbonat in PVC Kabelrezepturen. Es muss allerdings auch gesagt werden, dass es kaum einen Extender gibt, der nicht in irgendeiner Art und Weise als Verstärkungsstoff fungiert, da jeder Partikel, der zwischen die Polymerketten gelagert wird, die Beweglichkeit der Polymerketten beeinflusst. Wie einzelne Füllstoffe in einer Polymermatrix wirken, hängt jedoch von vielen unterschiedlichen Aspekten ab. Es sind dies vor allem die Korngröße oder noch genauer die Korngrößenverteilung der Füllstoffpartikel, ihre Struktur, das Aspekt-Verhältnis und die spezifische Oberflächenenergie.

Das Ziel dieser Untersuchungen war die Analyse und Bewertung der Einsatzmöglichkeiten von Bohrloch-Cuttings aus der Tiefbohrtechnik in Polymermatrizen. Dabei lassen sich einerseits die großen Mengen an Quarzen und Silikaten und andererseits die positiven Einflüsse der enthaltenen Spezialöle für die physikalischen Kunststoffeigenschaften nutzbar machen. Im Zuge des Entgasungsprozesses beim Compoundieren kann zusätzlich ein großer Anteil des ursprünglich in den Bohr-Cuttings anhaftenden Spezialöls zurückgewonnen und erneut in der Bohrtechnik eingesetzt werden. Um einen möglichst großen Anwendungsbereich abzudecken, wurden für die Untersuchungen die mengenmäßig am häufigsten eingesetzten Polymere verwendet. An-hand dieser wurde die Verarbeitbarkeit der erstellten Compounds und die erzielten mechanischen und physikalischen Eigenschaftsveränderungen untersucht und mit einem herkömmlichen mineralischen Füllstoff verglichen. Die durchgeführten Untersuchungen zeigen sehr vielversprechende Ergebnisse bzgl. eines industriellen Einsatzes von Bohrloch-Cuttings in einigen Bereichen der Kunststoffindustrie und eröffnen somit die Möglichkeit einer sinnvollen Verwertung als Werkstoff.

2 MATERIALIEN

Die Untersuchungen wurden an zwei unterschiedlichen Polymeren durchgeführt. Das erste Polymer war ein isotaktisches Polypropylen HC600TF (MFR = 2,8 g/10 min; 230 °C/2,16 kg) von Borealis. Als zweites Polymer wurde eine Polyethylen FT 5230 (MFR = 0,75g/10 min, 190 °C/2,16 kg) verwendet. Diese beiden Polymertypen wurden deshalb verwendet, da sie Massenpolymere darstellen und somit in weiterer Folge eine breite Anwendung in der Industrie finden könnten. Beim Füllstoff Bohrloch-Cuttings ist zu erwähnen, dass diese neben anorganischem Gestein auch eine größere Menge an Öl und Wasser enthalten, was im Zuge der Verarbeitung entsprechend berücksichtigt werden muss. Außerdem wurde ein Kreidetyt Omyacarb 2TSL der Firma Omya als Referenzmuster verwendet.

3 EXPERIMENTELLES

Wie bereits in der Einleitung erwähnt ist der Prozess der Compoundierung Stand der Technik, um Polymere mit anorganischen Füllstoffen zu beaufschlagen. Da bei den ölbasierten Cuttings außerdem Wasser und Öl enthalten sind, muss zusätzlich eine atmosphärische Entgasung wie auch eine Vakuumentgasung genutzt werden. Für die durchgeführten Untersuchungen wurde ein gleichläufiger Doppelschneckenextruder ZSK25 (Werner & Pfleiderer) verwendet. Die Cuttings wurden dabei über die Seitendosierung zugeführt. Die gasförmigen Bestandteile wurden mittels Vakuumentgasung abgesaugt und über einen Kühlturm abgekühlt, wodurch bis zu 25 % des Flüssigkeitsgehaltes (Öl und Wasser) der Cuttings zurückgewonnen werden konnte. Das gesamte Verfahrensschema der verwendeten Maschine kann Abbildung 1 entnommen werden.

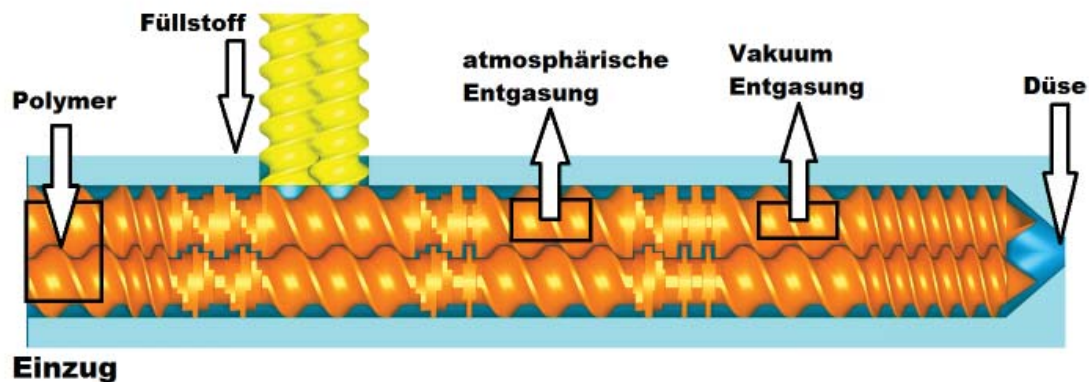


Abb. 1: Verarbeitungsschema eines gleichdrehenden Doppelschneckenextruders.

Der Durchsatz für diese Untersuchung betrug 10 kg/h bei einer Drehzahl von 200 U/min. Es wurden insgesamt fünf unterschiedlich gefüllte Compounds pro Polymer hergestellt und diese mit Compounds hergestellt aus handelsüblicher Kreide verglichen. Die Füllgrade betragen 10, 15, 20, 25 und 30 Gew.% Feststoffanteil. Die Masstemperatur betrug 200 °C. Das genaue Temperaturprofil der einzelnen Zonen kann Tabelle 1 entnommen werden.

Tab. 1: Temperaturprofil für die Herstellung der PP Compounds.

Zylinderzone	Einzug	1	2	2	3	4	6	Düse
Temperatur (°C)	gekühlt	180	200	200	200	200	200	200

4 RESULTATE UND DISKUSSION

Die Zugversuche wurden gemäß ISO 527-1 an spritzgegossenen Probekörpern durchgeführt. Zum besseren Vergleich wurde der tatsächliche Füllstoffgehalt mit Hilfe von Glühverlustuntersuchungen bestimmt. Die Kerbschlagbiegeversuche wurden gemäß ISO 179-1 durchgeführt. Während die Polypropylene (PP) Compounds bei Raumtemperatur getestet wurden, konnten die Polyethylene (PE) Compounds, auf Grund ihrer Zähigkeit bei Raumtemperatur, erst bei einer Temperatur von -60 °C getestet werden. Die Ergebnisse für die PP Compounds sind in der Tabelle 2 aufgelistet.

Tab. 2: Mechanische Kennwerte der PP-Compounds.

Compound	Änderung Elastizitätsmodul (%)	Standardabweichung (%)	Änderung Zugfestigkeit (%)	Standardabweichung (%)	Änderung Kerbschlagzähigkeit bei RT (%)	Standardabweichung (%)
Polypropylen (PP)	0	1.5	0	0.5	0	11.6
PP 10% Kreide	17	1.4	-4.6	0.6	2.5	5.4
PP 10% Cutting	2	1.0	-6.3	0.4	16.0	13.8
PP 15% Kreide	21	1.7	-10.5	0.2	8.1	3.1
PP 15% Cutting	-3	1.1	-14.9	0.3	25.2	7.5
PP 20% Kreide	27	1.1	-14.6	0.5	10.8	5.6
PP 20% Cutting	-1	1.1	-16.8	0.5	23.5	10.4
PP 25% Kreide	31	1.1	-18.7	0.5	15.3	8.2
PP 25% Cutting	-2	1.1	-22.6	0.4	23.3	8.1
PP 30% Kreide	37	1.0	-20.0	0.3	9.3	5.8
PP 30% Cutting	3	0.9	-28.6	0.3	20.5	3.3

Wie in Tab. 2 zu erkennen ist, zeigen die Cuttingcompounds keine signifikante Änderung des Elastizitätsmoduls, was als atypisch bezeichnet werden kann. Normalerweise wird das Polymer in Abhängigkeit des Füllgrades deutlich steifer, wie die Ergebnisse der Kreidecompounds zeigen, da das Abgleiten der Polymerketten durch die mineralischen Füllstoffpartikel behindert wird. Die Ursache dürfte an Restspuren (< 1 Gew.-%) Öl im Compound liegen. Bei der Zugfestigkeit zeigt

sich, dass die Cuttingcompounds hier geringere Werte aufweisen als ihr Kreidepedant. Hauptursache hierfür dürfte der kleinere Top Cut sowie die engere Korngrößenverteilung der Kreidepartikel sein. Eine nähere Betrachtung der Kerbschlagzähigkeit zeigt, dass diese durch Einsatz der Bohrloch-Cuttings deutlich verbessert wird. Es sind hier Steigerungen von bis zu 25 % (bei einer durchschnittlichen Standardabweichung von 7,5 %) im Vergleich zum ungefüllten Polypropylen möglich. Die Erhöhung der Kerbschlagzähigkeit bei den Cuttings liegt außerdem leicht über den Kreidecompounds, was wiederum an den die Restspuren von Öl liegen dürfte, welche dämpfend, ähnlich einem Stoßdämpfer, der schlagenden Beanspruchung entgegenwirkt.

Tab. 3: Mechanische Kennwerte der PE-Compounds.

Compound	Änderung Elastizitätsmodul (%)	Standard- abweichung (%)	Änderung Zugfestigkeit (%)	Standard- abweichung (%)	Änderung Kerbschlagzähigkeit bei -60°C (%)	Standard- abweichung (%)
Polyethylen (PE)	0	1.6	0	0.8	0	11.7
PE 10% Kreide	15	1.8	4	0.5	-53	9.1
PE 10% Cutting	35	1.8	4	0.5	-121	12.4
PE 15% Kreide	26	1.7	3	1.5	-61	10.2
PE 15% Cutting	9	2.1	-19	1.2	-142	12.8
PE 20% Kreide	29	2.0	-4	1.4	-50	8.8
PE 20% Cutting	13	1.8	-25	0.6	-157	8.3
PE 25% Kreide	34	3.8	-7	1.8	-64	9.3
PE 25% Cutting	11	2.2	-33	0.7	-160	3.4
PE 30% Kreide	36	1.9	-26	4.7	-56	10.8
PE 30% Cutting	28	2.7	-25	1.1	-225	21.2

Wie Tabelle 3 zeigt erhöhen die Bohrloch-Cuttings den E-Modul beim Polyethylen unterschiedlich stark. Im Gegensatz zu den Kreidecompounds ist hier kein eindeutiger Trend abzulesen. Eine maximale Änderung des E-Moduls wird bei einer Zugabe von 10 Gew.-% Cuttings erzielt. Bei der Zugfestigkeit zeigen die Cuttings einen deutlich stärkeren Abfall als die Kreidecompounds. Auffallend ist allerdings wieder das 10 Gew.-% Cutting-Compound, das hier nicht im Trend liegt. Bei der Kerbschlagzähigkeit zeigen alle Cuttings ein weit spröderes Verhalten. Der Grund hierfür dürfte wiederum der geringe Anteil an Öl im Compound sein. Da alle Probekörper bei -60 °C geprüft wurden, kann das Öl hier nicht mehr dämpfend wirken, da es selbst als Feststoff vorliegt und somit als versprörender Fremdkörper wirkt.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Die dargestellten Untersuchungen zeigen eine Verwendungsmöglichkeit von Bohrloch-Cuttings aus der Tiefbohrtechnik in Polymermatrizen. Wie in den Untersuchungen zu sehen ist, ergeben sich durch den Einsatz von Bohrloch-Cuttings durchaus interessante und positive Eigenschaften auf die mechanischen Kunststoffeigenschaften, bedingt durch den Anteil der Gesteine aber im hohen Maße auch der Spezialöle. Ein weiterer positiver Aspekt ist die Rückgewinnung eines bedeutenden Anteils des ursprünglich in den Bohrloch-Cuttings enthaltenen Spezialöls im Zuge des Entgasungsprozesses beim Compoundieren. Das rückgewonnene Öl kann erneut in der Bohrtechnik eingesetzt und somit, im Sinne einer nachhaltigen Nutzung, mehrfach verwendet werden.

Anhand der durchgeführten Untersuchungen konnte gezeigt werden, dass ein industrieller Einsatz von Bohrloch-Cuttings in einigen Bereichen der Kunststoffindustrie durchaus möglich ist, wodurch eine sinnvolle Verwertung dieses Abfallstoffes als Werkstoff realisiert werden könnte.

Material Flow Analysis of Specific Nanomaterials in C&D Waste in Japan

S. Suzuki

Fukuoka University, Fukuoka, Japan

F. Part & M. Huber-Humer

University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Austria

ABSTRACT: The objective of this study is to clarify the material flow of specific nanomaterials with focus on construction materials to deviate its release scenarios for the end-of-life phase. The waste stream of construction and demolition (C&D) waste is very challenging because it is generated by both households and industry. Furthermore, the volume of C&D waste in Japan or in Austria is very high. Regarding nanotoxicity, the content of engineered nanomaterials (ENMs) in paints for construction materials is considerable. Chen et al. (2008) pointed out that SiO₂ nanoparticles can easily be airborne because of their size. Kaegi et al. (2008 & 2010) have also shown that the nano-fraction of the whitening pigment (TiO₂) and nano-Ag was released into surface water under real weather conditions from facade coatings. So far no literature is available regarding the fate and transport of these ENMs during recycling processes or disposal.

1 INTRODUCTION

Today, nanoscale materials such as SiO₂, TiO₂, CeO₂, Fe₂O₃, ZnO, CNTs (carbon nano-tubes), nano-Ag, -Au or -Fe are already used in construction materials, electronics, automobiles, cosmetics, biomedicine, pharmaceutical and food industry. Due to the high potential of nanotechnology, there is a worldwide increase in production and use of engineered nanomaterials (ENMs). ENMs have dimensions < 100 nm and are often bounded to materials (e.g.: CNTs in high-performance concrete or nano-Ag in façade paints). Through mechanical and chemical stress, resp. in waste treatment plants and landfills, nanoparticles may release from the product's matrix and may lead to negative environmental impacts (nanotoxicity). To date only little is known about ENM sources in waste streams, ENM release and its fate in the environment.

Thus, the objective of this study is to clarify the material flow of ENMs with focus on construction materials to deviate ENM release scenarios for the end-of-life phase. Our aim is to conduct a material flow analysis (MFA) for selected construction materials such as antibacterial or anti-graffiti paints. In general, the MFA is an established method to study material flows into, throughout and out of a system. Construction and demolition (C&D) waste is generated in high volume by both households and industry. Regarding nanotoxicity, the content of ENMs in paints for construction materials is considerable. Chen et al. (2008) pointed out that SiO₂ nanoparticles can easily be airborne because of their size. Kaegi et al. (2008 & 2010) have also shown that the nano-fraction of the whitening pigment (TiO₂) and nano-Ag was released into surface water under real weather conditions from facade coatings.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1 Data preparation

2.1.1 Production estimate

The production estimates of ENMs in Japan have been quoted in the document of the “Ministry of Health, Labor, and Welfare in Japan (2009)”. The production amounts of various types of ENMs as well as their proportional applications (in cosmetics, textiles, home electronics, paints etc.) are specified therein. These fundamental data enables to compare the estimated domestic amounts with values from the existing literatures (Schmid and Riediker 2008, Mueller and Nowack 2008, Gottschalk et al. 2010, Piccinno et al. 2012, Keller et al. 2013, Sun et al. 2014). ENMs are already applied in the construction industry since one decade. Due to the potential toxicity of ENMs caused by their chemical composition as well as their size (< 100 nm) and shape (nanorods, -fibers, -spheres) a new class of emerging pollutants occur in our environment (Marcoux et al. 2013, Hanus et al. 2013). Emerging pollutants, used in the construction industry, have also been identified through interviews with relevant associations in Japan.

2.1.2 Transfer coefficients

The transfer coefficients are important to assess the release of ENMs into the environment (water, soil, air). The transfer coefficients for TiO₂ and SiO₂ in paints are based on the existing literatures about the ENM release. The transfer coefficients for other emerging pollutants in infrastructure are estimated from both, the results based on the interviews of the relevant associations and the assumed life span found in literatures for infrastructure (Hashimoto et al., 2007).

2.2 Structuring of material flow

Domestic demand, stock, and waste generation of construction materials are estimated basically according to Hashimoto et al. (2007). The basic concept of this methodology is the application of the analysis method for the failure rate in “reliability engineering”. More specifically, it is designed to evaluate the “survival rate” as the ratio of remained buildings and infrastructure (stock), and the “failure rate” as the ratio of demolition (construction waste).

2.2.1 Domestic demand for construction materials

The amount of construction activity is described by total floor space (m²) for buildings and by the monetary value of construction (Japanese yen) for infrastructure. Data from “Statistics on Building Construction in Japan” (Ministry of Land, Infrastructure, and Transport of Japan, 1955 - 2013) were used for buildings constructed from 1955 to 2013. Data from Takegahara (2002) were used for infrastructures constructed from 1946 to 2000. The material input rate is also described by the amount of material input per total floor space (t/m²) for buildings and by the amount of material input per monetary value of construction (tons/Japanese yen) for infrastructure. Material input rates from “the Survey of Actual State of Demand for Construction Materials and Labor” (Ministry of Land, Infrastructure, and Transport of Japan, 2000) were used for building and infrastructure. Thus, the domestic demand for construction materials in Japan could be estimated as input data for the material flow analysis.

2.2.2 Scenarios

It is assumed that the objective emerging pollutants have been included in buildings since 2004, in infrastructure (e.g.: bridges, dams) since 2014, and roads as a pavement marking since 1981. These assumptions are based on the interviews conducted with the relevant associations in Japan. Although, the estimation of production amounts has been conducted based on the statistical data from 1946 to 2013, it is also assumed that the production amount of each material remains the same. Maximum or minimum release scenarios have been set up for TiO₂, SiO₂, Al₂O₃, Carbon black, and PbCrO₄, respectively. Life spans of 40 years for construction materials (normal distribution), 20 years for roads (normal distribution), wooden buildings (lognormal distribution) and non-wooden buildings (Weibull distribution) are assumed and used for modelling, resp. for the decrease functions.

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Production estimates and reliability

Fig.1 shows the comparison of the production estimates for several nanomaterials compared to values from the literature. There is a very big difference between the published values and the values estimated based on the data from Japan. Nevertheless, the production estimates based on Keller et al. (2013) and Gottschalk et al. (2010) are comparable with those from Japan. For example, the production estimates of Ag was 62.5 (g/person/day) in Mueller and Nowack (2008), 0.3 in Gottschalk et al. (2010), and 0.5 in Keller et al. (2013), respectively. On the other hand, this estimate shows 0.4 in this study. It is noticeable that the similar estimated values have been obtained from the different data source and from the different countries.

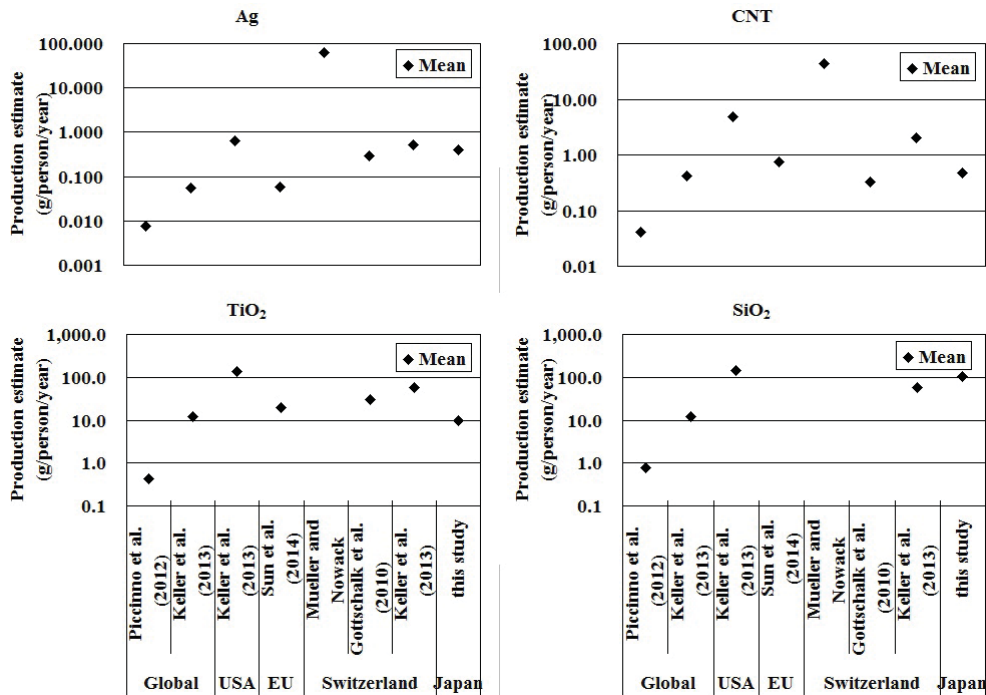


Fig. 1: Comparison of the production estimates.

3.2 Construction and demolition waste census in Japan

Fig.2 shows the result of construction and demolition waste census in Japan, which is conducted by the “Ministry of Land, Infrastructure, Transport and Tourism”. As shown in Fig. 2 (a), the annual amount of construction and demolition waste was 53.3 Mt, which was mainly composed from asphalt concrete and cement concrete. As shown in Fig. 2 (b), it is obvious that the recycling rates in Japan are very high for construction and demolition waste.

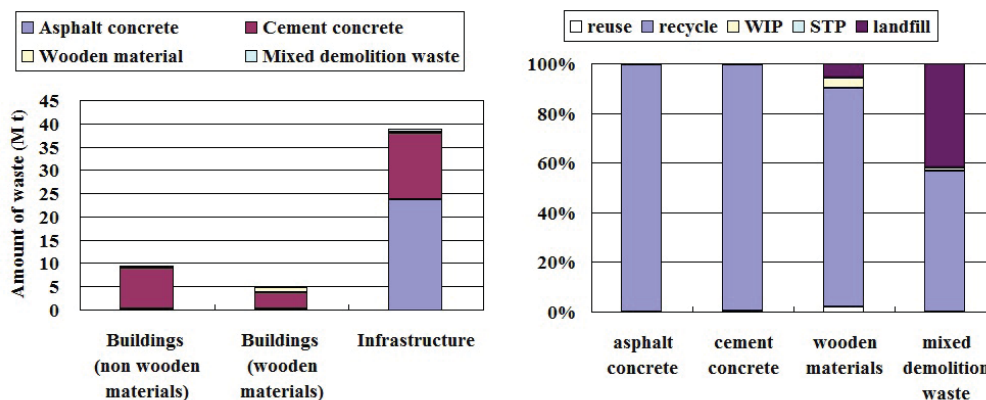


Fig. 2: Construction and demolition waste census in 2012 (Fig. 2 (a): left side, Fig. 2 (b): right side).

3.3 Material flow analysis

Based on the obtained production estimates of nanomaterials in construction materials, in Fig.3 one example is illustrated for the material flow of SiO₂ for infrastructure in 2050. This figure shows the result of the maximum scenario in tons of SiO₂ per year. It is clarified that most of them will be recycled, as shown by this analysis.

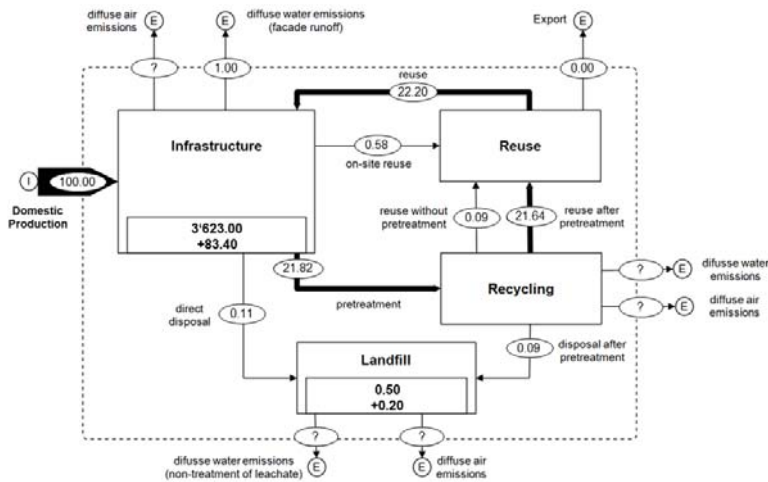


Fig. 3: Estimated material flow on SiO₂ for infrastructure in 2050 (I: import flow, E: export flow, Unit: t/year).

4 CONCLUSION

It is effective to make use of the statistical data of the Japanese government and of the information by the relevant associations in Japan for material flow analysis. This study shows that through separation and high recycling rates of construction and demolition waste, the disposed waste can be dramatically reduced. Thus, most nanomaterials will still remain in construction materials even in 2050, so it is very important to take care of disaster waste management or asset management in future.

REFERENCES

- Keller A.A., Lazareva, A. (2013) Predicted Releases of Engineered Nanomaterials: From Global to Regional to Local. *Environmental Science & Technology Letters* 1, 65-70.
- Piccinno F., Gottschalk F., Seeger S., & Nowack B. (2012) Industrial production quantities and uses of ten engineered nanomaterials in Europe and the world. *Journal of Nanoparticle Research* 14, 1109-1119.
- Gottschalk F., Sonderer T., Scholz R.W., & Nowack B. (2010): Possibilities and limitations of modeling environmental exposure to engineered nanomaterials by probabilistic material flow analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry* 29(5), 1036-1048.
- Marcoux M.-A., Matias M., Olivier F., & Keck G. (2013) Review and prospect of emerging contaminants in waste – Key issues and challenges linked to their presence in waste treatment schemes: General aspects and focus on nanoparticles. *Waste Management* 33, 2147-2156.
- Ministry of Health, Labor, and Welfare (2009) Report on safety measures for nanomaterials (in Japanese).
- Ministry of Land, Infrastructure, Transport and Tourism (2014) Construction and Demolition Waste Census in Japan 2012 (in Japanese).
- Mueller N.C., Nowack B. (2008) Exposure modeling engineered nanoparticles in the environment. *Environmental Science & Technology* 42, 4447-4453.
- Hashimoto S., Tanikawa H., Moriguchi Y. (2007) Where will large amounts of materials accumulated within the economy go? – A material flow analysis of construction minerals for Japan. *Waste Management* 27, 1725-1738.
- Chen Z., Meng H., Xing G., Yuan H., Zhao F., Liu R., Chang X., Gao X. Wang T., Jia G., Ye C., Chai Z., Zhao Y. (2008) Age-related differences in pulmonary and cardiovascular responses to SiO₂ nanoparticle inhalation: nanotoxicity has susceptible population. *Environmental Science & Technology* 42, 8985-8992.

Investigations on the Processability of Spent MgO-C Refractories

S. Strubel & H. Flachberger

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Mineral Processing, Leoben, Austria

R. Nilica

RHI AG, Technology Center Leoben, Leoben, Austria

ABSTRACT: The significant increase in demand for mineral resources in conjunction with expected future rise in prices and bottleneck in supply leads to a rising demand for refractory raw materials. Consequently, expanding the use of secondary raw materials in refractory industry will result in a higher demand for new recycling concepts.

The challenge is to develop technically and economically feasible processing techniques to recover valuable materials in high quality and sufficient quantity. For this reason investigations concerning the characterisation of raw materials are of special importance. Using the example of spent magnesia carbon refractories these investigations are described in more detail.

1 INTRODUCTION

Refractories are ceramic materials, which are applied in high-temperature industrial processes (e.g. $> 1,200\text{ }^{\circ}\text{C}$) where extreme conditions dominate, e.g. aggressive media like gases and slags, thermal, mechanical and chemical stress. They are especially used in plants of the basic industry. The biggest consumers of refractories are the iron and steel industry, nonferrous metal industry, glass industry, cement and lime industry, ceramic industry as well as the sectors chemistry, petrochemistry and environment (RHI AG 2014).

The production of refractories is based on mineral raw materials. Main primary raw materials are magnesite, graphite and bauxite, which belong to the group of critical or potentially critical raw materials.

Presently, landfilling is the main type of disposal. Recycling of spent refractories is only possible to a limited extent and is mostly connected with “downcycling”. Up to now, for the production of new refractories only selected secondary raw materials in a certain quality and grain size can be applied, which are blended with primary raw materials. In order to ensure the required properties of refractory products, the use of recycled refractory materials is limited. The proportion of recycled materials that can be used for the production of bricks is about 5-10 %, the proportion of recycled materials that can be used for the production of mixes is about 20-30 %. For high-quality products the use of recycled materials is only possible in small quantities. (Kendall 1994), (Bennett 1995)

The problem is that during service life a part of them is consumed (due to abrasion and chemical dissolution) while the remaining proportion is often useless for recycling issues due to strong physical and chemical alterations or a high level of contamination like adhering slags. The existence of impurities complicates the treatment of the material and increases the processing costs. As a consequence, compared to primary raw materials recycled materials are often uneconomic. Furthermore, high quality requirements for refractory products have to be achieved. In addition, recycled materials are also used in non-refractory applications (e.g. as road bed materials or slag conditioner).

A typical recycling process contains following steps: manual sorting, separation of adhesive contaminations, magnetic separation of metals, crushing and screening. (Fang 1999)

2 MAGNESIA-CARBON BRICKS

Magnesia-carbon (MgO-C) bricks belong to the group of unfired basic bricks. They consist mainly of magnesia (dead burned magnesia and fused magnesia) and carbon. For the production of these bricks and their carbon bond, a solid carbon carrier such as graphite or carbon black and a binder that acts as liquid carbon carrier are used. Pitch or resins are applied as carbonising binders. The effect of carbon is determined by wear reduction due to decreasing infiltration depth and characteristic structure flexibility. Moreover, thermal shock resistance is enhanced by increased thermal conductivity and reduced thermal expansion. Metal powders (e.g. Al, Si, Mg and its alloys), so-called antioxidants, may be added to influence certain properties of the brick. MgO-C bricks are mainly applied in steel industry (e.g. as wear lining in basic oxygen furnaces, electric arc furnaces, steel casting ladles) (Routschka 2008).

As the linings of the aggregates have to be replaced between several minutes and about 2 months, more than 60 % of all manufactured refractories are consumed by the iron and steel industry (RHI AG 2014). The refractory consumption rate per tonne of steel is about 10 kg (Routschka 2008). For this reason a high amount of scrap, including MgO-C bricks, is produced.

Processing of spent MgO-C bricks means to develop technically and economically feasible processing techniques to recover valuable materials in high quality and sufficient quantity. The aim of this research project between the Chair of Mineral Processing at Montanuniversitaet Leoben and RHI AG is to separate graphite and to recover magnesia as pure as possible.

3 CHARACTERISATION OF RAW MATERIALS

In order to evaluate the processability of this type of material an extensive raw material characterisation is necessary, which contains chemical and mineralogical examinations, an intergrowth analysis and the analysis of specific separability characteristics.

3.1 Sample description

The sample arrived at the Chair of Mineral Processing in a particle size range of 0-5 mm. The results of the X-ray fluorescence analysis (XRF) accomplished by RHI are illustrated in Fig. 1. The proportion of the main component MgO is about 79 % and loss on ignition (LOI) is 10.48 %. Total carbon measured at RHI via Leco CS 200 Analyzer is 8.65 %. Besides these main components small amounts of Al, Si, Ca, Fe and S are present.

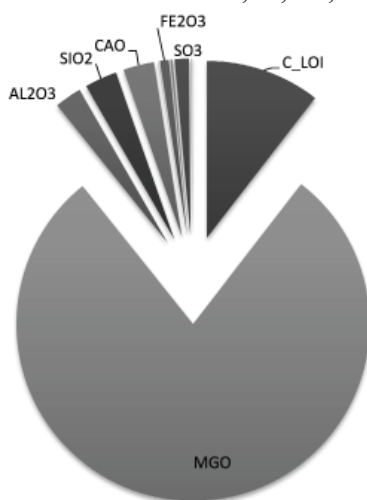


Fig. 1: chemical composition of the sample.

The particle size distribution of the sample, as a result of a particle size analysis accomplished by manual sieving, is represented in Fig.2. The d80 value is almost 4 mm.

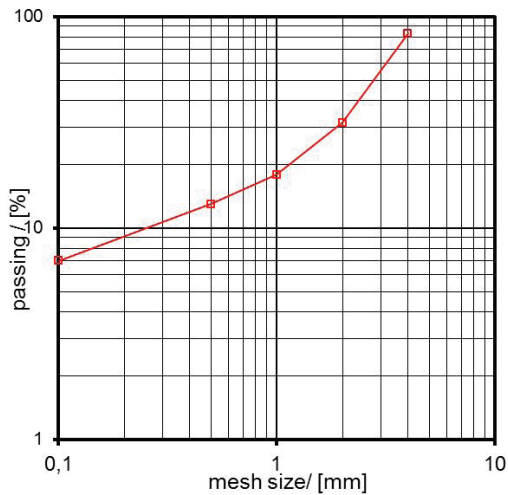


Fig. 2: particle size distribution represented in the GGS plot.

For identifying the relation between density and carbon grade, the carbon grade was analysed and the true density of each particle size class was measured via helium pycnometer. The results are listed in Tab. 1. With decreasing particle size, density decreases while carbon grade increases. As the carbon grade rises from coarse (6.4 %) to fine (23.6 %), carbon is concentrated in the fines.

Tab. 1: true density and carbon grade of the particle size classes.

particle size, mm	true density, g/cm ³	C-grade, %
> 4	3.41	6.36
4/2	3.31	8.15
2/1	3.23	9.99
1/0.5	3.28	9.29
0.5/0.1	3.19	12.47
< 0.1	2.88	23.55

According to mineralogical analysis (X-ray diffraction) the main mineral phases are periclase, and graphite.

3.2 Intergrowth analysis

Polished sections of each particle size class examined under microscope show that there is an intensive intergrowth between magnesia and carbon in all particle size classes (see Fig. 3).

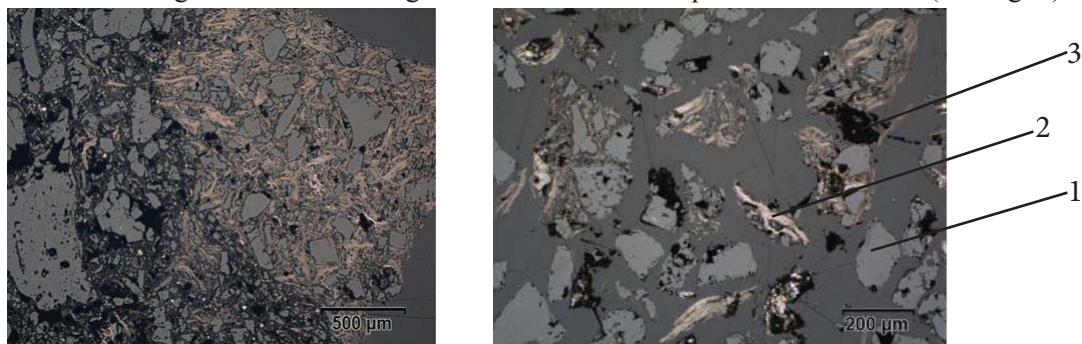


Fig. 3: photomicrographs: particle size classes 5/3.15 mm (left) and 0.5/0.1 mm (right), 1 MgO, 2 carbon, 3 preparation resin.

To examine intergrowth more closely a release analysis was done using a sodium polytungstate

solution as heavy medium. The carbon grade of the products was estimated by LOI. The analysis was performed for a coarse fraction 4/2 mm and for a fine fraction 0.5/0.1 mm applying densities of 2.3, 2.6, 2.9 and 3.3 g/cm³. The results are represented in form of Henry/Reinhardt (HR) diagrams. In Fig. 4 the HR diagram for the fraction 0.5/0.1 mm is shown. The so-called washability curve provides information about the intergrowth in a certain particle size class. The area above the curve represents the carbon content, the area under the curve represents the content of the residual components, mainly MgO. This curve shows that 60 % of the mass has nearly no carbon, the rest consists of heavily intergrown particles which means that there are no completely liberated carbon particles.

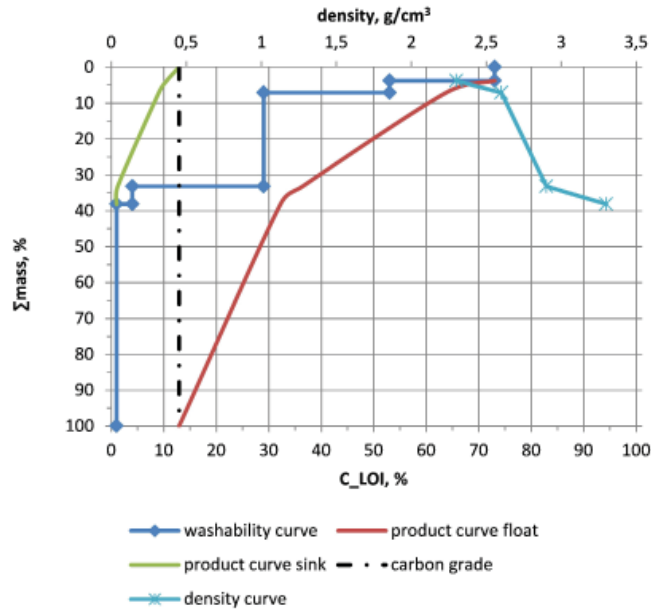


Fig. 4: Henry/Reinhardt diagram 0.5/0.1 mm.

In order to investigate the influence of comminution on changes in intergrowth, the sample was ground in a rod mill below 500 μm. Grinding was performed in form of comminution in closed circuit. Sink-float analyses were accomplished with particle size classes 250/100 μm and 100/40 μm. The result was that the particles are even intergrown down to 40 μm.

In order to investigate also the range < 40 μm, the ground sample was separated with a laboratory classifier (Hosokawa Alpine 100 MZR Classifier) according the settling rate of the particles. These settling velocity fractions were examined in detail under scanning electron microscope (SEM).

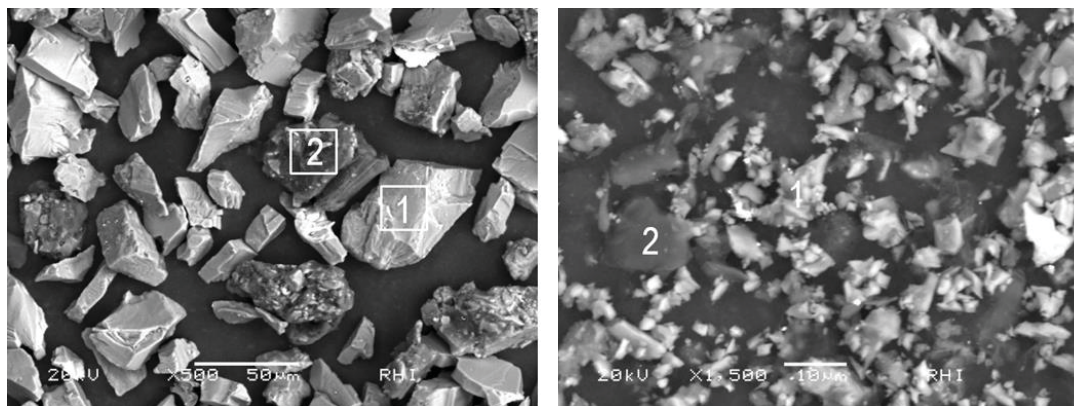


Fig. 5: SEM-picture 40/30 μm (left) and SEM-picture < 10 μm (right).

As an example, in Fig. 5 the SEM-pictures of the fractions 40/30 μm and < 10 μm can be seen. Number 1 shows a MgO particle, the dark particles in number 2 show carbon particles or

respectively intergrown carbon particles. Particles that look spongy were identified as intergrown particles. In particle size 40/30 μm MgO particles and mainly intergrown particles are present, all particles have a similar size. The fraction $< 10 \mu\text{m}$ has hardly no intergrown particles anymore. MgO particles and free carbon particles are present, carbon particles are bigger than MgO particles because of the lower density of graphite.

4 EXPLORATORY TESTS

In order to investigate new recycling concepts for spent MgO-C refractories, exploratory tests were accomplished by the Chair of Mineral Processing. Carbon grade of the samples is determined by Leco CS 200 Analyzer or estimated by LOI. Yield, content and recovery are calculated and represented in form of a balance.

4.1 Flotation

Using hydrophobia of graphite, flotation tests were performed with ground material of particle size class 250/100 μm using an experimental setup. As reagents a frother was used as well as diesel oil as collector and sodium silicate as depressant. In total 33 tests were performed, trying different frothers, varying the amounts of fuel oil and sodium silicate. The experiments were highly selective concerning carbon recovery, the froth products achieved mostly 98 %. For this reason the flotation residue is almost free of carbon. The carbon grade of the tests was between 14-21 % (carbon grade of the feed approx. 7 %). The proportion of froth to flotation residue ranges from 50:50 to 40:60 %. Altogether, the whole test results are quite similar. As expected according the intergrowth pattern, the dominant influence of the intergrowth is obvious. However, the flotation residue consists mainly of magnesia and contains nearly no carbon, which means a magnesia concentrate could be produced.

In order to examine the influence of intergrowth on the flotation result in more detail, tests with the settling velocity fractions were carried out. The froth product was subjected to a cleaner stage. In comparison to the preceding tests, the froth products had a higher carbon grade (up to 55 %), but a decreased carbon recovery (e.g. see Tab. 2). Regarding to the micrographs of the SEM, this arises from the insufficient degree of liberation and the formation of agglomerates that leads to mechanical entrapment.

Tab. 2: flotation result settling velocity fraction 30/20 μm .

product	mass, g	yield, %	grade, %		content, %%		recovery, %	
			$g_{\text{MgO},j}$	$g_{\text{C},\text{LOI},j}$	$e_{\text{MgO},j}$	$e_{\text{C},\text{LOI},j}$	$r_{\text{MgO},j}$	$r_{\text{C},\text{LOI},j}$
cleaned froth product	0,92	5,07	45	55	229,99	277,17	2,64	21,54
residue froth product	4,57	25,19	76	24	1919,61	599,69	22,03	46,61
flotation residue	12,65	69,74	94,1	5,9	6563,83	409,71	75,33	31,85
feed (calculated)	18,14	100,00	87,1	12,9	8713,42	1286,58	100,00	100,00

4.2 Electrostatic separation

Using the electric surface conductivity of graphite, at hamos GmbH in Germany tests were performed using their high tension drum separator KWS. The hamos KWS separates conductive from non-conductive particles by applying ion bombardment via corona electrode. Samples to be investigated were MgO-C scrap screened into particle size classes and MgO-C scrap ground in a rod mill. The selectivity of the separation process is better for ground samples. This arises from the slightly improved degree of liberation caused by grinding as a pretreatment step. As an example, Tab. 3 shows the test result for the ground sample 0.315/0.1 mm. The yield of the conductive product is about 25 %, the semi-conductive product is a little more than 60 % and the non-conductive product is below 15 %. Carbon grade of the conductive product is 18 % (carbon grade of the feed: approx. 9 %) and its carbon recovery is about 50 %. The non-conductive prod-

uct is nearly free of carbon.

A high-grade graphite concentrate could not be produced as conductive product, because intergrowth is still too strong and a high degree of liberation is essential for the application of electrostatic separation techniques. However, it is possible to produce a high-quality (mainly carbon-free) magnesia product as non-conductive product.

Tab. 3: electrostatic separation test result ground sample 0.315/0.1 mm.

product	mass, g	yield, %	grade, %		content, %%		recovery, %	
	Mi	r_{mj}	$E_{Mgo,j}$	$E_{C_{LoI},j}$	$e_{Mgo,j}$	$e_{C_{LoI},j}$	$r_{Mgo,j}$	$r_{C_{LoI},j}$
conductive product	1907,00	25,36	81,64	18,36	2070,04	465,53	22,83	49,81
semi-conductive product	4745,50	63,10	92,77	7,23	5853,48	456,19	64,57	48,81
non-conductive product	868,50	11,55	98,89	1,11	1141,95	12,82	12,60	1,37
feed (calculated)	7521,00	100,00	90,65	9,35	9065,46	934,54	100,00	100,00

5 CONCLUSION

The conducted investigations demonstrate the importance of raw material characterisation. Summarising intergrowth pattern, no sufficient degree of liberation could be achieved through comminution. The settling velocity fractions 10 to 20 μm and <10 μm showed the existence of free carbon particles, but these particles sizes are too fine to provide a better separation result. Moreover, the application of density separation techniques is currently not possible in a particle size range < 40 μm . From this it results that due to the fine intergrowth characteristics, processing poses a challenge and requires the application of selective processing techniques.

REFERENCES

- Bennett, J.P. et al. (1995) Recycling/Disposal Issues of Refractories. In: Ceramic Engineering & Science Proceedings – A Collection of Papers Presented at the 96th Annual Meeting and the 1994 Fall Meetings of Materials & Equipment, Whitewares, Refractory Ceramics, and Basic Science Divisions, Vol. 16, No. 1, p.127-141.
- Fang, H. et al. (1999) *Study of spent refractory waste recycling from metal manufacturers in Missouri*. In: Resources, Conservation and Recycling, Vol. 35, p. 111-124.
- Kendall, T. (1994) *Recycling of refractories – What price waste?*. In: Industrial Minerals, 323, p. 32-40.
- RHI AG (2014) RHI Corporate presentation. http://www.rhi-ag.com/linkableblob/internet_en/12482/data/Corporate_presentation-data.pdf.
- Routschka, G.& Wuthnow, H. (2008) *Pocket Manual Refractory Materials: Design, Properties, Testing*. Essen, Germany: Vulkan-Verlag, 3rd Edition.

Sicherheitsrisiko Deponiegas – Gefährdungspotential und Abwehrmaßnahmen

R. Prantl, G. Kreitner & K. Schloffer
blp GeoServices gmb, Wien & Linz, Österreich

KURZFASSUNG: Die vorliegende Arbeit hat sich zum Ziel gesetzt, die Gefährdungen, die durch das Entstehen von Deponiegas ausgehen, zu analysieren, aufzuzeigen und das Gefährdungspotential durch eine umfassende Betrachtung zu minimieren. Zunächst wurde in einem ersten Erhebungsschritt das Gefährdungspotential für Österreich erhoben. Dazu wurden alle Deponien und Altlasten über 25.000 m³ mit organischem Inhalt ermittelt und eruiert, ob und welche Bebauung bzw. kritische Infrastruktur sich auf oder im Umkreis der Flächen befindet. Im einem nächsten, vertieften Erhebungsschritt wurden für das Bundesland Salzburg zusätzlich auch alle Verdachtsflächen und registrierten Altablagerungen mit organischem Inhalt erhoben und wiederum ermittelt, ob und welche Bebauung bzw. kritische Infrastruktur sich auf oder im Umkreis der Flächen befindet. Anhand der Daten von Salzburg erfolgte dann eine Abschätzung des gesamten Gefährdungspotentials für Österreich durch Hochrechnung über Angaben des Verdachtsflächenkatasters. Im abschließenden Schritt werden mögliche Abwehrmaßnahmen zur Reduktion des Gefährdungspotentials aufgezeigt und diskutiert.

1 EINLEITUNG

In Österreich landete bis vor einem Jahrzehnt ein Großteil des Restmülls ohne Vorbehandlung direkt auf Deponien. Ein relevanter Teil dieses Restmülls bestand aus biologisch abbaubaren Bioabfällen. Werden organische Abfälle in Deponien abgelagert, entsteht beim mikrobiellen Abbau im anaeroben Milieu ein Gasgemisch, das im Wesentlichen aus Kohlendioxid CO₂ und Methan CH₄ besteht.

Neben der hohen Treibhauswirksamkeit, verursacht Methan ein direktes Sicherheitsrisiko für Mensch und Umwelt durch Explosionsgefahr. Darüber hinaus geht vom Deponiegas ein Sicherheitsrisiko für den Menschen durch Ersticken aus. Die Verdrängung von Sauerstoff durch das schwerere Kohlendioxid des Deponiegases kann zu Sauerstoffmangel und in weiterer Folge zum Erstickenstod führen.

Viele Deponien älteren Datums verfügen über keine adäquate Gaserfassung und Behandlung. Deponiegas kann noch viele Jahrzehnte nach der Ablagerung entstehen. Zu einem Zeitpunkt, wo Ort und Inhalt der Deponie vielleicht nicht mehr bekannt sind, kann noch Gas austreten und ein Sicherheitsrisiko in benachbarten Gebäuden und Infrastruktureinrichtungen darstellen.

Bisher existieren in Österreich weder eine flächendeckende Erfassung aller Altablagerungen von denen eine Gefährdung durch Deponiegas ausgehen kann, noch eine Handlungsempfehlung für den Umgang mit dem Sicherheitsrisiko.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist daher eine Abschätzung des Gefährdungspotentials und eine Analyse von Abwehrmaßnahmen. Diese Ziele fanden ihre konkrete Umsetzung in Form von Gefährdungskarten und eines Maßnahmenkataloges.

2 GEFÄHRDUNGSPOTENTIAL

Zunächst wurde in einem ersten Erhebungsschritt das Gefährdungspotential für Österreich erhoben. Dazu wurden alle Deponien und Altlasten mit organischem Inhalt > 25.000 m³ ermittelt und eruiert, ob und welche Bebauung bzw. kritische Infrastruktur sich auf oder im Umkreis der Flächen befindet und diese Ergebnisse anhand von Gefährdungskarten visualisiert. Folgende Kategorien hinsichtlich ihres Gefährdungspotentials wurden dabei unterschieden:

- Bebauung auf der Fläche,
- Bebauung im Umkreis von 100 m zur Fläche,
- Kritische Infrastruktur (Straßen, Eisenbahnen, Stromleitungen) auf der Fläche und
- Kritische Infrastruktur (Straßen, Eisenbahnen, Stromleitungen) im Umkreis von 100 m zur Fläche.

Dabei ergaben sich 154 Deponien und Altlasten mit organischem Inhalt in Österreich, wobei bei 73 % davon eine Bebauung im Umkreis von 100 m und bei 57 % eine Bebauung direkt auf der Fläche vorliegt. Infrastruktureinrichtungen befinden sich bei 51 % im Umkreis von 100 m, jedoch nur bei 10 % direkt auf der Fläche.

Im einem nächsten, vertieften Erhebungsschritt wurden für das Bundesland Salzburg neben den Deponien und Altlasten auch alle Verdachtsflächen und registrierten Altablagerungen mit organischem Inhalt erhoben und wiederum ermittelt, ob und welche Bebauung bzw. kritische Infrastruktur sich auf oder im Umkreis der Flächen befindet und die Ergebnisse wiederum anhand von Gefährdungskarten visualisiert. Die folgende Abbildung zeigt die Ablagerungen in Salzburg und ihre mögliche Gefährdung durch Deponiegas hinsichtlich einer Bebauung.

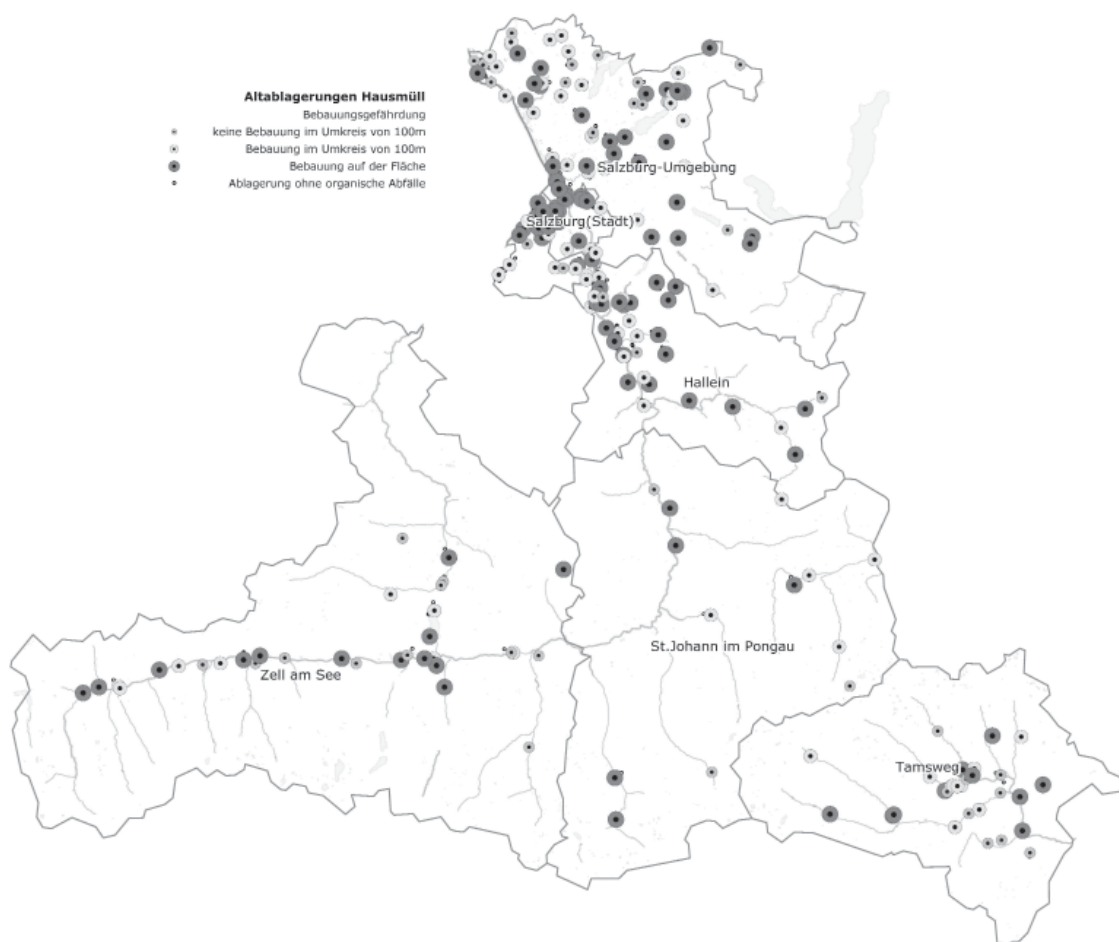


Abb. 1: Ablagerungen in Salzburg und ihre mögliche Gefährdung durch Deponiegas hinsichtlich einer Bebauung.

Ausgangspunkt war hier eine vom Amt der Salzburger Landesregierung, Abteilung Umweltschutz, übermittelte Aufstellung aller erfassten Altablagerungen aus dem Bundesland Salzburg. Weiters existieren für einen Teil der Altablagerungen analoge Kartendaten. Diese wurden gesammelt und digitalisiert.

In der Liste vom Amt der Salzburger Landesregierung sind insgesamt 466 Altablagerungen erfasst. Aus diesen 466 Altablagerungen wurden jene Altablagerungen extrahiert, in denen organische Abfälle abgelagert (bewilligt, festgestellt oder vermutet) wurden. Dies waren 223 Altablagerungen. Die Auswertung dieser 223 Datensätze hinsichtlich einer Bebauung auf oder im Umkreis der Fläche zeigte folgende Ergebnisse:

- Bei 45 % aller Ablagerungen besteht eine Bebauung direkt auf der Fläche.
- Bei 80 % aller Ablagerungen mit organischen Abfällen liegt eine Bebauung im Umkreis von 100 m vor.
- Bei 13,5 % aller Ablagerungen befindet sich direkt auf der Fläche eine Infrastruktureinrichtung.
- 61 % der Ablagerungen befinden sich in einem Umkreis von 100 m zu kritischen Infrastruktureinrichtungen.

Bei diesen Zahlen ist zu beachten, dass es sich um eine Worst-Case-Betrachtung handelt. Einerseits wurden wirklich alle Altablagerungen herangezogen, bei denen eine Deponiegasbildung nicht ausgeschlossen werden kann („Ablagerung von Hausmüll vermutet“). Andererseits wurde der Umkreis mit 100 m bewusst groß gewählt. Eine Deponiegasmigration über diese Distanz ist unwahrscheinlich, jedoch in Abhängigkeit der Standortgegebenheiten nicht gänzlich auszuschließen.

In einem weiteren Arbeitsschritt wurden diese detaillierten Daten des Bundeslandes Salzburg auf die übrigen acht Bundesländer hochgerechnet, um für ganz Österreich eine Abschätzung des Gefährdungspotentials mit allen relevanten Verdachtsflächen und Altablagerungen zu erhalten.

Dazu wurden die Zahlen aus dem Verdachtsflächenkataster des Umweltbundesamtes herangezogen. Darin werden die registrierten Altablagerungen für jedes Bundesland aufgelistet, sowie eine Abschätzung des jeweiligen Erfassungsgrades und somit auch der geschätzten Gesamtzahl durchgeführt.

Diese Abschätzung des gesamten Gefährdungspotentials für Österreich durch Hochrechnung der Daten von Salzburg über Angaben des Verdachtsflächenkatasters des Umweltbundesamtes ergibt folgendes Bild:

- Von 7.400 Ablagerungen in Österreich muss bei der Hälfte (3.700) mit der Bildung von Deponiegas gerechnet werden.
- Bei 2.850 deponiegasbildenden Ablagerungen muss von einer Bebauung im näheren Umkreis und bei 1.600 sogar von einer Bebauung auf der Fläche ausgegangen werden.
- Bei 2.150 deponiegasbildenden Ablagerungen muss von Infrastruktureinrichtungen im näheren Umkreis und bei 500 von Infrastruktureinrichtungen direkt auf der Fläche ausgegangen werden.

Auch hier sind wiederum folgende Punkte bei der Interpretation der Zahlen wichtig:

- Bei den Angaben zur Bebauung/Infrastruktur auf oder im Umkreis der Fläche handelt es sich um eine Abschätzung aufgrund der Hochrechnung der Zahlen aus dem Bundesland Salzburg.
- Die Zahlen stellen eine Worst-Case-Betrachtung dar.

Die Angaben für die einzelnen Bundesländer können folgender Tabelle entnommen werden:

Tab. 1: Abschätzung des gesamten Gefährdungspotentials für Österreich.

	Gesamt	Organik	Bebauung auf der Fläche	Bebauung < 100m	Infrastruktur auf der Fläche	Infra- struktur < 100m
Burgenland	300	150	65	115	20	90
Kärnten	500	250	105	190	35	140
Niederösterreich	2.000	1.000	430	770	135	590
Oberösterreich	1.500	750	320	575	100	440
Salzburg	450	225	100	175	30	130
Steiermark	1.200	600	260	460	80	350
Tirol	700	350	150	270	45	200
Vorarlberg	350	175	75	135	25	100
Wien	400	200	85	155	30	110
Summe	7.400	3.700	1.600	2.850	500	2.150

3 ABWEHRMASSNAHMEN

Bei den Überlegungen zur Vermeidung des Gefährdungspotentials durch Deponiegas ist unbestritten, dass langfristig der beste Weg ist, die Ablagerung organikhaltiger Abfälle zu vermeiden. Dies wird auch durch die Gesetzgebung (in Österreich und auf EU-Ebene) seit ca. 20 Jahren stark forciert. Die Einführung der getrennten Biomüllsammmlung Ende der 80er-Jahre war eine wichtige Maßnahme in diesem Zusammenhang. Es hat sich jedoch gezeigt, dass trotzdem der Restmüll auch noch reich an biologisch abbaubaren Substanz ist und bei der Ablagerung große Mengen an Deponiegas entstehen.

Daher wurde in Umsetzung der EU-Deponierichtlinie (1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999) in der österreichischen Deponieverordnung 2004 (Deponieverordnung 1996 idF 2004) die Verpflichtung zur Vorbehandlung von Restmüll vorgesehen, mit dem Ziel Gehalt und Reaktivität der Organik von abzulagernden Abfällen zu minimieren. Diese Maßnahmen sind langfristig die besten, wirksamsten und vermutlich die billigsten Lösungen das Gefährdungspotential durch Deponiegas zu minimieren.

Ist die Ablagerung der Deponiegas-produzierenden Abfälle nicht mehr zu verhindern, weil es sich um alte Ablagerungen handelt, oder weil auch bei neueren Deponien noch eine gewisse Menge an Deponiegas entsteht, dann gilt es langfristig durch übergeordnete Maßnahmen der Raumplanung und auch der Politik eine Bebauung in einem relevanten Umkreis zu verhindern. D.h. das Deponiegas ist zwar vorhanden und evt. auch eine gewisse Migration, aber es fehlt schlichtweg der Ort der Gefährdung des Menschen und der Infrastruktur.

Ist es weder möglich das Deponiegas noch den Ort der Gefährdung grundsätzlich zu verhindern, dann stellen die folgenden Abwehrmaßnahmen mögliche Lösungsansätze dar.

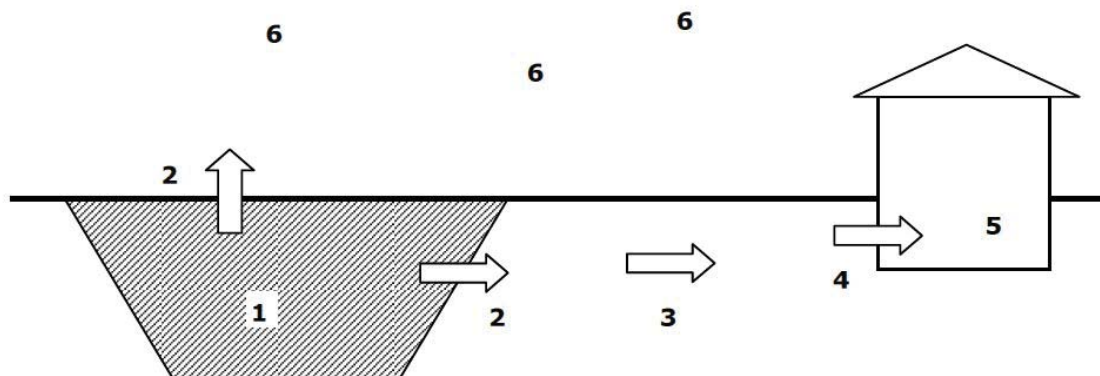


Abb. 2: Schematische Darstellung der Ansatzpunkte möglicher Abwehrmaßnahmen.

Diese Maßnahmen können an unterschiedlichen Punkten im Gefahrensystem ansetzen:

- Zum Einen kann direkt im Deponiekörper die Entstehung von Deponiegas verhindert oder stark reduziert werden, z.B durch In-Situ Belüftung oder Bewässerung der Deponie.
- Weiters besteht die Möglichkeit den unkontrollierten Austritt des Gases aus dem Deponiekörper durch aktive oder passive Entgasungsmaßnahmen zu verhindern oder stark zu reduzieren.
- Darüber hinaus kann eine unkontrollierte Migration des Gases an die Stelle der Gefährdung unterbunden werden, z.B durch Gasmigrationssperren.
- Durch eine entsprechende Bauausführung der Gebäude kann ein möglicher Eintritt des Gases in die Gebäude verhindert werden.
- Durch betriebliche Maßnahmen in Gebäuden und Schächten etc. kann die Sicherheit stark erhöht werden.
- Darüber hinaus sind langfristige, übergeordnete Maßnahmen anzudenken, wie der Eintrag der Ablagerungen in das Grundbuch mit einem möglichen Bebauungsverbot, damit mögliche Gefahren auch noch Jahrzehnte nach der Ablagerung erkannt werden können.

In-Situ Maßnahmen direkt im Deponiekörper (Belüftung, Bewässerung) stellen langfristig wirksame Maßnahmen dar, die das Gasbildungspotential und damit die Bildung von Deponiegas dauerhaft reduzieren. Es handelt sich um Sanierungsmaßnahmen, d.h. dass sie zeitlich begrenzt sind, da im Idealfall nach der erforderlichen Sanierungszeit keine relevanten Gasmengen mehr entstehen. Es handelt sich jedoch um relativ aufwändige, zeit- und kostenintensive Maßnahmen.

Die Verhinderung des unkontrollierten Austrittes von Gas aus dem Deponiekörper durch Entgasungsmaßnahmen hingegen ist in der Regel weniger aufwändig, jedoch länger zu betreiben, da nur das entstehende Gas kontrolliert wird, nicht jedoch das Gasbildungspotential über das natürliche Maß hinaus reduziert wird. Durch aktive Absaugung kann es jedoch auch zu einem Sauerstoffeintritt kommen, was dann wiederum einen Sanierungseffekt hat. Eine passive Entgasung ist wenig aufwändig, wodurch der lange Zeitraum bis zum Erreichen geringer Gasbildung eine geringere Rolle spielt.

Die Verhinderung der unkontrollierten Migration des Gases an die Stelle der Gefährdung stellt zwar eine mittelfristig wirksame Lösung zur Reduktion des Gefährdungspotentials dar, jedoch wird an der Gefahrenquelle nicht eingegriffen. Dadurch kann sich langfristig, z.B durch die begrenzte Lebensdauer einer Dichtwand die Gefährdung wieder erhöhen. In Kombination mit anderen Maßnahmen, wie z.B. einer aktiven Entgasung kann z.B. eine Umschließung sehr sinnvoll sein. Daher wurde diese Maßnahmenkombination auch schon öfter angewandt.

Die gasdichte Ausführung von Gebäuden und sonstiger unterirdischer Objekte stellt bei neu zu errichtenden Bauwerken eine gute und relativ einfache Möglichkeit dar. Bei älteren, bestehenden Gebäuden und Schächten, sind nachträglich Abdichtungsmaßnahmen schon deutlich aufwändiger.

Da kann es sinnvoller sein, durch betriebliche Maßnahmen eine Gefährdung zu reduzieren, z.B. durch kontinuierliche Messungen der Raumluftzusammensetzung und Festlegung entsprechender Sicherheitsmaßnahmen beim Nachweis entsprechender Konzentrationen. Dabei handelt es sich um einfache Maßnahmen, wie temporäre Belüftungsmaßnahmen oder Arbeitsvorschriften (Atenschutz, zusätzliche Sicherungsperson, etc.), die jedoch an der grundsätzlichen Gefährdung nichts ändern, sondern nur mögliche negative Auswirkungen verhindern sollen.

Auch entsprechende Sicherheitsmaßnahmen beim Betrieb von Entgasungsanlagen oder beim Arbeiten im Ablagerungsbereich können einfach und effektiv negative Auswirkungen verhindern, jedoch nicht die grundsätzliche Gefährdung beseitigen. Daher sollten Maßnahmen an den Gebäuden und betriebliche Maßnahmen stets das letzte Element einer Maßnahmenkette darstellen – zusätzlich zu anderen Maßnahmen, oder wenn andere Maßnahmen technisch oder wirtschaftlich nicht umsetzbar sind.

Neben all diesen mehr oder weniger technischen Maßnahmen sind zur langfristigen Reduktion der Gefährdung folgende übergeordnete Maßnahmen sinnvoll:

- Eintragung aller Ablagerungen in das Grundbuch, damit mögliche Gefahren auch noch Jahrzehnte nach der Ablagerung erkannt werden können.
- Bebauungsverbot für Ablagerungen die noch über ein relevantes Deponiegaspotential verfügen.
- Bewusstseinsbildende Maßnahmen bei den Problembesitzern und der Bevölkerung.

Diese Maßnahmen sind stark vom politischen Willen zur Umsetzung abhängig und können im Rahmen dieser Arbeit nur aufgezeigt werden.

DANKSAGUNG

An dieser Stelle sei dem Amt der Salzburger Landesregierung, im Speziellen Herrn Dipl.-Ing. Werner Repetschnigg von der Abteilung 5: Umweltschutz und Gewerbe, für die Bereitstellung der Ablagerungsdaten gedankt.

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des österreichischen Förderprogramms für die Sicherheitsforschung „KIRAS“ aus Mitteln des BMVIT - Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie finanziert und über die Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft FGG abgewickelt.

Innovatives Monitoringtool zur Emissionsbewertung

M. Hrad & M. Huber-Humer

Institut für Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien, Österreich

M. Piringer

Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Anhand von drei verschiedenen Fallstudien wurde das Potential einer mikrometeorologischen Methode in Verbindung mit einem optischen Fernmessgerät (OP-TDLS) zur Emissionsbewertung dargestellt. Mithilfe dieser Methode können große Flächen schnell optisch abgescannt werden ohne die Gasflüsse an der Oberfläche bzw. Austrittsstelle zu beeinflussen. Weiters können diffuse und temporäre Quellen einfacher und über einen hinreichenden Zeitraum hinweg erfasst werden, verglichen mit herkömmlichen, punktuellen Messmethoden (z.B. Haubenmessung). Mit den Ergebnissen dieser Studien und der Dissertation soll ein Quantifizierungstool zur Verfügung stehen, welches sich zukünftig als eine mögliche Standardmethode für die Emissionsquantifizierung von Treibhausgasen in unterschiedlichen Einsatzbereichen in der Abfallwirtschaft etablieren könnte.

1 EINLEITUNG

Die Messung und Bewertung diffuser Emissionen von Abfallbehandlungsanlagen und Deponien, insbesondere von Methan (CH_4), stellen eine wichtige Voraussetzung dar um die Einhaltung geforderter Grenzwerte nachzuweisen. Aus Klimaschutzgründen gilt es auch, diese Restemissionen verlässlich einzuschätzen um hier vor allem die Relevanz zu beurteilen bzw. auch Maßnahmen zu rechtfertigen, um diese Emissionen vermeiden zu können. Bei der Erhebung emittierter Methanfrachten sind vor allem jene Standorte problematisch, bei denen große Mengen an diffusen Emissionen auftreten, da diese messtechnisch nur mit sehr hohem Aufwand oder überhaupt ungenügend quantifizierbar sind. Bisherige Emissionsmessungen basierten meist auf konventionellen Punktmesssystemen (FID-Rastervermessung, Kammermesstechnik), die sowohl räumlichen als auch zeitlichen Einschränkungen unterliegen. Vielversprechende, alter-native Möglichkeiten um diffuse Emissionen ganzheitlich zu erfassen bieten Messmethoden unter Nutzung von optischen Fernmessmethoden (z.B. open-path tunable diode laser – OP-TDLS) im Lee einer Abfallbehandlungsanlage bzw. Deponie. Durch den Einsatz eines open-path Messgerätes können einerseits die diffusen und temporären Quellen (z.B. Überdrucksicherung einer Biogasanlage) über einen längeren Zeitraum erfasst werden und andererseits können die gemessenen Konzentrationen mithilfe von meteorologischen Messungen (Windrichtung, Windgeschwindigkeit, atmosphärische Stabilität) und einem geeigneten Ausbreitungsmodell in Emissionsströme (Frachten) überführt werden. Anhand von drei verschiedenen Fallstudien soll die Anwendbarkeit bzw. das Potential dieser mikrometeorologischen Methode in Verbindung mit einem open-path Messgerät (OP-TDLS) gezeigt werden.

2 FALLSTUDIEN

In der ersten Fallstudie im Rahmen des Forschungsprojektes „KLIMONEFF“ wurden Optimierungspotentiale zur Effizienzsteigerung von diversen Verfahrenseinheiten und Anlagenteilen bei Biogasanlagen erhoben. Wesentliche Evaluierungsparameter waren dabei die Darstellung der Methanemissionen einer, für Österreich repräsentativen, Biogasanlage und der Methangasverluste (Methanfrachten) aus diversen Anlagenteilen (z.B. Gärrestlager) über einem Zeitraum von einem Jahr. Neben der Referenzbiogasanlage (NAWAROS-Anlage) wurden vier weitere Biogasanlagen

(2 NAWAROS- sowie 2 Abfallanlagen) zur Bestimmung der Gesamtmethanemission mittels optischem Fernmessverfahren (OP-TDLS) und Ausbreitungsmodellierung ausgewählt.

Das Ziel der zweiten Fallstudie war es, das Emissionsverhalten der gesamten Rottefläche einer offenen Mietenkompostierung in Abhängigkeit unterschiedlicher Betriebszustände (z.B. Stillstand, Vollbetrieb, Absiebung des reifen Komposts, nur Umsetzungsvorgänge) zu ermitteln.

In der dritten Studie wurde die Emissionsmessung als Bewertungsgrundlage zur Abschätzung des Restemissionspotentials von verschiedenen Deponien und Altablagerungen erhoben.

3 MESSPRINZIP – OPEN-PATH-MESSGERÄT – UND MESSDURCHFÜHRUNG

Zur Bestimmung der Methankonzentrationen entlang einer offenen Messstrecke wurde das open-path Messgerät „GasFinder 2.0“ (Boreal Laser Inc.) eingesetzt (siehe Abb. 1). Dieses funktioniert auf dem Messprinzip der „Einlinien-IR-Spektroskopie“. Die Laserdiode ist mit einer spezifischen Wellenlänge auf das zu quantifizierende Gas eingestellt (z.B. 1650 nm für CH_4), wodurch eine Querempfindlichkeit auf andere Gase ausgeschlossen werden kann. Die Absorptionslinie des Messgases liegt im nahen IR-Bereich und wird zwischen der Lichtquelle (Laserdiode) und einem Retroreflektor in einer offenen Messstrecke gemessen. Die gemessenen Konzentrationen sind als räumliches Mittel entlang der Messstrecke zu interpretieren ($\text{ppm} \cdot \text{m}$ = Produkt aus Konzentration und Länge der Messstrecke). Durch eine ständige interne Kalibrierung läuft die Messung über lange Zeit stabil.



Abb. 1: Schematische Darstellung des Messprinzips (Boreal Laser Inc.).

Für die Durchführung der Konzentrationsmessungen und die Qualität der dabei erzeugten Messwerte ist eine sorgfältige Auswahl der Messstrecken von großer Bedeutung. Die Messgeräte (open-path Laser, Reflektoren) wurden abhängig von der Hauptwindrichtung windabwärts einer Anlage bzw. Deponie aufgestellt, um eine vollständige Gesamtmethanbilanz erstellen zu können. Der open-path Laser wurde dazu an einer beweglichen Scan-Vorrichtung, die als Pan-Tilt-Unit (PTU) bezeichnet wird, angebracht, um die verschiedenen Reflektoren in einem Zeitintervall von 30 bis 60 Sekunden automatisch abzuscannen. Die durchschnittliche Messzeit mittels open-path Laser betrug 3,5 bis 7 Stunden, sodass eine ausreichende Datenbasis für die Modellierung der Emissionsraten gewährleistet war und darüber hinaus Tagesganglinien dargestellt werden konnten. Analog zu den meteorologischen Messungen wurden aus den Konzentrationsmessungen 10-min Mittelwerte abgeleitet. Die Messhöhe der Laser betrug 1 bis 1,5 m, die Reflektorenhöhe zwischen 1 bis 2 m. Die Länge der Messstrecken variierte zwischen 10 – 401 m.

4 AUSBREITUNGSMODELL UND EMISSIONSRÜCKRECHNUNG

Mittels Ausbreitungsrechnung wird, basierend auf der resultierenden Gaskonzentration und den vor Ort gemessenen meteorologischen Parametern (Windrichtung, Windgeschwindigkeit, atmosphärische Stabilität) mithilfe eines portablen dreidimensionalen Ultraschall-Anemometers, die Emissionsrate berechnet.

Die modellbasierte Ermittlung der CH₄-Emissionen erfolgte mit dem Ausbreitungsmodell LASAT (Lagrangian Simulation of Aerosol-Transport (Janicke 1985, Janicke 2007)). Im Allgemeinen simuliert das Lagrange'sche Partikelmodell die Ausbreitung von Substanzen mittels einer großen Anzahl von repräsentativen Teilchentrajektorien. Neben der Berechnung von Konzentrationsfeldern in der Ebene kann auch der Einfluss von komplexem Gelände (z.B. Bebauung) berücksichtigt werden. Die Ausbreitung der Schadstoffe erfolgt in ebenem Gelände geradlinig in Richtung des Windes. Breite und Höhe der Abgasfahne (Ausbreitungskegel, effektive Quelhöhe) variieren mit den meteorologischen Bedingungen (Wind und Stabilität), damit sind auch die Immissionen von den meteorologischen Bedingungen abhängig. Die Berechnung der unbekanntem Emissionsstärke einer Quelle (Q) wurde mit der Formel:

$$Q = \frac{C}{(C/Q)_{sim}} \quad (1)$$

bestimmt, wobei C die gemessene Konzentration (abzüglich der Hintergrundkonzentration im Luv der Quelle) und (C/Q)_{sim} den Zusammenhang zwischen der Konzentration und der Emissionsrate beschreibt, welcher mit LASAT für jeden Zeitschritt modelliert wurde (Schauberger et al., 2011; Flesch et al., 2005). Die bodennahen Emissionen können dabei für eine beliebige Quellgeometrie (Punkt-, Flächen-, Volumen- und Linienquellen) berechnet werden.

Eine andere Möglichkeit zur Emissionsquantifizierung ist der Einsatz eines Tracergases (in diesem Fall wurde Acetylen verwendet), die auch zur Modellverifizierung angewandt wurde. Das Tracergas wird mit bekannter Emissionsrate am Ort der Quelle freigesetzt. Windabwärts der Quelle wird dann die Tracerkonzentration und die CH₄-Konzentration gemessen. Unter der Annahme, dass die Ausdünnung des Tracers gleich stark ist wie diejenige des Spurengases, kann über eine Verhältnisbildung die CH₄-Emissionsrate quantifiziert werden. Die gemessenen Konzentrationen werden direkt in einen Volumenstrom (=Emissionsrate) mit der folgenden Gleichung überführt, wobei Q_m die Emissionsrate des zu quantifizierenden Gases, Q_t die Freisetzungsrate des Tracergases, ΔC_m die Konzentration des zu quantifizierenden Gases (minus Hintergrundkonzentration) und ΔC_t die Konzentration des Tracergases darstellt:

$$Q_m = \frac{Q_t \Delta C_m}{\Delta C_t} \quad (2)$$

5 ERGEBNISSE UND SCHLUSSFOLGERUNG

Die Identifikation bzw. Quantifizierung punktueller sowie diffuser Methanverluste von Biogasanlagen stellen hohe Anforderungen an die messtechnische Methodik. Das optische Fernmesssystem OP-TDLS in Verbindung mit meteorologischen Messungen und dem Ausbreitungsmodell „LASAT“ erwies sich als vielversprechendes und geeignetes Tool zur Erfassung der Gesamtemission einer Biogasanlage. Aufgrund der langen und kontinuierlichen Messkampagnen konnten die Methanemissionen der Anlagen sowohl betriebstechnisch als auch meteorologisch interpretiert werden. Während der Messungen wird im Allgemeinen der Anlagenbetrieb nicht gestört und der Messaufwand ist unabhängig von der Anlagengröße. Als eines der wichtigsten Ergebnisse des Projektes „Klimoneff“ konnte mit dieser Methode erstmals auch die gleichzeitige Bestimmung der Emissionsraten mehrerer Quellen (z.B. offene Gärrestlager) bei dem komplexen Standort erfolgreich implementiert und angewendet werden. Eine Rückrechnung auf die einzelnen Emissionsquellen ist jedoch nur bei einer entsprechenden Entfernung der Quellen zueinander möglich. Aufgrund der dichten Lage potenzieller Verlustquellen innerhalb der Referenzanlage (z.B. gas-

dichtes Endlager, Hauptfermenter, Trockengasspeicher) konnte – bis auf das Silagelager – keine weitere quantitative Differenzierung der diffusen Methanquellen vorgenommen werden. Mithilfe verschiedener Validierungsmethoden und Tracertests (siehe Fotoaufnahmen in Abbildung 2) wurde bei der Modellierung der Emissionsraten im Mittel eine Abweichung von 10 – 30 % bestimmt. Diese ist mit den Genauigkeitsangaben aus internationaler Literatur gut vergleichbar.



Abb. 2: Fotoaufnahmen während der Messung beim offenen Gärrestlager einer Biogasanlage (links: Tracergasfreisetzung für den Modellvergleich; rechts: CH₄- und C₂H₂-Laser).

Die ermittelten Methanemissionen der Anlagen (Referenz- und Validierungsanlagen) lagen zwischen 1,6 und 5,5 % der in der Anlage produzierten Methanmenge und damit im unteren Bereich der in der Literatur publizierten Werte von 1 – 15 % (Koch 2009, Vogt 2008). Bisher hat auch IPCC (2006) einen Standardwert von 10 % für diffuse Emissionen aus Biogasanlagen vorgegeben. In der gleichen Größenordnung wie in der vorliegenden Studie lagen die diffusen Gesamtmethanemissionen einer Biogasanlage (1 MW elektrische Leistung) in Kanada (durchschnittlich 3,1 % der Methangasproduktion), die ebenfalls unter Nutzung eines open-path Messgerätes (OP-TDLS) und eines Ausbreitungsmodells bestimmt wurden (Flesch et al. 2011). Für die Referenzanlage können die Emissionen der einzelnen Anlagenbereiche wie folgt zusammengefasst werden: 0,1-0,2 % Methanemissionen aus dem Silagelager; 1,2 % Methanemissionen aus den offenen Gärrestlagern; 2,7 % diffuse Methanemissionen aus dem restlichen Anlagenareal sowie Methanschlupf über das Blockheizkraftwerk (BHKW). Obwohl die ermittelten Methanverluste mit Werten aus der Literatur gut vergleichbar sind, ist das Datenmaterial für eine generalisierte Aussage noch zu lückenhaft. Die Zahlen müssen durch weitere Messungen noch anlagenspezifisch abgesichert werden.

Ziel der Emissionsmessungen bei einem Kompostwerk war es, das Emissionsverhalten der gesamten Rottefläche (5,2 ha; 18.000 m³ Rottevolumen) in Abhängigkeit unterschiedlicher Betriebszustände (z.B. Stillstand, Vollbetrieb, Absiebung des reifen Komposts, nur Umsetzung) zu ermitteln.

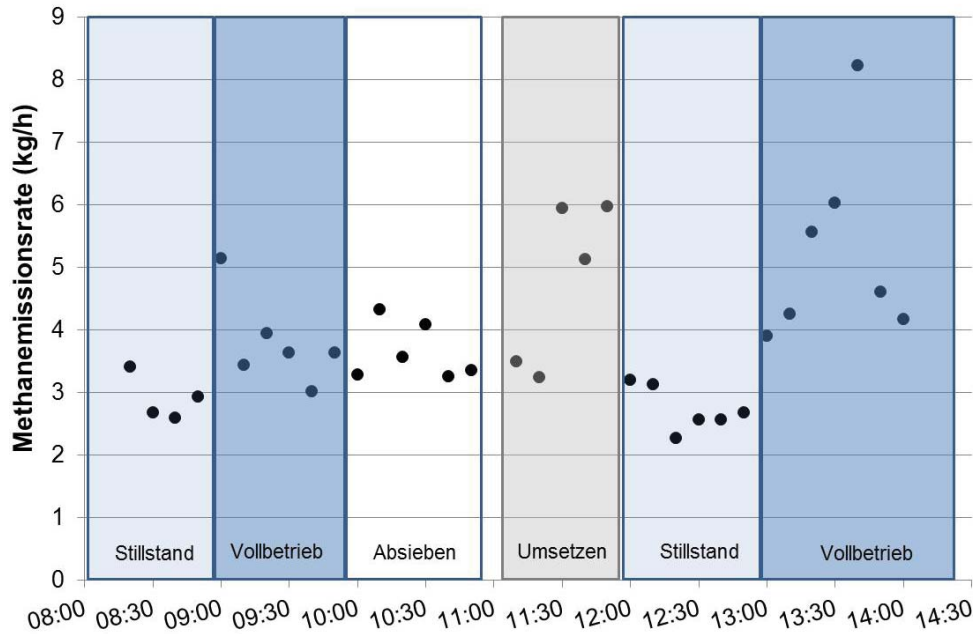


Abb. 3: Verlauf der Methanemissionsraten (in 10-min Werten) eines Kompostwerkes (offene Mieten-kompostierung) bei unterschiedlichen Betriebszuständen.

Im Ruhestand wurden sowohl vor als auch nach dem regulären Betrieb signifikant niedrigere Methanemissionsraten detektiert (durchschnittlich 2,7 – 2,9 kg CH₄/h) verglichen mit den Betriebszuständen „Vollbetrieb“ und „Umsetzen“ (durchschnittlich 3,8 – 5,3 kg CH₄/h) (siehe Abb. 3). Die Schwankungsbreite der Methanemissionsraten während Umsetzvorgängen war meist wesentlich größer als jene des Betriebsstillstandes.

Anhand der Messungen windabwärts einer Altablagerung (ehemalige Hausmülldeponie) über einen Zeitraum von 5 Stunden ist ersichtlich, dass die Emissionswerte u.a. sehr stark von den Luftdruckverhältnissen abhängig sind (siehe Abb. 4). Mit zunehmenden Luftdruck sinkt die emittierte Methanmenge und umgekehrt. Der Zeitpunkt der Messung ist somit entscheidend für die Bewertung der Emissionsituation.

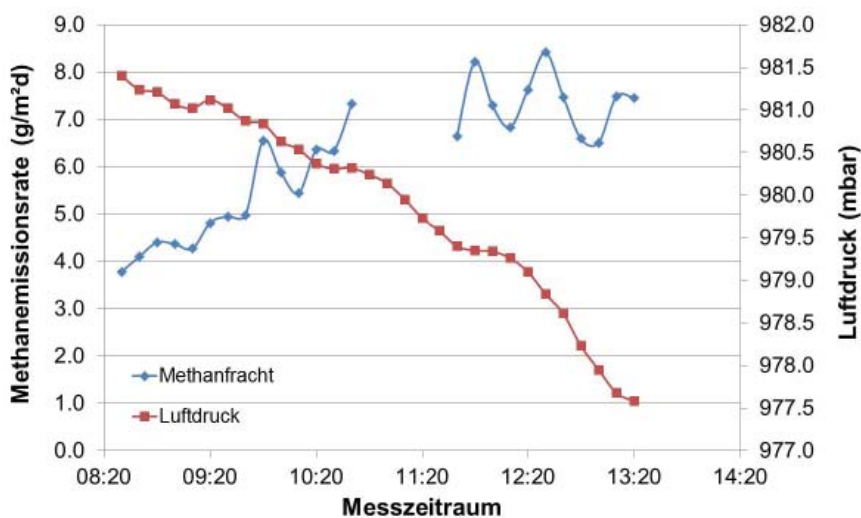


Abb. 4: Einfluss von Luftdruckänderungen auf die Methanemissionsrate (in 10-min Werten) einer Altablagerung.

Die Ergebnisse der Messkampagnen zeigen, dass die CH₄-Freisetzung von Biogasanlagen, Kompostwerken sowie Deponien im Tagesverlauf stark schwankt, was nur durch langzeitige Messungen, wie mit open-path Messungen möglich, erkennbar ist. Diffuse und temporäre Quellen konnten durch das optische Fernmesssystem (in Verbindung mit meteorologischen Messungen und einem Ausbreitungsmodell) einfacher und über einen hinreichenden Zeitraum hinweg erfasst werden als durch herkömmliche, punktuelle Messmethoden (z.B. Haubenmessung).

DANKSAGUNG

Das Projekt „Klimoneff“ wurde durch den „Klima- und Energiefond“ im Rahmen des Programmes „Neue Energien 2020“ gefördert. Die Messinstrumente wurde in Kooperation mit der Equipment BOKU Vienna Institute of BioTechnology-GMBH (EQ-BOKU-VIBT GmbH) bereitgestellt.

LITERATUR

- IPCC (2006) In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. & Tanabe, K. (editors) IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, prepared by the national greenhouse gas inventories programme. Japan: IGES.
- Janicke, L. (1985) Particle simulation of dust transport and deposition and comparison with conventional models. *Air Pollution Modeling and its Application IV* (Ed. C. de Wispelaere). Plenum Press, N.Y., 759 – 769.
- Janicke, U. & Janicke, L. (2007) Lagrangian particle modeling for regulatory purposes: A survey of re-cent developments in Germany. In: Proc. 11th Conf. on Harmonisation.
- Flesch, T.K., Wilson, J.D., Harper, L.A. & Crenna, B.P. (2005) Estimating gas emissions from a farm with an inverse-dispersion technique. *Atmos. Env.* 39, 4863 – 4874.
- Flesch, T.K., Dejardins, R.L. & Worth, D. (2011) Fugitive methane emissions from an agricultural biodigester. *Biomass and Bioenergy* 35, 3927 – 3935.
- Koch, M. (2009) Ökologische und ökonomische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen und deren Standortwahl, Dissertation Universität für Karlsruhe, Fakultät für Wirtschaftswissenschaften
- Schauberger, G., Piringner, M., Knauder, W. & Petz, E. (2011) Odour emissions from a waste treatment plant using an inverse dispersion technique. *Atmos. Env.* 45, 1639 – 1647.
- Vogt, R. (2008): Basisdaten zu THG-Bilanzen für Biogas-Prozessketten und Erstellung neuer THG-Bilanzen, ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH

Einsatz von Stirlingmotoren zur Deponiegasverstromung

A. Seyfert

SEF-Energietechnik GmbH, Zwickau, Germany

KURZFASSUNG: Die Stirlingmotorentchnik erlebt derzeit, auf Grund veränderter energiepolitischer Rahmenbedingungen sowie technischer Neuerungen, eine Renaissance. Die schwedische Firma „cleanergy“ kaufte die Patentrechte des ehemaligen, in Deutschland entwickelten, „Solo“ Stirlingmotors. Im Rahmen intensiver Entwicklungsarbeiten wurde durch „cleanergy“ unter anderem eine Brenneinheit für den Stirlingmotor adaptiert (Mild-combustion Brenner). Mit dieser Brenneinheit kann unter anderem auch Deponiegas katalytisch und sehr schadstoffarm verbrannt werden. Weiterhin wurde eine anschlussfähige BHKW-Kompaktanlage, mit Steuereinheit, Generator sowie Wärmetauscher konzipiert. Durch den geringen Deponiegasverbrauch (max. 8 m³/h) ist die Anlage sehr gut geeignet, auch geringe Restgasmengen auf älteren Deponien zu verstromen und somit zumindest den notwendigen Energiebedarf der Verdichtereinheit der Fackelanlage abzudecken. Überschussmengen können zudem für die Versorgung des eigenen Standortes eingesetzt, bzw. ins öffentliche Netz eingespeist werden. Dies ist nicht nur ökonomisch, sondern auch ökologisch eine sinnvolle Alternative für die Restgasverwertung. Im Vortrag werden die unterschiedlichen Aspekte sowie Vorteile und Einsatzgrenzen der Anlagen aufgezeigt.

1 RAHMENBEDINGUNGEN

Der Kommunale Abfallentsorgungsverband „Niederlausitz“ (KAEV), 15907 Lübben, ist Betreiber und Eigentümer der Deponie Göritz. Unter Berücksichtigung der gastechnischen Situation auf der Deponie Göritz, mit weiter rückläufigen Deponiegasmengen und vermehrten Fackel-Stillstandszeiten, ist eine Anpassung des gastechnischen Verwertungssystems notwendig. Neben der Installation einer neuen Verdichter/Fackelanlage, mit entsprechend angepasster Verbrennungsleistung, ist die Optimierung der Deponierestgasverwertung durch die zusätzliche Installation einer Anlage zur Deponiegasverstromung geplant. Durch die Installation eines Stirlingmotors mit kleiner Leistung (max. 9 kW(el)) soll die Stromversorgung des Fackelverdichters übernommen und vorhandene Überschussmengen in das öffentliche Netz rückgespeist werden. Hierdurch ist eine Deponiegasverbrennung ohne den Einsatz von elektrischer Fremdenergie möglich. Die Schwedische Firma „cleanergy“ bietet neue, entsprechend deponiegastaugliche Stirling-Module auf dem Markt an. Die Firma LAMBDA übernimmt zukünftig den Vertrieb in Deutschland sowie die Optimierung der Anlagen im Zusammenspiel mit der entsprechenden Fackeltechnik. Das Projekt wurde zur Förderung eingereicht.

2 STAND DER DEPONIEGASPRODUKTION UND -NUTZUNG IN DEUTSCHLAND

Die wirtschaftliche Verwertung der Deponie-Restgasmengen auf deutschen Deponien wird auf Grund des Ablagerungsverbotes unbehandelter Abfälle, vom 01. Juni 2005, immer schwieriger.

Gut acht Jahre nach dem Ablagerungsende sind bei Ansatz einer Halbwertszeit von ca. 6 Jahren für deutsche Deponien bereits fast 70 % des ursprünglichen organischen Gasbildungspotentials umgesetzt. Das bedeutet, dass bei vielen Deponien eine wesentliche Reduzierung der Gasverstromungsleistung zu verzeichnen ist und bei kleineren Deponien die Verstromung bereits eingestellt werden musste. Eine besondere Problematik ergibt sich zudem für oberflächengedichteten Deponien mit stark reduzierter, aber dafür meist länger anhaltender, Gasproduktion. Die gebildeten

Restgasströme sind bei diesen Deponien oftmals zu hoch für eine passive Deponiegasentsorgung, jedoch gleichfalls zu gering, um alternative Verfahren zum Einsatz zu bringen. Daraus resultiert meist ein sehr langer Nachsorgezeitraum mit reiner Abfackelung des Deponiegases und entsprechend hohen Nebenkosten. Es ist weiterhin zu berücksichtigen, dass die vorhandenen Fackelanlagen bei einer wesentlichen Reduzierung des Gasvolumenstromes eine gesetzeskonforme Deponiegasverbrennung (mind. 1.000 °C) nicht mehr zulassen. Zusätzlich führen die veralteten und überdimensionierten Verdichter zu hohen Stromkosten, die bei mittleren Anlagen sich zu einem Jahresbetrag von ca. 10.000 Euro summieren. Dazu kommen erhöhte Aufwendungen für Reparatur und Betreuung. Die bisherigen Zusatzeinnahmen durch die Deponiegasverstromung verwandeln sich somit in immer steigendem Maße in Zusatzausgaben für die Aufrechterhaltung der Deponiegasentsorgung. Die nachfolgende Grafik enthält einen typischen Gasbildungsverlauf für die bis zum Ende des Jahres 2000 verfüllte und im Jahr 2008 oberflächengedichtete Deponie Görnitz. Mit einer fassbaren Deponiegasmenge von ca. 50 m³/h ist die vorhandene Fackelanlage nur noch mit erhöhten Aufwendungen zu betreiben und eine Verstromung der Restgasmengen mit einer herkömmlichen BHKW-Anlage nicht mehr in Betracht zu ziehen.

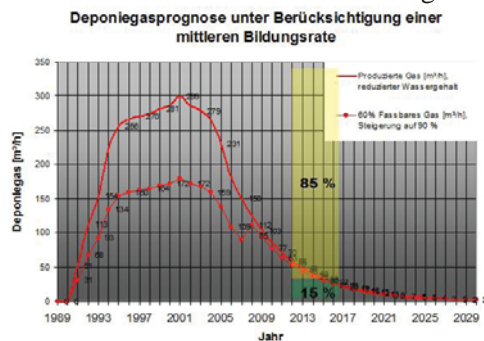


Abb. 1: Ergebnisse der Gasprognoserechnung auf der Deponie Görnitz unter Berücksichtigung eines mittleren Bildungspotenzials und der Oberflächenabdichtung des Deponiekörpers [1].

Unter Berücksichtigung des Zusatzstromverbrauches aus nichtregenerativen Quellen sowie der zunehmenden Fackel-Stillstandszeit durch Reparatur und Service stellt sich die Frage der Ökobilanz bei Einsatz einer herkömmlichen Verbrennungstechnik. Steigt der Stromverbrauch sowie der Investitions- und Betreuungsaufwand für die Beseitigung der geringen Restgasmengen unverhältnismäßig an, ist die Gesamtbilanz der Maßnahme negativ. Folglich ist das Gesamtkonzept der Deponiegasverbrennung entsprechend anzupassen. Eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Alternative kann dabei der Einsatz einer Stirlingmotorenanlage für die Verstromung der anfallenden Deponie-Restgasmengen sein.

3 STIRLINGMOTORENTECHNIK

3.1 Das Stirlingverfahren

Die Stirlingmotorentechnik ist bereits seit vielen Jahrzehnten bekannt und wird und wurde in den letzten Jahren intensiv weiterentwickelt. Am Anfang des 20. Jahrhunderts waren weltweit ca. 250.000 Stirlingmotoren im Einsatz, als Tisch-Ventilatoren, Wasserpumpen und Antriebe für Kleingeräte wie z.B. Nähmaschinen (SEF 2013, 2014). Entwicklungsschwerpunkte lagen neben der Beseitigung von mechanischen Problemen auf die Abdichtung der Kolben-Zylindereinheit, um den Verlust des Arbeitsmediums (Helium u.a.) des Kreisprozesses zu reduzieren. Weiterhin wurde die Effizienz des Stirlingmotors und die Langlebigkeit der eingesetzten Komponenten gesteigert. Einen entscheidenden Durchbruch für den Einsatz im Rahmen der Hausenergieversorgung wurde durch die Entwicklung des Linear-Stirlingmotors erzielt. Dieser ist verschleiß- und wartungsfrei, steht aber bisher nur für Einsatzbereiche mit geringer Leistung zur Verfügung.

Für den Anlagenbetrieb wird der Wärmetauscherkopf des Stirlingmotors durch eine äußere Wärmequelle erhitzt. Dies kann generell durch jede Wärmequelle erfolgen, z.B. Warmwasser oder Dampf, Festbrennstoffe, Heizöl- oder Gasbrenner. Da der innermotorische Kreisprozess nicht im direkten Medien austausch mit dem äußeren Verbrennungsprozess steht, haben die im Brenngas vorhandenen oder während der Verbrennung entstehenden Schadstoffbestandteile keinen Ein-

fluss auf den Motorprozess oder die Motorkomponenten. Es kann somit zu keinen schädlichen Anlagerungen oder Korrosion innerhalb des Motors kommen. Lediglich die Prozesstemperatur beeinflusst den Kreisprozess und somit die abgebbare Arbeit sowie den Wirkungsgrad des Verfahrens. Nachfolgend ein Übersichtsschema zur Verdeutlichung des Sachverhaltes.

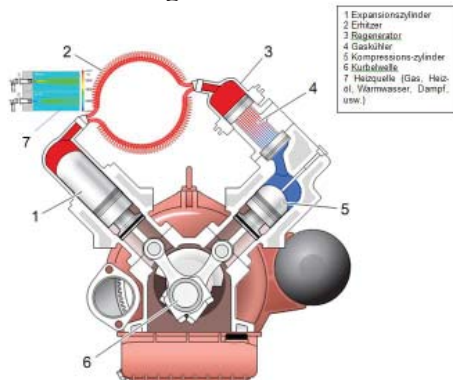


Abb. 2: Aufbau und Prozessschema des Stirlingmotors (Fa. „cleanery“ 2013, 2014)].

3.2 Verfügbare Gerätetechnik

Derzeit bieten die Firmen Stirling Biopower Inc. aus Michigan USA sowie die Fa. Stirling DK BHKW-Stirlingmotorenanlagen speziell für den Einsatz von Biomasse (Holzhackschnitzel) oder anderer niederkalorischer Brennstoffe an. Diese Anlagen haben jedoch, je nach Brennstoff, eine höhere Leistung zwischen 30 kW(e) und 38 kW(e) und sind nicht direkt für den Einsatz von Deponiegas vorgesehen. Ein Anbieter im betrachteten Marktsegment zwischen 3 und 10 kW(e) ist die Fa. Qnergy, USA/Israel, wobei aber derzeit noch die Entwicklungsarbeiten laufen und ein serienreifes Produkt derzeit nicht zur Verfügung steht (Qnergy 2014, Qalouis 2014). Allein die schwedische Firma „cleanery“ setzte einen Schwerpunkt ihrer Entwicklungsarbeiten auf die Verwertung von Deponie- und Biogasen. Die Firma „cleanery“ kaufte dabei die Patentrechte des ehemaligen, in Deutschland entwickelten, „Solo“ Stirlingmotors. Im Ergebnis der Entwicklungsarbeiten wurde unter anderem eine Brenneinheit für den Stirlingmotor adaptiert (Mild combustion). Mit der neuen Brenneinheit können Schwachgase, insbesondere auch Deponiegas, katalytisch und sehr schadstoffarm verbrannt werden. Weiterhin wurde eine anschlussfähige BHKW-Kompaktanlage, mit Steuereinheit, Generator sowie Wärmetauscher konzipiert. Der Stirlingmotor treibt dabei einen speziell angepassten Generator an, der über einen Wechselrichter und der Steuerung mit dem internen bzw. mit dem öffentlichen Netz verbunden ist. Dadurch sind unterschiedliche Drehzahlen zur Leistungsregulierung der Anlage möglich. Die normalerweise auf einem Rahmen montierte und mit einer Schalldämmhaube verkleidete Kompaktanlage benötigt neben der Brenngasversorgung für den Betrieb eine Rückkühleinrichtung sowie Helium als Ersatz für die Leckage des intern eingesetzten Betriebsmediums. Die BHKW-Anlage C9G mit Stirlingmotor besitzt nachfolgenden prinzipiellen Aufbau:

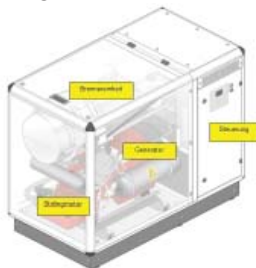


Abb. 3: BHKW-Anlage C9G mit Stirlingmotor der Firma „cleanery“ aus Schweden (Fa. „cleanery“ 2013, 2014).

Die elektrische Leistung der Anlage ist in einem Bereich zwischen 2 kW und 9 kW regelbar. Bei Verwendung von Deponiegas ist die elektrisch erzeugbare Dauerleistung auf 7 kW begrenzt, kurzzeitig sind jedoch auch höhere Leistungsspitzen abdeckbar.

Der Deponiegasbedarf des Motors ist abhängig von der Last, dem elektrischen Wirkungsgrad

der Anlage sowie vom Methangehalt des abgesaugten Deponiegases. Der Wirkungsgrad liegt gemäß Herstellerangaben in einem Bereich zwischen 16 % und 24 %, je nach Lastanforderung und Rücklaufwärme des Kühlwassers. Da der Wirkungsgrad bei einer Anlagenlast unter 40 % stark absinkt, sollte eine Leistung der Anlage von 50 % bzw. (4 kW(el)) nicht dauerhaft unterschritten werden. Nachfolgend eine entsprechende Leistungs- und Verbrauchsübersicht.

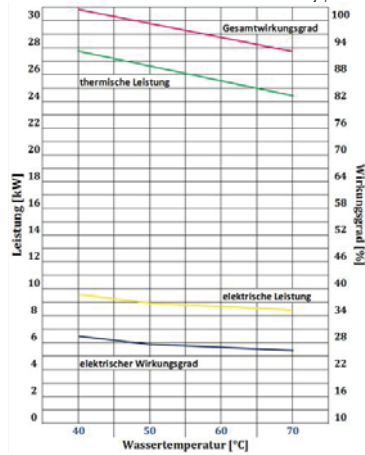


Abb. 4: Leistung und Wirkungsgrad der BHKW-Stirlingmotorenanlage C9G in Abhängigkeit von der Betriebstemperatur (Fa. „cleanenergy“ 2013, 2014).

Der entscheidende Vorteil der Stirling-Motorenanlage im Deponiegasbereich ist jedoch der geringe Verbrauch. Auch wenn nur moderate Wirkungsgrade erzielt werden können, ist in diesem Leistungsbereich keine andere Verwertungstechnik verfügbar, die schwachgashaltiges und evtl. auch schadstoffbelastetes Deponiegas, bei moderaten Serviceaufwendungen, verstromen kann. Eine Doppelmodulanlage wird seit längerem auf einer schwedischen Deponie Rönneholm erfolgreich eingesetzt. Weitere Anwendungsfälle gibt es z.B. auf der Deponie Docking 2 in England sowie auf der Deponie Yggeset in Norwegen.

3.3 Einsatz einer Stirlingmodulanlage – Vorteile und notwendige Entwicklungsarbeiten

Der benannte Leistungsbereich des Stirlingmoduls ist sehr gut geeignet, den Eigenstrom der Verdichtereinheit sowie der Zusatzaggregate der Verdichter/Fackelanlage abzudecken und zudem noch gewisse Überschussmengen an das öffentliche Netz bzw. an andere lokale Verbraucher zu liefern. Der Methangehalt im Deponiegas ist für den Brennprozess nicht entscheidend. Es kann dabei Deponie-Schwachgas bis zu einem Methangehalt von minimal 20 % zum Einsatz kommen. Gleichfalls sind die Schadstoffgehalte im Deponiegas nur insofern relevant, wie diese keinen schädlichen Einfluss auf den katalytischen Brennprozess bzw. den Brenner haben sowie emissionsschutzrechtliche Genehmigungsgrenzen betreffen. Im Fall der Deponie Göritz ergab sich unter Annahme eines durchschnittlichen Methangehaltes von ca. 40 % und Vollastbetrieb der Anlage ein notwendiger Deponiegasbedarf für ein Modul von: $7 \text{ kW}/4 \text{ kWh/m}^3 * 0,23 = 7,61 \text{ m}^3/\text{h}$ bzw. von 30,4 kW. Dieser berechnete Bedarf an Deponiegas wird in der nachfolgenden Grafik der Kurve für das prognostizierte Deponiegasangebot gegenübergestellt, woraus die mögliche Laufzeit einer derartigen Anlage bzw. mehrerer Stirlingmodule abgeleitet werden kann. Es zeigt sich, dass das geringe Restgasangebot nicht nur den Betrieb eines Moduls (ca. 15 Jahre), sondern gleichfalls einer Doppelmodulanlage mit Stirlingmotoren absichern kann (7 Jahre sowie 15 Jahre). Überschussmengen müssen zunächst noch abgefackelt werden.

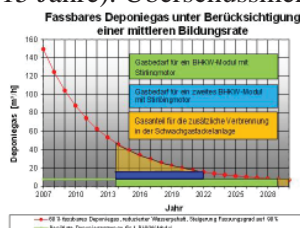


Abb. 5: Fassbares Deponiegas gemäß Deponiegasprognose sowie Gegenüberstellung mit dem Gasbedarf einer bzw. von zwei BHKW-Modulen mit Stirlingmotoren (SEF 2013, 2014).

Die berechenbaren Einsatzzeiträume unterstreichen, dass mit den Stirlingmotorenanlagen auch zukünftig noch eine Technik zur Verfügung steht, die eine Verstromung sehr geringer Restgasströme längerfristig zulässt. Die Stromkosten für die Verdichter/Fackelanlage können damit weitgehend ersetzt und noch geringe Überschussmengen in das öffentliche Netz eingespeist werden. Dabei wird die ökologische Gesamtbilanz der Restgasverwertung entscheidend verbessert. Die Gesamteffizienz der Anlage liegt bei Nutzung der Restwärme bei über 90 %.

Neben den positiven Rahmenbedingungen bestehen jedoch gleichfalls noch Restrisiken beim Einsatz dieser Technik. Obwohl die Standfestigkeit der neuen Stirlingmodulanlagen im Allgemeinen sehr hoch ist, gibt es noch keine Langzeiterfahrungen beim Einsatz auf deutschen Deponien. Im Rahmen der Entwicklungsarbeiten an Stirlingmotoren kam es zudem immer wieder zu betriebstechnischen Problemen an den Erhitzerköpfen sowie auch zu Dichtungsproblemen am Expansionskolben, welche zu stärkeren Verlusten am Kreisprozessmedium (Helium) und letztendlich zum Ausfall der Anlage führten. Weiterhin ist eine direkte Bindung an den Hersteller bzw. Vertriebspartner zur Gewährleistung der notwendigen Ersatzteillieferung und eines qualifizierten Anlagenservices notwendig.



Abb. 6: Korrosion am Erhitzerkopf sowie Verschleißspuren am Expansionskolben (Fraunhofer 2013).

Trotz der benannten Restrisiken ergibt sich jedoch ein sehr großes Einsatzpotential für die Stirlingtechnik auf deutschen sowie europäischen Deponien. Insbesondere in Verbindung mit dem notwendigen Austausch der veralteten Verdichter/Fackelanlage sowie Anpassung der Systemtechnik für den Bereich der Restgasbeseitigung.

Die Firma LAMBDA, als Vertriebspartner der schwedischen Firma „cleanergy“ in Deutschland, befasst sich zunehmend mit der Adaption der Stirlingtechnologie in den Prozess der Schwachgasverbrennung. Hierbei ist geplant, zukünftig eine Verdichter/Fackelanlage mit integriertem Stirlingmodul zu entwickeln, die insgesamt ohne Fremdstrombezug auskommt. Hierfür müssen integrierte Steuerungssysteme entwickelt und die Gesamttechnik der Fackelanlage angepasst werden. Z.B. ist eine Begrenzung der Verdichterleistung bei Ausfall der BHKW-Anlage zur langfristigen Reduktion des Eigenstromverbrauches möglich.

Insbesondere können weitere Nebenverbraucher am Deponiestandort versorgt und somit die Betriebskosten in der Gesamtbilanz gesenkt werden. Im nachfolgenden Kapitel erfolgt eine grobe Wirtschaftlichkeitsbetrachtung.

3.4 Ökonomische Betrachtungen zum Einsatz der Stirlingmotorentechnik

Im Berechnungsbeispiel können bei Einsatz einer Doppelmodulanlage: $2 * 58.100 \text{ kWh} = 116.200 \text{ kWh}$ Elektroenergie erzeugt werden. Der Eigenstrombedarf am Standort beträgt im Durchschnitt ca. 40.000 kWh. Es könnte folglich nahezu der gesamte Eigenstromverbrauch gedeckt und zusätzlich noch eine Überschussenergie in das öffentliche Netz eingespeist werden.

Die Verwertung der erzeugten thermischen Energie, im Bereich zwischen 8 kW und 25 kW, ist zu Heizzwecken möglich. Dies sollte aber auf einem geringen Temperaturniveau von max. 50 °C erfolgen, um den Wirkungsgrad der Anlage nicht einzuschränken.

Bei Gegenüberstellung möglicher Einsparungen/Mehrausgaben durch den Betrieb der BHKW-Anlagen (Vergütung von 9,48 ct/kWh eingespeister Energie sowie 22 ct/kWh bei Eigenstromersatz, 8.300 Bh, 7 kW Erzeugung pro Modul und 0,2 kW(el) Eigenbedarf) ergibt sich nachfolgende Bilanz:

Tab. 1: Beispielhafte ökonomische Betrachtung zum Einsatz einer BHKW-Stirlingmotorenanlage (SEF 2013, 2014).

Erträge/Zusatzausgaben	Bemerkung	[kWh]	Einmodulanlage Erz.	Doppelmodulanlage
			58.100 kWh (8300 Bh)	Erz. 116.200 kWh
1. Ersatz Eigenstrombedarf (anteilig, brutto):	50.000 kWh - 20%	40000,0	10.710,00 €	10.710,00 €
Netznutzungsentgelt Eigenstrom bei Anlagen über 10 kW(el)	(40.000 kWh * 0,0312 €/kWh)	-40000,0	0,00 €	-1.248,00 €
2. Stromrückspeisung (bei Inbetriebnahme 2014):	(18.100 kWh Überschuss, abzüglich 0,2 kW Eigenbedarf = 1660 kWh, 8,3449 ct Vergütung)	16440,0	1.371,90 €	6.081,76 €
3. Service/Reparaturkosten (brutto):	pro Jahr		-2.500,00 €	-4.000,00 €
4. Verbrauchskosten (brutto):	(z.B.: Öl, Helium) 70 % von 62.895 kWh * 0,103 Euro/kWh	44026,5	-500,00 €	-1.000,00 €
5. Wärmeersatzkosten (brutto):			4.550,00 €	5.847,00 €
Überschuss pro Jahr:			13.631,90 €	16.390,76 €

Unter Berücksichtigung der derzeitigen Investitionskosten für eine Einmodulanlage unter Berücksichtigung unterschiedlicher Bedingungen für die peripheren Anpassungen sowie Eigenstromersatz von 80.000 bis 120.000 Euro betragen die Amortisationszeiten zwischen 7 und 12 Jahren. Bei einem hohen Anteil der Wärmenutzung (max. 50 °C) verbessert sich diese Bilanz.

3.5 Genehmigungsrechtliche Rahmenbedingungen

Die genehmigungsrechtliche Einordnung einer Stirlingmotorenanlage ist derzeit noch schwierig, da sie weder exakt als Anlage zur Deponiegasverbrennung als auch einer Anlage zur Deponiegasverstromung einzuordnen ist. Für die neue Anlage auf der Deponie Görzitz wurde ein BImSch-Antrag nach Nummer und Anhang 4. BImSchV 8.1.2.2 und 8.1.3 (Verbrennungsmotoranlage) gestellt, da eine untere Bagatellgrenze bei dieser Einordnung nicht existiert. Für weitere genehmigungsrechtliche Verfahren sollte jedoch abgewogen werden, ob nicht entsprechende Vereinfachungen für diese sehr geringen Emissionsströme möglich sind. Insbesondere unter Beachtung der geringen Emissionen des eingesetzten Mild-combustion Brenners (CO = 50 mg/m³, NO_x = 80 mg/m³) sind hohe Aufwendungen für den Genehmigungsprozess nicht gerechtfertigt.

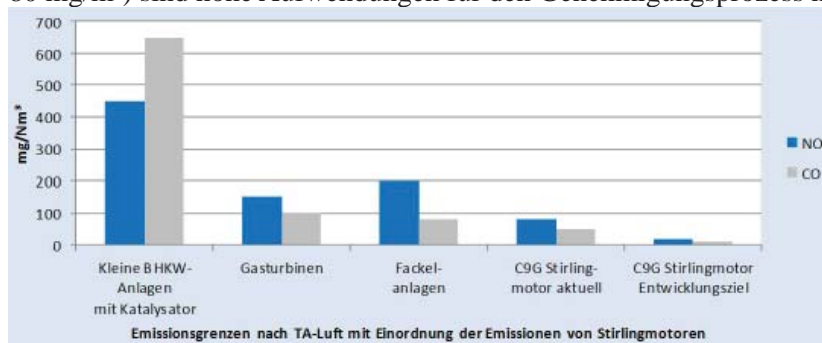


Abb. 7: Vergleich der Emissionen von Stirlingmotoren mit den Emissionen anderer Techniken (Fa. „cleanergy“ 2013, 2014).

LITERATUR

- SEF Eigenunterlagen (2013, 2014).
- Fa. „cleanergy“ Schweden (2013, 2014) Publikationsunterlagen, URL: <http://cleanergy.com>.
- [Fraunhofer-Institut für Werkstoffmechanik IWM (2013) Zwischenbericht 3/2013, Zuverlässiger Alpha Stirlingmotor (ZUMO), Projektnummer: 314234.
- Gütte Feinwerktechnik: Stirlingmotoren als Lehrmittel, URL: <http://www.guette-feinwerktechnik.de/html/historie.html>.
- Qnergy Firmenpräsentation (2014) URL: <http://www.qnergy.com>.
- Qalovis Firmenpräsentation (2014) URL: <http://www.qalovis.com>.

Eliminierung von H₂S aus Biogas unter Verwendung von Aschen

P. Mostbauer

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

A. Knapp, H. Insam

Institut für Mikrobiologie, Arbeitsgruppe Mikrobielle Ökologie, Universität Innsbruck, Österreich

KURZFASSUNG: Aschen aus der Biomassefeuerung (Holzasche), MVA-Rostasche aus der Abfallverbrennung und aufbereitete (entmetallisierte) MVA-Rostasche besitzen die Fähigkeit, CO₂ und H₂S chemisch zu fixieren. Inwiefern ein einfaches statisches System technisch für die Eliminierung von H₂S geeignet ist, wurde in insgesamt 20 Tests im Technikums-Maßstab im Labor untersucht. In größerem Maßstab wurden bereits fünf Tests erfolgreich durchgeführt. Unter Verwendung von nicht aufbereiteter MVA-Rostasche aus Italien wurde dabei eine Reinigungsleistung von $\geq 98\%$ erzielt. Weitere Tests in semi-industriellem Maßstab werden ab Juli 2014 mit Biomasseaschenproben aus Tirol durchgeführt. Die derzeit vorliegenden Ergebnisse (20 + 5 Tests) lassen den Schluss zu, dass alle genannten Aschetypen, mit Ausnahme vollständig trockener Asche, grundsätzlich zur Eliminierung von H₂S aus Biogas oder Deponiegas verwendet werden können. Aufgrund der relativ geringen H₂S-Aufnahmekapazität eignet sich der statische Prozess jedoch nur für kleinere Biogasanlagen oder für Deponien im Fall der Teilstrom-Reinigung des Gases (z.B. zur Erhöhung des Heizwertes von Deponieschwachgas), wobei ein ausreichend großes, regional verfügbares Aschevolumen von Vorteil ist.

1 EINLEITUNG

Bei der Internationalen Sardinien-Konferenz im Jahr 2007 wurde erstmals vorgeschlagen, in einem verhältnismäßig einfachen statischen System MVA-Rostasche („MVA-Schlacke“) zur Abtrennung von CO₂ und H₂S aus Deponiegas zu verwenden („BABIU“ Prozess, Mostbauer & Lenz 2007). Die Reaktion von Ca(OH)₂ mit CO₂ (Karbonatisierung) verringert die Auslaugbarkeit von Schwermetallen (Pb, Cu und Zn) und der geringe Energiebedarf des Prozesses und die Karbonatisierung wiederum führen zu einer positiven CO₂-Bilanz (Mostbauer et al. 2012, Starr et al. 2012).

Zum Thema *Fixierung von H₂S mittels Abfall bzw. Asche* liegen derzeit nur wenige Publikationen vor. Parker et al. (2009) eliminierten H₂S in einem kleinen Laborreaktor mittels MVA-Rostasche. Der Wirkungsgrad der Abscheidung war anfänglich nahezu 100%, verringert sich jedoch innerhalb von 37 Tagen auf ca. 20 %. Bedauerlicherweise wurden die Masseströme und Gasvolumenströme bei Parker et al. (2009) nicht ausreichend dokumentiert. Ducom et al. (2009) präparierten eine MVA-Rostascheprobe durch Lufttrocknung und Wiederbefeuchtung auf einen Wassergehalt von 15%. Es wurden acht Tests mit jeweils 13 kg dieser Ascheprobe durchgeführt. Die Reingasmessungen umfassten die Parameter CO₂, H₂S und Mercaptane. Ducom et al. (2009) erzielten einen Reinigungswirkungsgrad für H₂S zwischen ca. 50 % und nahezu 100 %, in Abhängigkeit vom Durchfluss und vom zeitlichen Abstand zum Beginn des Tests. Lin et al. (2001) veröffentlichten einige Daten zur Fixierung von H₂S durch Kohleaschen (z.B. Kapazität, siehe Tabelle 2), welche jedoch aufgrund der mineralogischen Unterschiede zwischen Kohle- und Biomasseaschen nicht unmittelbar auf die letzteren übertragbar sind.

Im vorliegenden Beitrag werden Ergebnisse von mehreren Forschungsvorhaben und kleineren Studien zur Eliminierung von H₂S zusammengefasst, die am Institut für Abfallwirtschaft, BOKU Wien in den Jahren 2009-2013 durchgeführt wurden. Projektpartner waren unter anderem das Dipartimento di Energetica der Universität Florenz (IT), mehrere Institute der Universität Innsbruck (AT) sowie Entsorger der Städte Freiburg (DE), Höxter (DE) und Helsinki (FI).

2 TESTS IM LABORMASSSTAB

2.1 Versuchseinrichtung, Materialien, Testbedingungen

Es wurden insgesamt 20 Tests durchgeführt. Die Versuchseinrichtung besteht aus (Abbildungen verfügbar in Mostbauer & Lenz 2007 sowie Mostbauer 2014):

- semi-adiabatischen (mit Styroporplatten isolierten) Reaktoren aus temperaturbeständigem Kunststoff, Volumen 28 l oder 60 l,
- Stahlgasflaschen mit vorgefertigten H₂S-hältigen Gasgemischen bzw. CH₄ + CO₂,
- Einer N₂ Versorgung zur Spülung der Asche (Explosionsschutz),
- Nadelventilen, Druckmessgeräten und einem kleinen Balgengaszähler,
- Einem Tinytag Temperaturdatenlogger in der Mitte der Asche,
- Sowie Eisbad-Kondensation und Gasanalysator GA94 für die Analyse des Reingases.

Tab. 1: Materialien, Testbedingungen.

Test	Versuchsmaterial, Dauer der Lagerung / Alterung	H ₂ O %	Korngröße	Rohgaszusammensetzung a)	Rohgasmenge b) (m ³ /h/t)
AR	MVA-Rostasche aus Italien, Alter 1 bis 3 Wochen	17,6	< 100 mm	43,3% CO ₂ , 56,6% CH ₄ , 0,1% N ₂ , 237 ppm H ₂ S	2,4
F3	Aufbereitete MVA-Rostasche aus Deutschland, ca. 12 Wochen alt	14,9	< 11 mm	99,8% CO ₂ , 369 ppm H ₂ S	4,5
F4				99% N ₂ , 433 ppm H ₂ S	7,9
H12	Aufbereitete MVA-Rostasche aus Finnland, sehr geringer Restmetallanteil, Alter ca. ein Jahr (8 Tests)	13,7	< 12 mm	99,7% CO ₂ , 680 ppm H ₂ S	5 / 10 / 15 / 20
H50a		12,5	< 50 mm	99,7% CO ₂ , 680 ppm H ₂ S	5 / 15
H50b		12,5	< 50 mm	45,6% CO ₂ , 54,1% CH ₄ , 0,3% N ₂ , 680 ppm H ₂ S	10 / 15
K1/K2 K3/K4	Rostasche-Flugasche Mischung aus Holzfeuerung, Alter: wenige Wochen	24,3	Fein bis stückig	45,6% CO ₂ , 54,1% CH ₄ , 0,3% N ₂ , von 350 ppm bis 714 ppm H ₂ S	4,17 / 4,33 / 4,26 / 21,4
KR1/2	Rostasche aus Holzfeuerung, Alter: wenige Wochen	21,0		Ähnlich wie K1-K4, KR1: 692 / KR2: 749 ppm H ₂ S	4,31 / 3,67
PR2	Rostasche aus Holzfeuerung, Alter: wenige Wochen	37,0		44,2% CO ₂ , 54,6% CH ₄ , 0,3% N ₂ , 664 ppm H ₂ S	5,28
CY	Zyklonasche a, Holzfeuerung	0,0	Sehr feinkörnig	45,3% CO ₂ , 54,5% CH ₄ , 0,2% N ₂ , 380 ppm H ₂ S	4,20
N	Asche aus Holzfeuerung	0,0			4,23

a) = Vol.-% b) Rohgasmenge stets bezogen auf 1 t Asche und Raumtemperatur

2.2 Labormaßstab - Ergebnisse

Abbildung 1 zeigt den typischen Verlauf der Reingaszusammensetzung und der Temperatur am Beispiel der Tests KR1 und KR2. Bei diesen Tests wurde gequenchete (rasch mit Wasser gekühlte) Asche aus einer Hackschnitzelheizung als Filter verwendet. Der Wassergehalt der Asche beträgt 21 % FM. Das synthetische Rohgas enthielt CO₂ und CH₄ sowie 692 ppm H₂S (Test KR1) bzw. 748 ppm H₂S (Test KR2). In den ersten Stunden nach Testbeginn steigt der CH₄-Gehalt rasch an und erreicht ca. 98 Vol.-% CH₄. Kohlendioxid wird in dieser Zeit durch chemische Reaktion gebunden: Ca(OH)₂ + CO₂ → CaCO₃. Die Bildung von Kalzit (CaCO₃) wurde mittels FTIR-Spektroskopie bestätigt. Der pH-Wert von Aschen, der im Eluat (L/S = 10, 24) anfänglich rund 12 bis 13 beträgt, wird bei allen Tests deutlich verringert – meist auf einen pH-Bereich zwischen ca. 8 und 11.

Das dargestellte Beispiel (KR1, KR2) zeigt ferner, dass die „vollständig karbonatisierte“ Asche immer noch H₂S eliminiert. Die Eliminierung von H₂S ist damit nicht ausschließlich an die Alkalität der Asche gekoppelt, sondern es werden weitere Mechanismen der H₂S-Eliminierung vermutet, insbesondere Absorption im Wasserfilm und anschließende Reaktion des in Wasser gelösten H₂S (bzw. des HS-) mit Fe- oder Mn-Verbindungen.

Tab. 2: Kumulative H₂S-Aufnahme: Vergleich mit Literaturwerten.

Material	Rohgasmenge [m ³ /t·h]	Kumulative H ₂ S Aufnahme [kgH ₂ S/t]	Literaturquellen/ Test Acronym
MVA Rostasche, UK	unbekannt a)	ca. 17	Parker et al. 2009
MVA Rostasche, Frankreich	63 – 70 b)	„mehr als 3,0“	Ducom et al. 2009
Kohleasche, Taiwan	unbekannt	„bis zu 10,5“	Lin et al. 2001
MVA Rostasche, Italien	2,4	0,037	AR
Aufbereitete MVA Rostasche, Deutschland	7,9	0,91	F4
Aufbereitete MVA Rostasche, Finnland	5 / 10	0,55 / 0,68	H12
	15 / 20	0,38 / 0,32	
	4,17 / 4,33 / 4,31	> 0,20	
Unterschiedliche Holzaschen aus Tirol (siehe Tabelle 1), Nassauszug (gequencht)	3,67	0,10	KR2
	4,26	0,18	K3
Trockene Holzaschen, Tirol	5,28	0,40	PR2
	21,4	0,35	K4
	4,23 / 4,20	Sehr gering	N, CY
Industrielle Sorptionsmassen, z.B. Aktivkohle + KJ		ca. 100 bis 500	Herstellerangaben und Praxisberichte

a) Verweilzeit des Gases in der Asche: 22 s b) Gleiche Dimension wie in Ducom et al. 2009: Nm³/(t·h)

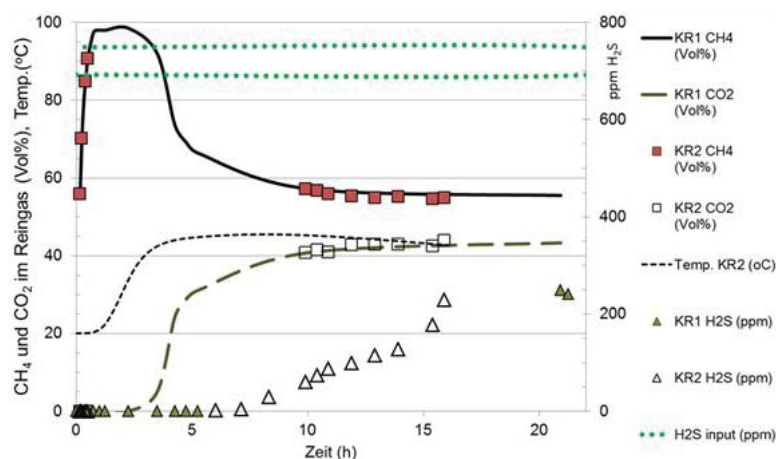


Abb. 1: Tests KR1 und KR2: Roh- und Reingaszusammensetzung, Temperaturverlauf.

Wenn die behandelte Asche mit einer starken Säure angesäuert wird, ist kein H₂S-Geruch wahrnehmbar und auch H₂S im gebildeten CO₂-Gas nicht nachweisbar. Somit liegt kein reversibles Sulfid-Hydrogensulfid-H₂S-Gleichgewicht vor, sondern eine andere Form der Fixierung des H₂S.

Nicht gequenchte, also trocken ausgetragene Aschen erwiesen sich als ungeeignet. Die Aufnahme von CO₂ und H₂S ist sehr gering. Im Test CY wurde versucht, das Reaktionsvermögen der trockenen Asche durch Befeuchtung des Rohgases zu erhöhen. Jedoch wurde der Wasserdampf schon nahe am Gaseinlass von der trockenen Asche aufgenommen. Dabei bildete sich ein halbkugelförmiges Verfestigungsprodukt (Durchmesser ca. 10 cm) rund um den Gaseinlassstutzen, welches in weiterer Folge den Gasdruck erhöhte. Der Test musste schließlich aus Sicherheitsgründen bei einem Gasdruck von mehr als 250 mbar abgebrochen werden. Die trockenen Bereiche der Asche zeigten keine CO₂-Aufnahme, und der Durchbruch von H₂S erfolgte bei Tests CY und N sehr früh.

Beim Vergleich der kumulativen Aufnahme von H₂S mit Literaturwerten zur „Aufnahmekapazität“ von Aschen für H₂S fällt auf, dass die am Institut für Abfallwirtschaft in Wien untersuchten Aschen ein deutlich geringeres Aufnahmevermögen besitzen (Tabelle 2). Die Ursachen für diese Differenz sind derzeit noch unklar. Im Vergleich zu industriell hergestellten Sorptionsmassen (z.B. KJ-dotierte Aktivkohle) ergibt sich ferner, dass die H₂S-Aufnahme bei den bisher in Wien untersuchten Aschen häufig zwei bis drei Zehnerpotenzen geringer ist.

Die Auswertung der Daten zur kumulativen H₂S-Aufnahme in Bezug auf die Rohgasmenge

ergibt, dass oberhalb von ca. 10 m³/h/t die kumulative H₂S-Aufnahme einbricht. Andererseits sollte man bestrebt sein, den spezifischen Gasvolumenstrom (die Gasaustauschrate) möglichst groß zu wählen, um unwirtschaftlich große Reaktoren zu vermeiden. Daher wird aus heutiger Sicht für die Planung von Pilotanlagen ein Gasvolumenstrom von ≈10 m³/h/t empfohlen, wenn Asche zur Eliminierung von H₂S aus Biogas bzw. Deponiegas verwendet werden soll.

3 PILOTMASSSTAB / SEMI-INDUSTIELLER MASSSTAB

3.1 Pilotanlage Podere Rota (IT)

Das Projekt vom Europäischen LIFE+ Programm geförderte Projekt „UPGAS-LOWCO₂“ wurde von Prof. Lidia Lombardi, Dipartimento di Energetica der Universität Florenz (IT) initiiert und mit Beteiligung eines Entsorgungsbetriebes in der Toskana und begleitender Beratung anderer Universitäten (Rom, BOKU Wien) in den Jahren 2010 bis 2012 durchgeführt. Im Rahmen des Projektes wurden auch zwei BABIU Pilot-Reaktoren konstruiert, deren Kapazität jeweils 350 l beträgt. Diese beiden Reaktoren wurden zur Reinigung des Deponiegases hintereinander angeordnet. In die beiden Reaktoren wurde jeweils 500 kg MVA-Rostasche aus Arezzo (IT) gefüllt, und es wurde reales Deponiegas der Deponie Podere Rota (Toskana) bei unterschiedlichen Durchflussraten (2,3 / 3,1 / 3,7 / 5,5 und 9,2 m³/h/t) in diesen Pilot-Reaktoren gereinigt. Es konnte gezeigt werden, dass eine weitgehende Eliminierung von CO₂ bei Durchflussraten bis ≈ 4 m³/h/t prinzipiell technisch möglich ist. Die Tests wurden jeweils abgebrochen sobald der Durchbruch von CO₂ erfolgte (z.B. wenn 5 Vol.% CO₂ im Reingas erreicht wurde). Von Interesse ist hier die gute H₂S-Eliminierung in dieser Zeit. Das Deponiegas, welches als Rohgas verwendet wurde, zeigte schwankende H₂S-Gehalte (zwischen 50 und 120 ppm), meist jedoch ca. 80 ppm H₂S. Bei kleinen und mittleren Durchflussraten (bis inklusive 5,5 m³/h/t) war H₂S im Reingas nicht nachweisbar (< 2 ppm H₂S). Nur bei der höchsten Durchflussrate (9,2 m³/h/t) traten gegen Ende des Tests vereinzelt H₂S-Messwerte im Reingas bis zu 5 ppm auf. Der Mittelwert der Reinigungsleistung für H₂S beträgt bei allen fünf Tests ≥ 98 %.

3.2 Projekt „BioGAP“, Semi-industrielle Versuchsanlage für Biomasseasche

Das Ausmaß der CO₂- und H₂S-Eliminierung sowie die Eignung von Biomasseaschen (Holzaschen) für die Aufbereitung bzw. Reinigung von Biogas werden im vorliegenden Projekt im Labor und in einer semi-industriellen Versuchsanlage untersucht. Das Projekt „BioGAP“ wird aus Mitteln des Klima- und Energiefonds gefördert und im Rahmen des Programms „NEUE ENERGIEN 2020“ durchgeführt. Projektbeginn war der 1. Oktober 2012. Die Durchführung des Projektes, das 30 Monate beansprucht, geschieht im Wesentlichen in vier Stufen:

Stufe 1: Untersuchung der CO₂-Aufnahme, H₂S-Fixierung und Prozessdynamik mehrerer Biomasseasche-Proben aus Tirol im Technikums-Maßstab (ca. 25 kg je Test, siehe Tab. 1).

Stufe 2: Errichtung und Betrieb einer semi-industriellen Versuchsanlage, Kapazität ca. 1,1 t Asche und ca. 5 m³/h Biogas, in Neustift im Stubaital (AT). Projektpartner ist die Biogasanlage Armin Hofer in Neustift im Stubaital. Es ist vorgesehen einen Biogas-Teilstrom abzuzweigen und in mehreren Testläufen zu reinigen. Dabei soll eine weitere Verfahrensoptimierung möglich sein. Mit dem Bau der Anlage wurde im Juni 2014 begonnen. Erste Ergebnisse werden voraussichtlich im August 2014 vorliegen (= nach Redaktionsschluss für den vorliegenden Beitrag).

Stufe 3: Düngeversuche mit der behandelten Asche.

Stufe 4: Ökologische Bewertung des Verfahrens auf Basis von Masse- und Stoffbilanzen.

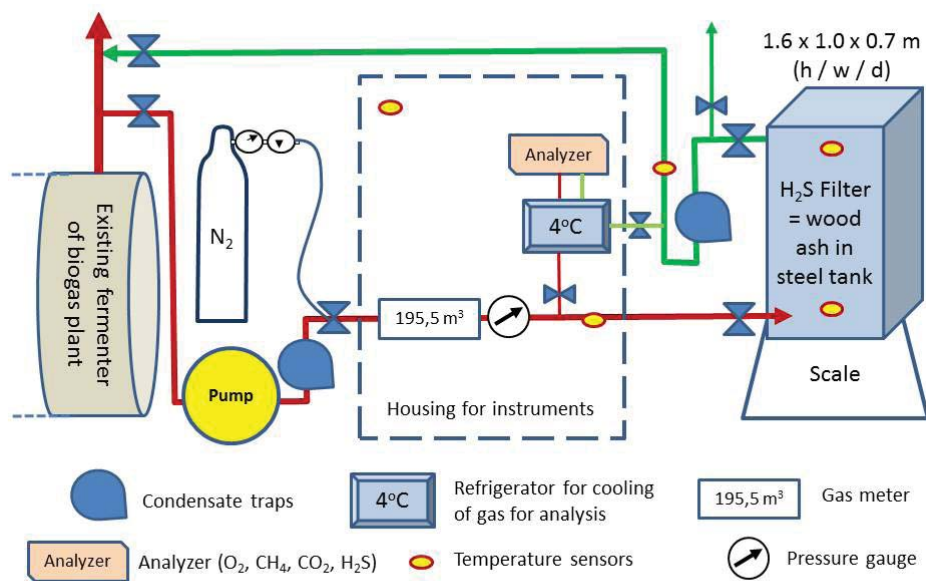


Abb. 2: Semi-industrielle Versuchsanlage Neustift im Stubaital (AT). Stand: Juni 2014.

4 DIMENSIONIERUNG IM INDUSTRIELLEN MASSSTAB / KONZEPTE

Zwei der folgenden Konzepte zur Gasreinigung wurden 2014 in nicht veröffentlichten Studien erarbeitet, welche von Entsorgern aus Finnland (FI) und Westfalen (DE) beauftragt wurden.

Tab. 3: Beispiele zur Dimensionierung.

Konzepte der H ₂ S Eliminierung	Planungsgrundlagen			Dimensionierung - Ergebnisse	
	H ₂ S Rohgas (ppm)	Volumen (m ³ /h)	Volumenstrom (m ³ /h ^t)	Erforderliche Aschemenge (t/a)	Reaktorvolumina einzeln / total (m ³)
1) Deponiegas gesamt (FI)	600	4.900	10	Aufbereitete MVA-A 55.800	263m ³ x 3 = 789
2) Deponiegas Teilstrom (DE) a)	40% CO ₂	40	4	Aufbereitete MVA-A 7.200	35 + 35 = 70
3) Biogas gesamt	900	25	10	Biomasseasche 730	ca. 2,5 + 2,5 = 5

a) Konzept für die Eliminierung von CO₂ und H₂S aus einem Deponiegas-Teilstrom (1/3 des V_{TOT}).

Aus der Dimensionierung für das erste Konzept ergibt sich, dass für große Gasmengen ein statischer Prozess (Asche ruht) aufgrund der großen Aschemengen praktisch nicht umsetzbar ist. Das zweite Konzept (die Teilstromreinigung) erscheint realistischer. Am konkreten Standort in Westfalen scheitert die großtechnische Umsetzung primär am Umstand, dass derzeit (2014) und voraussichtlich auch in den kommenden Jahren jährlich ca. die Hälfte der benötigten Aschemasse angeliefert wird und der Entsorger in Westfalen keine Erhöhung der jährlichen Abfallmengen beabsichtigt. Weiters wären noch standortspezifische technische Fragen der Regelung der Teilstromreinigung zu klären. Beim dritten Konzept (Nr.3, vorletzte Zeile in der Tabelle) wird die Dimensionierung der Asche-basierten H₂S Eliminierung für eine kleine Biogasanlage dargestellt. Diese Dimensionierung geht von einem im Labor gemessenen kumulativen Aufnahmevermögen von 0,4 kg H₂S/t Asche aus. Regionale Unterschiede der Ascheneigenschaften und die Verfahrensoptimierung im Pilotmaßstab (Abschnitt 3.2) könnten hier noch zu Veränderungen führen, insbesondere zur Verringerung der erforderlichen Aschemenge.

5 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

20 Tests im Labormaßstab haben gezeigt, dass die Eliminierung von H₂S aus Biogas unter Verwendung von unterschiedlichen Aschetypen, wie MVA-Rostasche, aufbereitete MVA-Rostasche und nass ausgetragenen (gequenchten) Holzaschen aus Heizkraftwerken grundsätzlich technisch möglich ist. Der praktischen Anwendung sind jedoch aufgrund der geringen Aufnahmekapazitäten der Aschen für H₂S Grenzen gesetzt. Für mittlere und große Biogasanlagen sowie für große Deponien ist die Asche-basierte Eliminierung von CO₂ und/oder H₂S nicht umsetzbar, da extrem große Aschemengen benötigt werden.

Die weitere Forschung in der semi-industriellen Forschungsanlage in Neustift im Stubaital ist vor allem für kleinere Biogasanlagen mit guter Anbindung zu Heizkraftwerken (Voraussetzung: Nassaustrag der Asche) und für spezielle Deponiestandorte (z.B.: Verwendung eines Deponiegas-Teilstromes). Voraussetzungen sind geringe Gasmengen und große Aschemengen.

Das Schließen regionaler Nährstoffkreisläufe und die regionale (möglichst autarke) Versorgung mit erneuerbarer Energie sind die Grundgedanken eines dezentralen Konzeptes für ein Biomasse-Aschenmanagement, bei der die folgenden Synergien genutzt werden:

- Verwertung regionaler biogener Stoffströme durch Methangärung in Biogasanlagen.
- Verwendung von (Holz-)Aschen als Filter zur Eliminierung von H₂S aus Biogas.
- Bereitstellung von Strom bzw. Strom und Wärme aus Biogas und gleichzeitig aus Biomasse. Das Szenario ist also vereinfacht gesagt „Biogasanlage UND Biomasse-Heizkraftwerk“.
- Biomasseaschen (inkl. Holzaschen) können anschließend aufgrund ihres hohen K-, CaCO₃- und Mg-Gehaltes als regionaler Dünger/Bodenpuffer verwendet werden. Es wird erwartet, dass die Verringerung der pH-Werte die Pflanzenverträglichkeit der Aschen erhöht.
- Wenn keine Verwertung der behandelten Asche möglich sein sollte, kann eine Verringerung der Auslaugbarkeit (Schwermetalle, pH, Salzfrachten) und damit gegebenenfalls eine Verringerung der Deponiegebühren erreicht werden.

Ob alle Ziele gleichzeitig in diesem Sinn erreicht werden können, wird erst am Ende des Projektes „BioGAP“ (Enderbericht: voraussichtlich im März 2015) auf Basis der Ergebnisse der noch durchzuführenden Tests im semi-industriellen Maßstab beurteilt.

LITERATUR

- Ducom G. ea. (2009) Biogas – Municipal solid waste incinerator bottom ash interactions: Sulphur compounds removal. *Journal of Hazardous Materials* 166:1102-1108.
- Lin C.Y., Hesu P.H., Yang D.H. (2001) Removal of hydrogen sulfide gas and landfill leachate treatment using coal bottom ash. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 51(6):939-945.
- Mostbauer P., Lenz S. (2007) Utilization of lean landfill gas using MSWI bottom ash. In: 11th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, IT, Editor: CISA, Italy.
- Mostbauer, P. (2014) Removal of hydrogen sulphide with the use of MSWI bottom ash and wood ash. Crete 2014, 4th International Conference Industrial & Hazardous Waste Man., 2nd-5th Sept. 2014.
- Parker T., Pointer P., Conry S., Morrish I. (2009) Using incinerator ash to remove hydrogen sulphide from landfill gas. 12th Int. Waste Man. & Landfill Symp., Cagliari, 5-9 Oct 2009. Hrsg: CISA, IT.

Anwendung von Unmanned Aerial Vehicle Technologien bei der Planung und Bewirtschaftung von Deponien

J. Novak, D. Söderlindh, M. Ragossnig-Angst & A.M. Ragossnig
UTC UmweltTechnik und GeoConsulting ZT GmbH, Frohnleiten - Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Planung, der Bau und die Bewirtschaftung von Deponien und Deponiekompartimenten erfordert als Grundlage eine Vielzahl von Vermessungsdaten und Geoinformationen. Für die Planungsphase ist die Standorteignung gemäß Deponieverordnung, die Kenntnis der Geländetopographie als auch die Rahmenbedingungen in Bezug auf den Immissionsschutz für Anrainer von wesentlicher Bedeutung. In der Bau- und Betriebsphase stehen bautechnische und logistische Anforderungen der Materialdisposition im Vordergrund. Als Instrument der strategischen und wirtschaftlichen Planung als auch zur Erfüllung der rechtlichen Rahmenbedingungen ist die regelmäßige Feststellung der Ablagerungs- bzw. Restkubatur der Kompartimente von wesentlicher Bedeutung. Die Erfassung von Geländedaten und geographischen Informationen erfolgt derzeit meist auf Basis von terrestrischen Vermessungen. Als Alternative zur konventionellen Erfassung von Geländeinformationen steht die Anwendung von Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Technologien zur Verfügung. Dabei werden unbemannte und mit modernster Technik ausgestattete Drohnen für die digitale Erfassung der Geländestrukturen eingesetzt. Durch die Wahl des Erfassungsbereiches kann die Datengrundlage für strategische und planerische Entscheidungen unter der Einbindung des Umfeldes der Anlage bereitgestellt werden.

1 EINLEITUNG

Die Erfassung von Vermessungsdaten und Geländeinformationen ist für die Planung und Bewirtschaftung einer Deponie und der damit verbundenen Anlagen unerlässlich. Die exakte Kenntnis der Geländestrukturen, der verfügbaren Volumina als auch der logistischen Faktoren der Materialdisposition stellt die Grundlage für den strategischen und nachhaltigen Betrieb einer Deponie bzw. einzelner Deponiekompartimente dar. Die Erhebung von Messdaten erfolgt derzeit mittels terrestrischer Vermessung. Dabei werden zumeist lokal begrenzte Bereiche der Anlage messtechnisch erfasst und digitalisiert für eine weitere Bearbeitung zur Verfügung gestellt. Die Anforderungen an die Erfassungsbereiche und die Detailierung der Vermessung sind von der Aufgabestellung für den konkreten Anwendungsfall abhängig.

2 UMSETZUNGSPHASEN DER DEPONIEBEWIRTSCHAFTUNG

Im Zuge der Planung und Umsetzung eines Deponieprojektes ist eine Vielzahl von Umsetzungsphasen zu unterscheiden. Jede dieser Umsetzungsphasen erfordert eine spezifische vermessungstechnische Datengrundlage bzw. Datenqualität. Im Wesentlichen lassen sich die in Abb. 1. dargestellten Phasen unterscheiden.



Abb. 1: Ablaufschema der Deponiebewirtschaftung.

2.1 Planungsphase

In der Planungsphase ist der zumeist bereits durch den Projektwerber sehr konkret formulierte, jedoch in der Regel nicht auf die rechtlichen und formalen Voraussetzungen abgestimmte, Umsetzungsplan auf die formalen Kriterien und rechtlichen Anforderungen zu prüfen. Dies ist in einem ersten Schritt die Prüfung der Standorteignung gemäß § 22 Deponieverordnung 2008 (DVO, 2008). Weiters ist für die Wahl des Verfahrens die geplante Kubatur in Verbindung mit der zur Ablagerung vorgesehenen Materialqualität festzulegen. Zur Erarbeitung eines logistischen Konzeptes als auch zur Klärung der Immissionssituation in Bezug auf Belastungen der Anrainer mit Staub, Lärm oder Erschütterung ist eine klare Festlegung von Fahrwegen und Zufahrten sowie eine Abschätzung der betrieblichen Frequenz erforderlich.

Die Anforderungen an die vermessungstechnische Erfassung sind die Aufnahme der Geländetopographie im Bestand, Erhebung von Zufahrt und Anbindung der Fahrwege an das übergeordnete Wegenetz sowie Lage und Abstände zu Anrainern oder sonstigen relevanten Objekten.

2.2 Genehmigungsphase

In der Genehmigungsphase sind die in der Grobplanung festgelegten und für die Erlangung der abfallrechtlichen Genehmigungen erforderlichen, technischen und rechtlichen Grundlagen in Form eines Einreichprojektes bei der zuständigen Genehmigungsbehörde vorzulegen.

Für das Genehmigungsverfahren sind bereits exakte abfallwirtschaftliche und abfallrechtliche Daten beizubringen, die im Wesentlichen auf einer Geländemodellierung auf Basis der Bestandsvermessung basieren. Es sind Schüttphasenpläne und Berechnungen der diesbezüglichen Volumina vorzulegen, die in Hinblick auf Lage und Kubatur auf der Erhebung der Geländetopographie und einer Modellierung im Ausbauzustand basieren.

2.3 Detailplanung – Umsetzungsplanung

Liegt eine abfallrechtliche Genehmigung vor, so sind im Vorfeld der baulichen Umsetzung vorbereitende Planungsschritte erforderlich. Dies sind z.B. messtechnische Vorbereitungen und Erhebungen für die Erfüllung der im Genehmigungsbescheid formulierten Auflagen hinsichtlich hydraulischer Anbindungen, Errichtung von Entwässerungsbauwerken und Anlagen oder Anpassung von betrieblich erforderlichen Wegenetzen. Gegebenenfalls sind Anbindungen an den Bestand wie Einleitungen in einen Bestandskanal oder eine Vorflut zu konkretisieren und mittels Vermessung die exakte Lage festzulegen.

Als notwendige Vermessungsleistungen sind Bestandserhebungen sowie Erhebung von Anschlusshöhen an bestehende Infrastruktur / Gegebenheiten (z.B. Gewässer) erforderlich.

2.4 Bauausführung - Umsetzungsphase

In der Umsetzungsphase werden die in der Detailplanung konkretisierten Anforderungen in aller Regel in Form von Leistungsverzeichnissen ausgeschrieben und in weiterer Folge von einer dazu befähigten Baufirma umgesetzt. Die Bauleistungen im Deponiebau sind im Wesentlichen Erdbau und Wegebau, wobei spezielle tiefbautechnische Anforderungen (Deponiebau, Dichtungsbau, Wasserbau) gefordert werden.

Als vermessungstechnische Anforderung ist in der Bauphase die Erhebung von Dichtungsflächen und deren Mächtigkeiten, Rohrlängen sowie Schüttungsmächtigkeiten von Drainagesystemen zu nennen. Die erhobenen Massen stellen zumeist die Grundlage des Leistungsnachweises, der Qualitätssicherung sowie der Abrechnung für die Bauleistungen dar und entsprechende Massenerhebungen sind laufend durchzuführen.

2.5 Betriebsphase

In der Betriebsphase treten logistische und wirtschaftliche Faktoren in den Vordergrund. Um einen Deponiebetrieb nachhaltig zu bewirtschaften sowie die bautechnische Erweiterung im laufenden Betrieb planen und finanzieren zu können, ist die Kenntnis der noch freien Kubaturen sowie die Verwirklichung eines Konzeptes der Materialdisposition erforderlich. Um die rechtlichen Rahmenbedingungen zu erfüllen, ist für alle Kompartimente jährlich die Restkapazität zu ermitteln

und in Form einer Deponiemeldung an die Behörde bereitzustellen.

Die Anforderungen an die Vermessungstechnik in dieser Phase sind Leistungen zur strategischen Planung wie Erhebung von Erweiterungsflächen und diesbezügliche Kubaturen, Ermittlung von Restkapazitäten als Erfüllung der rechtlichen Anforderungen sowie Vermessungsleistungen zur Unterstützung der betriebsbegleitenden Planung und Erweiterung.

2.6 Nachsorgephase – Folgenutzung

In der Nachsorgephase sind, in Abhängigkeit vom Stoffinventar des Kompartiments, unterschiedliche Maßnahmen erforderlich. Dies können Anforderungen aus den formulierten Be-scheidauflagen (z.B. Rekultivierung, Bepflanzung) oder gegebenenfalls spezielle Themenbereiche für eine angestrebte Folgenutzung oder Umnutzung des Standortes sein.

Die Anforderungen an die Vermessung sind die Erhebung von Rekultivierungsflächen und Mächtigkeiten, Einsaatflächen oder Bepflanzungsflächen sowie gegebenenfalls Erhebungen von Geländedaten für Endprofilierung oder Geländegestaltung.

3 KONVENTIONELLE VERMESSUNG

3.1 Technologie

Die Erfüllung der äußerst vielfältigen Vermessungsaufgaben bei der Umsetzung von Depo-nieprojekten erfolgt derzeit konventionell mit Hilfe von terrestrischen Vermessungen. Zum Einsatz kommen dabei Instrumente, die eine lage- und höhenmäßige Erfassung von beliebigen Messpunkten (x, y, z – Koordinaten) ermöglichen.

Die derzeit in der Praxis eingesetzten Messinstrumente und die zur Anwendung kommenden Messverfahren ermöglichen Naturbestandsaufnahmen mit höchster Präzision. Die mit konventionellen Messmethoden erreichbaren Genauigkeiten erlauben die Modellierung eines präzisen Abbildes des Planungsgebietes unter der Voraussetzung, dass das gesamte Planungsgebiet für Vermessungsarbeiten zugänglich ist oder optisch, z.B. mittels Laser, erfassbar ist. Planungsaufgaben im Deponiebau erfordern die Auswertung, Analyse und Interpretation von Messdaten großräumiger Planungsgebiete. Für den planenden Ingenieur ist die lückenlose Erfassung eines Planungsgebietes ausschlaggebend bei der Abschätzung der Prognosegenauigkeit seiner Berechnungen, während die Genauigkeit der Messdaten dabei eine untergeordnete Rolle spielt.

Aus planerischer Perspektive ist somit nicht die Genauigkeit der mittels konventioneller Messmethoden erfassten Projektgebiete ausschlaggebend für die Planungssicherheit, sondern vielmehr die Vollständigkeit der Daten für die in der Regel großflächigen Projektgebiete.

3.2 Ablauf und Grenzen

Die Durchführung von terrestrischen Vermessungsarbeiten erfordert eine Standortermittlung des Messinstrumentes vor Beginn jedes Arbeitseinsatzes. Die Standortermittlung erfolgt in der Regel entweder durch Referenzmessungen vom Aufstellungsort des Messinstrumentes zu bekannten Bezugspunkten (freie Stationierung) oder mittels satellitengestützter Positionierung.

Die Vermessung eines Planungsgebietes erfolgt manuell durch Aufstellung einer Reflektoreinheit an gewünschten Messpunkten, mittels GNSS (Global Navigation Satellite System), oder durch einen automatisierten bzw. manuellen Laserscan eines definierten Teilgebietes. Abhängig von dem zur Anwendung kommenden Messverfahren und vom Automatisierungsgrad des eingesetzten Messinstrumentes, kann die Erfassung des Planungsgebietes entweder durch einen Messingenieur alleine oder unter Mithilfe eines Technikers erfolgen.

Zur lückenlosen Erfassung von großräumigen Planungsgebieten für Deponieprojekte mittels terrestrischer Messmethoden sind die Zugänglichkeit / die Einsehbarkeit aller Teilbereiche des Planungsgebietes unumgänglich. Ein einzelner Stationierungsstandort kann dieser Anforderung nicht gerecht werden. Zur flächendeckenden Vermessung sind daher meist mehrere Stationierungen mit den für die Standortermittlung verbundenen Prozeduren nötig.

Die an Deponiestandorten anzutreffenden Umgebungsbedingungen erfordern in der Praxis häufig die Kombination mehrerer Messmethoden. Satellitengestützte Geländeaufnahmen

erfordern eine nach oben hin „freie Sicht“ der Messeinheit sowie eine kontinuierliche Datenverbindung des Messinstrumentes zu einer Referenzstation. Die vielfach vorherrschende Lage von Deponiestandorten kann eine eingeschränkte Verfügbarkeit von mobilen Datenverbindungen zur Folge haben. Topographische Gegebenheiten wie steile Felswände können zu Abschattungen und somit zu unzureichenden Satellitensignalen führen. Die Aufnahme von Geländedaten mittels optischer Messinstrumente (Laser) erfordert wiederum freie Sicht zwischen der Messeinheit und dem Messziel. Ein zumeist vorliegender starker Bewuchs am Projektstandort stellt in der Regel ein Sichthindernis bei Vermessungsarbeiten dar.

4 UNMANNED AERIAL VEHICLE (UAV) TECHNOLOGIEN

4.1 Technologie

Die Vermessung mit Hilfe von Unmanned Aerial Vehicles (UAV – unbemannten Drohnen) basiert auf der photogrammetrischen Auswertung von Daten, die bei Bildflügen mit unbemannten Flugobjekten erstellt werden. Das UAV dient in diesem Zusammenhang als Transportgerät, welches mit einer entsprechenden Kameraausrüstung bestückt wird und vom Boden aus bzw. über GPS ferngesteuert selbstständig Bildflüge durchführt.

Die Planung der exakten Flugroute erfolgt mit Hilfe spezieller Planungssoftware, die eine Einteilung des Projektgebietes in Flugkorridore vornimmt. Wichtige, bei der Flugplanung zu berücksichtigende Parameter sind die geplante Flughöhe, die Brennweite des verwendeten Kameraobjektives und die erforderliche Bildüberlappung von zumeist 60 % in Längsrichtung und 80 % in Querrichtung des gewählten Bildformates.

Für die photogrammetrische Auswertung der Bildflugdaten ist zusätzlich zum Bildflug die Vermessung von Passpunkten im Projektgebiet erforderlich. Mit den aus der Passpunktvermessung gewonnenen Daten erfolgt die Aerotriangulation (Orientierung) der Luftbilder. Danach können die Geländedaten des Projektgebietes lückenlos gewonnen und als dreidimensionale Geländemodelle, die die Grundlage für weitere Planungstätigkeiten darstellen, bereitgestellt werden. Weiters können Orthofotos (entzerrte Luftbilder) des Projektgebietes angefertigt werden.

4.2 Leistungskenndaten

Der Einsatz von Multicoptern, ferngesteuerten und unbemannten Drohnen (UAV) mit unterschiedlicher Anzahl an Rotoren, in der Vermessungstechnik bietet eine Vielzahl an Vorteilen, die für eine flächendeckende Datenerfassung an einem Projektstandort genutzt werden können.

Im Vergleich zu ein- oder zweimotorigen Flugzeugen, die für die Aufnahme von Luftbildern eingesetzt werden, erreichen ferngesteuerte Multicopter eine wesentlich geringere Flughöhe von maximal 150 m. Die geringe Flughöhe erlaubt es auch Einsätze bei Wetterlagen mit Bewölkung zu fliegen und damit im Vergleich zur herkömmlichen Befliegung wesentlich witterungsunabhängiger zu agieren.

Begrenzend auf die Datenerfassung wirkt sich die beschränkte Kapazität der batteriebetriebenen Rotoren aus. Einerseits bestehen Einschränkungen bei der zulässigen Nutzlast des Multicopters, andererseits erlauben die erforderlichen Sicherheitsmaßnahmen und Vorschriften des Luftfahrtgesetzes nur relativ kurze Reichweiten von maximal 500 m Entfernung zwischen dem Fluggerät und dem Piloten. Es ist demnach ein ständiger Sichtkontakt zwischen dem Piloten und dem UAV erforderlich.

Tab.1: Technische Daten - Hexacopter twinHEX (twins.nrn OG, 2014).

Merkmale	Hexacopter twinHEX
Maximale Flughöhe	150 Meter
Maximale Traglast	2,5 Kilogramm
Maximale Flugzeit	20 – 35 Minuten
Fluggeschwindigkeit	bis zu 50 km/h
Reichweite/ Befliegung	0,5 km ²

Der Antrieb der Drohnen (Multicopter) erfolgt mit Hilfe mehrerer Motoren (Rotoren), die symmetrisch um die Steuereinheit und die Aufnahmeplattform angeordnet sind. Die Stabilität des Fluggerätes in der Luft, die maximale Nutzlast, die maximale Reichweite und die Manövrierbarkeit sind abhängig von der Anzahl der angebauten Rotoren. Grundsätzlich gilt, dass sich die Flugeigenschaften und Einsatzmöglichkeiten mit zunehmender Anzahl an Rotoren an der Drohne verbessern.



Abb. 2: Hexacopter twinHEX (twins.nrn OG, 2014).

4.3 Möglichkeiten und Grenzen

Der Einsatz von UAV bei der Vermessung von Deponiestandorten erlaubt eine großflächige und lückenlose Datenerfassung des Geländes. Die Aufnahme erfolgt analog zur Befliegung mittels Flugzeug durch die Erstellung von Luftbildern, jedoch unter wesentlich geringerem technischen und finanziellen Aufwand.

Der Einsatz von unbemannten Drohnen ist besonders in jenen Bereichen geeignet, die vom Boden aus nur schwer zugänglich bzw. einsehbar sind. Bei einem einzelnen Bildflug kann dabei mit einem Hexacopter bei einer Einsatzzeit von rund 30 Minuten abhängig von der Wettersituation eine Fläche von bis zu 50 ha abgedeckt werden.

Die Größe und das geringe Gewicht des Fluggerätes erfordern besondere Voraussetzungen hinsichtlich der Wettersituation zum Zeitpunkt der Befliegung. Die Drohne ist nur bei geringen Windgeschwindigkeiten einsetzbar und benötigt besondere Lichtverhältnisse für die Erstellung der Luftbilder. Dabei stellen Wetterlagen mit starker Bewölkung oder leichtem Regen kein Hindernis dar. Die homogenen Lichtverhältnisse und die geringen Schatteneffekte bei Bewölkung haben einen positiven Effekt auf die Aufnahmequalität beim Bildflug mit UAVs. Der Einfluss der Wettersituation auf den Einsatz von UAVs und die Flugroutenplanung erfordern in der Regel eine Vorlaufplanung.

4.4 Weiterführende Anwendungsmöglichkeiten

Die lückenlose dreidimensionale Erfassung von Planungsgebieten mit Hilfe von UAVs ermöglicht dem planenden Ingenieur die Darstellung seines Planungsentwurfes in dreidimensionaler Form. Auf Basis von 3D Planungen ist es dem Planer möglich komplexe Fragestellungen zu Themen wie Geländegestaltung, Kubaturermittlung oder der geometrischen Ausformung von Deponiekompartmenten in einer leicht nachvollziehbaren Art und Weise darzustellen. Die Kommunikation des Planers mit dem Bauherrn oder externen Stakeholdern wird durch eine dreidimensionale Abbildung des Planungsgebietes und der Planungsentwürfe wesentlich erleichtert. Im Diskurs mit der Öffentlichkeit, ein Thema das besonders im Zusammenhang mit der Etablierung und Akzeptanz von Deponiestandorten zu beachten ist, führen dreidimensionale Darstellungen des Planungsentwurfes durch besseres Verständnis zu erhöhter Transparenz und Akzeptanz. Die Technologie kann auch für andere planerische Bereiche wie z.B. für die Planung und Umsetzung von Altlastensanierungsprojekten herangezogen werden (siehe Abb.3).

Im Zuge der Detailplanung und Errichtung von Deponiestandorten sind die Anforderungen an die Bauausführung und in weiterer Folge auch betriebliche Aspekte zu berücksichtigen. Sowohl für die Bauausführung als auch für den Betrieb ist die Dokumentation der unterschiedlichen baulichen bzw. betrieblichen Phasen von wesentlicher Bedeutung. Bei dieser Dokumentation handelt es sich beispielsweise um die Qualitätssicherung während der Bauphase (Nachweise der

Dichtstärken und Flächen von mineralischen Dichtschichten, etc.) oder die Material-disposition am Deponiestandort unterstützt durch fälschungssicheres Fotomaterial.



Abb. 3: Dreidimensionale Planung einer Altlastensanierung (Bären 2014).

Die im Bau bzw. Betrieb erforderliche Dokumentation hat einen eindeutigen geographischen Bezug zum Deponiestandort, sodass der Einsatz von Geographischen Informationssystemen (GIS) für den Bau und den Betrieb von Deponien, in Abhängigkeit von der Größe des Standortes, in Erwägung gezogen werden kann. Mit Hilfe der GIS Technologie können - ähnlich der Anwendung in anderen Unternehmenssektoren (Färber 2007) - Site Management Systeme entwickelt werden, die einen effizienten und transparenten Betrieb des Standortes ermöglichen.

Als Datengrundlage für ein Geoinformationssystem zur Verwaltung von Deponiestandorten können die in der Planungsphase erhobenen Luftbild-, Vermessungs- und Planungsdaten herangezogen werden. Diese Daten können die Grundlage für die graphische Oberfläche des Site Management Systems bilden und in Kombination mit der betrieblichen Dokumentation eine dreidimensionale Kommunikationsplattform für die Planung, den Bau und die Bewirtschaftung eines Deponiestandortes darstellen.

5 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die Grundlage für die Planung, den Bau und die Bewirtschaftung von Deponien bilden Vermessungsdaten, die im Laufe der Umsetzungs- bzw. Realisierungsphasen von Deponieprojekten durch Planungsdaten, bauliche Dokumentation und betriebliche Informationen ergänzt bzw. aktualisiert werden. Die Erfassung dieser Grundlagendaten stellt die konventionelle Vermessung vor die Herausforderung, großflächige Datenerhebungen in schwierigem Gelände wirtschaftlich durchführen zu müssen. Mit Hilfe von Unmanned Aerial Vehicles (UAVs), die mit Instrumenten modernster Technik zur Aufnahme von Luftbildern ausgerüstet sind, verfügt die Vermessungstechnik über eine neue Technologie, die dieser Herausforderung gewachsen ist. Mit geringem finanziellen und technischen Aufwand ist es möglich, weitläufige und großflächige Projektstandorte mit höchster Präzision zu erfassen, die Bildflugdaten auszuwerten und für die Planung und die Bewirtschaftung des Standortes in dreidimensionaler Form bereit zu stellen. Die Nutzung dieser Daten über die Planungs- und Bauphase hinaus bzw. deren Anwendung für innerbetriebliche Geoinformationssystemen (GIS) zur effizienten Bewirtschaftung von Deponien stellt einen innovativen Ansatz für die Abbildung planerischer und bautechnischer Aspekte für den Anlagenbetreiber und Behördenvertreter dar.

LITERATUR

- Bären (Bären Liegenschaftsverwaltungs-GmbH) (Hrsg.) (2014) *bereitgestelltes Luftbild des Geländes der Bären Batterien in Feistritz im Rosental*, Feistritz/Rosental am 26.08.2014.
- DVO (Deponieverordnung) (2008) *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien* (DVO 2008), i.d.F. BGBl. II Nr. 104/2014, Wien.
- Färber, K.D. (2007), *Business GIS Integration in Unternehmen*. Saarbrücken, Deutschland: VDM Verlag Dr. Müller.
- twins.nrm OG (Hrsg.) (2014) *Bildmaterial zu twinHEX*, Download von http://www.twins.co.at/?page_id=347 am 28.08.2015.

Wasserhaushalt einer geschichteten mineralischen Deponieabdeckung

S. Beck-Broichsitter, H. Fleige & R. Horn

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Kiel, Deutschland

KURZFASSUNG: Mit dem vorgestellten Monitoring System kann die Funktionsfähigkeit der einzelnen Komponenten des temporären Oberflächenabdeckungssystems in Rastorf (Schleswig-Holstein) dauerhaft unter In-Situ-Bedingungen überwacht und bewertet werden.

Die Bodeneigenschaften und klimatischen Randbedingungen haben in Verbindung mit der Vegetationsentwicklung einen übergeordneten Einfluss auf den Wasserhaushalt.

Gleichzeitig ist mit jahreszeitlich bedingten und permanenten Strukturänderungen in Form von Schrumpfung und Setzung zu rechnen und eine damit einhergehende kritische Rissbildung nicht auszuschließen (Heerten 2007).

Durch Vergleich der Matrixpotenziale mit dem kritischen Schrumpfverhalten konnte gezeigt werden, dass in der temporären Abdeckung bisher keine kritische Rissbildung in der mineralischen Dichtschicht eingesetzt hat (Beck-Broichsitter 2013).

Darüber hinaus sind sandig-lehmige Substrate mit einem ausreichenden Wasserhaltevermögen und einem weitestgehend geringen Schrumpfungspotenzial zu bevorzugen (Beck-Broichsitter 2013).

1 EINLEITUNG

Auf der stillgelegten Siedlungsabfalldeponie Rastorf im Nordosten Schleswig-Holsteins steht seit September 2007 ein temporäres Oberflächenabdeckungssystem für die grundlegenden und umsetzungsdefinierten Untersuchungen zur Funktionsfähigkeit und zum Wasserhaushalt von geschichteten und mineralischen Abdeckungen zur Verfügung.

Ein besonderes Augenmerk richtet sich auf die Verwendung von in der Landschaft vorhandenen Substraten, wodurch Transportkosten eingespart und die Wiederverwertung von Böden verbessert bzw. ermöglicht werden soll. Die wesentlichen Aufgaben einer Oberflächenabdeckung bestehen darin, Niederschlag und Evapotranspiration durch das Wasserspeichervermögen des eingebauten Bodensubstrates nahezu vollständig auszugleichen (Hoepfner 2006). Darüber hinaus sollen mineralische Dichtmaterialien langfristig wasserundurchlässig bleiben, um eine Kontamination des Grundwassers auszuschließen.

Langfristig dichte mineralische Dichtungsmaterialien setzen in der Regel ein starres Porensystem voraus, wobei trotz Austrocknung eine kritische Rissbildung die Dichtungseigenschaften nicht verändert (Horn 2002). Inwiefern diese Starrheit im Jahresverlauf gegeben ist, wird anhand von bodenphysikalischen Messungen im dreischichtigen Oberflächenabdeckungssystem der Deponie Rastorf überprüft. Das langfristige Ziel ist eine Überführung der temporären Abdeckung in ein endgültiges und langfristig sicheres Abdeckungssystem auf Grundlage der gewonnenen Projektdaten.

2 MATERIAL UND METHODIK

2.1 Oberflächenabdeckung der Deponie Rastorf

Die Siedlungsabfalldeponie Rastorf befindet sich ungefähr 25 km östlich von Schleswig-Holsteins Landeshauptstadt Kiel. Von Februar 1977 bis Mai 2005 wurden insgesamt 2 Mio. Mg an kommunalen Abfällen abgelagert. Die Basisabdichtung mit einer 20 m dicken natürlichen Schicht

aus Ton und Geschiebemergel ist mit einer 2,5 mm dicken Kunststoffdichtungsbahn versehen. Darüber befindet sich eine Drainageschicht, die das infiltrierende Sickerwasser sammelt und über ein Drainagesystem in eine Osiose-Aufbereitungsanlage überführt. Im Jahr 2007 wurde die Deponie mit einem temporären Oberflächenabdeckungssystem versehen und wird in die Abschnitte Kuppe, Mittelhang und Unterhang unterteilt mit einer Gesamtgröße von 7,3 ha (Abb. 1).

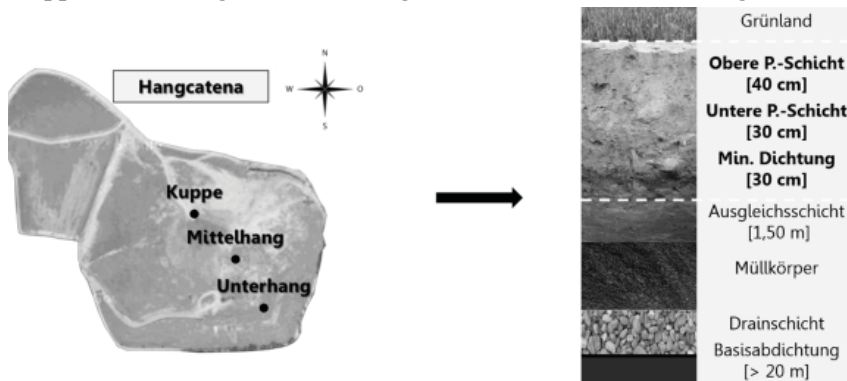


Abb. 1: Siedlungsabfalldeponie Rastorf mit den Teilabschnitten Kuppe, Mittelhang und Unterhang. Abdeckung der Deponie Rastorf mit einem Dreischichtsystem bestehend aus zwei Perkolationsschichten (P.-Schicht) und einer mineralischen Dichtschicht.

Die 100 cm mächtige temporäre Abdeckung besteht aus zwei Perkolationsschichten in 0–40 und 40–70 cm sowie einer kompakteren mineralischen Dichtschicht in 70–100 cm Tiefe (Abb. 1).

Der eingesetzte und anthropogen umgelagerte Geschiebemergel besteht aus einem schwach bis stark lehmigen Sand mit Trockenrohdichten zwischen 1,7 und 2,0 g/cm³.

Die Oberfläche der Deponie ist unter Grünlandnutzung mit zwei Schnitten pro Jahr, gekennzeichnet durch flach wurzelnde Arten mit einem dominanten Anteil an Deutschem Weidelgras (*Lolium perenne*).

2.2 Feldmessung

Unter Verwendung von Tensiometern und FDR-Sensoren werden die volumetrischen Wassergehalte (Vol.-%), die Matrixpotenziale (hPa) und die Bodentemperaturen (°C) ganzjährig in den einzelnen Teilabschnitten in-situ gemessen. Die Messungen werden in Tiefen von 20, 50, 80 und 100 cm durchgeführt (Abb. 2). Eine vor Ort installierte Wettermessstation erfasst ganzjährig Niederschlag, Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Luftdruck, relative Feuchtigkeit und Sonneneinstrahlung. Mit den genannten Kenngrößen wird eine jährliche Wasserhaushaltsbilanz erstellt.

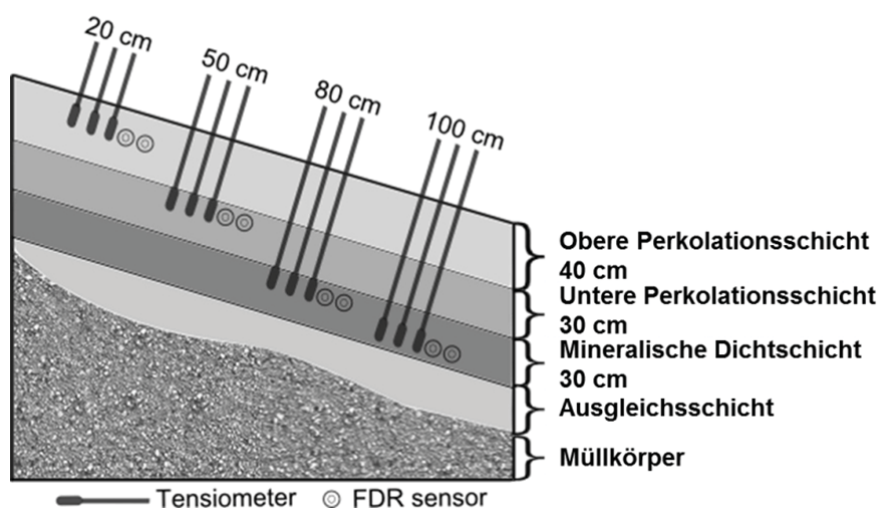


Abb. 2: Messplatz mit Tensiometern und FDR-Sensoren in 20, 50, 80 und 100 cm Tiefe.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Anhand eines ausgewählten Untersuchungszeitraumes im Winter 2013 und Frühjahr 2014 werden die meteorologischen Randbedingungen in Abb. 3 sowie die Wassergehalts- und Matrixpotenzialverläufe in Abb. 4 und Abb. 5 in der Oberflächenabdeckung dokumentiert. Die Lufttemperatur wird in einer Höhe von 2 Metern gemessen und beträgt im Zeitraum vom 01.11.2013 bis 31.05.2014 im Mittel 6,5 °C mit einer Niederschlagssumme von 521 mm.

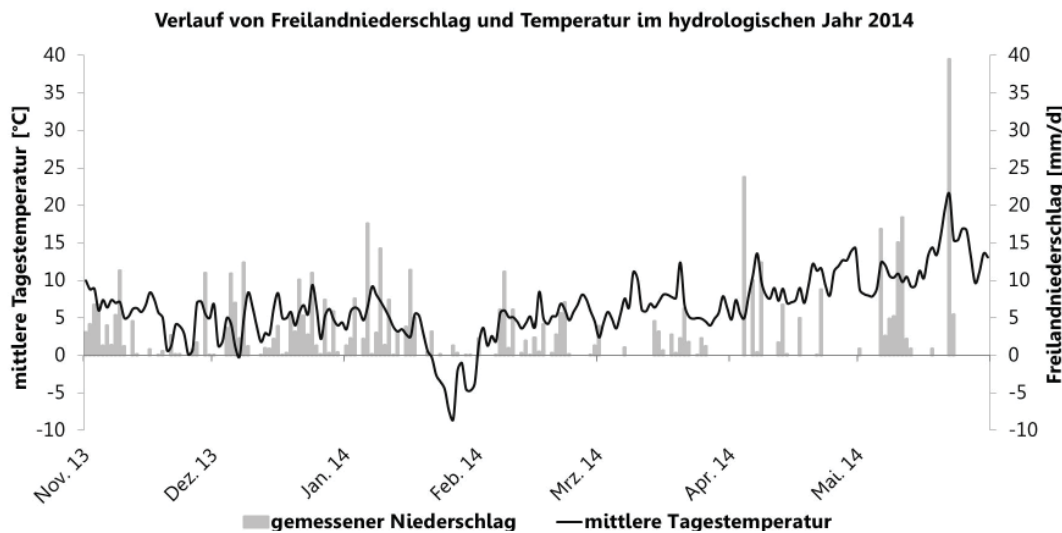


Abb. 3: Verlauf von Niederschlag und mittlerer Tagestemperatur im hydrologischen Jahr 2014.

Die Messdaten zeigen in den oberen 70 cm einen jahreszeitlich bedingten Wechsel von Austrocknung und Wiederbefeuchtung auf. Demgegenüber ist Schwankungsbereich in der mineralischen Dichtschicht als sehr gering anzusehen. Ab März 2014 ist in den oberen 50 cm ein Feuchteentzug von 5–10 Vol.-% und ein negativer Anstieg der Matrixpotenziale auf max. -260 hPa in den oberen 20 cm der Abdeckung zu verzeichnen. Insgesamt zeigen sich nur sehr kurze Zeiträume, in denen negativere Matrixpotenziale tiefer in den Abdeckungskörper reichen.

Mit Blick auf Gesamtporenvolumina von ca. 30 Vol.-% ist die mineralische Dichtschicht als nahezu ganzjährig wassergesättigt anzusehen und die gemessenen Matrixpotenziale unterschreiten zu keinem Zeitpunkt einen Wert von -50 hPa (Abb. 4, 5).

Es ist festzuhalten, dass die Ursache von Trockenrissen in der Unterschreitung eines kritischen Matrixpotenzials in der mineralischen Dichtung gesehen wird (Witt 2004).

In der mineralischen Dichtschicht ab einer Tiefe von 70 cm wird das kritische Matrixpotenzial von -250 bis -500 hPa zu keinem Zeitpunkt unterschritten (Beck-Broichsitter 2013).

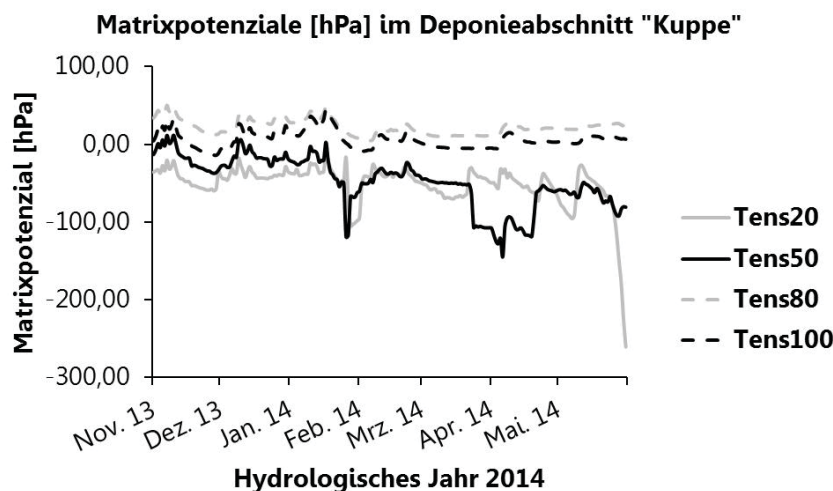


Abb. 4: Verlauf der Matrixpotenziale im Abschnitt „Kuppe“ in 20, 50, 80 und 100 cm Tiefe.

Wassergehalte [Vol.-%] im Deponieabschnitt "Kuppe"

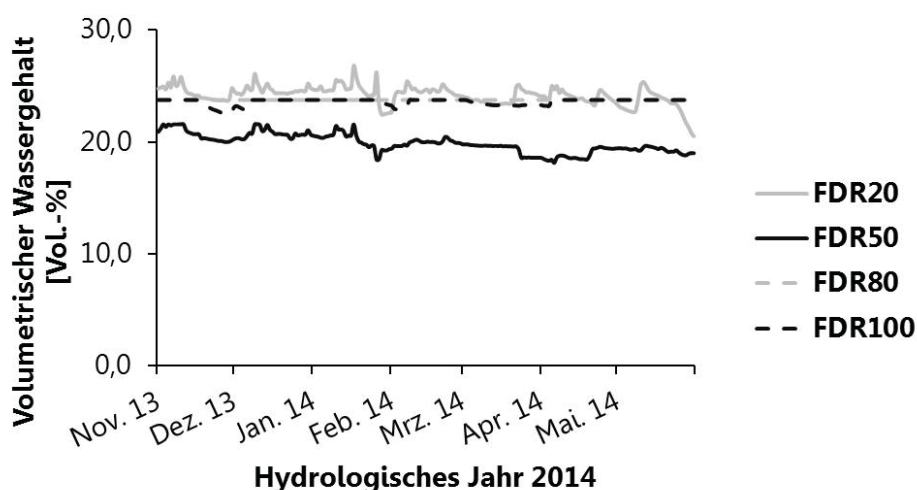


Abb. 5: Verlauf der volumetrischen Wassergehalte im Abschnitt „Kuppe“ in 20, 50, 80 und 100 cm Tiefe.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Bodenentwicklung in Verbindung mit der langfristigen Entwicklung der meteorologischen Randbedingungen ist überaus bedeutsam für die dauerhafte Funktionsfähigkeit einer Deponieabdeckung (Hoepfner 2006). Zudem muss berücksichtigt werden, dass die Oberflächenabdeckung empfindlich auf Setzungen und Sackungen im Deponiekörper reagiert und damit verbundene Rissbildungen nicht auszuschließen sind (Heerten 2007). Unter der Verwendung mineralischer Dichtmaterialien können Rissbildungen langfristig vermieden werden, wenn Wassergehalt bzw. Wasserspannung zum Zeitpunkt des Einbaus kleiner sind als der jemals später folgende Austrocknungsgrad (Horn 2002). Der eingesetzte sandig-lehmige Geschiebemergel weist eine ausreichende nutzbare Feldkapazität sowie ein geringes Schrumpfungspotenzial auf und ist demzufolge als Dichtsubstrat geeignet (Beck-Broichsitter 2013).

LITERATUR

- Beck-Broichsitter, S., Zink, A., Fleige, H. & Horn, R. (2013) Wasserhaushalt und bodenphysikalische Eigenschaften einer Siedlungsabfalldeponie in Schleswig-Holstein- Das Beispiel Rastorf. In: *Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 2009*, Berichte der DBG, Online Publikation, 4 S.
- Heerten, G. (2007) Zur Langzeitwirksamkeit von Komponenten für Deponieoberflächenabdichtungen. In: *Abdichtung, Stilllegung und Nachsorge von Deponien: 18. Nürnberger Deponie-Seminar*.
- Hoepfner, U. & Schneider, P. (2006) Langzeitmonitoring von Abdeckungen an Wismut-Sanierungsstandorten. Hochschule Zittau/Görlitz: *Wissenschaftliche Berichte 91*, 113-122.
- Horn, R. (2002) Verbesserung der Langzeitbeständigkeit von Oberflächenabdichtungen durch modifizierte mineralische Abdichtsysteme: *Müll und Abfall 34*, 181-186.
- Witt, K.J. & Zeh, R.M. (2004) Maßnahmen gegen Trockenrisse in mineralischen Abdichtungen: *Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft 81*, 83-98.

Nachweis und Kontrolle von Geokunststoffen gemäß DVO und ÖN S 2082

O. Syllwasschy
Huesker Synthetic GmbH, Gescher, Deutschland

K. Luiskandl
FHCE - Ingenieurbüro Dr. Flögl Ziviltechniker GmbH, Linz, Österreich

KURZFASSUNG: Die DVO 2008 erlaubt grundsätzlich den Einsatz alternativer Abdichtungs- und Drainagekomponenten, die aus geosynthetischen Komponenten bestehen. Die hierfür zu erfüllenden Anforderungen und Randbedingungen werden in Abhängigkeit der Deponieklasse beschrieben. In Abschnitt 5 und 6 sowie in Anhang 3 der DVO sind die entsprechenden Grenzwerte bzw. Mindestanforderungen definiert. Hierzu ist entsprechend der Nachweis der Gleichwertigkeit der Geokunststoffe zu führen. Für geosynthetische Tondichtungsbahnen (GBR-C) sind dies die ausreichende Dichtungswirkung und die langfristige Beständigkeit, für geosynthetische Drainagebahnen die Langzeitableitfähigkeit von Meteorwasser unter permanenter Belastung. Ebenso können durch Geokunststoffe steile Böschungen mit Neigungen $> 1:3$ in hoher Qualität und Sicherheit ausgeführt werden. Hier sind entsprechende Standsicherheitsnachweise erforderlich. Anhand der Baurestmassendeponie Weitzer werden Gleichwertigkeitsnachweise für eine bis zu $1:2$ geneigte Basisabdichtung aufgezeigt. Auf der Reststoffdeponie Schießstätte wurde neben den genannten Nachweisen ein Prüffeld im Böschungsbereich zur dauerhaften Prüfung der Systemdichtheit der Oberflächenabdichtung festgelegt.

1 EINLEITUNG

Geokunststoffe, die als Alternative zu mineralischen Komponenten gemäß DVO 2008 im Deponiebau eingesetzt werden sollen, müssen nicht nur den entsprechenden Normen, wie z.B. ÖN S 2081 bzw. 2082 entsprechen, es müssen zusätzlich auch die entsprechenden projektspezifischen Gleichwertigkeitsnachweise geführt werden. Nur so kann sichergestellt werden, dass sie die gleiche Leistung erbringen. Dieser Beitrag zeigt anhand zweier Beispiele, wie Basis- und Oberflächenabdichtungen mit alternativen Geokunststoffen berechnet und ausgeführt werden können. Die Leistungsfähigkeit einer derart modifizierten Oberflächenabdichtung kann anhand von Messergebnissen in einem auf der Deponie eingerichteten Prüffeld dargestellt werden.

2 BASISABDICHTUNG DEPONIE WEITZER

2.1 Beschreibung der Maßnahme Baurestmassendeponie Weitzer in der Steiermark

Die Baurestmassendeponie Weitzer in Neusiedl in der Steiermark wird beispielhaft für die Anwendung einer geosynthetischen Tondichtungsbahn als Teil- und Vollersatz der mineralischen Abdichtungskomponente in der Basisabdichtung vorgestellt. In einem Teilbereich der BRM-Deponie war ein Neubau einer Basisabdichtung geplant. Der vorgesehene Bereich erfüllte die Anforderungen an die geologische Barriere und es wurde ein Abdichtungssystem entsprechend DVO 2008 mit mineralischen Komponenten vorgesehen. Die Flanken des Erweiterungsbereiches wiesen jedoch Neigungen im Bereich von $> 1:2$ auf, wodurch schnell die Frage der technischen Möglichkeiten und baulichen Machbarkeit, dies mit "klassischen" Dichtungskomponenten auszuführen, aufkam. Aufgrund der langjährigen Erfahrungen der Verfasser konnte ein Alternativkonzept ausgearbeitet werden, welches in der flachgeneigten Basis den Ersatz von 30 cm der insgesamt nach DVO 2008 geforderten 50 cm mächtigen mineralischen Dichtung durch eine geeignete GBR-C ermöglichte. Hierdurch wurden insgesamt ca. 3000 m³ wertvoller Tondichtung, gleichbedeutend mit ca. 300 LKW-Fahrten, eingespart. Im Bereich der steil geneigten Böschun-

gen konnte der Nachweis erbracht werden, die mineralische Abdichtung komplett durch eine GBR-C zu ersetzen. Hierbei wurde die Permittivität für unterschiedliche Spannungszustände und entsprechender Berücksichtigung von Langzeiteinflüssen für eine schwere Calciumbentonitmatte mit einem Flächengewicht von 11 kg/m² untersucht. Unter den gegebenen Randbedingungen wurde die Gleichwertigkeit zu einer Tondichtung mit einem gem. DVO geforderten k-Wert von $k \leq 5 \times 10^{-10}$ m/s erfüllt.

2.2 Ersatz der mineralischen Dichtung durch eine geosynthetische Tondichtungsbahn

Die Anforderungen an die mineralischen Dichtungsschichten von Basisabdichtungen werden in Anhang 3, Kap. 2.1 der DepoVO 2008 beschrieben. Der Durchlässigkeitsbeiwert (k-Wert) im Labor darf $k = 5 \cdot 10^{-10}$ m/s ($i = 30$) nicht überschreiten. Gemäß DVO 2008, § 27, Abs. 2 und 3, sind für Inertabfall- und Baurestmassendeponien (IAD/BRM) 50 cm Mächtigkeit gefordert. Alternative, technisch gleichwertige Abdichtungssysteme sind jedoch zulässig, wenn bei IAD/BRM mindestens 20 cm mineralische Dichtung verbleiben. Entsprechende Zeichnungen der Regelanforderungen und alternativen Abdichtungssystemen können (Syllwasschy 2012) entnommen werden.

Der Vergleich des Durchlässigkeitsverhaltens einer mineralischen Dichtung und einer GBR-C, beschrieben durch den Durchlässigkeitsbeiwert k (MD) bzw. der Permittivität ψ (GBR-C), erfolgt über den Vergleich der sich aus diesen Werten ergebenden Permeationsraten. Hierzu sind Angaben zu Materialdicke und hydraulischem Gefälle erforderlich.

Entsprechend DVO ergibt sich die zulässige Permeationsrate (Gl. 1) zu:

$$q_{zul} = k_{ton} \cdot i_{ton} = k_{ton} \cdot \frac{(d + \Delta h)}{d} = 5 \cdot 10^{-10} \cdot \frac{(0,5 + 0,5)}{0,5} = 1 \cdot 10^{-9} \text{ [m}^3\text{/(m}^2\cdot\text{s)]} \quad (1)$$

Entsprechend darf die GBR-C eine zulässige Permittivität nicht überschreiten, die sich nach Gleichung (2) ergibt:

$$\psi_{zul} = q_{zul} / \Delta h = 1 \cdot 10^{-9} / 0,3 = 2,0 \cdot 10^{-9} \text{ [s}^{-1}\text{]} \quad (2)$$

Die Wasserdurchlässigkeit der geplanten Calcium-Bentonitmatte wurde in Abhängigkeit verschiedener Auflasten untersucht und konnte, abgemindert mit den Faktoren für das Langzeitverhalten der Permittivität gemäß Eignungsbeurteilung, die Anforderung erfüllen. Berücksichtigt wurden hierbei kurzfristige Auflasten zu Beginn der Ablagerung im Bereich von $\sigma = 35 - 50$ kPa und langfristige Auflasten nach Verfüllung von Teilabschnitten bis zu $\sigma = 330$ kPa.

Hohe Auflasten begünstigen eine geringe Durchlässigkeit der GBR-C. Trotzdem sind auch bei Basisabdichtungen geringe Auflasten im Bereich von 1 bis 2 m Bodenüberdeckung zu berücksichtigen und nachzuweisen, wie sie zum Beispiel in den Randbereichen beim Anschluss an die Oberflächenabdichtung auftreten können.

2.2 Bauausführung der Basisabdichtung

Der Aufbau der Basisabdichtung ist in der Abb. 1 für den ebenen Bereich dargestellt.

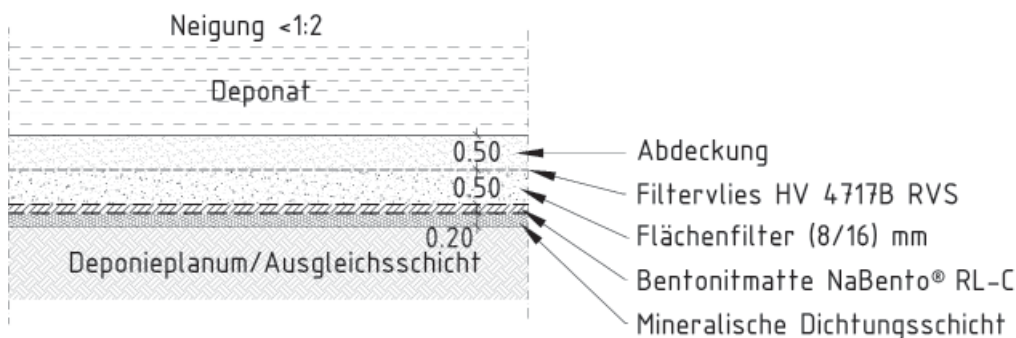


Abb. 1: Aufbau der Basisabdichtung in den flachgeneigten Bereichen.

Es verbleiben 20 cm mineralische Dichtungsschicht in Kombination mit einer GBR-C als Alternative zur Standardabdichtung nach DVO 2008. Komplizierter ist der Bauablauf im Bereich der steileren Böschungen, welche mit einer Böschung von 1:2 ausgeführt werden dürfen. Der Aufbau (Abb. 2) weist nunmehr keine MD auf, welche bei dieser Neigung nur mit großem Aufwand einzubauen wäre. Die erforderliche Verdichtungsenergie kann nur unzureichend eingebracht werden, um die entsprechende geringe Durchlässigkeit der MD zu gewährleisten. Die mineralische Dichtung wurde in der steilen Böschung vollständig durch eine GBR-C ersetzt.

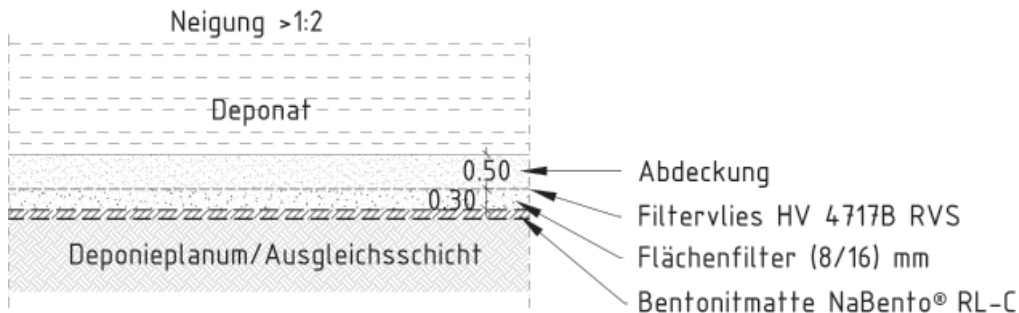


Abb. 2: Aufbau der Basisabdichtung in den steil geneigten Böschungen.

Böschungen, die mit einem Abdichtungssystem ausgestattet sind und Neigungen steiler als 1:3 haben, weisen in der Regel ein Standsicherheitsproblem auf. Durch die verbauten Geokunststoffe werden Zwangsgleitfugen generiert, durch die es zum hangparallelen Gleiten kommen kann. Dieses Problem kann zwar durch Bewehrungselemente, wie Geogitter, ausgeglichen werden, indem das Geogitter das Reibungsdefizit übernimmt und die aktivierten Zugkräfte in den Verankerungsbereich am Kopf der Böschung überträgt (GDA E 2-7 2008). Hierbei ist nur noch zu gewährleisten, dass das aufliegende Bodenmaterial eine hohe innere Scherfestigkeit aufweist, um nicht oberhalb des Geogitters zu versagen und abzugleiten. Im Rahmen der Baumaßnahme Weitzer wurde eine andere Vorgehensweise vorgeschlagen, bei der eine Gegenlastschüttung aufgebracht wird. Hierzu können Baurestmassen genutzt werden, die unmittelbar nach Einbau der Drainage eingebaut werden. Die Schüttneigung kann flacher als 1:2 im Bereich von ca. 1:3 bis 1:5 ausgeführt werden, wodurch ein sich am Böschungsfuß abstützender Bodenkörper entsteht und auf eine Antigleitbewehrung verzichtet werden kann.



Abb. 3: Basisabdichtung.



Abb. 4: Vor-Kopf-Einbau Dränriesen.



Abb. 5: Einbau BRM und Böschung.



Abb. 6: Windsicherung Oberflächenabdichtung.

3 OBERFLÄCHENABDICHTUNG DER DEPONIE SCHIEßSTÄTTE

3.1 Das Aufhöhungsprojekt der Reststoffdeponie der Stadt Wels „Schießstätte“

Die von der AVE Österreich GmbH betriebene Reststoffdeponie Schießstätte der Stadt Wels in Oberösterreich sollte in Teilbereichen mit einer Oberflächenabdeckung gedichtet werden. Die Schüttabschnitte SA 7 bis SA 12 weisen sowohl flach geneigte Plateaubereiche als auch steil geneigte Böschungen mit Neigungen von 1:2,5 ($\beta = 21,8^\circ$) auf. Die Böschungslängen liegen im Bereich von knapp 50 m. Im Rahmen der Planung und Genehmigung galt es zu prüfen, mit welchen Alternativkomponenten eine technisch gleichwertige Oberflächenabdeckung ausgeführt werden kann. Es wurde vorgesehen, die mineralische Dichtungsschicht durch eine geosynthetische Tondichtungsbahn (GBR-C) zu ersetzen. Anstatt einer mineralischen Drainage aus Kies oder Schotter sollte eine geosynthetische Dränmatte zum Einsatz kommen.

3.2 Ersatz der mineralischen Dichtung durch eine geosynthetische Tondichtungsbahn

Analog der in Kapitel 2.2 beschriebenen Vorgehensweise bei einer Basisabdichtung kann auch die technische Gleichwertigkeit zu einer mineralischen Dichtung (MD) für eine GTD in einer Oberflächenabdichtung nachgewiesen werden. Gemäß DVO 2008 Anh. 3 Kap. 4 gilt die Anforderung, dass eine MD eine Dicke von $D = 0,6$ m und einen Wasserdurchlässigkeitsbeiwert von $k_f \leq 10^{-9}$ m/s aufweist. Die zulässige Permeationsrate beträgt somit:

$$q_{zul} = k_{ton} \cdot i_{ton} = k_{ton} \cdot \frac{(d + \Delta h)}{d} = 1 \cdot 10^{-9} \cdot \frac{(0,6 + 0,3)}{0,6} = 1,5 \cdot 10^{-9} \text{ [m}^3\text{/(m}^2\cdot\text{s)]} \quad (3)$$

Somit ergibt sich die zulässige Permittivität der GBR-C zu:

$$\psi_{zul} = q_{zul} / \Delta h = 1,5 \cdot 10^{-9} / 0,3 = 5,0 \cdot 10^{-9} \text{ [s}^{-1}\text{]} \quad (4)$$

Gewählt wurde eine schwere Calciumbentonitmatte, die zusätzlich mit einer dünnen Folie ausgerüstet ist, welche als Barriere gegen das Eindringen von Wurzeln aus der Rekuschiicht dient. Entsprechend der relativ geringen Auflast von ca. 15 kPa aus einer Überdeckung von 0,8 m Rekuboden wurden die Permittivitäten geprüft und konnten mit den entsprechenden Abminderungsfaktoren die geforderten Werte einhalten.

Ein weiteres Kriterium für die Zulässigkeit einer GBR-C als Alternative ist der Nachweis einer maximalen Infiltration in den Deponiekörper. Jede mineralische Dichtung und jede geosynthetische Tondichtungsbahn weist im Gegensatz zu einer Kunststoffdichtungsbahn eine sehr geringe Durchlässigkeit auf. Die DVO 2008 fordert in Anhang 3 Kap. 4.3 b, dass die Einsickerung von Meteorwasser auf 5 % des Jahresniederschlags begrenzt wird. Der Nachweis erfolgt indem aus Langzeitpermittivität ψ_L und Druckhöhe Δh die Permeationsrate, also das Volumen Wasser je Zeit und Flächeneinheit, bestimmt wird. Durch Multiplikation mit dem Betrachtungszeitraum, hier ein Jahr, ergibt sich dann die theoretische Sickerwasserneubildung. Bei den hier gegebenen Randbedingungen beträgt die Sickerwasserneubildung 11 mm/a bzw. 11 l/(m²·a). Bezogen auf einen geschätzten Jahresniederschlag von 900 [mm] entspricht dies einer Sickerwasserneubildungsrate von ca. 1,22 %. Der Grenzwert von 5 % gemäß DVO 2008 wird mit großer Sicherheit nicht erreicht. Zudem muss angemerkt werden, dass der hier bestimmte Wert für Laborbedingungen bei konstant vorhandenen hydraulischem Gefälle gilt. Dies ist in der Realität jedoch nicht der Fall. Über längere Zeiträume eines Jahres wird an der GTD kaum Wasser ankommen, bzw. ein Großteil des Wassers bereits über die Dränmatte abgeleitet werden, so dass die zur oben bestimmten Sickerwasserbildung notwendigen dauerhaften Verhältnisse nicht gegeben sein werden. Hierzu sei ein kleiner Exkurs in den Wasserhaushalt und die hydraulische Bemessung von Dränelementen erlaubt.

3.3 Bemessung geosynthetischer Dränelemente in Oberflächenabdichtungen

Der Wasserhaushalt des Bodens wird neben der Versickerung natürlich auch durch die Faktoren Oberflächenabfluss, Transpiration und ggf. Speicherung beeinflusst (Ramke 1991). Hierbei ist der Oberflächenabfluss zusätzlich noch stark abhängig von der Böschungsneigung und dem vorhandenen Bewuchs. So erlaubt eine langsame Fließgeschwindigkeit auf einer flachen Bös-

chung von 1:10 eine größere Versickerungsrate als schneller fließendes Wasser auf einer steil geneigten Böschung von z.B. 1:3.

Die DVO 2008 fordert nach Anh. 3 Kap. 4.4 in Zusammenhang mit der GBR-C eine Mindestdicke der Rekuschiicht von 80 cm bzw. eine Mächtigkeit, welche die örtliche Frosttiefe übersteigt und verweist auf die ÖNORM S 2082 „Deponien-Oberflächenabdeckungen-Sytemanforderungen“. Die Norm gibt lediglich zwei Parameter für die Dimensionierung der Oberflächenentwässerung an. Als Bemessungsregenwasserspende ist ein 15 Minuten dauernder Regen mit einer jährlichen Wiederkehr zu berücksichtigen. Sind keine standortspezifischen Daten vorhanden, so kann dieser Wert mit $r_{15} = 150 \text{ l/(s}\cdot\text{ha)}$ angenommen werden. Zusätzlich wird ein Abflussbeiwert für begrünte Rekultivierungsschichten mit $C=0,3$ angegeben. Für die Bemessung einer geosynthetischen Dränage muss jedoch der spezifische Dränabfluss bestimmt werden. Dieser setzt sich als Produkt zusammen aus der Dränspende, also der Menge an Wasser, die je Fläche und Zeit an der Dränmatte ankommt und der Entwässerungslänge, meistens die Böschungslänge. Für die Bestimmung der Dränspende an der Dränmatte gibt die ÖN S 2082 keine Anhaltspunkte. Sie kann mit diesen Eingangsdaten rechnerisch somit nur durch Programme wie zum Beispiel HELP (Berger 1998, Ramke 2000) bestimmt werden, was jedoch neben der Software auch einer gewissen Erfahrung bzgl. der anzusetzenden Rechenparameter bedarf. Pragmatischer ist hier der Ansatz, der in GDA E 2-20 (2011) beschrieben wird. Basierend auf Feldmessungen und Vergleichsberechnungen mit dem Programm HELP kann die Dränspende auf der sicheren Seite liegend mit $q_s = 25 \text{ mm/d} = 2,89 \cdot 10^{-4} \text{ (l/s}\cdot\text{m}^2)$ als Bemessungswert angesetzt werden. Dieser Wert berücksichtigt bereits die Einflüsse aus Oberflächenabfluß, Versickerung und Verdunstung und hat sich bisher als ausreichend bestätigt.

Bei der Bemessung der Dränmatte muss entsprechend der Nachweis geführt werden, dass das Langzeit-Wasserableitvermögen unter Berücksichtigung weiterer Abminderungsfaktoren größer ist, als der Dränabfluß am Fußpunkt der Böschung bzw. am Auslauf der Dränmatte. Die Faktoren D1 bis D4 und ein Sicherheitsfaktor S sind in (Tab. 1) angegeben.

Tab. 1: Abminderungsfaktoren für die Bemessung von Kunststoffdränlementen.

Symbol	Beschreibung	Zahlenwert
D1	Streuung der Messdaten in der Abschätzung des Langzeit-Wasserableitvermögens	1,3
D2	Unvermeidliche Einbaubeanspruchungen	= 1,2
D3	Lokale Querschnittsveränderungen	1,2
D4	Einwirkungen (Ausfällungen, Bodeneintrag, Wurzeln)	1,1 bis 2,0
S	Sicherheitsfaktor Inhydr. Lastannahmen	= 1,1 bzw. 1,0 ¹⁾

1) bei $q_s = 10 \text{ mm/d}$ gilt $S \geq 1,1$, bei $q_s = 25 \text{ mm/d}$ gilt $S = 1,0$.

Der Dränabfluss ergibt sich somit als Produkt von Dränspende und Entwässerungslänge.

$$q_a = q_s \cdot l_s \quad [\text{l/(s}\cdot\text{m)}] \quad (5)$$

Entsprechend erfolgt der Nachweis durch folgende Gl. (6).

$$\frac{q_{Lz}}{D_1 \cdot D_2 \cdot D_3 \cdot D_4} \geq S \cdot q_s \cdot l_s \quad (6)$$

In flachen Plateaubereichen bei Neigungen im Bereich 1:20 lassen sie sich auch einsetzen, je nach Typ empfiehlt es sich jedoch ggf. Zwischenwasserfassungen nach Entwässerungslängen von ca. 50 - 80 m einzuplanen, um den Auslastungsgrad nicht zu eng an 100 % anzulehnen.

Das eingesetzte Produkt mit BAM-Zulassung besteht aus einem PEHD-Geonetz als Dränkern, welches beidseitig mit einem auflaminierten 200 g/m² PP-Vliesstoff als Schutz- und Filterschicht versehen ist. Projektspezifisch wurde eine Dränspende von $q_s = 51 \text{ mm/d} = 5,9 \cdot 10^{-9} \text{ (l/s}\cdot\text{m}^2)$, also doppelt so hoch wie nach GDA-Empfehlung E 2-20, angesetzt. Die maximale Böschungslänge betrug 48 m bei einer Neigung von 1:2,5. Am Fuß der Böschung muss somit ein Dränabfluss von $2,83 \cdot 10^{-2} \text{ [l/(s}\cdot\text{m)]}$ von dem Dränelement abgeleitet werden. Das Langzeitwasserableitvermögen ergab sich nach Interpolation der Tabellenwerte der Zulassung zu $0,23 \text{ [l/(s}\cdot\text{m)]}$. Anhand

der zusätzlich angesetzten produktspezifischen Abminderungsfaktoren ergab der Vergleich von Langzeitableitvermögen zu Dränabfluss eine Sicherheit von 3,64. Diese Reserve ermöglichte es auch das Sickerwasser, welches im oberhalb der Böschung vorhandenen Plateau entsteht, ohne Zwischensickerwasserfassung in der Böschung mit abzuführen. Die Gesamtsicherheit betrug dann noch 1,62.

3.4 Ausstattung und Ergebnisse des Prüffeldes

Das Prüffeld wurde als Bestandteil der Oberflächenabdichtung angelegt. Die Messung der erfassten Wasser erfolgt vierteljährlich. Der Aufbau des Prüffeldes entspricht dem des Abdichtungssystems. Zusätzlich wurde unterhalb der geosynthetischen Tondichtungsbahn ein 20 cm dicker Dränkörper aus Kies der Körnung 8/16 zur Erfassung des durch die Bentonitmatte sickern Sickerwassers angeordnet. Nach unten wurde das Prüffeld durch eine Kunststoffdichtungsbahn der Dicke 2,5 mm abgedichtet, um Wasserverluste zu vermeiden. Die Abmessungen betragen 5,9 x 20 m, entsprechend einer Fläche von 118 m². Am Fußpunkt ist ein Messschacht angeordnet, mit einer Nennweite von 1,50 m und 2,50 m Tiefe. Der Messbereich hat eine Höhe von 85 cm, was einem Volumen von ca. 1,5 m³ entspricht.

Die Messungen, die in den ersten vier Monaten nach Fertigstellung von Ende November 2012 bis Ende März 2013 monatlich durchgeführt wurden, ergaben ein Volumen von 0,06 m³ = 60 l. Seit dieser Winterperiode wurden keine weiteren Zuflüsse gemessen. Die Messanlage ist geprüft und intakt, so dass derzeit davon ausgegangen werden kann, dass die Sickerwasserneubildung ca. $(60 \text{ l} / 118 \text{ m}^2) \cdot 3 = 1,53 \text{ [l/(m}^2 \cdot \text{a)]}$ beträgt. Bezogen auf einen geschätzten Jahresniederschlag von 900 mm entspricht dies einer Sickerwasserneubildungsrate von 0,17 %. Der tatsächliche Wert beträgt somit nur ein Siebtel des in Kapitel 3.2 ermittelten theoretischen Wertes von 1,22 %.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Der Einsatz von Geokunststoffen als alternative Komponenten von Deponieabdichtungssystemen bedarf neben der Erfüllung der Normanforderungen auch des rechnerischen Nachweises der Gleichwertigkeit. Für geosynthetische Dränelemente kann die Langzeitableitfähigkeit i.d.R. bereits bei flach geneigten Böschungen im Bereich von 1:20 nachgewiesen werden. Geosynthetische Tondichtungsbahnen können sowohl in der Basis- als auch der Oberflächenabdichtung eingesetzt werden. Wichtig ist hierbei, dass die unterschiedlichen Auflasten und somit auch unterschiedliche Permittivitäten für die Nachweisführung entsprechend der Ausführungsplanung berücksichtigt werden. Hierbei ist insbesondere auch die mögliche Sickerwasserneubildungsrate zu bestimmen und ggf. durch ein Prüffeld zu verifizieren. Prüffelder dienen erfolgreich dem Nachweis, dass geosynthetische Abdichtungssysteme die Anforderungen der DVO 2008 erfüllen und Geokunststoffe eine sichere und wirtschaftliche Alternative zu den in großen Mengen einzubauenden mineralischen Komponenten sind.

LITERATUR

- Berger, K. (1998) Validierung und Anpassung des Simulationsmodells HELP zur Wasserhaushaltsberechnung von Deponien für deutsche Verhältnisse Umweltbundesamt, Fachgebiet III. 3.6, Berlin
- GDA E 2-7 (2008) Nachweis der Gleitsicherheit von Abdichtungssystemen, Geotechnik der Deponien und Altlasten (GDA), Download unter www.gdaonline.de.
- GDA E 2-20 (2011) Entwässerungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen, Geotechnik der Deponien und Altlasten (GDA), Download unter www.gdaonline.de.
- Ramke, H.-G. (1991) Hydraulische Beurteilung und Dimensionierung der Basisentwässerung von Deponien fester Siedlungsabfälle – Wasserhaushalt, hydraulische Kennwerte, Berechnungsverfahren. Mitteilungen aus dem Leichtweiss-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig, Heft 114/1991, Braunschweig, Deutschland: Eigenverlag.
- Ramke, H.-G. (2000) Anwendung des HELP-Modells bei der Dimensionierung von Einrichtungen zur Oberflächenwasserfassung und der Entwässerungsschicht, in: Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 47, Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg

Verformungsuntersuchungen der Deponie Rautenweg mittels 3D-FE-Modellierung

P.-A. v. Wolfersdorff, T. Sembdner
BAUGRUND WIEN Ingenieurgesellschaft mbH, Österreich

K. Reiselhuber
Magistratsabteilung (MA) 48, Stadt Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Deponie Rautenweg, die von der Stadt Wien betrieben wird und Österreichs größte Deponie ist, wird zum Schutz des Grundwassers mit dem sogenannten Wiener-Dichtwandkammersystem seitlich umschlossen. Es ist vorgesehen, die Deponie auch in den nächsten Jahren weiter zu betreiben und damit auf 45 m über Gelände aufzuhöhen. Die damit verbundenen zu erwartenden Verformungen des Dichtwandkammersystems können nur mit einer 3D-Modellierung der gesamten Deponie und einer dementsprechenden Berechnung mit der Finite-Elemente-Methode prognostiziert werden. Es wird die dafür erforderliche dreistufige Vorgehensweise erläutert. Berechnungsablauf sowie weitere maßgebliche Angaben zur Modellierung, wie z.B. verwendete Stoffmodelle werden ebenfalls beschrieben. Schließlich werden die maßgeblichen Ergebnisse, wie z.B. die Verformungen und Verschiebungen des Dichtwandkammersystems bei erreichter Endhöhe und die dazugehörigen Setzungen der Deponie dargestellt.

1 EINLEITUNG

Die Gemeinde Wien ist Betreiber in der im 22. Bezirk gelegenen Deponie Rautenweg. Sie wird von einem Dichtwandkammersystem zum Schutz des Grundwassers vertikal umschlossen. Die äußere Kontur der Deponie wird durch Randdämme aus Asche-Schlacke-Betonkörper geprägt. Diese Randdämme gewährleisten zugleich auch die Stabilität des Deponiekörpers.

Es ist vorgesehen, die Deponie Rautenweg auch in den nächsten Jahren weiter zu betreiben und dabei auf 45 m über Geländeoberkante aufzuhöhen.

Im Rahmen einer Studie wurde anhand von 2D-Finite-Elemente-Berechnungen aufgezeigt, dass diese Erhöhung der Deponie realisierbar ist, dass die Standsicherheit des Deponiekörpers gewährleistet ist und dass sich das Dichtwandkammersystem in den betrachteten Schnitten nur in einem vernachlässigbaren Ausmaß verformen und bewegen wird.

Die Untersuchungen der möglichen Verformungen und Bewegungen des Dichtwandkammersystems infolge der höheren Belastung aus dem Deponieeigengewicht erfordern jedoch eine dreidimensionale Betrachtung, d.h. 3D-Finite-Elemente-Berechnungen. Denn nur damit kann festgestellt werden, ob bzw. inwieweit sich das umschließende Dichtwandkammersystem hinsichtlich seiner Beanspruchbarkeit im zulässigen Maß verformen bzw. bewegen wird und ob die Funktionsfähigkeit des Dichtwandkammersystems nach der Aufhöhung der Deponie noch gewährleistet sein wird.

2 ANGABEN ZUR DEPONIE

2.1 Bestandteile der Deponie

Das System der Deponie umfasst die folgenden drei wesentlichen Elemente:

- den Deponiekörper, bestehend aus Müll infolge zurückliegender Schüttungen seit den 1960-er Jahren, sowie aus Verbrennungsrückständen infolge der Deponierung seit den 1960-er

- Jahren sowie zukünftigen Ablagerungen,
- die Randdämme aus Asche-Schlacke-Betonkörper, welche der Müllschüttung üblicherweise vorauselten,
- die vertikale Umschließung, welche die Deponie ringförmig als Kammersystem mit zwei parallelen Dichtwänden umschließt.

2.2 Dichtwandkammersystem als vertikale Umschließung

Bei der Deponie Rautenweg, die seit den 1960-er Jahren in Betrieb ist, reicht der Deponiekörper in das oberste Grundwasserstockwerk. Um eine Beeinträchtigung des Grundwasserkörpers zu unterbinden, wurde die Deponie zwischen 1986 und 1988 mit einem doppelwandigen Dichtsystem umschlossen, welches bis zu einer Tiefe von 25 m unter GOK als Schmalwand und bei Tiefen > 25 m als Schlitzwand ausgebildet ist. Ein Schema der vertikalen Deponieumschließung findet sich in Abb. 1.

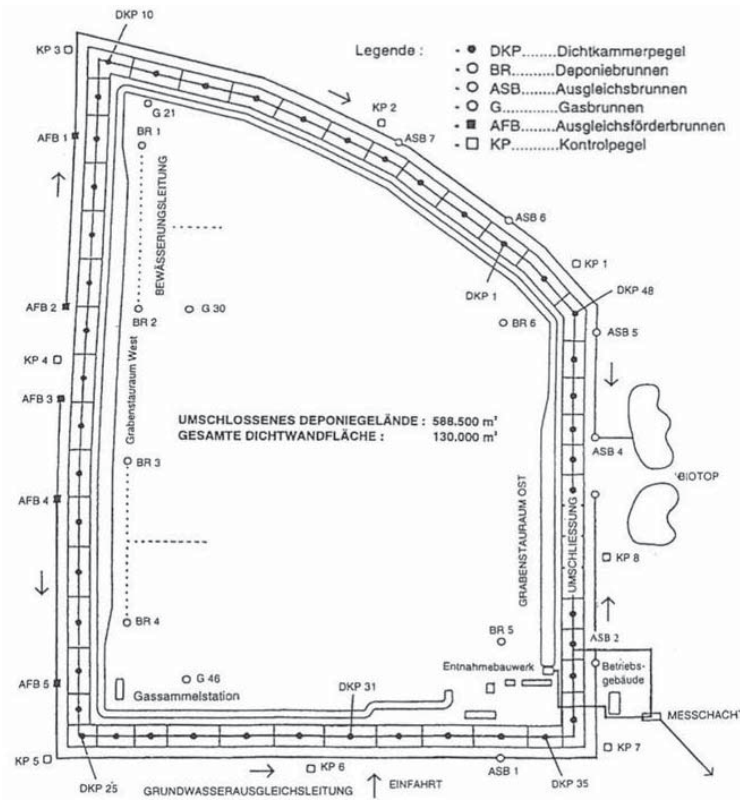


Abb. 1: Schema der vertikalen Deponieumschließung.

In Abb. 6 ist das 3D-Modell der vertikalen Deponieumschließung dargestellt.

2.3 Randdämme aus Asche-Schlacke-Beton

Der Aufbau der Randdämme erfolgt mit dem Asche-Schlacke-Beton, bestehend aus den aufbereiteten Verbrennungsrückständen, welche unter Wasser-, Sand- und Zementzugabe zu einem Magerbeton aufbereitet und mit schwerem Verdichtungsgerät eingebaut werden.

Prinzipiell können folgende drei Geometrien für bisher hergestellte und geplante Randdämme unterschieden werden (siehe Abb. 5):

- Geometrie mit gegenseitig verschiebbaren Randdämmen nach Prof. Pregl (Abb. 5, rechts oben)
- Geometrie mit übereinanderliegenden Randdämmen für 3 Schütthöhen (Abb. 5, links unten)
- Geometrie für zukünftige Schüttung bis zur geplanten Endhöhe (Abb. 5, links oben):

Gemäß Projekt beträgt der Mindestabstand des Deponiekörpers zur inneren Dichtwand 5 m,

wobei in den Eckbereichen der Deponie ein Mindestabstand von etwa 20 m eingehalten wird. Damit sind entsprechende Sicherheiten gegeben, durch die in der Praxis eine mögliche Verformung der inneren Dichtwand weitgehend ausgeschlossen werden kann.

3 3D-MODELLIERUNG – GRUNDLAGEN UND VORGEHENSWEISE

3.1 Entwicklung der 3D-Geometrie

Grundlage für die 3D-Modellierung bilden Überfliegungsdaten sowie die 3D-CAD-Modellierungen. Zur Erstellung des 3D-Finite-Elemente-Modells (3D-FE-Modells) wurde dabei wie folgt vorgegangen:

Schritt 1: Bei der Verwendung von Überfliegungsdaten war es erforderlich, aus diesen Daten mittels CAD-Software ein Dreiecksnetz der jeweiligen Oberfläche zu erstellen (siehe Abb. 2).

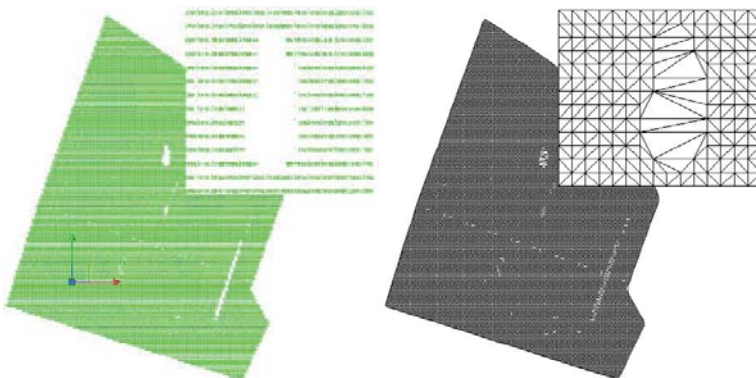


Abb. 2: Überfliegungsdaten (links), Dreiecksnetz der entsprechende Oberfläche (rechts) (Beispiel 1998).

Schritt 2: Anhand der nunmehr vorliegenden CAD-Daten wird die Oberfläche als Isohypsen (Linien gleicher Höhe) dargestellt. Um ein Finite-Elemente-Modell erstellen zu können, müssen entsprechende Glättungen der Oberfläche vorgenommen werden (siehe Abb. 3).

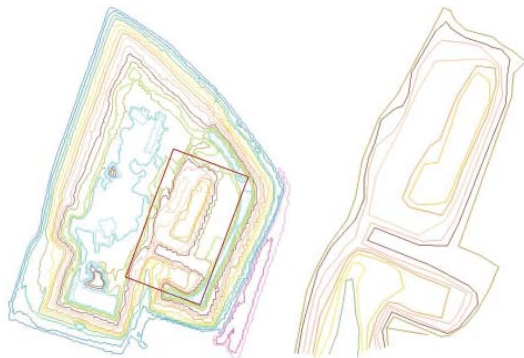


Abb. 3: Oberfläche vor Glättung (links), Oberfläche nach Glättung (rechts) (Beispiel 1998).

Schritt 3: Die geglättete CAD-Oberfläche wird in den Inputteil der Finite-Elemente-Software geladen und mit der darunterliegenden Oberfläche des bereits erstellten 3D-FE-Modells verschnitten. Abb. 4 zeigt im Vergleich die ursprüngliche, nicht geglättete Oberfläche und die geglättete Oberfläche, nachdem sie in das 3D-FE-Modell implementiert wurde.

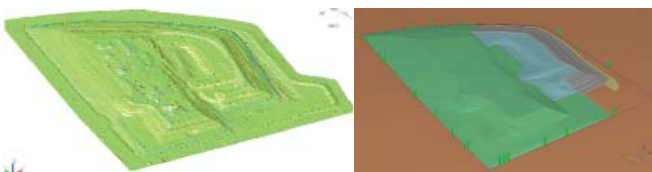


Abb. 4: Nicht geglättete Oberfläche 3D (links), 3D-FE-Modell übertragenen Oberfläche (Beispiel 1998).

3.2 Besonderheiten von komplexen 3D-Finite-Elemente-Modellen

Die Geometrie der Deponie Rautenweg ist äußerst komplex. Mit einem erheblichen Aufwand wurde diese Geometrie in ein dennoch handhabbares 3D-Finite-Elemente-Modell mit hoher Realitätsnähe erstellt.

Hierfür sind folgende Besonderheiten zu nennen:

- Es sind Glättungen der jeweiligen Oberflächen deswegen vorzunehmen, weil sonst im Bereich kleiner Aufwölbungen oder Vertiefungen lokal eine Vielzahl von 3D-Kontinuums-elementen notwendig würde und die Anzahl der Elemente insgesamt stark steigen könnte. Bei einer zu großen Elementanzahl werden FE-Modell und FE-Berechnungen trotz modernster Hard- und Software nur noch schwer oder sogar nicht mehr handhabbar und sind somit nicht praxistauglich. Die notwendigen Glättungen bei der Erstellung von 3D-FE-Modellen erfordern einen zusätzlichen Aufwand.
- Bei der Verschneidung von Oberflächen können sehr flache Bereiche entstehen, so dass bei der Finite-Elemente-Vernetzung sehr flache 3D-Kontinuums-elemente, deren Volumen gegen Null geht und somit entartet sind, entstehen. Solche Bereiche sind durch Glättungen bzw. durch manuelle Anpassungen zu verhindern. Der Aufwand hierfür kann erheblich sein.
- Bei komplexer Geometrie kann nicht ausgeschlossen werden, dass bei der Verschneidung von Oberflächen die sich daraus ergebenden Vernetzungsbereiche (Clusters) nicht vollständig aneinander liegen. Bei der Netzgenerierung entstehen dann doppelte Knoten und in diesen Bereichen können sich die Körper bei Belastung gegenseitig durchdringen. Um solche Bereiche auszuschließen bzw. zu reparieren, sind nach jeder neuen Oberflächengenerierung im FE-Modell Testrechnungen notwendig.

4 3D-FINITE-ELEMENTE-MODELL

4.1 Verwendete Software

Zur Bearbeitung der Überfliegungsdaten (Erzeugung von Isolinien, Dreiecksvernetzung) wurde GeoCAD verwendet. Die anschließende Weiterbearbeitung der so erzeugten Oberflächen sowie die Bearbeitung der übergebenen CAD-Unterlagen erfolgten mit AutoCAD.

Für die Erstellung des 3D-FE-Modells, die durchgeführten FE-Berechnungen sowie die Auswertung und Darstellung der Berechnungsergebnisse wurde PLAXIS 3D verwendet.

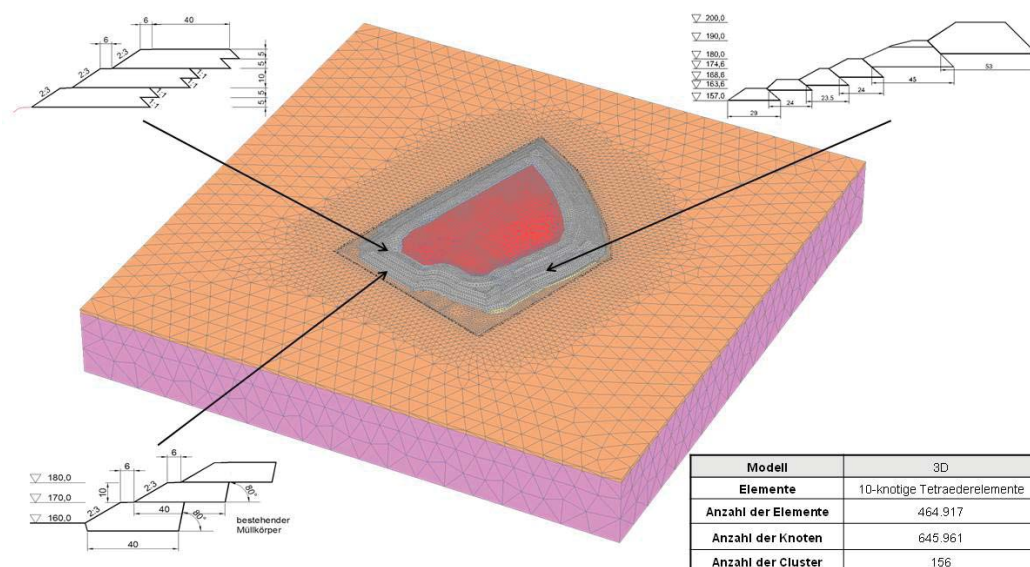


Abb. 5: 3D-FE-Modell der gesamten Deponie im Endzustand mit Darstellung der verschiedenen Randdammgeometrien und Angaben zur Anzahl der 3D-Kontinuums-elemente.

4.2 Geometrie, Finite-Elemente-Netz, Stoffmodelle

Die Geometrie des 3D-FE-Modells ist das Ergebnis der in 3.1 beschriebenen Vorgehensweise. Es war dabei ein wesentliches Ziel, einerseits die Geometrie der Deponie möglichst realitätsnah zu erfassen und andererseits ein 3D-FE-Modell, das sich ausreichend gut handhaben lässt, zu erhalten.

Das FE-Netz des Gesamtmodells – bestehend aus 464.917 10-knotigen Tetraederelementen – ist in Abb. 5 dargestellt. Die Modellabmessungen betragen: Breite 2000 m, Länge 2000 m und Gesamthöhe 245 m.

Für die Beschreibung des Materialverhaltens des anstehenden Bodens wurde ein Stoffmodell der neuesten Generation – das Hardening Soil Small Strain Modell (HSS-Modell) – verwendet. Für die Müllschüttung wurde das Hardening Soil Modell (HS-Modell) angesetzt.

Für die Randdämme aus Asche-Schlacke-Beton sowie die losen Verbrennungsrückstände kam das Mohr-Coulomb Modell (MC-Modell) mit einer Approximation für betonartiges Material einschließlich der Berücksichtigung von Zugfestigkeit zum Einsatz.

Die Materialkennwerte des anstehenden Bodens und des Müllkörpers wurden aus der Diplomarbeit von Daniela Zehetner (Zehetner 2000) übernommen.

In dem 3D-FE-Modell wurde das Dichtwandkammersystem als Zweiwand-System angenommen. Abb. 6 zeigt das aus zwei Reihen von Platten-Elementen bestehende Modell.

Sowohl für die Schmalwände als auch für die Schlitzwände wurden isotrope linear-elastische Materialeigenschaften angenommen. Für die Schmalwände werden eine virtuelle Dicke von 25 cm und eine sehr geringe Steifigkeit angenommen, so sie keine mittragende Wirkung bei der Ermittlung der Spannungen und Verformungen im gesamten Finite-Elemente-Modell aufweisen. Für die Schlitzwände gelten eine Dicke von 50 cm und eine höhere Steifigkeit im Sinne einer Bentonitwand.

4.3 Berechnungsablauf

Insgesamt sind 17 verschiedene Berechnungsphasen, in denen die maßgeblichen Herstellungszustände bis zur geplanten Endhöhe der Deponie berücksichtigt wurden, modelliert und berechnet worden.

In allen Berechnungsphasen wurde angenommen, dass in der tertiären grundwasserstauenden Schicht (Ton) kein freies Grundwasser vorhanden ist und somit keine Porenwasserdrücke während des Berechnungsablaufes entstehen.

5 MASSGEBLICHE ERGEBNISSE DER 3D-FINITE-ELEMENTE-BERECHNUNGEN

5.1 Verformungen des Dichtwandkammersystems

In Abb. 6 sind die Verformungen des Dichtwandkammersystems für den Endzustand dargestellt. Die maximalen Gesamtverschiebungen betragen 3,3 cm. Es zeigt, dass sich die Dichtwände weitgehend orthogonal nach außen bewegen werden und die Eckbereiche hinsichtlich Verformungen als unkritisch anzusehen sind.

5.2 Verformungen des Deponiekörpers

In Abb. 7 ist das deformierte Finite-Elemente-Modell in einem geeigneten Maßstab für den Endzustand dargestellt. Es zeigt sich, dass sich trotz der endgültigen Aufhöhung keine lokalen Setzungsmulden eingestellt haben. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass sich die Deponie im Endzustand gleichmäßig mit einem Maximalwert von 3,70 m setzen wird.

Aufgrund der zu einem späteren Zeitpunkt vorgesehenen zusätzlichen Bewässerung des Deponiekörpers zur biologischen Intensivierung der Abbauvorgänge werden zur Verifizierung dieses 3D-Finite-Elemente-Modelles speziell in diesen Bereichen Inklinometer installiert. Auch wenn – aufgrund der 3D-Finite-Elemente-Analyse – mit Sicherheit davon auszugehen ist, dass es zu keinen Verformungen der inneren Dichtwand kommen wird, die zu deren Beschädigung führen könnten, werden im Zuge des fortschreitenden Deponiebaues Inklinometer zur regelmäßigen Kontrolle möglicher Verformungserscheinungen installiert.

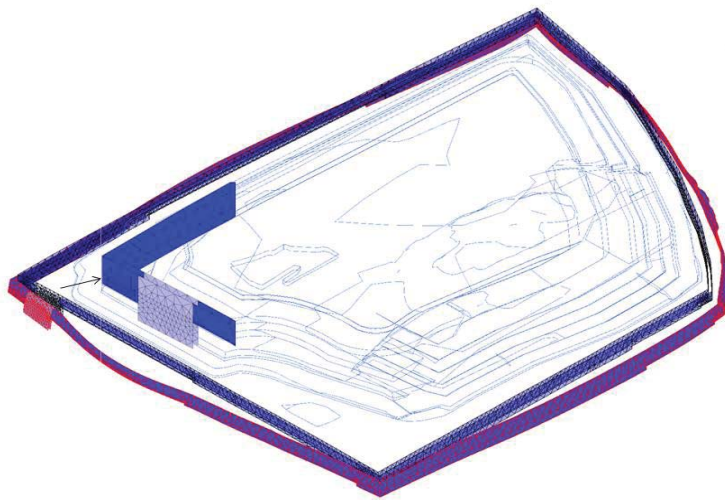


Abb. 6: 3D-FE-Modell des Dichtwandsystems, unverformt und verformt für den Endzustand.

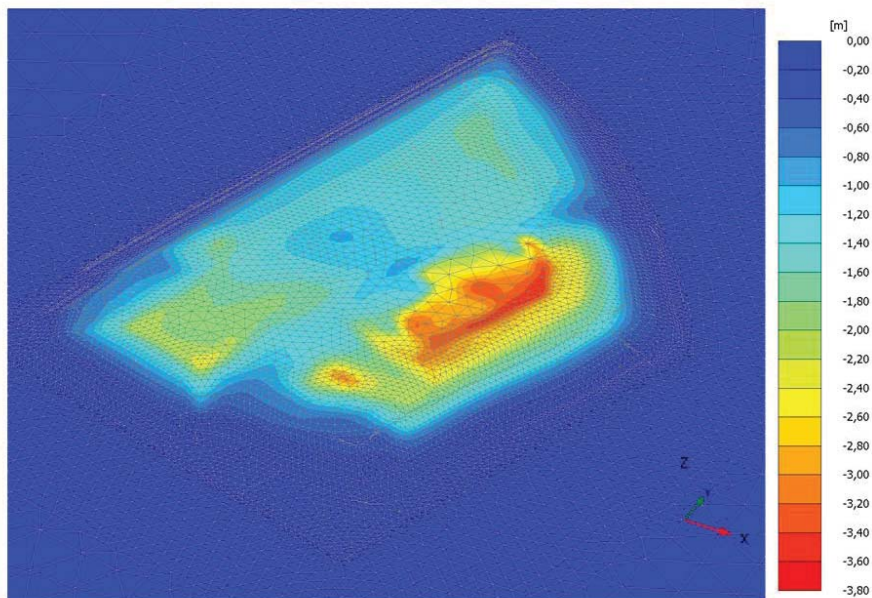


Abb. 7: Setzungen des Deponiekörpers im Endzustand.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Die 3D-Finite-Elemente-Analyse hat eindeutig ergeben, dass bei einer geplanten Aufhöhung der Deponie auf 45 m keine Verschiebungen entstehen werden, die zu einer Beeinträchtigung der Funktionalität des Dichtwandkammersystems führen. Insbesondere in den Eckbereichen des Dichtwandkammersystems sind keine nennenswerten nach außen gerichteten Verschiebungen ermittelt worden, so dass auch diese Bereiche nicht als kritisch angesehen werden müssen.

LITERATUR

Zehetner, D. (2000) Verformungs- und Standsicherheitsbeurteilungen an einem Deponiekörper, Diplomarbeit Nr. 256, BOKU Wien: Institut für Geotechnik.

Deponierung umweltrelevanter Schlämme in geosynthetischen Schläuchen

H. Geißler, H. Lassnig & M. Wilke
HUESKER Synthetic GmbH, Gescher, Deutschland

KURZFASSUNG: Schlämme können sowohl im Zuge natürlicher Sedimentationsvorgänge, häufig jedoch als ein ungewolltes Nebenprodukt industrieller Prozesse entstehen. Sowohl im Hinblick auf den Transport als auch hinsichtlich der stofflichen Verwertung (z.B. bei Kontamination) bereiten Schlämme Probleme.

Industriell entstandene Schlämme werden häufig in der Nähe des Produktionsstandortes in Becken deponiert. Aus jüngerer Vergangenheit sind Fälle bekannt, bei denen Lagerflächen unter den jeweiligen örtlichen politischen und ökonomischen Randbedingungen nach derzeitigem technischen Verständnis möglicherweise unzureichend geplant, ausgeführt und bewirtschaftet wurden. Die Schlammentwässerung in geotextilen Schläuchen stellt ein alternatives Verfahren zur Lagerung bei gleichzeitiger positiver Veränderung der mechanischen Eigenschaften der Schlämme dar.

1 EINLEITUNG

Schlämme kommen sowohl im Zuge natürlicher Sedimentationsvorgänge, häufig jedoch als ein ungewolltes Nebenprodukt industrieller Prozesse vor. Sowohl der Transport (u.a. thixotropes Verhalten und hoher Wassergehalt) als auch die stoffliche Verwertung eines schadstoffbelasteten Schlammes bereiten Probleme. Bei verbesserten Eigenschaften können die Schlämme jedoch unter Umständen als Baustoff in technischen Bauwerken verwertet werden, andernfalls werden sie entsprechend ihrer Belastung mit der erforderlichen Sicherung deponiert.

Becken zur Deponierung industriell entstandener Schlämme können in Abhängigkeit von der Menge des anfallenden Schlammes, der vorgesehenen Betriebsdauer und der vorgesehenen Endnutzung Volumina von mehreren 1.000 m³ fassen. Bekannte Beispiele für große industrielle Schlammablagerungsflächen in Deutschland sind die Gewinnungsgebiete für Bauxit in Norddeutschland oder die Hinterlassenschaften der Urangewinnung der Wismut in Sachsen und Thüringen.

Leider sind aus jüngerer Vergangenheit Fälle bekannt, bei denen Lagerflächen unter den jeweiligen Randbedingungen nach derzeitigem technischen Verständnis möglicherweise unzureichend geplant, ausgeführt und bewirtschaftet wurden. Die Rotschlamm-Katastrophe in Kolontar in Ungarn ist ein tragisches Beispiel für die Folgen, welche mit der unzureichenden Lagerung von umweltrelevanten Schlämmen entstehen können. Die Commission Internationale des Grands Barrages zählt mehr als einen Dammbbruch mit großen Ausmaßen pro Jahr (ICOLD COMMITTEE ON TAILINGS DAMS AND WASTE LAGOONS 2001) in den letzten Dekaden.

An erster Stelle der Schlammbehandlung steht im allgemeinen die Reduzierung des Wassergehaltes. Dadurch wird insbesondere die Verarbeitbarkeit (Transportfähigkeit) verbessert sowie das Volumen des Materials reduziert. Damit einher geht in der Regel eine Veränderung der mechanischen Eigenschaften, wie z.B. die Erhöhung der Scherfestigkeit oder die Reduktion der Wasserdurchlässigkeit. Neben der einfachen Lagerung in Mieten oder Lagunen zur Reduzierung des Wassergehalts steht entsprechende Anlagentechnik, z.B. Kammerfilter- oder Siebbandpressen, zur Verfügung. Derartige Techniken sind erprobt und kommerziell erhältlich. Alternativ kann die Entwässerung jedoch auch mithilfe von geosynthetischen Schläuchen erfolgen. In diesem Fall sind die Verfahrensschritte Lagerung und Entwässerung in einem Prozess zusammengefasst.

Nachfolgend soll ein Überblick über die Funktionsweise dieses Systems und die verschiedenen Systemkomponenten gegeben sowie das breite Anwendungsspektrum aufgezeigt werden.

2 SCHLAMMENTWÄSSERUNG MITTELS GEOTEXTILER SCHLÄUCHE

2.1 Schematischer Ablauf des Entwässerungsprozesses

Die Methode „Geotextiler Entwässerungsschlauch“ ist ein passives, statisch gravimetrisches Verfahren, das zwischen den extensiven rein statischen Entwässerungsmethoden (z.B. Spülfelder) und den mechanischen Verfahren (z.B. Siebbandpressen, etc.) angesiedelt werden kann.

Bei der Befüllung handelt es sich um einen repetitiven Prozess bei dem der Schlauch wiederholt mit Schlamm beschickt wird (siehe Abb. 1). Direkt nach Beginn des Befüllvorganges startet die Abtrennung der festen Komponente aus der kontinuierlichen Flüssigkeitsphase an der permeablen Trennfläche, bestehend aus der geotextilen Schlauchhülle. Durch die Akkumulation der Feststoffe dort bildet sich ein Filterkuchen. Der Filterkuchen wirkt auf Grund seiner Struktur selbst wie ein Filtermittel und bestimmt wesentlich die Partikelabscheidung (sog. Kuchenfiltration).

Die klassische Kuchenfiltration kann in zwei Phasen gegliedert werden. Die erste Phase bestehend aus der Brückenbildung bzw. der Ausbildung eines stabilen Filterkuchens, in der dem Filtermedium eine elementare Bedeutung zukommt und in dem es zu einem „Trüblauf“ kommen kann. In der nachfolgenden zweiten Phase übernimmt der Filterkuchen die Partikelabscheidung und die geotextile Hülle übernimmt die Stützfunktion des Filterkuchens

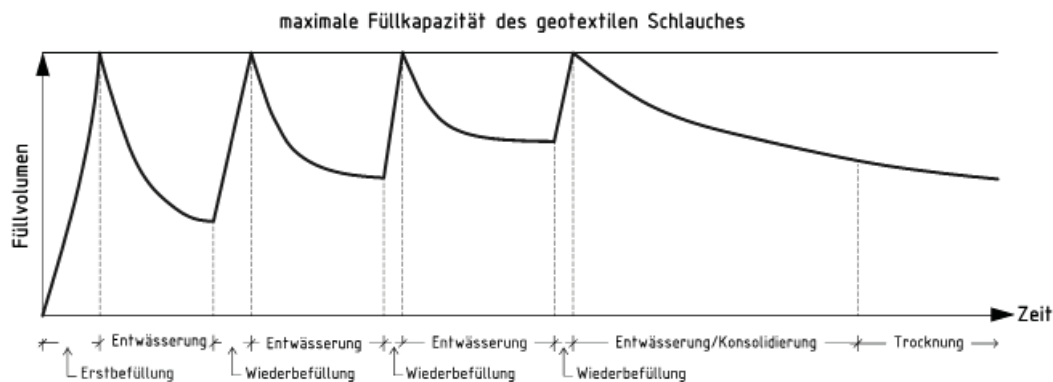


Abb. 1: Schematischer Ablauf der Befüllung und der Entwässerung eines geotextilen Entwässerungsschlauches.

Generell kann davon ausgegangen werden, dass Suspensionen aus Agglomeraten, die sich z.B. durch die Zugabe von Flockungshilfsmitteln ergeben, einen lockeren, gut durchströmbaren Filterkuchen bilden, der jedoch bei einer Druckbeanspruchung die Tendenz zu einer Verdichtung (Verringerung der Porosität, Erhöhung des Filterkuchenwiderstandes) aufweist, da die Partikelstruktur und die Partikeleigenschaften weiterführende Umlagerungen ermöglichen. Die zeitliche Entwicklung des hydraulischen Fließwiderstandes des Filterkuchens bestimmt maßgeblich den Filtratfluss und damit auch die Effektivität und Funktionalität des Systems.

Auf Grund der besonderen geometrischen Form des Filtermediums als Ellipse, kommt es bei dem Verfahren der Entwässerung mittels geotextiler Schläuche zu einigen Besonderheiten bzw. Abweichungen im Vergleich zu der klassischen Funktionsweise der Kuchenfiltration. Die Geometrie des Schlauchs in Kombination mit der hydraulischen Befüllung, vor allem mit größeren Förderleistungen, bedingt sowohl eine einaxiale und radiale als auch tangentielle Filtration. Des Weiteren stellen die elliptische Form und die daraus resultierenden Zugspannungen zusätzliche Anforderungen an das Filtermedium (Gewebe) (Furie, Kuchena 1995). Infolge des Pumpvorganges entsteht ein Überdruck innerhalb des geotextilen Entwässerungsschlauchs, der einerseits wie bei einer Druckfiltration die Geschwindigkeit des Prozesses erhöht und andererseits zu einer Kompression des Filterkuchens und der damit verbundenen Erhöhung des Filtratwiderstandes führen kann. In der Entwässerungsphase handelt es sich hingegen maßgeblich um eine reine Schwerkraftfiltration. Die hydrostatische Filtration wird begünstigt durch ein möglichst grobporiges Kapillarsystem innerhalb des Filterkuchens. Im Allgemeinen wird dies durch eine vorge-schaltete Zugabe von Flockungshilfsmitteln, auch als Polymere bezeichnet, erreicht. Durch die Geometrie und das Eigengewicht des Füllmaterials steht die geotextile Schlauchhülle konstant unter einer geringen Zugspannung, die einen geringfügigen Überdruck innerhalb erzeugt, der die

Infiltration von z.B. Regen in den Schlauch bzw. das bereits entwässerte Material verhindert.

2.2 Systemkomponenten

Die Systementwässerung mittels geotextiler Schläuche setzt sich aus mehreren Komponenten zusammen. Das System besteht aus vier elementaren Prozessschritten (vgl. Abb. 3):

1. Produktion bzw. Förderung des Schlammes,
2. Aufbereitung und Konditionierung des Schlammes,
3. Entwässerung des Schlammes in geotextilen Schläuchen und
4. Entsorgung des entwässerten Materials und ggf. Aufbereitung des Filtrats.

Schlämme können unter anderem als Teil eines industriellen Prozesses (z.B. in der Aluminiumproduktion als „Rotschlamm“) anfallen oder auch durch Sedimentation von Schwebstoffen in z.B. Hafenbecken, Flussläufen oder Kanälen. Im ersten Fall kann die Entwässerung direkt und kontinuierlich in den Produktionsprozess integriert werden, wohingegen für den zuletzt genannten Fall in gewissen zeitlichen Abständen eine Räumungskampagne durchzuführen ist. Per hydraulischer Förderung mittels Saugbagger oder Pumpe kann die direkte Bepflügelung der geotextilen Schläuche erfolgen oder alternativ die Befüllung eines Zwischenspeichers, einer sogenannten Suspensionsvorlage. Hier kann eine Homogenisierung des Schlammes sowie eine erste Abscheidung sehr grober Schlammbestandteile, z.B. durch Siebe und Rechen, erfolgen.

Die Wirkungsweise der Flockungshilfsmittel besteht in einer Agglomeration der in der Suspension enthaltenen Schwebstoffteilchen, wodurch die Entwässerung vereinfacht wird bzw. in den meisten Fällen erst ein zufriedenstellendes Entwässerungsergebnis ermöglicht werden kann. Mit Zunahme der mineralischen Fraktion des Schlammes wird der potentiell zu erzielende Trockensubstanzgehalt des entwässerten Materials, größer, wohingegen mit Zunahme der organischen Fraktion der Schlamm als immer problematischer hinsichtlich der möglichen Entwässerung einzustufen ist.

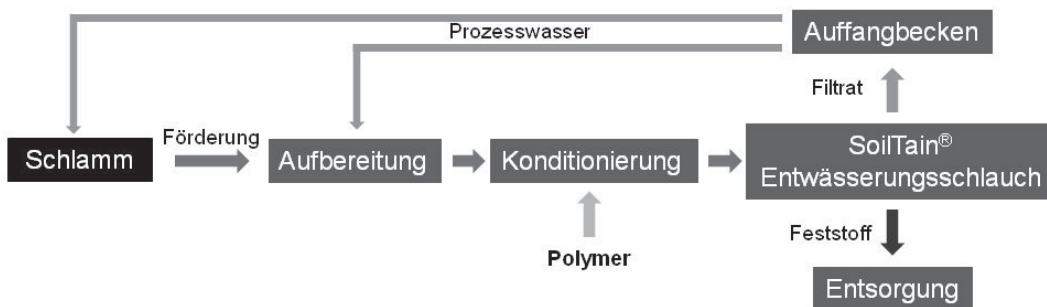


Abb. 2: Flussdiagramm des Entwässerungsprozesses geotextiler Schläuche.

Nach der Entwässerung bzw. Filtration des Schlammes innerhalb der geotextilen Schläuche kann nach Öffnung des Schlauches das stichfeste und entwässerte Material fachgerecht entsorgt werden. Das während der Entwässerung austretende Filtrat kann je nach Beschaffenheit dem Prozess wieder zugeführt, zwecks Kontrolle zwischengelagert oder auch direkt in ein Gewässer eingeleitet werden. Entsprechend der Kontamination und Art des Materials innerhalb der Schläuche kann die Verwendung gemäß LAGA erfolgen oder die anschließende Deponierung bzw. Verbrennung erforderlich sein.

2.3 Geotextile Entwässerungsschläuche – Bemessung und Eigenschaften

Im Hinblick auf die Bemessung geotextiler Filterschläuche kann zwischen der Schlauchstatik zur Berechnung der erforderlichen Zugfestigkeit und der Bestimmung eines geeigneten Schlauchmaterials anhand ausgewählter Filter- und Kolmationskriterien unterschieden werden. Auf Basis der linearen Membrantheorie wird üblicherweise die erforderliche Zugfestigkeit der dehnsteifen Schlauchhülle in Abhängigkeit des Umfangs, der Befüllhöhe oder des Pumpdrucks ermittelt (Leshchinsky, Leshchinsky, Ling, Gilbert, 1995). In der Praxis erfolgt die Bemessung mittels

Software-Programmen wie GeoCoPS oder SOFFTWIN. Bei Zurhilfenahme dieser Programme gestaltet sich die Ermittlung der erforderlichen Zugfestigkeit unter Berücksichtigung produktspezifischer Abminderungsfaktoren relativ einfach. Abb. 3 verdeutlicht die exponentielle Zunahme der in der geotextilen Hülle aktivierten radialen Zugkräfte T_r (auf der y-Achse) mit zunehmender Füllhöhe h des Schlauches. Hierbei sei angemerkt, dass ein höherer Auslastungsgrad eines größeren Schlauches mit einer erheblich vergrößerten Lagerkapazität einhergeht. Projektspezifisch sind folglich diese Faktoren (theoretischer Durchmesser, maximale Befüllhöhe, Kapazität des Schlauches, erforderliche Zugfestigkeit des Gewebes) gegeneinander abzuwägen.

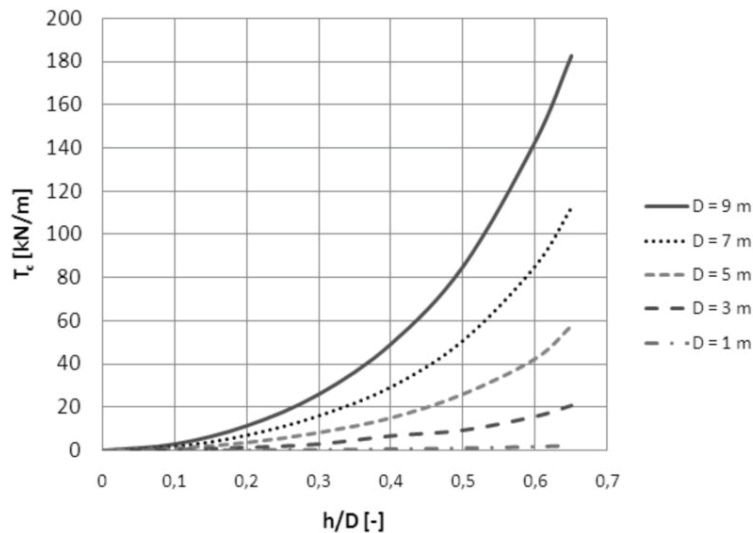


Abb. 3: Radiale Zugspannungen innerhalb der geotextilen Hülle in Abhängigkeit der relativen Füllhöhe.

Problematischer als die statische Berechnung der erforderlichen Zugfestigkeit gestaltet sich hingegen die Bestimmung eines geeigneten Gewebes mit entsprechenden Charakteristika (Öffnungsweite und Permeabilität) für die Schlauchhülle, die als Filtermedium für feinkörnige Sedimente oder Suspensionen fungiert. Für eine Abschätzung als Grundlage für Entwässerungsversuche stehen klassische Filterkriterien nach Giroud (Giroud 2005), ein nach Aydilek (Aydilek 2006) mit Hilfe eines numerischen Simulationsprogrammes (RETAIN) entwickeltes Filterkriterium für schluffige Sande oder speziell für die Entwässerung mit geotextilen Schläuchen entwickelte Retentionskriterien (Liao, Bhatia 2006) zur Verfügung.

Trotz aller weiteren Auswahlkriterien im Hinblick auf das Filtermedium, darf bei der Betrachtung des Filterverhaltens der Einfluss der Zugabe der Polymere nicht außer Acht gelassen werden (vgl. Satyamurthy 2009). Des Weiteren muss prinzipiell zu den Bemessungsansätzen erwähnt werden, dass für eine Berechnung und präzise Abbildung des Prozesses der Entwässerung mittels geotextiler Schläuche folgende Faktoren je nach Ablauf und Schlammbeschaffenheit erschwerend hinzukommen:

- Inhomogene Suspension mit unterschiedlicher Partikelzusammensetzung,
- Schwankender Volumenstrom im Falle einer direkten Bespülung,
- Schwankende Feststoffgehalte im Zulauf,
- Variation der Schlammbeschaffenheit durch diskontinuierliche Zugabe der Flockungshilfsmittel,
- Inhomogenität des Filterkuchens und
- Turbulente Anströmung des Filtermediums/Filterkuchens.

Zur Bestimmung des geeigneten Filtergewebes und vor allem des geeigneten Flockungshilfsmittels sind Vorversuche, wie z.B. ein „Hanging-Bag-Test“ oder ein Druckfiltrationstest, zwingend erforderlich. Da die geometrische Form des „Bags“ wesentlich von dem eines Schlauches abweicht und eine Simulation des Befüllvorganges ähnlich dem eines Entwässerungsschlauches für den „Bag“ nahezu unmöglich ist, entwickelte das Geosynthetic Research Institute (GRI) aus den Vereinigten Staaten von Amerika einen „Pillow“ (Kissen) Test (GRI 2009), mit dem sowohl

die geometrisch bedingten Effekte als auch der Befüllvorgang besser abgebildet werden können. Die bestmöglichen Ergebnisse liefert ein großmaßstäblicher Feldversuch, dessen Kosten immer in bezug zur Projektgröße abgewogen werden müssen.

Bei der Projektausführung ermöglicht nur die Verwendung eines speziellen Filtergewebes in Kombination mit einem geeigneten Flockungshilfsmittel, die beide auf das zu entwässernde Material abgestimmt sind, ein optimales schwebstoffarmes Filtrat und ein zufriedenstellendes Ergebnis.

2.4 Konstruktive Ausbildung des Entwässerungsfeldes

Je nach Grad der Kontamination des Filtrates und des Schlammes sowie den örtlichen Gegebenheiten muss das Dichtungssystem des Entwässerungsfeldes darauf abgestimmt werden. Ein wesentlicher Vorteil des Systems geotextiler Entwässerungsschläuche liegt in der Mobilität und der relativen Unabhängigkeit von existierender Infrastruktur. Somit liegt die Konstruktion eines temporären Entwässerungsfeldes entsprechend Abb. 4 nahe. Dies ist vor allem für zeitlich befristete Räumkampagnen gängige Praxis. Unter Ausnutzung lokaler Gegebenheiten können aber auch z.B. ehemalige Klärschlammbecken bei Verwendung einer mineralischen Drainageschicht zu Entwässerungsplätzen umfunktioniert werden.

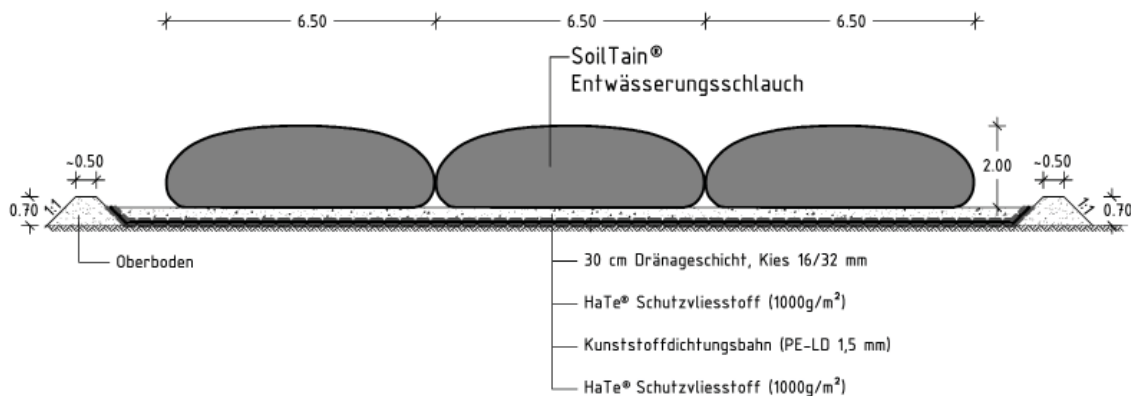


Abb. 4: Schematischer Querschnitt eines temporären Entwässerungsfeldes mit drei gefüllten Entwässerungsschläuchen und beispielhaftem Abdichtungssystem.

Bedingt durch vorhandene Kontaminationen, kann das Entwässerungsfeld aber auch mit einem wesentlich höherwertigen Abdichtungssystem versehen werden (Auerbach, Sheizaf 2010). Unabhängig von der Beschaffenheit des Schlammes oder Filtrats muss der Untergrund erosionsicher ausgebildet werden, um die Erosion des anstehenden Untergrundes infolge des aus dem Schlauch austretenden Wassers zu verhindern.

3 POTENTIELLE ANWENDUNGSGEBIETE UND AUSFÜHRUNGSBEISPIELE

Entwässert werden können nahezu alle Arten von anfallenden feinkörnigen Suspensionen mit organischen und mineralischen Bestandteilen. Um die erfolgreiche Anwendung geotextiler Entwässerungsschläuche in unterschiedlichen Bereichen mit variablen Schlämmen aufzuzeigen, nachfolgend eine beispielhafte kurze Auflistung erfolgreich ausgeführter und laufender Projekte.

Vertematti beschreibt die äußerst erfolgreiche Integration von Entwässerungsschläuchen in eine bestehende Kläranlage in Brasilien, mit deren Hilfe die anfallenden Klärschlammüberschüsse effizient aufgefangen werden können. Bemerkenswert an diesem Projekt sind die erzielten Trockensubstanzgehalte des entwässerten hochorganischen Materials, dessen Werte in den Bereichen der maschinellen Entwässerung mittels Zentrifugen liegen (Vertematti, Silva 2010).

Auerbach zeigt die mögliche Verwendung von Entwässerungsschläuchen für die Aufbereitung von bei der Ölraffinerie anfallenden Schlämmen auf. Insbesondere die Behandlung und Deponierung von mit Ölrückständen behafteten Schlämmen gestaltet sich nicht nur schwierig sondern auch extrem kostenintensiv. Als Alternative und kosteneffiziente Lösung boten sich hier Entwässerungsschläuche an (Auerbach, Sheizaf 2010).

In den Jahren 2013 und 2014 wurden in zwei Kampagnen belastete Hafensedimente durch Schneidkopfbagger aus dem Husumer Hafen entnommen und in geotextile Schläuche eingelagert. Eine große Herausforderung bestand hierbei in den Eigenschaften des Hafenschlicks, der trotz mit der Zeit abnehmendem Wassergehalt seine plastischen Eigenschaften beibehält. Eine weitere Besonderheit stellte die Förderung von bis zu 1.200 m²/h durch zwei parallel laufende Förderlinien dar. Durch die Einkapselung in den Schläuchen konnte die Gefahr einer Verwehung des belasteten Materials verhindert werden.

4 FAZIT

Das Verfahren der Entwässerung von Schlämmen mittels geotextiler Filterschläuche ist im Begriff sich am Markt zu etablieren. Die Umsetzung einer derartigen Maßnahme erfordert ein professionelles Zusammenwirken mehrerer unterschiedlicher Fachdisziplinen. In der Flexibilität, Kapazität und Kosteneffizienz des Verfahrens liegen wesentliche Vorteile gegenüber herkömmlichen Systemen. Die Immobilisierung des Schlammes und eventuell enthaltener Schadstoffe durch Einkapselung, die Möglichkeit des Überbauens des Depots und die geringere Gefahr der Wiedervernässung ergeben große Sicherheitsgewinne im Vergleich zu herkömmlichen Schlammlagerflächen, Becken oder Lagunen.

LITERATUR

- Auerbach, A. & Sheizaf, L. (2010) Refinery oil sludge dewatering with geotextile tubes. In: 9th International Conference on Geosynthetics. Brazil: 23.-27.05.2010.
- Aydilek, A. H. (2006) A semi-analytical methodology for development of woven geotextile filter selection criteria. *Geosynthetics International*, Vol. 13, No. 2, pp. 59 – 72.
- Furie, A.B. & Kuchena, S.M. (1995) The Influence of Tensile Stresses on the Filtration Characteristics of Geotextiles. *Geosynthetics International*, Vol. 2, No. 2, pp. 455 – 471.
- Geosynthetic Research Institute (GRI) (2009) GRI Test Method GT15 – The Pillow Test for Field Assessment of Fabrics/Additives Used for Geotextile Bags, Containers, and Tubes (Draft). Folsom, USA
- Giroud, J.P. (2005) Quantification of geosynthetic behavior. *Geosynthetics International*, Vol. 12, No. 1, pp. 2 – 27
- ICOLD COMMITTEE ON TAILINGS DAMS AND WASTE LAGOONS (2001) Tailings Dams Risk of dangerous occurrences, Commission Internationale des Grands Barrages, Paris, France, 6
- Koerner, G.R. & Koerner, R.M. (2006) Geotextile tube assessment using a hanging bag test. *Geotextiles and Geomembranes* 24, pp. 129-137
- Leshchinsky, D., Leshchinsky, O., Ling, H.I. & Gilbert, P.A. (1995) Geosynthetic Tubes for Confining Pressurized Slurry: Some Design Aspects. *Journal of Geotechnical Engineering*, Vol. 122, No. 8, pp. 682 – 690.
- Liao, K. & Bhatia, S. (2006) Evaluation on filtration performance of woven geotextiles by falling head, pressure filtration test, and hanging bag tests. In: 8th International Conference on Geosynthetics, Yokohama, Japan, 18.-22.09.2006.
- Satyamurthy, R. & Bhatia, S. K. (2009) Effect of polymer conditioning on dewatering characteristics of fine sediment slurry using geotextiles. *Geosynthetics International*, Vol. 16, No. 2, pp. 83 – 96.
- Vertematti, J.C & Silva, A. (2010) Dewatering system with linear geofoms on the ETE – Uberabinha – DMAE – MG sewage treatment plant. In: 9th International Conference on Geosynthetics, Brazil, 23.-27.05.2010.

Extrazelluläre Elektronenshuttles zur Anaeroben Oxidation von Teerölschadstoffen

K.E. Scherr

Universität für Bodenkultur Wien, Department IFA-Tulln, Tulln, Österreich

M. Nahold

GUT GRUPPE UMWELT + TECHNIK GMBH, Plesching, Österreich

KURZFASSUNG: Im Rahmen des Forschungsprojektes „HetReMed - In situ Oxidation von Poly- und Heterozyklischen Teerölkontaminanten: Einsatz von RedOx-Mediatoren“ wird die Nutzbarmachung von geogenen Terminalen Elektronenakzeptoren (TEA) für anaerobe Teerölschadstoffoxidaionsprozesse mittels Extrazellulären Elektronenshuttles (EES) untersucht. In Laborversuchen konnte der biologische Abbau von homo- und heterozyklischen sowie alkylierten aromatischen Verbindungen mittels EES erfolgreich nachgewiesen werden. Das Inventar von Fe(III) und Mn(IV)-Verbindungen eines Standortes wurde als Schlüsselparameter für das Ablaufen der Abbauprozesse identifiziert. In Zusammenschau mit den Resultaten des kleinmaßstäblichen Feldversuches an der Altlast O45 weisen die Ergebnisse des Forschungsprojektes HetReMed darauf hin, daß das hier untersuchte Verfahrenskonzept – die Förderung der anaeroben Schadstoffoxidaion mittels extrazellulärem Elektronentransport – eine Variante oder Erweiterung von mikrobiologischen in situ Sanierungsverfahren darstellen kann, über deren Anwendbarkeit in jedem Fall standortspezifisch zu befinden ist.

1 EINLEITUNG – EXTRAZELLULÄRE ELEKTRONENSHUTTLES

Das Forschungsprojekt ‚HetReMed - In situ Oxidation von Poly- und Heterozyklischen Teerölkontaminanten: Einsatz von RedOx-Mediatoren‘ (Laufzeit 2012-2014, Fördergeber: BM-LFUW/Kommunalkredit Public Consulting und Land Oberösterreich) hat die Untersuchung und Förderung von chemischen und bio(geo)chemischen Schadstofftransformationsprozessen im Aquifer, die zum oxidativen Abbau von teerölbürtigen Schadstoffen unter anaeroben Bedingungen beitragen können, zum Inhalt.

Reversibel reduzier- und oxidierbare organische Moleküle, sogenannte RedOx-Mediatoren oder extrazelluläre Elektronenshuttles (EES), können den chemischen (abiotischen) und biochemischen (mikrobiellen) Schadstoffabbau unter thermodynamisch unvorteilhaften Bedingungen katalysieren (Die Aufnahme und zeitlich oder räumlich getrennte Abgabe von Elektronen kann über bis zu 104 Zyklen erfolgen vgl. Review (Scherr, 2013). Dies ist bekannt für den Abbau von Pestiziden (Tratnyek & Macalady 1989), von Explosiv- und Azofarbstoffen (Guo et al. 2012; Kwon & Finneran 2010) und die anaerobe Oxidation von niedrig chlorierten LCKW (Scherr et al. 2011). Abb. 1 zeigt mögliche Kernstrukturen von EES.

Im Forschungsprojekt HetReMed sollen EES erstmals zur Unterstützung der anaeroben Schadstoffoxidaion von komplexen Teerölkontaminanten eingesetzt und grundlegende Untersuchungen dazu angestellt werden. Während sich darunter (vgl. Abb. 1) auch toxikologisch bedenkliche Substanzen finden, lag der Fokus im Zuge der EES-Auswahl für die Labortestphase auf ungiftigen, mikrobiologisch abbaubaren EES. Dazu gehören z.B. Vitaminverbindungen (Isoalloxazin), natürliche Farbstoffe (Indigo) oder Huminstoffmodellverbindungen (Quinone).

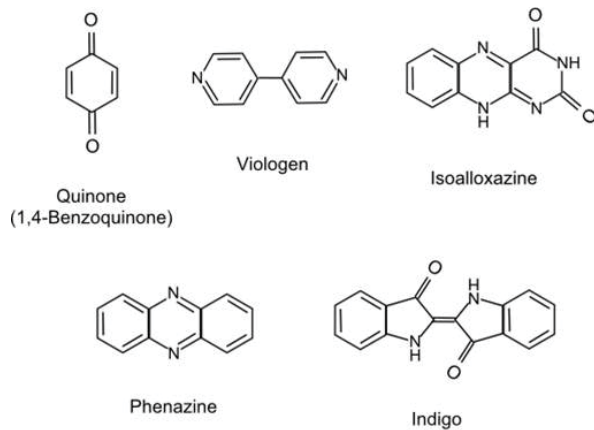


Abb. 1: Kernstrukturen von extrazellulären Elektronenshuttles (Scherr 2013).

Für die anaerobe Schadstoffoxidation werden terminale Elektronenakzeptoren (TEAs) in ausreichendem Ausmaß und mikrobieller Verfügbarkeit benötigt. Dafür kommen im Aquifer prinzipiell Nitrat und Sulphat, aber auch Fe(III)- und Mn(IV)-Verbindungen in Betracht, wobei die letzteren zwar in jedem Sediment geogen vorkommen, durch ihre geringe Wasserlöslichkeit jedoch stark in ihrer Verfügbarkeit für mikrobielle Elektronenübertragung limitiert sind. Diese Limitation soll durch extrazellulären Elektronentransport mittels EES überwunden und geogene Fe(III) und Mn(IV)-Verbindungen für die Schadstoffoxidation verfügbar gemacht werden.

Im Forschungsprojekt HetReMed wird untersucht, ob und in wie weit der Zusatz von unterschiedlichen Elektronenshuttles in substöchiometrischen Konzentrationen das Abläufen von (bio) chemischen Schadstoffoxidationsreaktionen in einem anaeroben, teerölkontaminierten Aquifer beschleunigen kann. Der Zusatz von (über-)stöchiometrischen Mengen an Elektronenakzeptoren im Rahmen von ENA-Verfahren könnte somit umgangen oder in geringeren Mengen dem Zusatz von EES nachgeschaltet werden, indem zunächst natürlich vorhandene, jedoch schlecht lösliche Elektronenakzeptor-pools (insb. Fe(III), auch Mn(IV)) durch EES für die Schadstoffoxidation zugänglich gemacht werden. Diese Prozesse werden im Rahmen des Projektes quantitativ und qualitativ untersucht. Das Prinzip ist in Abbildung 2 dargestellt.

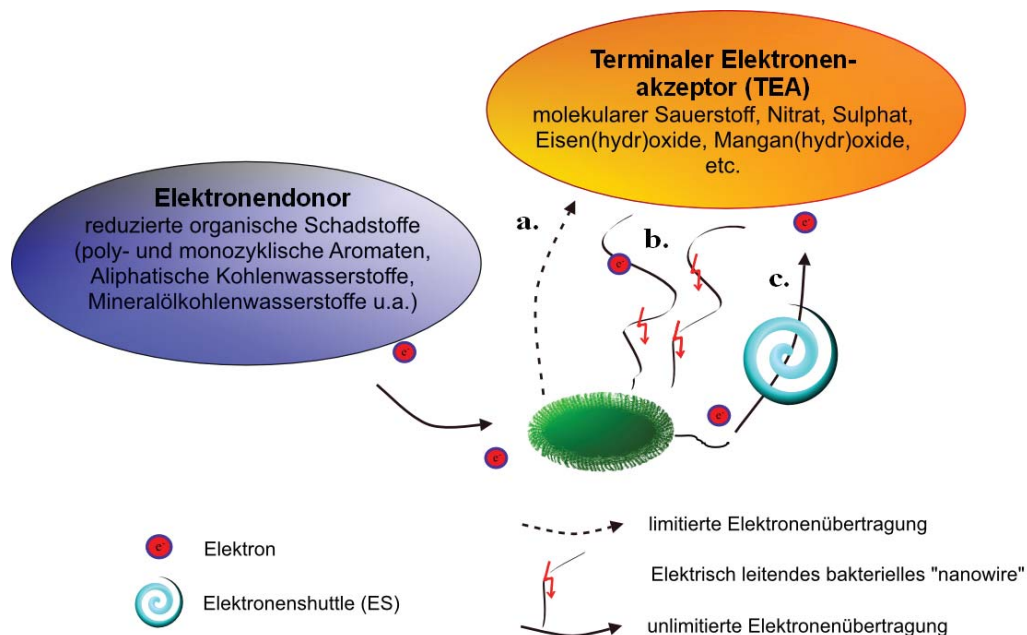


Abb. 2: Elektronenfluss von Elektronendonator (Schadstoff) zu Elektronenakzeptor (TEA), a. geogen limitiert, und unterstützt durch b. nanowires und c. extrazelluläre Elektronenshuttles (EES) Modifiziert nach (Scherr 2013).

Der Untersuchungsschwerpunkt lag auf anaeroben Transformationsmechanismen für aromatische Teerölbestandteile. Dabei werden substituierte (N-, S- und/oder O- Heterozyklen), alkylierte wie auch homozyklische PAK (u.a. 16 EPA-PAK) untersucht. Basierend auf den in KORA vorgeschlagenen Analytenlisten (Grandel & Dahmke 2008) sowie Untersuchungen an Wasserproben von Teerölaltlasten in Österreich wurden etwa 60 häufige aromatische Verbindungen untersucht. Darüber hinaus wurde eine zweidimensionale gaschromatographische Methode zur simultanen Trennung von unterschiedlich polaren Bestandteilen des komplexen Teerölgemisches entwickelt (Vasilieva, 2012a; Vasilieva, et al. 2012b) und an ausgewählten Proben angewandt.

2 LABORUNTERSUCHUNGEN ZUM EINSATZ VON EES

In Laborversuchen wurden anhand von kontaminiertem Untergrundmaterial qualitative und quantitative Untersuchungen zum Abbau von aromatischen Teerölbestandteilen durchgeführt. Die Versuchsergebnisse der Inkubation von PAK in hohen Konzentrationen unter anaeroben Bedingungen (stationäre Konzentrationen) mit und ohne EES werden exemplarisch in Abbildung 3 dargestellt. Nach Zusatz des als Elektronenshuttle wirksamen AQDS, einer Quinonverbindung, in einer Konzentration von 100 μM wurde die residuale PAK- und HET-Konzentration im Vergleich zur reinen Biostimulation (Zusatz von Stickstoff und Phosphor) durch Stimulierung der Nutzung von geogenen Fe(III) und Mn(IV)-Verbindungen als TEA für die Schadstoffoxidation auf etwa 25 % der Ausgangskonzentration verringert.

In einem weiteren Schritt konnten durch Zugabe von ungecoateten Fe(III)-Nanopartikeln, als exemplarische anthropogene TEA, PAK-Konzentrationen erzielt werden, die nicht signifikant von der nicht bioverfügbaren Schadstoffmatrix (bestimmt nach (Mayer et al. 2011)) via Contaminant Traps, unterscheidbar waren. Somit kann potentiell, bei ausreichendem Vorhandensein von geogenen TEA, die gesamte bioverfügbare PAK-Fraktion unter Einsatz von geringen Mengen an EES einem biologischen Abbau zugänglich gemacht werden.

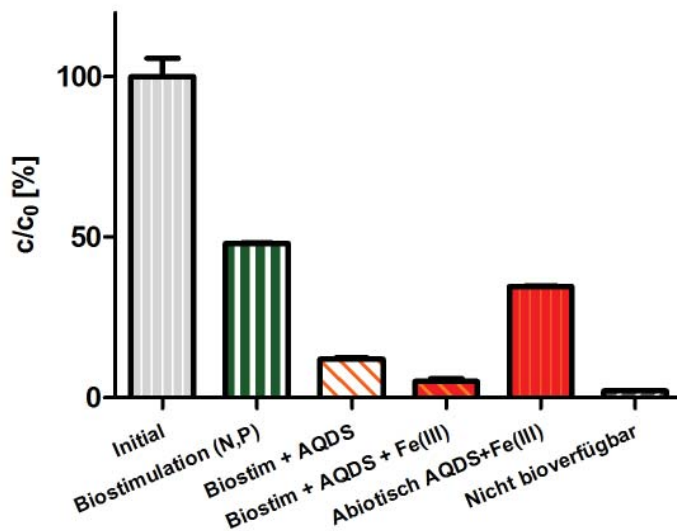


Abb. 3: Stationäre PAK-Konzentrationen in einem historisch teerölkontaminierten Boden, Konzentrationen in % der Ausgangskonzentration (ca. 12.000 mg/kg EPA-PAK), modifiziert (de Schaezen 2012).

Die Menge von durch EES biochemischen Schadstofftransformationsmechanismen zugänglich machbaren Fe(III) und Mn(IV)-Oxiden ist eine untergrund- und standortspezifische Größe, und die Effizienz des Einsatzes von EES ist davon abhängig. Anhand des Modellorganismus *Shewanella alga* kann durch Inkubation einer Standortprobe eine gute Prognose des für EES-Prozesse verfügbaren Fe(III) gemacht werden, für Mn(IV) fehlen derzeit noch aussagekräftige Verfahren.

3 VERFAHRENSUMSETZUNG IM FELD

Am Standort O45 wurde das Verfahrensprinzip in einem kleinmaßstäblichen Feldversuch umgesetzt. Nach umfangreicher Standortcharakterisierung (Schadstoffinventar mittels GC2-MS, Vor-Ort Parameter, mikrobiologische Bestandsaufnahme, allgemeine geochemische Parameter, Hydrologie) wurde über mehrere Wochen eine Quinonverbindung als EES zugesetzt. Über den Versuchszeitraum konnte ein signifikanter Anstieg der Mn-Konzentrationen im Grundwasser beobachtet werden (Abbildung 4). Ein geringer, jedoch statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen EES-Einsatz und der Veränderung des Schadstoffprofils im Grundwasser konnte erfolgreich nachgewiesen werden. Quantitative Ergebnisse hinsichtlich der Schadstofffracht sind jedoch eingeschränkt zu betrachten, bedingt durch eine hohe Grundwasserströmungsgeschwindigkeit in Verbindung mit einer langdauernden hochwasserbedingten Änderung der Strömungsrichtung während der Versuchsphase.

Die Veränderung der mikrobiellen Population durch Auswirkungen des Verfahrens auf die mikrobielle Ökologie des Altlastenstandortes wurde durch Next Generation Sequencing-Methoden charakterisiert (Abbildung 5).

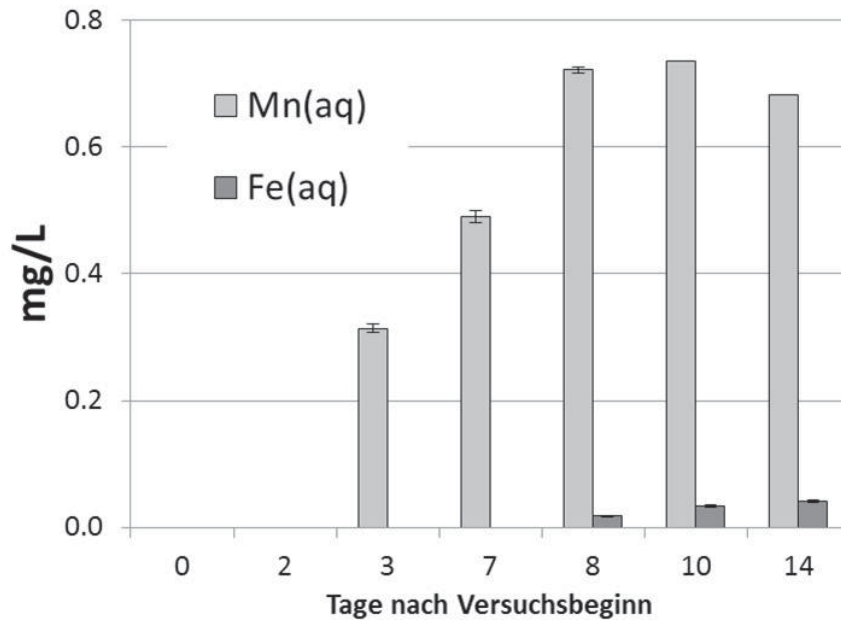


Abb. 4: Konzentrationen an Fe und Mn im Grundwasser der Altlast O45 während der Durchführung eines kleinmaßstäblichen Feldversuches mit dem Einsatz von EES.

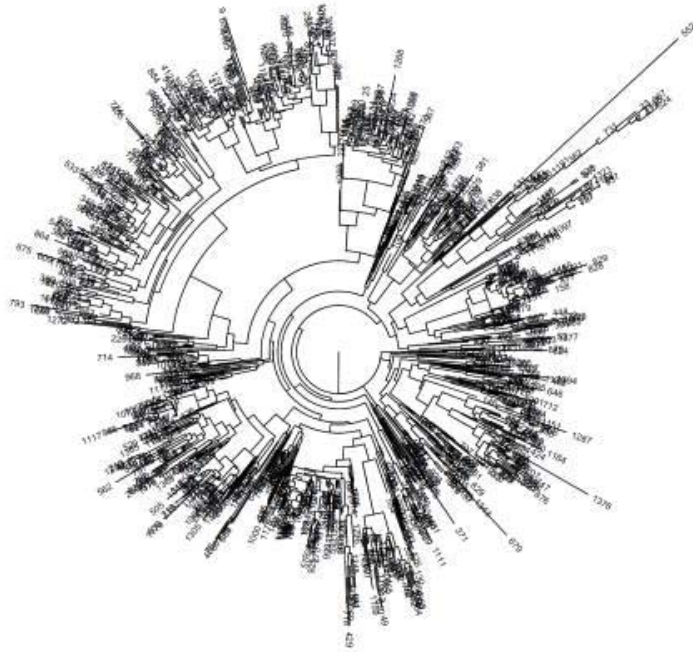


Abb. 5: Exemplarischer phylogenetischer Baum der eubakteriellen Population im Grundwasser des Standortes O45, flacher Grundwasserhorizont. Shannon Index = 7,992 @ n= 5186.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND CONCLUSIO

A priori sprechen unterschiedliche Aspekte für die Entwicklung eines in situ Sanierungsverfahrens für aromatische Grundwasserkontaminanten unter Mobilisierung des geogenen Pools an TEA mittels extrazellulären Elektronenshuttles (EES):.

- Der Abbau von Schadstoffen unter Nutzung von natürlichen ESS – beispielsweise Huminstoffen – wird als Bestandteil von NA-Prozessen an kontaminierten Standorten zumindest vermutet (Lovley et al. 1996; Bradley et al. 1998), wenngleich dafür quantitative Untersuchungen fehlen.
- Elektronenshuttles können durch geo(bio)chemische Prozesse am geogenen TEA ‚recycelt‘ werden. Damit ist ein im Vergleich zur direkten Zugabe von TEA (z.B. molekularer Sauerstoff, Nitrat, Sulphat, Fe(III)-Partikel) geringerer, substöchiometrischer Wirkstoffeinsatz zu erwarten. Daraus ist neben einem verringerten ökologischen Fussabdruck auch eine geringere ökonomische Belastung zu erwarten, die nur teilweise durch die höheren Kosten des EES konterkariert wird.
- Die einsetzbaren EES sind (auch) natürlichen Ursprungs oder strukturell sehr ähnlich, und ökologisch unbedenklich.
- Die für die EES anfallenden Kosten sind direkt proportional zu deren Reinheitsgrad; hierfür könnten alternative Herstellungsmethoden oder Substanzen geringeren Reinheitsgrades eingesetzt werden.

A posteriori konnte im Rahmen von umfangreichen Laboruntersuchungen anhand von teerölkontaminiertem Standortmaterial nachgewiesen werden, daß bei Zusatz von extrazellulären Elektronenshuttles der anaerobe Abbau von PAK- und HET-Verbindungen unter Reduktion von Fe(III)- und Mn(IV)-Verbindungen erzielt werden konnte. Insbesondere Quinon-Verbindungen erscheinen als RedOx-Mediatoren für diesen Zweck geeignet. Die Ergebnisse der Umsetzung des Verfahrens im Felde im kleinen Maßstab lassen auf das Ablaufen ähnlicher Prozesse auch unter in situ Bedingungen schließen.

Ein mehrstufiges ENA-Verfahren ist denkbar. Hierbei würde zunächst der Pool an Fe(III) und Mn(IV)-Verbindungen, welcher durch EES dem anaeroben Schadstoffabbau zugänglich gemacht

werden kann – dieser ist standortspezifisch und hängt vom Mineralinventar ab – durch die Zugabe von EES genützt und verbraucht werden. Die (allfällige) residuale Schadstoffmatrix kann in einer zweiten Stufe ‚konventionell‘ über Zugabe von aeroben oder anaeroben TEA behandelt werden. Nächste Schritte inkludieren die Anwendung des Verfahrensprinzips in einem Kontaminationsbereich unter konstanten hydrologischen Bedingungen.

LITERATUR

- Bradley, P.M., Chapelle, F.H. & Lovley, R.D. (1998) Humic acids as electron acceptors for anaerobic microbial oxidation of vinyl chloride and dichloroethene. *Applied and Environmental Microbiology* 64 (8):3102-3105.
- de Schaetzen, A. (2012) Assessment of the Bioavailability and Biodegradation of Tar Oil Contaminants in Soils. MSc. Thesis, Department IFA-Tulln, Institute for Environmental Biotechnology, University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Austria, Tulln, Austria.
- Grandel, S. & Dahmke A. (2008) Leitfaden: Natürliche Schadstoffminderung bei LCKW-kontaminierten Standorten. Methoden, Empfehlungen und Hinweise zur Untersuchung und Beurteilung. In *KORA-Themenverbund 3. Chemische Industrie, Metallverarbeitung*: Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- Guo, J., Liu, H., Qu, J., Lian, J., Zhao, L., Jefferson, W. & Yang, J. (2012) The structure activity relationship of non-dissolved redox mediators during azo dye bio-decolorization processes. *Bioresource Technology* 112:350-354.
- Kwon, M.J. & Finneran, K.T. (2010) Electron shuttle-stimulated RDX mineralization and biological production of 4-nitro-2,4-diazabutanal (NDAB) in RDX-contaminated aquifer material. *Biodegradation* 21 (6):923-937.
- Lovley, D.R., Coates, J.D., Blunt-Harris, E.L., Phillips, E.J.P. & Woodward, J.C. (1996) Humic substances as electron acceptors for microbial respiration. *Nature* 382 (6590):445-448.
- Mayer, P., Olsen, J.P., Gouliarmou, V., Hasinger, M., Kandler, R. & Loibner, A.P. (2011) A Contaminant Trap as a Tool for Isolating and Measuring the Desorption Resistant Fraction of Soil Pollutants. *Environmental Science and Technology* 45 (7):2932-2937.
- Scherr, K.E. (2013) Extracellular Electron Transfer in in situ Petroleum Hydrocarbon Bioremediation. In *Hydrocarbon*, edited by V. Kutcherov. Rijeka, Croatia: InTech Publishing.
- Scherr, K.E., Nahold, M., Lantschbauer, W. & Loibner, A.P. (2011) Sequential application of electron donors and humic acids for the anaerobic bioremediation of chlorinated aliphatic hydrocarbons. *New Biotechnology* 1 (29):116-125.
- Tratnyek, P.G. & Macalady D.L. (1989) Abiotic reduction of nitro aromatic pesticides in anaerobic laboratory systems. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 37 (1):248-254.
- Vasilieva, V., Scherr, K.E., Edelmann, E., Hasinger, M. & Loibner, A.P. (2012) Comprehensive GC2/MS for the monitoring of aromatic tar oil constituents during biodegradation in a historically contaminated soil. *Journal of Biotechnology* 157 (4):460-466.
- Vasilieva, V., Les, J., Scherr, K., Edelmann, E. & Loibner, A.P. (2012) Data evaluation of tar oil degradation using comprehensive GC2/MS: individual compounds and principal component analysis. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 87 (9):1237-1245.

In-situ Aerobisierung: Erfolgsnachweis nach 5 Jahren Deponiebelüftung

M. Huber-Humer, M. Hrad & S. Lenz

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Emissionen, die aus in der Stilllegungsphase befindlichen Siedlungsabfalldeponien und Altablagerungen in die Umwelt gelangen, werden maßgeblich durch den Gehalt und die Stabilität der organischen Substanz des abgelagerten Abfalls und durch die im Deponiekörper vorherrschenden Milieubedingungen bestimmt. Eine Möglichkeit zur Minimierung dieser Emissionen und zur Stabilisierung der verbliebenen Restorganik stellt die In-Situ Aerobisierung dar. In diesem Artikel werden kurz die wesentlichsten Erkenntnisse betreff Veränderung des abgelagerten Feststoffes nach fünf Jahren Deponiebelüftung einer der ersten großtechnischen In-situ Stabilisierung einer Siedlungsabfalldeponie in Österreich dargestellt und mit den begleitenden Laboruntersuchungen des Abfallmaterials verglichen. Die geforderten Zielwerte betreff Reaktivitätsparameter (AT4 und Gasbildung GS21) sowie Eluatparameter NH₄-Stickstoff wurden in der Endanalyse deutlich unterschritten, nur der Median der Parameter BSB5 und CSB lag bei der Endbeprobung noch gering über den geforderten Sanierungszielen. Aufgrund der geringen Reaktivität des Feststoffes lässt sich derzeit daraus aber kein weiterer Handlungsbedarf ableiten.

1 EINLEITUNG

Die Deponierung organikhaltiger Abfälle stellt weltweit ein großes umweltrelevantes Problem dar. Die EU gibt daher in der Richtlinie über Abfalldeponien (1999/31/EG) vor, dass die abzulagernde Menge an biologisch abbaubaren Abfällen schrittweise bis zum Jahr 2016 zu reduzieren ist, um „das Entstehen von Methangas in Deponien und somit die Erwärmung der Erdatmosphäre einzudämmen“. Einige Mitgliedsstaaten (z.B. Österreich, Deutschland, Niederlande) haben diese Forderung aufgrund strenger Behandlungs- bzw. Konditionierungsvorschriften für abzulagernde Abfälle bereits auf nationaler Ebene erfüllt. Bei älteren Ablagerungen, welche vorwiegend mit unbehandelten Siedlungsabfällen verfüllt wurden, müssen andere Wege beschritten werden. Biologische Prozesse im Deponiekörper unter anaeroben Bedingungen verursachen Emissionen, die maßgeblich vom Gehalt und Reaktivität der organischen Substanz und von den vorherrschenden Milieubedingungen im Deponiekörper bestimmt werden. Das entstehende Sickerwasser und Deponiegas muss meist über lange Zeiträume erfasst und behandelt werden, womit ein entsprechender finanzieller Aufwand verbunden ist. Die EU-Richtlinie gibt einen Mindestzeitraum von 30 Jahren vor, für die zumindest finanzielle Rückstellung zu leisten ist, um im Bedarfsfall Maßnahmen setzen zu können. Prognosen für die erforderliche Dauer der Nachsorge für „Hausmülldeponien“ reichen jedoch von einigen Jahrzehnten bis weit über 200 Jahre.

Für die Stilllegung bzw. Sanierung einer Siedlungsabfalldeponie kann in Abhängigkeit der Randbedingungen die Strategie verfolgt werden, mithilfe von in-situ Stabilisierungsmaßnahmen das im Deponiekörper enthaltene Emissionspotential vor Ort gezielt zu verringern bzw. kontrolliert auszutragen. Neben den Verfahren der Deponiebefuchtung bzw. -bewässerung zur Intensivierung der biologischen Prozesse aber auch zur beschleunigten Auslaugung des Deponiekörpers, hat sich die Deponiebelüftung („in-situ Aerobisierung“) bereits mehrfach bewährt. Die aktive Belüftung des Deponiekörpers mit geringen Drücken (ca. 0,1 – 0,3 bar) über längere Zeiträume (z.B. mehrere Jahre) führt zu einer nachhaltigen Stabilisierung der am Standort verbleibenden Restorganik, wodurch die Nachsorgephasen deutlich verkürzt werden können. Im Folgenden werden kurz die wesentlichsten Ergebnisse und Erkenntnisse betreff Veränderung des abgelagerten Feststoffes,

die beim Monitoring einer der ersten großtechnischen In-situ Belüftungen in Österreich gewonnen wurden, dargestellt und mit den begleitenden Laboruntersuchungen verglichen.

2 KURZBESCHREIBUNG STANDORT, BELÜFTUNGSVERFAHREN UND MONITORING

Eine der ersten In-situ Niederdruck-Belüftungen (ca. 0,1 – 0,3 bar) wurde in Österreich auf einer älteren “Hausmülldeponie” (Hangdeponie mit ca. 200.000 Mg unbehandelter Haushaltsabfälle und zum Teil gewerbliche Abfälle) im Herbst 2007 errichtet. Der Ablagerungsbereich kann grob in zwei Teilbereiche (VA01 (älterer Schüttbereich- Ablagerungszeitraum ca. 1976 - 1985) und VA02 (jüngerer Schüttbereich – ca. 1986-1995) unterteilt werden, wobei die Ablagerungsmächtigkeit zwischen drei (Hangfuß) und 18 m schwankt. Beide Abschnitte sind mit einer dünnen Schicht aus Bodenmaterial bzw. einer Kompost/Bodenmischung abgedeckt.

Die Installation der 37 Be-/Entlüftungsbrunnen wurde im Herbst/Winter 2007 durchgeführt. Hierbei erfolgte auch die Ausgangscharakterisierung (Ist-Zustandserhebung) des abgelagerten Abfallmaterials. Die entnommenen Abfallproben wurden auf deren Feststoffeigenschaften sowie Eluatverhalten untersucht. Nach ca. 2,5 Jahren In-situ-Belüftung erfolgte eine zweite Probenahme (September 2010). Die Endbeprobung der Deponie wurde nach einem Belüftungszeitraum von ca. fünf Jahren im April 2013 durchgeführt. Aus jedem Bohrloch bzw. Schurf erfolgte die Entnahme zumindest einer Mischprobe über das gesamte Bohrgut. Zur Gewinnung der Laborproben wurde das zu beprobende Material vor Ort auf < 20 mm abgesiebt. Je Probenahmedurchgang wurden zwischen 35 und 45 Proben entnommen und analysiert.

Die entnommenen Abfallproben wurden auf die Feststoff-Parameter Wassergehalt (WG), Glühverlust (GV) und die Gesamtgehalte an organischem Kohlenstoff (TOC) und Stickstoff (TN) untersucht, sowie die Atmungsaktivität (AT4) und die Gasbildung (GS21) bestimmt. Weiters wurde jede der Proben mittels Fourier Transform-Infrarot (FT-IR) Spektroskopie charakterisiert. Zur Charakterisierung des Auslaugverhaltens des Feststoffs wurden DEV-Eluate (Wasser-Feststoffverhältnis 10:1) hergestellt und die folgenden Parameter bestimmt: pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit (LF), Ammonium- (NH₄-N) und Nitrat-Stickstoff (NO₃-N), sowie der chemische (CSB) und der biologische Sauerstoffbedarf (BSB₅).

Am Standort selbst wurden laufend die Gaszusammensetzung (CH₄, CO₂, O₂) sowie die Temperatur im Deponiekörper in unterschiedlichen Tiefen gemessen. FID-Rastervermessungen wurden zur Beobachtung der Methankonzentration an der Deponieoberfläche quartalsweise sowie jährlich Setzungsmessungen durchgeführt. Weiters wurde vom Anlagenbetreiber begleitend ein umfassendes Sickerwasser- und Grundwassermonitoring betrieben.

Mittels Seitenkanalverdichter erfolgte über drei Hauptleitungen und Regelstellen sternförmig die Speisung der einzelnen Belüftungsbrunnen. Für jeden der drei Stränge erfolgte die laufende Aufzeichnung der jeweils eingeleiteten Gasvolumenströme. Ebenfalls über drei Regelstellen erfolgte die Entlüftung des Deponiekörpers. Die Abluftstränge wurden ebenfalls einzeln volumemäßig erfasst. Nach Zusammenschluss der drei Abluftstränge erfolgte im Betriebscontainer die kontinuierliche Messung und Aufzeichnung der Zusammensetzung des abgesaugten Gasgemisches (Methan, Kohlendioxid und Sauerstoff). Anschließend wurde das Abgas in die aus 4 Containern bestehende Biofilteranlage eingeleitet. Im März 2011 wurden die Regelstellen “geswitcht”, sodass bis zuletzt Luft über die bis dahin genutzten Entgasungsbrunnen eingetragen und das Abgas über die bisherigen Belüftungsbrunnen abgesaugt wurde. Die Aerobisierungsanlage wurde von Ende Jänner 2008 bis Ende April 2013 betrieben. In diesem Zeitraum war die Belüftungsanlage in Summe 31.550 Stunden in Betrieb. Dies entspricht einem Gesamtnutzungsgrad von 69%. In dieser Zeit wurden rd. 24,6 Mio m³ Umgebungsluft in den Deponiekörper eingebracht bzw. auch wieder abgesaugt und mittels Biofilter gereinigt, was einer mittleren Gesamt-Netto-Leistung von ca. 780 m³/h entspricht. Bezogen auf die abgelagerte Abfallmasse betrug die Belüftungsrate (Luft zu Feststoffverhältnis) ungefähr 0,004 l Luft (kg TM*h). Die dem Deponiekörper zugeführte Luftmenge wurde über die Absaugrate bzw. über den CO₂-Gehalt in der Abluft geregelt. Um mögliche Emissionen über die Deponieoberfläche weitestgehend zu vermeiden, wurde die Deponie bewusst geringfügig übersaugt.

Begleitend zu den großtechnischen Freilanduntersuchungen wurden im Labor unter regelbaren und optimierten Bedingungen in Deponiesimulationsreaktoren (DSR) das bei der ersten Probenahme (und Brunnensetzung) entnommene und aufbereitete Abfallmaterial untersucht, um

das noch vorhandene maximale Abbaupotential unter aerobisierten Bedingungen zu erfassen (Versuchsaufbau und Parameter siehe Hrad et al. 2013).

3 AUSGEWÄHLTE ERGEBNISSE

Die Ausgangscharakterisierung des Deponiematerials (sowohl konventionelle Parameter aber insbes. Reaktivitätsparameter (AT4, GS21), als auch die Charakterisierung mittels Infrarotspektroskopie) zeigte, dass die Reaktivität des Abfallmaterials bereits zu Beginn der Belüftungsmaßnahme vergleichsweise gering war. Die Ermittlung des Reduktions- bzw. Stabilisierungspotentials in Laborversuchen ergab allerdings, dass eine weitergehende Stabilisierung der organischen Substanz durch Belüftung möglich ist. Erreicht wurde im Labor der geforderte Kohlenstoffaustrag von 15 g C/kg TM nach etwa 2-jähriger Belüftung unter optimierten Bedingungen und mit einem optimal aufbereiteten Inputmaterial. Bestätigt wurde dieser Umstand auch durch die Zusammensetzung der aus dem Deponiekörper abgesaugten Abluft. Im Zeitraum von 02/2008-04/2013 konnte aus dem Deponiekörper über die Gasphase ein Kohlenstoffaustrag von insgesamt 415 t bzw. rund 3,0 g C/kg TM erzielt werden, allerdings nur ein Fünftel von dem, was unter optimierten Bedingungen im Labor abgebaut werden konnte. Ein weiterführender, durch aerobe Milieubedingungen beschleunigter Abbau wird auch durch das ausgeprägte Setzungsverhalten der Deponieoberfläche (bis zu mehreren Dezimetern innerhalb von vier Jahren) bestätigt.

Im Folgenden wird die Entwicklung einiger ausgewählter Parameter analysiert im Abfallfeststoff bzw. Eluat des Abfalls der Ablagerung über den Zeitraum der Belüftung dargestellt und mit den Resultaten der DSR-Versuche sowie den geforderten standortspezifischen Zielwerten verglichen.

3.1 Reaktivitätsparameter (AT4 und GS21) im Feststoff sowie BSB5 und CSB im Eluat

Die Endbeprobung im Frühjahr 2013 zeigte, dass die biologischen Reaktivitätsparameter Atmungsaktivität (AT4) und Gasbildungspotential (GS21) im Vergleich zur Ausgangsbeprobung in beiden Verfüllabschnitten VA01 und VA02 weiter reduziert werden konnten. Während die AT4 im Mittel um 12 % gesunken ist, konnte bei der GS21 eine deutliche Reduktion von rund 47 % erreicht werden. In beiden Fällen unterschritten die Medianwerte von 1,5 mg O₂/g TM bzw. 0,3 NI/kg TM deutlich die geforderten Zielwerte (2 mg O₂/g TM bzw. 2 NI/kg TM). Der geforderte Zielwert der Eluatparameter BSB5 (<300 mg O₂/kg TM) und CSB (<1.500 mg O₂/kg TM) wurde in beiden Fällen im älteren Verfüllabschnitt VA01 unterschritten. Während der Median für den Parameter CSB berechnet über die gesamte Deponie mit 1.530 mg O₂/kg TM nur geringfügig den Sanierungszielwert übersteigt, liegt der Median für den Parameter BSB5 von 400 mg O₂/kg TM noch deutlicher über dem Zielwert. Dazu sei angemerkt, dass die Parameter CSB und BSB5 nur bedingt aussagekräftig sind, um einen Sanierungserfolg bzw. die „Stabilität“ eines Abfallmaterials zu beschreiben. Diese Parameter spiegeln hauptsächlich wider, ob in einem Material aktuell Abbauprozesse ablaufen bzw. vor kurzem noch stattgefunden haben. In Abb. 1 und 2 sind exemplarisch die Entwicklungen der Parameter AT4 und CSB für die drei zeitlich unterschiedlichen Probenahmen (vor Belüftung, nach 2,5 Jahren und nach Belüftungsende) dargestellt. Die Darstellung der Analysenergebnisse erfolgt in Form einer Box-Plot Darstellung. Der Punkt innerhalb der Box stellt den für die behördenrelevanten Beurteilungskriterien heranzuziehenden Median-Wert dar. Die Lage des Medianwertes innerhalb der Box lässt die Abweichung vom Mittelwert erkennen. Die Box entspricht dem Bereich, in dem die middle-ten 50 % der Daten liegen. Das Ende eines Whiskers markiert den Minimum- bzw. Maximum-Wert des Datensatzes.

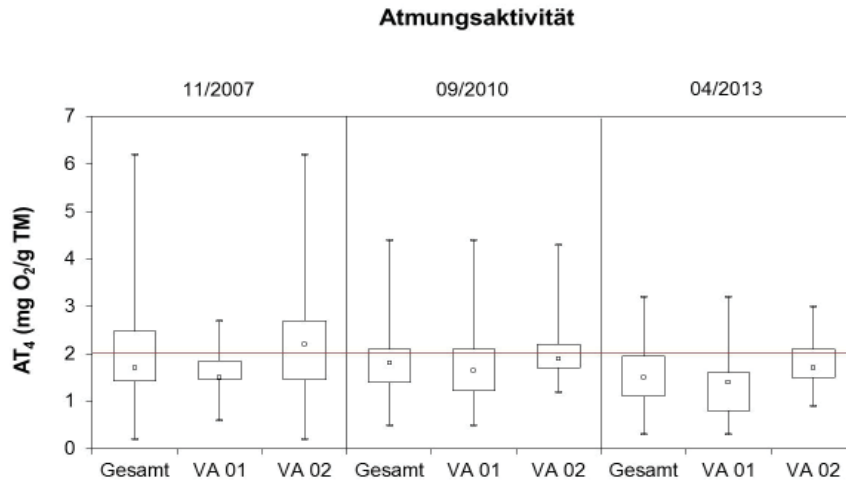


Abb. 1: Gegenüberstellung des biologischen Reaktivitätsparameters Atmungsaktivität der drei Probenahmen 2007, 2010 und 2013, dargestellt jeweils für die gesamte Deponie und getrennt nach den beiden Verfüllabschnitten (horizontale Linie zeigt den Sanierungszielwert).

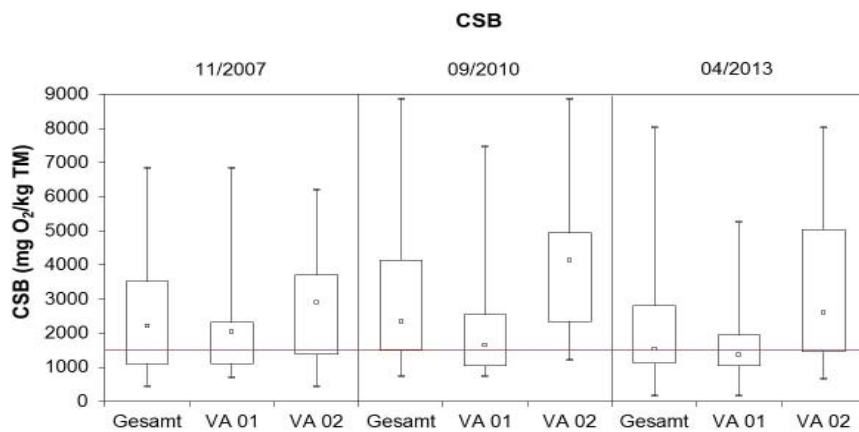


Abb. 2: Gegenüberstellung des Parameters CSB der drei Probenahmen 2007, 2010 und 2013, dargestellt jeweils für die gesamte Deponie und getrennt nach den beiden Verfüllabschnitten (horizontale Linie zeigt den Sanierungszielwert).

3.2 Stickstoffparameter

Das Eluatverhalten zeigte, dass die Werte für Ammonium-Stickstoff in beiden Verfüllabschnitten bei der Zwischenprobenahme im Mittel bereits um rund 100 mg/kg TM reduziert werden konnten. Gleichzeitig haben sich die eluierbaren Nitrat-Stickstoffkonzentrationen im Mittel um den Faktor 6 von 3,5 auf 19 ± 17 mg/kg TM erhöht. Die Streuung der Einzelwerte war allerdings sehr groß. Bei der Endprobenahme konnte NH_4 -Stickstoff in beiden Verfüllabschnitten im Median um 48% (rund 280 mg/kg TM) reduziert werden. Der geforderte Zielwert von 400 mg/kg TM wurde in beiden Abschnitten deutlich unterschritten. Im Gegensatz zur Zwischenprobenahme im Herbst 2010 konnte in nahezu keiner Probe Nitrat-Stickstoff nachgewiesen werden.

Da Ammonium-Stickstoff, obwohl er als Parameter zur Beurteilung des Sanierungserfolges einer in-situ Aerobisierung nur bedingt geeignet ist (analog zu CSB und BSB5), die Nachsorgedauer einer Deponie – vor allem betreff Sickerwasser – maßgeblich beeinflusst, wurden mit den Daten der Endprobenahme auch Auswertungen der Entwicklung dieses Parameters getrennt nach den Tiefen 0-6 m ($n = 21$) bzw. > 6 m ($n = 16$) durchgeführt. $\text{NH}_4\text{-N}$ weist im jüngeren Verfüllabschnitt VA02 tendenziell höhere Werte in den tieferen Schichten (welche nicht so effizient

belüftet werden konnten) auf, wobei 50 % der Werte zwischen 340 und 930 mg/kg TM liegen. Weiters wurden ausgewählte Analyseergebnisse in Abhängigkeit der Nähe zu einem Be- oder Entlüftungsbrunnen ausgewertet. Dabei wurde zwischen Probenahmepunkten differenziert, die entweder eindeutig in der Nähe eines Belüftungsbrunnen lagen (n = 13) bzw. der Nähe eines Absaugbrunnen zugeordnet werden können (n = 15). Beim Ammonium-Stickstoff war hierbei ein deutlicher Einfluss der Belüftungsbrunnen erkennbar, was vor allem im jüngeren Verfüllabschnitt VA02 ausgeprägt war. Aufgrund des unmittelbaren Belüftungseinflusses lagen die Werte zwischen 200 - 370 mg/kg TM im VA02, während eine höhere Schwankungsbreite (260 - 1240 mg/kg TM) bei Proben weiter abseits der Belüftungsbrunnen festgestellt wurde.

Im Sickerwasser lag der Parameter NH₄-N nach Beendigung der Belüftung noch deutlich über den derzeit vorgeschlagenen nationalen Zielwerten (gemäß Abwasseremissions-VO Deponiesickerwasser 2003, BGBl. II Nr. 263/2003) für eine Direkteinleitung bzw. vorgeschlagenen Kriterien zur Entlassung aus der Deponienachsorge (ÖWAV-Positionspapier 2007). Eine Direkteinleitung wie auch Entlassung aus der Nachsorge wird aber in dem gegenständlichen Fall noch nicht angestrebt. Weiterführendes Monitoring und entsprechendes Sickerwassermanagement ist nach wie vor Mindeststandard für diesen Deponiestandort.

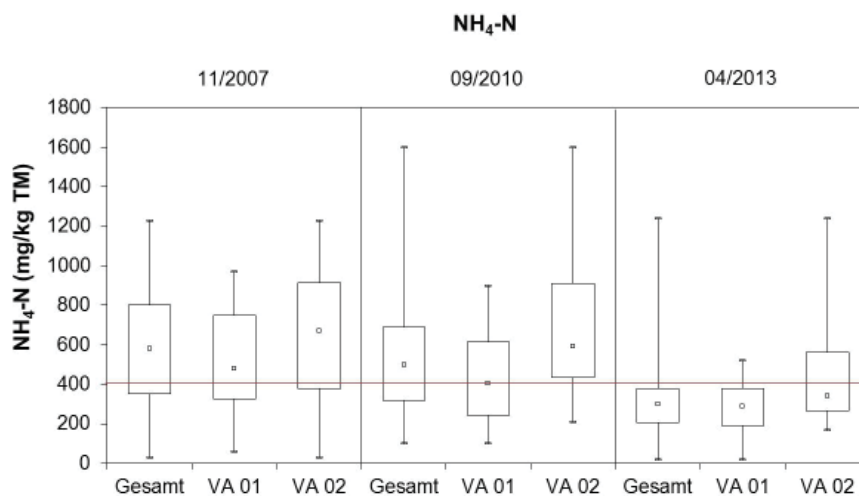


Abb. 3: Gegenüberstellung des Eluatparameters Ammonium-Stickstoff der drei Probenahmen 2007, 2010 und 2013, dargestellt jeweils für die gesamte Deponie und getrennt nach den beiden Verfüllabschnitten (horizontale Linie zeigt den Sanierungszielwert).

3.3 Vergleich DSR-Ergebnisse und Felddaten

Parallel zur großtechnischen Anwendung der In-Situ Aerobisierung erfolgte mit dem aufbereiteten Abfallmaterial der Deponie die Durchführung eines Referenzversuches im Labormaßstab. Sechs Deponiesimulationsreaktoren (DSR, Fassungsvermögen je ca. 90 l) wurden über einen Zeitraum von etwa zwei Jahren betrieben, drei davon belüftet und drei als anaerobe Referenzen. Ziel war es, die maximal erreichbare Stabilisierung und die damit verbundene Emissionsreduktion des Deponiematerials durch Belüftung unter optimierten Bedingungen zu ermitteln. Im Labor lag nach etwa 658 Belüftungstagen ein weitgehend stabilisiertes und aufgrund der Reaktivitätsparameter (AT4 = 0,2 mg O₂/g TM, GS21 = 0,1 NL/kg TM), der Feststoff- und Eluatwerte, sowie der Charakteristika der FTIR-Spektren (Ergebnisse hier nicht dargestellt), ein stabilisiertes und inaktives Ablagerungsmaterial vor. Die zu Versuchsende „aktuell“ gemessenen Konzentrationen an relevanten Parametern im Sickerwasser waren gering (NH₄-N = 0 mg/l; NO₃-N = 170 mg/l; BSB5 < 1 mg O₂/l, CSB = 95 mg O₂/l). Nur der CSB-Wert würde noch nicht den Anforderungen einer Direkteinleitung in ein Fließgewässer gemäß AEV-Deponiesickerwasser entsprechen.

Im Vergleich der DSR-Daten zum Status-Quo der großtechnischen Anwendung der Belüftung im April 2013 (Endprobenahme nach etwa fünf Jahren Belüftung) zeigt sich, dass sich die erreichten Ergebnisse im Labor und jene im Feld etwa um den Faktor 4 - 6 unterschieden. Der Kohlenstoffaustrag am Standort lag im April 2013 (ca. 1320 Netto-Betriebstagen) bei rund drei g C/kg TM (Vergleich: DSR nach 658 Belüftungstagen im Mittel bei 17,5 g C/kg TM), da v.a. auch

das Luft/Feststoffverhältnis (Belüftungsrate) im Feld um das vierfache geringer war (DSR: 760 l/kg TM bzw. 0,05 l/kg TM h; Feld: 176 l/kg TM bzw. 0,004 l/kg TM h). Dies ist vor allem darauf zurück zu führen, dass die ursprünglich empfohlene Belüftungsrate von ca. 1,0 l (kg TM*d) im Feld aufgrund technischer Limitierungen (großer Widerstand des Deponiekörpers aufgrund des teilweisen hohen Wassergehaltes) nicht umgesetzt werden konnte.

Es sei darauf verwiesen, dass die Ergebnisse aus optimierten Laborversuchen nur bedingt für die Bewertung des Belüftungserfolges bzw. Kohlenstoffaustrages unter realen Bedingungen herangezogen werden können. Dass trotz der geringen Ausgangsreaktivität der vorgegebene Kohlenstoffaustrag durch die Belüftung in den DSR-Versuchen erreicht wurde, ist einerseits auf die optimierten Betriebsbedingungen (konstante Temperatur, gezielte Bewässerung und Auswaschung, homogene Belüftung), und andererseits auf die Aufbereitung und Homogenisierung des Abfallmaterials zurückzuführen. Durch das Absieben und Aufbrechen größerer Stücke wird eine für die Mikroorganismen besser angreifbare Oberfläche geschaffen. Dies bedingt nicht nur einen forcierten mikrobiellen Ab- und Umbau sondern auch eine wesentlich bessere Auslaugbarkeit.

4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die Ausgangscharakterisierung des Deponiematerials zeigte, dass die Reaktivität des Abfallmaterials bereits zu Beginn der Belüftungsmaßnahme gering war. Die Ermittlung des Reduktions- bzw. Stabilisierungspotentials in Laborversuchen ergab allerdings, dass eine weitergehende Stabilisierung der organischen Substanz durch Belüftung möglich ist. Konnte im Labor der geforderte Kohlenstoffaustrag von 15 g C/kg TM nach etwa zweijähriger Belüftung unter optimierten Bedingungen und mit einem optimal aufbereiteten Inputmaterial erreicht werden, wurden bei der großtechnischen Umsetzung nach ca. fünf Jahren Belüftung nur rund 3,0 g C/kg TM erzielt. Die Erreichung des ursprünglich vorgegebenen Zielwertes erscheint unter vertretbaren wirtschaftlichen Rahmenbedingungen aber nicht Ziel führend, da die Verfügbarkeit unter realen Bedingungen im Feld nicht mit jener unter optimierten Laborbedingungen vergleichbar ist. Die Endbeprobung im Frühjahr 2013 zeigte aber, dass die Medianwerte der Atmungsaktivität von 1,5 mg O₂/g TM und die Gasbildung von 0,3 NI/kg TM deutlich die geforderten Zielwerte (2 mg O₂/g TM bzw. 2 NI/kg TM) unterschreiten. Dies gilt auch für den Eluatparameter Ammonium-Stickstoff. Die Parameter BSB5 und CSB wurde nur im älteren Verfüllabschnitt VA01 unterschritten.

Die Parameter CSB, BSB5 und NH₄-N erwiesen sich allerdings als nicht aussagekräftig, um einen Sanierungserfolg bzw. die „Stabilität“ eines Materials zu beschreiben. Die Parameter CSB und BSB5 spiegeln hauptsächlich wider, ob in einem Material aktuell Abbauprozesse ablaufen bzw. vor kurzem noch stattgefunden haben. Auch der Parameter NH₄-N spiegelt hauptsächlich nur die vorherrschenden Milieubedingungen (vorwiegend anaerobe Verhältnisse) in einem System wider. Ammonium als Abbauprodukt der organischen Substanz kann zudem sehr stark an mineralischer Matrix adsorbieren und daher auch deutlich zeitverzögert (obwohl aktuell keine relevante Abbautätigkeit mehr vorliegt) ausgewaschen werden. Diese Parameter können herangezogen werden, um den Prozess einer In-situ Aerobisierung zu verfolgen und zu monitoren, da sie die aktuelle Abbautätigkeit und Milieubedingungen gut wiedergeben, zur Beurteilung der „Endstabilität“ eines Ablagerungsmaterials sind sie allerdings wenig geeignet. Daher und aufgrund der schon sehr geringen Reaktivität des Feststoffes sowie Kosten-Nutzen Überlegungen, lässt sich aus der geringfügigen Überschreitung der Parameter CSB und BSB5 derzeit kein unmittelbarer Handlungsbedarf (z.B. Weiterführen der Belüftung) ableiten.

LITERATUR

- Hrad, M., Gamperling, O., Huber-Humer, M. (2013) Comparison between lab- and full-scale applications of in situ aeration of an old landfill and assessment of long-term emission development after completion. *Waste Management* 33 (10), pp. 2061-2073.
- ÖWAV (2007) ÖWAV-Positionspapier - Entlassungskriterien aus der Deponienachsorge. Erstellt vom ÖWAV-Arbeitsausschuss „Entlassungskriterien aus der Deponienachsorge“; Wien; Austria.

Belüftung der Deponie Pill; Wirkungen auf die Grundwasserbelastung

K. Finsterwalder

Finsterwalder Umwelttechnik GmbH & Co. KG; Bernau Hittenkirchen, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Deponie Pill in Tirol ist eine in der Nachsorge befindliche Deponie von ca. 18 ha Fläche, die durch eine Belüftung des Deponiekörpers saniert wird. Das Sanierungsziel ist die Reduzierung der Ammoniumbelastung im Grundwasser. Das Besondere besteht darin, dass die Belüftung so geplant wurde, dass sich die ungesättigte Bodenzone und der Deponieinhalt wie ein biologischer Festbettreaktor verhalten und die Deponieoberfläche selbst einen Biofilter für die austretende Porenluft darstellt.

Die Belüftung wird nicht nach Druck, sondern über die zugeführte Luftmenge gesteuert, sodass sich eine für den Stickstoffabbau optimale Temperatur im Deponiekörper realisieren lässt. Als natürliche Verteilerschicht dient die ungesättigte Bodenzone unter der Deponie, die aus eiszeitlichem Schotter besteht. Der sich einstellende Belüftungsdruck ist abhängig von der Durchlässigkeit der belüfteten Schichten und der Lage des Grundwasserspiegels zur Deponiesohle. Die Überwachung der Stoffumsetzungen erfolgt über die Messung der Porenluftzusammensetzung. Der Sanierungszielwert für Ammonium wurde in der Nachweislinie nach ca. vier Jahren Belüftungszeit erreicht. Die Grenzmenge von Gesamt-Stickstoff (TN) ist in Teilbereichen der Deponie unterschritten, sodass erste Probeabschaltungen eingeleitet werden konnten.

1 EINLEITUNG

Das Sicherungssystem mit dem besten PreisLeistungsverhältnis wurde im Rahmen eines Variantenvergleichs auf der Grundlage der Emissionsprognose ausgewählt. Der Grundwasserschaden war durch eine hohe Ammoniumbelastung von bis zu 20 mg/l verursacht. Andere Stoffe waren dagegen kaum auffällig. Das Ammonium entsteht im Deponiekörper bei der anaeroben Umsetzung von organischen Stoffen. Deshalb bot sich in diesem Fall eine Belüftung des Deponiekörpers an, um die im Deponiekörper vorhandenen, biologisch abbaubaren Stickstoffverbindungen zu oxidieren. Ist der organisch verfügbare Stickstoff im System umgesetzt, ist eine anaerobe Umwandlung der im Deponiekörper vorhandenen Kohlenstoffverbindungen mit der Bildung von Ammonium nicht mehr möglich. Aus den Messungen anlässlich der Brunnenbohrungen wurde der biologisch abbaubare Stickstoff mit ca. 230 Mg ermittelt, der als Ursache für die Grundwasserbelastung durch Ammonium bewertet wurde.

2 BELÜFTUNGSTECHNIK

Über ein Netz von insgesamt 216 Brunnen wird die Deponiefläche von ca. 18 ha mit Luft versorgt. Die Anordnung der Brunnen im Grundriss zeigt Abb. 1. Die Belüftungsbrunnen sind an vier Kompressorstationen, verteilt über die Deponiefläche, angeschlossen, in denen sich die Mess- und Regeltechnik befindet. An 35, über die Deponie verteilten Messstellen, werden an der Grenzfläche zur Deponieabdeckung in der Porenluft die Temperatur, die Methan-, Kohlendioxid- und die Sauerstoffkonzentration gemessen. Die prinzipielle Anordnung der Belüftungsanlage und der Messtechnik zeigt Abb. 2.



Abb. 1: Grundriss der Deponie Pill mit den 216 Belüftungsfeldern und den 35 Bodenluftmessstellen (3.1 bis 3.12 im rechten Feld). An der Nachweislinie erfolgt die Erfolgskontrolle der Belüftungsmaßnahme.

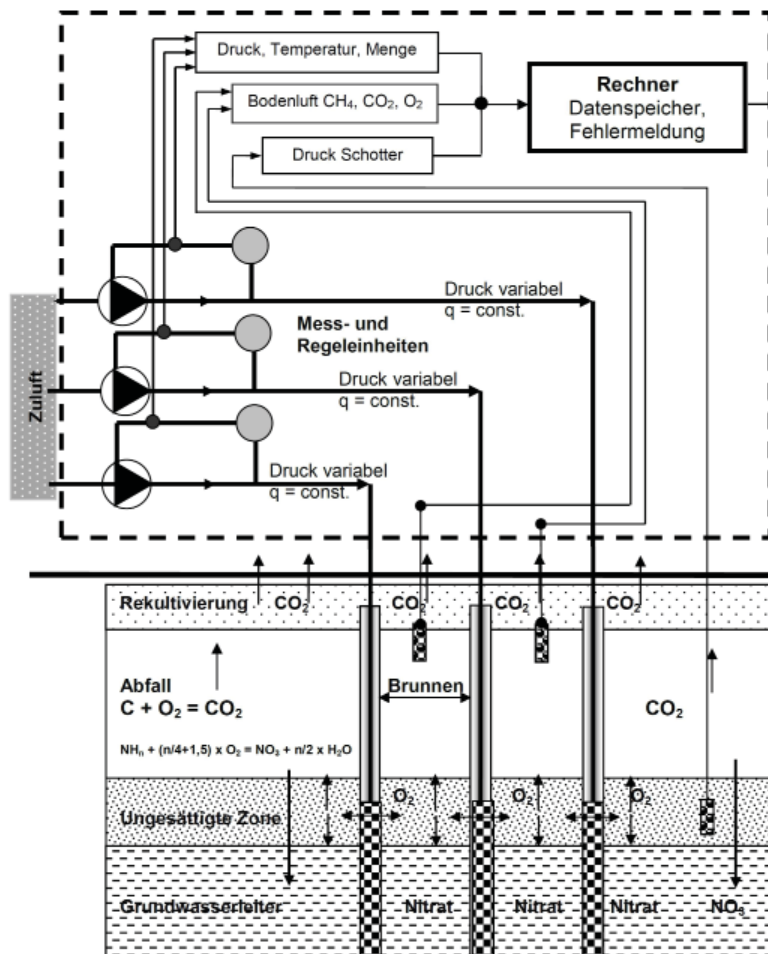


Abb. 2: Schemabild der Belüftung und Schaltbild der Messtechnik.

3 ERGEBNISSE

3.1 Ammoniumreduktion

Durch die besondere Technik der Belüftung ist es möglich, aus den Messwerten der Bodenluft (vgl. Abb. 3) die Massenbilanzen des Stoffumsatzes im Deponiekörper, getrennt für Kohlenstoff und Stickstoff, zu ermitteln.

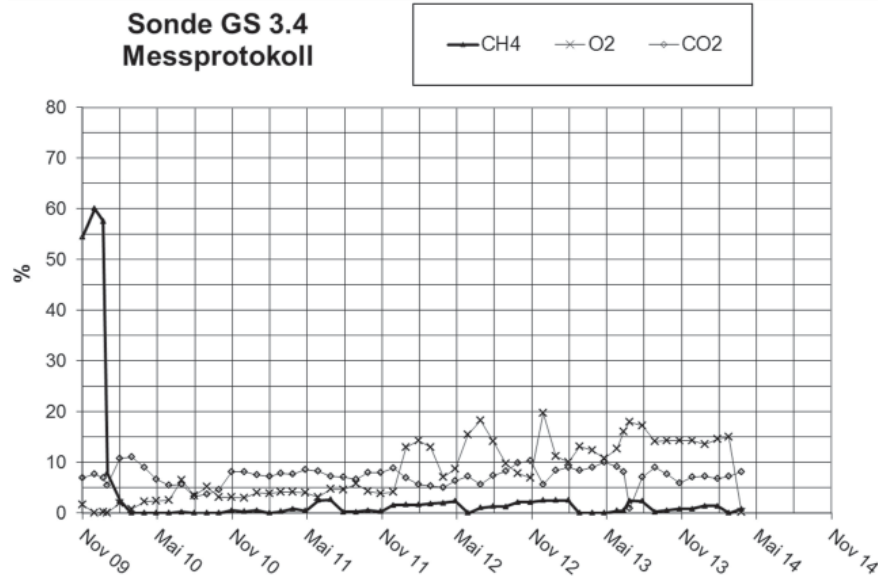


Abb. 3: Messprotokoll Bodenluftzusammensetzung (CH_4 , O_2 , CO_2), Sonde 3.4; Stilllegung Be-lüftung im März 2014.

Die Reaktionsprodukte sind im wesentlichen Kohlendioxid und Nitrat. Das Nitrat wird mit dem Sickerwasser in den Grundwasserleiter ausgetragen. Der Nachweis zur Beendigung der Belüftung ergibt sich aus der Oxidation der Stickstoffverbindungen zu Nitrat, die als Summenkurven für jeden Messpunkt vom Belüftungsstart an ermittelt werden. Am Verlauf dieser Kurven kann man ablesen, wie hoch die Nitratbildung in den Belüftungsfeldern der Messsonden ist. Nimmt der Summenwert nicht mehr oder nur sehr wenig zu, ist der oxidierbare Stickstoff im Umfeld der Sonde verbraucht. Dieser Zustand ist z.B. für die Sonde 3.4 (Abb. 4) erreicht, der die erste Bedingung zur Erreichung des Sanierungsziels ist.

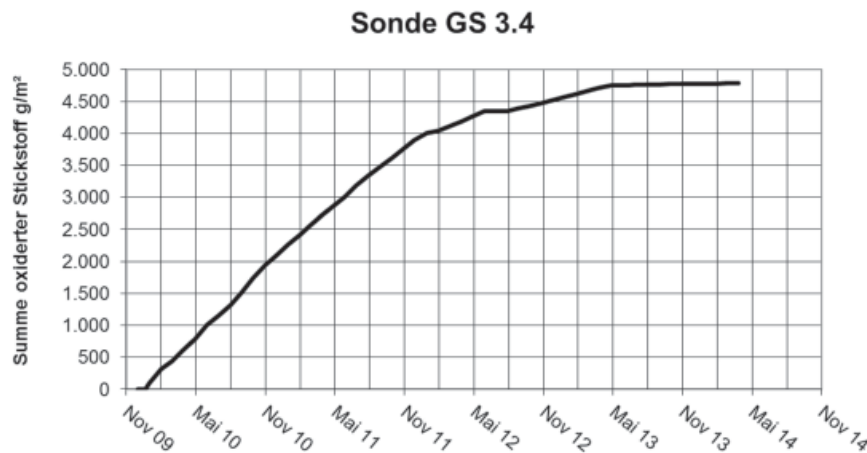


Abb. 4: Auswertung Stickstoff: Summen oxidiertes Stickstoff g/m^2 Deponiefläche (Menge TN / Total Nitrogen / Gesamt-Stickstoff), die im Bereich der Sonde Nr. 3.4 umgesetzt wurden.

Sonde GS 3.4

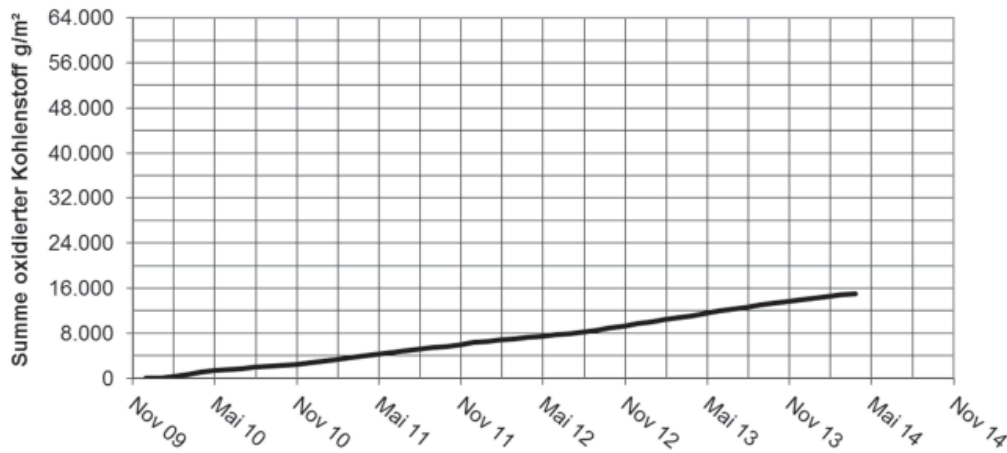


Abb. 5: Auswertung Kohlenstoff: Summen oxidiertes Kohlenstoff g/m² Deponiefläche (Menge TC / Total Carbon / Gesamt-Kohlenstoff), die im Bereich der Sonde Nr. 3.4 umgesetzt wurden.

Die unabhängige Kontrolle erfolgt durch die Messung der Ammoniumbelastung im Abstrom der Deponie. Die Belüftung kann abgeschaltet werden, wenn als zweite Bedingung der Sanierungszielwert im Grundwasserleiter unterschritten wird. Dieser Sanierungszielwert wurde im Rahmen der Genehmigungsplanung fixiert. Die Belüftung ist nunmehr 4 Jahre in Betrieb. Die in der Planung prognostizierte Oxidation von Ammonium zu Nitrat und die Reduzierung der Ammoniumbelastung im Grundwasser erfolgt im erwarteten Umfang. Die Belastung des Grundwassers durch Ammonium wurde durch die Belüftung von bis zu 20 mg/l auf maximal 2,7 mg/l reduziert (Abb. 6). Die ersten Teilabschaltungen von Belüftungsfeldern erfolgten im März 2014 für die Belüftungsfelder der Sonden 3.1 bis 3.12 (Lage siehe Abb. 1).

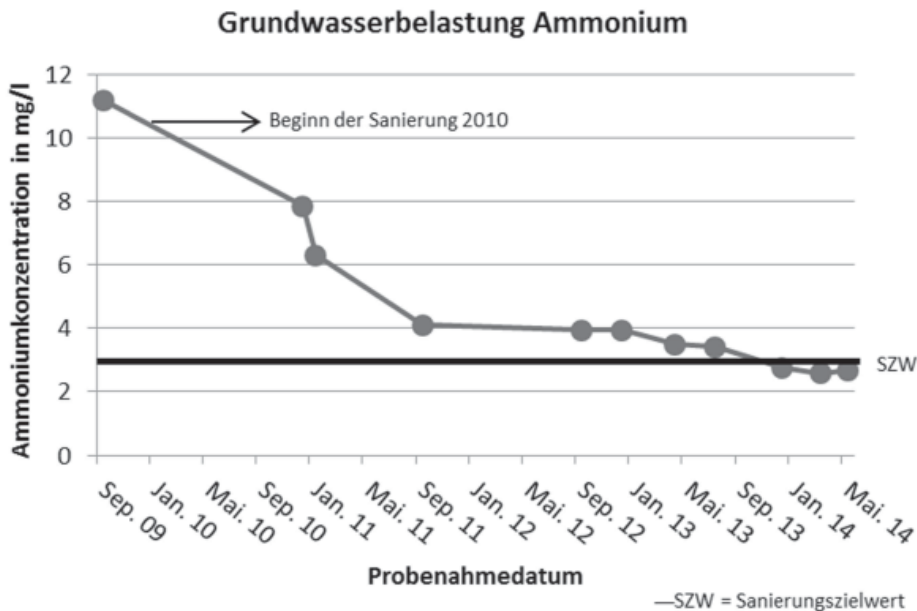


Abb. 6: Veränderung der Ammoniumkonzentration im Grundwasser an der Nachweislinie für Pegel P2/07.

3.2 Nitratreduktion

Die Belastung des Grundwassers durch Nitrat (Abb. 7), das Oxidationsprodukt des Ammoniums, ist deutlich geringer als erwartet. Der Stickstoff liegt bei anaeroben Bedingungen als Ammoniumstickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) vor. Wird die Deponie belüftet, entsteht als Abbauprodukt Nitrat (NO_3). Beide Verbindungen sind wasserlöslich, liegen im Porenwasser dann als gelöster Stoff vor und gelangen über Konvektion und Diffusion in den Grundwasserleiter. Das bedeutet, dass der Stickstoff, der vorher im anaeroben Zustand über das Ammonium ausgetragen wurde, im aeroben Zustand als Nitrat das System verlässt.

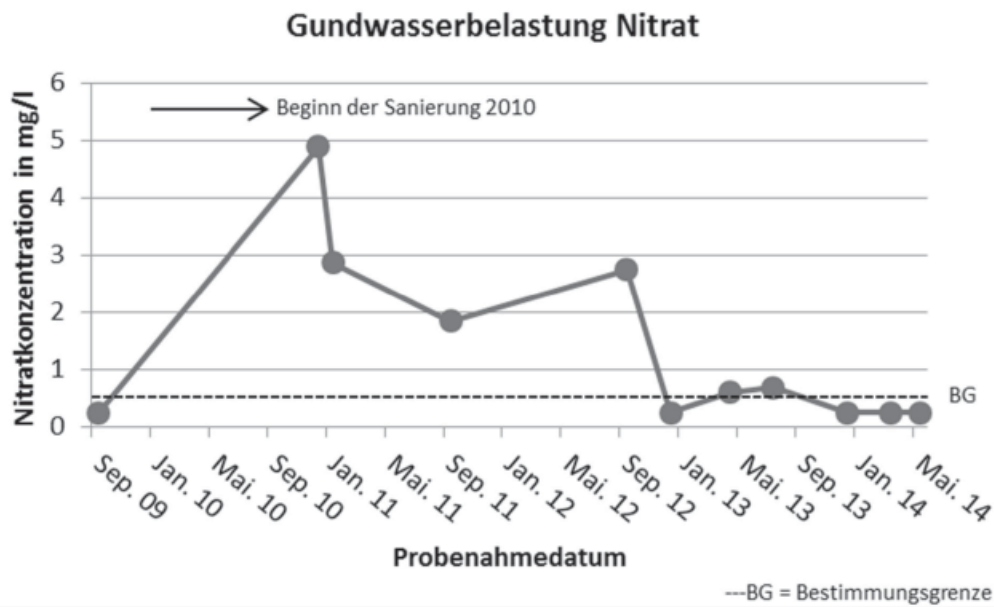


Abb. 7: Veränderung der Nitratkonzentration im Grundwasser an der Nachweislinie für Pegel P2/07.

Die Umwandlung des Nitrats in elementaren Stickstoff N_2 (Gas) und Wasser kann nur dann stattfinden, wenn ein Zustand ohne Sauerstoff bei gleichzeitigem Vorhandensein von leicht verfügbarem Kohlenstoff eintritt (Denitrifikation). Dieser Zustand ist im Grundwasser vorhanden, weil vor Beginn der Belüftung durch die Oxidation von Ammonium zu Nitrat dem Grundwasser der Sauerstoff entzogen wurde. Jetzt wird Nitrat zugeführt, sodass mit dem im Grundwasser vorhandenen Kohlenstoff eine Denitrifikation ablaufen kann. Dieser Umstand führt dazu, dass im Abstrom der Deponie lediglich maximal 5 mg/l Nitrat gemessen wurden (Abb. 7).

4 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Die vor der Belüftung durchgeführten Abfallanalysen ergaben ein Gesamtpotential von 2.320 Mg TN (total Nitrogen) für den Deponiekörper, von denen 230 Mg als organisch verfügbar eingeschätzt wurden. Bislang wurden, ca. 500 Mg TN im Deponiekörper umgesetzt. Das ist mehr als doppelt so viel wie auf Basis der Einschätzung ermittelt. Es wird erwartet, dass der umgesetzte TN noch auf etwa 600 Mg TN ansteigen wird. In der Abb. 8 ist die Entwicklung des TN Abbaus als Summenwert aus allen 35 Sonden dargestellt.

Die Abbaugeschwindigkeit von Stickstoff verringert sich besonders in den Belüftungsfeldern der Sonden 3.1 bis 3.12 erheblich, die im älteren Teil der Deponie liegen. Die erste Teilabschaltung für sechs Monate soll deren Einfluss auf die Grundwasserbelastung durch Ammonium und Nitrat in diesem Teil der Deponie zeigen. Danach erfolgt erneut eine Belüftung für weitere sechs Monate, um die Reaktion einer erneuten Belüftung auf die Entwicklung von Ammonium und Nitrat im Grundwasserleiter zu beobachten. Es wird auf der Grundlage der bisherigen Ergebnisse erwartet, dass die Belüftung auf der gesamten Deponie in etwa zwei Jahren abgeschaltet werden kann.

Der Abbau von Kohlenstoff im Deponiekörper durch die Belüftung, der parallel zur Oxidation der Stickstoffverbindungen stattfindet, erreichte bislang 3.500 Mg TC bei einem weitgehend linearen Anstieg (Abb. 9). Bei Abschaltung der Belüftung in ca. zwei Jahren wird eine Abbaumenge von insgesamt 5.000 Mg TC erwartet.

Entwicklung TN Abbau

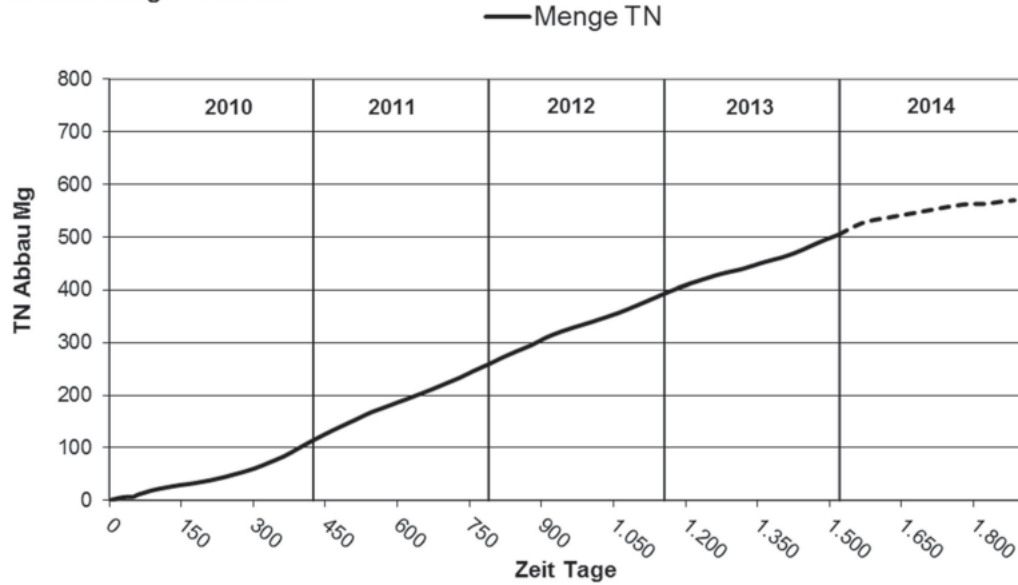


Abb. 8: Umsatz von TN (Total Nitrogen) als Summenkurve seit Beginn der Belüftung für die gesamte Deponie, strichlierte Linie ist die Prognose.

Entwicklung TC Abbau

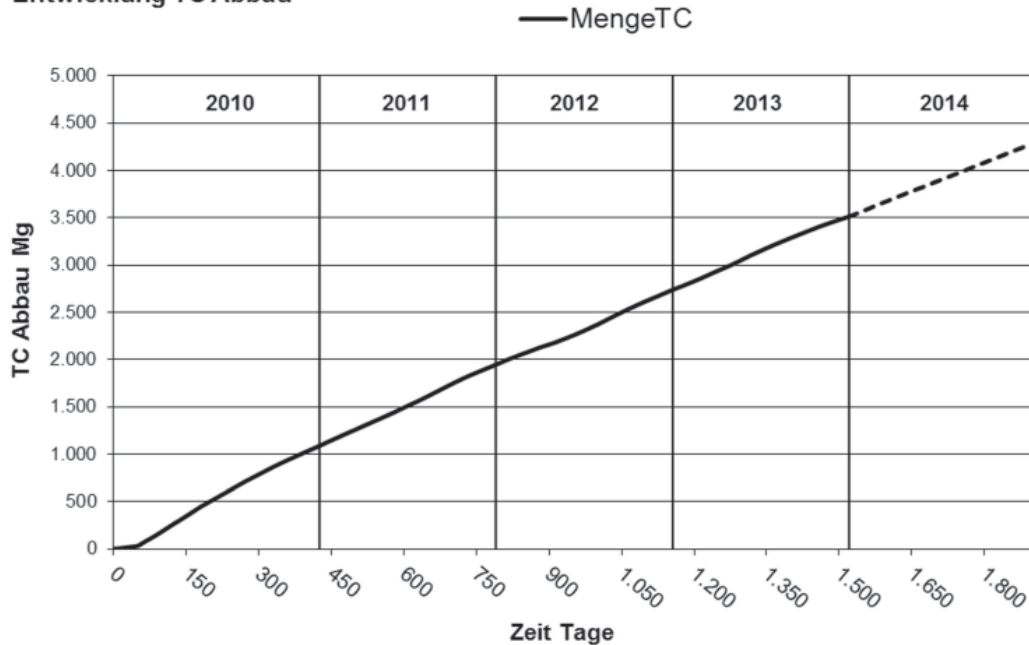


Abb. 9: Umsatz von TC (Total Carbon) als Summenkurve seit Beginn der Belüftung für die gesamte Deponie, strichlierte Linie ist die Prognose.

Kohlenstoffsene Deponie - Restkohlenstoffgehalt nach Aerobisierung

E. Binner, A. Pukhnyuk & M. Huber-Humer

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Aus den Ergebnissen von Langzeitlaborversuchen zur Bestimmung der Gasbildung (gemäß Ö-NORM S2027 Teil 2, 2012) von Materialien aus MBA-Anlagen und Altdeponien wurde deren Gasbildungspotential abgeschätzt. Dazu wurde in einem ersten Schritt ein mathematisches Modell (log-Normalverteilungsfunktion) der Gasbildung entwickelt, mit dessen Hilfe der Gasbildungsverlauf bis zum Ende der Gasbildung extrapoliert werden kann. Derzeit ist das Modell auf 141 Langzeitversuche angewendet worden. Aus dem Kohlenstoffgehalt der Materialien und dem abgeschätzten Gasbildungspotential wurde ein wahrscheinlicher End-TOC-Wert des Deponiegutes errechnet. Diese Abschätzung lässt für ordnungsgemäß behandelte MBA-Materialien (Grenzwert der Deponieverordnung für GS21 und Ho wird eingehalten) einen End-TOC-Wert von > 10 % TM erwarten. 6 der Langzeitversuche wurden nach Abklingen der Gasfreisetzung aerobisiert. Dazu wurde das Testmaterial durch Druckbelüftung mit Sauerstoff versorgt. Durch Messung der CO_2 -Konzentration im definierten Abluftstrom wurde der Kohlenstoffabbau berechnet.

1 EINLEITUNG

Das Ziel der mechanisch biologischen Behandlung von Restabfall ist die Mineralisierung bzw. Stabilisierung der organischen Ursprungs-substanzen. Damit wird eine Reduktion von Emissionen nach der abschließenden Deponierung erreicht. Weiters wird eine MBA-Deponie als Kohlenstoffsene betrachtet. Welcher Kohlenstoffanteil schlussendlich langfristig im Deponiegut verbleibt ist derzeit jedoch nicht bekannt.

Am ABF-BOKU wurden in den beiden letzten Jahrzehnten ca. 800 Inkubationsversuche (Ö-NORM S2027 Teil 2 2012) durchgeführt. Untersucht wurden vorwiegend Proben aus mechanisch biologischen Behandlungsanlagen (ca. 380 Proben von Input, Proben aus dem Prozess, Output) und aus alten Deponien (ca. 330 Proben aus Hausmülldeponien und MBA-Deponien). Wie in der Ö-NORM gefordert, betrug in den meisten Fällen die Testdauer 21 Tage (verlängert um die Dauer eventuelle auftretenden lag-Phasen).

Um Anhaltspunkte zum Gasbildungspotential bzw. zum Endkohlenstoffgehalt (End-TOC) in MBA-Deponien (nach Abklingen der Gasbildung) zu erhalten, wurde im Auftrag der österreichischen Interessenvertretung MBA (Binner 2012) zunächst 55 Langzeitversuche ausgewertet. In der Zwischenzeit wurden 141 Langzeitgasbildungsversuche in die Untersuchung einbezogen. 91 Proben aus MBA-Anlagen und 27 Proben aus Altdeponien – die alle das Brennwertkriterium der Österreichischen Deponieverordnung ($\text{Ho} < 6.600 \text{ kJ/kg TM}$; entspricht nach Binner et al. (1999) $\text{TOC} < 17.5$ % TM) einhalten – wurden für die Auswertung herangezogen.

Alle bisherigen Abschätzungen basieren auf Langzeitgasbildungsversuchen und damit auf der Annahme, dass in den Deponien auf Dauer anaerobe Milieubedingungen erhalten bleiben. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass über sehr lange Zeiträume gesehen allmählich eine Umstellung auf aerobes Milieu erfolgen wird. Dieser Milieuwechsel führt dazu, dass anaerob nicht abbaubare organische Verbindungen verfügbar werden und damit nach einer "Aerobisierung" zusätzliche Mineralisierung bzw. Kohlenstofffreisetzung eintritt. Um diesen Effekt abzuschätzen werden 6

der Langzeitinkubationsversuche seit einigen Monaten aerobisiert. In die Reaktoren werden im Bodenbereich definierte Luftmengen eingeblasen und im Abluftstrom regelmäßig CO_2 -Konzentrationen gemessen.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Mathematische Modellierung der Gassummenkurven

An Hand von 10 ausgewählten Langzeitversuchen (240 bis 1.830 Tage Testdauer) mit unterschiedlich reaktiven Materialien aus 5 Österreichischen MBA-Anlagen wurde gemeinsam mit Kollegen des Instituts für Mathematik des Departments für Integrative Biologie der BOKU ein mathematisches Modell zur Bestimmung des Gesamtgasbildungspotentials entwickelt (Tintner et al. 2011). Mittels einer log-Normalverteilungsfunktion wurde die im Labor gemessene Gasbildungskurve abgebildet. Das Modell erlaubt (durch Extrapolation) die Langzeitgasbildung vorherzusagen.

Die gewählte log-Normalverteilungsfunktion bildet vor allem die „späte“ Gasbildung deutlich besser ab, als das bisher angewendete Deponiegasprognosemodell von Tabasaran & Rettenberger (1987), das mit einer „Erste Ordnung Abbaureaktion“ (Exponentialfunktion) arbeitet. Tintner et al. (2011) zeigten, dass die Anwendung des Exponentialmodells für alle ausgewerteten 10 Proben zu Minderbefunden der Langzeitgasbildung führt.

Zu den am ABF BOKU durchgeführten Inkubationsversuchen ist anzumerken, dass diese unter „optimierten“ Randbedingungen im Labor (40 °C, Material auf < 20 mm zerkleinert und auf Wasserkapazität befeuchtet) durchgeführt wurden. Das Gaspotential wird den realen Bedingungen entsprechen, der Endzustand wird aber unter Laborbedingungen rascher erreicht.

Für die Modellierung wird der Gasbildungsversuch in 2 Teile gegliedert. Die Hauptphase (incl. eventuell auftretender lag-Phase) und die Endphase (Abbildung 1). Als Ende der Hauptphase wurde jener Zeitpunkt definiert, ab dem die aktuelle tägliche Gasbildung weniger als 1 % der bis dahin gebildeten Gesamtgasmenge beträgt. Die 10 von Tintner et al. (2011) ausgewerteten Gasbildungskurven (GS21 zwischen 2,7 und 109,8 NI/kg TM) erreichten dieses Stadium nach einer Testdauer zwischen 30 und 63 Tagen (Ausnahme: das stark versäuernde Ausgangsmaterial einer Anlage benötigte bei einer lag-Phasendauer von 184 Tagen bis zum Ende der Hauptphase 262 Tage).

Das Gasbildungspotential einer Probe ergibt sich aus der im Inkubationsversuch gemessenen Gassumme während der Hauptphase + der mittels Modell berechneten max. Gasbildung während der Endphase. Details zum Modell wurden bereits bei der Depotech 2012 (Binner et al. 2012) vorgestellt.

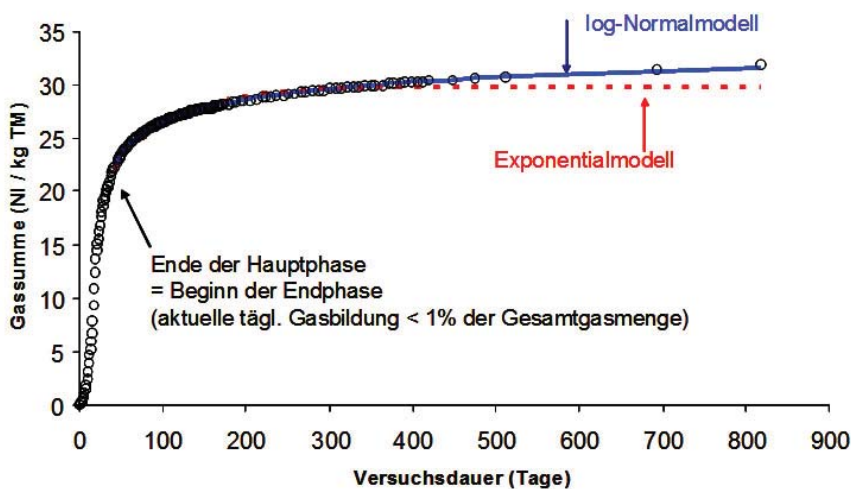


Abb. 1: Vergleich der Modellkurven berechnet mittels Lognormal- bzw. Exponentialfunktion (die Messwerte des Inkubationsversuches sind als Kreise dargestellt).

2.2 Abschätzung des „Endzustandes“ (Kohlenstoffgehalt in der Deponie nach Ende der Gasbildung)

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden Inkubationsversuchsergebnisse von Proben aus 91 MBA-Anlagen und 27 Altdeponien ausgewertet. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu beachten, dass die für diese Untersuchung ausgewerteten Proben aus 12 österreichischen MBA-Anlagen stammen. Diese unterscheiden sich hinsichtlich Ausgangsmaterialaufbereitung (Siebschnitt, fallweise mit Klärschlammzugabe) und Rottetechnik. Die Behandlungsdauer lag zwischen 0 und 32 Wochen. 2 der 79 Proben waren bereits ca. 4-5 Jahre auf einer MBA-Deponie abgelagert

Der Kohlenstoffgehalt im „Endzustand“ der Deponie (nach Ende der Gasbildung) wurde aus dem Ausgangskohlenstoffgehalt der untersuchten Materialien und der über die Gasbildung (Gasbildungspotential) freigesetzten Kohlenstoffmenge (je 1 g Kohlenstoff werden 1,868 l Deponiegas gebildet) abgeschätzt. Der über das Sickerwasser ausgetragene Kohlenstoff bleibt dabei unberücksichtigt. Dies ist für eine erste Abschätzung zulässig, da bei Hausmülldeponien mit 90 % der überwiegende Anteil an Kohlenstoff über das gebildete Deponiegas ausgetragen wird (Lechner & Huber-Humer 2004). Nur etwa 10 % werden über den Sickerwasserpfad emittiert.

Der die TOC-Konzentration im „Endzustand“ ebenfalls beeinflussende Tro -kenmasseverlust wurde über das Verhältnis TOC/GV berücksichtigt. Dieses liegt für 353 untersuchte MBA-Materialien zwischen 0,45 und 0,67. Für die Kohlenstoffbilanz wurde der Mittelwert von 0,55 verwendet. Somit bedeutet 1 g Kohlenstoffabbau eine Trockenmassereduktion von $1/0,55 = 1,818$ g TM.

3 ERGEBNISSE

Für die Auswertung wurden die Proben in 5 Reaktivitätsklassen eingeteilt (siehe Tab. 1 und 2). Klasse 1 charakterisiert sehr stabile Materialien mit $GS_{21} < 7$ NI/kg TM (der Grenzwert für die Erlaubnis zur Deponierung liegt bei 20 NI/kg TM). Klasse 2 charakterisiert stabiles Material (GS_{21} liegt zwischen 7 und 20 NI/kg TM). Klasse 3 (mäßig stabil) weist eine GS_{21} zwischen 20 und 40 auf. Klasse 4 (reaktiv) liegt zwischen 40 und 60. Klasse 5 (sehr reaktiv) überschreitet den Wert von 60 NI/kg TM.

In Tabelle 1 sind die End-TOC-Werte von 91 MBA-Proben nach Reaktivitätsklassen geordnet. Überraschenderweise steigt der End-TOC-Wert mit der Reaktivität des untersuchten Materials. Die Erklärung dafür ist einerseits, dass unter anaeroben Bedingungen viele organische Komponenten (zum Beispiel Holz) nicht oder nur sehr schwer abbaubar sind. Durch die Kombination aerober + anaerober Abbau kommt es zu einem „vollständigeren“ Abbau, was zu geringeren End-TOC-Werten führt. Andererseits weisen reaktivere MBA-Materialien meist noch nicht Deponiequalität hinsichtlich des Brennwertes auf. Der TOC im Inputmaterial des Inkubationsversuchs ist somit bei einigen Proben zu einem erheblichen Anteil durch nicht abbaubaren Kohlenstoff aus Kunststoffen bedingt, der bei ordnungsgemäßer Endaufbereitung in der MBA nicht in die Deponie gelangen würde.

Für ordnungsgemäß stabilisiertes MBA-Material (70 Proben), das die Grenzwerte der österreichischen Deponieverordnung für Reaktivität und Brennwert einhält, kann nach dieser Auswertung mit „End-TOC-Werten“ in der Größenordnung von 13,3 % TM (Bereich von 5,7 bis 17,5 % TM) gerechnet werden. Nur für 7 der 91 Proben ergab die Modellierung einen „End-TOC“ < 10 % TM.

Tabelle 2 zeigt die abgeschätzten „End-TOC-Werte“ der 27 Altdeponie-Proben nach Reaktivitätsklassen. Die für die Langzeitversuche verwendeten Altdeponie-Proben wiesen zum Großteil GS_{21} -Werte unter 20 NI/kg TM auf und waren damit als stabil bis sehr stabil einzustufen. 5 der Proben überstiegen eine GS_{21} von 20 NI/kg TM. 3 der Proben überstiegen einen TOC von 17,5 % (und damit einen Ho von 6.600 kJ/kg DM). Die gegenüber MBA-Material niedrigeren „End-TOC-Werte“ sind auf die fehlende mechanische Aufbereitung zurückzuführen. Während durch die Restmüllaufbereitung ein an Organik aufkonzentriertes Material entsteht, weisen Altdeponie-Materialien deutlich höhere Inertstoffanteile (z.B. Bauschutt) auf.

Tab. 1: Probenzahl, Mittelwerte, Standardabweichungen, Minima und Maxima für die minimalen End-TOC-Werte von 91 MBA-Materialien in Abhängigkeit ihrer Reaktivität (charakterisiert durch die GS21).

91 MBA-Proben		Anzahl n	Mittelwert	Std.abw.	Min.	Max.
End-TOC bei Klasse 1 (G S ₂₁ < 7 NI/kg TM)	% TM	39	13,0	2,7	5,9	17,0
End-TOC bei Klasse 2 (G S ₂₁ = 7-20 NI/kg TM)	% TM	31	13,7	2,2	8,8	16,6
End-TOC bei Klasse 3 (G S ₂₁ = 20-40 NI/kg TM)	% TM	12	13,0	1,6	9,8	15,0
End-TOC bei Klasse 4 (G S ₂₁ = 40-60 NI/kg TM)	% TM	5	14,3	3,0	9,8	17,5
End-TOC bei Klasse 5 (G S ₂₁ > 60 NI/kg TM)	% TM	4	17,9	0,8	17,0	18,7

Tab. 2: Probenzahl, Mittelwerte, Standardabweichungen, Minima und Maxima für die minimalen End-TOC-Werte von 27 Altdeponie-Materialien in Abhängigkeit ihrer Reaktivität (charakterisiert durch die GS21).

27 Altdeponie-Proben		Anzahl n	Mittelwert	Std.abw.	Min.	Max.
End-TOC bei Klasse 1 (G S ₂₁ < 7 NI/kg TM)	% TM	14	10,8	4,8	3,7	22,0
End-TOC bei Klasse 2 (G S ₂₁ = 7-20 NI/kg TM)	% TM	8	11,0	5,0	2,6	19,6
End-TOC bei Klasse 3 (G S ₂₁ = 20-40 NI/kg TM)	% TM	2	7,3	2,8	5,3	9,3
End-TOC bei Klasse 4 (G S ₂₁ = 40-60 NI/kg TM)	% TM	2	7,6	0,3	7,3	7,8
End-TOC bei Klasse 5 (G S ₂₁ > 60 NI/kg TM)	% TM	1	10,6	-	10,6	10,6

Alle bisherigen Abschätzungen basieren auf Langzeitgasbildungsversuchen und damit auf der Annahme, dass in den Deponien auf Dauer anaerobe Milieubedingungen erhalten bleiben. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass über sehr lange Zeiträume gesehen, allmählich eine Umstellung auf aerobes Milieu erfolgen wird. Dieser Milieuwechsel führt dazu, dass anaerob nicht abbaubare organische Verbindungen verfügbar werden und damit nach einer „Aerobisierung“ zusätzliche Mineralisierung bzw. Kohlenstofffreisetzung eintritt. Um diesen Effekt abzuschätzen werden 6 der Langzeitinkubationsversuche seit einigen Wochen aerobisiert. In die Reaktoren werden im Bodenbereich definierte Luftmengen eingeblasen und im Abluftstrom wird regelmäßig die CO₂-Konzentration gemessen.

Die Dauer der „Aerobisierung“ ist derzeit noch zu kurz, um gesicherte Aussagen hinsichtlich des „End-TOC“ machen zu können. Klar ersichtlich ist bereits, dass die Belüftung zu einem deutlichen „Mineralisierungsschub“ führt (Abbildung 2 und 3). Bei aktuellen Zuluftmengen zwischen 160 bis 270 ml/kg TM und Stunde betragen die CO₂-Konzentrationen in Abhängigkeit von der bisherigen Belüftungsdauer 0,7 bis 3,6 Vol.-%. Spuren von Methan konnten nur zu Beginn der Belüftung festgestellt werden.

Abbildung 2 zeigt ein 20 Jahre deponiertes Material, das nur mehr eine sehr geringe Reaktivität (GS21 = 3,7 NI/kg TM) aufweist. Mit Start der Belüftung nach 6,2 Jahren Anaerobtest setzt starke CO₂-Freisetzung ein. Die innerhalb von 6 Monaten „Aerobisierung“ mineralisierte Kohlenstoffmenge entspricht etwa der zuvor unter anaeroben Bedingungen freigesetzten Kohlenstoffmenge. Dies kam nicht unerwartet, da die untersuchte Deponiegutprobe bis zur Probenahme noch keinen aeroben Abbaubedingungen ausgesetzt gewesen war und daher ausreichend anaerob nicht verfügbare Komponenten vorhanden sind. Insgesamt (anaerob + aerob) wurden bisher ca. 16 % des Inputkohlenstoffes (TOC = 6,3 % TM) freigesetzt.

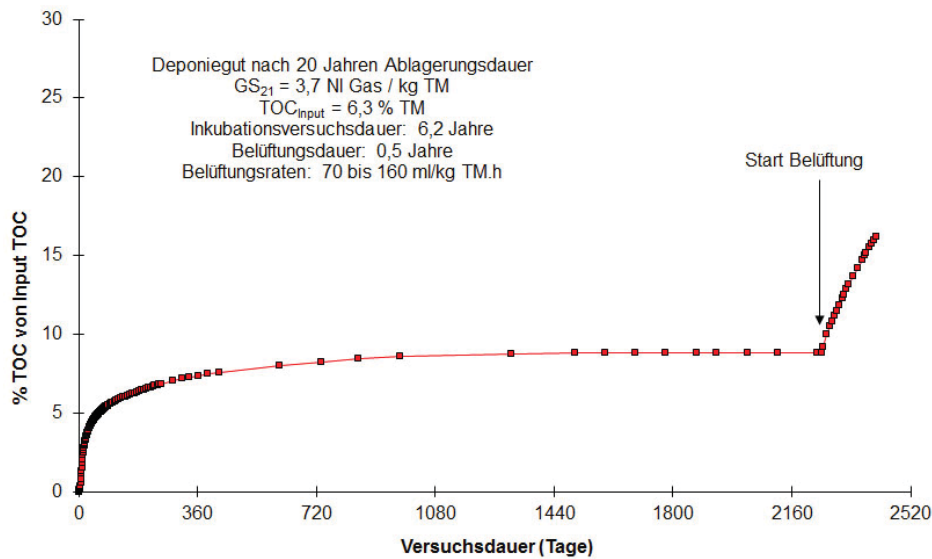


Abb. 2: Gassummenkurve (Messwerte) einer Probe aus einer Altablagerung (Ablagerungsdauer 20 Jahre / Probenahme 2007). Nach einer Inkubationsversuchsdauer von 6,2 Jahren wurde das Material aerobisiert (Belüftungsdauer derzeit 6 Monate).

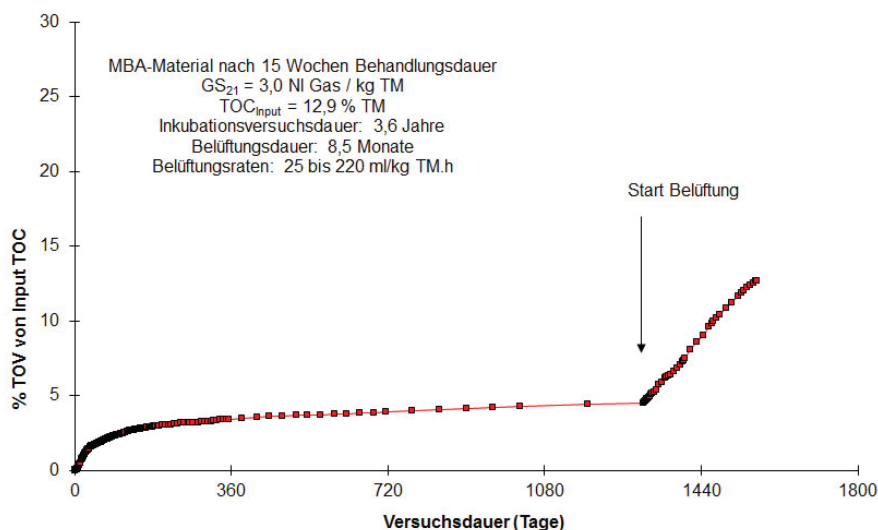


Abb. 3: Gassummenkurve (Messwerte) einer Probe aus einer Altablagerung (Ablagerungsdauer 20 Jahre/ Probenahme 2007). Nach einer Inkubationsversuchsdauer von 6,2 Jahren wurde das Material aerobisiert (Belüftungsdauer derzeit 6 Monate).

MBA-Material nach 15-wöchiger Behandlungsdauer zeigt jedoch überraschend ein sehr ähnliches Verhalten (Abbildung 3). Aus dem durch die biologische Behandlung sehr gut stabilisierten Material ($GS_{21} = 3,0$ NI/kg TM) wurden während der 3,6 Jahre dauernden anaeroben Testphase nur 4,5 % des Inputkohlenstoffes als Gas freigesetzt. Seit Einsetzen der Belüftung vor 8,5 Monaten wurden weitere 8,2 % mineralisiert. Die Gesamtkohlenstofffreisetzung über die Gasphase beträgt derzeit 12,7 % vom Inputkohlenstoffgehalt.

Aktuell betragen die Restkohlenstoffgehalte der beiden dargestellten Materialien $TOC = 5,3$ % TM bzw. 12,2 % TM. Die Modellberechnungen für fortdauernde anaerobe Lagerung ergaben „End-TOC“ = 5,7 % TM bzw. 12,0 % TM. Durch Aerobisierung ist daher jedenfalls mit geringeren „End-TOC“-werten zu rechnen als prognostiziert. Wie Abbildung 2 und 3 zeigen sind jedoch End-TOC“-Werte derzeit noch nicht abschätzbar.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Die Auswertung von 118 Langzeitgasbildungstests (91 MBA-Materialien und 27 Altdeponie-Materialien) erlaubt folgende Aussagen:

- Die Gasbildung im Inkubationsversuch kann mittels log-Normalfunktion modelliert werden.
- Aus dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) im Ausgangsmaterial des Inkubationsversuches und dem Gasbildungspotential kann ein End-TOC für MBA-Deponien (TOC zum Zeitpunkt ab dem kein Deponiegas mehr gebildet wird) abgeschätzt werden. Berücksichtigt ist in diesem End-TOC allerdings nur der Kohlenstoffaustrag über die Gasphase. Der Austrag über das Sickerwasser (dieser wird unter 10 % des Gesamtaustrages angenommen) muss noch verifiziert werden.
- Die Auswertung von 91 MBA-Proben lässt für jene Proben welche die Grenzwerte für GS21 und Brennwert (Ho) einhalten einen Kohlenstoffabbau (berechnet aus dem mittels Deponiegas ausgetragenen Kohlenstoff) zwischen 2 und 35 % (Mittelwert 11 %) der in die MBA-Deponie eingebrachten Kohlenstoffmasse erwarten.
- Für diese Materialien ist ein End-TOC-Wert von 10 % TM zu erwarten (nur 7 der 91 Proben wiesen einen „End-TOC“ < 10 % TM auf.
- Der Einfluss einer eventuell zukünftigen Aerobisierung der Deponien wurde durch Belüftung von ausgewählten Langzeitinkubationsversuchen (bei Beginn der Belüftung war keine bzw. nur mehr sehr geringe Gasbildung zu beobachten) simuliert. Die Belüftungsdauer ist derzeit noch zu kurz für gesicherte Aussagen. Es ist aber jedenfalls mit deutlich geringeren „End-TOC“-Werten als bei fortdauernden anaeroben Milieubedingungen zu rechnen.

LITERATUR

- Binner, E. Zach, A. & Lechner, P. (1999) Stabilitätskriterien zur Charakterisierung der Endprodukte aus MBA-Anlagen, Forschungsprojekt am ABF BOKU im Auftrag des BMLFUW.
- Binner, E. (2012) Kohlenstoffsенke MBA-Deponie - Auswertung von Laboruntersuchungen zur Langzeitgasbildung von MBA-Material, Studie am ABF-BOKU, durchgeführt im Auftrag der Interessensvertretung der Betreiber von mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen in Österreich.
- Binner, E. Böhm, K. Lechner, P. (2012) Kohlenstoffsенke MBA-Deponie - Auswertung von Langzeitinkubationsversuchen, Tagungsband DepoTech 2012, ISBN 978-3-200-0281-0.
- Lechner, P. & Huber-Humer, M. (2004) Abfallwirtschaft – denken in natürlichen Systemen. In: Lechner P. (Hg.): Kommunale Abfallentsorgung. Facultas Verlag Wien, ISBN 3-8262-2114-8.
- Ö-NORM S2027 / Teil 2 (2012) Beurteilung von Abfällen aus der mechanisch-biologisch Behandlung. Teil 2: Stabilitätsparameter - Gasspendesumme im Inkubationstest (GS21). Austrian Standards Institutes vom 1.7.2012.
- Tabasaran, O. & Rettenberger, G. (1987) Grundlagen zur Planung von Entgasungsanlagen (Basics for planning degasing installation). In: Hösel, Schenkel, Schnurer (eds) Müllhandbuch, vol 1/87. Erich Schmidt.
- Tintner, J. Kühleitner, M. Binner, E. Brunner, N. & Smidt, E. (2011) Modeling the final phase of landfill gas generation from long-term observations. *Biodegradation* 19 (2011), DOI 10.1007/s10532-011-9519-4, Springer.

LNAPL/DNAPL Phasenabschöpfung Altlast O76 „Kokerei Linz“

C. Angermayer
voestalpine Stahl GmbH, Linz, Österreich

G. Gnjezda
SV Büro für Boden+Wasser GmbH, Gallneukirchen,
Austria

A. Schönberg
Montanuniversität Leoben, Institut für Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Im Rahmen der Sanierung der Altlast O76 „Kokerei Linz“ sollen mittels Schad-stoffphasenabschöpfung in Form von Brunnenbauwerken im grundwassergesättigten Bodenbereich vorliegende, organische Phasen, sogenannte LNAPL (Light Non-Aqueous Phase Liquid) und DNAPL (Dense Non-Aqueous Phase Liquid) entfernt werden. Um eine Abschätzung des Austrags zu erhalten und die jeweiligen Einflussfaktoren zu ermitteln, wird dieser Vorgang der Abschöpfung mit Hilfe von mathematischen Simulationsmodellen dargestellt. Durch Variationen der Entnahme-Brunnen, in Anordnung und Form (vertikal, horizontal), können die unterschiedlichen Auswirkungen dargestellt werden. Die Ergebnisse dienen damit auch als Entscheidungshilfe für die Auswahl von Anordnung und Form der Entnahmebrunnen. Mit Hilfe eines Pilotversuches sollen „reale“ Parameter aus dem Umfeld gewonnen werden. Mit diesen Parametern kann das Simulationsmodell angepasst und über die weitere Vorgehensweise sowie Anordnung und Auslegung der Abschöpfanlagen entschieden werden

1 SCHADENSBIld DER ALTlast UND SANIERUNG

Die 1942 in Betrieb genommene Kokerei wurde nach den weitgehenden Zerstörungen gegen Ende des Zweiten Weltkriegs wieder aufgebaut und weiter betrieben. Zur Gewinnung von Nebenprodukten wurde zu Kriegszeiten neben Rohbenzol (Leichtöl, Kohle) auch Teer vor Ort destilliert. Infolge der Kriegseinwirkungen und Zerstörungen diverser Anlagenteile der Kokerei kam es zu massiven Kontaminationen des Untergrundes am Betriebsgelände. Ausgehend von diesen Untergrundverunreinigungen im Boden findet teilweise immer noch ein erheblicher Schadstoffeintrag in das Grundwasser statt. Über die Jahrzehnte hat sich im Grundwasser eine Schadstofffahne von PAK (Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) und BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol) über mehrere hundert Meter Länge ausgebildet.

In den Jahren 2003 bis 2008 wurden vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft sowie vom Landeshauptmann von Oberösterreich ergänzende Untersuchungen an der Verdachtsfläche „Kokerei Linz“ veranlasst. Darauf aufbauend hat das Umweltbundesamt eine umfangreiche Gefährdungsabschätzung (Umweltbundesamt 2009) für die damalige Verdachtsfläche „Kokerei Linz“ durchgeführt. Dies führte zu einer Ausweisung des Areals mit einer Gesamtfläche von 351.000 Quadratmetern als Altlast der Prioritätenklasse 1. In einer Sanierungsvariantenstudie (Sachverständigenbüro für Boden+Wasser GmbH 2009) wurde unter Berücksichtigung ökologischer und ökonomischer Gesichtspunkte folgende Maßnahmenkombination zur nachhaltigen Sicherung und Sanierung der Altlast O76 „Kokerei Linz“ vorgeschlagen:

- Funnel&Gate-System zur Grundwasserabstromsicherung
- Teilräumung der ungesättigten Bodenzone (Hot-Spot Bereiche), Bodenwäsche und Wiederverfüllung
- Bodenluftabsaugung in der ungesättigten Bodenzone
- Schadstoffphasenabschöpfung in der gesättigten Bodenzone

Dieser Beitrag befasst sich mit einem speziellen Verfahren zur Schadstoffphasenabschöpfung in Form von Brunnenbauwerken aus der gesättigten Bodenzone an einem teerölkontaminierten Standort. Im Rahmen dieser Sanierungsmaßnahme sollen im Boden vorliegende, organische Phas-

en, sogenannte LNAPL (Light Non-Aqueous Phase Liquid) und DNAPL (Dense Non-Aqueous Phase Liquid) entfernt werden. Dies sollte vorwiegend mittels einer Phasenschöpfung erfolgen. Um eine Abschätzung des Austrags zu erhalten und die jeweiligen Einflussfaktoren zu ermitteln, wird dieser Vorgang der Abschöpfung mit Hilfe von mathematischen Simulationsmodellen dargestellt. Durch Variationen der Entnahme-Brunnen, in Anordnung und Form (vertikal, horizontal), können die unterschiedlichen Auswirkungen dargestellt werden. Die Ergebnisse dienen damit auch als Entscheidungshilfe für die weitere Vorgehensweise sowie die Auswahl von Anordnung und Form der Entnahmebrunnen.

2 MODELLIERUNG UND VERSUCH ZUR PHASENSCHÖPFUNG

2.1 Einleitung

Vor der Umsetzung wird ein auf Basis von Modellrechnungen konzipierter Versuchsbetrieb durchgeführt, um das Verfahren optimal an die vorherrschenden Standortverhältnisse anzupassen. Mit den gewonnenen Erkenntnissen wird in Folge das Simulationsmodell weiter verfeinert bzw. kann die weitere Vorgehensweise, Anordnung und Auslegung der Phasenabschöpfung in großem Maßstab technisch spezifiziert und optimiert werden. Die Vorgehensweise zur Auslegung des Versuchsbetriebes wird im Folgenden beschrieben.

2.2 Geophysikalische Untergrunderkundung

Vor Umsetzung des Versuchsbetriebs und vor den Modellberechnungen wurde eine Bohrlochgeophysik und flächenhafte, geophysikalische 3D-Stauerkartierung zur Ermittlung von Muldenzonen am Schlierrelief (Undulierung) in Teufen von rd. 17 m unter GOK durchgeführt. Dies diente einerseits zur Differenzierung geologischer Heterogenitäten sowie andererseits zur Ermittlung potentieller Lokalisationen von DNAPL-Phasen in Muldenbereichen.

Der Grundwasserstauer zeigt insgesamt ein mäßig strukturiertes Relief, wobei die Unterschiede bei den Hoch- und Tiefpunkten im gesamten Untersuchungsgebiet in einer Bandbreite von rd. 2 m schwanken (siehe Abb. 1).

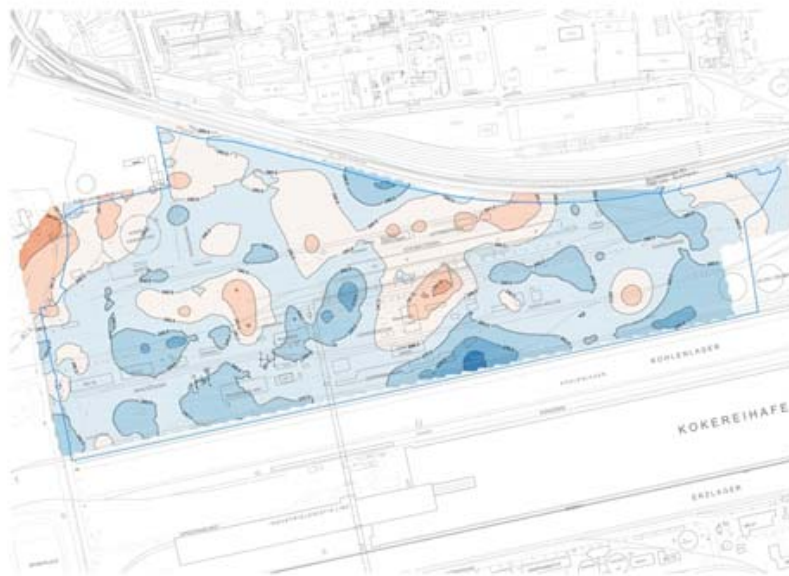


Abb. 1: Erkundung Schlieroberkante auf Basis geophysikalischer Messungen.

2.3 Aufschlussprogramm und Phaseneigenschaften

Zur Ermittlung der lokalen Phasenmächtigkeit für DNAPL und LNAPL wurden in den Bereichen der mittels Geophysik detektierten, potentiellen Muldenstrukturen Untergrundaufschlüsse abgeteuft. Das Ergebnis der Untergrundaufschlüsse zeigt ein breites Körnungsband, welches u.a. auf die Phasenausbreitung einen großen Einfluss aufweist. So zeigte sich, dass am Standort angetrof-

fene Phase vorwiegend im Hangenden von Sandlagen verweilt und nicht bis zur Stauerberkante absinkt. Die angetroffene Mächtigkeit der DNAPL-Phase reicht von einigen cm bis zu mehreren Metern.

Aufgrund dieser Erkenntnisse wurde anhand von Laborversuchen das Eindringverhalten der DNAPL in Sand untersucht. Dabei wurden Sande unterschiedlicher Korngrößen verwendet um eine Aussage über die Grenzkorngröße zu erhalten, bei welcher die DNAPL nicht mehr von selbst in den Sand eindringen kann. Zudem wurde die Temperaturabhängigkeit des Eindringverhaltens bei Raumtemperatur als Referenz, bei 13°C (Grundwassertemperatur) und 37°C (Simulation Wärmeeintrag).

Über eine Versuchsdauer von 120 Stunden konnte die DNAPL - Phase weder den Sand 1-2 mm noch die Korngrößenklasse 2-4 mm komplett durchdringen (siehe Abb. 2).

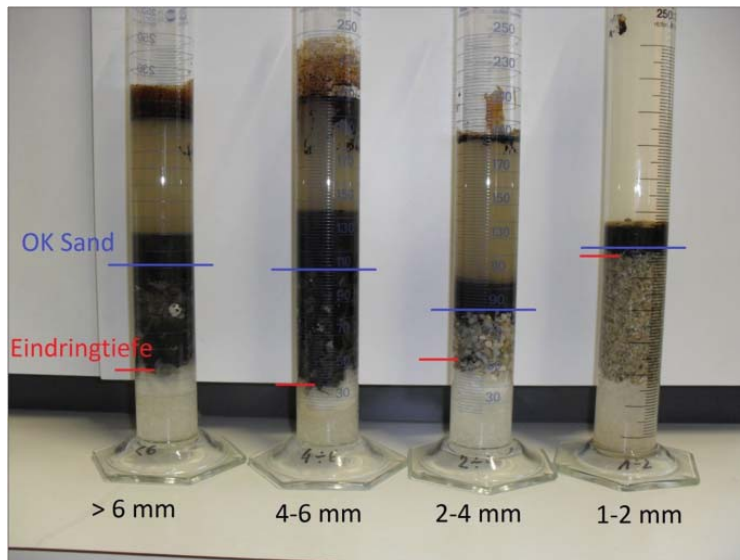


Abb. 2: Eindringtiefe der DNAPL in Abhängigkeit der Korngröße.

2.4 Modellberechnungen

Mit Hilfe eines sogenannten Pilotversuches sollen „reale“ Parameter aus dem Umfeld gewonnen werden. Mit diesen Parametern kann das Simulationsmodell angepasst und über die weitere Vorgehensweise, Anordnung und Auslegung der Abschöpfanlagen entschieden werden.

Zur Simulation des Vorversuchs (Dauer bzw. Versuchsanordnung) wurde eine vereinfachte Berechnungsmethodik für LNAPL und DNAPL zur ersten Näherung entwickelt, um allfällige Einflussfaktoren und das Fließverhalten der Phasen ersichtlich zu machen. Zur Überprüfung des vereinfachten Modells erfolgte eine numerische Simulation zur detaillierten Beschreibung mehrphasiger Strömungen in porösen Medien.

2.4.1 Computational Fluid Dynamics (CFD) - Modell

Bei dem für den Vergleich verwendeten CFD - Modell handelt es sich um einen Volume of Fluid (VoF) Solver, für den zwei bestehende VoF Solver aus dem Softwarepaket OpenFOAM (<http://www.openfoam.com/>) kombiniert wurden. Bei diesen Solvoren handelt es sich um MultiphaseInterFoam, welcher Mehrphasenströmungen beschreiben kann und PoroInterFoam, welcher zur Beschreibung einer Zweiphasenströmung innerhalb und außerhalb poröser Medien geeignet ist. Dadurch erhält man einen Solver welcher Mehrphasenströmungen innerhalb und außerhalb poröser Medien wiedergibt.

Zuerst wurde ein 3D Modell mit einem Brunnen und rund 3,5 Mio. Zellen erstellt. Dieses enthält alle vorkommenden Phasen, Luft, LNAPL, Wasser und DNAPL. Am Boden des Brunnens, welcher in Abbildung 3 schwarz dargestellt ist, wird jene Menge DNAPL entnommen, sodass der Boden gerade bedeckt bleibt.

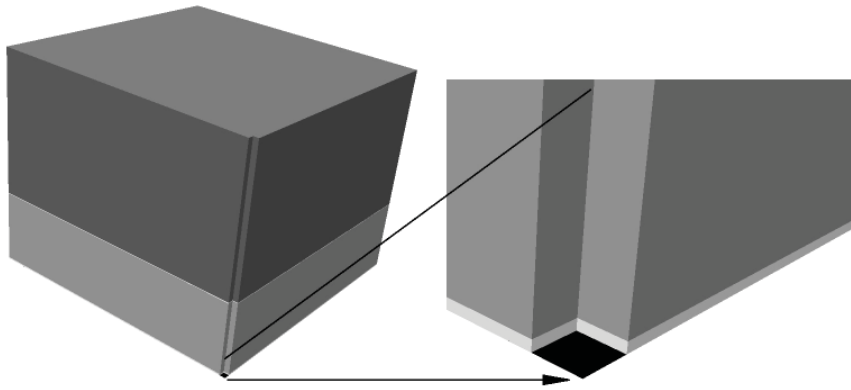


Abb. 3: Aufbau des CFD-Modells.

In diesem 3D Modell kam es zu einer Mischung zwischen der DNAPL Phase und dem Wasser, hierbei bedeutet Mischung lediglich, dass in einer Zelle sowohl DNAPL als auch Wasser vorhanden sind. Dies kann auf zwei Ursachen zurückgeführt werden. Zum einen kommt es zu numerischen Mischungseffekten, diesen kann man mit einem feineren Rechnetetz und besseren Diskretisierungsverfahren unterdrücken. Zum anderen lässt sich die Trennung der Phasen durch deren Oberflächenspannung beeinflussen. Des Weiteren konnte aus dem 3D Modell die Erkenntnis gewonnen werden, dass lediglich die ersten Zentimeter an Wasser einen Einfluss auf die Strömung der DNAPL Phase haben und alle darüber liegenden Phasen vernachlässigt werden können.

Um trotz der feinen Netzaufösung und dem besseren Diskretisierungsverfahren eine vertretbare Rechenzeit zu gewährleisten, wurden die weiteren Untersuchungen an einem 2D Modell mit einer Höhe von 0,5m und einer Länge von 22,5m vorgenommen.

2.4.2 Vereinfachtes Excel-Modell

Das vereinfachte Excel-Modell (basierend auf einem Finite-Differenz-Ansatz) sollte für die Untersuchung von unterschiedlichen Anordnungen eine hinreichende Genauigkeit ermöglichen. Die 2-Phasenströmung bei der Wasser-DNAPL-Strömung wird vereinfacht durch eine 1-Phasenströmung mit den Differenzeigenschaften der beiden Phasen angesetzt und über einen Korrekturfaktor angepasst. Zur Veranschaulichung der Phasenentnahme und Vergleichsmöglichkeit der Simulationen wird ein Ausschnitt gewählt, welcher rechteckig aufgebaut ist. Die Länge des oben erwähnten 0,1 m breiten Kanal-Ausschnitts beträgt 22,5 m und die DNAPL befindet sich am Boden aufliegend mit einer Phasenhöhe von 0,1 m. Über dieser Phase befindet sich Wasser. An einer Seite befindet sich ein Entnahmebrunnen (immer vollständig mit Wasser gefüllt), über welchen die Phase bei konstantem Pegel abfließen kann. Nun soll der zeitliche Austrittsverlauf der DNAPL untersucht und mit der CFD Berechnung verglichen werden.

Folgende Abbildung 4 zeigt die errechneten Verläufe (CFD- Modell und vereinfachtes Excel-Modell) von Phasenhöhe und Geschwindigkeit über die Entfernung vom Brunnen bis 2,5 m für einen Zeitpunkt von 12 Stunden nach Beginn des Abschöpfungsvorganges.

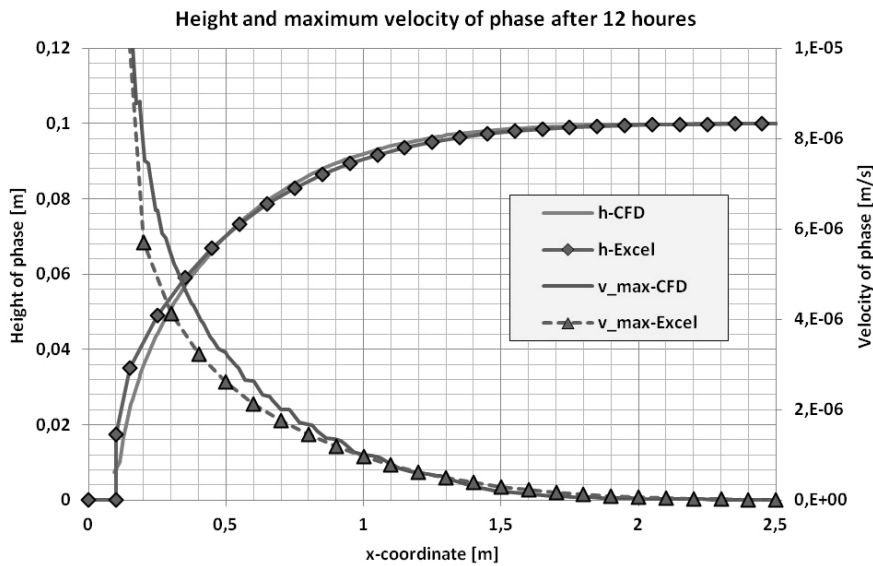


Abb. 4: Phasenhöhe und Geschwindigkeit nach 12 Stunden.

Gut ersichtlich ist die Auswirkung der vereinfachten Annahmen und Wahl der Intervallgrößen im Bereich der Brunnennähe. Hier stellt sich der Verlauf des Phasenspiegels im vereinfachten Modell etwas steiler als in der CFD-Simulation dar. In Summe jedoch ergibt der Zusammenhang aus Phasenhöhe und Geschwindigkeit einen annähernd gleich großen zeitlichen Austrag an Phase. Ähnliche Ergebnisse liefert ein Vergleich der beiden Phasenverläufe nach einem Zeitraum von 30 Stunden.

Nun sollen die unterschiedlichen Einflüsse auf die Phasenschöpfung gefunden und dargestellt werden. Einerseits gibt die Phase selbst, durch ihre Eigenschaften wie Dichte und Viskosität, entscheidende Parameter für den Verlauf der Abschöpfung vor. Andererseits beeinflusst die Lage der Phase (aufschwimmend oder unterwasserliegend) den für die Abschöpfung notwendig treibenden Druckgradienten.

Die Lage und Form der Entnahmebrunnen hat einen großen Einfluss auf das Austragsverhalten der Phasenschöpfung. Um die idealste Anordnung für den jeweiligen Fall zu finden, wurden verschiedenen Anordnungen gerechnet und verglichen. Die verbleibende Restphase nach einer bestimmten Zeitperiode liefert eine Aussage über den Abschöpferfolg.

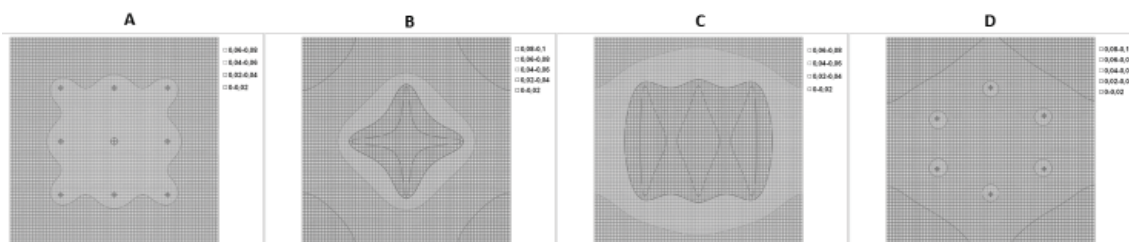


Abb. 5: Unterschiedliche Anordnungen von DNAPL Entnahmebrunnen und Gräben.

In Beispiel "A" befinden sich 9 vertikale Entnahmebrunnen um die DNAPL zu entfernen. Auch in Beispiel "D" werden vertikale Brunnen verwendet; in einer Sechseck-Anordnung. Die Beispiele "B" und "C" zeigen eine Anordnung von horizontalen Brunnen oder Gräben (gekreuzt und parallel angeordnet), welche die Phase über ihre gesamte Länge entnehmen können.

Die Ergebnisse der Berechnungen ergeben die zeitlichen Verläufe der Phasentfernung für die verschiedenen Anordnungen der Entnahmebrunnen. Folgende Abbildung 6 zeigt die errechneten Abpumperfolge für die jeweiligen Anordnungen.

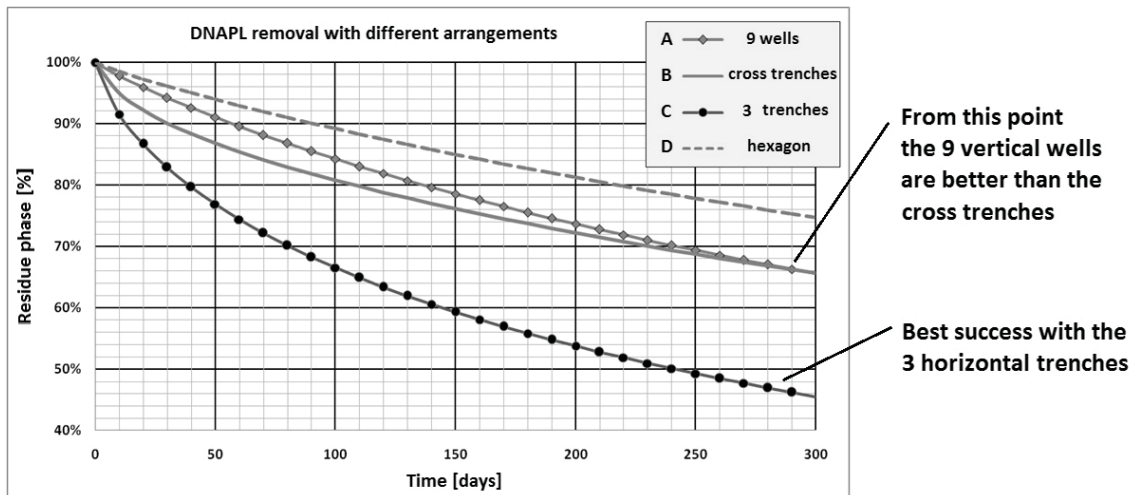


Abb. 6: Abpumperfolge für verschiedene Anordnungen der Entnahmebrunnen.

3 ERGEBNIS UND SCHLUSSFOLGERUNG

Im Rahmen der Modellierung konnte gezeigt werden, dass die Abschöpfung für die LNAPL relativ schnell und problemlos erfolgen könnte. Eine aufwendige (und auch teurere) Anordnung von horizontalen Gräben wäre dafür nicht notwendig. Anders sieht es jedoch bei der Abschöpfung der DNAPL aus. Hier würden horizontale Drainagegräben die effizienteste Abschöpfung ergeben. Auch konnte gezeigt werden, dass eine kreuzförmige Anordnung von horizontalen Brunnen (Drainagerohre) im Vergleich zu vertikalen Brunnen nur in der ersten Abschöpfphase von Vorteil wäre. In größerer Entfernung zu den Entnahmebrunnen wird ein Abpumpen der Phase beträchtlich erschwert.

Aufgrund des breiten Körnungsbandes im Übergangsbereich der quartären Sedimente zum Schlier ist vor Umsetzung der Phasenabschöpfung für DNAPL ein ex-situ Großversuch hinsichtlich Auswahl der optimalen Rohre für die Horizontaldrainage notwendig. Dabei spielen aus technischer Sicht v.a. die Filterfläche, der Durchmesser, das Material und die Wandstärke eine wesentliche Rolle. Das Ziel dabei ist, die verschiedenen zur Auswahl stehenden Filterrohrtypen (Wickeldraht, Loch, Schlitz) hinsichtlich ihrer Abschöpf- und Einbaueigenschaften zu testen und zu vergleichen. Weiters sollen die Filterrohrtypen auf eine eventuell auftretende Verlegung der Lochfläche durch Sediment und die somit erforderlichen Wartungsmöglichkeiten untersucht werden. Außerdem wird untersucht ob und inwiefern ein Wärmeeintrag Einfluss auf das Abschöpfverhalten und die Mobilität der DNAPL-Phase hat und sich die Ergebnisse dabei mit der Simulation decken.

LITERATUR

- Mohrlock, U. (2009) *Bilanzmodelle in der Grundwasserhydraulik*. Karlsruhe, Germany: Universitätsverlag Karlsruhe. <http://www.openfoam.com/>
- Sachverständigenbüro für Boden+Wasser GmbH (September 2009) *Sanierungsvariantenstudie zur Erlangung von Fördermitteln nach UFG für die Altlast „Kokerei Linz“*.
- Umweltbundesamt (2009) *Altstandort „Kokerei Linz“, Gefährdungsabschätzung und Prioritätenklassifizierung (§ 13 und § 14 Altlastensanierungsgesetz)*.

Kombinierte hydraulische und mikrobiologische *In-Situ*-Sanierung am Hbf Wien

J. Engel

ÖBB Infrastruktur AG, Wien, Österreich

B.T. Bogolte & H.P. Weiss

TERRA Umwelttechnik GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Im Sinn einer nachhaltigen Streckenbewirtschaftung entschloss sich die ÖBB, einen Dieselschaden auf dem Gelände des ehemaligen Südbahnhofs im Zuge der Errichtung des neuen Wiener Hauptbahnhofs umfassend zu beseitigen. Hierfür wurden zunächst etwa 4.500 m³ schadstoffhaltiges Bodenmaterial ausgegraben und fachgerecht entsorgt. Die restlichen Bodenbereiche wurden durch eine *In-Situ*-Sanierung gereinigt. Da lediglich ein schmales Zeitfenster bis zur Errichtung des neuen Hauptbahnhofs zur Verfügung stand, bot sich der kombinierte Einsatz von hydraulischen und biologischen Reinigungsverfahren an. Mittels eines "Pump and Treats" wurden in erster Linie die belasteten Grundwässer durch Wasserentnahme aus neu errichteten Brunnen gesichert sowie der sich am Grundwasser befindliche Diesel abgepumpt und einer gesonderten Verwertung zugeführt, wodurch insgesamt rund 20.500 Liter reiner Diesel aus dem Grundwasser entfernt werden konnten. Die verbleibenden Anteile an Diesel im Boden, wurden biologisch im Boden abgebaut. Nach Abzug der Ölphase aus dem Grundwasserregime erfolgte als zweiter Behandlungsschritt das Biosparging, welche in jenen Bereichen des Sanierungsfeld sukzessive gestartet wurden, an denen die Ölphase bereits vollständig abgezogen wurde. In der ungesättigten Bodenzone wurde der biologische Abbau mittels Bioventing forciert. Die schadstoffbelastete Bodenluft, sowohl aus dem Strippingeffekt des Biosparging als auch aus normaler Verflüchtigung in der ungesättigten Bodenzone stammend, wurde über die Bodenluftabsaugung erfasst und über Aktivkohlefilter gereinigt. Während der gesamten Sanierungsdauer von zwei Jahren konnten durch das gewählte Maßnahmenbündel der Sanierungsgrenzwert von 3.000 mg/kg KW im Feststoff sowie die Phasenfreiheit im Grundwasser erreicht werden.

1 EINLEITUNG

Sieben Kopfbahnhöfe sind in Wien, der ehemaligen Reichshauptstadt im Zentrum der Monarchie im Laufe der Geschichte entstanden. Wegen der hohen innerstädtischen Bodenpreise, der geringeren Zahl belästigter Anrainer und der topografischen Verhältnisse wurden sie außerhalb der Stadt oder in Stadtrandgebieten errichtet. Aber schon seit etwa den siebziger Jahren des 19. Jahrhunderts gab es die Diskussion, diese Bahnhöfe in einem „Centralbahnhof“ zusammenzulegen. Mehr als ein Jahrhundert später, nach Ostöffnung und EU-Beitritt war es endlich soweit. Am Standort der bisherigen Kopfbahnhöfe der Süd- und der Ostbahn, die seit den fünfziger Jahren des vorigen Jahrhunderts in einem Aufnahmegebäude als Doppelkopfbahnhof endeten, sollte ein Durchgangsbahnhof entstehen. Mit Einbindung der Westbahn über den Lainzer Tunnel über dem Vorbahnhof Meidling können von diesem neuen Hauptbahnhof aus alle Richtungen und alle österreichischen Nachbarländer von Wien aus erreicht werden.

Schrittweise änderte sich die Konzeption des Hauptbahnhofs vom reinen Nahverkehrsbahnhof über ein Infrastrukturprojekt, das die Anforderungen des städtischen Umfeldes berücksichtigt, zu einem Gesamtprojekt, in dem Bahn-Infrastruktur und Stadtentwicklung einander wechselseitig bedingen. Was das Projekt Hauptbahnhof überhaupt erst möglich machte, ist sein Hybridcharakter als Eisenbahn-, Immobilien- und Stadtentwicklungsprojekt. Dies wurde im Jahr 2003 samt Finanzierungsschlüssel in einem von Bund, Stadt Wien und ÖBB unterzeichneten „Letter of Intent“ festgehalten. Damit war der Startschuss für die derzeit spektakulärste Baustelle in Wien und das größte innerstädtische Investitionsprojekt der ÖBB gefallen. Das Projekt tangiert fünf Wiener

Gemeindebezirke, den 3., 4., 10., 5. und 12. Bezirk. Nur 2,5 Kilometer Luftlinie vom Stadtzentrum entfernt entsteht auf 109 ha Gesamtfläche der Hauptbahnhof Wien und mit ihm ein ganzes, neues Stadtviertel.

Das Bahn-Infrastrukturprojekt selbst umfasst auf 6,7 km Länge über 100 km neue Gleise, 330 neue Weichen, ein komplett neues elektronisches Stellwerk und einen Durchgangsbahnhof mit 12 Gleisen, 10 Bahnsteigkanten und einem Rautendach als architektonisches Landmark. Der Hauptbahnhof Wien wird eine der wichtigsten Drehscheiben in der Mitte Europas. Hier kreuzen einander die Magistrale für Europa (von Paris nach Bratislava; TEN Korridor 17), die baltisch-adriatische Achse (von Danzig nach Wien TEN Korridor 22) und der TEN Korridor 23 (von Mitteleuropa an die Ägäis und das Schwarze Meer).

1.1 Bodenkontamination Dieseltankstelle

Aufgrund der Tatsache, dass das Projektgebiet seit Jahrzehnten vom Eisenbahnbetrieb und von Industrie-Betrieben genutzt wurde, verbunden mit zahlreichen Beschädigungen im 2. Weltkrieg, war schon in der Planungsphase mit Bodenkontaminationen zu rechnen.

Diese wurden erkundet und im Zuge der Baugenehmigungsverfahren wurden Sanierungsverfahren entwickelt und behördlich eingereicht.

Im Ostteil der zukünftigen Gleisanlage befindet sich eine Diesel-Kontamination, die auf den Betrieb einer Diesel-Loktankstelle zurückzuführen ist. Das ursprünglich geplante Projekt hat den vollständigen Aushub des kontaminierten Erdreichs vorgesehen sowie eine nachlaufende Grundwasser-Beweissicherung.

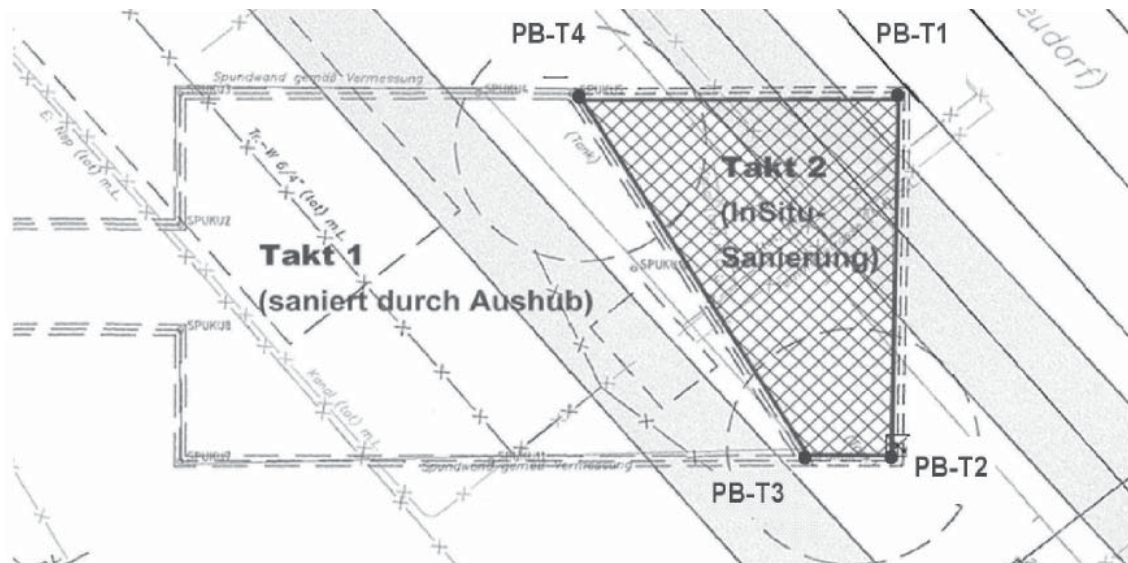


Abb. 1: Sanierungsfläche mit Einteilung der zwei Projektphasen (Takt 1 und 2).

An der Oberfläche verlaufen während der gesamten Bauzeit in Betrieb stehende Gleise, eine vollständige Freimachung der betroffenen Fläche war daher von Beginn an ausgeschlossen. Eine Sanierung in zwei Bauphasen mit zwei Jahren Abstand wurde daher konzipiert.

Der Aushub in der ersten Bauphase (Takt1, siehe Abb. 1) wurde mittels Spundwänden in mehreren Horizonten bis auf eine Tiefe von ca. 19 m ausgeführt und insgesamt 4.500 m³ schadstoffhaltiges Bodenmaterial ausgekoffert. Die Ausführung hat nicht nur Probleme beim Einbringen und Ziehen der Spundwände sondern auch eine sehr zeitaufwendige Bauführung unter erschwerten Arbeitsbedingungen (Platzverhältnisse, Belüftung, mehrere Aussteifungshorizonte) mit sich gebracht.

Nach Abschluss der ersten Bauphase wurde im Kreise der Projektbeteiligten unter Einbeziehung der zuständigen Behörden eine alternative Sanierungsmethode entwickelt. Aus Sicht des

Auftraggebers ÖBB war das mit dem Aushub im Zusammenhang stehende Bauzeit-Risiko mit drohender Verlängerung der ohnehin knappen Bauzeit für das Gesamt-Vorhaben Hauptmotivation für die Bearbeitung von alternativen Sanierungskonzepten.

Die Zeit zwischen den geplanten Aushub-Bauphasen von zwei Jahren wurde letztlich für eine *In-Situ*-Sanierung genutzt. Der Auftrag zur Planung und Ausführung erging im Frühjahr 2010 an die TERRA Umwelttechnik GmbH.

2 IN-SITU-SANIERUNG

Im Folgenden wird zunächst die zur Konzeptionierung grundlegende Standortsituation, anschließend die zur Dekontamination durchgeführten technischen Maßnahmen zusammenfassend dargestellt.

2.1 Standortsituation

Auf der verbleibenden, rund 250 m² umfassenden Fläche (Takt 2, siehe Abb. 1) ergab sich, nach den Ergebnissen der Erkundung sowie anhand von Beprobungen in Zuge der In-Situ-Implementierungen, folgende Informationen zur hydrogeologischen Situation und dem Schadensbild am Standort.

Der geologische Aufbau des Untergrunds gliederte sich vereinfacht in vier Horizonte. Von der Geländeoberkante bis in Tiefen von durchschnittlich 2 bis 5m lag flächendeckend eine Anschüttung auf, welche im Wesentlichen aus Bodenaushubmaterial mit unterschiedlichen Massenanteilen an Kiesen, Sanden und Schufen bestand, sowie Anteile an Schlacken und Ziegelbruch enthielt. Darunter folgte eine etwa 4 bis 5m mächtige, stark bindige Bodenschicht, bestehend aus Schluffen und Feinsanden mit wechselnden Anteilen an Kiesen. Daran schlossen sich bis zum Beginn des Grundwasserstauers in einer Tiefe von ca. 19m variierende Mischlagen aus Kiesen und Sanden an. Der Grundwasserstauer bestand aus stark plastischen Schluffen bis Tonen, vereinzelt überlagert mit geringmächtigen Schluffsteinschichten.

Der Grundwasserspiegel befand sich im Sanierungsgebiet in einer Tiefe von rund 13,5m unter der Geländeoberkante. Hieraus ergab sich eine grundwassergesättigte Bodenzone von etwa 5,5m Mächtigkeit. Die präferenzielle Grundwasserströmung verlief von Nord-Nordost auf Süd-Südwest mit einer Abstandsgeschwindigkeit von durchschnittlich 4m am Tag. Aus Pumpversuchen wurden Durchlässigkeitsbeiwerte im Bereich von $3,0 \times 10^{-3} \text{m/s}$ ermittelt.

Die gaschromatischen Bestimmungen zeigten im Wesentlichen eine Kohlenwasserstoffbelastung im Bereich von Alkanen der Kohlenstoffkettenlängen von C10 bis C30, also typischen Dieselkraftstoffen an. Die mittleren KW-Konzentrationen lagen dabei im Bereich von 10.000 bis 20.000 mg/kg. Die Verteilung der Dieselkontamination im Untergrund erstreckte sich sowohl in der un- wie gesättigten Bodenzone und zeigte dabei einen vertikal nahezu durchgängigen Hotspot an, situiert in der Mitte zwischen den ehemaligen Dieseltanks. An dieser Stelle ließ sich somit auf die Lage der mutmaßlichen Haupteintragsquelle schließen. Die KW-Konzentrationen im Hotspot stiegen mit zunehmender Tiefe und erreichten vereinzelt Spitzenwerte von mehreren 10.000 mg/kg im Grundwasserschwankungsbereich, wo teils eine freie Phase die Porenräume des Bodens füllte. Ebenfalls wurde auf dem Grundwasser eine mehrere Millimeter mächtige Dieselphase im gesamten Sanierungsfeld angetroffen.

2.2 Sanierungskonzept

Neben der beschriebenen Höhe und der räumlichen Verteilung der Kontamination, ergaben sich folgende Rahmenbedingungen die bei der Konzipierung der Sanierung des Takt 2 von entscheidender Bedeutung waren:

- Als Sanierungsziel wurde behördlicherseits eine Restkonzentration an Kohlenwasserstoffen im Feststoff von nicht mehr als 3.000 mg/kg festgelegt, sowie die völlige Entfernung der

- Ölphase auf dem Grundwasserspiegel im gesamten Sanierungsfeld.
- Aus Gründen der Projektentwicklung der Baumaßnahmen “Hauptbahnhof Wien” standen für als gesamte Behandlungsdauer lediglich zwei Jahre zur Verfügung.
- Gemäß des Schadensbild bestand die Notwendigkeit einer Behandlung der ungesättigten Bodenzone sowie des Aquifers.
- Der aufliegende Bodenbereich von der GOK bis in eine Tiefe von 8m sollte planmäßig im Zuge der weiteren Baumaßnahmen im Anschluß an die Sanierung entfernt werden. Da zudem der geologischen Aufbau dieses Bodenbereichs durch die dichte, schluffhaltige Bodenschicht eine sehr geringe Permeabilität aufwies, war eine Migration von Schadstoffen aus dieser Schicht innerhalb der Sanierungsdauer zu vernachlässigen. Somit grenzte sich der sanierungsrelevante Bereich auf die unterhalb der ersten 7 m gelegenen Bodenbereiche ein.

Um diesen Rahmenbedingungen gerecht zu werden, vor allem im Hinblick auf die relativ strikten Zeitvorgaben, bot sich der kombinierte Einsatz von hydraulischen und mikrobiologischen Verfahren an, welche die Möglichkeit einer gegenseitigen Unterstützung zuließen.

2.3 Verfahrenskombinationen

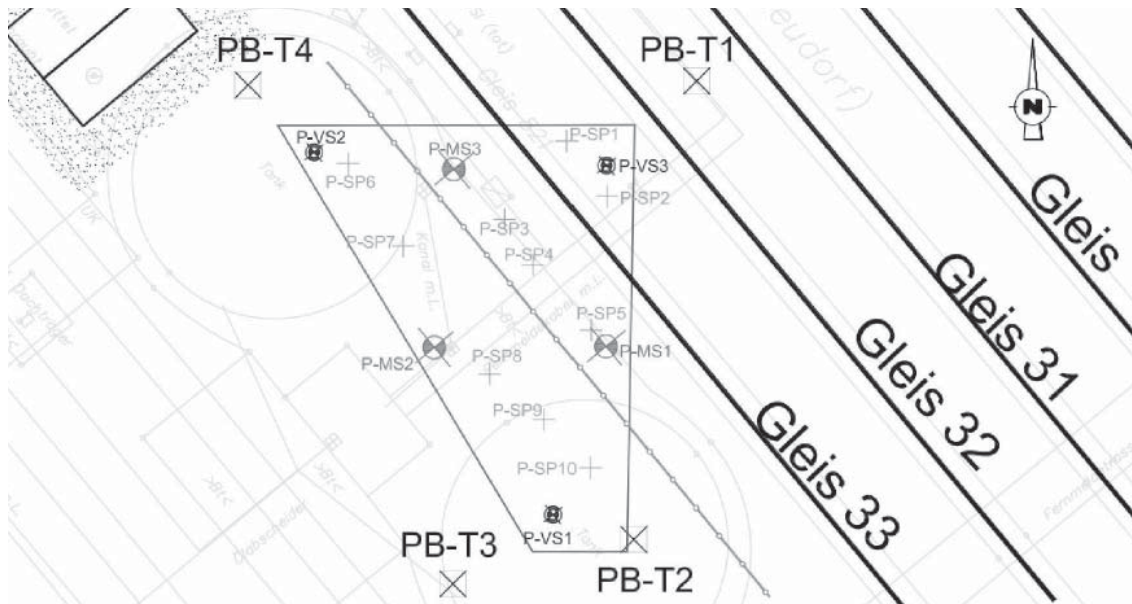


Abb. 2: Anordnung der In-Situ-Implementierungen.

In der gesättigten Bodenzone wurde hierfür eine Kombination aus “Pump and Treat” und Biosparging gewählt. Das Pump-Treat wurde mit insgesamt vier Sperrbrunnen betrieben (PB-T1 bis 4, siehe Abb. 2). Jeder Brunnen war mit Pegelrohren (Durchmesser 6 Zoll, Vollschlitzung), bis in eine Tiefe von 18 m ausgebaut. Mit einer durchschnittlichen Förderleistung von 3 l/s konnte das Grundwasser aus einem Bereich von etwa 10.000 m² um das Sanierungsfeld erfasst werden. Das Grundwasser wurde während der gesamten Sanierungszeit niveaugesteuert um etwa 1,5m in den Pegel konstant abgesenkt. Die aufschwimmende Ölphase konnte so in den Sperrbrunnen aufgespiegelt werden. Via Öl-Skimmer wurden in jedem Brunnen das Öl separiert, in Speichertanks gesammelt und gesondert entsorgt. Im Rahmen des “Pump & Treats” konnten somit in Summe rund 20.500 Liter Diesel vom Grundwasserspiegel entfernt werden. Durch den hydraulischen Absicherungseffekt konnten die gelöst vorliegenden Kohlenwasserstoffe des Sanierungsgebietes direkt gefördert und behandelt werden. Die geförderten Wässer wurden über einen Ölabscheider sowie über einen nachgeschalteten Aktivkohlefilter gereinigt und in weitererfolge in eine rund 700 m entfernte Versickerungsanlage geleitet.

Nach Abzug der Ölphase aus dem Grundwasserregime erfolgte als zweiter Behandlungsschritt das Biosparging, welche in jenen Bereichen des Sanierungsfeld sukzessive gestartet wurden, an denen die Ölphase bereits vollständig abgezogen wurde. Hierfür wurden in den Aquifer insgesamt

über zehn Sparginglanzen (P-SP1 bis 10) auf einer Tiefe von 18 m unter GOK Luft eingebracht. Damit konnten einerseits die leichtflüchtigen Schadstoffe gestrippt, andererseits der biologische Abbau gefördert werden.

In der ungesättigten Bodenzone wurde zunächst ein massiver Schadstoffaustrag durch eine engmaschige Bodenspülung bewirkt, wobei innerhalb kurzer Betriebsdauer in etwa das 7fache Porenvolumen im gesamten Sanierungsfeld ausgetauscht, und somit ein hoher Anteil der Dieselkontamination ausgewaschen werden konnte.

Anschließend wurde die verbleibende Restkontamination in der ungesättigten Bodenzone mittels Bioventing biologisch abgebaut. Insbesondere der Einsatz der TERRABREATHE®-Technologie ermöglichte es hierbei eine gleichmäßig hohe Sauerstoffversorgung im Untergrund zu gewährleisten. Über drei Be- und Entlüftungslanzen (P-VS1 bis 3) wurde dem Boden Frischluft zugeführt sowie die verbrauchte Bodenluft wieder abgesaugt. Die Lanzen wurden hierfür in 2 Zoll ausgebaut, mit einer Schlitzung von 9 bis 11 m im sanierungsrelevanten Bereich der ungesättigten Bodenzone. Unter den Gesichtspunkten einer gezielten Erfassung und Abführung von schadstoffbelasteter Bodenluft, sowohl aus dem Strippingeffekt des Biosparging als auch aus normaler Verflüchtigung in der ungesättigten Bodenzone stammend, überwiegte insgesamt die Bodenluftabsaugung gegenüber der Belüftung. Die Aufbereitung der Abluft erfolgte schließlich gesammelt über Aktivkohlefilter.

Alle Prozesse wurden zentral über eine elektronische Mess-, Steuer- und Regelungsanlage betrieben und überwacht, welche in zwei Technikcontainer installiert war. Desweiteren wurden aus Gründen der besseren Prozesskontrolle der Vorgänge im Untergrund drei Monitoringpegel (P-MS1 bis 3) errichtet, aus welchen die Bodenluft mittels eines automatischen Messsystem überwacht sowie Grundwasser- und Ölphasenstände manuell bestimmt werden konnten. Die kurze Sanierungsdauer wurde maßgeblich durch die permanente online-Messung der Parameter Sauerstoff, Kohlendioxid und Kohlenwasserstoffe in der Prozeßabluft beeinflusst, da hierdurch zu jeder Zeit das optimale Funktionieren überwacht und Abweichungen ggf. ausgeglichen werden konnten.

3 SANIERUNGSERFOLG

Infolge des "Pump and Treat" inklusive des Skimmings wurden rund 20.500 Liter Diesel der Öl-Phase vom Grundwasser entfernt (siehe Abb. 3). In Kombination mit der Bodenspülung ging damit eine Reduktion der KW-Kontamination von etwa 6.600 mg/kg einher. Im Zuge des Bioventings trat eine weitere Reduktion von ca. 2.000 bis 2.800 mg/kg in der ungesättigten Bodenzone ein, anhand des Biosparging etwa 1.500 bis 2.000 mg/kg im Aquifer auf biologischer Weise. Insgesamt konnten somit durch das gewählte In-Situ-Maßnahmenbündel die vorgegebenen Sanierungsziele von KW-Gehalt unterhalb 3.000 mg/kg im Feststoff und Phasenfreiheit auf dem Grundwasser, sowohl für die ungesättigte als auch für die gesättigte Bodenzone, innerhalb der Behandlungszeit erreicht werden. Mit Erreichen der Sanierungsziele wurden die In-Situ-Sanierungsarbeiten im Bereich des Takt 2 im Februar 2013 erfolgreich beendet. Die Anlagebestandteile und In-Situ-Implementierungen wurden anschließend weitestgehend rückgebaut.

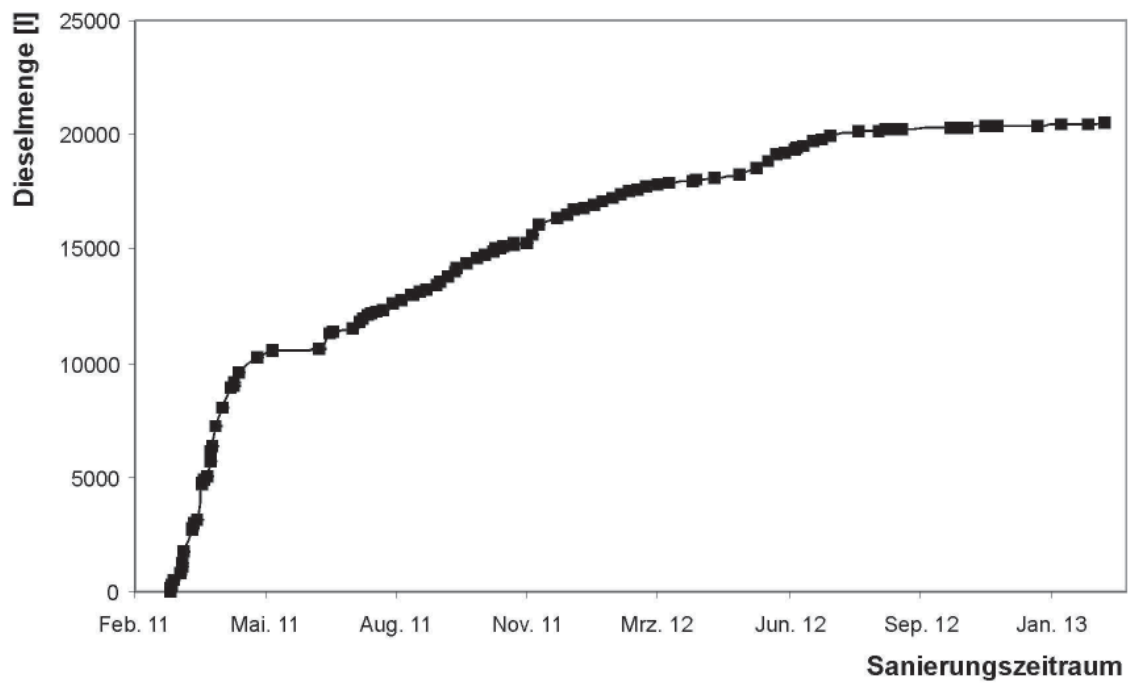


Abb. 3: Summenkurve entfernter Dieselpphase.

Altlast Gerbereideponie Schmidt, Weiz – Räumung geruchsbelasteter Abfälle

H. Kraiger

GWU Geologie-Wasser-Umwelt GmbH, Salzburg, Österreich

KURZFASSUNG: Im Bereich der Altlast ST19 „Gerbereideponie Schmidt“ in der Stadt Weiz (Steiermark, Österreich) wurden 1965 bis 1977 auf einer Fläche von ca. 18.000 m² mit Mächtigkeiten von 3 – 4 m Gerbereiabfälle abgelagert. Rund 20 Jahre später wurde die Deponie als Altlast der Priorität 1 ausgewiesen. Die Ablagerungen umfassen organikreiche Gerbereiabfälle (Fell- und Fleischreste bzw. Lederrückstände), chrom- und sulfidhaltige Schlämme sowie Späne, Chemikalien- und Mineralölreste. Die Deponiesohle liegt im Grundwasser, die Ablagerung liegt großteils im Grundwasserschwankungsbereich. Sehr hohe Methankonzentrationen, eine erwartete enorme Geruchsbelastung sowie die grundsätzliche Möglichkeit der Anwesenheit von Milzbrandsporen bildeten eine enorme Herausforderung an alle Beteiligten. Die Arbeiten wurden im Zeitraum 12/2013 bis 06/2014 umgesetzt, über die Erfahrungen wird nachfolgend berichtet..

1 EINLEITUNG

Die Altlast ST19 „Gerbereideponie Schmidt“ befindet sich am südlichen Rand des Ortsgebietes der Stadt Weiz (Steiermark). Sie wird durch eine quer durch die Deponie verlaufende Bundesstraße in einen Nordwest- und einen Südostbereich geteilt. Im Nordosten wird das ca. 18.000 m² große Deponieareal durch den Weizbach begrenzt.

Auf dem Deponieareal, inmitten gewerblicher Nutzungen, wurden von 1965-1977 Gerbereiabfälle abgelagert (Mächtigkeit 3 – 4 m, Gesamtkubatur rd. 55.000 m³). Rund 20 Jahre später wurde der Ablagerungsbereich, auf Basis der von 1987 bis 1997 durchgeführten Untersuchungen (Grundwasser, Deponiegas, Abfallproben/ Eluat), als Altlast der Priorität 1 ausgewiesen.

2 ERKUNDUNGSERGEBNISSE

Erkundungsergebnisse liegen aus mehreren Phasen aus den Zeiträumen 1987-2010 vor und umfassen geologisch-hydrogeologische Daten, Deponiegas- sowie Abfalluntersuchungen.

2.1 Geologie - Hydrogeologie

Die Deponie befindet sich im Bereich eines flachen Talbodens in der Auzone des Weizbaches. Der Untergrundaufbau entlang des Weizbaches (außerhalb des Deponiekörpers) wird durch gut durchlässige quartäre Sedimente (sandige Kiese) geprägt. Die Kiese zeigen Mächtigkeiten zwischen 2 und 3,5 Metern und werden von einer rund ein Meter mächtigen Lehmschicht überdeckt. Darunter folgen erneut feinkörnige Sedimente (Schluffe, Sande im Wechsel), mit teilweiser Wasserführung in den sandigeren Bereichen (Erkundungstiefe bis 16 Meter).

Im Deponiebereich sind Deckschichten und quartäre Schotter durch diverse Ablagerungen ersetzt. Die Anschüttungen liegen zumeist direkt auf feinkörnigen Stausedimenten auf.

Im unmittelbaren Projektbereich sind zwei Grundwasserstockwerke bekannt. Das Grund-

wasser des ersten Horizonts steht entsprechend den jahreszeitlich bedingten Schwankungen bei Tiefen von 0,7 m bis 2,9 m unter Gelände an. Dieses Grundwasser kommuniziert mit dem nahe liegenden Weizbach, wobei es je nach Wasserstand sowohl zu Ex- als auch zu Infiltrationsvorgängen kommt. Der zweite Grundwasserhorizont findet sich in Tiefen unter 10 m und ist als gespannt anzusehen, die Druckhöhen entsprechen in etwa dem oberen Grundwasser.

Aus Pumpversuchen ermittelte kf-Werte liegen zwischen $9 \cdot 10^{-5}$ und $3 \cdot 10^{-4} \text{ ms}^{-1}$. Das Gefälle des Grundwassers beträgt im Mittel 1,2 %, dies entspricht auch dem Gefälle des Weizbaches.

Grundwasseruntersuchungen belegten im Abstrom der Deponie deutliche Erhöhungen bei Chlorid und Natrium, starke organische Belastungen (Ammonium und TOC) sowie Überschreitungen des Maßnahmenschwellenwerts der ÖNORM S 2088-1 für gerbereispezifische Schadstoffe Arsen und Chrom.

2.2 Deponiegas

Temporäre Deponiegasuntersuchungen erfolgten vollflächig Anfang 2011 in 46 temporären Bodenluftsonden. Die aktuelle Bildung von Deponiegasen im Ablagerungsbereich wurde nachgewiesen (Methan bis zu 90 Vol %, Kohlenstoffdioxid bis zu 14 Vol %). Deponiegase außerhalb der Deponie in Schächten, Kellern etc. traten nicht auf.

2.3 Abfalluntersuchungen

Die Ablagerungen umfassten lt. Vorerkundung organikreiche Gerbereiabfälle (Fell- und Fleischreste bzw. Lederrückstände), chrom- und sulfidhaltige Schlämme sowie Späne, Chemikalien- und Mineralölreste. Die Deponiesohle liegt im Grundwasser, die Ablagerung großteils im Grundwasserschwankungsbereich.

Aufgrund der häufig erfolgten Einbringung der Abfälle in Form pastoser bzw. fast flüssiger Künettenverfüllungen, wurden alle Arten von Vermengungen untereinander und mit Bodenmaterial erwartet. Der relativ hohe Organikanteil deutete erhebliche Anteile an nicht deponierbaren Abfällen an.

Aufgrund der Deponierung von Gerbereiprodukten bestand grundsätzlich die Möglichkeit der Anwesenheit von Milzbrandsporen. Es wurden daher in kritischen Bodenbereichen Bodenproben entnommen und am Institut für Veterinärmedizinische Untersuchungen in Mödling (Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH „AGES“ in 1120 Wien) bezüglich *Bacillus anthracis* untersucht. Im Rahmen der Voruntersuchungen wurde bei keiner der untersuchten Bodenproben Milzbranderreger gefunden.

3 SANIERUNGSMASSNAHMEN

Auf Basis der vorliegenden Untersuchungen wurden eine Sanierungsvariantenstudie sowie ein wasserrechtliches Einreichprojekt erstellt, die altlastenrechtliche Bewilligung für die Sanierung wurde per Bescheid im Juni 2012 vom Amt der Steiermärkischen Landesregierung ausgestellt. Die Maßnahmen umfassten eine vollständige Räumung der Ablagerung, lediglich der Bereich der die Deponie querenden Bundesstraße B72 verblieb vor Ort und wurde mittels Bodenmischverfahren verfestigt. Zudem wurden Straßenumlegungen sowie eine abschließende Erneuerung der Bundesstraße erforderlich.

Der Aushubbereich wurde jeweils getrennt für den Nord- und den Südbereich mittels Spundwand umschlossen, anfallendes Grundwasser mittels offener Wasserhaltung der unmittelbar benachbarten Kläranlage zur Reinigung zugeführt.

Wesentlicher Aspekt der Sanierungsmaßnahmen waren Vorgaben zur Minimierung einer Geruchsbelästigung. Neben technischen Methoden (Hochdruck-Vorbelüftung, kleinräumiger Aushub, Luftabsaugung direkt im Bereich des Aushubs etc.) wurde vor allem eine Umsetzung in den Wintermonaten vorgeschrieben. So blieben nach Vorbereitungsarbeiten im November und Dezember 2013 nur 4 Monate für die eigentliche Räumungsmaßnahme, sowie zwei weitere Monate für alle übrigen Leistungen.

Für die Sanierungsmaßnahmen wurde auf Basis eines Förderantrags bei der Kommunalkredit Public Consulting GmbH (KPC) eine Förderung durch den Altlastensanierungsfonds im Ausmaß

von 95% erwirkt.

Vor der Umsetzung war es erforderlich, die Sanierungsmaßnahmen als auch alle baubegleitenden Leistungen (örtliche und chemische Aufsicht, BauKG, Beweissicherung etc.) in zwei europaweiten Vergabeverfahren auszuschreiben. Die Vergaben erfolgten im November 2013.

3.1 Vorbereitungsarbeiten

In einem ersten Schritt wurden im Rahmen der Baustelleneinrichtung LKW-Waage, Reifenreinigungsanlage und Schwarz-Weiß-Anlage installiert sowie das Gelände allseitig blickdicht eingezäunt und gerodet. Parallel dazu erfolgte durch die örtliche Aufsicht Chemie die Detailerkundung des Aushubareals in einem 10 x 10 m-Raster. Hierzu wurde aus 160 Erkundungsbohrungen das für die grundlegende Charakterisierung gemäß Deponieverordnung 2008 erforderliche Probenmaterial entnommen und analysiert.

Von besonderer Bedeutung war auch eine nochmalige Überprüfung von Abfallproben auf die Anwesenheit von Milzbrand. Insgesamt wurden 99 Proben analysiert, alle davon negativ!

Als Teil der Vorbereitung ist auch der Einsatz eines Ombudsmannes für die Anrainer zu sehen, der mit der Projektleitung vorab und während der gesamten Bauzeit Anrainer und Presse mit entsprechenden Informationen versorgte. Ein Beschwerdetelefon wie auch eine eigene E-Mail-Adresse stand allen Betroffenen zur Verfügung.

3.2 Baugrubensicherung und Wasserhaltung

Der Aushub war bis in Tiefen von vier bis fünf Meter vorgesehen. Zur sicheren Herstellung der Böschungen und für notwendige Wasserhaltungsmaßnahmen war eine Baugrubensicherung mittels Spundwänden vorgesehen.

Im ursprünglichen Konzept waren sechs jeweils separat umschlossene Aushubbereiche vorgesehen, aufgrund der geringen Grundwassermenge wurden die umschlossenen Bereiche vergrößert, es verblieben zwei größere Bereiche.

Aufgrund der günstigen Witterungsverhältnisse konnte die Wasserhaltung deutlich reduziert werden. Auch die Schadstoffbelastungen unterschritten jeweils die Einleitkriterien der öffentlichen Kläranlage.

Nach Abschluss der Räumung und Wiederauffüllung wurden die Spundwände gezogen.

3.3 Vorbelüftung (Hochdruckverfahren)

Zur Reduzierung der Deponiegaskonzentrationen und zur Verringerung der Geruchsbelastung beim Aushub erfolgte im gesamten Arbeitsbereich eine temporäre Belüftung (Vorbelüftung, Geruchsstabilisierung) des Deponiekörpers. Die Gesamtanlage für die Vorbelüftung mittels Hochdruckverfahren im Aushubbereich bestand aus Belüftungs- und Absaugpegeln, Verbindungssleitungen und Verteilerschächten.

Die Pegel wurden jeweils in einem Raster von ca. acht mal acht Metern hergestellt, wobei in der Rasterfeldmitte jeweils die Belüftungspegel und an den Rastereckpunkten (außen) die Absaugpegel herzustellen waren. Die Vorbelüftung erfolgte jeweils abschnittsweise (6 Belüftungsfelder) und wurde bis unmittelbar vor Aushubbeginn fortgeführt. Entscheidend für die Dauer der Belüftung war das Erreichen einer Methankonzentration in der Bodenluft von < 50 % der UEG, das sind 1,2 % CH₄.

Die abgesaugte Bodenluft wurde regelmäßig analytisch erfasst und über Biofilter abgeleitet. Für den Fall zu hoher Methankonzentrationen wurde eine Schwachgas-Fackel samt Stützgasvorrichtung vorgehalten.

Als eigenständige Maßnahme zur Minimierung einer möglichen Geruchsbelästigung der Anrainer sowie zur Entfernung von Schadstoffen erfolgte ergänzend eine begleitende Absaugung im Aushubbereich. Die Absaugung erfolgte über jeweils drei mobile trichterförmige „Absaughauben“ und flexible Luttenschläuche zum Saugaggregat. Die Luftabsaugung und Reinigung der Abluft erfolgte über ein mobiles Abluftgerät (Saugleistung ca. 10.000m³/h), welches mit eingebautem Staubfilter und AK-Filter sowie einem sieben Meter hohen Abluftschlot ausgestattet war. Abschließend darf angemerkt werden, dass trotz eines relativ warmen Winters durch die Kombination der Maßnahmen die Geruchsbelästigung weitestgehend unterbunden werden konnte.

3.4 Räumung

In Abhängigkeit von den Ergebnissen der Vorbelüftung und Wasserhaltung war das kontaminierte Material kleinräumig und selektiv mit Hydraulikgreifbaggern auszuheben. Im Wesentlichen erfolgte die Räumung kontinuierlich von Nordwest nach Süd. Nach Räumung des Nordwestbereichs wurde die gesamte Baustelleneinrichtung auf die Südseite der Bundesstraße übersiedelt und schließlich auch der Südbereich geräumt.

Aufbauend auf den Ergebnissen der Vorerkundung erfolgte vor Ort durch die örtliche Aufsicht Chemie eine kontinuierliche Aushubbegleitung und Zuordnung zu Abfallarten.

Für die Aushubarbeiten wurden hohe Anforderungen an die Arbeitssicherheit gestellt. Neben der zwingend vorgeschriebenen persönlichen Schutzausrüstung und entsprechenden technischen Ausstattungen der Aushubgeräte wurden zahlreiche großteils automatisierte Messungen zum Nachweis der Grenzwerteinhaltung vorgenommen.

Nach Abschluss der Räumung innerhalb des von Spundwänden erfassten Deponiekörpers wurden entlang der Außenseite kontinuierlich kleinräumige Belastungen in Form von Schürfen entfernt.

Die Gesamtaushubmenge betrug rund 53.000 m³.

3.5 Transport und Entsorgung

Der Abtransport des Aushubs erfolgte ausschließlich mittels LKW. Die Erfassung der vom Chemiker vor Ort festgelegten Abfallart, die Tonnage, der Zielort etc. wurden im Wiegesystem vollständig erfasst. Deponierbare Abfälle wurden auf Reststoff- und Massenabfalldeponien (rund 33.000 und 38.000 Tonnen) verbracht. Rund 31.000 Tonnen zumeist aufgrund des hohen TOC-Gehalts als nicht deponierbar eingestufte Abfälle wurden einer Behandlung zugeführt.

3.6 Wiederverfüllung

Für den Aushub der Ablagerungen wurden seitens der Behörde einerseits Grenzwerte vorgegeben, andererseits wurde auch ein zu tiefes Eingreifen in den dichten Stauhizont untersagt. Aufgrund teilweise lokal erhöhter Ammoniumkonzentrationen in den feinkörnigen Stausedimenten wurde nach Entfernen einer rund 30 cm mächtigen belasteten Stauerschicht, diese durch einen Lehmschlag in vergleichbarer Stärke quasi eingekapselt. Die Wiederauffüllung oberhalb des Stauers erfolgte mit gut durchlässigem Inertmaterial. Abschließend wurde in untergeordneter Menge nicht belastetes Aushubmaterial als Zwischenboden sowie Humus eingebaut.

3.7 Verfestigung Bundesstraße

Die den Deponiebereich querende Bundesstraße B72 wurde nicht geräumt sondern mittels Bodenmischverfahren verfestigt. Dabei mussten vorab die im Zuge der jahrelangen Straßensanierungsmaßnahmen laufend zum Ausgleich der enormen Setzungen eingebrachten Asphalt-schichten (bis zu 1,8 m Gesamtstärke) abgetragen werden.

Die Verfestigung selbst erfolgte durch säulenförmiges Einrühren einer Zementsuspension in Form eines engmaschigen Rasters. In Summe wurde ein Volumen von 8.000 m³ verfestigt. Der in Zusammenhang mit der Bodenverfestigung am Bohrloch anfallende Rücklauf musste einer Reststoffdeponie zugeführt werden. Insgesamt waren über 6.000 Tonnen zu entsorgen. Nach Abschluss der Verfestigungsarbeiten wurde die B72 regelwerkskonform neu errichtet.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Im Zeitraum November 2013 bis Juni 2014 konnte in konzentrierter Form die Altlast ST19 „Gerbereideponie Schmidt, Weiz“ geräumt werden. Die Entfernung der sehr geruchsintensiven Abfälle konnte durch entsprechenden technischen Einsatz erfolgreich und ohne Geruchsbelästigung der Anrainer abgewickelt werden. Die Gesamtkosten der Maßnahme betragen 19,5 Mio Euro, davon allein 2,3 Mio. Euro für gesetzlich vorgeschriebene AlSaG-Beiträge.

Die erfolgreiche fristgerechte Umsetzung konnte im positiven Zusammenwirken aller Beteiligten erreicht werden.

Bonfol: Umfassender Umweltschutz während der aufwändigen Deponiesanierung

D. Kurc

Umweltverantwortlicher der bci Betriebs-AG, Basel, Schweiz

KURZFASSUNG: Die Sondermülldeponie nahe der jurassischen Gemeinde Bonfol (CH) wird im Auftrag der Basler Chemischen Industrie definitiv saniert. Dabei werden die zumeist chemischen Abfälle, die in den 1960er- und 1970er-Jahren in einer Tongrube eingelagert wurden, ausgehoben und off-site verbrannt. Dadurch sollen gemäß eidgenössischer Altlastenverordnung das Oberflächen- und das Grundwasser langfristig geschützt werden, ohne dass weitere Maßnahmen nach zwei Generationen nötig werden. Die Aushub- und Vorbereitungsarbeiten der Abfälle werden von einem klar definierten Umweltmonitoring-Programm für Wasser, Luft und Boden begleitet, um Risiken für Mensch und Umwelt zu vermeiden.

Eine Aushubhalle bedeckt 60 % der Deponieoberfläche und wurde nach Ende der ersten Sanierungsetappe im September 2013 auf die Nordseite der Deponie verschoben. Für die spezielle Phase der Hallenverschiebung von gut drei Monaten, in welcher die ansonsten geschlossene und ventilierte Aushubhalle für Arbeiten geöffnet werden musste, wurde ein spezielles Überwachungsprogramm für die Luftqualität, unter anderem auch für Gerüche angewendet.

Seit November 2013 werden nun die Abfälle auf der Nordseite der Deponie ausgehoben. Auf der freigelegten Südseite wurde schon vor der Verschiebung der Halle der Deponiesaum beprobt, analysiert und wenn nötig abgetragen. Die zuständigen kantonalen Behörden haben festgelegt, welche geringen Restkonzentrationen an Substanzen im Boden bleiben dürfen, um kein Risiko für die Gewässer darzustellen.

Damien Kurc, Umweltverantwortlicher der bci Betriebs-AG, erklärt Ansätze und Besonderheiten sowie die Umsetzung der Umweltüberwachung bei der definitiven Sanierung in Bonfol.

1 EINLEITUNG

2000 wurde auf der Basis der schweizerischen Altlastenverordnung die definitive Sanierung der Sondermülldeponie Bonfol im Kanton Jura (Nordwestschweiz) gefordert. Die Planung und Umsetzung dieser Aufgabe ist eine Pionierleistung im Altlastenmanagement, die die Basler Chemische Industrie dem Projektteam der bci Betriebs-AG übertragen hat. Für rund 380 Mio. Schweizer Franken (ca. 310 Mio. Euro) werden nun bis Frühjahr 2016 rund 175.000 Tonnen Abfallmaterial ausgehoben und off-site verbrannt. Während der Sanierung werden die Vektoren Wasser, Luft und Boden überwacht, um eventuelle Probleme zu entdecken und ggf. mit zusätzlichen Maßnahmen negative Auswirkungen der Arbeiten zu vermeiden. Auf der inzwischen freigelegten Südseite der Deponie müssen Bodenproben zeigen, dass die kantonalen Sanierungsziele eingehalten werden – so wird langfristig sichergestellt, dass die sanierte Tongrube kein Risiko für die Schutzgüter Grund- und Oberflächenwasser darstellt.

2 EIN UMFASSENDES SANIERUNGSKONZEPT

Gemäß Sanierungskonzept werden alle Abfälle in der geschlossenen und ventilierten Aushubhalle mittels eines ferngesteuerten Kran-Greifer-Systems ausgehoben. Die Abfälle werden geschreddert und dann mit einem Transportsystem in die Vorbereitungshalle abgekippt. Dort werden Proben genommen und mittels chemischer und physikalischer Verfahren analysiert.

Es können z.B. zu feuchte Abfälle mit Sägemehl stabilisiert oder der pH-Wert eingestellt werden. In der Folge werden die Abfälle in Spezialcontainer verfüllt, die in einer Dekontaminierungsschleuse gereinigt werden, bevor sie die Vorbereitungshalle verlassen.

Die Container mit rund neun Tonnen Inhalt werden zwischengelagert und danach per Bahn über Porrentruy und Basel nach Deutschland oder Belgien zur fachgerechten Verbrennung gefahren. An den modernen Sonderabfallverbrennungsanlagen werden die Abfälle in Drehrohrofen bei rund 1.200 °C verbrannt. Dabei werden die organischen Schadstoffe zuverlässig zerstört. Eine mehrstufige Abluftreinigung und eine ständige Überwachung stellen sicher, dass die Abluftwerte bei der Abfallentsorgung die geltenden Umweltvorschriften einhalten.

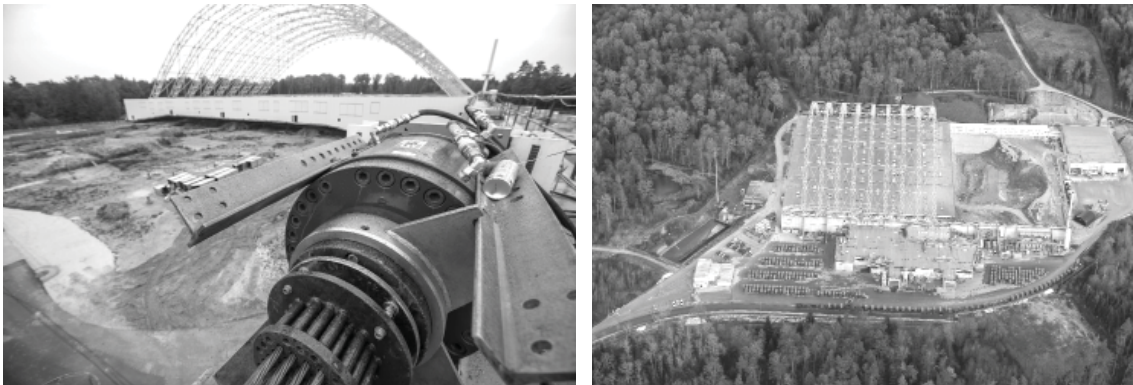


Abb. 1: Im September 2013 wurde die Aushubhalle auf zwei Gleitschienen auf die Nordseite der Deponie gezogen, links im Vordergrund die hydraulische Zugvorrichtung. Das Luftbild (rechts) zeigt das Sanierungsareal nach der Verschiebung, wo auf der rechten Seite sanierte Südseite der Tongrube sichtbar ist.

3 EIN WEIT REICHENDES SICHERHEITSKONZEPT

Die bci Betriebs-AG hat bei der Planung gemeinsam mit den Behörden und Sicherheitsexperten ein umfassendes Sicherheitskonzept ausgearbeitet, das auf Risikoanalysen, unter anderem im Rahmen der eidgenössischen Störfallverordnung, basiert. Die bedeutendsten Risiken sind Brand oder Explosion an der Abfallfront. Die Risiken werden mit technischen, organisatorischen und individuellen Schutzmaßnahmen auf ein akzeptables Minimum reduziert. Das Sicherheitskonzept beinhaltet weitreichende Präventivmaßnahmen sowie detailliert vorbereitete Abläufe, die im Ereignisfall eine rasche Intervention sicherstellen.

Im April 2010 wurde die Deponiesanierung mit dem Aushub der ersten Abfälle gestartet. Am 07.07.2010 ereignete sich eine Explosion in der Aushubhalle, bei der ein Mitarbeiter leicht verletzt wurde. Sofort nach der Explosion hat die bci Betriebs-AG den Aushub und die weiteren Arbeiten unterbrochen. Nach zahlreichen Abklärungen und Beratungen mit Experten wurden zusätzliche Sicherheitsmaßnahmen definiert und umgesetzt, etwa die Fernsteuerung von Baggern für Arbeiten mit Abfällen in der Aushubhalle. Auch im Betriebsablauf wurden zahlreiche Anpassungen vorgenommen und das Personal eingehend auf die neuen Vorgaben hin geschult. Mitte Mai 2011 konnten die Sanierungsarbeiten mit Abfällen wieder aufgenommen werden. Die bci Betriebs-AG und ihre Sanierungspartner erreichten seit Oktober 2011 die geplante durchschnittliche Wochenleistung von 800 Tonnen unter Einhaltung strengster Sicherheitsmaßnahmen. Das Ende des Abfallaushubs ist für das Frühjahr 2016 geplant.

4 DER SCHUTZ VON MENSCH UND UMWELT

4.1 Ziel der definitiven Sanierung

4.2 Der Schutz der Bevölkerung und der Umwelt im Sanierungsbetrieb

Ein derartiges Sanierungsprojekt wie das der Sondermülldeponie Bonfol stellt die Planer und die Betriebsmannschaft vor große Herausforderungen. Denn der Bau der Hallen und der Infrastruktur, der Aushub des Deponiekörpers und die für den Betriebsablauf nötigen Arbeiten und Ressourcen sind auch Eingriffe in die Natur. Mit einem weitreichenden Konzept wird dafür gesorgt, dass die Auswirkungen für die Umwelt so gering wie möglich bleiben.

4.2.1 Schutz des Wassers

Das in der mit Abfällen gefüllten Tongrube stehende Sickerwasser wird gefasst und aus der Aushubhalle abgeführt, in geschlossenen Speichern zwischengelagert und in der mehrstufigen Abwasserreinigungsanlage (ARA) vor Ort gereinigt. Dafür wird das stark kontaminierte Sickerwasser verdünnt und mittels verschiedenen Filtrationen sowie einer anaeroben und einer aeroben mikrobiologischen Phase gereinigt. Bei Bedarf kann auch Sickerwasser in eine industrielle ARA nach Basel transportiert werden. Das leicht verschmutzte Abwasser, das bei Arbeiten aus dem Sanierungsbetrieb (z.B. von der Reinigung der Container) anfällt, wird vollumfänglich in der ARA vor Ort behandelt. Der Betrieb der ARA wird durch eine Fachperson sichergestellt, die von einem Abwasserexperten beraten wird. Wasserproben in den geschlossenen Wasserspeichern sowie am Eingang und am Ausfluss der ARA stellen sicher, dass eine hohe Reinigungsleistung erzielt wird. In einem Bericht werden monatlich die wichtigsten Daten und Informationen zum Betrieb der ARA auf der Homepage www.bci-info.ch veröffentlicht.

Das Grund- und Oberflächenwasser wird gemäß einem vom Kanton Jura genehmigten Überwachungsprogramm kontrolliert. Rund um die Deponie sind 75 Messstellen, an welchen in der großen Wasserkampagne alle acht Monate Proben genommen werden. An 14 Bohrungen im Abstrom der Deponie werden in der normalen Wasserkampagne alle zwei Monate Proben genommen. Und in der kleinen Kampagne nehmen die Umweltingenieure alle zwei Wochen Proben an den fünf der Deponie nächsten Piezometern. Ein zertifiziertes Labor untersucht die Proben auf 50 sogenannte Leitsubstanzen, die in puncto Ökotoxizität, Mobilität und Menge repräsentativ für die in der Deponie gelagerten Substanzen sind. Die Resultate jeder Wasserkampagne werden in Berichte zusammengefasst und regelmäßig auf der Homepage der bci Betriebs-AG veröffentlicht. Mit Ausnahme eines Piezometers zeigen die Wasseranalysen keine bedeutsamen Auswirkungen auf die Umwelt. Das Grundwasser an dieser Messstelle wird abgepumpt (ca. 20 m³ pro Tag) und in der ARA vor Ort gereinigt.

4.2.2 Schutz der Luft

Um die Umgebungsluft zu schützen, finden der Aushub und die Vorbereitung der Abfälle in geschlossenen und ventilierten Hallen statt, die unter Unterdruck stehen. Die Abluft aus den Hallen wird abgesaugt, oxidativ gereinigt und die Luftqualität am Ausgang des Kamins kontinuierlich überwacht. In der Abluftreinigungsanlage halten zuerst Staubfilter verschieden große Partikel zurück. Danach werden die organischen Verbindungen in der Luft bei 850 °C verbrannt. Keramikwaben speichern die Wärme der gereinigten Luft und heizen die nächste Charge Abluft vor, so dass nicht Unmengen Propangas verbraucht werden müssen. Die bei der Verbrennung gebildeten anorganischen Verbindungen werden in einem Nasswäscher aus der Luft gewaschen. Die gereinigte Luft wird schließlich über den 42 Meter hohen Kamin in die Umwelt abgegeben. Im Kamin sind Sonden angebracht, die kontinuierlich die Kohlenstoff-Fracht messen. Zusätzlich werden viermal pro Tag von einem Umweltlabor am Kamin Screening-Messungen der Einzelsubstanzen, sowie im Wochenrhythmus Messungen weiterer Parameter (Staub, Dioxin, etc.) durchgeführt. Zusätzlich führt der Kanton als Überwachungsbehörde punktuell eigene Messungen durch, um die Analysen der bci Betriebs-AG zu überprüfen. So kann sichergestellt werden, dass die Vorgaben der eidgenössischen Luftreinhalteverordnung eingehalten werden.

Immissionsmessungen ergänzen das Luftüberwachungsprogramm. Vier Messstationen im

Umkreis von bis zu zwei Kilometern um das Sanierungsareal in den beiden Hauptwindrichtungen erlauben nachzuvollziehen, welche Substanzen in welcher Menge in die Umwelt gelangen. Das gesamte Luftüberwachungsprogramm ist mit der Aufsichtsbehörde des Kantons abgestimmt und hat sich in der Praxis gut bewährt.

4.2.3 Schutz des Bodens

Vor der Sanierung musste einerseits das Gelände terrassiert werden, um eine gerade Fläche für die Sanierungsinfrastruktur zu erstellen. Das saubere Terrassierungsmaterial wurde außerhalb des Areals für die abschließende Wiederverfüllung der sanierten Grube zwischengelagert.

Der Deponiedeckel wurde beprobt und sukzessive abgetragen. Das saubere Bodenmaterial wurde ebenfalls außerhalb des Areals zwischengelagert, das gemäß der eidgenössischen Technischen Verordnung über Abfälle „tolerabel“ verschmutzte Material wurde auf asphaltierten Flächen auf dem umzäunten Gelände gelagert und mit Planen bedeckt. Die versiegelten Lagerflächen erlauben es, allfällige Auswaschungen durch Regenwasser in Sammelbecken zurück-zuhalten und die Wasserqualität zu überprüfen. Diese als tolerabel beurteilten Bodenfraktionen dürfen ebenfalls für die Wiederverfüllung der Grube verwendet werden.

Die stärker kontaminierten Schichten Bodenmaterial aus dem Deponiedeckel oder vom Deponiesaum werden abgetragen und in der Bodenhalle zwischengelagert. Sie werden mit Lastwagen zu Zementwerken in der Schweiz transportiert und fachgerecht entsorgt. Bis Juni 2014 wurden rund 65.000 Tonnen Bodenmaterial auf diesem Weg entsorgt.

Noch stärker kontaminiertes Bodenmaterial muss in thermischen Behandlungsanlagen, z.B. in den Niederlanden oder Deutschland behandelt werden. Bis Juni 2014 wurden insgesamt 600 Tonnen kontaminiertes Bodenmaterial in geschlossenen Containern mittels Bahntransport zur Entsorgung gebracht.

4.3 Phase der Hallenverschiebung: Der Schutz der Bevölkerung bei geöffneter Aushubhalle

Die Aushubhalle ist 150 Meter breit, 122,5 Meter lang und mit ihren Bögen rund 40 Meter hoch. Die Stahlkonstruktion wiegt 3.000 Tonnen und bedeckt 60 % der Deponiefläche. Nach dem Aushub der Abfälle aus der ersten Etappe musste die Halle von der Süd- auf die Nordseite der Deponie verschoben werden, mit einer Überlappung der Positionen im Mittelteil der Deponie. Für die vor- und nachbereitenden Arbeiten sowie die Verschiebung selbst musste die Aushubhalle geöffnet werden. Das stellte den Umweltschutzbeauftragten vor die Herausforderung, Arbeitende, Anwohner und die Umwelt vor Emissionen, aber auch vor Geruchsbelästigungen zu schützen. Für diese spezielle, rund drei Monate dauernde Phase des Sanierungsprojekts musste folglich gemeinsam mit Experten, Behörden und der Betriebsmannschaft frühzeitig ein Konzept und praktikable Lösungen entwickelt und umgesetzt werden.

4.3.1 Qualität der Umgebungsluft

Schon Wochen vor der Hallenverschiebung hatte die bci Betriebs-AG mit den Behörden regelmäßig Messungen in und außerhalb der Halle durchgeführt, um die Substanzen in der Luft zu bestimmen und sicherzustellen, dass ihre Konzentrationen kein Gesundheitsrisiko darstellen.

Um so weit wie möglich zu verhindern, dass aus der Aushubhalle Substanzen austreten, wurde nach Ende des Abfallaushubs zunächst die Abfallfront mit einer Plane bedeckt, die Luft darunter abgesaugt und mittels Aktivkohlefilter gereinigt. Die Oberflächen im Inneren der Halle wurden gereinigt und die Halle noch mehrere Tage ventiliert, um die Luft zu erneuern. Dann wurden Luftmessungen mittels Aktiv-Sampling durchgeführt und ein Neutralisierungsprodukt für Gerüche in der Halle versprüht.

In der Folge zeigten die Messresultate der Hallenluft rasch sinkende Konzentrationen an Schadstoffen und es konnten nach kurzer Zeit die Grenzwerte der eidgenössischen Luftreinhalteverordnung eingehalten werden. In Anwesenheit der Kantonsbehörden wurde die Halle am 19. August 2013 nach und nach geöffnet, und die Vorbereitungsarbeiten für die Verschiebung

konnten mit leichter Schutzkleidung beginnen. Am 16. und 17. September wurde die Aushubhalle verschoben. Nach technischen und baulichen Anpassungen und der Wiederanbindung sämtlicher Installationen begann am 4. November 2013 der Abfallaushub auf der Nordseite.

Ein weit reichendes Programm zur Messung der Emissionen und Immissionen in den umgebenden Gemeinden war nach Absprache mit den Kantonsbehörden umgesetzt worden. In diesem Rahmen wurden während rund vier Monaten an zwei Stellen in den Nachbargemeinden Immissionsmessung durch Aktiv-Sampling durchgeführt. Zeitgleich war das bestehende Netz der vier Immissionsmessstellen mit Passivsammlern durch drei weitere Stationen verstärkt worden. Alle Messergebnisse bestätigten, dass die Hallenverschiebung keine bedeutsamen Auswirkungen auf die Umgebungsluft hatte.

4.3.2 Eine Frage des Geruchs

Um zu vermeiden, dass die Anwohner in den Sommermonaten durch den typischen Geruch der Deponie belästigt werden, wurden zwei komplementäre Ansätze verfolgt: Zum ersten wurde ein Unternehmen einbezogen, das sich auf die Geruchsbekämpfung im industriellen Umfeld spezialisiert hat. Mittels Fahrzeugen mit Sprüheinrichtungen oder fest installierten Sprühpumpen werden speziell formulierte Produkte auf Basis ätherischer Öle versprüht, die Gerüche neutralisieren. Das Unternehmen analysierte die Umgebungssituation und den typischen Geruch und entwickelte in der Folge eine maßgeschneiderte und flexible Lösung, deren Wirksamkeit bereits in Versuchen vor der Hallenverschiebung bewiesen wurde.



Abb. 2: Damien Kurc lässt freiwillige Anwohner, die am „Nasennetzwerk“ teilnehmen, eine in einem Spezial sack genommene, schwach konzentrierte Geruchsprobe der Deponie testen (links). Rechts: Beprobung des Deponiesaums zur Überprüfung, dass die vereinbarten Sanierungsziele erreicht wurden.

Für dennoch möglicherweise auftretende Gerüche hat die bci Betriebs-AG gemeinsam mit einem belgischen Fachunternehmen ein „Nasennetzwerk“ ins Leben gerufen. 28 freiwillige Bewohner der drei Nachbargemeinden waren dafür gewonnen und geschult worden, von Juli bis Mitte November 2013 morgens und abends zu prüfen, ob sie an ihrem Wohnort einen Geruch wahrnehmen und ihre Beobachtungen zu notieren.

Ihre anonymisierten Angaben ermöglichten es, Zusammenhänge zwischen Arbeiten auf dem Areal, Wind und Wetter und einer Geruchswahrnehmung herzustellen. Darüber hinaus wurden alle Anwohner informiert, dass sie rund um die Uhr im Falle einer Geruchsbelästigung über eine Mobiltelefonnummer einen Mitarbeitenden der bci Betriebs-AG erreichen konnten. Dieser sollte mit einer kleinen Expertengruppe verifizieren, wo welche Gerüche genau auftreten und mögliche Gegenmaßnahmen ergreifen. Diese Mobiltelefonnummer wurde nie angerufen.

Nach Abschluss der Beobachtungsphase des „Nasennetzwerks“ zeigten die Auswertungen, dass es bei insgesamt 4.685 notierten Erhebungsdaten nur elf Fälle gab, in denen der Deponiegeruch wahrgenommen wurde; elf Mal war das Geruchsneutralisierungsprodukt gerochen worden. Die Gerüche waren nur an zwei begrenzten Bereichen der Gemeinde Bonfol wahrgenommen worden, ohne dass es bedeutende Beeinträchtigungen gegeben hätte.

4.4 Erreichen der Sanierungsziele

Auf der Basis der Schweizerischen Altlastenverordnung soll das definitive Sanierungsprojekt der Sondermülldeponie das Oberflächen- und das Grundwasser der Region langfristig schützen, ohne dass nach zwei Generationen weitere technische Maßnahmen notwendig wären, wie etwa der Betrieb einer ARA.

Mit dem Aushub der Abfälle werden die Schadstoffe direkt an der Quelle entfernt. Danach wird der belastete Anteil des Deponiesaums abgetragen und entsorgt. Aufgrund umfangreicher Berechnungen wurde zusammen mit den Behörden definiert, wie weit der Boden saniert werden muss, damit letztlich im Grund- und Oberflächenwasser die Grenzwerte der Altlastenverordnung eingehalten werden.

Noch vor der Hallenverschiebung wurden auf der sanierten Deponiefläche im Süden, auf rund 8.000 Quadratmetern, über 120 Bodenproben genommen und analysiert. Jede Probe besteht aus einem Bohrkern von einem Meter Länge. Auf jedem zehn Zentimeter langen Teilstück werden Analysen durchgeführt. Aufgrund der Resultate wird entschieden, ob man den Boden so belassen kann oder ob noch weitere Schichten des Deponiesaums abzutragen sind, um die vom Kanton festgelegten Werte für Restkonzentrationen im Boden, die Sanierungsziele, einzuhalten. Gibt die Aufsichtsbehörde ihr grünes Licht, so kann der erste Teil der Grube mit Bodenmaterial wiederverfüllt werden.

Nach Ende der Gesamtsanierung wird die Grube komplett aufgefüllt, die Hallen demontiert und die Infrastruktur zurückgebaut. Mit der Wiederaufforstung des Geländes gemäß kantonalem Sondernutzungsplan wird das Projekt voraussichtlich 2017 abgeschlossen. Bis sich jedoch der Wasserhaushalt im Gebiet wieder stabilisiert hat, werden noch weitere vier bis fünf Jahre vergehen. In dieser Zeit erfolgt als Nachsorge eine lückenlose Überwachung der Grund- und Oberflächenwasserqualität.

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Die aufwändigen Arbeiten für die Sanierung der Sondermülldeponie Bonfol werden durch ein umfassendes Konzept für den Schutz der Bevölkerung und Umwelt ergänzt. Im Normalbetrieb der Sanierung, jedoch auch in speziellen Phasen, wie etwa der Öffnung der sonst unter Unterdruck stehenden Aushubhalle im Sommer 2013, gewährleistet die bci Betriebs-AG die Sicherheit ihrer Umgebung. Sie kombiniert dafür herausragende Fachkenntnisse und modernste Technik. Die regelmäßige Kommunikation auf verschiedenen fachlichen Niveaus stellt sicher, dass die Maßnahmen nicht nur erfolgreich sind, sondern sich die Bevölkerung auch sicher fühlt.

Der Blick geht bereits auf den Abschluss des definitiven Sanierungsprojekts der Sondermülldeponie Bonfol mit dem Ende des Abfallaushubs im Frühjahr 2016. Dann muss die bci Betriebs-AG mittels Bodenproben nachweisen, dass die Sanierung in langfristiger Perspektive die Umwelt schützt.

Weitere aktuelle Informationen finden Sie unter: www.bci-info.ch

Biologische Stabilisierung der Deponie Teuftal (CH)

M. Ritzkowski

TU Hamburg-Harburg, Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft, Hamburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Deponie Teuftal im Kanton Bern ist die größte Reaktor- und Reststoffdeponie der Schweiz. Seit 1973 werden in unterschiedlichen Deponieabschnitten Bau- und Siedlungsabfälle, Müllverbrennungsschlacken, Reststoffe sowie industrielle Abfälle abgelagert. Unbehandelter Hausmüll mit einem vergleichsweise hohen biologischen Reaktionspotenzial wurde bis zu dem Inkrafttreten eines Ablagerungsverbotes im Jahr 2000 im nördlichen Deponiebereich abgelagert. Dieser Bereich soll nun mittels in-situ Belüftung biologisch stabilisiert werden, wodurch eine Verbesserung des Langzeitverhaltens bzw. Verkürzung der Nachsorgedauer angestrebt wird. Das Konzept zur beschleunigten biologischen Stabilisierung beinhaltet eine Kombination aus Belüftung und kontrollierter Befeuchtung bzw. Bewässerung der zu stabilisierenden Abfälle. Hierzu wurden im zweiten Halbjahr 2013 erfolgreiche Vorversuche durchgeführt, so dass im Sommer 2014 die großtechnische Umsetzung begonnen werden konnte. Parallel hierzu erfolgen begleitende Laboruntersuchungen in Deponiesimulationsreaktoren an der TU Hamburg-Harburg mit dem Ziel, die Auswirkungen der Belüftung auf das aktuelle und zukünftige (langfristige) Emissionsverhalten der Deponie zu beurteilen.

1 EINLEITUNG

In der Schweiz sind gegenwärtig (Stand: 2012) etwa 38.000 belastete Standorte (Altlasten) behördlich erfasst, von denen etwa 4.000 früher oder später eine Gefahr für Mensch und Umwelt darstellen werden (Bundesamt für Umwelt 2013). Ein Großteil dieser zumeist mit Siedlungsabfällen verfüllten Ablagerungsstätten emittiert bis in die Gegenwart klimaschädigende Deponiegase sowie boden- und grundwasserverunreinigende Sickerwässer. Vor diesem Hintergrund trat zum 1. Januar 2000 ein Ablagerungsverbot (TVA - Technische Verordnung über Abfälle 2000) für unbehandelten Hausmüll mit dem Ziel in Kraft, diese Emissionen zukünftig zu verringern und somit negative Auswirkungen auf umliegende Schutzgüter deutlich zu reduzieren.

Nach dem Willen des Schweizer Bundesrates sollen potentiell gefährliche Altlasten bis zum Jahr 2025 detailliert untersucht, überwacht und saniert werden (Bundesamt für Umwelt 2013). Im Einzelnen sieht die Technische Verordnung über Abfälle vor, dass nach dem Abschluss von Deponien die vorgeschriebenen Anlagen und das Grundwasser, das Abwasser und die Deponiegase so lange kontrolliert werden, bis schädliche oder lästige Einwirkungen auf die Umwelt unwahrscheinlich erscheinen. Hierbei werden Mindestzeiträume für die verschiedenen Deponietypen festgelegt, welche in Bezug auf Reaktordeponien 15 Jahre betragen. Darüber hinaus ist nach dem Ende der Abfallablagerung die Oberfläche abzudecken und, nach Abschluss der Setzungen, abzudichten. Die Abdichtung ist mit einer rekultivierbaren Deckschicht zu versehen und standortgerecht zu bepflanzen, sofern keine landwirtschaftliche Nutzung vorgesehen ist.

Eine solche Vorgehensweise minimiert zwar den Eintrag von Niederschlagswasser in den (noch reaktiven) Deponiekörper, jedoch ist unter diesen Bedingungen auch nur mit einer sehr langfristigen Reduzierung des Emissionspotentials zu rechnen. So könnten zwar durchaus 15 Jahre nach Ende der Verfüllung keine (akuten) negativen Einwirkungen auf die Umwelt festgestellt werden, jedoch ist mit einem erneuten Auftreten dieser Umweltbelastungen nach einem Versagen der Abdichtung zu rechnen. Vor diesem Hintergrund wurden in den vergangenen Jahren Verfahren

zur beschleunigten und nachhaltigen biologischen Stabilisierung von Siedlungsabfalldeponien in verschiedenen Ländern (z.B. Deutschland, Österreich, Italien, etc.) entwickelt, großtechnisch erprobt und erfolgreich umgesetzt. Übergeordnetes Ziel dieser Verfahren ist die Verkürzung der Nachsorgephase unter gleichzeitiger Einhaltung von Emissionsgrenzwerten.

Im Rahmen einer Forschungskoooperation zwischen der Deponie Teuftal AG und der TuTech Innovation GmbH wird durch die Technische Universität Hamburg-Harburg (TUHH) am Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft ein umfassendes Konzept zur Verbesserung des Langzeitverhaltens der Deponie Teuftal erarbeitet. Seit Sommer 2014 wird dieses Konzept am Standort Teuftal umgesetzt.

2 DEPONIEHISTORIE UND -AUFBAU

Die Deponie Teuftal im Kanton Bern ist die größte Reaktor- und Reststoffdeponie der Schweiz. Sie wurde 1973 in einem Tal angelegt und bis 2000 mit Siedlungsabfällen (ca. 68% der gesamten Abfallmasse), MVA-Schlacke (ca. 20%), entwässertem Klärschlamm (ca. 3%), Bodenaushub (ca. 2%) sowie weiteren, nicht näher spezifizierte Abfällen (ca. 7%) im hochverdichteten Dünnschichteinbau verfüllt. Dieser Ablagerungsbereich wird heute als „Reaktordeponie“ bezeichnet (Abbildung 1). Mit der Umsetzung der Technischen Verordnung über Abfälle (TVA, 2000) werden seit Januar 2000 keine unbehandelten Siedlungsabfälle mehr abgelagert. Der Reaktordeponiekörper wurde seit dieser Zeit mit nicht reaktiven Reststoffen überlagert, so dass heute eine Überdeckung von ca. 8 bis 12 Metern Mächtigkeit die reaktiven Siedlungsabfälle gegen die Umgebung abgrenzt.

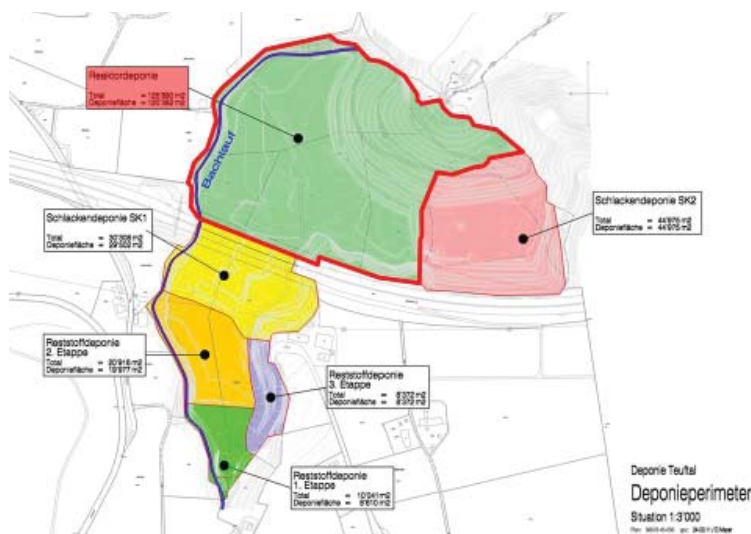


Abb. 1: Übersichtsplan der Deponie Teuftal (Stand: 03/2011) mit Ausweisung der Bereiche für Rest-stoff-, Schlacke- und Reaktordeponie.

2.1 Technische Infrastruktur

Die Reaktordeponie wurde ohne zusätzliche Basisabdichtung aufgebaut. Der Untergrund (Mergel- und Sandsteinmolasse) ist aus hydrogeologischer Sicht als weitestgehend undurchlässig zu beschreiben. Aufgrund des artesischen Überdrucks in der Molasse (artesisch gespanntes Wasser in den Sandsteinbänken) ist ein Versickern bzw. Eindringen von Deponiesickerwasser in den Untergrund weitestgehend ausgeschlossen.

Über horizontal eingebaute Drainagenetze wird die Deponie entwässert und entgast. Insgesamt wurden 6 Drainagenetze errichtet, wobei das oberste Netz in der Grenzschicht zwischen unbehandelten Abfällen und dem nicht reaktiven Ablagerungsbereich installiert wurde. Der vertikale Abstand der überlagernden Drainagenetze beträgt ca. 7 m. Die einzelnen Saugleitungen der Netze

wurden in einem horizontalen Abstand von 18-20 m (ab 1998: 12-15 m) mit mindestens 5% Gefälle zur Sammelleitung verlegt. Die Drainageleitungen dienen darüber hinaus auch der Erfassung des im Zuge von anaeroben Abbauprozessen gebildeten Deponiegases. Sickerwasser und Deponiegas werden über einen Siphon in den Prozessstationen getrennt und in separaten Sammelleitungen weitertransportiert.

3 ABFALLINVENTAR UND EMISSIONEN

3.1 Charakteristik der eingelagerten Abfälle

Die im Bereich der Reaktordeponie eingelagerten Abfälle entsprechen in ihrer Charakteristik dem landestypischen Abfallgemisch der 70er bis 90er Jahre des 20. Jahrhunderts. Siedlungsabfälle mit einem vergleichsweise hohen Gehalt an biologisch abbaubarer organischer Substanz dominieren mit mehr als 40 Masse-%, wobei über die mitabgelagerten Anteile an Grünabfällen und Klärschlamm weitere Mengen an bio-verfügbarem Kohlenstoff in die Deponie eingetragen wurden. Diese Abfallcharakteristik reflektiert sich in den hohen Deponiegaserträgen der späten 80er und 90er Jahre.

3.2 Deponiegasemissionen

Neun Jahre nach dem Beginn der Abfallablagerung wurde die erste Etappe des Deponieentgasungssystems in Betrieb genommen. Bis zum Jahr 1989 wurden insgesamt 4 Gasmotoren mit einer Leistung von jeweils 466 kW installiert. Bei einem elektrischen Wirkungsgrad von 32% konnten bis zu 1.300 m³/h Deponiegas verwertet und maximal 596 kWel. erzeugt werden. Zwischen 1993 und 1995 wurde die Deponiegasverwertung - einhergehend mit steigenden Gasmengen - weiter ausgebaut, so dass Ende 1995 aus 6 Gasmotoren eine Gesamtkapazität von bis zu 2,78 MWel. zur Verfügung stand. Infolge abnehmender Gasmengen seit 1996 wurden dann sukzessive Gasmotoren abgeschaltet, bis im Jahr 2005 lediglich noch ein Motor im Betrieb war. In 2007 wurde dieser Gasmotor abgeschaltet und gegen ein Blockheizkraftwerk (180 kWel.) ausgetauscht. Aus den Überwachungsdaten des Deponiebetreibers wurden Jahresmittelwerte der Gaszusammensetzung (Methan, Kohlendioxid, Sauerstoff) sowie die pro Stunde erfasste Deponiegasvolumina für den Zeitraum 1988 bis 2010 berechnet (Abb. 2).

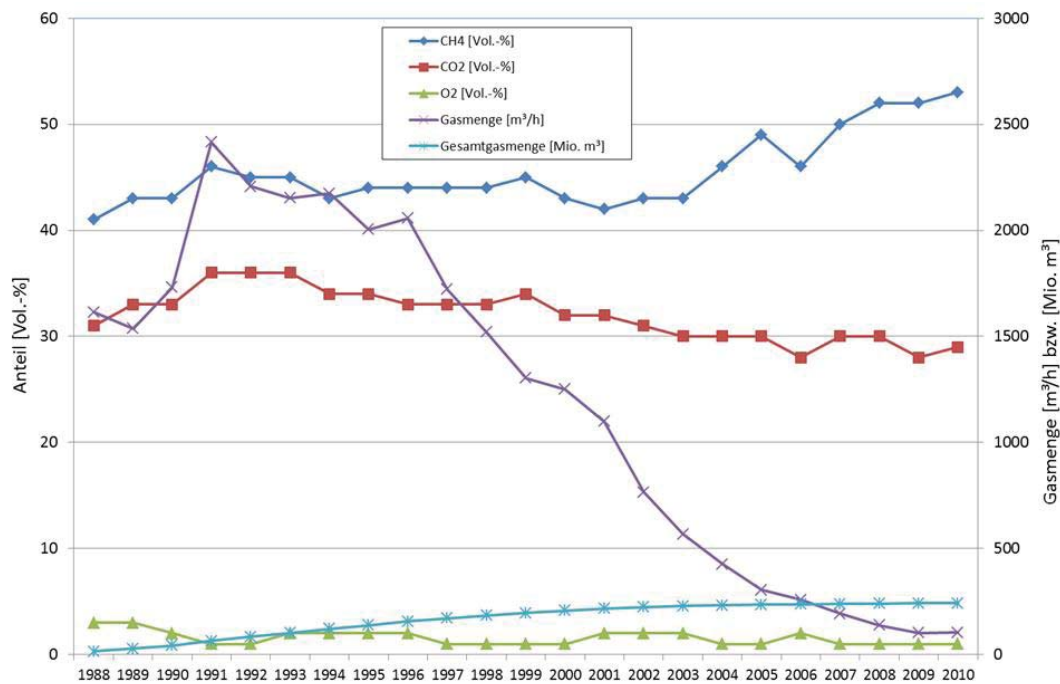


Abb. 2: Zeitliche Entwicklung der Gaszusammensetzung und -menge im erfassten Deponiegas der Deponie Teuftal (Teilbereich: Reaktordeponie).

Im Jahr 1990 wurden mit ca. 2.400 m³/h die größten Deponiegasmengen erfasst. Seit 1996 sind die erfassten Gasvolumina stark rückläufig, so dass in 2003 bereits weniger als 500 m³ pro Stunde und in 2010 lediglich ca. 100 m³ pro Stunde erfasst und verwertet wurden. Das Gesamtvolumen des im Zeitraum 1988 bis 2010 erfassten Deponiegases beläuft sich auf ca. 242 Millionen m³.

3.3 Sickerwasseremissionen

Seit dem Beginn des Ablagerungsbetriebes werden regelmäßige Analysen zur Kontrolle der Sickerwasserqualität vorgenommen. Im vierteljährlichen Abstand werden die Überwachungsparameter pH-Wert, gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), biologischer Sauerstoffbedarf (BSB₅), Ammonium (NH₄) sowie Chlorid (Cl) in Mischproben analysiert. Es zeigt sich, dass lediglich in den ersten Jahren nach Beginn der Abfallverfüllung (bis ca. 1979) signifikant erhöhte Konzentrationen an organischen Sickerwasserinhaltsstoffen (DOC und BSB) zu beobachten waren. Zwischen 1980 und 1999 (Ende der Ablagerung brennbarer Abfälle) bewegten sich die Konzentrationen an organischen Belastungen sowie Ammonium-Stickstoff auf einem moderaten und weitgehend konstanten Niveau (Konzentrationen zwischen 200 und 500 mg/l).

Neben den Mischproben liegen Ergebnisse von Stichtagsmessungen an den Prozessstationen sowie der Talsohlenfassung vor. In der Tabelle 1 sind die Ergebnisse der Analysen im August 2011 zusammengestellt.

Tab. 1: Analysenergebnisse der Überwachungsmessung (Sickerwasser) am 31.08.2011.

Parameter	Calcium [mg/l]	Natrium [mg/l]	Ammonium [mg/l]	Leitfähigkeit [mS/cm]	pH-Wert [-]	DOC [mg/l]
Probe						
Talsole	112	755	102	5,95	7,11	78
P3/4	95	1635	1515	15,6	7,77	600
P5	336	356	168	4,79	7,01	220

Anhand der Überwachungswerte aus den verschiedenen Prozessstationen (P3/4, P5) sowie der Talsohlenfassung wird deutlich, dass sich der reaktivste Bereich der Reaktordeponie in einer mittleren Tiefe (etwa 10 bis 18 Metern unter der heutigen Oberfläche) befindet. In diesem Bereich wurden zwischen 1989 und 1999 insbesondere Hausmüll sowie weitere Siedlungsabfälle abgelagert. Die Konzentrationen aus der darüber liegenden Fassung (P5) zeigt signifikant geringere Belastungen, welche auf die veränderte Abfallcharakteristik seit dem Jahr 2000 zurückzuführen sind. Die über die Talsole erfassten Mengen an Sickerwasser entstammen überwiegend alten Ablagerungsbereichen, welche bereits weitgehend biologisch stabilisiert bzw. ausgewaschen worden sind. Infolgedessen werden hier ebenfalls geringere Belastungswerte im Vergleich zu den mittleren Deponieschichten ermittelt.

4 STRATEGIE ZUR VERBESSEUNG DES LANGZEITVERHALTENS

Vor dem Hintergrund der aktuellen Emissionssituation an der Deponie Teuftal sowie der prognostizierten Langzeitemissionen soll im Rahmen eines Großversuches zunächst Sektor 3 der Reaktordeponie mittels einer kombinierten in-situ Belüftung und Bewässerung biologisch stabilisiert werden. Unter Einbeziehung der vorhandenen Infrastruktur (Rohrleitungen, Drainagenetze, Verdichter, Pumpen, etc.) wird Umgebungsluft in den Deponiekörper eingebracht und parallel dazu Abluft aus der Deponie abgesaugt. Die Abluft wird in die obersten Netze des bestehenden Drainagesystems der Sektoren 1 und 2 überführt, wobei die überlagernde Schicht aus weitgehend inerten Abfällen als Flächenfilter genutzt wird. Zusätzlich und zeitgleich erfolgt hierdurch eine Vorbelüftung der Sektoren 1 und 2, welche zu einem späteren Zeitpunkt ebenfalls aktiv belüftet werden sollen. Zur Aufrechterhaltung der biologischen Aktivität im belüfteten Sektor 3 wird die ausgetragene Feuchte durch die Zugabe von Sickerwasser kompensiert. Die Beaufschlagung mit Wasser führt darüber hinaus zu einer Regulierung der Temperaturen im Deponiekörper. Die Maßnahmen der biologischen in-situ Stabilisierung werden durch ein umfassendes Monitoringprogramm begleitet und durch parallele Abfallfeststoffuntersuchungen ergänzt.

4.1 Belüftung und Abluftfassung

Die Belüftung erfolgt über das unterste Drainagenetz sowie einzelne, höher gelegene Netze. Parallel dazu wird die Abluft über das oberste Netz sowie nicht-belüftete Netze in tieferen Ablagerungsbereichen erfasst und in die Sektoren 1 und 2 überführt. Zur Sicherstellung einer möglichst vollständigen Aerobisierung werden die einzelnen Netze sowohl zur Belüftung als auch zur Abluftfassung eingesetzt, so dass Fließbewegungen im Deponiekörper variiert und bevorzugte Fließwege vermieden werden können.

Zur Kontrolle der Belüftung bzw. zur Vermeidung von ungewollten Methanemissionen über die Deponieoberfläche werden Überwachungssonden in die Deponieabdeckung eingebracht und regelmäßig beprobt. Darüber hinaus sind FID-Begehungen im Plateaubereich der Reaktordeponie vorgesehen.

4.2 Sickerwasseremissionen

Das oberste Drainagenetz im Sektor 3 wird für eine parallele Bewässerung und Abluftfassung vorbereitet. Durch Herstellung eines Zugangs am Ende des jeweiligen Astes können die großzügig verfilterten Drainagen jeweils zur Bewässerung herangezogen werden. Bei einer zunehmenden horizontalen Ausbreitung des Wassers von 3 zu 1 ist bei einem Astabstand von ca. 30 Metern eine sehr weitgehende Befeuchtung des Deponiekörpers bereits über dem zweiten Gasnetz zu erwarten. Die Bewässerung kann hierbei auch während des laufenden Abluftfassungsbetriebes erfolgen.

4.3 Temperaturkontrolle

Im Bereich der Berme (zentraler Bereich der Ablagerung im Sektor 3) wird eine Reihe von 8 Messstellen durch die gesamte Mächtigkeit des reaktiven Deponiekörpers (ca. 25 bis 30 Meter) errichtet. Diese Messstellen werden mit tiefendifferenzierten Thermoelementen ausgebaut. Im südlichen (flacheren) Plateaubereich des Sektors 3 werden zusätzlich 2 Messstellen mit jeweils tiefendifferenzierten Thermoelementen eingerichtet.

4.4 Untersuchungen an Abfallfeststoffproben

Untersuchungen in Deponiesimulationsreaktoren (DSR, siehe Abbildung 3) können innerhalb vergleichsweise kurzer Zeiträume (i.d.R. mehrere Monate) Langzeitprozesse (Jahre/Jahrzehnte) zuverlässig abbilden. Dieses betrifft insbesondere die zukünftige Entwicklung der Sickerwasserqualität sowie der Deponiegasmengen unter divergierenden Randbedingungen (aerob/anaerob, Sickerwasserrückführung (mit/ohne, intensiv/extensiv), Temperaturniveau, etc.). Auf der Grundlage solcher Untersuchungen können darüber hinaus eine großtechnische Maßnahme optimiert, Stabilisierungszeiträume abgeschätzt und das optimierte Langzeitverhalten beurteilt werden.



Abb. 3: Deponiesimulationsreaktoren an der TUHH zur Untersuchung des aktuellen und zukünftigen Emissionsverhaltens der Deponie Teuftal.

Zur Durchführung solcher Untersuchungen wurden im April 2014 Abfallproben aus dem Deponiekörper entnommen und an die TUHH transportiert. Aufgrund der Geometrie des Abfallkörpers im Bereich der Reaktordeponie (Ablagerungsmächtigkeit zwischen 25 und 40 m) erfolgten für die Beprobung mehrere Kernbohrungen, wobei das erbohrte Material sowohl nach Tiefe separiert über die gesamte Mächtigkeit entnommen wurde. Die Bohrlöcher wurden anschließend zu Temperaturmessstellen bzw. Setzungsmessstellen ausgebaut, um diese in das Monitoring der Maßnahmen zur biologischen Stabilisierung mit einzubeziehen.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Die Deponie Teufthal im Schweizer Kanton Bern ist die größte Reaktor- und Reststoffdeponie der Schweiz. Seit etwa 40 Jahren werden in unterschiedlichen Deponieabschnitten Bau- und Siedlungsabfälle, Müllverbrennungsschlacken, Reststoffe sowie industrielle Abfälle abgelagert. Unbehandelter Hausmüll mit einem vergleichsweise hohen biologischen Reaktionspotenzial wurde bis zu dem Inkrafttreten eines Ablagerungsverbotes im Jahr 2000 im nördlichen Deponiebereich abgelagert.

Aufgrund der gegenwärtigen und prognostizierten zukünftigen Emissionscharakteristik der Reaktordeponie, in Verbindung mit den zu erwartenden signifikanten Aufwendungen (technisch und finanziell) in der Deponienachsorge, werden gegenwärtig Maßnahmen zur Verbesserung des Langzeitverhaltens bzw. zur möglichen Verkürzung der Deponienachsoldauer der Reaktordeponie umgesetzt.

In einem ersten Projektabschnitt wurden die grundlegenden Bestandsdaten erhoben und im Rahmen einer Situationsanalyse zusammenfassend dargestellt. Diese umfasst die Historie der Reaktordeponie (Deponieaufbau, Art und Qualität der eingelagerten Abfälle, Abfallmassen und -volumina, Einbautechnik, etc.), technische und bauliche Installationen sowie Daten zum vergangenen und gegenwärtigen Emissions- und Setzungsverhalten. Auf der Grundlage dieser Informationen wurde ein Konzept zur beschleunigten biologischen Stabilisierung der Reaktordeponie mittels einer kombinierten Belüftung und Bewässerung erstellt. Bei der Umsetzung dieser Maßnahmen wird weitestgehend auf die bestehende Infrastruktur am Standort zurückgegriffen. Für die begleitende Überwachung der Maßnahmen sowie die notwendigen Bilanzierungen zur Erfolgskontrolle werden im begrenzten Umfang Messstellen eingerichtet (z.B. für Temperatur- und Setzungsmessungen) und Feststoffproben aus dem Deponiekörper entnommen. Im Jahr 2013 wurden zudem erfolgreiche Vorversuche zur in-situ Belüftung sowie zur Bewässerung durchgeführt, so dass in 2014 die großtechnische Stabilisierungsmaßnahme starten konnte.

LITERATUR

- Bundesamt für Umwelt (2013) Stand der Altlastenbearbeitung in der Schweiz. In: <http://www.bafu.admin.ch/altlasten/12163/12178/index.html?lang=de>.
- TVA (1990) Technische Verordnung über Abfälle (TVA) vom 10. Dezember 1990 (Stand am 1. Juli 2011).
- VDI (Verein Deutscher Ingenieure) (2000) Umweltmeteorologie. Entstehung von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus Diffusen Quellen. Deponien. VDI-Richtlinie 3790 Blatt 2. Beuth Verlag, Berlin.

Long-Term Efficiency of Gentle Soil Remediation - The GREENLAND Project

M. Puschenreiter
BOKU, Tulln, Austria

M. Mench
INRA, Bordeaux, France

V. Bert & J. Kumpiene
INERIS, France (VB); LTU, Sweden (JK)

P. Kidd & A. Cundy
CSIC, Spain (PK); Univ. Brighton, UK (AB)

ABSTRACT: Gentle remediation options (GRO) include various and in general plant-based options to remediate trace element contaminated soils (TECS) at low cost and without significant negative effects for the environment. Although GRO comprise very innovative and efficient technologies, they are still not widely used as practical site solution due to several hindrance reasons. Greenland has been launched on January 1st 2011 to address several issues:

- Sustainable management adapted to TECS and deployment of GRO at field scale,
- Valorisation of plant biomass produced on trace element (TE) -contaminated sites,
- Harmonization of methods to assess the bioavailability of TE and development of a tool set to monitor the sustainability of GRO,
- Improving GRO through plant selection and modifications in soil TE bioavailability and
- Appraisal of current GRO practice, and development of implementation guidance and decision support frameworks.

1 INTRODUCTION

Contamination of soils with trace elements (TE) is a worldwide and thus also a pan-European problem. In EU countries, the number of potentially contaminated sites adds up to nearly 3 millions (EEA, 2007). Around 80,700 sites have been cleaned up over the last 30 years in the countries with available data on remediation. According to the European Environment Agency (EEA), at least 250,000 polluted sites in the member states require an urgent clean up. Current investigation trends will increase by 50 % the number of sites needing remediation by 2025. Mineral oil (38 %), TE (37 %) and PAH (13 %) are the most frequent soil contaminants at investigated sites. Many industrial sites severely polluted with TE emitted from local sources have been identified in all European countries. Even wider areas are slightly or moderately contaminated with TE from diffuse sources such as traffic, waste management and application, mining and industrial activities. The low and moderate levels of pollution, which are clearly above European standards, have led to limitations in land use, especially to protect safety of plant-derived products and consumers. TE loading in the soil decreases the chances of the establishment and survival of non-metal tolerant plant species and may strongly decrease the biodiversity of local ecosystems; the loss of biodiversity is also reflected in the animal community of these ecosystems. In addition, microbial biodiversity is affected by TE load. Microbial activity plays a pivotal role in maintaining soil fertility, controlling carbon and nutrient cycling in the ecosystems and promoting plant growth. Over the last two decades, various gentle remediation options (GRO), which are less invasive, more cost-effective and preservative or even restorative to soil structure and functions than civil engineering techniques (e.g. encapsulation, vitrification, soil washing) and more sustainable than 'dig and dump' strategy, have been developed at bench and greenhouse scales. These new techniques are broadly based on phytoremediation, the use of plants and associated microorganisms to clean up the contaminated soils, partly assisted by the use of various amendments and soil management practices. As well as remediation / soil restoration, these options may be valuable in the production of usable biomass from formerly unproductive land.

The work carried out in GREENLAND (www.greenland-project.eu, Jan. 2011 - Dec. 2014) aims at bringing GRO into application and to deploy them on sites tandem with ecological and

financial returns from biomass valorisation. In order to address remaining questions regarding the practical application of GRO, a set of field experiments (case studies) was set up or continued if already established and shared as a common set of research platforms in GREENLAND.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1 Appraisal of GRO options: The efficiency and effectiveness of different GRO

The efficiency and effectiveness of different GRO technologies, including phytoextraction, (aided) phytostabilisation and phytoexclusion, are compared based on 17 case studies established on 13 long-term European case studies. The experiments cover different conditions regarding the pollution level, climatic conditions as well as the remediation time (3-19 years).

2.2 Biomass valorisation options: There are three main tasks focussing on this topic:

a) literature, report and data collection on existing and on-going valorization processes regarding biomass and, in international and national regulation state of the art for valorization processes; b) Interviews of companies using non-food biomass (e.g. to produce bioenergy, biofuel, fiber timber, technosoil and compost) are planned to identify the potential limitations (technical, economical, and regulatory) related to the admittance of plant biomass cultivated on contaminated lands in current (and forthcoming) plants and facilities; c) several options of biomass valorization were tested using biomass obtained from different case studies listed in Table 1: combustion, anaerobic digestion, solvolysis, and microwave thermal treatment.

2.3 Harmonisation of methods used for GRO evaluation:

Different methods were compared and evaluated for their reliability to quantify the potentially toxic trace element (TE) fractions among selected case studies and for their dependability as indicators of GRO success. Two test batteries were pre-selected, a chemical one for quantifying TE exposure in untreated soils and soils managed using GROs (i.e. phytoextraction, aided phytostabilisation, and in situ stabilization/phytoexclusion) and a biological one for characterizing soil functionality and ecotoxicity.

2.4 Increasing the GRO efficiency:

Plants and microbes as well as soil amendment materials are tested in various experiments for their potential to increase the GRO efficiency. In addition, agronomic measures are evaluated for their potential to increase the GRO efficiency.

2.5 Stakeholder engagement and empowerment and development of a decision support tool (DST):

Current sector practice in stakeholder engagement and its importance when implementing GRO and other remediation options were reviewed. From this, knowledge gaps were identified, and strategies to promote more effective stakeholder engagement during GRO application are outlined development, using data from selected case studies. In addition, a practical and simple decision support tool (DST) focused on regulators, consultants, site managers and planners was developed.

3 RESULTS

3.1 Appraisal of GRO technologies:

The case studies of Greenland cover a range of different GRO options under different conditions and for different time periods. Here, the main results of selected case studies are presented:

1a GRO option in situ immobilisation/phytoexclusion - case study Arnoldstein (Austria): Lime powder and a mix of gravel sludge and iron oxide were applied to an arable field moderately

polluted by Zn, Cd and Pb. Due to the treatment, the accumulation of these elements in maize was reduced to levels below the Austrian threshold value for fodder. Further reduction in Cd accumulation was achieved by changing to a metal-excluding cultivar of maize (Friesl-Hanl et al., unpublished).

1b GRO option phytoextraction – case study Bettwiesen (Switzerland): Non-GMO mutants of tobacco and sunflower were repeatedly planted and harvested on a Zn-contaminated site. Over the 5 year phytoextraction period a 45-70 % reduction of the initial labile zinc top soil concentration was found. Without the phytoextraction the soluble topsoil concentration remains almost constant over time (Herzig et al. 2014)

1c GRO option Aided phytostabilisation – case study Piekary: On a site, where metal smelter slags were deposited, 300 t/ha biosolids and 30 t/ha lime has been applied in 1995. Previous results were published by Stuczynski et al. (2007). Continuous monitoring of soil health parameters and metal extractability has shown that water-extractable Zn has decreased from $\sim 350 \text{ mg kg}^{-1}$ to $< 10 \text{ mg kg}^{-1}$ and water-extractable Cd from $\sim 10 \text{ mg kg}^{-1}$ to $< 0.1 \text{ mg kg}^{-1}$.

3.2 Biomass valorisation:

As an example result, the distribution of Zn in emissions, i.e. bottom ash, particulate fraction (fly ash) and gaseous fraction of the flue gas, as a result of combustion assays performed in a biomass boiler of 40 kW on willows and poplars cultivated for phytoextraction purposes and the comparison with corresponding virgin wood (control) is shown here. For all assays, Zn occurred mainly ($> 50 \%$) in the fly ash. The bottom ash represents the second compartment for the occurrence of Zn whereas the gaseous fraction of the flue gas represents a minor compartment for Zn emissions. The distribution is not depending on the initial burnt wood, i.e. virgin wood (control) or Zn enriched wood (phytoextraction). The use of TE enriched wood in biomass boilers seems possible if they are equipped with efficient filters to avoid air pollution.

The valuation of plants produced by GRO seems possible if TE do not disturb the functioning and the performance of the process and if such plant use complies with current regulation.

Another exemplified results for combustion can be found in Delplanque et al. (2013).

3.3 Harmonisation of tools:

The best correlations were obtained between NH_4NO_3^- , followed by NaNO_3^- , extractable TE and the ecotoxicological responses. Pseudo-total (aqua regia-extractable) concentrations correlated with few biological responses for Cd, but correlations were more frequent for Pb and Zn. Biometrical parameters and biomarkers of dwarf beans were the most responsive indicators for the soil treatments and changes in soil TE exposures. Plant growth was inhibited at the higher extractable TE concentrations, while plant stress enzyme activities augmented with increasing TE extractability. Based on these results, a minimum risk assessment battery to compare/biomonitor the sites phytomanaged by GROs might consist of the NH_4NO_3 extraction and the bean Plantox test including the stress enzyme activities. The results have been summarized in a paper submitted to Science of the Total Environment (Kumpiene et al., unpublished)

3.4 Improvement of GRO technologies:

a) Screening of mutant lines of tobacco and sunflowers in Bettwiesen (CH), Biogeco (FR), Lommel (BE), Touro (ES) and Pedrafita do Cebreiro (ES) (see Table 1): For tobacco, the highest biomass production was obtained in the Bettwiesen (CH) and Lommel (BE) sites, while the lowest biomass production was found in the mine tailings of the Piedrafita (ES) site. Zinc extraction potential was generally highest for Bettwiesen (ranging from 1,243-3,858 g/ha/yr), while Cd extraction was higher at the Lommel site (with NBCu 10-8 F2). In general, mutant tobacco lines showed a higher extraction potential than the motherline, and this was most pronounced at the Bettwiesen site. Regarding the sunflower mutant lines, biomass production was generally higher in mutant lines than the motherclone. Zn extraction potential was highest at both the Bettwiesen

and Piedrafita sites, and Cd extraction was highest in Piedrafita.

b) Use of microbial inoculants for improving plant performance and/or phytoremediation potential: A description of bacterial collections obtained by different Greenland partners has been prepared. Here, the results of inoculation trials (principally in pot experiments) using different strains from these collections were presented. Microbial inoculants aim to improve plant growth and establishment, and/or modify soil metal bioavailability and plant uptake.

c) Use of amendments for reducing TE bioavailability: Ten amendments were evaluated on an individual basis and/or in various combinations. The effect of amendments on plant growth, trace metal availability and leaching, and soil bio- and physico-chemical properties was evaluated. Plant yield generally increased with all amendments compared to controls. Yields were also greater at the second harvest than the first harvest, and in those treatments which included organic amendments (e.g. drinking water residue or compost). When amendments were combined with an organic material this also led to a significant increase in biomass compared to that produced with amendments added individually. Metal (Cd, Pb and Zn) availability generally decreased with time and was reduced by all the tested amendments compared to untreated soils. Reductions in metal bioavailability were more pronounced after the incorporation of combinations of amendment.

d) Evaluation of agronomic measures to improve GRO efficiency: various agronomic measures (including soil and crop management practices, fertilization, weed control, planting methods, harvesting management, irrigation, etc.) were evaluated and compiled in a manuscript, which will be submitted to International Journal of Phytoremediation (Kidd et al., unpublished)

3.5 Stakeholder engagement and empowerment and development of a decision support tool (DST):

Effective stakeholder involvement has been identified as a key requirement for the optimal application of sustainable remediation strategies (CL:AIRE, 2011). Stakeholder engagement when remediating land for soft end-use (where the soil remains unsealed, e.g. a community parkland), is perhaps more wide ranging and more complex than in many other remediation fields. Consequently, stakeholder engagement is likely to be critical to the acceptance of GROs, particularly for larger projects, because GROs are most likely to be used for sites where a soft end use is envisaged, and the biological component of the remediation (e.g. plant cover) is likely to be an enduring part of the overall regeneration of the land. The aims of stakeholder engagement are building up and maintaining an open and constructive relationship with stakeholders and thereby facilitating a project's management of its operations, including its environmental and social effects and risks (World Bank, 2012). Effective stakeholder engagement is also seen as key in reducing remediation project risks.

Stakeholder engagement associated with GRO application largely involves liaison with the site owner and the relevant regulatory authority, and educational and research/proof-of-concept activities. At these sites, stakeholder activities are dominated by communication and agreement rather than collaboration and empowerment.

Stakeholder engagement in GRO application has been exemplified for two GREENLAND case studies. One of them, the BIOGECO site, is maintained by INRA. The purpose of the BIOGECO phytoremediation platform was to act as a demonstrator site highlighting to stakeholders the benefits and limitations of GRO at this and similar sites through application of phytostabilisation, aided phytostabilisation (combining in situ stabilisation and phytostabilisation), (aided) phytoextraction, and PAH phytodegradation. The need for a demonstrator site was partly driven by certain stakeholders, such as local and regional government, questioning the potential of GRO as practical site remediation tools. Initial stakeholder engagement was established with the local land owner. Later, regulatory and financing bodies (Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement (DRIRE, now renamed DREAL)) in Aquitaine (regulation), Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME), and the Aquitaine Region Council.

Finally, the following research needs were identified:

1. Integrating (sustained and long-term) stakeholder engagement strategies into decision support systems and tools for GRO (to raise the profile of the benefits of effective stakeholder engagement and participation, particularly with sector professionals)
2. Developing criteria for the identification of different stakeholders profiles/categories - their expectations, influence, characteristics, preferred approaches to engagement and levels of engagement.

The instructions for implementing GRO as a practical site solution will be compiled in a best practice guidance document. This book will include evaluation of implementation cost, remediation success / efficiency in terms of risk reduction, overall environmental and socio-economic benefits and impacts of the large-scale trials, recommendation of harmonized monitoring and analytical / risk assessment methods and analysis of the role of recent developments in biotechnology as well as options for biomass utilisation. The delivered document is planned to be multi-lingual. The guidance will focus on practical rather than technical detail and will cross-reference the project DST and success stories / demonstrator sites (i.e. the Greenland sites, but also including sites where GRO has been applied as part of mixed site development e.g. reedbeds, urban parkland). The appendices will give more detail and refer the user on to more detailed scientific publications for support / validation.

Further detailed information is provided in Cundy et al. (2014).

4 EXPECTED FINAL RESULTS AND THEIR POTENTIAL IMPACTS

The main aim of GREENLAND is to optimize the applicability of gentle soil remediation options (GRO) in the field and to make them fit for practical application. This includes technical issues on the one hand (use of biomass, evaluation of GRO efficiency, biotechnological improvements), but also regulatory issues as well as stakeholder engagement and empowerment. At the end of GREENLAND, the efficiency of GRO under various conditions (different pollution profiles and level, climate, soil conditions) will have been demonstrated. With similar importance, also the beneficial socio-economic impacts (profit from biomass valorisation, improvement of land value) will be shown. Both technological and socio-economic benefits will be important prerequisites for practical application. A decision support tool developed by GREENLAND will allow stakeholders to take a decision for GRO and a practical handbook will facilitate the implementation as a practical site solution. Overall, there will be a substantial improvement of soil quality and socio-economic conditions at the local level (land owners, communities), but also on the European level, since soil contamination is still one of the major threats for European soils. Soil is a non-renewable natural resource, which is constantly declining worldwide, but also in Europe, mainly due to the threats listed in the proposal for a Soil Framework Directive (COM(2006) 232). GRO will contribute to improve the natural basis for agricultural production (food and non-food crops) and bring marginal land back into productivity. The transfer of pollutants into the human food chain will be reduced due to GRO application.

During the second reporting period of the GREENLAND project, the fundamental basis for achieving the overall technical aims has been successfully extended and already partly completed. All milestones have been achieved and deliverables have been finalised. In the last reporting period, the major output, including the decision support tool and the handbook, will be prepared, finalised and published.

5 ACKNOWLEDGEMENTS

The Greenland project (No. 266124) is financially supported by the European Commission in the 7th Framework program.

THE GREENLAND CONSORTIUM:

1. Markus Puschenreiter, University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna (Coordinator), AT
2. Jaco Vangronsveld, Universiteit Hasselt, BE
3. Jurate Kumpiene, Luleå tekniska universitet, SE
4. Michel Mench, Institut National de la Recherche Agronomique, FR
5. Valerie Bert, Institut National de l'Environnement industriel et des Risques, FR
6. Andrew Cundy, University of Brighton, UK
7. Petra Kidd, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, ES
8. Giancarlo Renella, University of Florence, IT
9. Wolfgang Friesl-Hanl, Austrian Institute of Technology, AT
10. Grzegorz Siebielec, Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy, PL
11. Rolf Herzig, Phytotech-Foundation, CH
12. Ingo Müller, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, DE
13. Jannis Dimitriou, Sveriges lantbruksuniversitet, SE
14. Xose Quiroga Troncosa, Tratamientos Ecológicos del Noroeste SL, ES
15. Ewa Blazejowska, ATON, PL
16. Patrick Lemaitre, Innoveox, FR
17. Cyril Aymonier, CNRS-ICMCB, FR

REFERENCES

- CL:AIRE, 2011. The SuRF-UK Indicator Set for Sustainable Remediation Assessment, London, UK. ISBN 978-1-905046-1292-5 [www.claire.co.uk/surfuk].
- Cundy, A.B., Bardos, R.P., Church, A., Puschenreiter, M., Friesl-Hanl, W., Müller, I., Neu, S., Mench, M., Witters, N., Vangronsveld, J. (2013) Developing principles of sustainability and stakeholder engagement for “gentle” remediation approaches: The European context. *Journal of Environmental Management* 129, 283-291.
- Delplanque, M., Collet, S., Del Gratta, F., Schnuriger, B., Gaucher, R., Robinson, B. and Bert, V. (2013) Combustion of *Salix* used for phytoextraction: The fate of metals and viability of the processes. *Bio-mass Bioenerg.* 49, 160-170.
- EEA (European Environment Agency) (2007) Progress in Management of Contaminated Sites, CSI 015, DK – 1050 Copenhagen K, Denmark, [<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/progress-in-management-of-contaminated-sites/progress-in-management-of-contaminated-1>].
- Herzig, R., Nehnevajova, E., Pfister, C., Schwitzguebel, J.-P., Ricci, A. and Keller, C. (2014) Feasibility of labile Zn phytoextraction using enhanced tobacco and sunflower: results of five- and one-year field scale experiments in Switzerland. *Int. J. Phytorem.* 16:735–754
- Struczynski, T., Siebielec, G., Daniels, W.L., McCarty, G. and Chaney, R. (2007) Biological Aspects of Metal Waste Reclamation with Biosolids. *J. Environ. Qual.* 36:1154–1162
- World Bank, 2012. Getting to Green - a Sourcebook of Pollution Management Policy Tools for Growth and Competitiveness. Pollution Management (PoMa) Sourcebook The International Bank for Reconstruction and Development/THE WORLD BANK, 1818 H Street, NW, Washington, DC 20433, USA. [<http://go.worldbank.org/QRULF0VED0>].

Relevante Emissionen beim Deponierückbau

G. Rettenberger

Ingenieurgruppe RUK GmbH, Stuttgart, Deutschland

KURZFASSUNG: Durch den Deponierückbau werden verschiedene Emissionen verursacht, die eine erhebliche Umweltauswirkung bedeuten können und von denen auf die Nachbarschaft erhebliche Nachteile ausgehen können. Als wichtigste Emission ist dabei der Geruch zu nennen, dazu hin wird aber insbesondere der Staub sowie der Lärm für die Nachbarschaft relevant sein können. Die Höhe der Emissionen hängt dabei wesentlich von der Art der Rückbautechnik und der Abfallaufbereitung sowie der Menge der rückgebauten Abfälle ab. Ebenso spielen das Alter der Deponie sowie die Art der Vorbehandlung vor dem Abgraben sowie die Art der Wiederverfüllung der Feinfraktion eine große Rolle. Nicht zuletzt können bestimmte gefährliche Abfälle, z.B. Asbest zu relevanten Emissionen führen. Bisherige Untersuchungen während der Durchführung von Rückbauprojekten haben jedoch keine Emissionsüberschreitungen gesetzlich vorgegebener Grenzwerte gezeigt. Auch Geruchsemissionen konnten, teilweise durch Vorbelüftungsmaßnahmen, gering gehalten werden.

1 EINLEITUNG

Nach dem Arbeitsbericht der DWA „Umlagerung und Rückbau von deponierten Abfällen aus dem Jahre 2010 ist bei dem Rückbau von Abfalldeponien mit Auswirkungen auf die Schutzgüter, Wasser, Luft und Boden sowie Natur und Landschaft zu rechnen. Nach dem Abschluss des Vorhabens können die Auswirkungen entfallen, sich verändern oder verstärken. Die positiven und/oder negativen Umweltauswirkungen auf die einzelnen Schutzgüter sind abhängig vom jeweiligen Vorhaben.

Nachfolgend werden die möglichen negativen Auswirkungen auf die Schutzgüter beim Rückbau beschrieben.

2 AUSWIRKUNGEN DURCH DEN RÜCKBAU

Auswirkungen auf das Schutzgut Wasser:

- Verschleppung von Abfallstoffen insbesondere durch den Fahrzeugverkehr nach Niederschlagsereignissen,
- Freisetzen von Deponiesickerwasser das während der Abgrabearbeiten freigelegt wird.

Auswirkungen auf das Schutzgut Luft:

- Verwehungen von Plastik und Papier, da die Abfallflächen freigelegt und aufgelockert werden,
- Staubbelastungen durch Abbau- und Transportarbeiten,
- Geruch, der durch das Freilegen insbesondere von wenig alten Abfällen entstehen kann, aber auch beim Ablagern der abgegrabenen Feinfraktion, die teilweise wieder in eine Versäuerungsphase umschlägt emittiert. Eine Vorbelüftung des Abfalls kann zur Reduzierung der Geruchbelastung führen.

Auswirkungen auf das Schutzgut Boden:

- Verschleppung von Abfallstoffen und Böden durch den Fahrzeugverkehr.

Auswirkungen auf das Schutzgut Natur:

- Verlust und/oder Gewinn von Lebensraum für die Tier und Pflanzenwelt,
- Populationsveränderungen z.B. Fliegen, Krähen, Ratten.

Auswirkungen auf das Schutzgut Landschaft:

- Änderung des Landschaftsbildes, da Rückbau das vorhandene Landschaftsbild ändert.

Belästigungen durch Lärm und Licht:

- Durch den Abtransport der Abfälle kommt es zwangsläufig zu einer zeitlich begrenzten Erhöhung des Fahrzeugaufkommens und somit zu einer zusätzlichen Lärmquelle.
- Durch die Erdbaumaschinen zum Lösen und Laden insbesondere in Verbindung mit akustischen Warneinrichtungen beim Rückwärtsfahren sind über große Distanzen Geräuschemissionen wahrnehmbar und werden als störend empfunden.
- Lichtsmog, der bei Arbeiten während der Dunkelheit, da es erforderlich sein kann, die Baustelle auszuleuchten, entstehen kann. Ebenso können weitsichtbare Scheinwerferkegel von Erdbaumaschinen und Lastkraftwagen als störend empfunden werden.

3 MASSNAHMEN ZUR EMISSIONSUNTERDRÜCKUNG

Verschiedene Maßnahmen wurden bereits während eines Deponierückbaus eingesetzt, so dass hierzu Erfahrungen vorliegen.

Zur Vermeidung von Geruchsemissionen hat sich bei den bisherigen Deponierückbauprojekten der Einsatz eines Systems zur kombinierten Belüftung und Absaugung, ein sogenanntes Geruchsstabilisierungssystem, vor dem Öffnen der Deponie bewährt. Dabei hat die Geruchsstabilisierung folgende direkte Auswirkungen:

1. Die Atmosphäre im Deponiekörper wird von anaeroben auf aerobe Verhältnisse umgestellt.
2. Vorhandene Spurengase werden zum großen Teil abgesaugt.
3. Die in anaerober Atmosphäre konservierten, aber aerob biologisch abbaubaren organischen Bestandteile des Altabfalls werden zum großen Teil aerob abgebaut.
4. Der Wassergehalt der Abfälle wird deutlich reduziert.

Dies führt zu folgenden für den Deponierückbau positiven Effekten:

- Effekt durch 1: Es wird verhindert, dass es beim Öffnen der Deponie durch Entweichen des im anaeroben Deponiekörper vorhandenen Deponiegases und von Osmogenen zu Geruchsbelästigungen kommt.
- Effekt durch 2: Nach erneuter Ablagerung der nicht verwertbaren Abfälle sind im Deponiegas weit weniger Spurengase nachzuweisen.
- Effekt durch 3: Das Deponiegasbildungspotential und die organische Sickerwasserbelastung nach erneuter Deponierung der nicht verwertbaren Abfälle nehmen deutlich ab. Nach den bisherigen Erfahrungen genügt eine zweiwöchige Geruchsstabilisierung, um die Altabfälle ausreichend biologisch zu stabilisieren. Eine weitergehende Stabilisierung ist dann auf biologischem Wege praktisch nicht mehr erforderlich.
- Effekt durch 4: Die Sortierung der trockeneren Abfälle ist einfacher möglich.

Durch die Ableitung des abgesaugten Deponiegases über Biofilter oder andere Systeme kommt es zu einer wesentlich verminderten Abgabe von Schadstoffen an die Umwelt. Nach der Geruchsstabilisierung kann der Abfall in bis zu 3 m dicken Schichten abgetragen werden.

Bei Rückbauprojekten an älteren Teilen einer Deponie kann ein Abgraben auch ohne Vorbelüftung erfolgen. Die Umweltüberwachung dieser Maßnahmen hat keinerlei Auffälligkeiten gezeigt. Interessant war, dass die wiedereingebauten Abfälle zu höheren Geruchsemissionen geführt haben als am Abbaort. Grund hierfür ist, dass die Abfälle nicht ausreichend dennoch aber teilweise oxidiert waren, so dass sie sofort in die Versäuerungsphase nicht aber in die stabile Methanphase des anaeroben Abbaus zurückgefallen sind. Durch eine entsprechende Einbautechnik ließ sich das Problem leicht lösen.

Bei Durchführung von entsprechenden technischen Maßnahmen zum Arbeitsschutz (Geruchsstabilisierung, Maßnahmen zur Staubminderung, etc.) ist das Gefährdungspotential bei Rückbaumaßnahmen auf Siedlungsabfalldeponien im Vergleich zu anderen Abfallbehandlungsmaßnahmen insgesamt als gering einzustufen. Eine Gefährdung des Betriebspersonals und der Nachbarschaft ist bei Durchführung von entsprechenden technischen Arbeitsschutzmaßnahmen auszuschließen.

4 EMISSIONEN

Bei verschiedenen ausführlich untersuchten Rückbauprojekten wurde übereinstimmend festgestellt, dass die zulässigen Grenzwerte der Luftbelastung nur zu einem Bruchteil ausgenutzt wurden. Damit hat es sich gezeigt, dass ein Deponierückbau durchführbar ist.

In der Abbildung 1 sind die Ergebnisse von Geruchsuntersuchungen im Umfeld einer Deponie während eines Deponierückbaus dargestellt. Dabei ist zu erkennen, dass der Beitrag im Umfeld der Deponie vergleichsweise gering zu anderen Quellen ist.

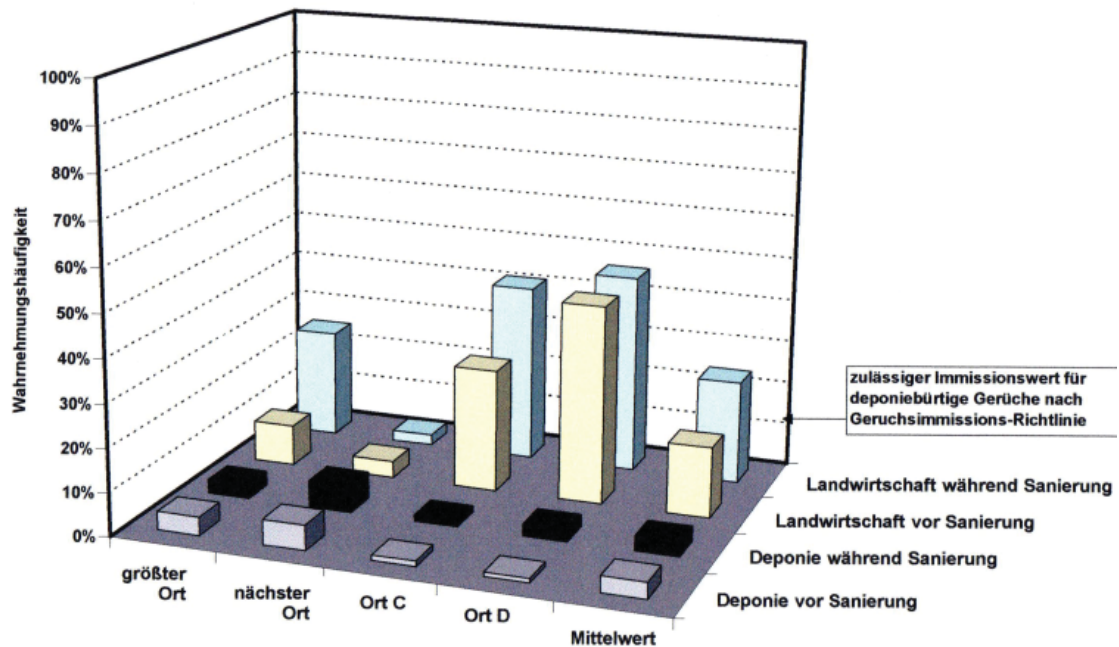


Abb. 1: Geruchswahrnehmungshäufigkeiten im Umfeld einer Deponie während des Rückbaus.

In der Abbildung 2 sind die Staubniederschlagswerte im Umfeld einer Deponie während des Deponierückbaus dargestellt. Auch hier wird deutlich, dass verglichen mit Messwerten aus dem Umfeld der Deponie, die Messwerte auf der Deponie noch deutlich überschritten werden, insgesamt aber die zulässigen Grenzwerte nur zu einem kleinen Teil ausnutzen.

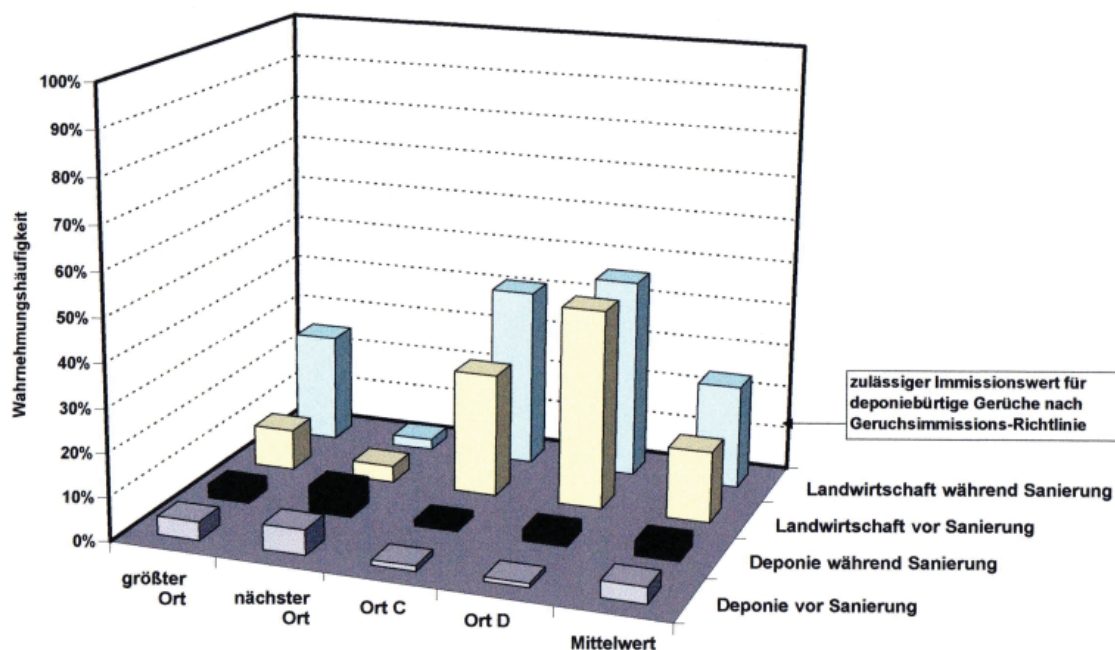


Abb. 2: Staubniederschlagswerte an und im Umfeld einer Deponie während eines Deponierückbaus.

Solche und ähnliche Werte sind typisch für Deponierückbauprojekte. Natürlich hängen die Werte von der Art des Rückbaus, der Größenordnung, der Art der Abfälle sowie der Emissionunterdrückungsmaßnahmen ab. Dadurch werden Einzelfallbetrachtungen unerlässlich. Die Tendenz scheint aber gesichert zu sein. Auch traten bislang an Siedlungsabfalldeponien keine Probleme mit gefährlichen Abfällen, z.B. Asbest auf. Dies mag an Deponien mit trockenen Bauschuttagerungen anders sein.

5 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Letztlich lässt sich zusammenfassend feststellen, dass der Deponierückbau hinsichtlich möglicher Emissionen vertretbar ist. Er wird für die Umgebung eine zeitlich befristete Belastung darstellen. Allerdings werden sich die Emissionswerte in den Bereichen des zulässigen bewegen und nur im unmittelbaren Umfeld der Deponie die Hintergrundbelastung verändern. Bereits wenige hundert Meter im Abstand der Deponie werden keine Auswirkungen mehr messbar sein.

Durch verschiedene Maßnahmen der Vorbehandlung, der Technikauswahl bei der Durchführung des Rückbaus sowie zur Emissionsbeeinflussung lassen sich mögliche Emissionen noch weiter unterdrücken. Einzelfallbetrachtungen sowie eine ständige Überwachung des Rückbaus sind allerdings unerlässlich. Da die Deponie viel zu inhomogen ist, als dass nicht kurzzeitige Einzelfallereignisse möglich wären. Diese gilt es, mit entsprechenden vorausschauenden Strategien zu beherrschen.

LITERATUR

Rettenberger, G. (2012) Rohstoffpotentiale in Deponien – Deponierückbau, Leipziger Deponiefachtagung, HTWK Leipzig.

Tailings of Mining and Processing as Alternative Raw Material Repository

T. Zeller, A. Bachmann & A. Sauter

Clausthal Institute of Environmental Technology, Metal Recycling, Clausthal-Zellerfeld, Germany

ABSTRACT: The research objects discussed in this paper are two tailing ponds called Bolrich near Goslar in Lower Saxony, Germany. Both of them were used for the disposal of flotation residues originating from the processing of Rammelsberg ore. That lead, zinc and copper sulphide ores are accompanied by trace elements, which are now referred to as materials of strategic economic importance. Due to the lack of economic interest during the time of mining activity at the Rammelsberg Heights, the resulting tailings are expected to contain some of these materials as well. The purpose of this paper is to discuss the potential of those two tailing ponds for landfill mining and to suggest a possible way of processing these tailings to obtain the contained metals. For the process design a holistic approach is pursued. As many valuable components as possible will be concentrated to secure economic feasibility. That way fewer new occurring tailings are left for disposal. Further issues discussed in this paper are conditions and requirements, necessary for the successful implementation of a landfill mining project, such as nature conservation, environment preservation, monument protection, and landscaping aspects.

1 INTRODUCTION

Materials of strategic economic importance are necessary for leading-edge technology and future economic growth in highly developed countries. Examples for such materials are platinum group metals, alloy elements for steel production, high-tech metals, and rare earths (BMBF 2012). The majority of these materials must be imported from abroad. In consequence, economy sectors that require these minerals and metals are vulnerable to crises and high export taxes collected by supplying countries. In addition to that, the current world market situation is characterised by too low supply and too high demand. A direct supply of such raw materials from deposits within a country like Germany would contribute significantly to the relaxation of its economic situation with regard to this problem.

In addition to the extended exploration of primary raw material deposits, secondary deposits should be utilized as completely as possible as well. The subject of our research discussed in this paper is Landfill Mining as exemplified by the evaluation of the Bolrich tailing ponds in the north of the Harz Mountains, Lower Saxony, Germany (see figure 1).

According to Krook et al. the term, Landfill Mining, refers to the exploitation of waste that was previously disposed of by tipping or burying, as materials for raw material production. Landfill Mining is, therefore, part of Urban Mining, which refers to the exploitation of human made repositories in general (Krook 2012, Zeller 2013).

2 LANDFILL MINING IN THE HARZ MOUNTAINS

In regard of old mining and smelting tips the Harz Mountains have great potential for Landfill Mining. First historic reference of mining activities at the Rammelsberg Heights was found in the 10th century. The pit was finally closed at 1988 (Zeller 1996). During this period of over one thousand years nearly 30 million tonnes of ore were mined. That makes the Rammelsberg Heights one of the most productive deposits in Europe (Knolle 2011).



Fig. 1: Location of the Harz Mountains and the Bollrich tailing ponds in Germany.

In consequence of the mining activity different kinds of solid waste were accumulated. The composition of such tips depends on their origin and history. Therefore they are categorized into the following types (Zeller 2013):

- Mining tips consist of overburden and dead rock, which was outcropped as a result of the excavation of new shafts and audits.
- Processing tips are produced during the enrichment of target minerals, depletion of contaminants, and in some cases the creation of an appropriate particle size distribution for further processing of the ore. Therefore, they consist of gangue, surrounding rock, and ore that was not further processed at the time of mining. One example of such ores is the sphalerite (ZnS), which was first produced on industrial scale in 1906.
- A special kind of processing tips are tailing ponds, which were fed with flotation residues. The particle size of these tailings was too small and the sinking velocity too slow to fully drain them and deposit them in the form of tips.
- Smelting tips consist of residues of the pyrometallurgical beneficiation such as slags.

Besides the origin of the residues the time of occurrence has an influence on the tip composi-

tion as well. The technology of processing and smelting strongly developed during the time of mining activity in the Harz Mountains. As a result of the efficiency of earlier technology – compared to today’s state of the art – some of the target components were left behind in the residues and can now be obtained. One example for this development is the processing of galena (PbS). In 1825 this mineral was obtained with an efficiency of 68 to 79 %. Additionally, 25 % of the contained silver was lost during the treatment of fines ($x < 2$ mm) in sedimentation ditches. By 1870 the galena recovery was increased to over 90 % in the course of a number of technical innovations such as continuously operating jigs and gravity table concentrators. Stamping mills were replaced by rolling and jaw crushers and in place of sedimentation ditches bed jigs were applied. In 1923 the galena recovery was further increased to over 98 % due to the implementation of the flotation process – first at the processing plant in Bad Grund. A flotation process capable of the extraction of sphalerite from complex Rammelsberg ore was not available before 1936 (Bachmann 2014, Zeller 1996).

As a result of the historical development, it is obvious that the content of interesting components within the tip material is the higher the earlier it was generated. In addition to that, the target components of the mined ore have greatly changed as well over the course of mining history. This fact has already been mentioned before by the example of sphalerite. But also materials of strategic economic importance were of little to no interest over the entire mining activity so far. They are, therefore, to some extent still available in the tips and cause growing economic interest in the dismantling and exploitation of tips as secondary raw material source (Bachmann 2014).

This raw material content and the rising commodity prices are the main driving forces for Landfill Mining. The long-term increase in market prices is partly due to an increase in demand as well as poorer primary ore deposits. This tendency will most likely continue in the future and Landfill Mining will become more and more attractive. The vital importance of a secure raw material supply to our industry is expressed in numerous, political, European initiatives such as Horizon 2020, the European Innovation Partnership (EIP) on raw materials, the Knowledge and Innovation Community (KIC) for raw materials, and the European Technology Platform on Sustainable Mineral Resources (ETP SMR).

Other reasons for Landfill Mining are the remediation of heavy metal emitting sites and the generation of contaminant-free land for a higher subsequent use. If, for example, the metal content of a tip is low and the remediation or reuse of the site is already considered by public authorities or third parties, a necessary cost recovery contribution can be expected to be made by those beneficiaries.

Aside from economic conditions the following requirements need to be met for the successful implementation of a Landfill Mining project (Bachmann 2014):

- Knowledge of structure and composition of the tip
- Processing expertise
- Expedient laboratory and pilot plant tests with regard to the concentration of target metals
- Studies regarding the economic connectivity
- Acquisition of current emissions and emission pathways of the tip
- Concepts for the disposal or subsequent use of anew occurring processing and smelting residues
- A concept for the sustainable dismantling of the deposit body
- Observation and prevention of any additional emissions, released during the course of Landfill Mining and production of contained raw materials
- Consideration of nature conservation and landscaping aspects
- Specific character of some tips as a cultural heritage and historical testimony of industrialization (monument protection)
- Consideration of other aspects such as mining archaeology.

3 BOLLRICH TAILING PONDS

Tailing ponds were previously introduced as a kind of processing tip. These ponds were used as settling basins for extremely fine-grained flotation tailings with a very low sinking velocity. Examples of this type of residue repository are the Bollrich tailing ponds I and II between Goslar and Oker (see figure 2). The tailings were fed into the ponds until 1988 by the plants Rammelsberg and

Bollrich. Each of which processed ore from the Rammelsberg Heights. That ore contained apart from the then target components lead, zinc, and copper considerable amounts of cobalt, cadmium, vanadium, arsenic, bismuth, indium, gallium, and germanium (Walcher 1986, Gigowski 1987).

Since 1955 a baryte (BaSO_4) concentrate was produced in the processing plant Rammelsberg. Additionally, a pyrite (FeS_2) concentrate was obtained between 1968 and 1973. As a result, the composition of the corresponding layers within the tailing sediments varies according to every production phase. Due to the development of processing technology and consequently the increasing efficiency, younger sediments at the top of the deposit body should contain lower levels of valuable minerals. In the following a more exact description of the deposit bodies is given according to Woltemate (Woltemate 1988).

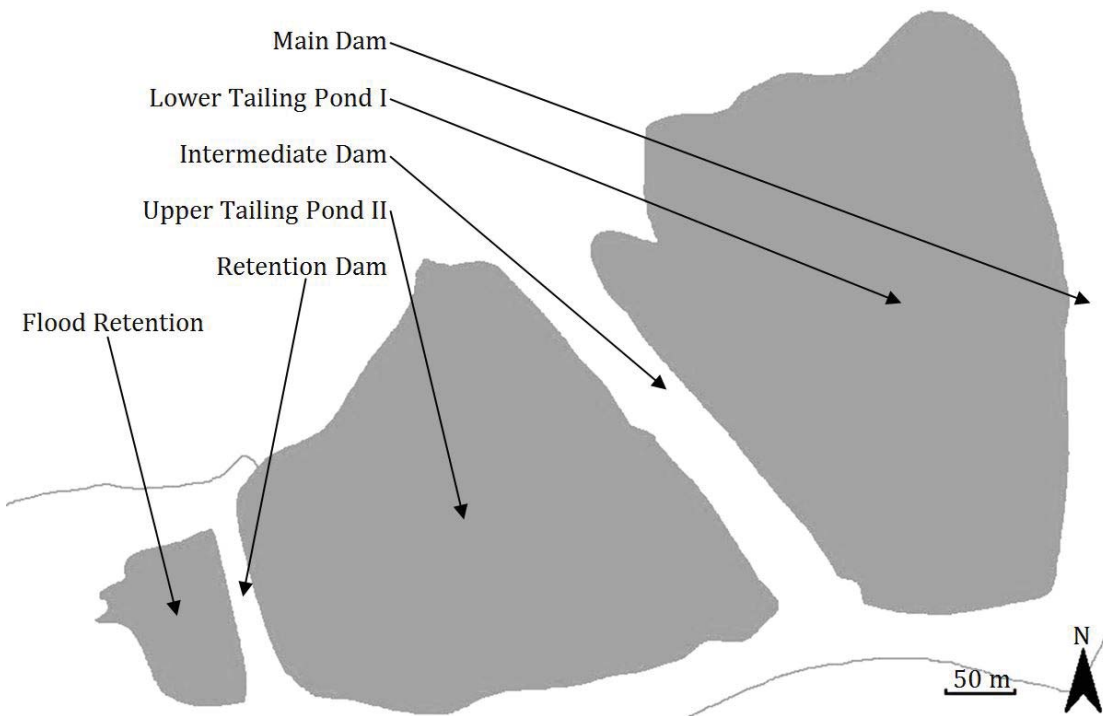


Fig. 2: Bollrich tailing ponds.

3.1 Tailing pond I

The water level of the lower pond I is 264.4 m above sea level. The maximum thickness of the sediment body is 21 m. The majority of sediments originated from the processing plant Rammelsberg and was fed into the pond from the north side of the main dam since 1936. After 1956 tailings from the plant Bollrich were charged via the intermediate dam as well. Since September 1984 the hole that was left free in the middle of the pond was used for further discharge of tailings via a swivelling pipe (Woltemate 1988).

The content of baryte increases with the depth and reaches 17 % at 12 m (252 m above sea level). Afterwards an increase to up to 40 % is observed. The contents of lead and zinc decrease with increasing depth. The copper distribution zigzags with significant jumps of up to 0.3 % within a few metres. In the upper, younger layers of the sediment the copper content is still relatively high with 0.3 % (Woltemate 1988).

3.2 Tailing pond II

The upper tailing pond II has a water level of 268.5 m above sea level with a maximum thickness of the sediment body of 17 m. The sediments originated mostly from the processing plant Bollrich, which started up between 1952 and 1953. In certain periods tailings from the Rammelsberg plant were charged into this pond as well. At depths below 10 m (258 m above sea level) there are only Bollrich tailings. Above 10 m the content of Rammelsberg tailings rises with lower depths. Main characteristics of the Bollrich tailings are high contents of Al_2O_3 (9–15 %)

and SiO₂ (30–40 %) and low contents of baryte (6–14 %) and sulphides of copper, lead, and zinc (0.8–1.4 %). Therefore, the content of these non-ferrous metals drops with increasing depth and remains constant below 5 m (263 m above sea level). The baryte content also increases down to this depth of 5 m, where it reaches about 24 % before it drops to 15 % at a depth of 10 m. Down to the pond bottom it continues to fall to 6 % (Woltemate 1988).

The Gypsum slurry from the neutralization of acid mine drainage is located in the northwest of this pond. This gypsum is high in zinc but low in baryte. The tailing sediment without the gypsum slurry, however, contains more baryte and less zinc. The finer the grain size of the tailing material, the higher the content of non-ferrous metals. A distinction between the gypsum slurry and the flotation residues is very difficult, as both were supplied to the pond simultaneously (Woltemate 1988).

3.3 Raw material potential of the Bollrich tailing ponds

The total mass of the sediments in the two ponds was specified with 7 million tons (Woltemate 1988, Cordes 1988). About one third of it is located in the smaller, upper pond II. The concentrations shown in Table 1 were acquired by Woltemate in the course of extensive studies of core samples in 1988.

Tab. 1: Sediment composition of the Bollrich tailing ponds (Woltemate 1988).

	Pb in %	Cu in %	Zn in %	Fe in %	BaSO ₄ in %
Pond I	1.15	0.16	1.60	10.41	16.25
Pond II	1.05	0.15	2.40	7.95	13.20

Using these data and the corresponding sediment masses, the masses of contained lead, copper, and zinc can be calculated (see left side of Table 2). Considering the commodity prices of the London Metal Exchange (LME) by June the 27th 2014 and the Euro-Dollar exchange rate, this quantitative raw material potential is converted into a monetary one that altogether amounts to around 393 million € (see right side of Table 2).

Tab. 2: Quantitative and monetary raw material potentials of the Bollrich tailing ponds.

	Masses in thousand tons				Corresponding value in million €		
	Sediment	Pb	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn
Pond I	4,700	54	8	75	87	38	122
Pond II	2,300	24	3	55	39	18	89

The metals of strategic economic importance are not yet taken into account because these elements were of minor interest in 1988. Therefore, they were measured for just one representative sample for each pond. The application of that data basis for the calculation of raw material potentials is, therefore, to be regarded as a first approach. A more detailed examination of these components is one aim of our current research activities.

Based on the gallium and cobalt content of the sediment, a potential of about 140 tons of gallium and 980 tons of cobalt can be assumed. Due to the characteristics of the processed ore and the uniform distribution of indium within sphalerite, a total amount of 120 tones of indium is expected.

4 PROCESS

Due to the gypsum slurry in pond II, the sulphate content is too high for metal recovery via multi-stage precipitation. Therefore, the process chain is likely to include various flotation steps.

Processing of such tailings is expected to be slightly cheaper than the processing of massive ore because the particle size is already smaller than 80 µm with an average diameter of 63 µm. The sediment just requires milling to provide the following flotation with a narrow particle size distribution (Cordes 1988).

In the course of the dissertation by Cordes in 1988 was demonstrated that the flotation separation of baryte from this sediment is economically feasible on a large scale. However, the process needs to be redesigned with regard to today's environmental requirements.

After the baryte is separated, the sulphide ore fraction will be extracted from the bulk. Being build into the crystal structure of lead, zinc, copper, and iron sulphide via chemical substitution, the targeted elements of strategic economic importance will be concentrated as well.

Main premise of the process design is a holistic approach with the aim to leave as less residues as possible for tipping back into the tailing ponds. The gangue will therefore be processed in a way that allows a subsequent use as building material. The exact design of the detailed process is the major goal of our current research.

In the course of Landfill Mining projects the present environmental impact of the tip must be considered as well as the impact resulting from exploration, exploitation, and processing of tip material. Therefore, the environmental impact of the entire process chain will be evaluated simultaneously during the process development using the software Umberto Consult. That way, necessary steps can be taken in the course of the process development to realize the most sustainable solution.

5 SUMMARY

Landfill Mining gained more and more attention due to changes in global market conditions. In addition to the target components of the past, also materials of strategic economic importance can be obtained from the mining, processing, and smelting tips as well as tailing ponds, which are discussed in this paper. The calculated monetary raw material potential makes the Landfill Mining of the discussed two tailing ponds appear economically feasible. The separation into fractions of baryte, pyrite, and sulphides of non-ferrous metals will be implemented by means of flotation processes. The sulphides will then be further separated to obtain the materials of strategic economic importance. The design of the holistic separation process is currently in progress in the course of our ongoing research activity.

LITERATUR

- Bachmann, A., Zeller, T. & Sauter, A. (2014) Rohstoffpotenziale von Bergbau- und Hüttenhalden am Beispiel Harzer Halden. In: *Gewässerschutz, Wasser, Abwasser 234 – Tagungsband der 47. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft*, Aachen, Germany.
- BMBF (Bundesministerium für Bildung und Forschung) (2012) *Wirtschaftsstrategische Rohstoffe für den Hightech-Standort Deutschland*, URL: http://www.bmbf.de/pub/wirtschaftsstrategische_rohstoffe.pdf (Zugriff am 14.04.2014)
- Gigowski, B. (1987) *Optische und physikalische Messungen zur Charakterisierung natürlicher Zinkblende und die Auswirkungen der Neben- und Spurenelemente auf das Flotationsverhalten* (Dissertation). Clausthal-Zellerfeld, Germany.
- Cordes, T. (1988) *Selektive Flotation des Baryts aus den in Bergeteichen deponierten feinkörnigen Flotationsabgängen des Erzbergwerks Rammelsberg* (Dissertation). Clausthal-Zellerfeld, Germany.
- Knolle, F., Ernst, W.H.O., Dierschke, H., Becker, T., Kison, H.-U., Kratz, S. & Schnug, E. (2011) Schwermetallvegetation, Bergbau und Hüttenwesen im westlichen Geopark Harz – eine ökotoxikologische Exkursion. *Braunschweiger Naturkundliche Schriften* 10/1, 1-44.
- Krook, J., Svensson, N. & Eklund, M. (2012) Landfill Mining: A critical review of two decades of research. *Waste Management* 32, 513-520.
- Walcher, E.H. (1986) *Geologisch-lagerstättenkundliche Untersuchungen am Zeitäquivalent (Lagerhorizont) der Lagerstätte Rammelsberg* (Dissertation). Clausthal-Zellerfeld, Germany.
- Woltemate, I. (1988) *Beurteilung der geochemischen und sedimentpetrographischen Aussagefähigkeit von Bohrproben aus Flotationsabgängen in zwei Absatzbecken des Erzbergwerks Rammelsberg* (Dissertation). Hannover, Germany.
- Zeller, T., Leschonski, K. & Lux, K.-H. (1996) *Schwermetallhaltige Halden des Harzes (Gutachten des gleichnamigen Forschungsprojektes)*. Clausthal-Zellerfeld, Germany.
- Zeller, T., Bachmann, A. & Sauter, A. (2013) Landfill Mining as Demonstrated by the Example of Mining and Metallurgical Tips in the Harz Mountains, Lower Saxony, Germany. In: *Proceedings of the 23rd World Mining Congress*. Montreal, Canada.

In-situ Sanierungsmethoden bergbaulich beeinflusster Standorte

W. Friesl-Hanl
AIT Austrian Inst. of Techn. GmbH, Tulln, Austria

P. Kidd
Instituto de Investig. Agrobiológicas de Galicia,
CSIC, Santiago de Compostela, Spain

G. Siebelec
Institute of Soil Sci. and Plant Cultiv., Pulawy, Poland

KURZFASSUNG: An vielen bergbaulich beeinflussten Standorten werden große Mengen an Materialien umgeschichtet und behandelt und führen zu erheblichen Abfallströmen sowie Emissionen. Im EU-Projekt (GREENLAND, Gentle Remediation of trace element contaminated land) werden “best-practice” Beispiele für die Sanierung bzw. Nachnutzung schwermetall-kontaminierter Standorte zusammengeführt. In diesem Artikel werden drei verschiedene Stadien der Eingriffsintensitäten an blei- und zinkproduzierenden Standorten dargestellt. (1) Am Standort des Abbaus von Erzen verbleiben aufgrund von Zerkleinerungsprozessen Spuren der Behandlung und Ablagerungen nach dem Schließen der Mine übrig (Beispiel Spanien). (2) Bei den Schmelzprozessen verbleiben je nach Art der Verarbeitung (Welz, Dörschel) wiederum unterschiedliche Rückstände übrig, die auch unterschiedliche Eigenschaften aufweisen und dadurch unterschiedliche Behandlungen erfordern. Die beim Welz-Prozess entstehenden Rückstände enthalten z. B. geringere Gehalte von Cadmium und Blei als jene vom Dörschel-Prozess (Beispiel Polen). (3) Die beim Schmelz- und Röstprozess entweichenden Emissionen verbleiben in den angrenzenden Bereichen, die nahe von Siedlungen zur Gartennutzung oder landwirtschaftlichen Nutzung herangezogen werden können (Beispiel Österreich).

1 EINLEITUNG

Bergbaulich beeinflusste Standorte liegen weltweit in einer großen Anzahl vor. Die Mengen an umgeschichteten und behandelten Materialien führen zu erheblichen Abfallströmen sowie Emissionen. Neben den vielen Vorteilen, die die Gesellschaft aufgrund der verarbeiteten Erze nutzen kann, werden in der Natur auch Schäden bzw. Gefahren für die Umwelt und den Menschen erkannt. Im EU-Projekt (GREENLAND, Gentle Remediation of trace element contaminated land, FP7-KBBE-266124) werden “best-practice” Beispiele für die Sanierung bzw. Nachnutzung schwermetall-kontaminierter Standorte zum Erfahrungsaustausch von 13 Partnerorganisationen (und Standorten) zusammengeführt.

In diesem Artikel werden drei verschiedene Stadien der Eingriffsintensitäten an blei- und zinkproduzierenden Standorten dargestellt.

All diese Rückstände und Emissionen bergen das Potential weiterer Verfrachtungen und Verteilungen von Schadstoffen in die Umwelt bzw. in die Nahrungskette aufgrund von Wind- und Wassererosion, Sickerwasserbildung sowie Aufnahme in Futter- bzw. Nahrungsmittelpflanzen.

Für den großflächigen Einsatz werden in-situ Methoden vorgestellt, die das Potential haben einerseits durch Boden- bzw. Abraumbehandlungen eine Verbesserung der Wachstumsbedingungen für Pflanzen zu bieten und andererseits ausgesuchte Kulturen – speziell für die landwirtschaftliche Nutzung – die schwermetall-ausschließende Eigenschaften aufweisen und dadurch den Eintritt der Schadstoffe in die Nahrungskette verhindern können.

In-situ Behandlungen werden zur Verbesserung der jeweiligen Situation anhand von Freilandversuchen in Spanien, Polen und Österreich dargestellt.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Ausgewählte Standorte in Spanien, Polen und Österreich

(1) Spanien: Die Studie wurde in der 1991 geschlossenen Pb/Zn-Mine in Rubiais in Lugo (ES) durchgeführt. Die Hauptminerale der Mine stellten Sphalerit (Zinkblende) und Galenit (Bleiglantz) in einem Verhältnis von 7:1 dar, wobei auch geringe Mengen von Pyrit (Schwefelkies) und Chalkopyrit (Kupferkies) vorlagen. Die durchschnittliche Jahres-Produktion lag in den 1980er Jahren bei 95.000 t Zinkkonzentrat (> 60 % Zn) und 15.000 t Bleikonzentrat (70 % Pb). Das gesamte Gelände kann in 2 Zonen gegliedert werden: Abbau-Zone (MZ) und Ablagerungszone (TP). Die Wachstumsbedingungen für Pflanzen sind aufgrund von Nährstoffarmut, und Schadstoffgehalt sehr unwirtlich und für viele Pflanzen ungeeignet. Das Ziel war es auf diesem Standort schwermetalltolerante Pflanzen zu finden, welche für einen weiteren Einsatz zur Phytostabilisierung bzw. Phytoextraktion geeignet sind.

(2) Polen: Im Bergbauggebiet Oberschlesien gibt es viele Blei und Zink Minen. Bei Piekary Slaskie nahe Katowitz liegen Ablagerungen von zwei unterschiedlichen Schmelzprozessen in großen Mengen vor: Welz- und Dörschelprozessablagerungen. Die im Welzprozess (zur Anreicherung von Zn und Pb im Drehrohrofen) entstandenen Ablagerungen weisen geringere Cd und Pb Gehalte auf als die im Dörschelofen (primär zur Bleischmelze). Beide Ablagerungen stellen eine große Herausforderung für eine Rekultivierung dar, da aufgrund der Zinktoxizität Pflanzenwachstum kaum möglich ist. Ziel war es auf diesem Standort durch Behandlung der Abgelagerten Materialien Pflanzenwachstum zu erzielen, um Wind- und Wassererosionsprozesse zu stoppen.

(3) Österreich: Im Grenzbereich der Länder Italien, Slowenien und Österreich liegt der Standort der ehemaligen BBU (Bleiberger Bergwerks Union), die 1992 geschlossen wurde. Die ca. 500 Jahre andauernde Verarbeitung von Bleierzen und in weiterer Folge auch Zinkerzen führte zu erheblichen Beeinträchtigungen des Umfeldes von Arnoldstein. Im Wesentlichen wurde Blei, Zink und Cadmium emittiert - in geringerem Ausmaß auch Kupfer und Arsen -, die in den angrenzenden Flächen landwirtschaftlicher Nutzung teilweise in erhöhten Konzentrationen vorliegen. Ziel an diesem Standort war es, durch Bodenbehandlung die Mobilität der vorliegenden Schadstoffe zu reduzieren und weiters über gezielte Pflanzenauswahl die Aufnahme in die Nahrungskette zu verhindern.

Die auf den drei Standorten vorliegenden Gesamtgehalte in den Ablagerungen bzw. im beeinflussten Umfeld sind in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Grund-Charakterisierung der Standorte in Spanien (ES), Polen (PL) und Österreich (AT).

Standort	pH	Zn	Pb	Cd	EL*
		-----	mg/kg	-----	mS/m
1 ES MZ ¹	6,7	6.170	1.980	15,4	-
ES TP ²	6,7	2.940	572	6,4	15,5
2 PL WZ ³	7,0	30.900	7.900	540	730
PL DO ⁴	5,8	75.100	23.820	2.310	1.600
3 AT ARN-B	5,0	955	950	5	4,5
AT ARN-D	6,0	1.730	1.550	13	-

1 Abbauzone, 2 Ablagerungszone, 3 Welzprozessablagerung, 4 Dörschelprozessablagerung; *Elektrische Leitfähigkeit.

Aufgrund des Vorliegens vieler kontaminierter Standorte ist neben dem aktuellen bzw. akuten Gefahrenpotential besonders das langfristige Gefahrenpotential zu beachten und durch geeignete Vorkehrungsmaßnahmen so gering wie möglich zu halten. Die hier gezeigten Methoden können die Verbreitung von Schadstoffen einschränken und somit einen Beitrag zur Risikominimierung leisten.

3 ERGEBNISSE

Die Ergebnisse werden für die drei Standorte Rubiais in Lugo (ES), Piekary Slaskie (PL) und Arnoldstein (AT) gesondert dargestellt.

3.1 Spanien

Auf ca. 1.000 m Seehöhe liegt die Mine, wo aufgrund der Kontaminationen und weiterer chemischer, physikalischer und biologischer Randbedingungen, trotz 2.000 mm Niederschlag, ein für Pflanzenwachstum nahezu ungeeignetes Milieu vorherrscht (Beccera-Castro et al. 2012). Trotz dieser Bedingungen konnten einige Pflanzen in der Umgebung vorgefunden werden, die zur weiteren Anwendung untersucht wurden. Bestimmte Cytisus, Betula, Salix und Festuca-Arten konnten trotz hoher Schwermetallgehalte im Substrat wachsen, das auf Exkluder-Eigenschaften zurückzuführen ist. Die Cytisus-Arten sind mehrjährige Leguminosen und zeigen ein weit verbreitetes Vorkommen, wodurch sie zu ausgezeichneten Kandidaten für die Rekultivierung und Phytostabilisierung auf schwermetall-kontaminierten Böden werden. Metall-akkumulierende Bäume, wie die Salix-Arten können aufgrund der hohen Biomasseproduktion – ober- als auch unterirdisch – als geeignete Phytoextraktor-Pflanzen sowie mechanische Bodenstabilisierer eingesetzt werden (Monterroso et al. 2014).

Cytisus scoparius	(metallexkludierend)	Phytostabilisierung
Betula celtiberica	(metalltolerant)	Erstbesiedelung
Salix atrocinerea	(metallakkumulierend)	Phytoextraktion
Festuca rubra	(metallexkludierend)	Phytostabilisierung

3.2 Polen

Auf diesen Schmelzrückständen wurde durch Anwendung von Klärschlamm-Kalkmischungen ein pflanzenverträgliches Milieu bei 800 mm Niederschlag erzeugt, um eine Vegetationsdecke zum Schutz vor Erosions- und Sickerprozessen zu ermöglichen (Daniels et al. 1998). Die Rückstände der Welz- bzw. Dörschel-Prozesse müssen unterschiedlichen Behandlungen zugeführt werden. 300 t/ha Klärschlamm und 30 t/ha CaCO₃ und 1,5 t/ha CaO führten bei den Welzrückständen zu einer erfolgreichen Etablierung einer Vegetationsdecke, auf den Dörschelrückständen konnte dies nicht erzielt werden. Hier musste zusätzlich eine 15 cm hohe Abdeckung mit schadstoffärmerem Material und der Klärschlamm+Kalk-Behandlung ergänzt werden (Stuczynski et al. 2007).

Welzrückstände	300 t/ha Klärschlamm+Kalk	Rekultivierung
Dörschelrückstände	300 t/ha Klärschlamm+Kalk	Misserfolg
	Zusätzliche Behandlung	Rekultivierung

3.3 Österreich

Auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen in der Umgebung der ehemaligen Pb/Zn-Verarbeitung (BBU) in Kärnten (AT) konnte mittels Zugabe von Bodenadditiven in Kombination mit Sortenwahl (von Ackerkulturen) der Eintrag von Schadstoffen in die Nahrungskette verhindert bzw. stark reduziert werden (Friesl et al. 2006). Als Bodenadditiv wurde Kiesschlamm in einer Aufwandsmenge von 90 t/ha in Kombination mit siderithältigem Schlamm vom Erzberg für die Immobilisierung der mobilen Schwermetalle verwendet. Die hier eingesetzten Bodenadditive liegen in ausreichenden Mengen auch in der näheren Umgebung vor, um auch einen weiten Transport soweit wie möglich zu reduzieren. Von den vor Ort verwendeten Ackerkulturen wurden in Screening-Verfahren jene Sorten ausgewählt, die geringe Cd-Aufnahme-Eigenschaften aufweisen. Cd ist ein sehr mobiles Schadelement und kann über die Nahrungskette Schaden an Mensch und Tier verursachen, bevor ein Pflanzenschaden erkennbar ist (Friesl-Hanl et al. 2009).

Ackerboden	90 t/ha Kiesschlamm+F	In-situ Immobilisierung
Pflanzenauswahl	(exkludierend)	Phytoexklusion
	• Maissorte	Die Samanta
	• Gerstensorte	Bodega
	• Kartoffelsorte	Ditta

4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Aufgrund des Vorliegens vieler kontaminierter Standorte ist neben dem aktuellen bzw. akuten Gefahrenpotential besonders das langfristige Gefahrenpotential zu beachten und durch geeignete Vorkehrungsmaßnahmen so gering wie möglich zu halten.

Die vorgefundenen und selektierten Pflanzenarten können einerseits als Grundlage für die Reaktivierung bzw. Wiederbegrünung von Abraumhalden herangezogen und in Kombination mit geeigneten Bakterienstämmen für diesen Einsatz noch verbessert und unterstützt werden.

Die Behandlung von Schmelzrückständen stellt eine große Herausforderung dar. Eine Begrünung von Welzrückständen lässt sich mit einer ca. 10 % Bodenadditiv-Zugabe erreichen, bei Dörschelrückständen ist dies zu wenig und es müssen zusätzliche Maßnahmen ergriffen werden – Abdeckung mit geringkontaminiertem und mit Klärschlamm behandeltem Material.

Die auf landwirtschaftlich genutzten Böden vorliegende Kontamination kann durch geeignete Bodenadditive immobilisiert werden und ausgewählte Kulturen (z.B. selektierte Mais-, Gerste- bzw. Kartoffelsorten) verringern durch ihre schwermetallausschließenden Eigenschaften den Eintritt der Schadstoffe in die Nahrungskette.

Die hier gezeigten Methoden (Phytostabilisierung, in-situ Immobilisierung, Phytoexklusion) können die Verbreitung von Schadstoffen einschränken und somit einen Beitrag zur Risikominimierung leisten.

LITERATUR

- Beccera-Castro, C., Monterroso, C., Prieto-Fernandez, A., Rodriguez-Lamas, L., Loureiro-Vinas, M., Acea, M.J. & Kidd, P.S. (2012) Pseudometallophytes colonising Pb/Zn mine tailings: A description of the plant-mikroorganism-rhizosphere soil system and isolation of metal-tolerant bacteria. *Journal of Hazardous Materials* 217-218; 350-359.
- Daniels, W.L., Stuczynski, T., Chaney, R.L., Pantuck, K. & Pistelok, F. (1998) Reclamation of Pb/Zn smelter wastes in Upper Silasia, Poland. *Land Reclamation: Achieving Sustainable Benefits*, Fox, Moore & McIntosh (eds.) Balkema, Rotterdam, ISBN 90 5809 0027.
- Friesl-Hanl, W., Platzer, K., Horak, O. & Gerzabek, M.H. (2009) Immobilising of Cd, Pb, and Zn contaminated arable soils close to a former Pb/Zn smelter: a field study in Austria over 5 years. *Environmental Geochemistry and Health*; Vol. 31: 581-594.
- Friesl, W., Friedl, J., Platzer, K., Horak, O. & Gerzabek, M.H. (2006) Remediation of contaminated soils in the vicinity of a former Pb/Zn smelter in Austria: Batch, Pot, and Field experiments; *Environmental Pollution*, 144 (1): 40-50.
- Monterroso, C., Rodriguez, F., Chaves, R., Diez, J., Becerra-Castro, C., Kidd, P.S. & Macias, F. (2014) Heavy metal distribution in mine-soils and plants growing in a Pb/Zn-mining area in NW Spain. *Applied Geochemistry* 44; 3-11.
- Stuczynski, T., Siebielec, G., Daniels, W.L., McCarty, G. & Chaney, R.L. (2007) Biological Aspects of Metal Waste Reclamation with Biosolids. *J. Environ. Qual.* 36:1154–1162.

Lebenszyklus der Mülldeponie Leoben - 25 Jahre Betrieb - 100 Jahre Nachsorge?

A. Krenn

Stadtgemeinde Leoben, Referat Umwelt und Tiefbau, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Die Stadtgemeinde Leoben hat im Zeitraum von 1970 bis 1995 im Ortsteil Seegraben eine Mülldeponie für Haushalts- und Gewerbeabfälle betrieben in der im vorangeführten Zeitraum etwa 330.000 m³ Abfälle abgelagert worden sind. Mit der Schließung der Anlage im Jahr 1995 wurden eine Reihe von Nachsorgemaßnahmen durchgeführt, insbesondere die geordnete Sicherung der Sickerwasser- und Oberflächenwasserableitung, die Aufrechterhaltung der Einfriedung, Pflege der Rekultivierung und die kontrollierte Ableitung allfälliger Deponiegasemissionen. 20 Jahre nach Schließung der Deponie stellt sich die Frage, ob und wenn ja, welche Sicherungsmaßnahmen nach wie vor notwendig sind und welche sinnvolle und sichere Nachnutzung für das rekultivierte Deponieareal möglich ist. Diese Fragestellung sollte nun in einer fachtechnischen Studie behandelt werden und eine Entscheidungshilfe für die politischen Entscheidungsträger sein. Nicht zuletzt soll auch die im Titel des Vortrages gestellte Frage beantwortet werden, ob der Nachsorgezeitraum tatsächlich, bezogen auf die Betriebsdauer der Anlage, den Faktor 4 aufweist.

1 EINLEITUNG

Beginnend mit der regelmäßigen Sammlung und Abfuhr des Hausmülls in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurden im Stadtgebiet von Leoben unterschiedliche regionale „Sturzstellen“ zur Ablagerung des Mülls, verteilt auf die einzelnen Stadtteile, benützt. Ende der 60er Jahre wurde die Entscheidung für ein neues, zentrales Deponiegelände im Bereich des Ortsteiles Seegraben an der Moskenbergstraße getroffen. In einer kesselförmigen, talabwärts offenen Geländeformation wurde mit der Ablagerung der Abfälle aus dem gesamten Gemeindegebiet begonnen. Vorerst war dafür nur eine wasserrechtliche Bewilligung erforderlich, welche ausschließlich die Verrohrung des bestehenden offenen Entwässerungsgerinnes auf diesem Gelände umfasste. Die Ablagerung des Abfalls war zu diesem Zeitpunkt noch von keiner Bewilligungspflicht erfasst, das Abfallrecht noch in weiter Ferne. Strenger werdende wasserrechtliche Bestimmungen haben sodann im Jahr 1978 zu einer Bewilligungspflicht auch für die Abfallablagerung geführt, in welchem der Deponiekörper erstmals planlich dargestellt wurde sowie die Sickerwassererfassung und die Ableitung der Oberflächenwässer geregelt wurden. Desgleichen wurde der Böschungsaufbau und die erforderlichen Dränagemassnahmen festgelegt. Grundlage für das Projekt war ein fachtechnisches Gutachten der TU Wien, ein geologisches Gutachten des Nachbargrundstückes, welches dem Projekt zu Grunde gelegt wurde, und neben bescheidenen Planunterlagen mit Längenschnitt, Lageplan und Böschungsschnitt ein aufwändig gestalteter Rekultivierungsplan.

Mit Inbetriebnahme der regionalen Verbandskläranlage Leoben im Jahr 1982 wurde der Bewilligungsumfang um die Ablagerungsmöglichkeit für den anfallenden stabilisierten und entwässerten Klärschlamm aus der Abwasserreinigung erweitert.

Die im Projekt festgelegte Kassettenform als Einbauvorgabe war jedoch in der Praxis nicht umsetzbar, weshalb der Klärschlamm zur Zwischenbegrünung der offenen Deponieoberfläche und danach zur Rekultivierung der mitwachsenden Böschungsflanken verwendet wurde. Nach Erreichen des projektgemäßen Verfüllungsvolumens von 330.000 m³ im Jahr 1994 wurde ein Schließungsprojekt mit besonderer Bewertung der Sickerwasser- und Oberflächenwasserableitung sowie Entgasungsmaßnahmen auf der Grundlage des ermittelten Gaspotentials vorgesehen. Die bestehende Einfriedung sollte bis auf weiteres bestehen bleiben. Zur Beweissicherung

wurden Gassonden gesetzt um Gasmigration zur unmittelbar angrenzenden Wohnhausanlage am Stollenweg zu kontrollieren bzw. auszuschließen. Des Weiteren wurde ein Grundwasserpegel errichtet, der regelmäßig geprobt wird, wie dies auch für das erfasste Sickerwasser durchzuführen ist. Im Jahr 2002 wurde im Rahmen einer Diplomarbeit Nachnutzungsmöglichkeiten untersucht, unter anderem auch um die Frage zu behandeln, ab wann bzw. unter Setzung welcher Maßnahmen das Deponiegelände für die Öffentlichkeit wieder zugänglich gemacht werden könnte. Die erzielten Ergebnisse haben, insbesondere aus Sicht der Deponiegasbewertung zu einer weiteren Aufrechterhaltung der Einfriedung geführt.

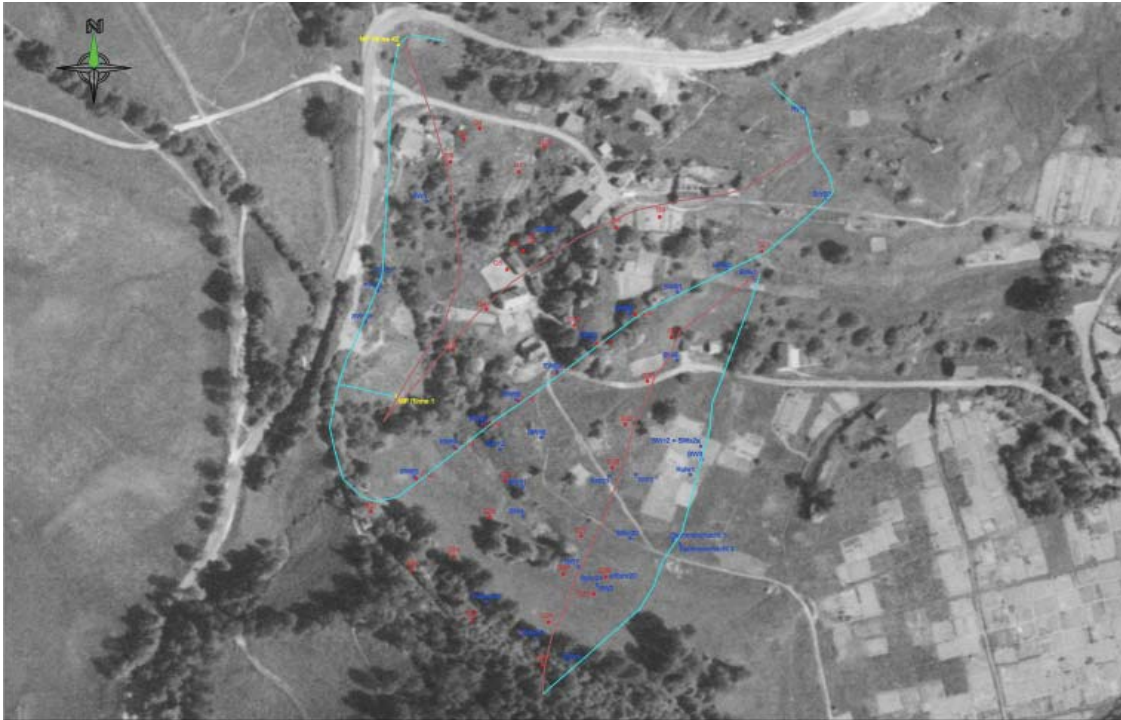


Abb. 1: Luftbild 1968- Gelände vor Beginn des Deponiebetriebes.

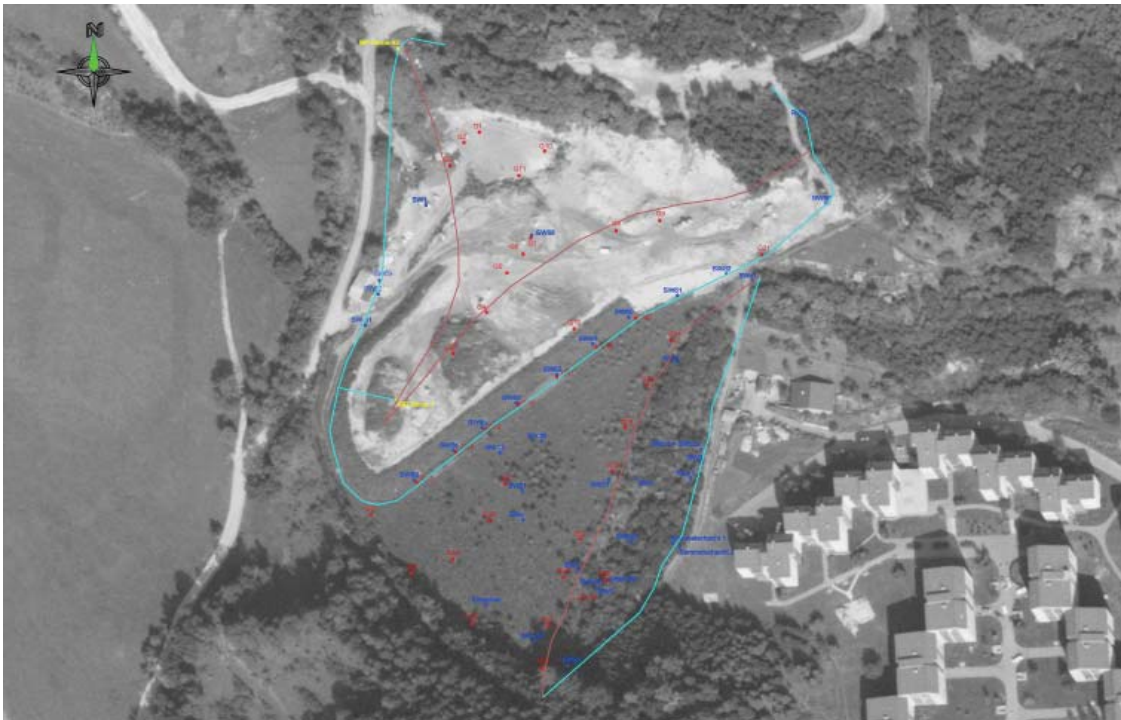


Abb. 2: Luftbild 1986 - Schüttbeginn 2. Deponieabschnitt.

2 DEPONIE SEIT 20 JAHREN GESCHLOSSEN – WAS NUN?

Fast 20 Jahre nach der Stilllegung und der Versiegelung der Deponie Seegraben hat die Deponie eine Entwicklungsstufe erreicht, in der es möglich erscheint das Deponiegelände wieder der Öffentlichkeit zugänglich zu machen. Die Setzungsprozesse des Geländes sind soweit abgeschlossen und die Menge an Deponiegasemissionen ist mittlerweile sehr gering und auf wenige Stellen im Deponieareal beschränkt, sodass ein Öffnen des Deponiestandorts unter Einhaltung entsprechender – in diesem Nachnutzungskonzept definierter Kriterien – möglich ist. Die Stadtgemeinde Leoben ist daher daran interessiert ein praktikables und kostenmäßig interessantes Nachnutzungskonzept für den ehemaligen Deponiestandort zu finden und umzusetzen. Im ersten Teil dieser Studie erfolgt eine Bestandserhebung sowie eine Deponiegasprognose auf Basis aktueller Erhebungen und historischer Daten. Diese Studie zeigt weiters im 2. Teil diverse Optionen von in der Praxis umgesetzten und in der Theorie diskutierten Nachnutzungskonzepten von Mülldeponien auf Basis einer intensiven Recherche auf. Diese Recherche diente in erster Linie dem Aufzeigen von bereits umgesetzten Varianten, um ein Gefühl zu vermitteln welche Nachnutzungskonzepte denkbar sind und wie sich diese in der Praxis bewährt haben. Dabei wurden sowohl in der Literatur diskutierte Optionen als auch in der Praxis umgesetzte Konzepte berücksichtigt. Darauf aufbauend werden in einem weiteren Schritt 6 für den Standort in die engere Wahl kommende Nachnutzungsvarianten entworfen und anhand einer Reihe von Entscheidungskriterien bewertet.

3 NACHSORGE UND NACHNUTZUNG

Das Deponieareal ist knapp 2 Jahrzehnte nach der Schließung und Rekultivierung für den Laien nicht mehr als solches erkennbar, zumal der Baumbestand kaum Ausfälle erkennen lässt und sich für viele die Frage stellt, warum mitten durch ein Waldgrundstück ein 2 Meter hoher Zaun führt. Als Eigentümer der Deponie stellte sich für die Stadtgemeinde Leoben daher die Frage, wie lange das Deponieareal noch abgezäunt bleiben muss und welche Sicherungsmaßnahmen vor einer allfälligen Öffnung und freien Begehbarkeit zu setzen sind. Zur Abklärung dieser Fragestellung wurde nach Vorgesprächen mit Sachverständigen der zuständigen Behörde ein Zivilingenieur mit der Erstellung einer fachtechnischen Studie beauftragt. Insbesondere sollten damit die Themenbereiche.

- Gasprognose
- Maßnahmen zur Gasbehandlung
- Sicherung der Sickerwasser- und Regenwasserableitung
- Nachnutzungsmöglichkeiten

untersucht werden.

Gasprognose und örtliche Gasmessungen, verbunden mit der Praxiserfahrung eines verbleibenden Restentgasungspotentials, zeigen klar die Notwendigkeit einer weiterführenden Beobachtung der Gasentwicklung und führen zur Empfehlung, Gasoxidationsfenster als geeignetste Maßnahme zu errichten und zu betreiben, sowie zu monitoren. Damit kann neben der kontrollierten Behandlung von Deponiegas vor allem die verbleibende Beobachtungs- und Sicherungsfläche gegenüber dem Gesamtareal auf einige wenige definierte und eingefriedete Teilflächen von wenigen Quadratmeter deutlich reduziert werden. Auch der Herstellungs- und laufende Instandhaltungsaufwand lässt im Vergleich zum Status Quo einen überschaubaren Umfang erwarten. Nicht zuletzt ist mit diesen Maßnahmen auch ein kontrollierter langfristiger Abbau des im Deponiekörper verbliebenen organischen Materials zu erwarten. Was die geordnete Ableitung der anfallenden Sickerwässer und der Niederschläge anbelangt, so muss davon ausgegangen werden, dass die bestehenden Dränageleitungen, Schächte und Regenwassergerinne mit wenigen Ausnahmen auch weiterhin in ihrer ursprünglichen Funktion aufrecht zu erhalten sein werden. Bei Umsetzung bzw. Fortsetzung der vorangeführten Maßnahmen kann davon ausgegangen werden, dass die derzeit bestehende Einfriedung des gesamten Areals weitgehend entfernt und das Deponiegelände zugänglich gemacht werden kann. Damit stellt sich die Frage der Nachnutzungsmöglichkeiten, für welche sich unterschiedliche Varianten zeigen. Neben der Öffnung

durch Entfernung der Einfriedung und damit zur Freigabe zum Betreten und Nutzen als Naherholungsgebiet zeigen sich auch weitere spezifische Möglichkeiten. Vorstellbar wären hier sowohl ein Themenpark mit einem Lehrpfad zum Thema Energie, Sportanlagen wie Joggingstrecke, Trimm-Dich-Pfad, Klettergarten, bis hin zum Abenteuerspielplatz oder einem botanischen Lehrpfad.



Abb. 3: Luftbild 2011 - Deponie abgeschlossen und rekultiviert.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSBEMERKUNG

Priorität in den angestellten Überlegungen muss jedenfalls die Sicherheit bei der Freigabe des Deponieareals haben. Hier ist die Thematik der Gasbildung und Gasbehandlung einer Lösung zuzuführen um weiterführende Schritte setzen zu können. Bei positiver Beurteilung der Deponiegasfrage und Setzung der notwendigen Maßnahmen soll nach einer entsprechenden Beobachtungs- und Kontrollphase eine kommunalpolitische Entscheidung herbeigeführt werden, welche Form der Nachnutzung umgesetzt werden soll. Auch wenn sich die danach weiterführenden Sicherungs- und Kontrollmaßnahmen auf eine stark verringerte Fläche von Gasoxidationsfenstern reduzieren, sowie auf die Frage der Regen- und Sickerwasserableitung und Behandlung, so wird aus heutiger Sicht noch über einen weiteren Zeitraum auch künftig die Nachsorgepflicht erhalten bleiben. Ob das die im Titel provokant angeführten 100 Jahre sein werden, wird wohl der Beurteilung künftiger Generationen überlassen bleiben müssen.

RoaD-Map Rohstoffe aus Deponien - Erstellung eines Rohstoffkatasters

J. Nispel

Fraunhofer ISC, Projektgruppe IWKS, Alzenau, Deutschland

S. Gäth

Justus-Liebig-Universität, Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Gießen, Deutschland

KURZFASSUNG: Ressourcen werden zunehmend knapper. Entsprechend sind Kommunen, Politik, Wissenschaft und sogar Privatpersonen daran interessiert, lokalspezifische Rohstoffquellen in absehbarer Zeit zu nutzen. Neben der Wertschöpfung aus primären Ressourcenquellen stellen heutzutage anthropogene Sekundärrohstoffquellen einen entscheidenden Faktor der Rohstoffversorgung dar. Deren Gesamtpotenzial ist derzeit jedoch nur begrenzt erfasst. Für das Themengebiet des Landfill Mining bedeutet dies im Konkreten, dass zwar spezifische Untersuchungen vorliegen, jedoch bislang keine vereinheitlichte und zugängliche Erfassung der vorhandenen Ergebnisse vorliegt. RoaD-Map bzw. ein Rohstoffkataster für Deponiestandorte wird hier Abhilfe schaffen können. Zielstellung ist es, im Rahmen eines digitalen Servers sämtliche/vorhandene ökonomische und ökologische Daten des Deponierückbaus zu erfassen und Interessierten gebündelt zur Verfügung zu stellen.

In Zusammenarbeit mit Deponiebetreibern und Forschungseinrichtungen wird daher angestrebt, ein „DEPOT-KATASTER“ für die Bundesrepublik Deutschland zu errichten, das die Grundlage für zukünftige Entscheidungen darstellt. Eine Erweiterung dieser Idee auf europäischer und internationaler Ebene ist gerne erwünscht.

1 EINLEITUNG

Ressourcen in Form von Werkstoffen und Energie werden für darauf angewiesene Industriestaaten wie bspw. Deutschland zukünftig immer knapper und somit teurer. In diesem Zusammenhang wurden auf Hausmülldeponien bis zum 31.05.2005 Abfälle zur Beseitigung unvorbehandelt abgelagert. Erst die Einführung der Getrenntsammlung und die Forderung nach der Verwertung von Abfällen im Zuge des Kreislaufwirtschaftsgesetzes führten ab Anfang der 90er Jahre zu einer Veränderung der Ablagerungspraxis.

Demnach gehören zu den auf Hausmülldeponien abgelagerten Abfällen alle Stofffraktionen, wie sie auch heute in unseren Getrenntsammlensystemen anfallen, wobei sich die unterschiedlichen Fraktionen wie Metalle, PPK, Kunststoffe, Organik, Mineralstoffe, Elektronikschrott, etc. im Laufe der Nutzung entsprechend dem gesellschaftlichen Konsum- und Produktionsverhalten geändert haben.

Eine Vorbehandlung mit dem Ziel, die Rohstoffe von den ablagerungsfähigen Schadstofffraktionen zu trennen, fand aufgrund geringer Beseitigungskosten und geringer Rohstoffkosten vielfach nicht statt. Vergleichbares gilt für Gewerbeabfälle und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle sowie Sperrmüll.

Gleichzeitig ist zu beachten, dass auch Schadstoffhaltige Abfälle (z.B. Batterien, Farben, etc.) während der Betriebsphase auf Deponien eingelagert wurden, deren Gefährdungspotenzial ebenfalls bewertet werden muss – ggf. sind diese „Schadstoffe von gestern“ zukünftig „Rohstoffe von morgen“.

Dies bedeutet, dass Hausmülldeponien anthropogene Rohstofflager darstellen, deren Inhalt/Potenzial abhängig von der damaligen, heutigen sowie zukünftigen Nutzung sowie Nutzungsdauer ist.

Es wird erwartet, dass die Nutzung der in den Deponien enthaltenen Rohstoffe durch Rückbau mit steigender Rohstoffknappheit und verbesserten Rückbautechnik wirtschaftlich erforderlich ist. Der Rohstoffgehalt und damit der Rohstoffwert einer Deponie ist jedoch bisher nur durch

wenige Forschungsvorhaben und theoretische Modelle abschätzbar.

So wird vermutet, dass in Deutschland seit 1975 etwa 2,5 Mrd. Tonnen Siedlungsabfälle deponiert wurden, die einen Rohstoffwert von ca. 9 Mrd. € für Metalle (Al, Cu, Fe) und zusätzlich einen monetären Energiewert von ca. 60 Mrd. € besitzen.

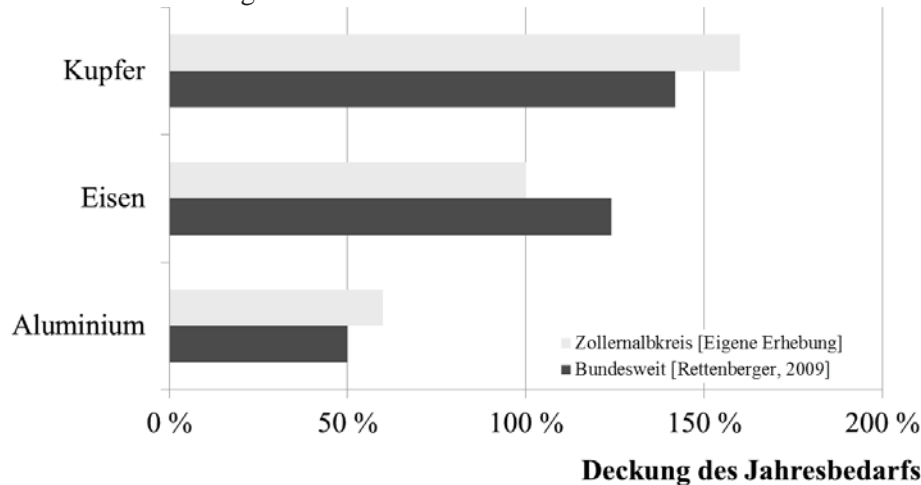


Abb. 1: Potenzial deutscher Deponien zur Deckung des benötigten Jahresbedarfs in Focus auf nutzbare Massenmetalle (Rettenberger 2009).

Aus Sicht des bundesweiten Rohstoffverbrauchs bedeutet dies, dass eine interne Versorgung aus derzeit ungenutzten und kostenverursachenden Ressourcenquellen möglich ist. Rettenberger (2009) geht davon aus, dass der Verbrauch an Kupfer und Eisen deutlich über mehr als ein Jahr gedeckt werden könnte. Für Sekundäraluminium ergibt sich in diesem Zusammenhang eine Deckung von ca. einem halben Jahr. Unberücksichtigt in dieser Betrachtung bleiben weitere Ressourcen bzw. in Form von Energie, CO₂ die zukünftig an Bedeutung gewinnen werden (Abb. 1).

Das weltweite Marktpotenzial von Deponien wird mit 130 bis 162 Mrd. € für die Metallfraktionen und 216 Mrd. € für Ersatzbrennstoffe beschrieben (Franke et al. 2010).

Wie sich dieses Rohstoffpotenzial aus quantitativer und qualitativer Sicht über das gesamte Bundesgebiet verteilt, ist in diesem Zusammenhang vollkommen unklar.

Vor diesem Hintergrund sollten anthropogene Ressourcenquellen hinsichtlich ihrer Rohstoffqualität und -quantität im Rahmen eines Katasters näher charakterisiert werden. Die Projektidee Road-Map beschreibt genau diesen Gedanken.

1.1 Fragestellungen und zukünftige Aufgaben

Ziel des Vorhabens ist es, allgemein gültige und spezifisch vorhandene Ergebnisse zur Potenzialermittlung eines Deponiekörpers auf das gesamte Bundesgebiet (vorerst BRD) zu übertragen und hierdurch eine ganzheitliche sowie räumliche Bewertung anthropogener Depots/Deponien vorzunehmen.

Verfügbare Ergebnisse im Rahmen des Projektes zur „Ressourcenpotenzialermittlung der Kreislaufdeponie Hechingen, Wiesbaden und Reiskirchen“ sowie die Kooperation mit ähnlichen Forschungsvorhaben – unter anderem der Montanuniversität Leoben – liefern in diesem Kontext einen wesentlichen Beitrag zur Erstellung eines Potenzialkatasters aus ressourcenwirtschaftlicher Sicht.

Demnach werden vorhandene Informationen einzelner Forschungsvorhaben des Bereichs Landfill Mining zentral gebündelt, verschnitten und vergleichend dargestellt.

In Zusammenarbeit mit Deponiebetreibern und Forschungseinrichtungen wird angestrebt, ein „DEPOT-KATASTER“ für die Bundesrepublik Deutschland zu errichten, das die Grundlage für zukünftige Entscheidungen darstellt. Eine Erweiterung dieser Idee auf europäischer und internationaler Ebene ist gerne erwünscht

Die Ziele des Vorhabens Road-Map sind:

- Zentralisierung und GIS-gestützte Visualisierung der geographischen Lagedaten,
- Zentralisierung und Vereinheitlichung der Ablagerungshistorie,
- Zusammenführung unterschiedlicher Ansätze zur Abschätzung und
- Zusammenführung der ersten vier Ziele in Form eines Web-basierten Kartenservers.

2 METHODISCHE VORGEHENSWEISE

Die Ressourcenpotenzialermittlung von Deponiestandorten beruht derzeit national und international auf theoretischen und realen Ansätzen. Diese unterliegen zugleich keinem einheitlichen Standard.

2.1 Theoretisches Ressourcenpotenzial

Das theoretische Ressourcenpotenzial beruht auf zeitspezifischen Primär- und Sekundärstatistiken, die die abfallwirtschaftliche Situation des Einzugsgebiets einer Deponie charakterisieren und bestimmen. Dabei liegen sämtliche Daten, die in die Modellierung einfließen, bereits in Form von Literaturwerten, Untersuchungsergebnissen anderer Projekte, betriebseigenen Datenbanken, Höhenmodellen der Massenermittlung oder Archivmaterial vor. Die daraus ermittelten spezifischen Ablagerungsmengen und Abfallzusammensetzungen bilden die Grundlage der theoretischen Potenzialermittlung. Zudem werden die Abbau- und Umbauprozesse einzelner Stoffgruppen innerhalb des Deponiekörpers simuliert und in die Berechnung integriert (Gäth & Nispel 2011).

Basis dieser Potenzialermittlung stellt eine bestehende Datenbank – basierend auf bundesweit durchgeführten Haus-, Sperrmüll, Gewerbeabfällen – dar. Diese beinhaltet neben den Abfallzusammensetzungen zudem die Möglichkeit, unterschiedliche Regionen hinsichtlich ihrer Struktur (z.B. ländlich geprägt, Ballungszentren, etc.) und somit auch voraussichtlichen Ressourcenpotenzials zu differenzieren.

2.2 Reales Ressourcenpotenzial

Neben der theoretischen Abschätzung des Ressourcenpotenzials von Deponien können durch direkte Deponiegutuntersuchungen Erkenntnisse zum stofflichen Inhalt des Deponiekörpers gewonnen werden. Die Verschneidung vorhandener Ablagerungsmengen mit den Erkenntnissen zum lagespezifischen Vorkommen einzelner Abfallarten und deren charakteristischer Zusammensetzung liefert letztlich das reale Ressourcenpotenzial einer Deponie (Gäth & Nispel 2011). Unterschiedliche Untersuchungsergebnisse und Ablagerungshintergründe bieten die Möglichkeit Korrelationen zu soziodemographischen Kenngrößen aufzustellen.

3 DIE ROAD-MAP IDEE

Die Wertschätzung anthropogener Ressourcen bekommt zunehmend Bedeutung. Dies zeigt sich dadurch, dass selbst vor aktuell in Nutzung stehenden Rohstoffen – bspw. der Raub von Beinschienen, Kupferleitungen, etc. – kein Halt gemacht wird.

Gleichzeitig ist zu beobachten, dass der Gedanke „Abfall“ erneut einem gesellschaftlichen Wandel unterliegt.

Wie mehrfach zitiert, rückt das Denken „Abfall ist Rohstoff am falschen Ort“ in den Vordergrund.

Problematisch ist in diesem Zusammenhang jedoch, dass die Menschheit egoistisch denkt.

Die Fraunhofer-Projektgruppe IWKS will in diesem Zusammenhang neue Meilensteine im Bereich der flächendeckenden und einheitlichen Erkundung des Rohstoffpotenzials von Deponien legen. Durch das Zusammenspiel der Akteure werden Synergien sinnvoll aufgedeckt und gezielt genutzt. Folgende Arbeitsschritte ergeben sich hieraus:

Arbeitsschritt 1: Zentralisierung und GIS-gestützte Visualisierung der geographischen Lagedaten von Deponiestandorten

Im ersten Schritt müssen lokal- bzw. landesspezifische Daten zur geographischen Lage der bundesdeutschen Hausmülldeponiestandorte in einer einheitlichen und umfassenden Datenbank erfasst werden. Der Aufbau der Datenbank sollte dabei neben geographischen Parametern auch Zusatzinformationen zu den Deponiestammdaten, zur Standort- und Umfeldnutzung sowie ggf. zur hydrogeologischen Situation vorsehen. Insgesamt wird ein dynamischer Ansatz verfolgt, der kurzfristig und situationsbedingt angepasst sowie erweitert werden kann. Folgende Ansätze zur Datenbeschaffung sind umsetzbar:

- GIS-Groberkundung,
- Kooperation mit behördlichen Facheinrichtungen auf Landes- und Bundesebene,
- Direkte Kontaktaufnahme und
- Indirekte elektronische Datenabfrage (Webabfrage, elektronisches Anschreiben, etc.).

Arbeitsschritt 2: Erfassung der Ablagerungshistorie

Neben der Abfrage von regionalen und geographischen Lagedaten ist für die Ableitung eines bundesweiten Rohstoffkatasters für Deponien die Kenntnis spezifischer Abfallablagerungsmassen unumgänglich. Im Rahmen des Arbeitsschritts 1 gilt es zusätzlich folgende Kenngrößen detailliert zu erörtern:

- Ablagerungszeitraum,
- Volumen-/ massenbezogene Ablagerungsmengen in Abhängigkeit des Ablagerungsjahrs und der Abfallart (z.B. Hausmüll, Gewerbeabfälle, Sperrmüll, etc.),
- Kurzdefinition der Abfallarten,
- Beschreibung der Ablagerungstechnik(en),
- Darstellung von Änderungen des Abfallwirtschaftssystems zur Wirkungsabschätzung,
- Sickerwasser- und Deponiegasdaten,
- Digitale Volumenermittlungsdaten (CAD, GIS) und
- Sozioökonomische Daten.

Zur Verwaltung und Auswertung der gewonnenen Kennzahlen ist der Aufbau einer umfassenden Datenbank unumgänglich, die gleichermaßen Angaben zur räumlichen Lage und lokalen Ausdehnung des Deponiekörpers enthält. Diese Datenbank stellt damit das zentrale Element zum Aufbau des Rohstoffkatasters für Deponien dar.

Arbeitsschritt 3: Modellgestützte Rohstoffpotenzialermittlung

Das vorhandene und weiter zu entwickelnde Modell ist geeignet, das Rohstoffpotenzial von Deponien zu bestimmen. Die elementare Grundlage zur Abschätzung des Ressourcenpotenzials von Deponien stellt eine Datenbank zur spezifischen Zusammensetzung der Abfallarten Hausmüll, Gewerbeabfall, Sperrmüll und Bauschutt dar. Hierdurch können in Verbindung mit Kenntnissen zum jeweiligen Einzugsgebiet, der Abfallablagerung sowie dem Alter einer Deponie spezifische Szenarien abgeleitet werden, die die Charakterisierung der Stoff- und Rohstoffflüsse auf die Deponie ermöglichen.

Zudem werden auf Basis modellgestützter Ansätze stattgefunden und zukünftig stattfindende Deponieprozesse simuliert und in die Betrachtung aufgenommen. Ein Abbau der organischen Substanz sowie die Veränderungen der Materialzusammensetzung werden hierdurch abgebildet.

Die ebenfalls – im Datenbankmanagement – enthaltenen Ergebnisse realer Deponiegutuntersuchungen können ebenso zur vergleichenden Abschätzung des Ressourcenpotenzials einer Deponie herangezogen werden.

Arbeitsschritt 4: Ökonomische und ökologische Kalkulationen

Neben dem Rohstoff- und Materialwert einer Deponie besteht das Ressourcenpotenzial aus weiteren Faktoren. Diese sind zumeist dynamisch und orientieren sich an räumlichen sowie zeitlichen Gegebenheiten.

Eigene und externe Untersuchungen zeigen, dass folgende standortspezifische Faktoren einen wesentlichen Einfluss auf die Rohstoffwertschöpfung des Landfill Minings haben:

- Zeitlicher Verlauf des organischen Abbaus sowie stoffspezifische Wassergehalte,
- Kosten der Deponienachsorge und ggf. Sanierung,

- Laufende Kosten der Deponienachsorge,
- Erlöse der Sekundärrohstoffvermarktung (Fe-Metalle, Al, Cu, Energie, RC-Material etc.),
- CO₂-Einsparpotenzial durch die Bereitstellung von Sekundärrohstoffen,
- Bewertung des Flächengewinns und
- Standortspezifische Kostenermittlung des Deponierückbaus.

Insgesamt wird hierdurch erreicht, dass Deponiestandorte hinsichtlich ihres Rohstoffpotenzials erfasst bzw. bewertet werden können. Demnach existieren die Strukturen zur Bewertung unterschiedlicher Deponiestandorte. Gemeinsam mit Deponiebetreibern gilt es nun diese Strukturen mit Inhalten zu füllen und nachhaltig zu nutzen.

Arbeitsschritt 5: Web-basierter Kartenserver

Auf Basis der Ergebnisse der Arbeitsschritte 1 bis 4 wird abschließend die visuelle Darstellung und Veröffentlichung der gewonnenen Ergebnisse vorgenommen. Hierbei ist der Aufbau eines digitalen Kartenwerks/ Rohstoffpotenzialkatasters – in Form eines Online-Kartenservers – notwendig. Dieses Portal ermöglicht es Deponiebetreibern und Interessierten eigenständige Berechnungen und Analysen durchzuführen sowie neues Datenmaterial zu integrieren.

4 VORHANDENE RESSOURCENEFFIZIENZPOTENZIALE

Die Erarbeitung von Planungsdaten zur ökologischen und ökonomischen Bewertung von bundesdeutschen Deponiestandorten bietet in Hinblick auf den potenziellen Rückbau von Deponiestandorten eine Möglichkeit, die Recyclingproduktivität von Deponiegut zu bewerten und zu steigern und leistet somit zugleich einen aktiven Beitrag zum Klimaschutz. Die aus den Ergebnissen resultierende Abschätzung stellt somit eine wesentliche Grundlage für übergreifende Handlungsentscheidungen dar.

Gleichzeitig wird durch die gezielte Charakterisierung und neuartige Konzeptionierung eines integrativen Technologiensystems für den Deponierückbau sowie durch die angestrebte kontinuierliche Materialführung eine deutliche Steigerung der Ressourceneffizienz geschaffen. Dementsprechend ist bei deutlich verringertem Ressourceneinsatz eine deutlich höhere Ressourcenproduktivität gegeben.

Ähnlich gängiger Praxis aus dem Bergbau können so anthropogene Lagerstätten hinsichtlich ihrer Abbau- und Rückbaufähigkeit eingeordnet werden und heute oder zukünftig als sekundäre Ressourcenquellen zur Verfügung stehen.

Die Bewertung der Energieeffizienz kann über den so genannten Erntefaktor vorgenommen werden, welcher die gewinnbare Energie der für den Deponierückbau benötigten Energie gegenüberstellt. Untersuchungen von Gäth und Nispel (2012) haben in diesem Zusammenhang gezeigt, dass dieser mit einem Verhältnis von 3 bis 35 deutlich positiv ausfällt und denen erneuerbarer Energieversorgungsverfahren ähnelt. Auch in diesem Fall ist damit zu rechnen, dass durch eine Optimierung des Rückbausystems und der vorhandenen Datengrundlage deutliche Steigerungen der bereits vorhandenen Energieeffizienz einhergehen.

5 ERGEBNISVERWERTUNG

Zielstellung ist der Aufbau eines Web-basierten Kartenservers (Web-GIS), der die lokalspezifischen Rohstoffpotenziale der bundesdeutschen Deponien visuell darstellt und somit eine zentrale Anlaufstelle für die Bewertungen einzelner Deponiestandorte im Sinne der nachhaltigen Ressourcenpolitik der Bundesregierung darstellt und sichert.

Die im Rahmen der Untersuchung gewonnenen Planungsdaten zur ökologischen und ökonomischen Bewertung unterschiedlicher Deponiestandorte ermöglichen es, bestehende Rohstoffpotenziale optimal zu nutzen und vergleichend darzustellen.

In Anlehnung an den Bergbau wird davon ausgegangen, dass diese Datensammlung Deponiebetreibern und Verantwortlichen als Entscheidungsgrundlage dient sowie die potenziell Möglichen Handlungsoptionen erweitert.

In diesem Sinne wäre es denkbar, dass bei einer Deponie mit vergl. hohem Rohstoffpotenzial

und fehlender aber gesetzlich notwendiger Oberflächenabdichtung bereits heute der Rückbau die nutzeffizientere Alternative zu Nachsorge darstellt.

6 AUSBLICK UND SCHLUSSFOLGERUNG

Das Ressourcenpotenzial von Deponiestandorten wird und wurde in mehreren Untersuchungen dargestellt. Gleichzeitig orientieren sich diese Untersuchungen an unterschiedlichen Handlungs- und Auswertungsverfahren. Eine direkte Vergleichbarkeit ist demnach nicht gegeben.

Road-Map wird hierfür Abhilfe schaffen!

Zielstellung ist es daher, die Akteure des Themengebietes Landfill Mining im Rahmen eines Netzwerkes (Road-Net) zu erfassen und deren Interessen sowie das vorhandene Wissen gemeinsam zu bündeln. Der Resultierende Austausch verspricht Erfahrungsaustausch und Synergien.

Für die Zukunft bildet Road-Map somit die Grundlage des Austauschs für Mitglieder des entstehenden Netzwerkes Road-Net!

Gleichzeitig ist wünschenswert Technologiebetreiber in dieses Netzwerk im Sinne des Gedankens Road-Tech aufzunehmen und deren Präferenzen sowie Erwartungen zu berücksichtigen.

LITERATUR

- Franke et al. (2010) Urban Mining – Wertstoffgewinnung aus Abfalldeponien. *Bayerische Abfall- und Deponietage 2010* - Referat 12, ATZ Entwicklungszentrum, Sulzbach-Rosenberg
- Gäth & Nispel (2011) Ressourcenpotenzial von ausgewählten Hausmülldeponien in Deutschland. *Müll und Abfall*, Band 02/ 2011, S. 61-67.
- Gäth & Nispel (2012) Untersuchung des Ressourcenpotenzials der Deponie Reiskirchen – Abschlussbericht, Gießen.
- Rettenberger (2009) Zukünftige Nutzung der Deponie als Ressourcenquelle. *Tagungsband 11. Münsteraner Abfallwirtschaftstage*. S. 101-109. Münster.
- Zusammenfassung Rohstoffgewinnung/ Umweltschutz/ Treibhausgasemissionen. Deponierückbau – Ein Modell für die Zukunft?. DGAW Fachveranstaltung im Rahmen der TerraTec – Leipziger Messe. Berlin

Landfill Mining – Case Study: Rohstoffpotential einer steirischen Massenabfalldeponie

T. Wolfsberger, D. Höllen, R. Sarc & R. Pomberger

Montanuniversität, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

A. Zöschner

AWV Mürzverband, Allerheiligen im Mürztal, Österreich

KURZFASSUNG: Landfill Mining bietet die Möglichkeit potentielle Sekundärrohstoffe aus Altdeponien rückzugewinnen. Hierzu werden abgelagerte Abfälle aus einer Deponie geordnet abgegraben, aufbereitet und u.a. klassiert und sortiert sowie stör- und schadstoffentfrachtet, um einen größtmöglichen Teil der abgegrabenen Abfälle einer stofflichen oder energetischen Verwertung zuzuführen. Um das Sekundärrohstoffpotential steirischer Deponien abschätzen zu können, wurden auf einer ausgewählten Massenabfalldeponie im November 2013 Schürfe durchgeführt und die abgegrabenen Abfälle einer Sortieranalyse unterzogen.

1 EINLEITUNG

Aufgrund des steigenden Rohstoffbedarfs aufsteigender Wirtschaftsräume (z.B. China) konnte in den letzten Jahren eine merkliche Veränderung in der Verfügbarkeit von mineralischen Rohstoffen wie Erzen oder Kohle beobachtet werden. Für zahlreichen mineralische Rohstoffen (z.B. Eisen- und Stahlveredler) besteht in Europa aufgrund der geologischen Begebenheiten zudem keine bedarfsdeckende Eigenproduktion, weshalb in diesen Bereichen eine hohe Importabhängigkeit gegeben ist (Weber 2012). Zur Sicherung der Rohstoffversorgungen müssen daher neue Lagerstätten gefunden und die Ressourceneffizienz bereits genutzter Materialien erhöht werden.

Eine Möglichkeit Sekundärrohstoffe zu gewinnen, bildet dabei Landfill Mining“, bei dem abgelagerte Abfälle aus einer Deponie geordnet abgegraben, aufbereitet und u.a. klassiert und sortiert sowie stör- und schadstoffentfrachtet werden, um einen größtmöglichen Teil der abgegrabenen Abfälle einer stofflichen oder energetischen Verwertung zuzuführen. Die Summe aller potentiell stofflich bzw. thermisch verwertbaren Materialien wird dabei in den folgenden Ausführungen als Rohstoffpotential bezeichnet. Dieses umfasst die Anteile der Fraktionen Eisen- und Nichteisenmetalle, Glas und mineralische Abfälle, welche einer stofflichen Verwertung zugeführt werden könnten, sowie die thermisch verwertbaren Fraktionen Papier, Pappe und Karton (PPK), Holz, Textilien, Kunststoffe und Verbundstoffe.

2 ERHEBUNG DES ROHSTOFFPOTENTIALS

Um das Rohstoffpotential von steirischen Massenabfalldeponien abschätzen zu können, wurde basierend auf einer ersten Datenerhebung sowie festgelegten Kriterien (z.B. gute Zugänglichkeit, keine Oberflächenabdichtung, Möglichkeit der Nutzung von bestehenden Betriebsanlagen) eine Pilotdeponie für eine nähere Charakterisierung ausgewählt.

Die Inbetriebnahme dieser Deponie erfolgte im Jahr 1979, wobei bis zum Jahr 2003 hauptsächlich vorbehandelte Haus- und Siedlungsabfälle sowie unbehandelter Sperrmüll deponiert wurden. Der Deponiekörper erstreckt sich auf eine Fläche von etwa 10 ha und ist in vier Abschnitte unterteilt. Abschnitt 1 und 2 enthalten dabei die ältesten Materialien aus den Jahren 1979 bis 1988. Seit der Inbetriebnahme wurde der größte Teil der angelieferten Abfälle (Ausnahme Sperrmüll) einer mechanisch-biologischen Behandlung (MBA) unterzogen. In deren Zuge wurden die Materialien vorzerkleinert, eisenentfrachtet und im Anschluss einer Siebung (Siebschnitt 80 mm) zugeführt. Der Siebüberlauf wurde zusammen mit unbehandeltem Sperrmüll direkt auf die Deponie verbracht. Der Siebdurchgang wurde mit Klärschlamm versetzt, einer biologischen Behandlung un-

terzogen und anschließend als MBA-Rotteprodukt abgelagert. Der Einbau der Abfälle erfolgte dabei schichtenweise.

2.1 Vorgehen

Für die Erhebung der realen Zusammensetzung der Abschnitte 1 und 2 wurden im November 2013 insgesamt 50 Schürfe in einem Raster von 25 x 25 m (in Anlehnung an ÖNORM S 2121) über das Gelände verteilt. Aus den abgegrabenen Abfällen wurden mittels Bagger durch mehrmaliges Umschlagen und Vierteln 14 Mischproben hergestellt. Die Aufteilung der Schürfe und Mischproben über das Deponiegelände kann Abb. 1 entnommen werden.



Abb. 1: Schurfplan.

Je Mischprobe wurden im Anschluss ca. 500 bis 700 kg (insgesamt 8,3 t) einer Siebung zugeführt. Für die Siebung wurde eine Doppeldeckersiebmaschine mit 40 mm Quadratmascheneinsatz in Deck 1 sowie einem 12 mm Spannwellensiebbelag in Deck 2 verwendet. Zur Ermittlung der Korngrößenverteilung wurden die einzelnen Fraktionen im Anschluss einer Wiegung unterzogen.

Demnach beläuft sich der Anteil der Grobfraction (> 40 mm) je nach Mischprobe auf etwa 12 – 39 Gew.-%, der Fraktion 12 – 40 mm auf ca. 39 – 60 Gew.-% und der Feinfraktion (< 12 mm) auf 11 – 39 Gew.-%. Die durchschnittliche Verteilung zeigt einen Grobkornanteil von 20 Gew.-%, einen Mittelkornanteil von ca. 49 Gew.-% und einen Feinkornanteil von etwa 31 Gew.-%. Sowohl die Fraktion > 40 mm (insgesamt 1,6 t) als auch die Fraktion 12 – 40 mm wurden einer Handsortierung zugeführt, wobei angemerkt werden soll, dass aufgrund der optisch festgestellten Homogenität der Fraktion 12 – 40 mm etwa 1,5 t sortiert wurden. Die Abfälle wurden dabei gemäß BAWP 2011 (BMLFUW 2011) in folgende 12 Fraktionen aufgetrennt:

- Eisen
- Nichteisen
- PPK
- Kunststoffe
- Glas

- Holz
- Textilien
- Inertes
- Problemstoffe
- Sonstiges
- Verbundstoffe
- Sortierrest

Der Vorgang der Handsortierung erfolgte hierbei in Anlehnung an die ÖNORM S 2097. Der Begriff „Sonstiges“ umfasste dabei all jene Stoffe, welche zwar optisch identifizierbar waren, bei denen aber keine genaue Zuordnung getroffen werden konnte (z.B. Dämmmaterial). Unter „Verbundstoff“ wurden alle Materialien verstanden, welche als Materialverbunde (z.B. Schuhe, Windeln) sowie Materialvermengungen (z.B. von Textilfäden umwickelte Kunststofffolien) angesehen werden konnten. Unter der Bezeichnung „Sortierrest“ wurden die Fraktionen „zersetzte Organik“, „Erdähnliches“ und „sonstiges Zersetztes“ bzw. „nicht mehr optisch Zuordenbares“ zusammengefasst. Die aussortierten Fraktionen wurden für jede Mischprobe verwogen und die Massen dokumentiert.

2.2 Ergebnisse der Handsortierung

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Sortierung dargestellt. Die Resultate werden dabei getrennt für die Fraktion > 40 mm und 12 – 40 mm ausgewiesen und sind für alle Mischproben (Abschnitt 1 und 2) zusammenfassend in Abb. 2 dargestellt.

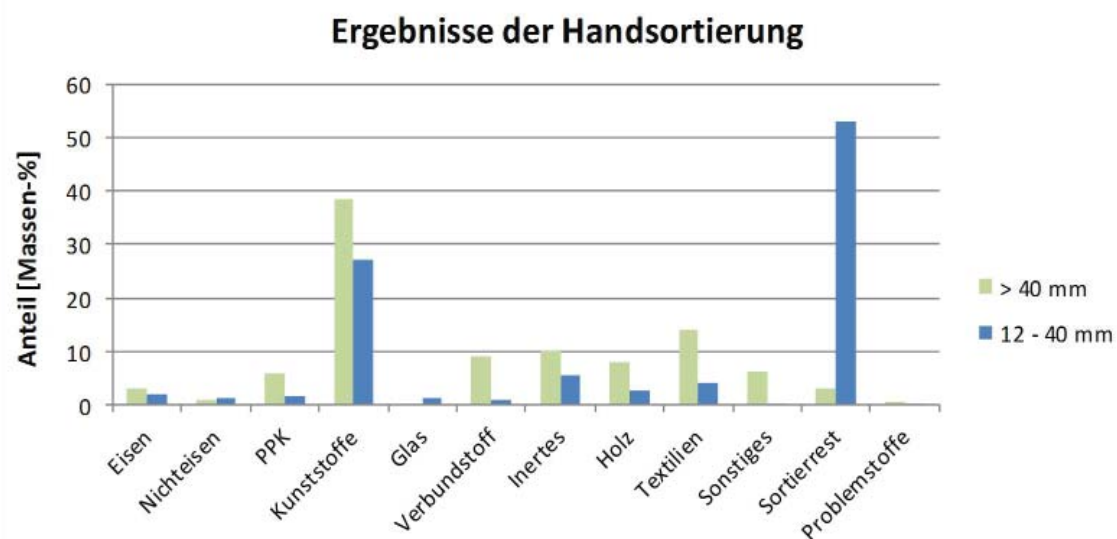


Abb. 2: Ergebnisse der Handsortierung.

Wie aus den Ergebnissen ersichtlich wird, befinden sich die für eine Wiederverwertung v.a. interessanten Fraktionen Eisen, Nichteisenmetalle, PPK, Kunststoff, Verbundstoff, Inertes, Holz und Textilien vorwiegend in der Fraktion > 40 mm. Das Rohstoffpotential dieser Fraktion kann daher mit ca. 90 Gew.-% abgeschätzt werden, wobei sich 75 Gew.-% für eine thermische und 15 Gew.-% für eine stoffliche Verwertung zu eignen scheinen. Die für eine Verwertung weniger geeignete Fraktion „Sortierrest“ ist hauptsächlich der Fraktion 12 - 40 mm zuzuordnen, weshalb ein vergleichsweise geringes Rohstoffpotential von etwa 47 Gew.-% (37 Gew.-% thermisch, 10 Gew.-% stofflich verwertbar) beobachtet werden kann. Der erhöhte Anteil an Kunststoffen in der Fraktion 12 – 40 mm kann durch die vor der Deponierung angewandte Zerkleinerung des Materials erklärt werden.

Um mögliche Unterschiede der Zusammensetzung in Abhängigkeit des Ablagerungszeitpunktes erkennen zu können, wurden die Ergebnisse der Mischproben 1 bis 5 (Deponieabschnitt 1, Verfüllung im Zeitraum 1979-1984) und 6 bis 14 (Deponieabschnitt 2, Verfüllung 1985-1988)

ebenfalls getrennt voneinander betrachtet. Die durchschnittlichen Ergebnisse sowie die Maximal- und Minimalwerte einzelner Mischproben sind in Abb. 3 und Abb. 4 ersichtlich. Es zeigt sich eine ähnliche Zusammensetzung des Deponiekörpers. Erhöhte Werte des Sortierrestes in Abschnitt 1 können durch die längere Ablagerungsdauer (erhöhter Zersetzungsgrad) und durch die in diesem Zeitabschnitt erhöhte Einbringung von mittels MBA-Anlage vorbehandeltem Material erklärt werden.

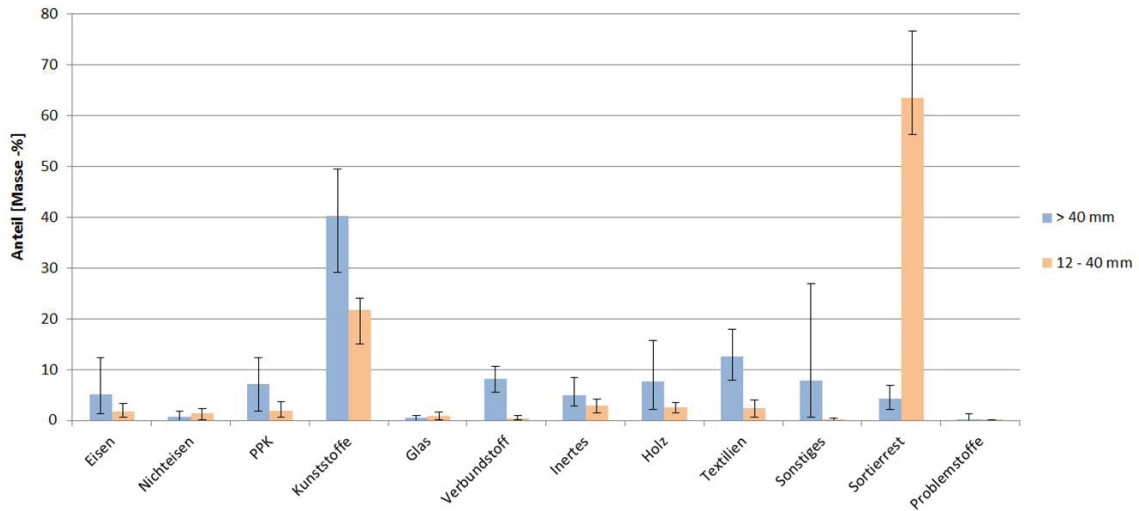


Abb. 3: Zusammensetzung des Deponieabschnittes 1.

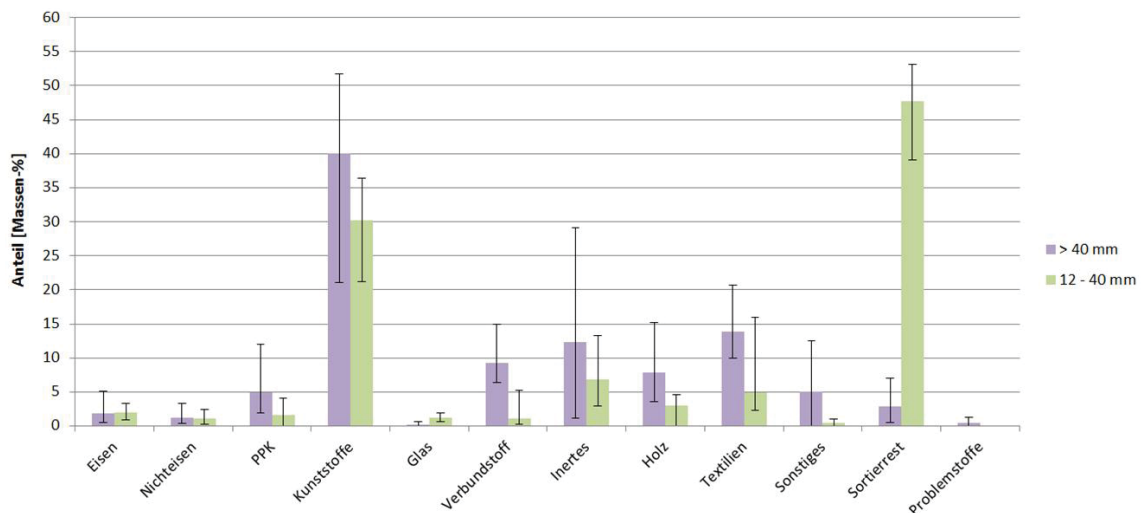


Abb. 4: Zusammensetzung des Deponieabschnittes 2.

Für die Abschätzung der Zusammensetzung des Deponieabschnittes 1 und 2 unter Einbeziehung der Feinfraktion (< 12 mm) wurde die Annahme getroffen, dass diese ausschließlich aus Organik, zersetzten oder nicht mehr optisch zuordenbaren sowie erdähnlichen Materialien besteht, weshalb diese in den folgenden Ergebnissen der Fraktion „Sortierrest“ zugerechnet wurde. Unter Berücksichtigung der Korngrößenverteilung konnte so die reale Zusammensetzung des Abschnittes 1 und 2 berechnet werden. Die Ergebnisse können Abb. 5 und Abb. 6 entnommen werden.

Für den Deponieabschnitt 1 ergibt sich demnach ein Rohstoffpotential von ca. 30 Gew.-%, für den Deponieabschnitt 2 kann das Rohstoffpotential mit ca. 45 Gew.-% beziffert werden. Für eine thermische Verwertung scheinen sich hierbei für den Deponieabschnitt 1 etwa 26 Gew.-%, für den Deponieabschnitt 2 ca. 36 Gew.-% zu eignen. Das stoffliche Rohstoffpotential ergibt sich dementsprechend zu 4 Gew.-% für Deponieabschnitt 1 bzw. 9 Gew.-% für Deponieabschnitt 2.

Abschnitt 1

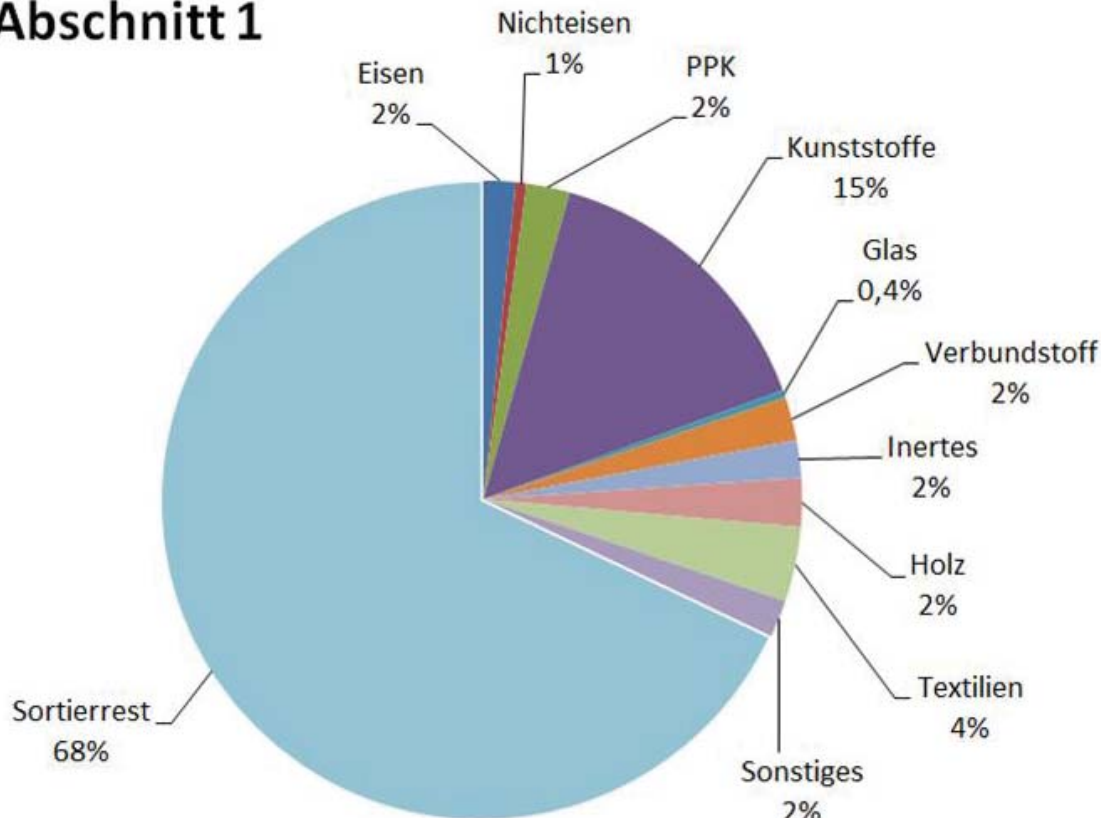


Abb. 5: Zusammensetzung des Deponieabschnittes 1 (inkl. Fraktion < 12 mm).

Abschnitt 2

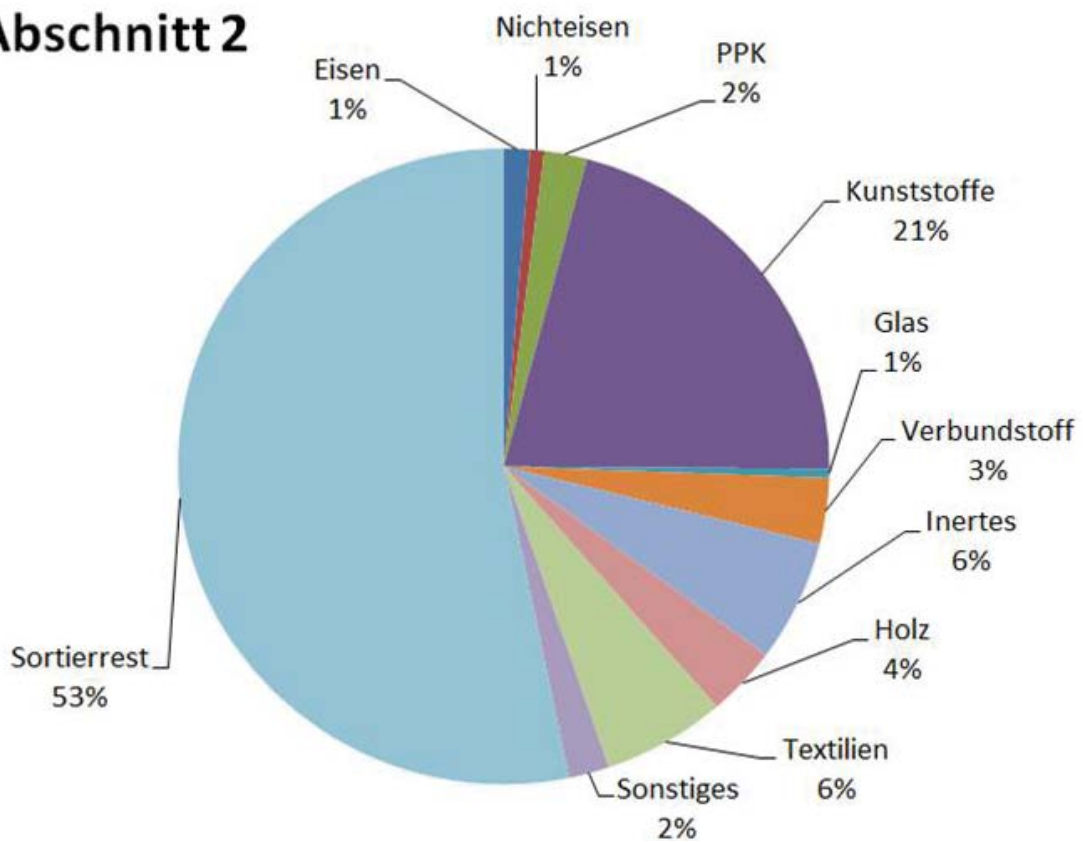


Abb. 6: Zusammensetzung des Deponieabschnittes 2 (inkl. Fraktion < 12 mm).

3 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Wie durch die Ergebnisse der Handsortierung gezeigt werden konnte, befinden sich die für eine potentielle stoffliche oder thermische Verwertung geeigneten Fraktionen Eisen, Nichteisenmetalle, Glas, Inertes, PPK, Kunststoffe, Holz, Textilien und Verbundstoffe vorwiegend in der Fraktion > 40 mm. Das Rohstoffpotential dieser Fraktion kann so mit ca. 90 Gew.-% abgeschätzt werden. Die Fraktion 12 - 40 mm weist hingegen ein vergleichsweise geringes Rohstoffpotential von etwa 47 Gew.-% auf, weshalb eine Abtrennung dieser Fraktion durch Siebung sinnvoll erscheint.

Inwieweit die gewonnenen Fraktionen tatsächlich einer Verwertung zugeführt werden können, ist zu diesem Zeitpunkt jedoch noch unklar. In diesem Zusammenhang werden zur genauen Charakterisierung der Materialien chemische Analysen durchgeführt werden. Um den Einfluss unterschiedlicher Aufbereitungs- und Trenntechnologien auf die Qualität der dadurch erhaltenen Abfälle näher untersuchen zu können, werden weiters Aufbereitungsversuche im großtechnischen Maßstab (mobile sowie stationär) und Computersimulationen Anwendung finden.

4 DANKSAGUNG

Dieses Projekt wird von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) unterstützt. Die Autoren danken weiters der Steiermärkischen Landesregierung (Abteilung 14, Referat Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit) sowie allen industriellen und kommunalen Partnern für anregende Diskussionen und Ihre Unterstützung. Vielen Dank auch an unsere Kollegen des hauseigenen Labors sowie den Mitarbeitern des AWV Mürzverbandes und des Deponiestandortes für die tatkräftige Unterstützung während der Grabungs- und Sortierarbeiten.

LITERATUR

- BMLFUW (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft) (ed.) (2011) *Bundesabfallwirtschaftsplan 2011* (Federal Waste Management Act), Band 1, Wien, Österreich.
- ÖNORM S 2121 (2002) *Probenahme von Böden für die Durchführung einer Abfalluntersuchung* (Sampling of soil for the performance of waste analysis). Wien, Österreich.
- ÖNORM 2097 (2005) *Sortieranalyse von Abfällen* (Sorting analysis of waste). Wien, Österreich.
- Weber, L. (Hrsg.) (2012) *Der österreichische Rohstoffplan* (Raw Material Initiative of Austria) - Archiv für Lagerstättenforschung, 26, Geol. B.-A., Wien, Österreich.

Two Case Studies on Landfill Mining: Kössen (Austria), Bishkek (Kyrgyzstan)

M. Steiner
TBU GmbH, Innsbruck, Austria

M. Fuchs
DonauConsult GmbH, Vienna, Austria

M. Rottler
Land Tirol, Baubezirksamt Kufstein, Kufstein, Austria

ABSTRACT: The case study on Kössen describes a hands-on assessment of the content of a former landfill which was performed prior to final excavation works according to the principle “let’s assume assumptions by knowledge”. The case study on Bishkek describes mining techniques applied in many landfills in Central Asia in former, partly decomposed disposal zones from the “Sovjet Era”, but gives also impressions on general landfilling practices and standards in the region.

1 CASE STUDY KÖSSEN

The former landfill “Auwirtslacke” is located in Kössen, a Tyrolean municipality directly on the river Kitzbüheler Ache (in Germany: Tiroler Ache) which flows into Chiemsee, a large lake in Bavaria. It was operated for all kinds of municipal solid waste between end of World War I and the mid 1970s without whichever emission control.

As a part of mayor flood protection measures in the area (Kössen was the municipality mostly affected in Western Austria by the flood events in summer 2013) it was decided to remove the entire landfill (volume about 50,000 m³) in order to give the river more space. In order to have a sound estimate on disposal cost before starting the excavation works a complex assessment on the physical landfill content and its composition to be expected was performed, consisting of the evaluation of historical data (which was relatively fruitful compared to similar cases), interviews with former operating staff and finally the digging of trenches – total length about 800 m, distance between trenches 10 m – on the entire surface down to the landfill body’s bottom.

The achieved data gives a good picture on the landfill’s composition which provides not only an indication about expectable disposal cost, but also on the way subsequent excavation works have to be organized. As a particular question the one on the date of final landfill closure (which in such cases often matters in legal terms – who will bear which cost ?) could be answered by finding certain items which allow a clear judgement on its earliest disposal = latest closure date (eg. food and beverage packaging with readable shelf dates, refer to sketch below).

2 CASE STUDY BISHKEK

The central MSW landfill of Bishkek (capital of Kyrgyzstan, Central Asia, population about 900,000) is operated since the 1970s and covers an area of 30 ha. On the landfill hundreds of waste pickers make their living from collecting the recyclables which are usually recovered on such sites (paper and cardboard, various plastics, metals and glass, the latter fraction in the present case by bottle type).

The intended presentation will focus on metals which are excavated by – same crude as dangerous – mining techniques (by pickaxe, but also caterpillar) from former, partly decomposed disposal zones from the “Sovjet Era” containing high valuable (thick) scrap fractions accompanied by even more valuable components – stainless steel, copper, and brass.

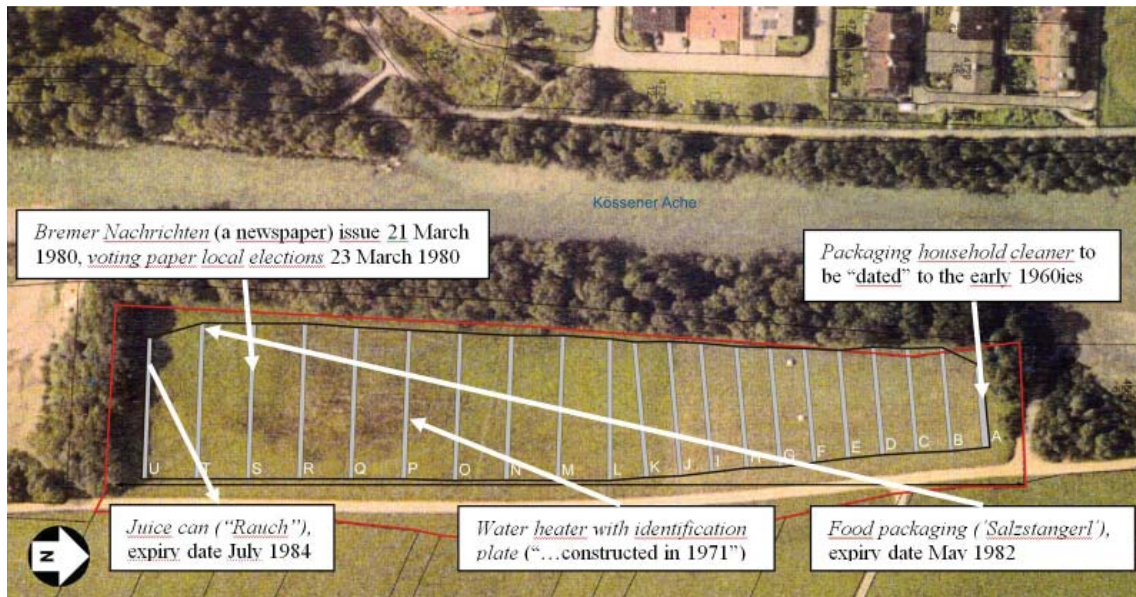


Fig. 1: Former “Kössen” landfill: Survey on entire location, „age tracers“ found during the assessment.



Fig. 2: Bishkek landfill: Waste pickers searching for various types of recyclables in a freshly delivered waste load (left photo), “landfill mining” with focus on metals in “old” waste deliveries (right photo).

Multikriterielle Bewertung von Landfill Mining Projekten

R. Hermann

Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich

S. Vorbach & H. Wipfler

Technische Universität Graz, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Derzeit existieren für die ganzheitliche Bewertung von Landfill Mining Projekten noch keine standardisierten Bewertungsverfahren die die multidimensionalen Anforderungen derartiger Bewertungen ausreichend berücksichtigen. Basis für die Auswahl bzw. Entwicklung von geeigneten Verfahren ist neben einer Definition des Zielsystems und der unterschiedlichen Einflussgrößen auch die Festlegung der räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen. Da bei Landfill Mining Projekten eine Vielzahl von unterschiedlichen Kriterien und Einflussgrößen zu berücksichtigen sind, bieten sich multikriterielle Entscheidungsverfahren als Entscheidungsunterstützung an. Auf Basis definierter Anforderungen, Zielvorgaben und Kriterien, internationalen Literaturrecherchen zur Methodik von multikriteriellen Entscheidungsverfahren sowie Expertengesprächen wurden sechs Verfahren ausgewählt und einer groben Evaluierung unterzogen.

1 EINLEITUNG

Landfill Mining betrachtet Deponien vor dem Hintergrund, Sekundärrohstoffe aus abgelagertem Deponiematerial wiederzugewinnen. Deponieinhaber stehen in diesem Zusammenhang vor der Entscheidung ihre Deponien z.B. in eine Nachsorge zu überführen bzw. dort zu belassen, oder ein Landfill Mining Projekt zu starten. Um eine derartige Entscheidung treffen zu können, müssen den Deponieinhabern geeignete Entscheidungshilfen zur Verfügung stehen. Derzeit existieren für Wirtschaftlichkeitsberechnungen von Landfill Mining Projekten eine Reihe von unterschiedlichen Kosten- und Erlösberechnungen, aber noch keine standardisierten Bewertungsinstrumente für eine umfassende multikriterielle Bewertung (Rettenberger 2012) (Nispel 2012) (Bölte und Geiping 2011) (Bernhard et al. 2011) (DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. 2012). Aus diesem Grund werden im Pilotprojekt „LAMIS - Landfill Mining Österreich“ neben den grundlegenden Untersuchungen hinsichtlich Rohstoffpotential, Ausbringungsmengen bzw. erreichbare Qualitäten des Deponiematerials und deren potentielle Verwertbarkeit erstmals auch Arbeiten, die die Entwicklung eines ganzheitlichen multikriteriellen Bewertungsinstrumentes als Ziel haben, durchgeführt. Das Ergebnis aus der Anwendung dieses Bewertungsinstrumentes soll privaten und öffentlichen Deponiebetreibern als Entscheidungsgrundlage bzw. -hilfe für die Durchführbarkeit eines Landfill Mining Projektes dienen.

2 AUSGANGSSITUATION UND GRUNDLAGEN FÜR DIE BEWERTUNG

2.1 Einflussgrößen und Systemgrenzen

Die Entwicklung eines Bewertungsinstrumentes für die multikriterielle Beurteilung von Landfill Mining Projekten erfordert neben der Definition grundlegender Anforderungen an das Instrument auch die Festlegung der relevanten Einflussgrößen und Systemgrenzen. Dabei wurden ökonomische, ökologische, technische, organisatorische, sowie politische und rechtliche Einflussgrößen definiert und genauer untersucht (siehe Abb. 1) Großes Augenmerk wurde vor allem auf deren gegenseitige Beeinflussung gelegt. (Hermann et al. 2014).

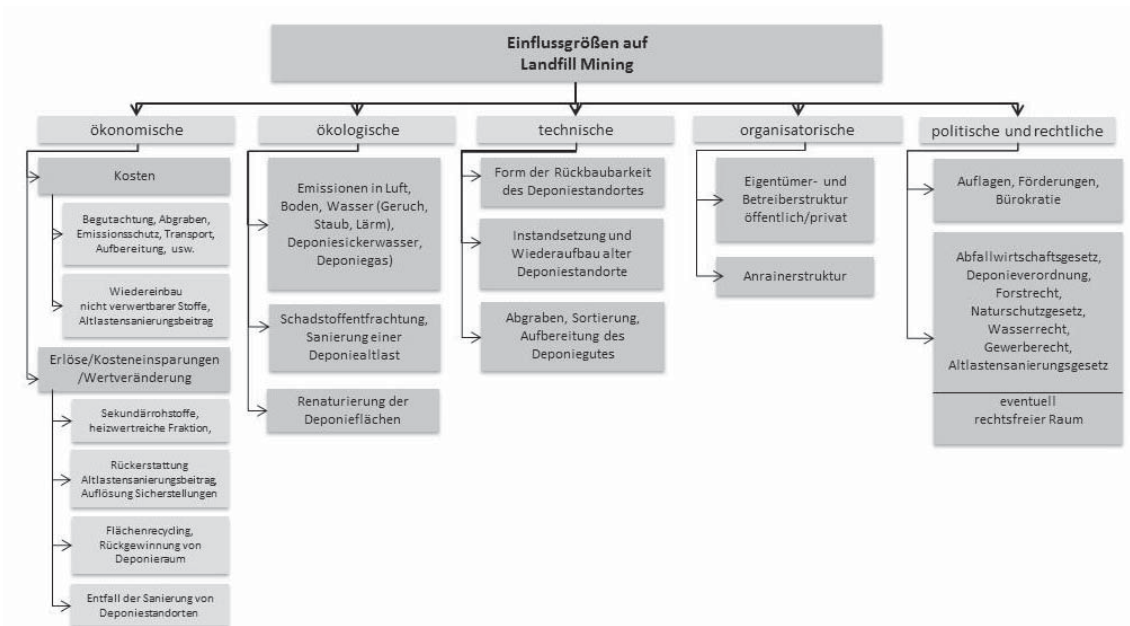


Abb. 1: Einflussgrößen auf das Landfill Mining (Hermann et al. 2014).

Entscheidend für die weiterführende Entwicklung eines Bewertungsinstrumentes ist neben einer Definition der Einflussgrößen auch die Festlegung der räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen. Auf Basis der durchgeführten Untersuchungen wurde die räumliche Systemgrenze so definiert, dass alle notwendigen Verfahrensschritte vom Abgraben, Aufbereiten und Sortieren bis zur Bereitstellung eines vermarktungsfähigen Materials bzw. Produktes durch den Deponiebetreiber selbst berücksichtigt werden. Für die zeitliche Systemgrenze kann keine allgemein gültige Definition erfolgen, da die unterschiedlichen zeitbezogenen Einflussgrößen eine projektspezifische Festlegung und Anpassung an die Gegebenheit des Landfill Mining Projektes vor Ort erfordern. Im bestehenden Pilotprojekt wurde in Anlehnung an den Anhang 8 der österreichischen Deponieverordnung (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2008) für Berechnung von Sicherstellungen für Nachsorgemaßnahmen von Deponien, auf denen biologisch abbaubare Abfälle, insbesondere gemischte Siedlungsabfälle abgelagert wurden, ein Zeitraum von 40 Jahren definiert. (Hermann et al. 2014).

2.2 Konzeptionelle Überlegungen zu integrierten Bewertungsverfahren für Landfill Mining Projekte

Existierende Bewertungsansätze für Landfill Mining Projekte beinhalten bis dato fast ausschließlich ökonomische und ökologische Einflussgrößen. Betrachtet man in diesem Zusammenhang z.B. die ökonomisch orientierten Größen, so lässt sich erkennen, dass unterschiedliche Faktoren wie Wertveränderungen, Flächenrecycling, Rückerstattung von bereits bezahlten Steuern oder Wertberichtigungen von Sicherstellungen noch nicht ausreichend berücksichtigt werden (Fricke et al. 2012). Aber auch Teile von ökologischen, technischen, organisatorischen, politischen bzw. rechtlichen Kriterien werden derzeit nur unzureichend berücksichtigt, wodurch das Risiko von Fehlentscheidungen erhöht wird.

Im Hinblick auf die anstehende Entscheidung zwischen „Durchführung eines Landfill Mining Projektes“ oder „Belassen der Deponie in Nachsorge/Stilllegung“ existiert noch kein Bewertungsverfahren, das alle in Betracht kommenden Entscheidungssituationen, Kriterien und Informationen uneingeschränkt berücksichtigen kann und damit der Komplexität der Situation gerecht wird. Ein zentraler Schritt ist daher die Vorauswahl und Evaluierung der am besten für die vorliegende Fragestellung geeigneten Bewertungsverfahren. Die Auswahl des zum Einsatz kommenden Bewertungsverfahrens stellt bereits für sich ein Meta-Entscheidungsproblem dar (Schuh 2001).

Diese Wahl hängt nicht nur von der Art und Komplexität der Bewertungsaufgabe und den verfügbaren Bewertungsgrundlagen ab, sondern auch von den Bewertungssubjekten und -adressaten (Benz et al. 1998). Bewertungsaufgaben im Landfill Mining zeichnen sich durch eine hohe Kom-

plexität aus und müssen verschiedene qualitative und quantitative Kriterien berücksichtigen, so dass die Anwendung multikriterieller Bewertungs- und Entscheidungsverfahren erforderlich ist. Monokriterielle Entscheidungsverfahren also solche mit nur einer Zielgröße (z.B. Kostenvergleich oder Kapitalwertverfahren) können eine ganzheitliche Analyse nur erzielen, wenn eine Überführung aller Kriterien in eine Zielgröße möglich ist bzw. deren sequentielle Anwendung sinnvoll erscheint. Das ist aber bei der Bewertung von Landfill Mining Projekten nicht möglich bzw. sinnvoll, weshalb monokriterielle Verfahren als Entscheidungsverfahren für Landfill Mining Projekte nicht weiter berücksichtigt werden. Sie können aber ergänzend bzw. parallel zur Bewertung der absoluten Vorteilhaftigkeit von Entscheidungsalternativen und zur Informationsbeschaffung für das Entscheidungsverfahren eingesetzt werden. (Schuh 2001)

Im Kontext von Landfill Mining müssen spezielle Anforderungen an die Bewertungs- und Entscheidungsverfahren gestellt werden (siehe Tab. 1), die es in weiterer Folge bei der Methodenauswahl zu berücksichtigen gilt.

Tab. 1: Anforderungen an ein multikriterielles Bewertungs- und Entscheidungsverfahren für Landfill Mining.

Anforderung	Detaillierung/Beschreibung
Alternativenvergleich	Mit dem Bewertungsverfahren muss ein Vergleich der beiden vorab bekannten Alternativen „Durchführung eines Landfill Mining Projektes“ und „Belassen der Deponie in der Nachsorge/Stillelegung“ möglich sein. Es soll Deponiebetreibern zur Entscheidungsvorbereitung dienen.
Vollständigkeit	Unterschiedliche ökonomische, ökologische, technische, organisatorische sowie politische bzw. rechtliche Kriterien mit qualitativen und quantitativen Merkmalsausprägungen müssen vollständig Berücksichtigung finden.
Zukunftsbezug	Das Bewertungsverfahren muss den Vergleich der Alternativen in Hinblick auf ihre zukünftigen Entwicklungen ermöglichen.
Eindeutigkeit des Ergebnisses	Am Ende der Bewertung soll eine eindeutige Aussage über den Wert der beiden Alternative vorliegen, damit der Deponieinhaber eine Rangfolge bzw. Reihung erstellen kann.
Transparenz, Nachvollziehbarkeit und Flexibilität	Der Bewertungsvorgang soll für Anwender, Stakeholder und Nichtexperten transparent und nachvollziehbar sein. Die Subjektivität soll möglichst gering sein. Kriterien oder Ziele, die erst im Laufe des Bewertungsprozesses erkannt werden, sollen integrierbar sein.
Anwendbarkeit und Praktikabilität	Das Verfahren soll mit vertretbarem Aufwand einfach und wirtschaftlich anwendbar sein. Die Daten sollen in der gewünschten Qualität und Quantität ohne umfangreiche Erhebungstätigkeiten bereitgestellt werden können.
Validität und Wiederholbarkeit	Bei mehrmaliger Anwendung des Verfahrens soll immer das gleiche Ergebnis erzielt werden.
Gesamtwirtschaftliche Bewertung	Aus volkswirtschaftlicher Sicht muss die Durchführung eines Landfill Mining Projektes beurteilbar sein.

Auf Basis der vorliegenden Rahmenbedingungen und der in Tabelle 1 formulierten Anforderungen bieten sich für die Entscheidungsunterstützung bei Landfill Mining Projekten die Methoden der multikriteriellen Entscheidungsunterstützung (MCDA – Multi Criteria Decision Analysis) an, da diese eine Vielzahl von Kriterien aus unterschiedlichen Bereichen berücksichtigen können (Wolfslehner et al. 2005). Für Deponieinhaber ist z.B. die Maximierung der Wertschöpfung aus dem Landfill Mining ein zentrales Ziel. Dieses Kriterium alleinig zu berücksichtigen führt allerdings nicht zwingend zum ganzheitlichen Erfolg des Projektes, da beispielsweise auch die Maximierung der rückgewonnenen Deponiefläche, die Minimierung der Auswirkungen auf Umwelt und Anrainer oder die Minimierung der Aufbereitungsschritte für das Deponiematerial betrachtet werden sollen. In den letzten Jahren wurden MCDA-Methoden immer öfter zur Behandlung von Fragestellungen im Bereich der nachhaltigen Ressourcennutzung verwendet (Solomon und Hughey 2007). Innerhalb der MCDA-Methoden wird zwischen den Methoden für Multi-Objective Decision Making (MODM) und Multi-Attribute Decision Making (MADM) unterschieden (Hwang und Yoon 1981). Bei MODM wird aus einer nicht abzählbaren Menge an Alternativen eine Alternative ermittelt, bei MADM hingegen werden abzählbare, voneinander abgrenzbare und bereits bekannte Alternativen verglichen (Zimmermann und Gutsche 1991). Daher kann die

vorliegende Fragestellung zur Untersuchung der beiden Handlungsalternativen „Durchführung eines Landfill Mining Projektes“ und „Belassen der Deponie in der Nachsorge/Stilllegung“ der Gruppe der MADM zugewiesen werden.

In Anlehnung an Untersuchungen zur Anwendung dieser Verfahren in umweltrelevanten Bewertungsfragestellungen von (Schuh 2001), (Sustainable Remediation Forum UK 2010), (Benz et al. 1998), (Rohr 2004), (Ortmann und Döberl 2010) sowie (Ortmann et al. 2011), auf Basis einer internationalen Literaturrecherche, Expertengesprächen und den definierten Anforderungen wurden nachfolgende MADM-Methoden ausgewählt und einer groben Bewertung auf Basis der Anforderung aus Tabelle 1 unterzogen.

Tab. 2: Beurteilung von Entscheidungs- und Bewertungsverfahren für Landfill Mining.

Anforderung	Allgemeine Verfahren				Spezifische Verfahren	
	Prävalenz/ Outranking verfahren	KNA	mKWA	mNWA	Ökoeffizienz -Analyse	Sozio- Ökoeffizienz -Analyse
Alternativenvergleich	++	+++	+++	+++	++	++
Vollständigkeit	+++	++	+++	+++	+	+
Zukunftsbezug	+	+++	+++	+	++	+++
Eindeutigkeit des Ergebnisses	++	+	+++	+++	+++	+++
Transparenz, Nachvollziehbarkeit und Flexibilität	++	+	+++	+++	+	+
Anwendbarkeit und Praktikabilität	++	+	++	+++	++	+
Validität und Wiederholbarkeit	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Gesamtwirtschaftliche Bewertung	+ / ++	+ / ++	+ / ++	+ / ++	++	++

KNA: Kosten-Nutzen-Analyse; mKWA: Modifizierte Kosten-Wirksamkeits-Analyse;
mNWA: Modifizierte Nutzwert-Analyse

Bei den Prävalenz/Outrankingverfahren steht am Ende der Anwendung als Ergebnis eine Rangfolge, welche mit den zusätzlich gewonnenen Informationen bewertet werden soll (Geldermann und Lerche 2013). Bei diesen Verfahren können widersprüchliche Informationen berücksichtigt werden, wobei Entscheidungsträger ihre Präferenz nicht eindeutig kennen. Fachlich können aber die begründenden Schwellenwerte für den Laien nicht transparent und nachvollziehbar erscheinen (Schneck 2006). Problematisch wird auch die schwierige Interpretation der Resultate gesehen (Kangas et al. 2001).

Die Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) versucht, die gesamtwirtschaftlichen Vor- und Nachteile (Nutzen und Kosten) von Projekten zu bestimmen und zu quantifizieren. Trotz unterschiedlich dimensionierter Eingangsdaten erfolgt die Bewertung anhand einer monetären Größe. Die Einbeziehung von nicht monetären Faktoren gestaltet sich schwierig oder kann nur beschreibend eingebaut werden. Im Gegensatz zu anderen Methoden, wie der Nutzwertanalyse, zieht die Anwendung einer Kosten-Nutzen-Analyse einen erheblichen Informationsbedarf an monetarisierbaren Größen nach sich. Beispielsweise ist es unumgänglich, alle Nutzen und Kosten zu erfassen und einander gegenüberzustellen (Brunner und Huber 2001).

Grundsätzlich vereint die „modifizierte Kosten-Wirksamkeits-Analyse (mKWA)“ Komponenten der Kosten-Nutzen-, Nutzwert- und der klassischen Kosten-Wirksamkeits-Analyse und nutzt die Vorteile dieser drei Verfahren, ohne jedoch ihre Nachteile zu übernehmen. Die mKWA stellt einerseits die Kosten einer Variante dar. Andererseits werden die Wirkungen hinsichtlich des Erreichens gesetzter Ziele nicht nur dargestellt, sondern ähnlich wie bei der Nutzwertanalyse zu einer Gesamtwirksamkeit zusammengeführt. Ergebnis der Berechnungen ist das Gesamtwirksamkeits-Kosten-Verhältnis, anhand dessen eine Reihung der Varianten vorgenommen werden kann (Ortmann et al. 2011).

Die modifizierte Nutzwert-Analyse (mNWA) untersucht alternative Projekte nach dem Gesichtspunkt der Zielerreichung. Die Bewertung erfolgt in Nutzwerten. Aufgrund der leicht verständlichen Vorgehensweise bei der Berücksichtigung aller relevanten Bewertungskriterien ist die mNWA für eine Entscheidungsunterstützung gut geeignet (Schuh 2001). Die Ziele müssen allerdings voneinander unabhängig definiert werden, was in der Praxis und vor allem bei Landfill Mining Projekten nicht immer gelingt. Die Schwachstellen der subjektiven Festlegung des Zielsystems sowie dessen Gewichtung wird durch Verwendung des Analytic Hierarchy Process (AHP) verbessert. Kosten eines Projekts können nur als negative Teilnutzwerte in die Analyse eingehen. Für die Beantwortung der Frage, ob ein untersuchtes Projekt aus gesamtwirtschaftlicher Sicht vorteilhaft ist, kann aber auch dieses Verfahren nicht herangezogen werden (Brunner und Huber 2001).

Die Ökoeffizienz-Analyse ist ein Instrument zur ganzheitlichen, vergleichenden Beurteilung von Produkten und Prozessen. Die Ökoeffizienz-Analyse überprüft den Lebensweg eines Produktes bzw. Prozesses von der Wiege bis zur Bahre, also von der Rohstoffgewinnung über die Herstellung und Verwendung des Produkts bis zur Entsorgung. (Saling et al. 2002) Bei der Anwendung im Rahmen des Landfill Mining könnte das Instrument auf den Lebensweg einer Deponie angewandt werden.

Im Rahmen der Sozio-Ökoeffizienz-Analyse werden die drei Dimensionen der Nachhaltigkeit (Ökologie, Ökonomie und Gesellschaft) abgebildet. Neben der Umweltbelastung und den Kosten können auch die sozialen Auswirkungen von Produkten, Herstellverfahren und z.B. von abfallwirtschaftlichen Fragestellungen bewertet werden. Der Aufwand beider Verfahren ist im Vergleich zu den Zusatzkenntnissen, die additiv zu den anderen beschriebenen Verfahren erzielt werden können, als sehr hoch einzustufen. Das Verfahren ist auch weniger transparent und schwer nachvollziehbar.

3 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Grundsätzlich existieren für die ganzheitliche Bewertung von Landfill Mining Projekten keine standardisierten und erprobten Bewertungsverfahren, welche direkt zur Anwendung kommen können. Da bei derartigen Projekten eine Vielzahl von Kriterien und Einflussgrößen aus unterschiedlichen Bereichen berücksichtigt werden müssen, bieten sich multikriterielle Entscheidungsverfahren für die Entscheidungsunterstützung an.

Jedes der sechs ausgewählten und auf Basis von definierten Anforderungen evaluierte Bewertungsverfahren besitzt Vor- und Nachteile, die es in weiterführenden Forschungsarbeiten genauer zu untersuchen gilt. Darauf aufbauend soll das am besten geeignete Einzelverfahren oder eine Verfahrenskombination für ein reales Landfill Mining Projekt ausgewählt, angepasst und getestet werden. Bei der Entscheidungsvorbereitung ist stets zu berücksichtigen, dass deren Ergebnisse nur so gut und genau sein können, wie die eingehenden Daten, und dass bei unpassenden und unsicheren Eingangsdaten nur ungenaue Ergebnisse zu erwarten sind.

LITERATUR

- Benz, A.; Dosch, F.; Fürst, D.; Hein, E.; Höhnberg, U.; Jacoby, C. et al. (1998): Methoden und Instrumente räumlicher Planung. Handbuch. Hannover: ARL.
- Bernhard, A.; Domenig, M.; Reisinger, H.; Walter, B.; Weissenbach, T. (2011): Deponierückbau. Wirtschaftlichkeit, Ressourcenpotenzial und Klimarelevanz. Wien (Report / Umweltbundesamt, 0378).
- Bölte, S.; Geiping, J. (2011): Siedlungsabfalldeponien - Nachsorge oder Rückbau? Fachhochschule Münster. 12. Münsteraner Abfallwirtschaftstage. Münster, 15.02.2011.
- Brunner, P. H.; Huber, R. (2001): Bewertung abfallwirtschaftlicher Massnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie (Bewend). Wien: Umweltbundesamt (Monographien / Umweltbundesamt, Bd. 149).
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2008): Deponieverordnung 2008. Deponieverordnung 2008, vom idF BGBl. II Nr. 178/2010.
- DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2012): Rückbau von deponi-

- erten Abfällen. Hennef: DWA (DWA-Themen, T6).
- Fricke, K.; Münnich, K.; Heußner, C.; Schulte, B.; Wanka, S. (2012): Landfill Mining ein Beitrag der Abfallwirtschaft für die Ressourcensicherung. In: Karl Thome` Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): Recycling und Rohstoffe, Band 5. [Nietwerder]: TK, S. 933–944.
- Geldermann, J.; Lerche, N. (2013): Leitfaden zur Anwendung von Methoden der multikriteriellen Entscheidungsunterstützung. Georg-August-Universität Göttingen. Göttingen. Online verfügbar unter www.uni-goettingen.de/de/multimedia--software/171915.html.
- Hermann, R.; Baumgartner, R. J.; Sarc, R.; Ragosnig, A.; Wolfsberger, T.; Eisenberger, M. et al. (2014): Landfill mining in Austria: Foundations for an integrated ecological and economic assessment. In: *Waste Management & Research*. DOI: 10.1177/0734242X14541168.
- Hwang, C. L.; Yoon, K. (1981): Multiple Attribute Decision Making. Methods and Applications: Springer-Verlag (Lecture notes in economics e mathematical systems, volume.186). Online verfügbar unter <http://books.google.at/books?id=VAZ8ngEACAAJ>.
- Nispel, J. (2012): Ressourcenpotenzial von Hausmülldeponien am Beispiel der Kreismülldeponie Hechingen. Gießen: Univ. (Boden und Landschaft, 59).
- Ortmann, M.; Döberl, G. (2010): Umweltökologische Bewertung von Maßnahmen an kontaminierten Standorten. Endbericht zum Arbeitspaket 7 des Projektes “Altlastenmanagement 2010” ; (Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten). Wien: Umweltbundesamt (Report / Umweltbundesamt, [N.F.] 159).
- Ortmann, M.; Frühwirth, W.; Döberl, G. (2011): Modifizierte Kosten-Wirksamkeits-Analyse in der Altlastensanierung. Handbuch zur Anwendung im Rahmen von Variantenstudien. Hg. v. Kommunalkredit Public Consulting GmbH. Wien.
- Rettenberger, G. (2012): Deponierückbau - Traum und Wirklichkeit. 16. Internationales Symposium Wasser, Abwasser, Energie, Symposium zur nachhaltigen Abfallwirtschaft. Internationales Congress Center München. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., European Water Association, International Solid Waste Association, Verband kommunaler Unternehmen Abfallwirtschaft und Stadtreinigung VKS. München, 07.05.2012.
- Rohr, T. (2004): Einsatz eines mehrkriteriellen Entscheidungsverfahrens im Naturschutzmanagement. Dissertation. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Kiel. Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät.
- Schneck, A. (2006): Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Belange der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes. In: *Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Belange der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes* 153.
- Schuh, H. (2001): Entscheidungsorientierte Umsetzung einer nachhaltigeren Entwicklung. Empirische Analyse, theoretische Fundierung und Systematisierung am Beispiel der natürlichen Ressource Wasser. Berlin: Dissertation.de (Dissertation.de, 395).
- Solomon, D. S.; Hughey, K. F.D. (2007): A proposed Multi Criteria Analysis decision support tool for international environmental policy issues: a pilot application to emissions control in the international aviation sector. In: *Environmental Science & Policy* 10 (7-8), S. 645–653. DOI: 10.1016/j.envsci.2007.06.003.
- Sustainable Remediation Forum UK (2010): A Framework for Assessing the Sustainability of Soil and Groundwater Remediation. Hg. v. Contaminated Land: Applications in Real Environments. London.
- Wolfslehner, B.; Vacik, H.; Lexer, M. J. (2005): Application of the analytic network process in multi-criteria analysis of sustainable forest management. In: *Forest Ecology and Management* 207 (1-2), S. 157–170. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.10.025.
- Zimmermann, H.-J.; Gutsche, L. (1991): Multi-Criteria-Analyse. Einführung in die Theorie der Entscheidungen bei Mehrfachzielsetzungen. Berlin [u.a.]: Springer (Heidelberger Lehrtexte. Wirtschaftswissenschaften).

Stoffliches Recycling Polyolefin-reicher Kunststofffraktionen

M. Lehner & M. Bauer
Montanuniversität Leoben, Österreich

W. Hofer
OMV Refining&Marketing, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Das stoffliche Recycling von Kunststoffen beschränkt sich derzeit auf solche Fraktionen, die herstellungsbedingt bereits sortenrein und vergleichsweise sauber anfallen. Der überwiegende Anteil an Kunststoffabfällen, insbesondere aus dem Verpackungsbereich, wird in Österreich derzeit thermisch verwertet. Um die stoffliche Recyclingquote von Kunststoffen zu erhöhen, wurde ein thermochemisches Konversionsverfahren entwickelt, das ausgehend von einer Polyolefin-reichen Kunststofffraktion petrochemische Zwischenprodukte erzeugt, die in einer konventionellen Raffinerie zu verkaufsfähigen Produkten aufgearbeitet werden. Damit kann das aufwändige Postprocessing mit bestehender Infrastruktur der Raffinerie durchgeführt werden, was den Gesamtprozess wirtschaftlich interessant werden lässt. Die Polyolefin-reiche Kunststofffraktion als Feedstock für die thermochemische Konversion wird mit einem nassen, mechanischen Aufbereitungsverfahren erzeugt, das bisher zur Aufbereitung von Kohle oder Erzen angewendet wurde. Damit gelingt es, in sehr robuster Apparatekonfiguration große Durchsatzmengen auch solcher Kunststoff-reicher Abfälle zu behandeln, die sich bisher trocken-mechanischer Aufbereitung entziehen.

1 EINLEITUNG

Der effiziente Umgang mit beschränkten Energie- und Rohstoffressourcen räumt der stofflichen Verwertung von Abfällen in modernen Abfallwirtschaften einen hohen Stellenwert ein. Mit der Umsetzung der EU-Abfallrahmenrichtlinie in Österreich im Jahr 2011 (AWG-Novelle 2010), die gemäß ihres hierarchischen Aufbaus die stoffliche Verwertung von Abfällen klar vor der energetischen Nutzung und der Deponierung sieht, ist der zukünftige Weg der Abfallwirtschaft hin zu einer effizienten Energie- und Ressourcenwirtschaft vorgezeichnet.

Auch in Ländern wie Österreich, die über hoch entwickelte und funktionierende abfallwirtschaftliche Systeme verfügen, in denen eine direkte Deponierung von Kunststoffabfällen verboten ist, ist insbesondere bei der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen noch großes Potenzial vorhanden. Derzeit werden allein im Verpackungsbereich rund 2/3 der eingesetzten Kunststoffe, beispielsweise als Ersatzbrennstoffe, verbrannt und nur 1/3 stofflich verwertet. Im Sinne einer verbesserten Ressourceneffizienz ist eine stoffliche Verwertung dieser Abfälle vorzuziehen, die jedoch meist daran scheitert, dass die Abfälle nicht sortenrein und für ein werkstoffliches Recycling auch nicht sauber genug anfallen. Darüber hinaus setzt eine erfolgreiche Implementierung stofflicher Recyclingverfahren für Kunststoffe auch die Anrechenbarkeit des Feedstockrecyclings für die Quote der stofflichen Verwertung voraus, was derzeit nicht ohne weiteres vorausgesetzt werden kann.

Die Entwicklung und industrielle Implementierung von stofflichen Verwertungsverfahren wird dagegen wegen der hohen Preise primärer Rohstoffe zunehmend wirtschaftlich attraktiv. Für Kunststoffabfälle kommen als Verwertungsverfahren thermische oder thermochemische Prozesse in Frage, wie beispielsweise die Pyrolyse oder thermisches bzw. katalytisches Cracken. Voraussetzung für einen stabilen Betrieb und die Erzeugung nutzbarer Produkte (petrochemische Intermediates) ist aber bei allen diesen Verfahren ein möglichst homogener, störstoffarmer Aufgabestrom, der aber im Gegensatz zum werkstofflichen Recycling weder sortenrein noch störstofffrei sein muss.

In der Abfallwirtschaft haben sich in den letzten Jahren trockene, mechanische Aufbereitungs-

verfahren etabliert, mit denen es gelingt, aus Haushalts- sowie gewerblichen Abfällen bestimmte Wertstoffströme, z.B. Fe- und NE-Metalle oder hochkalorische Fraktionen, auszuschleusen. Mit diesen Verfahren lassen sich aber Produkte, die für ein (werk-)stoffliches Recycling geeignet sind, nur dann erzeugen, wenn die Materialien (Abfälle) schon entsprechend sortenrein und sauber anfallen. Die Verfügbarkeit derartig gearteter Inputmaterialien ist aber vergleichsweise gering.

Als alternative Aufbereitungsverfahren für kunststoffreiche Abfälle bieten sich nasse mechanische Prozesse an, die bisher im Bereich der Kohle- und Erzaufbereitung eingesetzt werden. Das Trennprinzip beruht auf einer Dichtescheidung in einem strömungsinduzierten Zentrifugalfeld. Diese Apparate zeichnen sich durch eine sehr robuste Bauart und hohen Durchsatzmengen aus. Darüber hinaus gestattet die nasse Aufbereitung auch die Behandlung solcher kunststoffreicher Abfallströme, bei denen trockene Verfahren ungeeignet sind, wie z.B. den Rejects aus der Papierindustrie. Auf diese Weise gelingt es, die Basis potentiell verwertbarer sekundärer Rohstoffe für thermische oder thermochemische Verwertungsverfahren zu verbreitern.

2 VERFAHRENSGRUNDLAGEN

In Abb. 1 ist die gesamte Verfahrenskette des Verwertungsprozesses für kunststoffreiche Abfallfraktionen dargestellt, die zum Ziel hat, Polyolefin-reiche Kunststofffraktionen in einer mechanischen Aufbereitung zu erzeugen, die dann nachfolgend in einer thermochemischen Behandlungsstufe zu petrochemischen Zwischenprodukten weiterverarbeitet werden. Je nach Ausgangsmaterial ist eine trockenmechanische Vorbehandlung nach dem Stand der Technik optional notwendig, die neben der notwendigen Zerkleinerung der Aufgabe zusätzlich die Ausschleusung von Stör- und Wertstoffen (z.B. Fe- oder NE-Metalle) ermöglicht. In der nassen mechanischen Aufbereitungsstufe werden dann im Wesentlichen eine Leicht- und eine Schwerfraktion nach dem Prinzip der Dichtescheidung erzeugt. Die Leichtfraktion soll überwiegend aus den gewünschten Polyolefinen bestehen, die dann einer thermischen Konversionsanlage zugeführt wird. Die petrochemischen Zwischenprodukte aus dem thermochemischen Konversionsprozess werden dann einer herkömmlichen Raffinerie zur Erzeugung von marktgerechten Produkten zugeführt. Durch die Nutzung bestehender Infrastruktur einer Raffinerie ist eine verbesserte Wirtschaftlichkeit der Prozesskette gegenüber dezentralen Lösungen möglich.

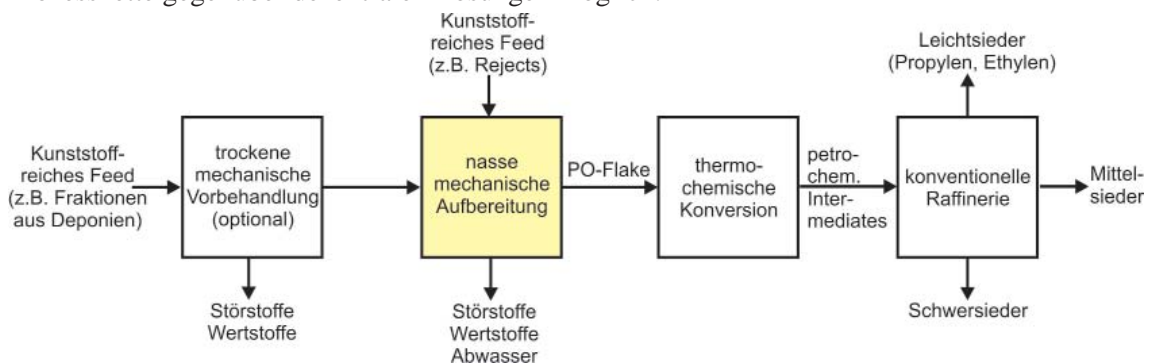


Abb. 1: Verfahrenskette zum stofflichen Recycling Polyolefin-reicher Kunststofffraktionen.

Der nasse mechanische Aufbereitungsprozess besteht im Wesentlichen aus einem oder mehreren speziellen Zentrifugalscheidern, die durch geeignete Verschaltung miteinander und durch weitere trockene und nasse mechanische Aufbereitungsstufen in der Lage sind, sehr unterschiedlich zusammengesetzte Aufgabeströme zur gewünschten Polyolefin-reichen Fraktion aufzubereiten. Damit können auch solche Abfallströme einer Verwertung zugeführt werden, die mit den bisherigen Methoden nach dem Stand der Technik nicht behandelt werden können, da sie bereits nass vorliegen (z.B. Rejects aus der Papierindustrie) oder insgesamt so inhomogen (z.B. Fraktionen aus ausgewählten Deponien im Zuge eines Landfill-Minings, Shredderleichtfraktion aus der Altautoaufbereitung) sind, dass eine ausschließlich trockene mechanische Behandlung nicht ausreichend ist. Die Erschließung solcher, bisher nicht behandelter sekundärer Rohstoffquellen erweitert die Rohstoffbasis für den thermochemischen Konversionsprozess erheblich und vermeidet so eine Konkurrenzsituation mit bisherigen Verwertungsrouten in der Abfallwirtschaft. Die

nasse Behandlung stellt für den thermochemischen Konversionsprozess im Umfeld einer Raffinerie kein Problem dar, da dort sowohl ausreichend Niedertemperaturwärme für die Trocknung als auch eine industrielle Abwasserbehandlung vorhanden sind. Darüber hinaus ist ein gewisser Wasseranteil im thermochemischen Konversionsprozess als auch in der Raffinerie selbst völlig unschädlich, da nicht zuletzt auch der üblicherweise verarbeitete primäre Rohstoff, das Rohöl, Wasser enthält und entsprechende Behandlungsschritte in einer Raffinerie vorgesehen sind.

2.1 Nasse mechanische Aufbereitung

Ein Vertreter der nassen Dichtesortierung aus dem Bereich der Kohleaufbereitung, die in vielerlei Hinsicht der Altkunststoffaufbereitung sehr ähnlich ist, ist der Zentrifugalscheider (engl. DMS dense media separator), Abb. 2. Dieser ist aufgrund seines Funktionsprinzips, der Trennung von Partikeln nach deren Dichte in Bezug zur Dichte des Trennmediums (z.B. Wasser, Solen, Suspensionen) im Zentrifugalfeld, eng mit der Zyklontechnik verwandt. Aus der Literatur (Ferrara 2000, Gent 2009, Gent 2011a, Gent 2011b, McCulloch 1998) und eigenen Arbeiten geht hervor, dass sich Zentrifugalscheider für die Sortierung von kunststoffhaltigen Abfallfraktionen gut eignen.

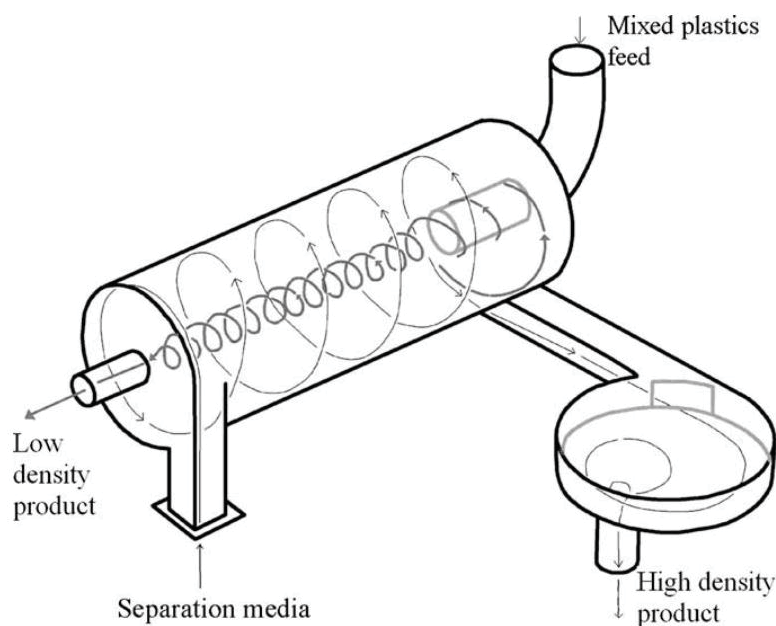


Abb. 2: Zentrifugalscheider (Gent 2009).

Dokumentiert wird dies in den oben genannten Literaturstellen durch hohe Werte für Reinheit und Ausbringung > 90 %. Darüber hinaus hervorzuheben ist:

- Einfacher robuster Apparat entwickelt für die Aufbereitung von Primärrohstoffen, somit auch einsetzbar für stark störstoffhaltige, abrasive Inputmaterialien (Fraktionen aus dem Deponierückbau).
- Simple Trennprinzip: Schwimm-Sink-Verfahren im Zentrifugalfeld, wodurch bekannte Einflüsse auf die Sortiereffizienz ähnlicher Verfahren, etwa die Korngröße und -form und anhaftende Luftblasen, sowie die Separationszeit bzw. der erforderlicher Flächenbedarf, minimiert werden können.
- Einfache aber breite Variationsmöglichkeiten der Betriebsparameter, Konfigurationen und Verschaltungen (mehrere Stufen) mit überschaubarem Aufwand und hohem Optimierungspotenzial.
- Hohe Durchsätze bei kompakter Bauweise (Economy of scale).
- Die Aufgabe des zu sortierenden Materials erfolgt im Vergleich zu Zyklonen über einen zentral angebrachten Trichter direkt in den Vortex – Suspension muss nicht durch den Pumpenkreislauf.

Im Vergleich mit der etablierten sensorgestützten Sortiertechnik im NIR-Bereich hebt sich der Zentrifugalscheider durch die problemlose Sortierbarkeit von dunklen und flächigen, auch folienartigen Materialien ab. Eigene, noch nicht publizierte Untersuchungen der Trennleistung von NIR- Systemen an einer kommerziellen Großanlage haben gezeigt, dass hier durchaus Schwierigkeiten bei der Erkennung und dem Auswurf der 2D-Fraktion durch hohe Bandbeladung und in Folge Überdeckung bzw. geänderten Flugverhalten der leichten Folien bestehen und die Sortiergüte darunter leidet. Dies wird auch durch andere Versuchsergebnisse untermauert (Kreindl 2010). Das einfache und robuste Sortierprinzip des Zentrifugalscheiders lässt indessen eine höhere Sortiergüte und effizientere sowie wirtschaftlichere Rückgewinnung des Wertstoffes „Kunststoff“ im kommerziellen Maßstab für unterschiedlichste Inputmaterialien zu.

2.2 Thermochemische Konversion

Bei der technischen Umsetzung von thermochemischen Kunststoffrecyclingprozessen leiten sich die Hauptanforderungen von den Materialeigenschaften der Einsatzstoffe ab: Kunststoffschmelzen weisen hohe Viskositäten und eine geringe Wärmeleitfähigkeit auf. Es entstehen durch die auftretenden, hohen Temperaturgradienten inhomogene Produktqualitäten sowie Verkokung an beheizten Oberflächen. Darüber hinaus wirken schwankende Aufgabegutzusammensetzungen erschwerend auf die Prozessführung.

Eine große Anzahl von Prozesskonzepten wurden in den letzten Jahrzehnten entwickelt, um dieser problematischen Ausgangslage gerecht zu werden. Eine Reihe von Publikationen beschreiben den Stand der Technik für Depolymerisationsverfahren von Kunststoffen (Scheirs 2006, Tukker 1999, Tukker 2002, United Nations Environment Programme 2009).

Um einen Überblick über die etablierten Verfahren zu erhalten, kann man sie einteilen nach den Prozessparametern und dem Reaktordesign. Die Reaktionsatmosphäre erlaubt eine erste Einteilung in Hydrierung und Cracken unter Wasserstoffatmosphäre, Vergasung mit Sauerstoff oder Wasserdampf unter kontrollierten, substöchiometrischen Bedingungen, sowie Pyrolyse unter inerten Atmosphären. Letztere werden bei unterschiedlichen Temperaturniveaus betrieben: Niedertemperaturpyrolyse unter 400 °C, Mitteltemperaturpyrolyse zwischen 400 °C und 600 °C, Hochtemperaturpyrolyse über 600 °C (Scheirs 2006, S.8). Die Pyrolyseprozesse können darüber hinaus in katalytische und nicht-katalytische Konzepte unterteilt werden. Durch den Einsatz von Katalysatoren können verbesserte Produktqualitäten bei niedrigeren Prozesstemperaturen erreicht werden. Jedoch ist der Einsatz von Katalysatoren zur Depolymerisation von Kunststoffabfällen nicht unproblematisch, insbesondere wegen der relativ hohen Kosten aufgrund schneller Katalysatordeaktivierung.

Thermochemische Kunststoffrecyclingprozesse können auch hinsichtlich des verwendeten Reaktordesigns kategorisiert werden in reaktive Extruder, Drehrohre, Wirbelschichten, Rührkessel sowie Rohrreaktoren. Nur solche Prozesskonzepte, die sich durch einfache Skalierbarkeit und kontrollierbare Prozessfahrweise auszeichnen, sind für einen wirtschaftlichen Betrieb geeignet. In Tab. 1 sind verschiedene Reaktorkonzepte hinsichtlich wichtiger Kriterien verglichen.

Tab. 1: Parameter zur Evaluierung von Reaktorkonzepten.

Technologie	Skalierbarkeit	Betrieb	Produkt Qualität	CAPEX*	OPEX**
Reaktive Extruder	begrenzt	gut	gut	hoch	hoch
Drehrohr	gut	mittel	schlecht	hoch	mittel
Wirbelschicht	gut	gut	gut	hoch	hoch
Rührkessel	begrenzt	schlecht	schlecht	niedrig	niedrig
Rohrreaktor	gut	gut	gut	niedrig	niedrig

* capital expenditure (Investitionsausgaben)

** operational expenditure (Betriebskosten)

Aus Tab. 1 wird ersichtlich, dass insbesondere Rohrreaktoren die Anforderungen gut erfüllen. Rohrreaktoren erlauben variable und entsprechend große Wärmeübertragungsflächen im Verhältnis zum Reaktorvolumen, wobei Temperaturunterschiede durch die Verwendung dünner Rohre minimiert werden können. Durch die Einstellung der Reaktorlänge kann die Aufheizung optimal gestaltet werden. Die annähernd ideale Pfropfenströmung im Rohrreaktor führt zu engen Verweilzeitverteilungen, und in der Folge zu gleichmäßigen Produktqualitäten. Darüber hinaus sind Rohrreaktoren durch die Anordnung vieler, paralleler Rohre leicht skalierbar.

Rohrreaktoren eignen sich jedoch nur für fluide Phasen, daher können Kunststoffschmelzen wegen ihrer hohen Viskosität nicht direkt verwendet werden. Eine Möglichkeit besteht in der Vermischung der Kunststoffschmelzen mit Lösemitteln oder den Crackprodukten selbst. Dabei kommt der homogenen Vermischung der Schmelze mit der Trägerflüssigkeit eine große Bedeutung zu, da es sonst zum Anhaften und Verkoken der Kunststoffschmelze in den Zuleitungen zum Rohrreaktor kommen kann. Ebenso müssen die Förderpumpen an die Gegebenheiten, hohe Temperaturen, relativ hohe Viskosität und abrasive Partikel, angepasst sein.

Basierend auf diesen grundsätzlichen Überlegungen wurde ein thermochemischer Konversionsprozess entwickelt und als Pilotanlage mit einem Durchsatz von bis zu 5 kg/h Kunststoff errichtet. Abb. 3 zeigt ein vereinfachtes Verfahrensschema der Pilotanlage, die aus folgenden Hauptkomponenten besteht: Dosierung des Kunststoffes über einen beheizten Extruder, Vorlagebehälter für das Lösemittel, den eigentlichen Crackreaktor, die Produktabtrennung im Flashbehälter sowie in einer nachgeschalteten Strippkolonne (Distillation Column), Rezirkulationspumpe sowie Ausschleusung von Rückständen des Crackingprozesses (purge). Die Anlagenschaltung erlaubt eine Entkoppelung der Reaktortemperatur und der Temperatur im Stripper. Durch Einstellung niedrigen Druckes in der Strippkolonne kann ein Nachcracken außerhalb des Reaktors vermieden werden. Auf der anderen Seite kann der Druck im Rohrreaktor höher eingestellt werden, um Dampfbildung aus dem Lösemittel und der gecrackten Kunststoffschmelze zu vermeiden, die sowohl die Wärmeübertragung verschlechtern, als auch die Koksbildung beschleunigen würde.

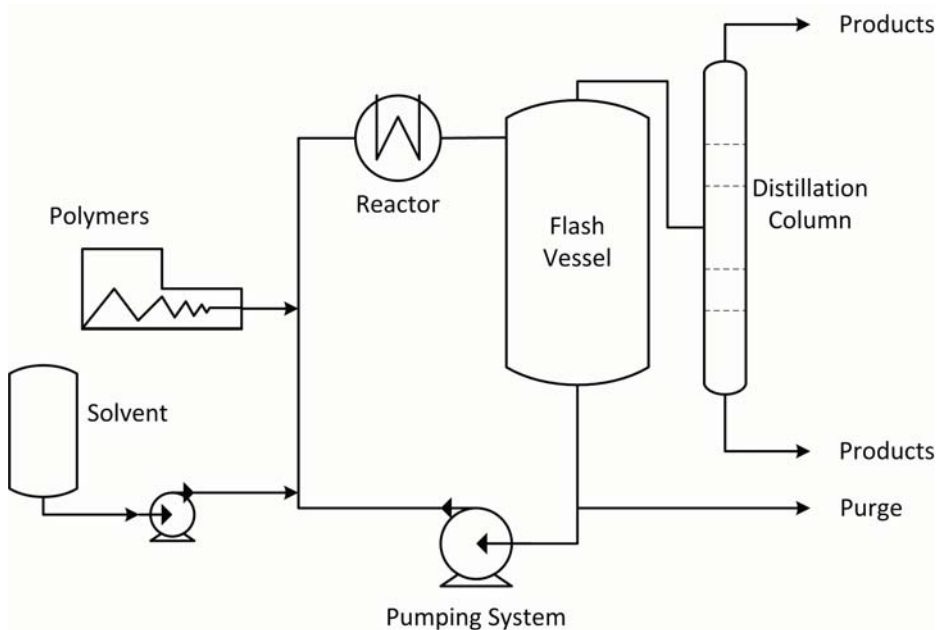


Abb. 3: Vereinfachtes Verfahrensfliessbild der lösemittelbasierten, thermochemischen Konversion (Lederer 2013).

In ersten Versuchsserien wurden reine Kunststoffgranulate verwendet, insbesondere um die Bilanzierung der Stoffströme zu vereinfachen. Es wurde reines Polypropylengranulat zum Lösemittel dosiert, und die Ausbeute an verschiedenen Siedeschnitten im Vergleich zu einem Betrieb mit reinem Lösemittel ohne Kunststoffzugabe ermittelt. Der Anteil an Leichtsiedern verteilt sich dabei auf den Naphtaschnitt ($< 175\text{ }^{\circ}\text{C}$), den Kerosinschnitt ($175\text{-}225\text{ }^{\circ}\text{C}$) und den Gasoil-Schnitt ($225\text{-}350\text{ }^{\circ}\text{C}$). Darüber hinaus weisen der Naphta-, Kerosin- und Gasoil-Schnitt einen geringeren Gehalt an Aromaten auf. Eine detaillierte Analyse des Naphta-Schnittes zeigt Abb. 4, die einen erhöhten Anteil an linearen Kohlenwasserstoffen aufweist, eine hinsichtlich der Verwendung im Steam Cracker verbesserte Produktqualität. Die prinzipielle Funktionstüchtigkeit des Anlagenkonzeptes konnte so bereits nachgewiesen werden.

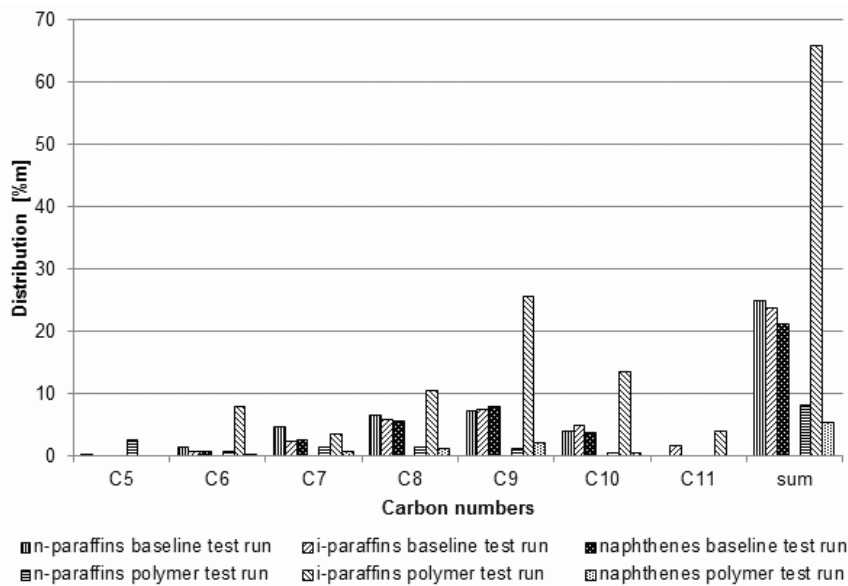


Abb. 4: Vergleich der Produktausbeute mit (polymer test run) und ohne (baseline test run) Kunststoffdosierung.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Die stoffliche Recyclingquote von kunststoffreichen Abfällen lässt sich mittels der vorgestellten Kombination eines nassen mechanische Aufbereitungsverfahrens und einer lösemittelbasierten thermochemischen Konversion signifikant erhöhen. Die Einbindung der thermochemischen Konversion in eine konventionelle Raffinerie ermöglicht die Nutzung vorhandener Infrastruktur und in Folge die wirtschaftliche Darstellbarkeit des Gesamtprozesses.

LITERATUR

- Ferrara, G., Bevilacqua, P., Lorenzi, L. de & Zanin, M. (2000) The influence of particle shape on the dynamic dense medium separation of plastics. In: *International Journal of Mineral Processing* 59 (3), S. 225–235. DOI: 10.1016/S0301-7516(99)00078-2.
- Gent, M.R. et. al. (2009): Cylinder cyclone (LARCOCODEMS) density media separation of plastic wastes. In: *Waste Management* 29 (6), S. 1819–1827. DOI: 10.1016/j.wasman.2008.12.026.
- Gent, M.R. et. al. (2011a): Optimization of the recovery of plastics for recycling by density media separation cyclones. In: *Resources, Conservation and Recycling* 55 (4), S. 472–482. DOI: 10.1016/j.resconrec.2010.12.010.
- Gent, M.R. et. al. (2011b) DMS cyclone separation processes for optimization of plastic wastes recycling and their implications. In: *Waste Management & Research* 29 (6), S. 644–655. DOI: 10.1177/0734242X10385178.
- Kreindl, G. (2010) Herausforderungen der NIR-Sortierung von gemischten Abfällen aus Industrie und Gewerbe. - in: *DepoTech 2010*. Leoben am: 03.11.2010 (Vortrag).
- Lederer, C. (2013) Solvent based depolymerisation of polyolefins. Dissertation, Montanuniversität Leoben.
- McCulloch, J. & Hölter, H. (1998) Verfahren und Vorrichtung zum Trennen von Mineralien. Patentschrift DE19847229A1. Anmeldedatum: 14.10.1998.
- Scheirs, J. & Kaminsky, W. (2006) *Feedstock Recycling and Pyrolysis of Waste Plastics: Converting Waste Plastics into Diesel and Other Fuels*. West Sussex : John Wiley & Sons Ltd., ISBN 978-0-470-02152-1.
- Tukker, A. et al. (1999) *Chemical Recycling of Plastics Waste (PVC and other resins)*. Delft : TNO Institute of Strategy, Technology and Policy.
- Tukker, A. (2002) *Plastics Waste- Feedstock Recycling, Chemical Recycling and Incineration*. Telford : Rapra Technology Limited, ISBN 1-85957-331-2.
- United Nations Environment Programme (2009) *Converting Waste Plastics into a Resource*. Compendium of Technologies. [Cited: September 26, 2011.] http://www.unep.or.jp/ietc/Publications/spc/WastePlasticsEST_Compndium.pdf.

Waste2Go – Innovatives Müll-Recycling zur Generierung von Chemikalien

F. Gehring, M. Illner, C.P. Brandstetter & S. Albrecht

Fraunhofer Institut für Bauphysik, Abteilung Ganzheitliche Bilanzierung, Stuttgart, Deutschland

J. Kearney

Center for Process Innovation Limited, Wilton, United Kingdom

KURZFASSUNG: Derzeit werden in Europa (EU28) jedes Jahr rund 220 Millionen Tonnen Siedlungsabfall in privaten Haushalten erzeugt. Pro Bürger sind dies 1,2 Kilogramm am Tag. Zusammen mit der Industrie beläuft sich das jährliche Müllaufkommen insgesamt auf ca. 2,5 Milliarden Tonnen. Knapp 300 Millionen Tonnen davon sind Restmüll (Eurostat 2010). Aufgrund sehr heterogener Zusammensetzung und verschiedener länderspezifischer Gegebenheiten wird europäischer Siedlungsabfall heutzutage verbrannt, mechanisch-biologisch behandelt oder deponiert. Siedlungsabfall enthält jedoch wertvolle Ressourcen, deren ökologisches und ökonomisches Potential nicht ungenutzt bleiben sollte. Mithilfe des Projekts Waste2Go soll dessen Behandlung revolutioniert werden. Um die Nachhaltigkeit im Vergleich zu den konventionellen Technologien sicherzustellen wird der Waste2Go-Ansatz projektbegleitend mittels einer Ökobilanz (engl. Life Cycle Assessment, LCA) bewertet und verglichen.

1 EINLEITUNG

Jährlich fallen über 180 Millionen Tonnen Siedlungsabfall (engl. Municipal Solid Waste, MSW) in den 27 EU Staaten an. Das entspricht der Masse von über einem Kilo pro Einwohner und Tag (UNDESA 2010). Bei MSW handelt es sich um den gesamten kommunalen Abfall, der im Haushalt und bei gewerblichen Unternehmen anfällt (UNEP 2010). Der Abfall- und Recyclingsektor wird dominiert von Kleinen und Mittelständischen Unternehmen (KMU) die dort zwar nur einen prozentual kleinen Anteil an Leistung in Bezug auf den gesamten Umsatz des Sektor erbringen, aber mit 2,4% p.a. (2000-2007) (Eurostat 2009) immer noch eine starke Wachstumsrate und ein großes Potential aufweisen. Der europäische Chemiesektor ist mit 526 Billionen€ Gesamtumsatz und mehr als 1,15 Millionen Beschäftigten der größte weltweit. Zusätzlich zu den bewährten multinationalen Konzernen beinhaltet der Sektor auch mehr als 36.000 KMUs, die 28% der EU Chemieprodukte produzieren (European Commission 2009). Nicht nur die Europäische Kommission, sondern auch die Industrie hat erkannt, dass im Sinne des Nachhaltigkeitsgedanken und der Versorgungssicherheit, erneuerbare Ressourcen eine immer wichtigere Rolle spielen werden. 2008 wurden bereits 8% erneuerbare Rohstoffe in der EU25-Chemieindustrie eingesetzt (6,4 Millionen Tonnen) (European Commission 2007). Die Gewinnung von chemischen Rohstoffen aus der biologischen Fraktion des MSW (über 100 Millionen Tonnen pro Jahr) kann dabei eine konfliktfreie Lösung zur Lebensmittelproduktion als auch eine ressourcenschonende und souveräne Chance im Abfallmanagement und der Kreislaufwirtschaft darstellen.

Im Vordergrund des Waste2Go Projekts steht dabei die Entwicklung einer enzymbasierten Technologie, um einen nachhaltigen, nicht fossilbasierten Ersatzrohstoff aus der biologischen MSW-Fraktion für die Chemieindustrie zu produzieren.

2 ÖKOBILANZ (ENGL. LIFE CYCLE ASSESSMENT, LCA)

Die Aspekte der Nachhaltigkeit gewinnen in unserer Gesellschaft immer mehr an Bedeutung. Eine Methode zur Erfassung verschiedener Umwelteinflüsse von Waren, Dienstleistungen und Prozessen ist die Ökobilanz, eine wissenschaftliche Methode, die durch internationale Normen (ISO 14040 und 14044) standardisiert ist. (DIN EN ISO 14040 2009, DIN EN ISO 14044 2006).

Ökobilanzen zeigen vorhandene Verbesserungsmöglichkeiten bzw. ungewollt auftretende Problemverschiebungen in Bezug auf die Umwelteigenschaften von Produkten in verschiedenen Lebenswegabschnitten auf. Sie dienen u.a. als Entscheidungshilfe in Industrie sowie Regierungs- und Nichtregierungsorganisationen und als Marketingmittel.

Eine Ökobilanz umfasst, wie in Abbildung 1 dargestellt, vier iterative Phasen: Festlegung des Ziel und des Untersuchungsrahmens, gefolgt von der Sachbilanz, der Wirkungsabschätzung und der Auswertung der Ergebnisse (DIN EN ISO 14040 2009).

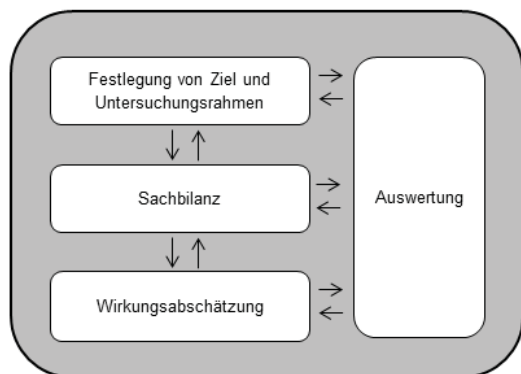


Abb. 1: Die vier iterativen Phasen einer Ökobilanz nach (DIN EN ISO 14040 2009).

Die Basis jeder Ökobilanz ist ein eindeutig festgelegtes und auf die beabsichtigte Anwendung abgestimmtes Ziel und ein entsprechender Untersuchungsrahmen. Der Untersuchungsrahmen kann aufgrund des iterativen Vorgehens bei der Ökobilanz während der Studie angepasst und konkretisiert werden. Ohne die klare, eindeutige und präzise Festlegung dieses Rahmens verliert die Ökobilanz jeglichen Anspruch auf einen normgerechten Charakter (Klöpffer 2009) sowie Aussagekraft bzgl. Produktvergleiche.

Die Datensammlung sowie die Quantifizierung der In- und Output Ströme (Massen- und Energieströme) des betrachteten Systems werden unter dem Begriff der Sachbilanz zusammengefasst. Diese Daten stellen die Grundlage zur Erfassung der Umweltlasten des in der Ökobilanz untersuchten Produkts bzw. Produktsystems dar.

Die nachfolgende Wirkungsabschätzung dient der Ermittlung der potenziellen Auswirkungen des untersuchten Produkts bzw. Produktsystems auf die Umwelt. Es werden Wirkungskategorien und -indikatoren ausgewählt, die die Umweltwirkung des Untersuchungsobjekts in geeigneter Weise quantifizieren können. Weithin anerkannte und häufig gewählte Wirkungskategorien sind u.a. das Treibhauspotential, das Versauerungspotential und das Eutrophierungspotential.

Die in der Zielfestlegung zu Beginn der Ökobilanz definierten Fragen werden in der Interpretation im Idealfall beantwortet. Um dies zu ermöglichen werden die Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung gemeinsam betrachtet. Die Umweltbelastungen durch den produktbezogenen Gesamtprozess und ihre Auswirkungen werden zusammenfassend bewertet, wodurch eine ökologische Optimierung möglich wird. Optimierungsmöglichkeiten werden in Form von Schlussfolgerungen und Empfehlungen dargelegt (DIN EN ISO 14040 2009).

3 DIE WASTE2GO METHODE

Die Waste2Go Methode zielt auf das Recycling ausgewählter Fraktionen des Siedlungsabfalls ab. Das Projekt wird von der Europäischen Union (EU) im Zuge des 7. EU-Rahmenprogramms (FP7) gefördert. In Waste2Go wird ein innovatives Verfahren entwickelt, mit dessen Hilfe aus dem biologischen Anteil des Restmülls Chemikalien bzw. Vorstufen dafür gewonnen werden; die übrig bleibende Fraktion wird anschließend der konventionellen Müllbehandlung, wie z.B. der Verbrennung, zugeführt. Der Wert der generierten Chemikalien soll so hoch sein, dass sich die klassischen Methoden der Müllbehandlung sowie die klassische Chemikalienherstellung im Vergleich zum Waste2Go-Verfahren weder aus ökologischen noch aus ökonomischen Gründen lohnen. Der Fokus liegt dabei auf Tensiden und Chemikalien, die beispielsweise in der Körperpflege Anwendung finden könnten. In Abbildung 2 wird das Waste2Go Verfahren grafisch darge-

tellt. Ein detaillierteres Flussdiagramm mit den Massen- und Energieströmen finden Sie auf der Waste2Go Homepage (www.waste2go.eu).

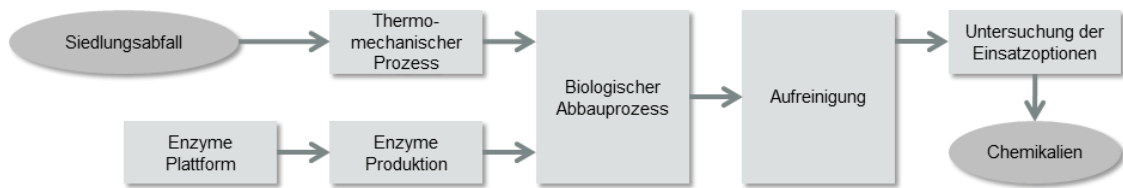


Abb. 2: Verfahrensschema Waste2Go.

Im ersten Schritt des kaskadenförmigen Recycling-Ansatzes, des thermo-mechanischen Prozesses, wird der komplette Siedlungsabfall mit Hilfe eines Rotoclavens in einem definierten Temperatur-Druck-Zeit-Verlauf behandelt. Dieser Schritt gewährleistet die Hygienisierung des Abfalls und macht die biologische Fraktion zugänglicher für den folgenden enzymatischen Abbau. Nicht-biologische Fraktionen des Restmülls werden bei Bedarf vor dem enzymatischen Abbauschritt mit klassischen Sortierungsmethoden abgetrennt, wenn dadurch die Enzyme hemmende Substanzen entfernt werden oder die Wirtschaftlichkeit des biologischen Abbaus signifikant verbessert wird. Der Enzymcocktail für diesen komplexen Abbauprozess wird im Projekt speziell für das heterogene biologische Ausgangsmaterial entwickelt und soll eine hohe Abbaurate mit maximaler Ausbeute an Produkten, wie z.B. verschiedene Oligomere von Cellulose oder anderen biologischen Makromolekülen mit bestimmten funktionellen Gruppen, aufweisen. Diese Enzymmischung soll innerhalb der Projektlaufzeit von einem eigens hierfür entwickelten Produktionsverfahren in industriellem Maßstab produziert werden. Auch die Verfahrenstechnik sowie die entsprechenden Prozessparameter für den enzymatischen Abbau der biologischen Fraktion des thermo-mechanisch behandelten Siedlungsabfalls soll dahingehend optimiert werden, dass eine maximale Ausbeute an den Zielsubstanzen erreicht wird. Für die Aufreinigung und Trennung der enzymatisch gewonnenen Monomere und Oligomere werden verschiedene Möglichkeiten untersucht. Eine neuartige Trenntechnik, die für die Aufreinigung in Betracht gezogen wird, basiert dabei auf superkritischem Wasser, mit dessen Hilfe die Zielsubstanzen voneinander und darüber hinaus auch von Verunreinigungen getrennt werden können. Die Art und die Qualität der erzielten Produkte werden im vierten und letzten Schritt des Recycling-Verfahrens ermittelt und diverse Einsatzoptionen als Chemikalien untersucht und bewertet. Parallel wird das Nachhaltigkeitspotential des innovativen Ansatzes ermittelt, das nachfolgend vorgestellt wird.

4 NACHHALTIGKEITSPOTENTIAL

Zur Bestimmung des Nachhaltigkeitspotentials müssen die Auswirkungen von Waste2Go an sich und im Vergleich zum Stand der Technik der Abfallbehandlung sowie mit der Chemikalienherstellung bestimmt werden. Ökobilanzen sind ein normiertes und international anerkanntes Verfahren hierfür. Abbildung 3 zeigt beispielhaft eine mögliche Dar- und Gegenüberstellung frei erfundener Ergebnisse, da die momentane Datenlage keine präzisere Ergebnispräsentation zulässt. Die „Ergebnisse“ sind normiert auf das Waste2Go Verfahren, sodass dies im betrachteten Beispiel 100% entspricht. Dieser Benchmark ermöglicht einen Vergleich mit den anderen Verfahren.

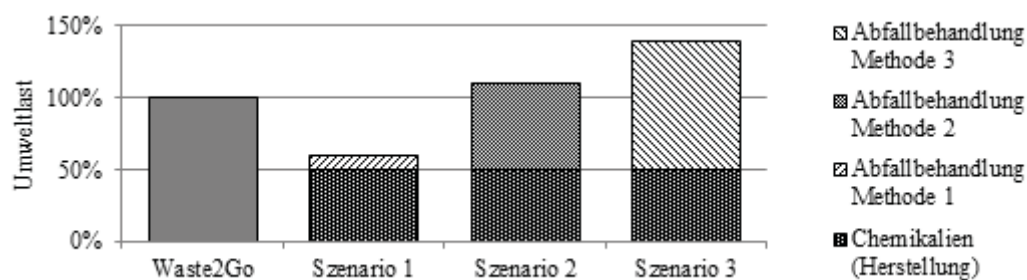


Abb. 3: Exemplarische Ergebnisse der ökologischen Analyse.

Die Waste2Go Säule beschreibt die Umweltauswirkung der Prozessschritte, die von der Behandlung der betrachteten Abfallfraktion bis hin zu den einsatzbereiten Chemikalien anfallen. Verglichen werden diese mit den Szenarien 1 bis 3, die sich aus der Summe der Säulen der gängigen Abfallbehandlung und der Chemikalienherstellung zusammensetzen. Aus der Grafik lässt sich ableiten, dass die Behandlungsmethode in Szenario 1 die geringsten Umweltlasten erzeugt, der Waste2Go Ansatz liegt allerdings noch vor den Szenarien 2 und 3.

Aus dem Vergleich werden Empfehlungen hinsichtlich Ökologie und Ressourceneffizienz im Abfallbehandlungssektor abgeleitet, die als Entscheidungshilfen zum zukünftigen Umgang mit Restmüll herangezogen werden können. Das neuartige Recycling-Verfahren wird zudem mittels ökonomischer und sozialer Nachhaltigkeitsanalysen untersucht. Ökologisch lohnt sich Recycling dann, wenn das zu substituierende Primärgut einen höheren Impact als die innovative Recyclingroute hat. Voraussetzung ist hierfür allerdings die identische Qualität des Recyclinggutes.

5 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Auch in der Abfallbehandlung ist es unumgänglich ökologisch, ökonomisch sowie sozial nachhaltige Prozesse umzusetzen. Insbesondere die Auswirkungen neuer Technologien und Verfahren, die in den zukünftigen Markt einfließen, sind hierbei von besonderer Bedeutung. Bei Waste2Go werden neben der LCC-Betrachtung vornehmlich die Umweltwirkungen des innovativen Verfahrens projektbegleitend quantifiziert. Dieses Vorgehen erlaubt eine frühzeitige Identifikation signifikanter Prozesse und Materialien, um diese möglichst während der Entwicklung anzupassen oder durch andere zu ersetzen. So können auch Problemverlagerungen innerhalb verschiedener Aspekte der Nachhaltigkeit erkannt und umgangen werden. Zukünftig könnte aufgrund dieser eingehenden Untersuchung und holistischen Betrachtungsweise durch die Verwendung einer genormten sowie anerkannten (LCA-) Methodik eine ganzheitlich nachhaltige Entscheidung getroffen werden, wie mit dem Wertstoffpotential von sogenannten Reststoffen umzugehen ist. Ob es sich lohnt aufwändig herzustellenden Materialien zu recyceln, zeigt der Umstand, falls die Emissionen der Bereitstellung des zu substituierenden Primärmaterials über denen des innovativen Recyclingansatzes liegen.

LITERATUR

- DIN EN ISO 14040 (2009) Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen. *Deutsche Fassung EN ISO 14040:2009-11.*
- DIN EN ISO 14044 (2006) Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen. *Deutsche Fassung EN ISO 14044:2006-10.*
- European Commission (2007) A lead market initiative for EU, explanatory paper on approach, methodology and rationale, *Annex II EC COM (2007) 1730.*
- European Parliament (2009) Fact Sheets on the European Union ISBN 978-92-823-2469-1. Luxembourg, Belgium: Office for Official Publications of the European Communities.
- Eurostat (2009) European business facts and figures ISBN 978-92-79-12407-5. Luxembourg, Belgium: Office for Official Publications of the European Communities.
- Eurostat (2010) „Abfallaufkommen aus Haushalten nach Jahr und Abfallkategorie“ sowie „Abfallaufkommen nach Abfallkategorie“, unter <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/eurostat/home/> (abgerufen am 26.06.2014).
- Klöpffer, W. & Grahl B. (2009) Ökobilanz (LCA) Ein Leitfadens für Ausbildung und Beruf. Weinheim, Germany: Wiley VCH Verlag GmbH.
- UNDESA United Nations Department of Economics and Social Affairs (2010) Waste Management. In: *Trends in Sustainable Development - Chemicals, Mining, Transport, Waste Management 2010-2011*, unter: www.un.org/esa/dsd/resources/res_pdfs/publications/trends/trends_Chemicals_mining_transport_waste/ch4_waste_mmanagemen.pdf (abgerufen am 26.06.2014).
- UNEP United Nations Environment Programme (2010) Waste and Climate Change: Global Trends and Strategy Framework. Osaka/Shiga, Japan.

Mikrowellen-assistierter Organsolv-Aufschluss biogener Reststoffe

G. Weißbach & H. Müller

Hochschule Magdeburg-Stendal (FH), Fachbereich Wasser- und Kreislaufwirtschaft, Magdeburg, Deutschland

M.Nelles

Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Rostock, Deutschland

KURZFASSUNG: Zur Vorbehandlung lignocellulosehaltiger Biomassen für nachfolgende biologische und chemische Konversion werden meist Aufschlüsse in wässrigen Medien genutzt. Dabei kommt es teilweise zur verstärkten Bildung von Inhibitoren durch Degradation von Kohlenhydraten. Außerdem reichern sich monomere Phenole des Lignins in der flüssigen Phase an. Zur Minderung dieser Effekte wurden die Auswirkungen eines mikrowellen-assistierten Organsolv-Aufschlusses am Beispiel Weizenstroh untersucht. Die Degradation einiger Kohlenhydrate nahm ab, phenolische Anteile konnten abgetrennt werden, und die Ausbeute an monomeren Zuckern nahm zu. Die enzymatische Umsetzbarkeit stieg stark an. Somit stellt diese Variante eine interessante Alternative dar. Die Vorteile mikrowellen-assistierter Aufschlüsse liegen vor allem in den kurzen Reaktionszeiten (5 Minuten) und dabei erreichbaren Ausbeuten.

1 EINLEITUNG

Bei Betrachtung der meisten Varianten zur Produktion von Biotreibstoffen existiert ein Zielkonflikt zwischen der Einsparung an Treibhausgasemissionen und einer positiven ökologischen Gesamtbilanz (Zah 2008). Dies liegt sicher an verschiedenen Faktoren. Hier sei auszugsweise auf die Versauerung landwirtschaftlicher Böden, dem Verlust an Biodiversität durch Monokulturanbau und die Auslaugung der Böden durch bestimmte Pflanzenarten hingewiesen. Unter Betrachtung dieser Faktoren und einer exakten Ökobilanzierung zeigt sich, dass biogene Kraftstoffe unter Umständen umweltschädlicher als herkömmliche fossile Kraftstoffe sein können.

Trotzdem besteht die Notwendigkeit, neue Herstellungsverfahren zu entwickeln, da flüssige Treibstoffe in mittel- bis langfristigen Energiekonzepten nicht wegzudenken sind. Sie weisen meist hohe Oktanzahlen auf, sind frei von Schwefel und anderen Aromaten. Aus diesem Grund werden in den letzten Jahren verstärkte Anstrengungen unternommen, Biotreibstoffe aus lignocellulosehaltigen biogenen Reststoffen zu gewinnen. Diese sind in großen Mengen vorhanden und können meist kostengünstig bereitgestellt werden. Ihr Potenzial ist bei weitem noch nicht erschlossen. Nach einer Studie des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung geht man in der Bundesrepublik Deutschland von einem technisch nutzbaren Potenzial an Rest- und Abfallstoffen zur Bioenergieproduktion von ca. 1.000 PJ/a im Jahr 2020 aus (Mayer et al. 2013). Vor allem sieht man in der fermentativen Nutzung von Ernterückständen, wie beispielhaft Stroh, ein großes Potential. Hier besteht auch eine Infrastruktur. Weiterhin stehen sie nicht in direkter Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion.

Die Hauptargumente, die gegen eine direkte fermentative Nutzung sprechen, resultieren aus der Komplexität der Zellwandstruktur, meist hohen Cellulose-Kristallinität und dem Gehalt an Lignin. Somit sind spezielle Aufbereitungsschritte zur Überwindung dieser limitierenden Faktoren vor einer fermentativen Umsetzung notwendig. Es existieren verschiedene Ansätze. Neben klassischen physikalischen und chemischen Verfahren, hier sei stellvertretend die Verringerung der Korngröße durch Mal- und Schneidprozesse, als auch die Hydrolyse durch verdünnte Säuren genannt, kommen in den letzten Jahren neue Verfahren zum Einsatz. Die Tab. 1 gibt einen kurzen Überblick zu den Vor- und Nachteilen ausgewählter Verfahren. Vertiefende Informationen dazu liefert beispielsweise die „European Biofuels Technology Platform“. Sie listet weltweit rund 100 Projekte, die sich mit der Umwandlung von Reststoffen zur Treibstoffproduktion beschäftigen

(Bacovsky et al. 2013). Die größte Herausforderung ist in der Entwicklung effektiver und kostengünstiger Verfahren zu sehen. Nach einhelliger Meinung kann diese Vorbehandlung bis zu 20 % der gesamten Herstellungskosten betragen (Yang 2008).

Tab. 1: Vor und Nachteile ausgewählter Aufschlussverfahren für lignocellulosehaltige Reststoffe.

Verfahren	Vorteile	Nachteile
Steam	Kostengünstig	Teilweise Degradation der Hemicellulosen
Explosion	Lignin-Transformation und Lösung von Hemicellulosen Hohe Ausbeute an Glucose und Hemicellulosen bei mehrstufigen Verfahren	Bei hohen Lignin-Gehalten wird für effiziente Verfahren Säure-Katalysator benötigt Bildung von Inhibitoren Ammoniak muss recycelt werden
AFEX	Effektiv bei krautigen Biomassen und Biomassen mit geringem Lignin-Gehalt Bessere Zugänglichkeit der Cellulose Verursacht Inaktivität zwischen Lignin und Enzymen	Abnehmende Effektivität bei zunehmendem Lignin-Gehalt Veränderung der Lignin-Struktur Hohe Kosten für die Ammoniak-Bereitstellung
Organsolv	Geringe Bildung von Inhibitoren Fraktionierung von Cellulose, Lignin und Hemicellulosen in 3 Prozessströmen Hohe Lignin-Ausbeuten, geringe Verunreinigungen	Rückgewinnung des Lösungsmittels erforderlich

Als einen vielversprechenden Ansatz sind Verfahren nach dem Organsolv-Prinzip zu sehen. Lignocellulosehaltige Reststoffe werden dabei unter Zuhilfenahme eines organischen Lösungsmittels bei erhöhten Temperaturen aufgeschlossen. Das Input-Material kann dabei in drei separate Stoffströme aufgeschlossen werden. Diese können anschließend weiter genutzt werden. Ein entscheidender Vorteil ist die Abspaltung der Lignin-Fracht. Diese würde sonst im Hauptproduktstrom vorliegen und dabei teilweise zu phenolischen Verbindungen gespalten werden. In Abb. 1 ist der schematische Ablauf dieser Vorbehandlungsvariante dargestellt.

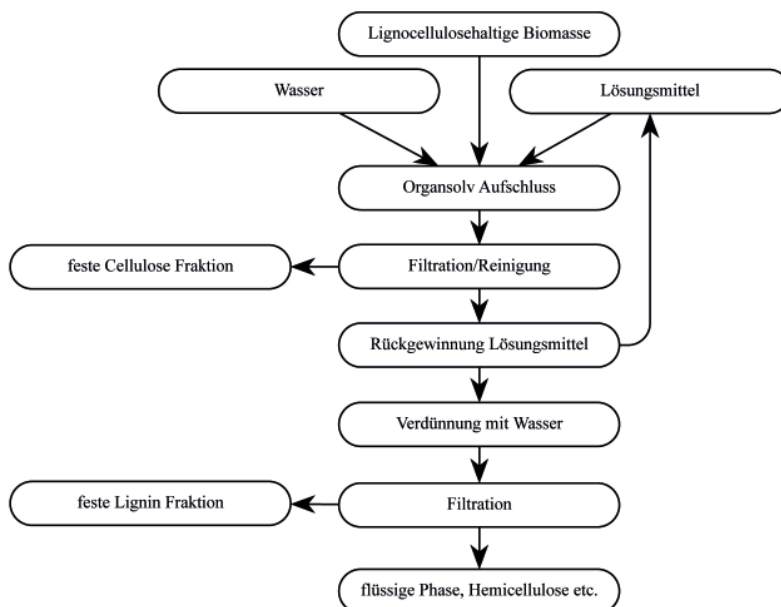


Abb. 1: Vereinfachtes Schema eines Organsolv-Prozesses.

Gegenstand der hier vorgestellten Untersuchungen ist eine Variante des Organsolv Prozesses, bei der der Energieeintrag durch Mikrowellen erfolgt. Durch diese Form des Energieeintrages in das System ist es möglich, bestimmte Reaktionen zum Teil drastisch zu beschleunigen und somit den energetischen Aufwand zu minimieren (Razzaq 2008). Außerdem können oft größere Produktausbeuten erzielt werden.

Es galt deshalb, deren Eignung als einen Vorbehandlungsschritt zu untersuchen. Im Fokus der Betrachtungen standen Untersuchungen zur Veränderung der stofflichen Zusammensetzung und deren Auswirkung auf einen Fermentationsprozess.

2 MATERIALIEN UND METHODEN

Die hier vorgestellten Untersuchungen wurden mit einem Mikrowellen-Autoklaven der Firma MLS Milestone durchgeführt. Dieser ist schematisch in der Abb. 2 dargestellt.

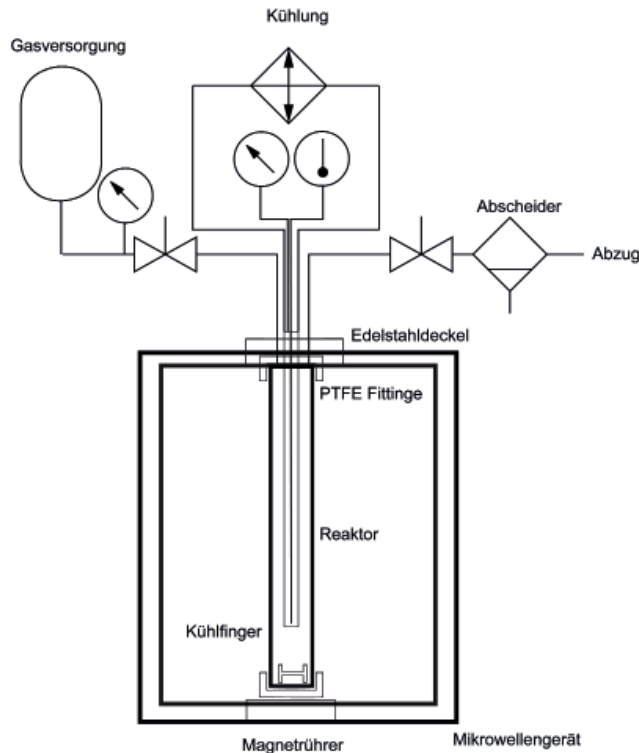


Abb. 2: Schematische Darstellung der Mikrowellen-Anlage.

Der Reaktor hat ein Fassungsvermögen von ca. 420 ml und kann bis auf eine Temperatur von 230 °C erwärmt werden. Er lässt Drücke bis 4 MPa zu. Zusätzlich kann der Kopfraum des Reaktors mit einem technischen Gas beaufschlagt werden. Dies war bei den vorgestellten Versuchen Sauerstoff. Der Energieeintrag erfolgt temperaturgesteuert. Dies ist ein entscheidender Vorteil des Systems gegenüber rein leistungsgesteuerten Regelungen. Zusätzlich wird der Druck im Reaktor protokolliert. Außerdem ist im Reaktordeckel ein Kühlfinger integriert. Mit diesem lässt sich die Reaktion nach der vorgewählten Zeit abrupt beenden. Die Homogenisierung der Reaktion erfolgt über einen Magnetrührer.

Zur Bilanzierung wurden verschiedene analytische Untersuchungen herangezogen. Die Analytik der Kohlenhydrate und einiger organischen Säuren erfolgte mit HPLC-RI Technik. Phenolische Komponenten und Aldehyde wurden mit GCMS-Technik nachgewiesen. Die Bestimmung der Zellwandbestandteile erfolgte nach den Untersuchungsmethoden der VDLUFA für Futtermittel. Zur Minimierung des Versuchsaufwandes und zur Auswertung wurden faktorielle Versuchspläne mit Hilfe des Statistik-Paketes „Minitab“ erstellt und ausgewertet.

Als Substrat wurde ausschließlich lufttrockenes Weizenstroh verwendet. Jeweils 5g Stroh (lufttrocken, < 1 mm) wurden mit 200 ml Wasser bzw. einem Ethanol-Wasser-Gemisch (50/50) in dem Autoklaven aufgeschlossen. Nach einer Aufheizzeit von 10 Minuten erfolgte ein 5-minütiger Aufschluss bei der jeweiligen Zieltemperatur. Zusätzlich wurde der Einfluss einer Sauerstoffatmosphäre von 0,5MPa untersucht. Es stellten sich Drücke bis zu 2,6 MPa ein. Am Ende der Behandlung erfolgte eine Quenchung mittels des im Reaktor befindlichen Kühlfingers. Zur vollständigen Entfernung der gelösten Anteile erfolgte abschließend eine Soxhlet-Extraktion.

3 ERGEBNISSE

Durch die Vorbehandlung liegen im Wesentlichen die in Abb. 3 dargestellten Fraktionen in unterschiedlichen Mengen vor.

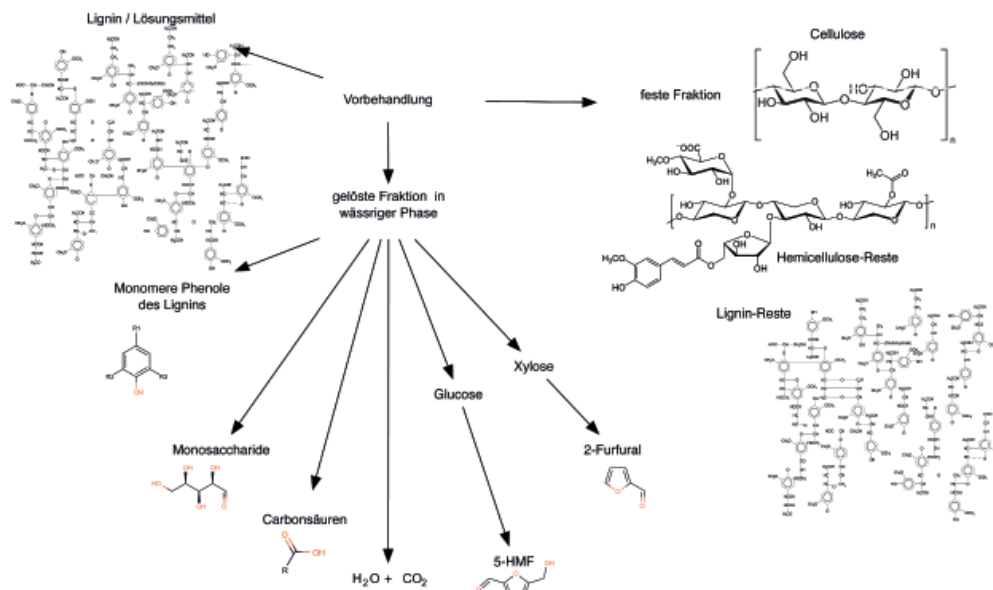


Abb. 3: Umsetzungswege lignocellulosehaltiger Biomassen durch Organsolv-Aufschluss.

Mit Hilfe von Standardsubstanzen wurde der Einfluss des mikrowellen-assistierte Aufschlusses auf die Degradation einzelner Fraktionen untersucht. Wie zu erwarten war, nahm diese mit zunehmender Temperatur zu. Es zeigten sich ein statistisch signifikanter Einfluss durch die Verwendung des Ethanol-Wasser-Gemisches. Lag die Glucose-Degradation bei einer Temperatur von 210 °C ohne Ethanol Zusatz bei ca. 60 %, so nahm diese mit Ethanol-Zusatz auf ca. 15 % ab. Bei Xylose hingegen war dieser Effekt nicht so stark ausgeprägt. Die Abb. 4 verdeutlicht dies. Diese Verringerung widerspiegelte sich auch an deutlich geringeren Konzentrationen vor allem an Hydroxymethylfurfural. Reine Cellulose löste sich bei den Versuchen um maximal 5 Prozent, wobei keine Unterschiede beim Einsatz von Ethanol zu erkennen waren. Ähnliche Ergebnisse zeigten die Untersuchungen zur Ausbeute an fester Fraktion beim Aufschluss von Stroh. Lag diese bei Aufschluss im rein wässrigen Medium bei 210 °C bei 60 %, so waren nach einem Aufschluss mit dem Ethanol-Wasser-Gemisch noch annähernd 85 % der Masse übrig. Diese Ergebnisse bestätigten sich bei Betrachtung der Hemicellulose- und Cellulose-Anteile bei unterschiedlichen Aufschlüssen. Der Cellulose-Anteil blieb annähernd gleich bei ca. 60 %. Nur der Hemicellulose-Anteil nahm bei einer Aufschlusstemperatur von 210 °C um rund 10 % ab. Somit bleibt ein wesentlich größerer fester Anteil zur direkten Fermentation übrig.

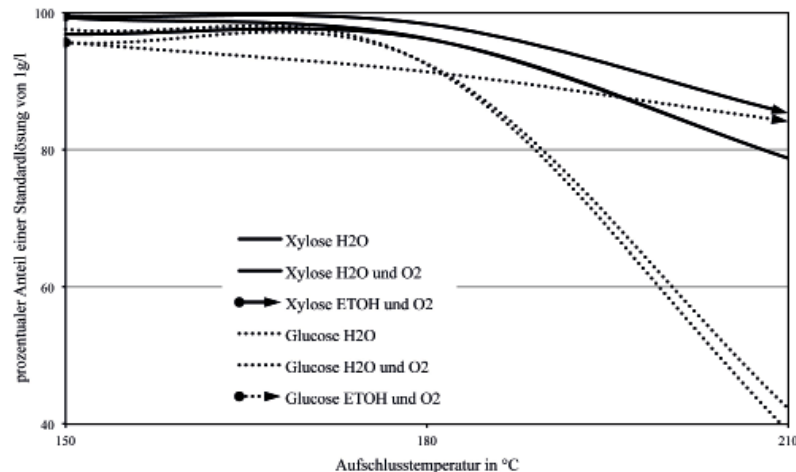


Abb. 4: Degradation ausgewählter Zucker nach unterschiedlichen Aufschlussvarianten.

Die Hauptforderung nach Herabsetzung des Lignin-Anteils konnte durch den mikrowellen-assistierte n Aufschluss erreicht werden. Lagen die Rest-Lignin-Gehalte, charakterisiert durch den Parameter Acid-Detergentien-Lignin (ADL) (Naumann 2004), in rein wässrigem Medium bei 210 °C bei ca. 4 %, so konnten diese bei der Organsolv-Variante Werte auf einen Wert von 1-1,5 % reduziert werden. Den Haupteffekt macht dabei die Temperatur aus. Auch die Verfahrenskombination mit reinem Sauerstoff zeigt Auswirkung auf diesen Parameter, wie es die Abb. 5 veranschaulicht.

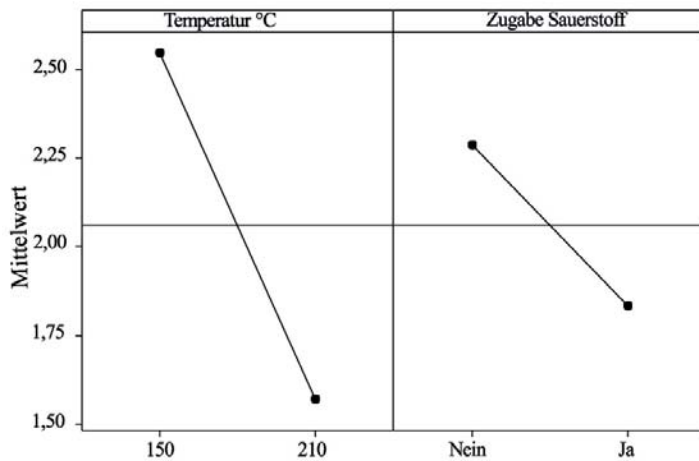


Abb. 5: Einfluss von Temperatur und Sauerstoffzugabe auf den Lignin-Gehalt (ADL)

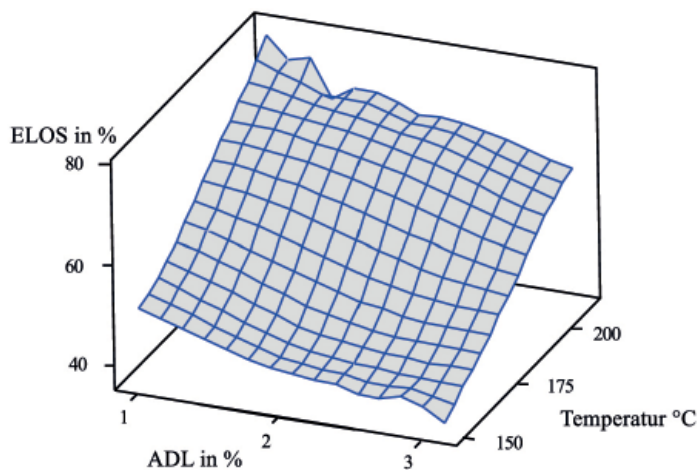


Abb. 6: Einfluss von Temperatur und Lignin-Gehalt auf die enzymatische Löslichkeit (ELOS).

Zur Bewertung der enzymatischen Umsetzbarkeit der festen Fraktion wurde der enzymlösliche Anteil der Fraktion nach den Vorschriften der VDLUFA (Naumann 2004) als Parameter ELOS bestimmt. Wie die Abb. 6 zeigt, nahm diese in Abhängigkeit vom Lignin-Gehalt (ADL) und der Temperatur um max. 40 % zu.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Wie gezeigt werden konnte, ist es mit dem hier vorgestellten Verfahren grundsätzlich möglich, lignocellulosehaltige Reststoffe effektiv aufzuschließen, um somit die Fermentierbarkeit zu erhöhen. Dies lässt sich zum einen auf die Vergrößerung der Inneren Oberfläche, als auch auf die Separierung der Lignin-Fracht zurückführen. Den Haupteffekt macht dabei die Temperatur aus. Die einzelnen Fraktionen können in weiteren Verfahrensschritten aufbereitet werden. Diese Separation der Lignin-Fracht ist als ein wesentlicher Vorteil des Ansatzes zu werten.

Kritisch zu betrachten sind die zur Aufbereitung notwendigen Energien. Wie die Abb. 7 veranschaulicht, liegen die Wirkungsgrade von derzeit im Einsatz befindlichen 2,45 GHz Systemen

unter den Wirkungsgraden von gasbeheizten Systemen. Dem sind natürlich auch die eindeutigen Vorteile der Technik entgegenzusetzen. Hier sind die schonende Produkterwärmung, die sofortige Verfügbarkeit als auch die drastische Beschleunigung einiger Abläufe anzuführen. Wären diese Argumente nicht so vorteilhaft für mikrowellen-assistierte Prozesse, hätte diese Technik sich in der Praxis nicht durchsetzen können.

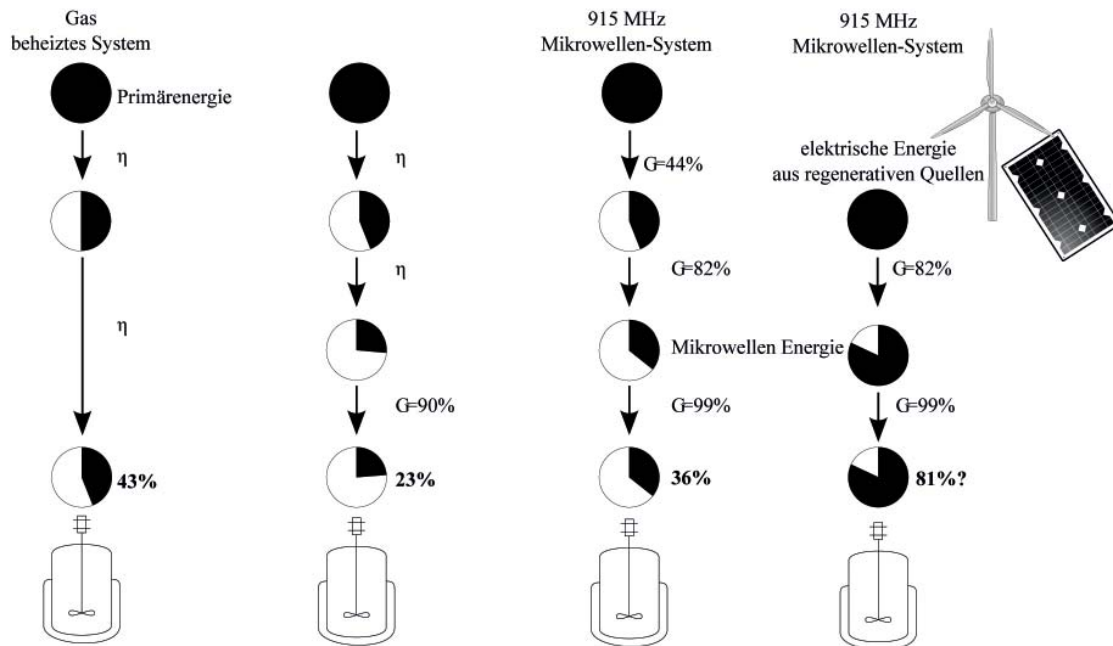


Abb. 7: Wirkungsgrade unterschiedlicher Erwärmungsvarianten.

Neue Entwicklungen auf diesem Gebiet unter Nutzung der 915 MHz Frequenz, der Gestaltung von kontinuierlichen Durchfluss-Systemen bzw. nach dem Hybrid-Reaktor-Prinzip sollen höhere Wirkungsgrade ermöglichen. Besonders interessant kann die Technik werden, wenn die Verluste der Umwandlung in elektrische Energie reduziert werden können. Die Mikrowellentechnik hat somit ein großes Potential zur Gestaltung energetische effektiver Prozesse.

LITERATUR

- Bacovsky, D., Ludwiczek, N., Ognissanto, M. & Wörgetter, M. (2013) *Status of Advanced Biofuels Demonstration Facilities in 2012* pp. 1–209.
- Majer, S., Stecher, K., Adler, P., Daniel, T. & Müller-Langer, F. (2013) *Biomassepotenziale und Nutzungskonkurrenzen*, Kurzstudie DBFZ, Leipzig.
- Naumann, C., Bassler, R., Seibold, R. & Barth, C. (2004) *The chemical analysis of feedstuffs VDLUFA Methodenhandbuch Band III*. Darmstadt.
- Razzaq, T. & Kappe, O (2008) *On the Energy Efficiency of Microwave-Assisted Organic Reactions ChemSusChem*, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim.
- Yang, B. & Wyman, C. E (2008) *Pretreatment: the key to unlocking low-cost cellulosic ethanol*, *Biofuels*, Bioprod. Bioref. 2(1).
- Zah, R. (2008) *Handel und Umwelt: Das Potenzial von Biotreibstoffen*, Die Volkswirtschaft, St Gallen.

Energetische Verwertung von biogenen Abfällen und Reststoffen in Deutschland

M. Nelles & A. Schüch

Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ gGmbH), Leipzig sowie Universität Rostock, Lehrstuhl Abfall- und Stoffstromwirtschaft, Rostock, Deutschland

KURZFASSUNG: Biomasse ist derzeit mit Abstand die bedeutendste erneuerbare Energiequelle in Deutschland. Ungefähr zwei Drittel des zur Verfügung stehenden Reststoffpotenzials werden hier bereits energetisch genutzt. Das energetische Potenzial der mengenrelevanten organischen Abfälle und Reststoffe wie Industrierestholz, Altholz, tierische Exkremente, Stroh sowie Bio- und Grünabfall in 2020 wird auf 383 PJ/a eingeschätzt. Bis 2020 soll das bisher energetisch ungenutzte Potenzial verstärkt erschlossen werden. Die Getrenntsammlung von Grünabfällen und Bioabfall (Biotonne) hat in Deutschland ein hohes Niveau erreicht. 85 Prozent dieses Abfalls ist vergärbare, derzeit wird aber nur ein Drittel in Biogasanlagen verwertet. Neue Abfallvergärungsanlagen setzen diese vermehrt ein, so dass mit einer Zunahme der Verwertungsquote zu rechnen ist. Auch bei den anderen relevanten Reststoffströmen wie Stroh und tierischen Exkrementen geht die weitere Erschließung nur langsam voran. Bioenergie muss künftig möglichst effizient, umweltverträglich und mit höchstmöglichem volkswirtschaftlichem Nutzen genutzt werden. Biogene Abfälle und Reststoffe können dabei einen wichtigen Beitrag leisten.

1 EINLEITUNG

Biomasse ist derzeit mit Abstand die bedeutendste erneuerbare Energiequelle in Deutschland. Ungefähr zwei Drittel des zur Verfügung stehenden Reststoffpotenzials in Deutschland werden bereits energetisch genutzt, wobei die thermische Verwertung unter Nutzung von Rest- und Altholz überwiegt (Nelles et al. 2013). Das energetische Potenzial der mengenrelevanten organischen Abfälle und Reststoffe wie Industrierestholz, Altholz, tierische Exkremente, Stroh sowie Bio- und Grünabfall in 2020 wird von der Agentur für Erneuerbare Energien auf 383 PJ/a eingeschätzt (AEE 2013, Datenanhang). Diese biogenen Abfall- und Reststoffe machen dabei knapp ein Drittel des technischen Brennstoffpotenzials an Biomasse aus (Abb. 1).

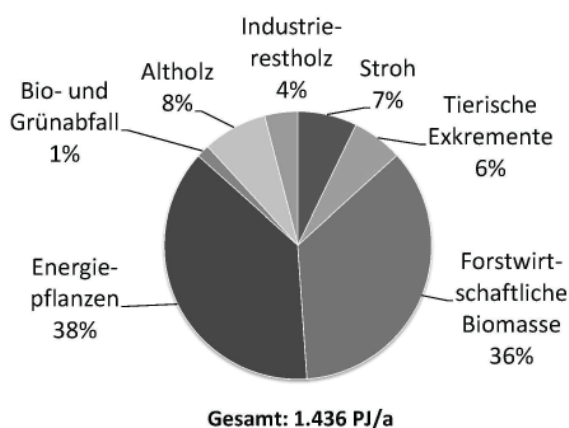


Abb. 1: Bioenergiepotenzial in 2020 als technisches Brennstoffpotenzial unter Annahme einer nutzbaren Fläche für Energiepflanzen von 2,7 Mio. ha (AEE 2013, eigene Darstellung).

Vergärbare Abfall- und Reststoffe wie Exkrememente, industrielle und kommunale organische Abfälle machen ca. ein Drittel des gesamten technischen Biogaspotenzials aus (Abb. 2). Die Entwicklung in Deutschland führte in den vergangenen Jahren dazu, dass aktuell das technische energetische Potenzial von Energiepflanzen je nach Betrachtungsweise zu großen Teilen ausgeschöpft ist, während immer noch nur die Hälfte der biogenen Reststoffe und Abfälle energetisch genutzt wird (Trähn et al. 2014, Abb. 2). Bis 2020 soll das bisher energetisch ungenutzte Potenzial auch im Bereich feste und flüssige Bioenergieträger verstärkt erschlossen werden. Die Erschließung zur energetischen Nutzung geht allerdings nur langsam voran. Zu nennen sind hier beispielsweise organische Reststoffe aus der Tierhaltung wie Gülle und Festmist oder kommunale Klärschlämme, Landschaftspflegematerial sowie biogene Abfälle aus Industrie, Gewerbe und den privaten Haushalten.

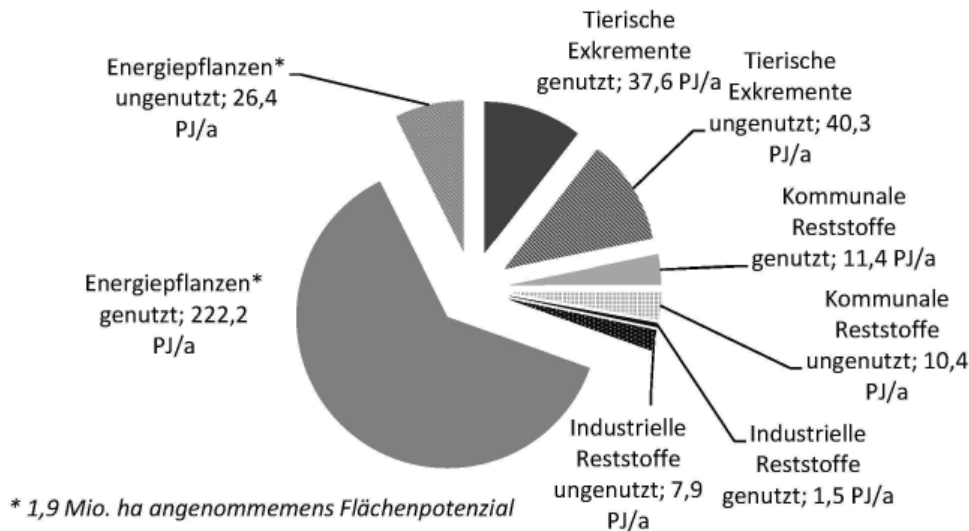


Abb. 2: Derzeitige Biogaspotenziale und deren Nutzung in Deutschland (Trähn et al. 2014, eigene Darstellung).

International betrachtet, wird für Bioenergie fast ausschließlich biogener Abfall und Reststoff genutzt. Allerdings wird auch hier bisher nur geringer Anteil des Potenzials gezielt genutzt. Vielmehr steht der umweltgerechte und nachhaltige Umgang im Vordergrund, wobei durch die optimale Verknüpfung der energetischen und stofflichen Verwertung zusätzliche positive Synergien nutzbar werden.

Vor diesem Hintergrund wurde 2013 am Deutschen Biomasseforschungszentrum gGmbH (DBFZ) das Kompetenzfeldes „Biogene Abfälle und Reststoffe“ eingerichtet, dass in enger Kooperation mit dem Lehrstuhl Abfall- und Stoffstromwirtschaft der Universität Rostock die F&E Aktivitäten zur stofflich-energetischen Verwertung von biogenen Abfällen und Reststoffen in Deutschland, in Europa und auch in internationalen Kooperationen bündeln soll. Insbesondere die internationale Arbeit ist mit einem Know-how- und Technologietransfer verbunden, wobei fachübergreifend Kompetenzen miteinander verknüpft werden sollen.

Schwerpunkte sind dabei:

- Nutzbarmachung von biogenen Abfall- und Reststoffen
- Verbesserung der Kaskadennutzung von Biomasse durch die Kombination der stofflichen und energetischen Nutzung von Biomasse
- Effizienzverbesserung im Bereich Biogasgewinnung aus Abfall- und Reststoffen.

Durch die Forschungsarbeit und entsprechende Öffentlichkeitsarbeit wird das Ziel verfolgt, biogene Abfälle und Reststoffe stärker in den Fokus zu rücken und dazu beizutragen dessen Nutzung für Bioenergie voranzubringen.

2 BIOGENE ABFÄLLE AUS DEN HAUSHALTEN

2.1 *Getrennt gesammelter Bioabfall*

Kommunaler Bioabfall setzt sich aus Garten- und Parkabfall bzw. Grünabfall und mittels Biotonne oder Biosack getrennt erfasstem Bioabfall zusammen. Die Getrenntsammlung von Grünabfällen und Bioabfall (Biotonne) hat in Deutschland ein vergleichsweise hohes Niveau erreicht. Nach den Siedlungsabfallbilanzen der Länder wurde im Jahr 2011 deutschlandweit 107 Kilogramm Bioabfall pro Einwohner (EW) getrennt erfasst und stofflich und/oder energetisch verwertet, wobei die Spannweite von 31 bis 145 Kilogramm/EW reicht.

In Deutschland wurden im Jahr 2011 rund 9 Mio. Megagramm (MG) (FM) kommunaler Bioabfall getrennt erfasst (Destatis 2013). Dazu sind noch 2,8 bis 4,9 Mio. Mg statistisch nicht erfasste Grünabfälle zu rechnen, welche in Kompost oder Vergärungsanlagen behandelt werden (Kranert und Maurer 2013). Änderungen rechtlicher Rahmenbedingungen wie das Kreislaufwirtschaftsgesetz oder die zu erwartenden Veränderungen im EEG geben Impulse für die verstärkte Getrenntsammlung und die kombinierte energetisch-stoffliche Verwertung von Bioabfällen. Bei konsequenter Umsetzung könnten zum derzeit in Deutschland getrennt erfassten Bioabfall bis zu 3 Mio. Mg hinzukommen. Derzeit werden nur 1,15 Mio. Mg kommunaler Bioabfall pro Jahr in Vergärungsanlagen verwertet. Diese teilen sich in 1,10 Mio. Mg/a Bioabfälle aus der Biotonnensammlung und 0,05 Mio. Mg/a Grünabfällen (Fricke et al. 2013). Demnach wird derzeit ca. ein Drittel des getrennt erfassten vergärbaren Bio- und Grünabfalls für die Bio-gasproduktion genutzt, obwohl ca. 85 Prozent für die Vergärung geeignet wären (Fricke et al. 2013, Kern und Raussen 2011).

Die Datenlage zur Anzahl von Abfallvergärungsanlagen, welche den o.g. kommunalen Bioabfall verwerten, ist schwierig, obwohl die Anzahl im Vergleich zu den landwirtschaftlichen und NawaRo-Biogasanlagen gering ist. Zum Stand November 2013 sind seit Inkrafttreten der Novelle des Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) 2012 insgesamt 17 Abfallvergärungsanlagen in Betrieb gegangen. In 13 dieser Anlagen wird ausschließlich oder überwiegend getrennt erfasster Bioabfall gemäß §27a EEG eingesetzt, wobei acht Neuanlagen als sogenannte Vorschaltanlagen (vorgeschaltete Vergärung des Bio- und Grünabfalls vor der Kompostierung) in bestehende Kompostierungsanlagen integriert worden sind. Die durchschnittliche installierte Leistung der neu in Betrieb gegangenen Anlagen liegt bei 700 kWel. Bei den gegenwärtig in Bau und Planung befindlichen Anlagen handelt es sich überwiegend um Anlagen, in denen ausschließlich oder überwiegend kommunale Bioabfälle verwertet werden. (Auswertung der DBFZ-Datenbank, Stand 11/2013 in Schüch et al. 2014)

Beispiele für neu in Betrieb gegangene Abfallvergärungsanlagen sind das Kompostwerk Ennigerloh (Kreis Warendorf) mit einer Teilstromvergärung und anschließender Tunnelrotte (Input: 16.000 Mg/a Bioabfall, Stromzeugung: 5.000 MWh/a) oder Rhein-Main Biokompost GmbH in Frankfurt (Input: 17.000 Mg/a Bioabfall, Trockenfermentation im Batchverfahren mit Nachkompostierung, Energiegewinn: 3.500 MWh/a) (VHE 2012).

2.2 *Biogener Anteil im Restmüll*

Der biogene Anteil des Abfalls trug 2011 mit 0,8% zur Energiebereitstellung in Deutschland bei, dabei wurden 3.760.00 Mg THG-Emissionen vermieden (VHE 2012). In diese Betrachtung werden nicht nur die Abfallvergärungsanlagen und kommunalen Bioabfallbehandlungsanlagen einbezogen, sondern Müllverbrennungsanlagen und Mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen mit Vergärungsstufe, welche gemischten Siedlungsabfall behandeln. Bei der Verbrennung wird dabei beispielsweise der biogene Anteil des Abfalls in den Berechnungen mit 50 Prozent angesetzt (Nelles et al. 2013).

2.3 *Klärschlamm*

Das einwohnerspezifische kommunale Klärschlamm aufkommen liegt derzeit bei knapp über 30 Kilogramm (TM) jährlich (Nelles et al. 2013). Hochgerechnet auf das Bundesgebiet sind das 2,4 Mio. Megagramm (TM) bzw. 97 Mio. Megagramm (FM bei 4% TM-Gehalt) pro Jahr.

Auf großen Kläranlagen wird der Klärschlamm ausgefault. Das in Kraft-Wärme-Kopplungs-(KWK)-Anlagen verwertete Klärgas reduziert den Netto-Energieverbrauch der Kläranlagen.

Während in den letzten Jahrzehnten die stoffliche Nutzung in der Landwirtschaft vorherrschte, wird getrockneter Klärschlamm zunehmend thermisch verwertet. Z.Z. werden weniger als 50 Prozent der Klärschlämme landwirtschaftlich verwertet. Dies ist auf Akzeptanzprobleme sowie Grenzwertüberschreitungen aufgrund verschärfter Regelungen (Bundes-Bodenschutzverordnung) zurückzuführen.

Konzepte mit integrierten hydrothermalen Prozessen können ebenfalls zur Verwertung von Klärschlamm aus der kommunalen Abwasserwirtschaft eingesetzt werden. Es bestehen bereits Demonstrationsanlagen. Eine attraktive Möglichkeit bietet dabei die Integration von Verfahren zur Nährstoffrückgewinnung, insb. von Phosphor (Nelles et al. 2014).

Wenn zukünftig Klärschlämme thermisch behandelt werden müssen, kann das vorherige Ausfaulen unerwünscht sein, da es den Brennwert des Schlammes senkt. Es bleibt abzuwarten, ob unter diesen Voraussetzungen eine Erhöhung der Faulkapazitäten möglich sein wird (Nelles et al. 2013).

3 LANDWIRTSCHAFTLICHE RESTSTOFFE

3.1 Tierische Exkremamente

Laut Trähn et al. (2014) wird knapp die Hälfte der tierischen Exkremamente in Biogasanlagen verwertet. Die Anteile sind je nach Anlagengröße bzw. installierter Leistung sehr unterschiedlich. Mit sinkender Größe wird prozentual mehr Gülle und/oder Festmist eingesetzt.

Biomethananlagen, welche Biogas auf Erdgasqualität aufbereiten, verwenden überwiegend NawaRo. Im Vergleich zu den anderen Biogasanlagen in Deutschland ist der frischmassebezogene Anteil an verwertetem Bioabfall aber höher. In Abb. 3 ist der massebezogene Substrateinsatz dieser Biomethan- und Biogasanlagen dargestellt. Im Unterschied zu Biogasanlagen entfallen mehr als 70 % des Substratinputs von Biomethananlagen auf nachwachsende Rohstoffe (NawaRo). Somit ist der NawaRo-Anteil in Biomethananlagen um 30 % höher. Gleichzeitig wird in Biomethananlagen – im Vergleich zu Biogasanlagen – mit rund 10 % deutlich weniger Gülle eingesetzt (DBFZ 2013a und DBFZ 2013b).

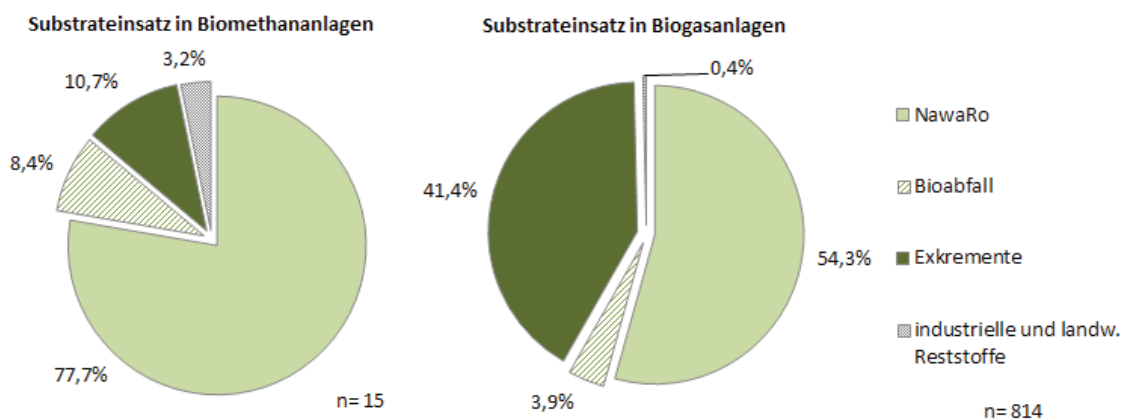


Abb. 3: Frischmassebezogener Substrateinsatz in Biomethan- und Biogasanlagen (DBFZ-Betreiberbefragung 2013, Bezugsjahr 2012; in Schüch et al. 2014).

Seit dem EEG 2009 wird die Nutzung von Gülle in Biogasanlagen in Deutschland mit einem Bonus vergütet, wenn mindestens 30 Prozent Gülle eingesetzt werden. Mit dieser Förderung sollte erreicht werden, dass neben den nachwachsenden Rohstoffen auch Gülle, welche sonst ohne Vorbehandlung als organischer Dünger auf die Felder ausgetragen würde, für die Biogaserzeugung genutzt wird. Außerdem sollten kleinere Anlagen 75 kW durch höhere Vergütungen in ihrer Wirtschaftlichkeit gestärkt werden. Für alle neu erbauten Biogasanlagen ab 2012 (nach EEG-2012) ist der Einsatz von Energiemais 60 Prozent begrenzt. Der mit dem EEG angestrebte Nutzungsimpuls für Gülle war nicht groß genug, um zu einer wesentlichen Steigerung der Verwertungsquote von tierischen Exkrementen zu führen (Schüch et al. 2014).

3.2 Stroh

Die thermische Nutzung von Stroh und faserreichen Substraten in Feuerungsanlagen ist Stand der Technik. Aufgrund des problematischen Emissionsverhaltens und der potenziellen Verschlackungsgefahr aufgrund des niedrigen Schmelzpunktes, hat sich diese Verwertungsform in Deutschland nicht flächendeckend etabliert. Insbesondere bei kleinen Anlagen erschwert die teure Abgasreinigung den wirtschaftlichen Betrieb.

An der Verbesserung des Emissionsverhaltens und der Entwicklung neuer Technologien wird am DBFZ sowie in vielen Forschungseinrichtungen in Deutschland gearbeitet. So ermöglichen künftig verbesserte Kessel auch im kleinen Leistungsbereich den umweltgerechten Betrieb.

Auch um Stroh und andere faserreiche Substrate wie z.B. Grasschnitt aus der Landschaftspflege bzw. der Pflege von Naturschutzflächen für die Vergärung nutzbar zu machen, werden große Anstrengungen in Forschung und Entwicklung unternommen. Zunehmend finden solche Substrate schon heute Eingang in Biogasanlagen. Ein Beispiel für die Nutzung von Getreidestroh im industriellen Maßstab ist die Biogasanlage von Verbio in Zörbig. Demzufolge sind noch erhebliche Teile des verfügbaren Potenzials für Bioenergie nutzbar, ohne andere Funktionen wie Futter, Einstreu oder den Erhalt der organischen Bodensubstanz zu gefährden (Schüch et al. 2014).

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Bereits jetzt stößt der Einsatz von Biomasse im Energiebereich in Deutschland an gesellschaftliche Akzeptanzgrenzen und Rohstoffkonkurrenzen führen zu einer politisch beschlossenen Begrenzung des weiteren Ausbaus von Bioenergiekapazitäten. Dieser Ausbau wird vor allem im Biogasbereich künftig nur aus biogenen Abfall- und Reststoffen wirtschaftlich machbar sein.

In Deutschland dürfen Bioabfälle seit der Aufhebung des Ausschließlichkeitsprinzips in 2012 zusammen mit nachwachsenden Rohstoffen eingesetzt werden. Der von Marktteilnehmern berichtete Preisanstieg z.B. für geeignete industrielle Bioabfälle lässt auf eine vermehrte Verwendung als Substrat schließen. In Hinblick auf alle derzeit in Betrieb befindlichen Abfallvergärungsanlagen sowie Anlagen welche in Bau und Planung sind, ist zu erkennen, dass bei diesen Anlagen vermehrt kommunale Bio- und Grünabfällen eingesetzt werden. Die genannten Praxisbeispiele zeigen, dass unter den bisherigen Rahmenbedingungen (bis 2014) Abfallvergärungsanlagen mit einem Input von weniger als 20.000 Mg pro Jahr wirtschaftlich machbar sind.

Das Potenzial an landwirtschaftlichen Reststoffen wie Koppelprodukten (Stroh) und Wirtschaftsdüngern wird langsam für die Biogasproduktion erschlossen. Die zu erzielenden Erlöse sind momentan aber nicht ausreichend, um diesen Prozess zu befördern. Zukünftig wird es wichtig werden, zusätzliche Potentiale im Bereich der organischen Abfälle und Reststoffe aus Landwirtschaft, Industrie und Kommunen zu erschließen. Wirtschaftsdünger können noch viel stärker für die Vergärung erschlossen werden. Im Bereich der kommunalen Bioabfälle ist die zusätzliche Gewinnung von Potentialen im Gange und muss ab 2015 verstärkt werden. Auch werden mehr Abfälle, die schon stofflich verwertet werden, in Zukunft auch anaerob behandelt.

Das Ziel der nachhaltigen Integration von Bioenergie in einem Energie- und Bioökonomiesystem der Zukunft kann nur gelingen, wenn die Bioenergie möglichst effizient, umweltverträglich und mit höchstmöglichem volkswirtschaftlichem Nutzen eingebunden wird. Die Erschließung der biogenen Abfälle und Reststoffe bei einer möglichst gekoppelten stofflichen und energetischen Nutzung ist dabei besonders wichtig, um Synergieeffekte nutzen zu können.

LITERATUR

- AEE (2013) Potenzialatlas Bioenergie in den Bundesländern; Agentur für Erneuerbare Energien, 2013.
DBFZ (2013a) Stromerzeugung aus Biomasse. (FZK 03MAP250). Zwischenbericht 15.06.2013. Leipzig: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU).
DBFZ (2013b) EEG-Erfahrungsbericht (DBFZ) – Auszug Stand 12.12.2013.

- Thrän, D., Krautz, A., Scheftelowitz, M., Lenz, V., Liebetrau, J., Daniel-Gromke, J. & Nelles, M. (2014) Hintergrundpapier: Auswirkungen der gegenwärtig diskutierten Novellierungsvorschläge für das EEG 2014; https://www.dbfz.de/web/fileadmin/user_upload/Presseinformationen/2014/PM_Hintergrundpapier_EEG.pdf; letzter Zugriff am 30.06.2014.
- DESTATIS (2013) Statistische Bundesamt: Abfall-Daten; <https://www.destatis.de/>; letzter Zugriff am 20.03.2013.
- Fricke, K., Heußner, C., Hüttner, A., Turk, T., Bauer, W. & Bidlingmaier, W. (2013) Vergärung von Bio- und Grünabfällen, Teil 1: Ausbaupotenzial bei der Vergärung von Bio- und Grünabfällen, In: *Müll und Abfall* 12/2013, S. 628-635.
- Kern, M. & Raussen, T. (2011) Biogas-Atlas 2011/12 – Anlagenhandbuch der Vergärung biogener Abfälle in Deutschland, Witzenhausen, 2011.
- Kranert, M. & Maurer, C. (2013) Biomasse im Abfallbereich – Potenziale, Märkte und Stoffstromkonkurrenzen. In: *74. Symposium 2013*.
- Nelles, M., Glowacki, R., Daniel-Gromke, J., Scholwin, F. & Thrän, D. (2014) Energetische Biomassennutzung im Energie- und Bioökonomie-system der Zukunft; In: *Tagungsband zum 8. Rostocker Bioenergieforum* am 19. und 20. Juni 2014 in Rostock, S. 45-62, ISBN 978-3-86009-412-9.
- Nelles, M., Dornack, C., Liebetrau, J., Schüch, A. & Morscheck, M. (2013) Vergärung von organischen Abfällen und Reststoffen aus Landwirtschaft, Industrie und Kommunen, In: VDI Wissensforum GmbH (Hrsg.): *7. Fachtagung Biogas 2013 Energieträger der Zukunft*, 12./13.06.2013 Nürtingen, VDI-Berichte 2208, S. 37-49, ISBN 978-3-18-092208-9.
- Schüch, A., Rensberg, N. & Nelles, M. (2014) Potenziale und Chancen der Abfall- und Reststoffverwertung in Deutschland, In: *Tagungsband zum 6. Hohen Luckower Bioenergie-Seminar „Biogasherstellung aus Rest- und Abfallstoffen“* am 02. April 2014, ISSN 0947-4374 (2014-2).
- VHE (2012): Praxis-Wissen Vergärung und Kompostierung. In: *HuMuss* Nr. 27, 13. Jahrgang 2012, Verband der Humus- und Erdenwirtschaft e.V. (Hrsg.).

Utilization of Treated Solid Waste Combustion Residues in Reconstruction and Vertical Air Space Extension of Landfills

K.E. Lorber & R. Sarc

Department of Environmental and Energy Process Engineering, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria

K. Reiselhuber

*Vienna City Administration-MA 48,
Waste Management, Vienna, Austria*

K. Wruss

ESW Consulting Wruss, Vienna, Austria

ABSTRACT: In this contribution, the utilization of processed MSWI – combustion residues (i.e. bottom ash & slags) for the reconstruction of landfills during vertical expansion of airspace is reported. It is shown, that from 250 kg/tonMSW bottom ash generated during combustion, 6 – 7 % FE-metals, 1 – 2 % NON-FE metals and over 90 % minerals (mainly a mixture of CaO, Al₂O₃, Fe₂O₃, and Silicates) can be recovered in a processing plant. Using the so called „Concrete Stabilized Perimeter Berm“ method, where parts of the mineral fraction are mixed with cement, sand and water to form concrete for slope construction during the vertical airspace expansion, slope steepening from 1(V): 3 (H) to 2(V) : 3 (H) with simultaneous increase of landfill height from 30 m-45m can be achieved, resulting in airspace gaining (from 10 million m³ to 14 million m³). Results on global slope stability analysis after Bishop and Morgenstern-Price are proving, that the calculated factors of safety (FS) against shear failures can meet the limit values (i.e. FS = 1.5 and 1.3 respectively) under static as well as seismic (i.e. in case of earthquake) conditions, even under the assumption of 75 m maximum landfill height above ground level.

1 INTRODUCTION

Landfill airspace is defined as the space volume on a landfill site which is permitted by authorities for the disposal of waste, in the present case municipal solid waste (MSW). Hence it represents a limited and valuable resource to be sustainably and economically used by proper airspace management. It can be expected, that a landfill sooner or later will run out of its design capacity. Compared to prospection, selection and construction of a new site, a vertical expansion of an existing landfill, within the original footprint, provides an economical as well as sustainable solution to solve capacity problems in solid waste disposal. Vertical landfill airspace expansion, also called the “piggyback approach” (Law et al. 2013) means constructing a new landfill atop of one that is already closed or scheduled to be closed soon at a previously-permitted site, see Fig.1.

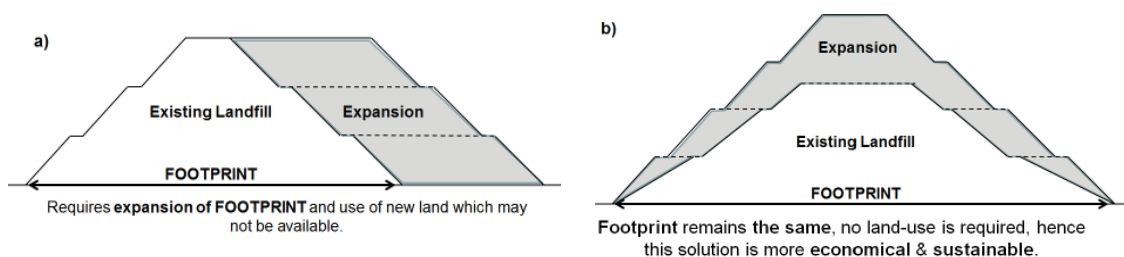


Fig. 1: Air Space Extensions of Landfills: a) lateral (horizontal), b) vertical with slope steepening.

In this paper, the utilization of processed combustion residues (bottom ash & slags) from municipal solid waste incinerators (MSWI) in the reconstruction of landfills for vertical expansion of airspace is reported in kind of a case study.

2 UTILIZATION OF MSWI BOTTOM ASH

During incineration of household waste, about 250 – 300 kg/tonMSW combustion residues (i.e. bottom ash & slags, boiler ash, fly ash, flue gas treatment residues) are generated. In Tab.1, the typical composition of MSWI – bottom ash is depicted.

Parameter	Mean value [%]	Range [%]	Trace Elements [%]
SiO ₂	49.9	30-55	As: 0.0012
CaO	14.1	10-25	Pb: 0.16
Al ₂ O ₃	9.5	8-18	Cd: 0.001
Fe ₂ O ₃	6.9	5-15	Cr: 0.05
Na ₂ O	3.2	1.0-5.0	Cu: 0.22
MgO	2.3	1.0-5.0	Zn: 0.48
K ₂ O	1.4	0.5-2.0	Sr: 0.06
S	0.3		Ni: 0.015
P	0.6		Hg: 0.00006
Cl	0.3		F: 0.033
C	1.6		

Tab. 1: Composition of MSW-Incinerator Bottom Ash. Main Compounds and Trace Elements (Wruss 2014).

MSWI-bottom ash is considered as secondary raw material for recovery of FE- & NON-FE-metals and mineral fractions (Thomé-Kozmiensky 2014).

2.1 Bottom-Ash Processing for Recovery

Fig. 2 shows a multiple step process of a bottom ash processing plant with a total annual capacity of about 250,000 tons/year.

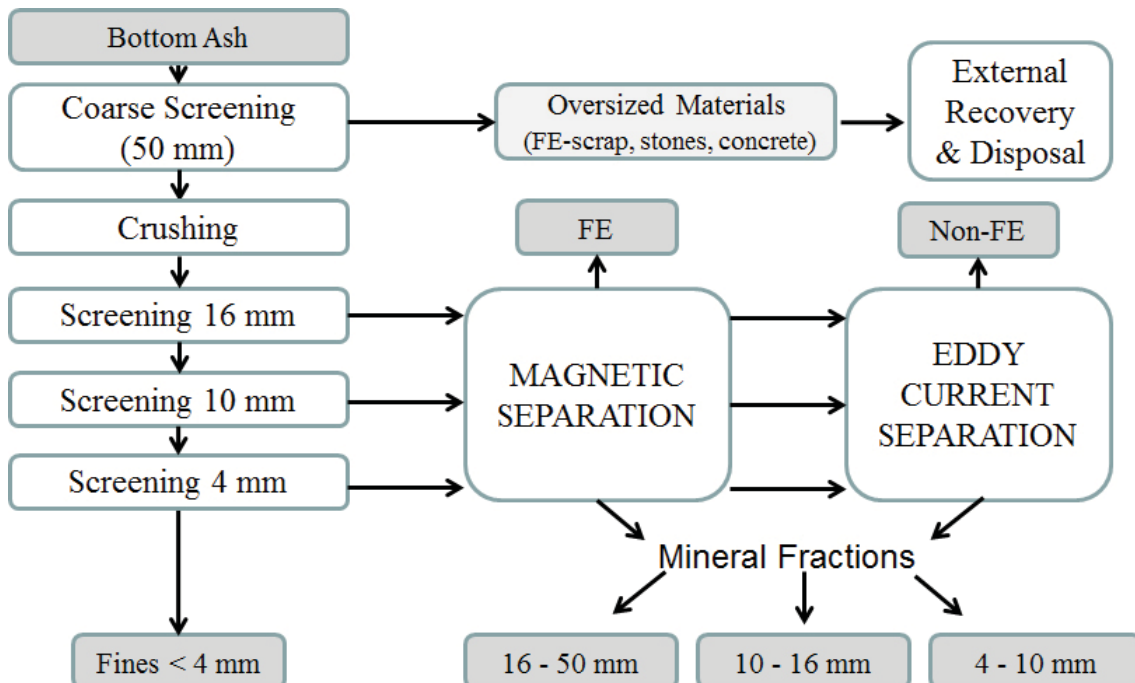


Fig. 2: Processing scheme for MSW bottom ash treatment plant (Wruss 2013, Spurn 2014).

From about 250 kg/tonMSW bottom ash generated in MSW incinerators during combustion, about 6 – 7 % FE-metals, 1 – 2 % NON-FE metals as well as over 90 % minerals can be recovered

with process-costs around 30 €/ton. As explained in the following chapter below, a good part of the metal-free ash & slag is being used at a nearby landfill for slope construction after mixing it with sand, cement and water to form concrete. The rest of the ashes is being landfilled with total costs of about 60 €/ton (Wruss 2013, Spurn 2014).

2.2 Slope Construction with Concrete made out of processed Slags & Ashes

A mixture of: 55 – 60 % Slags
18 – 22 % Ashes
5 – 10 % Sand

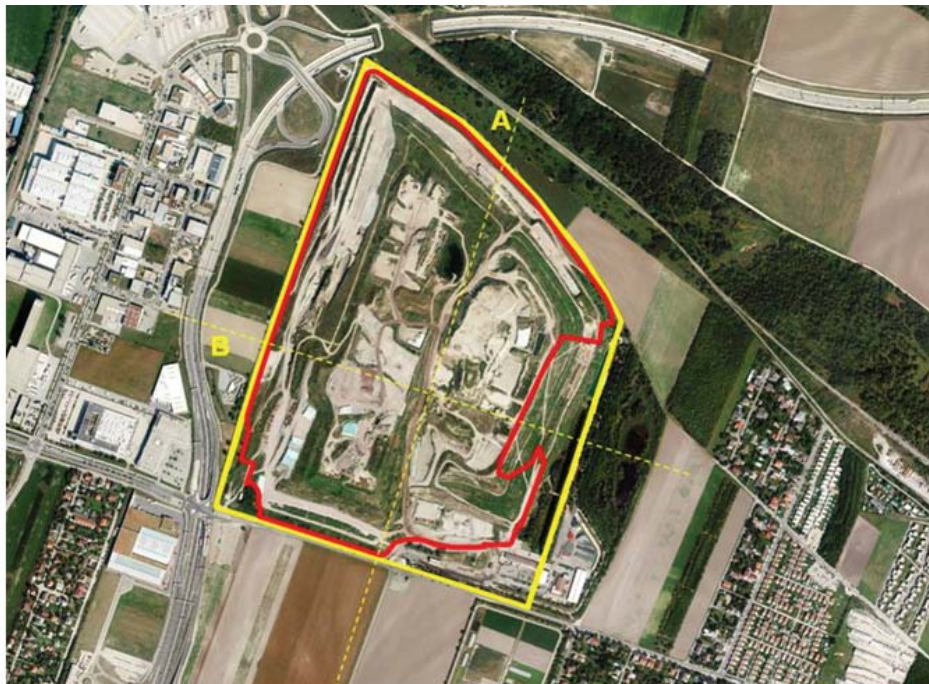
and 10 – 13 % Sulphate corrosion resistant cement with water

is used (Wruss 2013) for the Side Slope Construction during vertical air space extension of the case study landfill, where the so called „Concrete Stabilized Perimeter Berm“ method is applied. It is important to mention, that sulphate corrosion resistant cement only can be used for that purpose to avoid ettringite phase ($3 \text{ CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3 \text{ CaSO}_4 \cdot 31 \text{ H}_2\text{O}$) formation after solidification, which would destroy the concrete (Lorber et al. 2010).

3 CONCRETE STABILIZED PERIMETER BERM METHOD FOR VERTICAL AIRSPACE EXTENSION

3.1 Landfill-Site Characteristics

The case study landfill started tipping operations of untreated household waste in 1961 after construction at an old gravel pit site without any bottom liner system. 1986, after groundwater pollution observed, the landfill got secured and confined by the „Vienna Double Wall Chamber System“ (i.e. Vertical Cut off Walls with hydraulic gradient) (see Fig. 6). The confined landfill area is about 58.8 ha, see Fig.3. (Lorber 2013).



confined landfill area: 588,000m² (58,8ha)
landfill footprint

Fig. 3: Case study landfill site with footprint (inside) and confinement (outside).

Since 2009: tipping of MSWI – combustion residues (loose ashes & slags) only.
Permitted Landfill Height: 45 m (up to year 2026)

Actual Height: 30-35 m

Annual airspace use:

- Processed slags and ashes: 150,000 m³/year (i.e. 250,000 tons/a)
- Construction and demolition waste: 50,000 m³/year (i.e. 80,000 tons/a)
- Street cleansing dust: 10,000 m³/year (i.e. 15,000 tons/a)
- Total Airspace requirement: Σ 210,000 m³/year (i.e. 345,000 tons/a)

Real challenges of the vertical airspace extension project are the heterogeneous zones of deposition (Western area: since 1992 inorganic waste only, Eastern area: up to 2008 deposition of household waste with organics).

3.2 Side Slope Construction by “Concrete Stabilized Perimeter Berm” method

As shown in Fig. 4 and Fig. 5, the side slope of the landfill is constructed as a concrete confining dam of a minimum thickness of 40 m and a berm distance of 10 m in height, to give sufficient mechanical stability to this „soft core hard shell“ structure. Behind the concrete wall, i.e. inside the circular confined area, tipping of loose inorganic material (mainly slags & ashes) is done, see Fig. 4. Finally, the slope is covered with 2 m recultivation layer (i.e. topsoil), see Fig. 5.

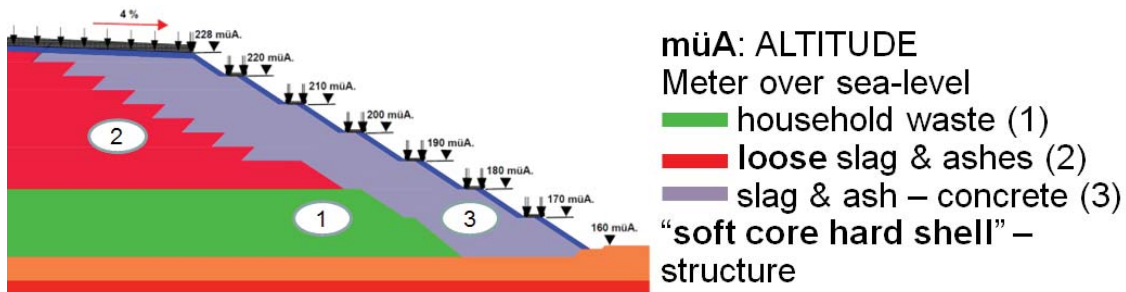


Fig. 4: Side Slope Construction during vertical extension of landfill airspace (Gollob 2013).

Concrete-mixture mentioned before was used for Side Slope construction.

“Soft Core & Hard Shell” type of construction.

Thickness of perimeter concrete shell
 (Embankment)

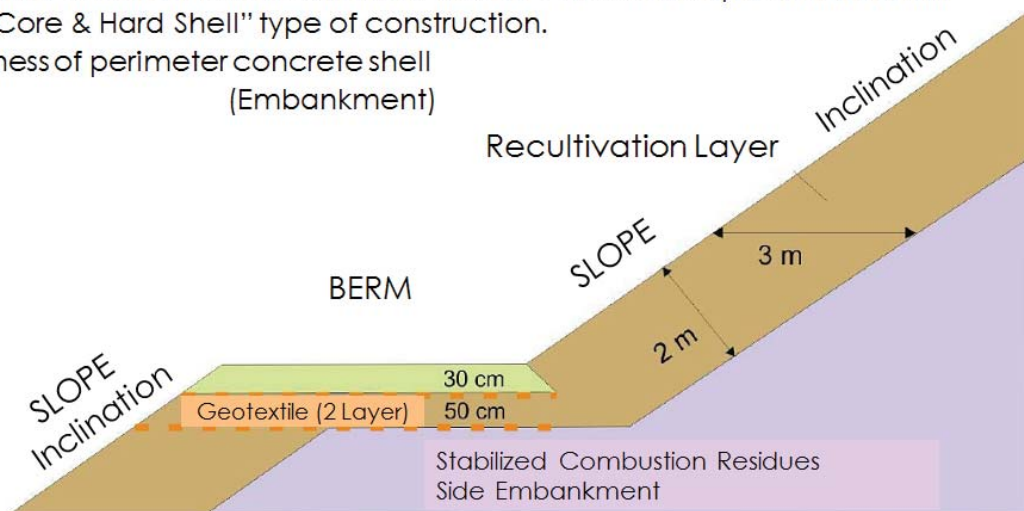


Fig. 5: Construction details: Side Slope with Berm and Recultivation Layer (Gollob 2013).

3.3 Global Slope Stability Analysis

To ensure sufficient global slope stability, the computer program GEOSLOPE was used for the modified Bishop & Morgenstern – Price method to calculate the factors of safety (FS) against shear failures (failure mode: block and circular (not shown here)) (Aschauer et.al. 2013).

As shown in Fig.6, even under the assumption of rising the maximum landfill height up to 75 m above ground level (see Fig. 4), the calculated factors of safety can meet the limit values under static as well as seismic (i.e. in case of earthquake) conditions.

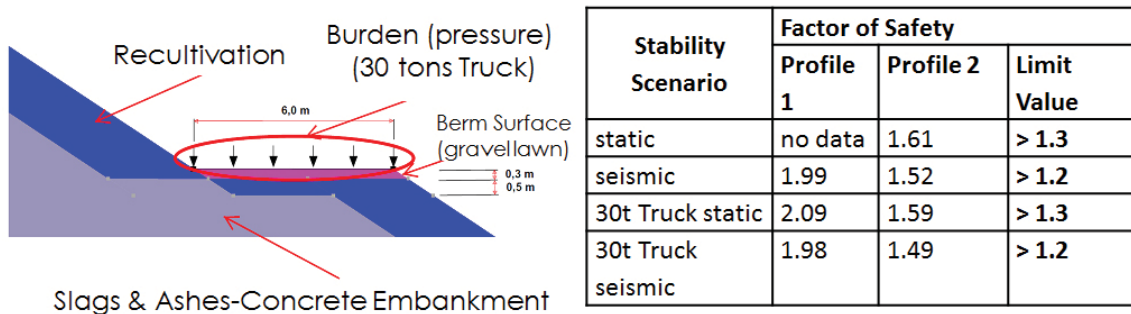


Fig. 6: Global Slope Stability Analysis for Vertical Airspace Extension (Aschauer et al. 2013).

3.4 Impact Assessment and Risk Analysis

The reported Vertical Airspace Extension Project will affect the existing landfill gas extraction system (-> adaption or replacement of gas-wells & pipelines) and the Storm Water Management (-> extension of existing run-off-water ponds). Sensitive area at the NW corner of the “Vienna Double Wall Chamber System” (see Fig. 7) requires monitoring of lateral forces by clinometers (Aschauer et al. 2013).

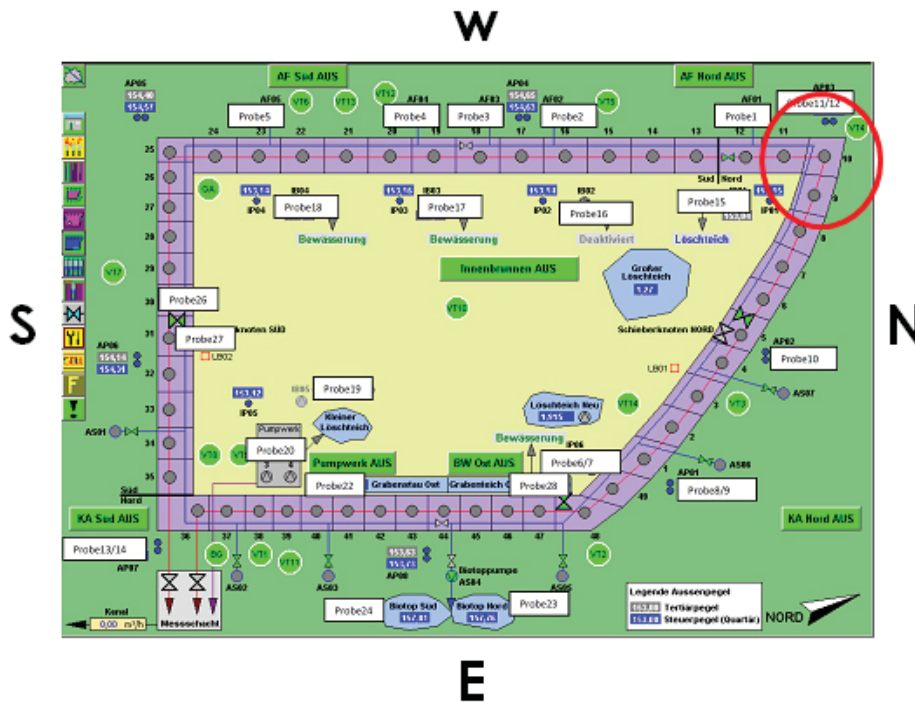


Fig. 7: Sensitive Area: NW-corner of „Vienna Double Wall Chamber System“ (Lorber 2013).

3.5 Recultivation and after-use

To avoid erosion and to reduce the amount of run-off water by evapotranspiration, capping of Landfill Roof Area (see Fig. 8) as well as the Side Slopes (see Fig. 5) with selected types of plants (i.e. grass and bushes) is part of the project. After closing the study case landfill is planned to become a biotope for wild living animals and a recreation area for visitors, see Fig. 8.

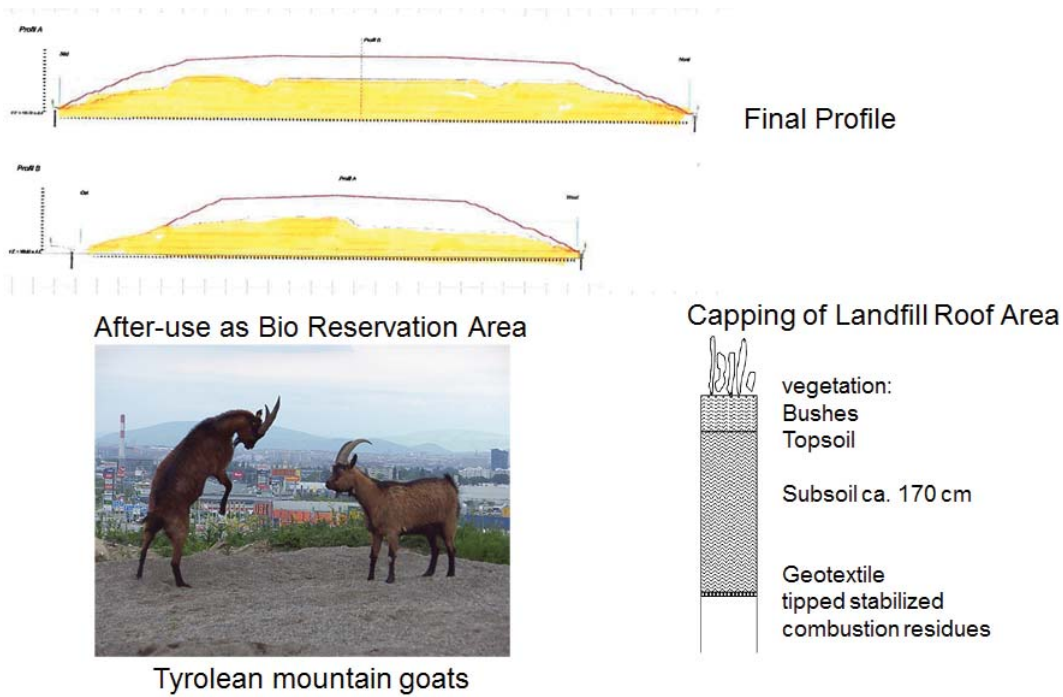


Fig. 8: Recultivation and After-use of Study Case Landfill (Ransmayr 2013).

ACKNOWLEDGEMENT

The authors express their sincere thanks to all of the members and colleagues of the UVP Project Team involved in the Environmental Impact Assessment for Rautenweg Landfill, who have substantially supported this reported study by their excellent work.

NOTE

This contribution was presented as summary and presentation (D3.4) at the CRETE 2014 Conference, September 2nd – 5th, in Chania, Greece.

REFERENCES

Due to space problems (limitation to 6 pages only) literature citations in the text could not be included as REFERENCES here, but they are available on request from the authors.

Methods and Technologies for Remediation of Soil and Groundwater at Contaminated Sites

K.E. Lorber & R. Sarc

Department of Environmental and Energy Process Engineering, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria

A.P. Loibner & K.E. Scherr

IFA-Tulln, Tulln, Austria

ABSTRACT: In the last few years, a large number of remediation methods for contaminated soil and ground water and technologies for risk reduction as well as for the reclamation of polluted sites have been developed. Risk reduction generally is accomplished either by removing or neutralizing the pollution source or by breaking the pathway to the receptors, using containment techniques. Current practice shows a clear preference for a source-oriented sustainable approach like the in-situ treatment & decontamination technology. However it has to be mentioned, that there is no universal best solution existing, as remediation requirements vary from one site to another and hence the selection of a certain method in practice has to be done specifically for each site.

1 INTRODUCTION

As a consequence of production and manipulation or inadequate disposal of chemicals and potentially hazardous substances in the past, industrialisation often resulted in a substantial impairment of limited land resources by leaving behind sites contaminated with various pollutants present in soil and groundwater. Serious estimations come to a number of over 750,000 sites across Europe, where water transfer can leach contaminants from soil into the ground water and may cause uptake of pollutants by food plants, resulting in risks for human health and environment. Advanced remediation methods and technologies (see Figure 1 and 2) have been developed in the last years for risk reduction and for the reclamation of polluted sites, replacing the old “dig and dump versus containment” – approach of the past. Risk may be considered as the result of a transfer process, where some potential hazardous/toxic substances could lead to an adverse effect in a “receptor” (i.e. people, animals and plants, water resources, ecosystem etc.). For this process to operate, there must be a connection (a so called pathway) between the potential hazard (the pollution source) and the target for protection (the receptor). Hence, risk reduction may be accomplished generally either by removing or neutralizing the source, or by breaking the pathway and/or removing the receptors. Current practice shows a clear preference for a source – oriented sustainable approach. This may involve removal of polluted soil and groundwater, in-situ decontamination of the contaminants themselves by degradation or by changing the bioavailability of the pollutants (i.e. detoxification). On the other hand, pathway breaking may be achieved by placing a mechanical or hydraulic barrier between the source and the receptor. Other methods include containment through Groundwater Pumping (and Treating) or Permeable Reactive Barriers for the removal of certain contaminants from groundwater flows (i.e. in the downstream plume of the groundwater). Pathway breaking by containment is not considered to be “sustainable” and may have disadvantages like land use restrictions and further need for permanent monitoring and extensive after care.

Finally, removing the receptors by evacuation or stringent land use restrictions are currently not favoured for the benefit of site reclamation and land recycling. As shown in Figure 1, quite a large number of classical Containment as well as innovative Decontamination methods and technologies are applied in site remediation. It is important to realize, that there is no universal best solution existing, and – as shown in Figure 1 – overlapping of methods does occur. Each single solution has its advantages and disadvantages, depending on quality requirements and other factors like:

- Requirements related to Spatial Planning, Site Management and Land (re)use (e.g., remediation targets, costs and time frame etc.).
- Site-specific parameters (i.e. hydrogeology of site, location and dimension of aquifer and aquitard, saturated or unsaturated (vadose) zone, groundwater volume, type (texture) of soil, soil permeability, meteorological conditions & climate, etc.).
- Contaminant-specific parameters (i.e. properties & behaviour like: soluble, volatile, persistent or biodegradable, toxic, Redox-potential; phase distribution (dissolved or dispersed in groundwater, locked up in pores, adsorbed on soil particles or dispersed in “light non aqueous phase liquids” (LNAPL) or “dense non aqueous phase liquids” (DNAPL) etc.)).

These requirements and factors vary from one situation to another sometimes quite dramatically and hence the availability and appropriateness of solutions needs to be determined on a site-specific basis from case to case.

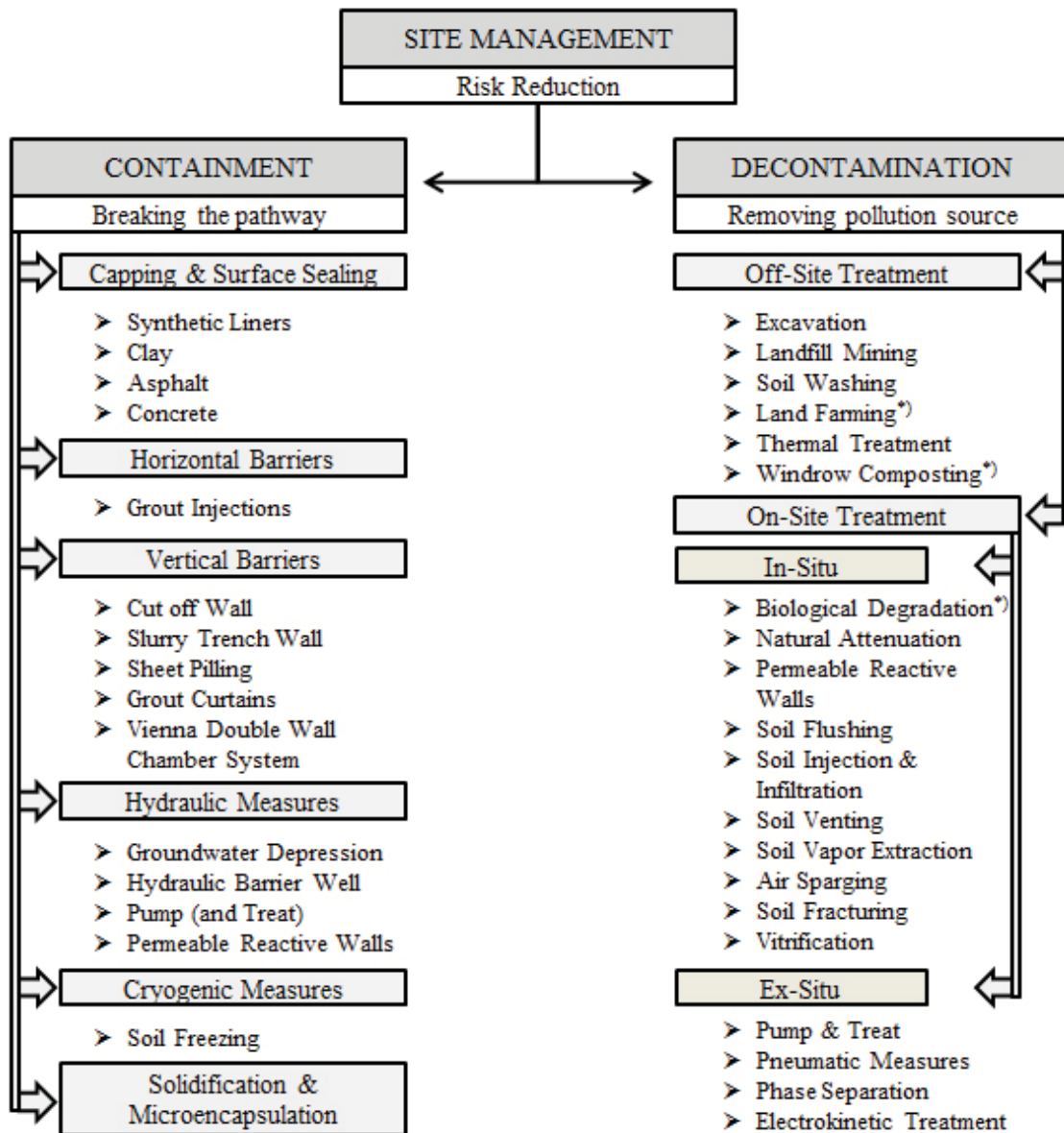


Fig. 1: Site management options. Methods and Technologies for clean-up and remediation of contaminated soil and ground water (Lorber 2014) *) see Fig. 2.

In the next chapters, just a few examples are given on modern SITE-MANAGEMENT options.

2 BIOREMEDIATION OF ORGANIC CONTAMINANTS IN SOILS AND SUB-SURFACE ENVIRONMENTS

Amongst risk management techniques for contaminated sites, biological remediation technologies – termed bioremediation – have been applied widely for the clean-up of soil and water bodies, see Fig. 2.

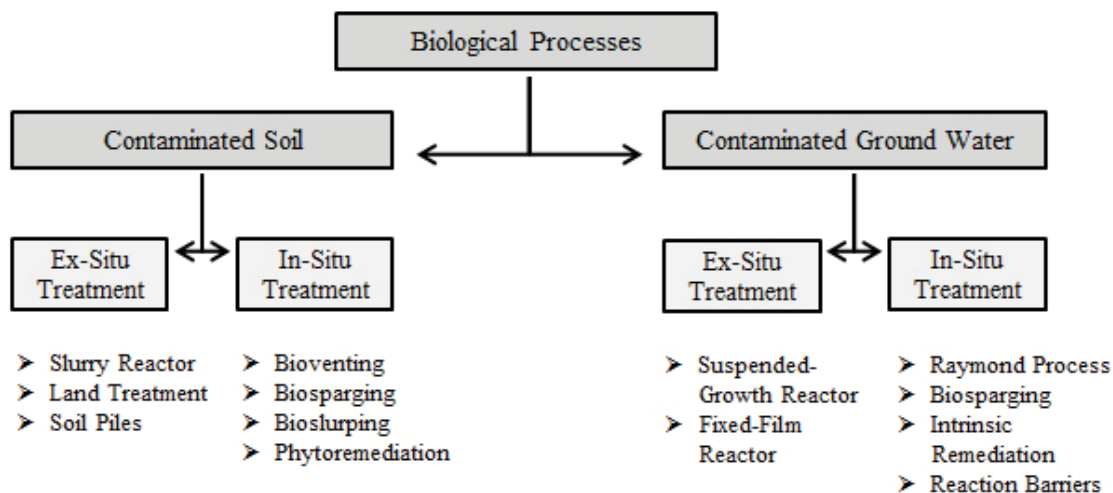


Fig. 2: Bioremediation Methods and Technologies (adapted from US EPA 1989).

They have been identified as sustainable and cost efficient measures to remove or detoxify pollutants. Different to clean-up techniques such as incineration or deposition at landfills, bioremediation results in biologically active and functional soils and aquifers that are ready for reuse. Whereas biological technologies are also available to treat metal contaminated soils (e.g. phytoremediation), the majority of applications focus on organic contaminants such as crude oil and its products. Decontamination is usually achieved through biodegradation of pollutants by employing techniques that promote growth and catabolic activities of pollutant degrading microorganisms including indigenous bacterial, archaeal and fungal populations and their synergies.

2.1 Factors that control biodegradation

Microbial break-down of organic contaminants occurs in a lot of different environments. Parameters such as pH, moisture and temperature may vary within a large range without suppressing degradation processes. In many cases however, the supply of electron acceptors for oxidative degradation processes is limited. Delivering well soluble acceptors or facilitating electron transfer to poorly soluble geogenic acceptors may help to circumvent such limitations. In addition to requirements for microbial growth, pollutant degradation in soil is controlled by further circumstances that are defined by the chemical structure of the contaminant and the nature of the soil matrix. (Scherr et al. 2014) Soil characteristics such as type and content of organic matter influence rate and extent of pollutant sorption and sequestration and consequently render contaminants poorly available or inaccessible for microorganisms.

Amongst environmental factors that control biodegradation, the availability of electron acceptors is a key parameter for remediation success. Under aerobic conditions, oxygen acts as terminal electron acceptor of the respiratory chain that receives electrons from the oxidation of the pollutant, eventually resulting in the mineralisation of organic contaminants to carbon dioxide and water. Oxygen is usually applied by introducing ambient air. For some (in situ) treatments, technical oxygen (e.g. “Bio-Puster” technique) or hydrogen peroxide may be used to increase the oxygen concentration. Under anaerobic conditions, terminal electron acceptors different from oxygen are used. They comprise chemical compounds or elements such as nitrate, manganese (IV), ferric iron, sulphate or carbon dioxide. Early bioremediation techniques focused on aerobic conditions as many contaminants are degraded faster in the presence of oxygen, resulting in increased remediation performance and shorter treatment periods. However, electron acceptors alternative

to oxygen face increased interest in particular for groundwater remediation as the solubility of oxygen in water is limited. Furthermore, specific contaminants such as chlorinated solvents (e.g. perchloroethylene) may require anaerobic conditions to initiate the degradation process.

Microbial metabolism and as a consequence bioremediation is bound to the presence of water, whereby the water content enabling microbiological growth may range from aquatic (100 % water) to rather arid conditions (usually at reduced growth rates). Good degradation rates are achieved at a saturation level of 40-85 % of the maximum water holding capacity. Optimum pH is around 7 but adaptation of microorganisms to an environment providing lower or higher pH is possible (usually 3 to 9). Under extreme circumstances, adjustment of the pH may be required to enable microbial growth or to speed up degradation processes and can be achieved using e.g. lime or hydrochloric acid. Usually, sufficient mineral nutrients are present in natural soils. For some cases however, the addition of mineral nutrients may be of favor. In particular nitrogen, phosphorus and potassium are needed at higher amounts. A relationship of C:N:P:K=100:10:1:1 is considered to be suitable for most applications. Degradation of pollutants occurs at various temperatures with a range of 10 to 45°C considered to be appropriate for pronounced degradation rates. Adaptation of degrading bacteria to higher (thermophilic) or lower (psychrophilic) temperatures is possible and usually results in longer remediation periods at low temperatures.

2.2 Application of bioremediation measures

A large variety of different techniques exists to implement bioremediation measures to contaminated soils, sediments and aquifers (see Fig. 2). Their common denominator is to provide conditions for microorganisms that allow them to break down contaminants as fast and complete as possible. These techniques may be applied to excavated soil (*ex situ*) or to contaminated sub-surfaces and groundwater (*in situ*). In Austria, biopile remediation is the most widely used and to date one of the few, applied *ex situ* bioremediation measure. It comprises soil windrows or compost piles (height of 2-4 m) for the treatment of excavated soils using active or passive aeration with addition of degrading bacteria, nutrients, minerals, and water. Depending on the type of pollution (frequently petroleum hydrocarbons and PAHs) and its concentration, the time scale for the clean-up of soils may range from a few weeks to several months.

In situ bioremediation techniques separate in saturated and vadose zone treatments. The main focus of such techniques is the delivery of electron acceptors mostly in the form of oxygen as present in ambient air. The bioventing technique is applied to the unsaturated soil zone and employs the introduction of air into the contaminated subsurface so providing oxygen for the biodegradation of non-volatile organic constituents. Biosparging or groundwater circulation wells employ the introduction of oxygen into the saturated zone to promote biodegradation of pollutants present in groundwater, in the capillary fringe, as DNAPL or being sorbed to the porous medium. Although remediation times are much longer than for biopile remediation (approx. 3-10 years), remediation costs are usually smaller for *in situ* biotreatments and may be as low as €10.- per ton of treated soil. *In situ* bioremediation is applied to selected contaminated sites that easily may range to a size of 20 ha and where several hundred tons of petroleum hydrocarbons need to be removed by biodegradation means.

2.3 Constraints for the application of bioremediation techniques

However, a number of rate limiting constraints need to be overcome for a successful application of bioremediation measures to sites contaminated with specific pollutants such as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). On the nano-scale, molecular interactions between pollutants and matrix constituents govern the accessibility of hydrophobic organic contaminants to pollutant degrading microorganisms. Predictive tools such as contaminant traps or sequential extraction methods may be applied for estimating the bioaccessible pollutant share. Such a classification of contaminated soils with respect to their susceptibility to biodegradation helps to direct contaminated wastes to appropriate treatment techniques.

In the absence of oxygen or alternative electron acceptors, microorganisms may also use contaminants as recipient for electrons and thus transform toxicants to less harmful substances or initiate a chain of further degradation processes. Depending on the molecular structure of contaminants, the redox potential needs to be adjusted and a supply of additives like electron donors,

co-substrates or redox mediators is required for a successful degradation of specific toxicants. For example, for volatile chlorinated hydrocarbons, reductive dechlorination may proceed slowly and incompletely, possibly resulting in the accumulation of cancerogenic intermediates such as vinyl chloride. Redox mediation using electron shuttles of natural origin is a novel and promising way to accelerate and complete dechlorination under thermodynamically unfavorable conditions (Scherr et al. 2014).

For the in-situ bioremediation of anaerobic environments contaminated with reduced hydrocarbons (including PAHs and petroleum hydrocarbons), electron acceptors such as nitrate, sulfate, Fe(III) or Mn(IV) can be used as terminal electron acceptors in microbial contaminant oxidation. The role of poorly soluble geogenic electron acceptors including Fe(III) and Mn(IV)-bearing minerals in anaerobic contaminant transformation processes is poorly understood. Despite their poor aqueous solubility and thus poor bioaccessibility, these species participate in microbe-driven geochemical cycles. Nature devised several mechanisms, including electrically conductive pilus-like assemblages – termed nano-wires – expressed by *Geobacter* species, or *Shewanella*'s chelating agents, for extracellular electron transport to poorly soluble Fe(III) surfaces serving as terminal electron acceptors in contaminant oxidation. Currently, substitutes to these species-specific mechanisms to increase extracellular electron transfer processes connected to potential benefits for anaerobic contaminant oxidation are under investigation. (Loibner 2014) The addition of extracellular electron shuttles – small organic, non-toxic and reversibly oxidisable structures – that may participate in a large number of consecutive reduction and re-oxidation steps, driven by or in the absence of microbes, is a novel and promising strategy to increase the efficiency of anaerobic bioremediation strategies. The application of these extracellular compounds to increase anaerobic oxidation processes is a direct approach to exploit indigenous, poorly soluble electron acceptors and thus represents an environmentally compatible bioremediation measure. From a molecular level, geochemical and biogeochemical transformation processes involving hydrophobic contaminants and poorly accessible electron acceptors in complex matrices remain largely unexplored. A comprehensive understanding of soil-pollutant interactions and geogenic electron transfer processes will provide the fundamental knowledge for developing new remediation approaches and to protect soil environments and soil based ecosystem services.

3 DECONTAMINATION BY EXCAVATION AND TREATMENT OF POLLUTED SOIL

Risk reduction at the contamination source can be carried out “in-situ” or “ex-situ”, where the excavated soil is separated into different material fractions for treatment and disposal which may take place “on-site” or “off-site”, see Fig. 1. When contamination is in the vadose zone close to the surface, a simple top soil exchange may be performed, followed by clean-up of the removed soil layer, using “soil-washing” techniques. When contamination is in the subsoil and/or saturated zone, “open pit” excavation is applied, where the contaminated soil is dugged out from top to bottom in 2.5 m layers by layers, followed by sorting of the material (i.e. “TRIAGE”) and treatment and disposal of the separated material streams, see Fig. 3. In rare cases (i.e. high risk potential of dumped hazardous wastes and close distance to immediate neighbourhoods) “under roof” – excavation is carried out in a closed hall, constructed on top of the site, like at the “Sondermülldeponie Kölliken” – site in Switzerland (CH). (Tardent 2010, Conrad 2010) Before opening the surface of a site for excavation, comprehensive prospecting has to be carried out (including: recherche of site history, remote sensing by geophysical methods as well as invasive drilling and digging) for collecting data on the hydrogeology of the site and the pollution inventory, that are used for generation of a 3D model. To avoid bad smell and odours, “in-situ” aeration of the site (e.g. “Bio-Puster” technique) is advisable before opening, when organic wastes are expected to be found during excavation. (Zorzi & Reinberger 2004) Compared to other methods and technologies, Site Excavation is rather expensive and depending on the amount (m³ or tons) and type of excavated materials as well the disposal pathway chosen, the costs can exceed several hundred million €. However, by a smart separation into different material streams for treatment and disposal (i.e. “Triage”, see Fig. 3) quite some money can be saved.

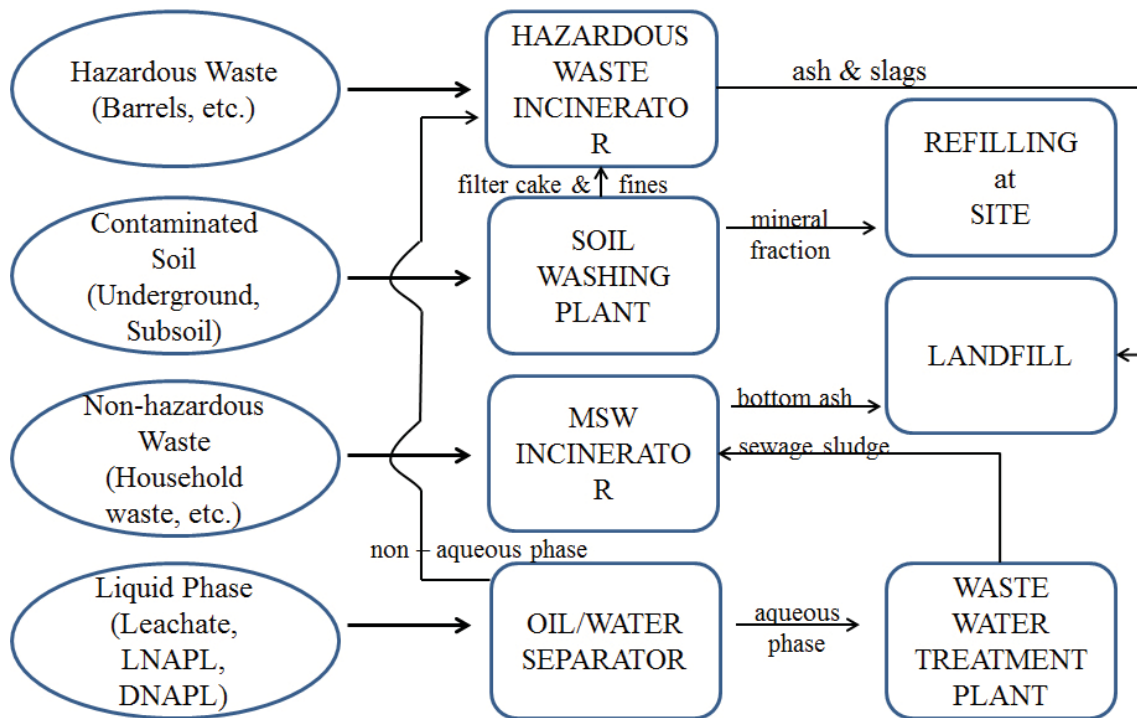


Fig. 3: Material streams of excavated site materials fractions for treatment and disposal.

NOTE

This contribution was presented as summary and presentation (A2.1) at the CRETE 2014 Conference, September 2nd – 5th, in Chania, Greece.

REFERENCES

Due to space problems (limitation to 6 pages only) literature citations in the text could not be included as REFERENCES here, but they are available on request from the authors.

WASTE MANAGEMENT & RECYCLING

Exhibition & Conference for South-East Europe, 11-13 March 2015

 Save *the* **PLANET**
Waste Management & Recycling



With the Patronage of:



Long-term Supporting Partner:



With the Support of:



Partner:



Organizer:

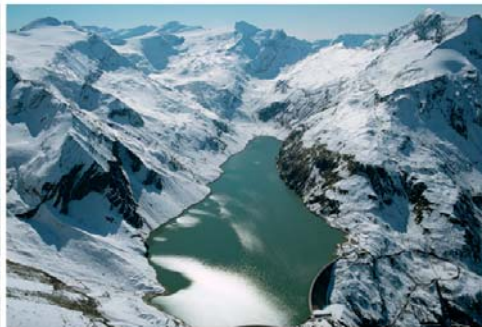


www.viaexpo.com

Parallel Events:

Energy Efficiency & Renewables, Smart Cities,
Emergency, Rescue & Safety

Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband

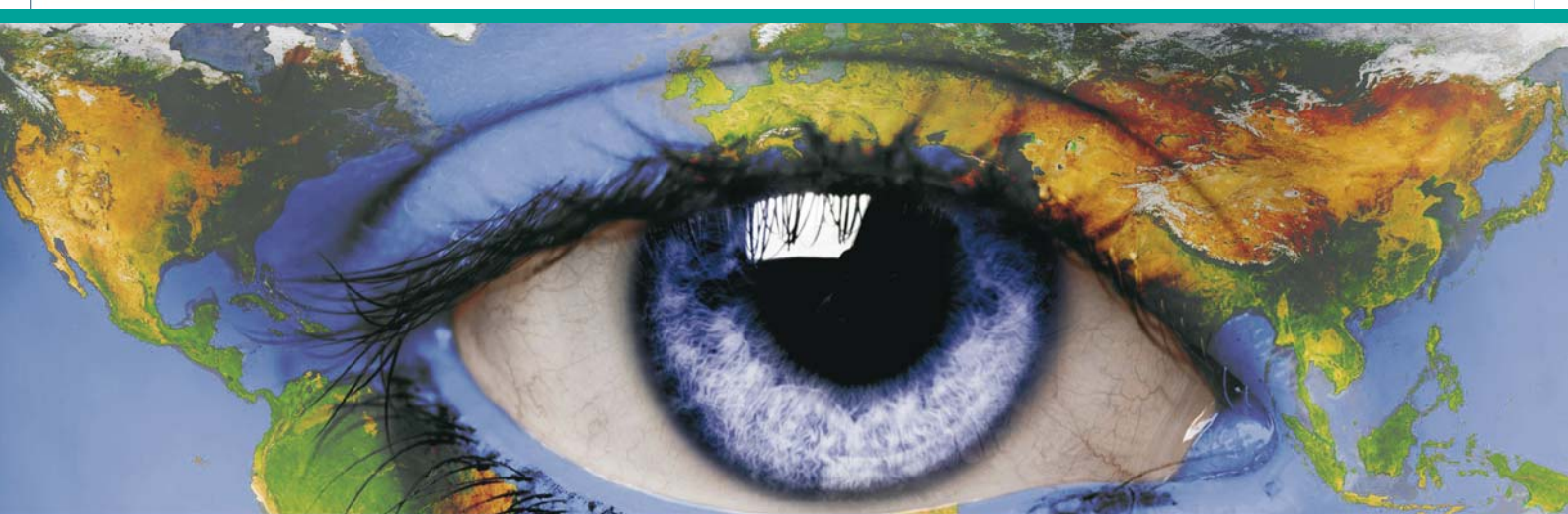


Das österreichische **Kompetenzzentrum** für
Wasser-, Abwasser- und Abfallwirtschaft

www.oewav.at



zukunft
SEIT 1909
denken



EU-Recycling – Das Fachmagazin für den europäischen Recyclingmarkt!
Fakten, Hintergründe, Reportagen made in Europe.

www.eu-recycling.com



Poster

Concept of the Future Waste as an Embedded One in the Resource Management

E. Khamidullina

Loughborough University, Water, Engineering & Development Centre, Loughborough, United Kingdom

ABSTRACT: Billions of tons of various kinds of wastes accumulated during the last century, especially in developing countries, require a particular analysis of the causes that provoked a huge volume of different wastes and the ways how to manage these wastes using modern techniques of Waste Management like the principles of separate collection of wastes as well as the basic approaches for recovery and recycling of wastes. Investigation methods like Material Flow Analysis and Life Cycle Assessment with the final sink of treated wastes in landfills are useful tools for elaborating modern concepts.

To escape a further accumulation of any kind of wastes in any country, the notion of “waste” towards the “resource”, has to be reviewed which deals with treatment of the end-life cycles of goods and the consequent transformation to a new material or energy which can be used again.

How implementation of renewable sources of energy will impact on the evolution of waste management’, this is one of the most important issues for today.

It also deserves paying attention to the principles of development of a modern civilization from the Vedic point of view, in order to see how various problems including the ecological ones with a potential of a lack of future resources are being created by the society.

What is the main role of a human being in the context of a cosmic evolution of our planet, and whether humans are according to their destination? Is there a chance to become “waste” for a human being, or are humans the most precious resource on the planet and at the same time managers of the resources’ flows?

1 INTRODUCTION

The problem of accumulation of huge, permanently growing volume of various kinds of wastes in developing countries, including Russia, is provoking an interest to the subject outlined in this article. So, within a discussion of the mentioned problem in the State Duma in the Parliament of the Russian Federation in year 2013, the following figures were announced there. About 35,040 millions (i.e. more than 35 billion) of solid wastes are annually accumulated in the country, but meanwhile only 2-3 % of them are being reused and recycled. It was pointed out the fact, that using of secondary resources is economically and environmentally beneficial since it requires 40% less consumption of energy, water and primary resources (Information Agency “Guarantor” in (Khovanskaya 2013)).

This situation certainly threatens health, safety and welfare of current and future generations of people. Out of doubt, it should be transformed and significantly improved to avoid a catastrophe in the future. It makes one appealing to science and waste management whose main goals are protection of human beings and the environment as well as resource conservation. Waste management practice should not export waste-related problems in space and in time, requiring, for example, appropriate treatment capacities and aftercare-free landfills (Brunner & Fellner 2007).

2 MATERIALS AND METHODOLOGY

Waste Management is based on such tools and methodologies as Material Flow Analysis (MFA) and Life-Cycle Assessment (LCA). Life cycle assessment is a “cradle-to-grave” approach for as-

sessing industrial systems. “Cradle-to-grave” begins with the gathering of raw materials from the earth to create the product and ends at the point when all materials are returned to the earth. LCA evaluates all stages of a product’s life from the perspective that they are interdependent, meaning that one operation leads to the next. LCA enables the estimation of the cumulative environmental impacts resulting from all stages in the product life cycle, often including impacts not considered in more traditional analyses (e.g., raw material extraction, material transportation, ultimate product disposal, etc.). By including the impacts throughout the product life cycle, LCA provides a comprehensive view of the environmental aspects of the product or process and a more accurate picture of the true environmental trade-offs in product and process selection. The term “life cycle” refers to the major activities in the course of the product’s life-span from its manufacture, use, and maintenance, to its final disposal, including the raw material acquisition required to manufacture the product (Scientific Applications International Corporation, 2006).

In order to investigate the effect of production systems on the environment, the original method was later expanded to include production emissions and wastes. More recently, the input-output method has been incorporated into LCA to establish the economic input–output LCA method. This expansion provides a mean of assessing the relative emissions and resource consumption of different types of goods, services, and industries. The advantage of using input-output methodology for LCA is the vast amount of available information and data in the form of input-output tables for many economies. This information can be used for LCA as well.

MFA is a wide-spread tool and it is applied in many fields, including process control, waste and wastewater treatment, agricultural nutrient management, water-quality management, resource conservation and recovery, product design, life cycle assessment (LCA), and others.

Material flow analysis (MFA) is a systematic assessment of the flows and stocks of materials within a system defined in space and time. It connects the sources, the pathways, and the intermediate and final sinks of a material. Because of the law of the conservation of matter, the results of an MFA can be controlled by a simple material balance comparing all inputs, stocks, and outputs of a process. It is this distinct characteristic of MFA that makes the method attractive as a decision-support tool in resource management, waste management, and environmental management.

The use (and preferably conservation) of resources to manufacture a particular good or to render a specific service is often investigated by LCA. The result of an LCA includes the amount of emissions and the resources consumed. Since MFA is the first step of every LCA, MFA is also a base for resource conservation.

To change from a linear flow system to a cycle system requires more than new technologies. It means a complete change in lifestyle, value system, priorities, as well as large-scale changes in technology and economy. At present, such a change is neither in sight nor is there convincing evidence that it is needed (Brunner & Rechberger 2005).

Here it has to be noted that a time period or a cycle in which we are currently living, demands a new approach for understanding of genuine values and priorities in a humans life which may invoke modifications in human consciousness, lifestyle, technology and economy.

The objective criteria, why it is necessary to do so, are ever-decreasing quality of water, air, soil and climatic conditions as well as a devastation of forests in many regions on our planet Earth. Modern society tries to manage the depicted tendency relying on principles of sustainable development.

The notion of “sustainability” has its roots in the eighteenth-century forest economy and has become popular because of its use in the so-called Brundtland Report. Referring thereupon, sustainable development is usually defined as development that meets the needs of the present generation without compromising future generations’ ability to satisfy their needs. Today, sustainability is mostly referred to as compromising the three Ps – “people, planet, profit” – and postulates the co-equality of ecological tolerability, sustainable economic growth, and intra- and intergenerational social equity.

Yet, the Brundtland Report also defines sustainable development as a “process of change”, and thus lays emphasis on current action. Accordingly, sustainability does not address a fixed final state that can be reached by striving for fixed, concrete goals, meeting defined criteria or acting according to unambiguous decisions.

It is the disagreement as to the suitable definition of sustainability or sustainable development

that makes measuring the extent and the achievements of sustainability and sustainable development so difficult. The fact that “a scientifically based sustainability analysis necessarily involves value judgments, assumptions, scenarios and uncertainties” adds to making sustainability evaluation tricky. The necessity of judging positive and negative contributions of different influence factors to sustainability requires tailoring sustainability measuring on an individual’s or an individual group’s mindset – and add a certain nimbus of arbitrariness to all attempts of measuring sustainability. So although up to now a plethora of indicator sets has been developed to measure the state of sustainability in a region or country, they have to “limit themselves to the sphere of the measurable”. Thus, it’s quite difficult to find an appropriate set of indicators for measuring sustainability, let alone rates of change in sustainable development over a period of time.

A sophisticated waste management system may also have various positive and negative effects on society, which, in addition, are very likely to interact with each other: providing facilities for regular and safe disposal of wastes, developing and elaborate technical facilities for regular and safe disposal of wastes, and developing elaborate technical facilities for the ideal recovery and reuse of materials to guarantee a clean and lively environment are accompanied by higher disposal fees and an increase in the efforts people have to make to separate and dispose of their waste. These effects need to be identified, measured, and deliberated carefully along the life cycle of wastes.

For this reason, LCA seems to be the method of choice to measure the overall sustainability-related effects of a waste management system. According to the ISO 14040, defining methods of LCA tend to focus on environmental impacts, but the measurement of the impacts of products, services or activities on generic groups or society as a whole are inadequate. As a consequence, the estimation of not only environmental qualities, but also overall sustainability of a waste management system requires adjusting and broadening the concept (Gelbmann & Klampfl-Pernold 2010).

The short commings of the sustainable developing society and economy based on MFA and LCA methodology can be easily explained if we apply to the underlying principle or the rule of both methods: the Law of Conservation of Matter, or inputs equal outputs, in a traditional meaning.

Taking into account, the fundamental work of the famous Austrian scientist and inventor Viktor Schauberger “Energy Evolution: Harnessing Free Energy from Nature”, (Schauberger 2000) the following words are to be said in connection with the above mentioned statement:

Bio magnetism is quality. Its adversary is all forms of over-illumination, overheating or centrifugally engineered increase in pressure. In this case bioelectricity is produced, which, in the form of an atomic force of excess pressure, possesses energies which function electrolytically and over-acidify decompose and kill all forms of life and growth. In the light of this, the deterioration of rivers and lakes becomes quite understandable. Since bio magnetism is quality, it follows that there is no constant conservation of energy in the presently accepted sense. There is likewise no equivalence between mass and energy and no insuperable force of gravity within the atmospheric envelope. All there is present, is a rhythmical interplay between bipolar component forces, which ultimately inaugurates the final degeneration. In their interactive function as atomic pressural or suctional forces and through the biological vacuum thereby created, they also produce the best and cheapest driving force for machines. Wise Nature, on the other hand, proceeds by way of atomic transformation, which from a biological viewpoint is the exact opposite. Pressure and fire technology therefore produce retrogressive atomic energies, whereas implosion technology generates super-powerful, forward thrusting atomic energies, i.e. an almost 100% formative and levitative force.

3 RESULTS AND DISCUSSIONS

Schauberger (Schauberger 2000) claimed the vital necessity concerning changes the way of production and demonstrated the destructive basis of the modern civilization which exploits oil and coal as natural raw materials and fuels whereas they are actually “immature natural resources” or more exactly, a “natural waste”, being the end-life cycle of living organisms. They are much better to be used for further processing or natural recycling by the Earth in order to be transformed

in higher energetic states or positions for the following applications by the next generations of people.

In our case, these are adamants (a true resource ready for use by humans). Although it may regard other precious and noble stones and metals as well. A diamond can be used in the device acting as a converter of solar energy into electricity, for example, due to the new way of processing of diamond crystals.

The energetic coupling, the actual bonding of these additives to the media, is achieved through the interaction between the aforesaid types of motion. The bonding takes place by way of bio-catalysts inter alia through the appropriate choice of materials from which the previously described pipes, channels or vessels are made. In such applications, copper, silver and gold and their alloys have proved to be particularly suitable. However, synthetic resins (plastics) with or without mineral or metallic inclusions or crystals, or natural stone, woods such as larch, fir, etc. and combinations of such materials can also be used.

4 CONCLUSIONS

So, the critical situation on the planet Earth appears, from the Vedic point of view, in connection with misunderstanding and misusing of true values existing in the Nature. Material nature consists of three modes. Development of a modern civilization is predominantly based on the modes of passion and ignorance with a partial application of the mode of goodness. From the mode of goodness, real knowledge develops; from the mode of passion, greed develops; and from the mode of ignorance develops foolishness, madness and illusion.

This material nature, which is one of energies of the Supreme Personality of Godhead (Krishna), is working under His direction, producing all moving and nonmoving beings. Under its rule this manifestation is created and annihilated again and again. So, time periods or cycles (known in the modern physics as “the fields of torsion”) start the beginning and the end of everything whatever created in the material worlds of the Universals numerously.

There is to be recalled that there is matching and similarity between mega (space)-, macro (people) and micro-world (invisible for human eyes). Every fine particle of our body, stone, wood is, etc., like the Sun systems or the Sun surrounded by Earths, on which billions of thinking existing beings live sometimes transcending our mental and moral development. The most important is that there is the same unlimited unperceived space below as it is above over us, remaining similarity and matching in both directions. The principle of the possibilities of unlimited development is to guide us in all our ways to manage creatively the resource’s flows in the resource-oriented economy and escape a situation to become an “anthropogenic waste”.

REFERENCES

- Bhaktivedanta VedaBase (2014) : Bhagavad-gītā As It Is (electronic version).
 Brunner, P. & Fellner J. (2007). Setting priorities for waste management strategies in developing countries. In “Waste Management & Research”, p.234.
 Brunner P. & Rechberger, H. (2005) Practical Handbook of Material Flow Analysis.
 Gelbmann, U. & Klampfl-Pernold, H. (2010) Applying Life Cycle-Oriented Tools for Analyzing the Sustainability of a Regional Waste Management System. Regional Development Dialogue. Vol. 31, No. 2. C. 154-156.
 Haratiya of Light (The Vedic Scripture). An electronic version of the edition of the Ancient Russian Inglyistic Church of the Due-praised Ancient believers – Inglyingers.
 Khovanskaya, G. (2013) A separate collection of wastes can be introduced in Russia. Information Agency “Guarantor”, Moscow, Russia.
 Schauburger, V. (2000) “Energy Evolution: Harnessing Free Energy from Nature”. New ways of processing diamonds http://www.mikropribor.ru/index.php?option=com_content&view=article&id=21&Itemid=20&lang=en.
 Scientific Applications International Corporation (2006) Life-cycle assessment: principles and practice, p. III.

OREG Optimales Ressourcenmanagement von Elektrogeräten

M. Merstallinger
*Technisches Büro Hauer Umweltwirtschaft
 GmbH, Korneuburg, Österreich*

S. Eisenriegler
*KERP Kompetenzzentrum Elektronik & Umwelt
 GmbH, Wien, Österreich*

M. Dos Santos
R.U.S.Z Reparatur und Service Zentrum, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Auf den österreichweit mehr als 2.000 Sammelstellen werden Elektroaltgeräte (EAG) gesammelt und sortiert. Im Idealfall werden noch funktionstüchtige EAG gleich auf der Sammelstelle für eine Wiederverwendung vorbereitet (selten). EAG werden im Auftrag genehmigter Sammel- und Verwertungssysteme von Sammelstellen durch Entsorger abgeholt und direkt zu den Verwertungsbetrieben transportiert. Weder die Einrichtungen der Abfallwirtschaft (Sammelzentren), noch die Verbraucherinnen, bzw. die Herstellerinnen sind allerdings derzeit auf die Wiederverwendung fokussiert; vielmehr landet die überwiegende Mehrzahl dieser Geräte im Shredder und nur die entstehenden Fraktionen werden kommerziell verwertet. Projektziel ist die Steigerung der Ressourcennutzung durch eine Prozessoptimierung bei der Sammlung und Behandlung von Elektroaltgeräten hinsichtlich ReUse, die Verwendung von ganzen Geräten bzw. Bauteilen und Nutzung der wertvollen Fraktionen. Dabei ist der Fokus unter dem Motto „vom Wissen zum Handeln“ auf die praktische Umsetzung von ReUse-Maßnahmen auf zwei ausgewählten Sammelstellen ausgerichtet. Im Rahmen des Projektes soll ein Handbuch erstellt werden, das die notwendigen Handlungen auf einem ASZ beschreibt und ein „ReUse-Container“ für eine einfache und effiziente Manipulation bei der Sammelstelle und einen schonenden und sicheren Transport entwickelt werden. Bis Mitte Juni 2014 gelang es bereits an einem Standort einen vollständigen ReUse Kreislauf zu implementieren.

1 EINLEITUNG

Auf den österreichweit mehr als 2.000 Sammelstellen (Mistplatz, Recyclinghof oder Abfallzentrum) werden die Elektrogeräte gemäß der gesetzlich vorgegeben Kategorien gesammelt und sortiert. Im Idealfall werden noch funktionstüchtige Elektrogeräte gleich auf der Sammelstelle für eine Wiederverwendung vorbereitet. Elektroaltgeräte werden im Auftrag genehmigter Sammel- und Verwertungssysteme von Sammelstellen durch Entsorger abgeholt und direkt zu den Verwertungsbetrieben transportiert. Die Verrechnung erfolgt dann über die Sammel- und Verwertungssysteme.

Die Sammlung und Behandlung bei den Großgeräten (EGG) (eine Kantenlänge >50cm) und bei den Elektrokleingeräten (EKG) ist derzeit nicht im Sinne eines ReUse oder einer Gewinnung von „wertvollen“ Rohstoffen i.S. der EU-Rohstoffstrategie ausgerichtet.

Weder die Einrichtungen der Abfallwirtschaft (Sammelzentren), noch die Verbraucherinnen, bzw. die Herstellerinnen sind allerdings derzeit auf die Wiederverwendung fokussiert; vielmehr landet die überwiegende Mehrzahl dieser Geräte im Shredder und nur die entstehenden Fraktionen werden kommerziell verwertet.

Die EKG werden konform zur Verordnung in Gitterboxen gesammelt und bis zur Verwertung meist noch einige Male umgeladen. Diese Mischfraktion weist zumeist eine Qualität auf, die nur mehr die Behandlung in einem Schredder zulässt. Dabei werden die Kunststoff- und Metallteile getrennt erfasst und verwertet. Eine Verwertung anderer Wertstoffe oder gar eine Wiederverwendung von Bauteilen oder ganzer Geräte ist bei einer solchen Sammellogistik nicht möglich. (TBH/ERA, 2012).

2 PROJEKTZIEL

Projektziel ist die Steigerung der Ressourcennutzung durch eine Prozessoptimierung bei der Sammlung und Behandlung von Elektro-Alt-Geräten (EAG) hinsichtlich ReUse, die Verwendung von ganzen Geräten bzw. Bauteilen und Nutzung der wertvollen Fraktionen. Das Projekt konzentriert sich dabei auf die mengen- und wertmäßig wichtigsten EAG der Sammelkategorien: Groß- und Kleingeräte.

Ein wesentlicher Aspekt dabei ist die Vernetzung aller in diesem Prozess agierenden Beteiligten. Dazu wurde ein Konsortium aus fünf Unternehmen gebildet um alle Bereiche, die in Zusammenhang mit einem vollständigen Ressourcenmanagement von EAG stehen abzudecken. Im Speziellen sind das: Grundlagenforschung im Bereich von Gerätezusammensetzungen abgedeckt durch die Kompetenzzentrum Elektronik & Umwelt GmbH (KERP); umfassende Kenntnisse der Sammel- und Behandlungslogistik abgedeckt durch die Technisches Büro Hauer Umweltwirtschaft GmbH (TBH) und Elektro Recycling Austria GmbH (ERA); Reparatur- und ReUse Kompetenz durch das Reparatur und Service Zentrum (RUSZ) und Behälterkonzeption und -bau durch die Firma Waizinger. Das Projekt wurde im Rahmen der COIN Programmlinie beim FFG eingereicht und hat eine entsprechende Förderzusage bekommen.

Zielsetzung des Projektes ist es, die relevanten Bereiche zu untersuchen und entsprechende Handlungsanweisungen, Informationsmaterialien und einen ReUse-Container zu entwickeln, die es ermöglichen, die derzeit gesammelten EAG entsprechend ihren Möglichkeiten weiterzuverwenden oder die Aufbereitung der vorhandenen Wertstoffe für das stoffliche Recycling zu optimieren. Dabei ist der Fokus unter dem Motto „vom Wissen zum Handeln“ auf die praktische Umsetzung von ReUse-Maßnahmen auf zwei ausgewählten Sammelstellen ausgerichtet.

3 METHODE UND ABLAUF

Neben der Zusammenstellung aller verfügbaren aktuellen Daten hinsichtlich Sammlung und Behandlung von EAG, werden die Untersuchungen vor Ort an zwei Sammelzentren im Osten Österreichs durchgeführt. Dabei wird ein dreistufiges Entwicklungsmodell (siehe Abb. 1) angewendet. Die Ergebnisse aus der Erhebungsphase werden in einer zweiten Phase überprüft und erweitert und in der dritten Phase getestet und evaluiert. Dabei werden ein Prozesshandbuch und ein ReUse-Transportcontainer entwickelt und die Materialzusammensetzung von gemischten Sammelgruppen anhand einer von KERP entwickelnden Methode analysiert.

Vor Beginn der beworbenen Rücknahme wurden Befragungen an den beiden Sammelstellen durchgeführt. Dabei wurden die Besucher über ihr Verhalten hinsichtlich Abgabe, Reparatur, Verkauf und Kauf von gebrauchten bzw. kaputten EAG befragt.

Die Ziele sollen erreicht werden durch das beste Know-how der beteiligten Institutionen bei der Erstellung von konkreten Handlungsanweisungen (Prozesshandbuch) für Betreiber von Sammelstellen, der Erstellung von Listen über EAG hinsichtlich Schadstoffe und wertvoller Bestandteile und Bauteile, der Konzeption und Fertigung eines ReUse-Containers für die Erfassung und den Transport von EAG und der Bewusstseinsbildung bei Herstellern, Konsumenten und Sammelstellen.

Dabei ist ein vorrangiges Ziel ein Hilfsmittel (ReUse-Transport-Container) für eine effiziente und einfache Übernahme bei den Sammelstellen, sowie für einen schonenden, sicheren und beschädigungsfreien Transport zur Überprüfung und in weiterer Folge zu weiteren Verkaufsstellen, zu gewährleisten.

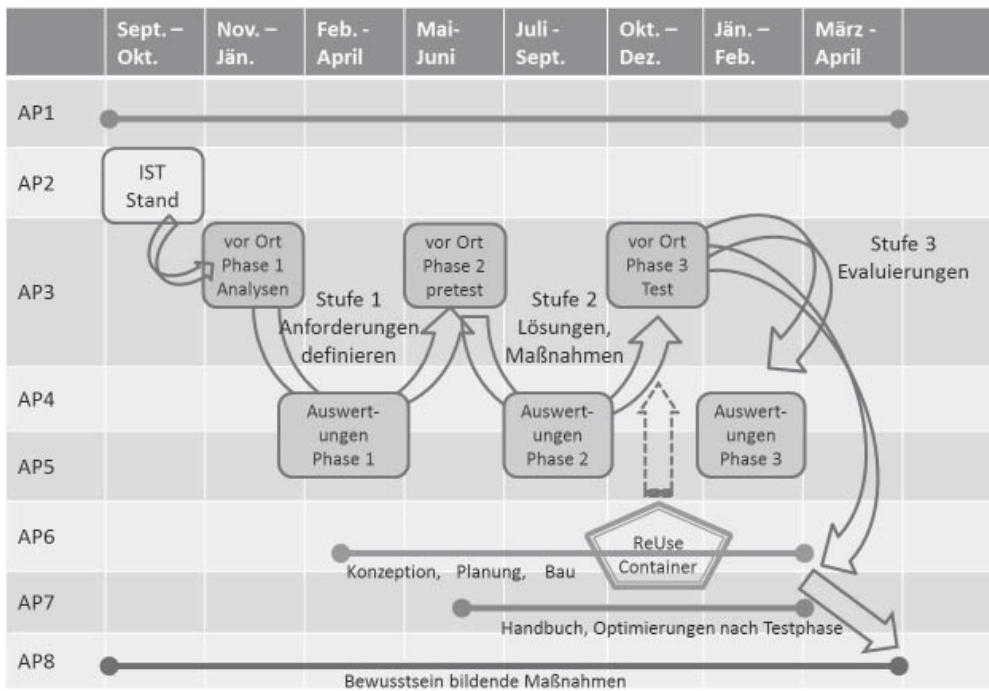


Abb. 1: Projektablauf von Sept. 2013 bis April 2015.

4 ERGEBNISSE DER BISHERIGEN PROJEKTPHASEN

4.1 Bisherige Ergebnisse der Zusammensetzung

Die Ergebnisse der ersten Analysen zeigen, dass folgende Gerätegruppen (nach Huisman et al., 2007) die mengenmäßig wichtigsten sind: kleine Haushaltsgeräte (2) sowie Geräte der IT und Telekommunikation exkl. CRT's (3a), Unterhaltungselektronik exkl. CRTs (4a) und Großhaushaltsgeräte (klein Geräte) (1c). Die Auswertung der Materialzusammensetzung (Berechnungen durch WEEE Analysis) zeigt, dass Eisen (40-44%), Kunststoffe (30-35%) und Nichteisenmetalle (10-16%) die nach Masse-% dominanten Fraktionen darstellen. Eine grobe optische Beurteilung der Geräte ergab einen 2%-igen Anteil möglicher ReUse-Geräte an der Gesamtsammelmasse. Durch das Projekt soll dieser Anteil erhöht werden mittels besserer Informationen für die Benutzer der Sammelsysteme sowie besserer Systeme für die Sammlung und den Transport ReUse fähiger Geräte.

4.2 Ergebnisse der Befragungen

Bei den vor Ort durchgeführten Befragungen von rd. 150 Besuchern der beiden ausgewählten Sammelstellen wurde festgestellt, dass das Interesse an einer Reparatur von kaputten EAG sehr gering ist (rd. 6%) Nur ein geringer Teil der Besucher ist über Möglichkeiten der Reparatur informiert. 14% der abgegebenen Geräte sind laut Auskunft der Überbringer noch funktionstüchtig. Darüber hinaus geben rd. 25% der Befragten an, noch funktionstüchtige EAG daheim zu lagern, die nicht mehr in Verwendung stehen.

4.3 Ergebnisse der Sammlung von EAG für ReUse

In den ersten sechs Wochen der Rücknahme von ReUse am Altstoffsammelplatz in Stockerau wurden rd. 50 Stück EAG mit einem Gesamtgewicht von rd. 410 kg zurückgenommen. Davon waren 44 Kleingeräte, 5 Großgeräte und ein Bildschirm. Alle Geräte wurden im Fachbetrieb (RUSZ), überprüft und gegebenenfalls repariert. Die ReUse-Quote (Geräte, die nach dem Service und gegebenenfalls kleiner Reparatur funktionsfähig waren) lag für diese ersten Geräte bei ca. 70 %.

5 GESCHLOSSENER „RE-USE“ KREISLAUF IN STOCKERAU

Durch die zusätzliche Kooperation mit dem SOMA-Markt in Stockerau konnte im Juni 2014 der ReUse Kreislauf für das Gebiet Stockerau geschlossen werden. Die folgende Graphik (Abb. 2) gibt einen Überblick über alle relevanten Bereich dieses geschlossenen Kreislaufes.

Geschlossener ReUse Kreislauf am Beispiel Stockerau

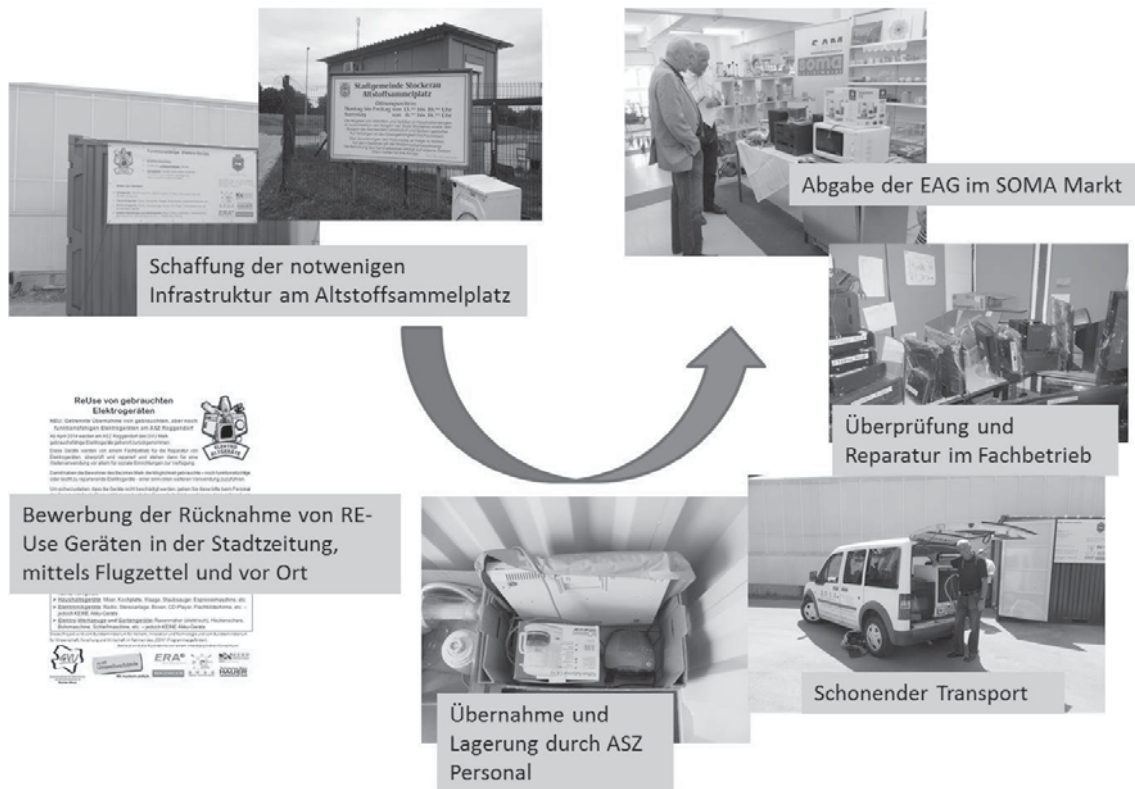


Abb. 2: geschlossener ReUse Kreislauf.

Damit kommen die durch die Bürger abgegebenen funktionstüchtigen bzw. reparaturwürdigen Elektroaltgeräte wieder den Bürgern der Stadt zugute, die aufgrund geringer Einkommen sich keine neuen Geräte leisten können.

5 AUSBLICK

Das Projekt läuft bis April 2015. Die intensiven und praxisorientierten Phasen an den Sammelstellen in Stockerau (Kleinstadt) und Roggendorf (ländliche Struktur im Bezirk Melk) laufen bis Herbst 2015. Die im Beitrag beschriebenen Ergebnisse umfassen den Zeitraum bis Juni 2014.

LITERATUR

Huisman, J, Magalini, F, Kuehr, R, Maurer, C, Delgado, C, Artim, E & Stevels, ALN (2007). 2008 review of directive 2002/96 on Waste Electrical & Electronic Equipment . Bonn: United Nations University.
 TBH: Expertise zur Tarifgestaltung der ERA GmbH samt Analyse von gesammelten Elektro-Elektronik-Altgeräten, im Auftrag der ERA GmbH, 2012; nicht veröffentlicht
 WEEE Analysis: <https://weee-analysis.ipoint.de/ipca/>.

Versorgungskritische Metalle: Verluste und ihre Vermeidung

S. Kreibe & M. Bokelmann

bifa Umweltinstitut GmbH, Augsburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Die beschriebene Studie untersucht, in welchen Bereichen die bayerische produzierende Wirtschaft versorgungskritische Materialien einsetzt, welche Materialverluste in den Produktionsprozessen auftreten und wie die Unternehmen Verluste vermeiden können. Massenwerkstoffe wie Aluminium oder auch Holz haben in der bayerischen Produktion wesentlich größere Bedeutung als etwa Seltenerdmetalle. In unterschiedlichen Einsatzbereichen der Materialien, etwa in Form hochwertiger Legierungsmetalle oder als Elektronikmetalle in meist geringen Mengen gelten grundsätzlich unterschiedliche Randbedingungen für Maßnahmen zur Steigerung der Materialeffizienz. Schließlich sind die Handlungsmöglichkeiten der Unternehmen wesentlich davon abhängig, in welcher Form sie Materialien einsetzen (direkt oder als Bestandteil von Vorprodukten) und welche Machtposition sie in der Wertschöpfungskette haben. Zur Steigerung der Materialeffizienz gibt es eine Vielzahl an Handlungsmöglichkeiten. In KMU stehen dabei meist andere Maßnahmen im Vordergrund als in Großunternehmen.

1 EINLEITUNG

Versorgungskritische Materialien sind ein großes Thema für die Ressourcen- und Abfallwirtschaft. Für produzierende Unternehmen stellen Materialkosten zudem den größten Kostenblock dar. Erstmals führte die bifa Umweltinstitut GmbH daher im Auftrage des Bayerischen Staatsministeriums für Wirtschaft und Medien, Energie und Technologie beide Themen in einer Studie zusammen. Zunächst wurde untersucht, welche Bedarfe an versorgungskritischen Materialien die wesentlichen Branchen der produzierenden Wirtschaft Bayerns haben. Dabei zeigte sich, dass Massenwerkstoffe wie Aluminium oder auch Holz hier eine viel größere Bedeutung haben als viel diskutierte kritische Rohstoffe wie Seltenerdmetalle. Dann wurden die Potenziale zur Einsparung dieser Materialien analysiert und ermittelt, mit welchen Maßnahmen Unternehmen die Potenziale erschließen können. Hierzu wurden die veröffentlichte Literatur und verfügbare statistische Daten ausgewertet, 40 ausführliche Interviews mit Experten aus Wirtschaft, Forschung und Beratung sowie zwei Workshops durchgeführt.

2 MATERIALEFFIZIENZWELTEN

Die Situation wird aus der Perspektive verschiedener Wahrnehmungswelten dargestellt, z.B.:

- Konstruktionsmetalle niedriger Dichte: Wegen des hohen Anteils an den Produktionskosten ist die Vermeidung von Materialverlusten hier ein zentrales und präsent Thema. Dennoch kommt es insbesondere beim Zuschneiden, Stanzen und Ablängen von Halbzeugen zu Materialverlusten von bis zu 30 %.
- Hochwertige Legierungsmetalle: Der häufige Einsatz von Stanz-, Dreh- und Zuschneidverfahren bedingt erhebliche Materialverluste. Bei der Herstellung von Blechformteilen und Getrieben werden Verluste von 30 - 40 % genannt, bei Turbinenschaufeln 50 - 90 %.
- Gewürzmetalle wie Edelmetalle oder Seltenerdmetalle sind für viele Hochtechnologieprodukte unverzichtbar. Bayerische Unternehmen setzen diese Metalle aber meist nicht selbst ein. Typischerweise sind sie in Zulieferprodukten enthalten. Eine wichtige Ausnahme sind die im Wesentlichen durch ein Großunternehmen verwendeten Leuchtstoffe für Lampen. Weitere

für Bayern relevante Einsatzbereiche sind Elektromotoren und integrierte Schaltungen. Auch diese Komponenten werden aber meist als Zulieferteile eingesetzt.

3 MASSNAHMEN ZUR ERSCHLIESSUNG DER POTENZIALE

Maßnahmen zur Erschließung der Potenziale sind im Wesentlichen folgenden Bereichen zuzuordnen: Der Anpassung von Unternehmensabläufen, der Förderung von Austausch und Kooperation, Veränderungen in den Denkweisen, Verbesserungen von Information, Know-how und Qualifikation, Produkt- und Prozessgestaltung sowie Investition und Technologieentwicklung. Der Umsetzung solcher Maßnahmen stehen vielfältige Barrieren entgegen. Genannt werden vor allem kurze Entwicklungs- und Produktionszyklen, Kundenwünsche, fehlende Einbindung der Belegschaft, fehlende Personalressourcen, Zeitmangel, fehlendes Know-how, hemmende Denkweisen, hohe Investitionsbedarfe und fehlende Rentabilität von Innovationen. Förderlich sind namentlich Mitarbeitermotivation, Verbesserungen der Prozessabläufe, verbesserte Erfassung und Auswertung von Prozessdaten, gezielte und aktuelle Versorgung mit Fach- und Managementwissen sowie eine Intensivierung der internen und externen Kommunikation.

In welchem Umfang Unternehmen den Materialverbrauch in der Wertschöpfungskette beeinflussen können, hängt vor allem von der Art des Materialeinsatzes ab: Der Einfluss ist tendenziell hoch, wenn sie das Material direkt verarbeiten. Werden Vorprodukte oder ganze Bauteile eingekauft, dann ist der Materialverbrauch meist nur durch Auswahl materialeffizienterer Produkte anderer Hersteller möglich - sofern solche verfügbar sind. Ein weiterer wichtiger Faktor ist die Machtposition des Unternehmens in der Wertschöpfungskette. So treffen selbst große Unternehmen auf Zulieferer, deren Produktion sie nicht beeinflussen können, etwa im Falle bestimmter elektronischer Bauteile. Kooperation in der Wertschöpfungskette stößt bei ungleicher Machtverteilung an ihre Grenzen.

4 GROSSUNTERNEHMEN UND KMU – UNTERSCHIEDLICHE SCHWERPUNKTE

In den meisten kleineren Unternehmen bringen einfache Maßnahmen noch gute Fortschritte. Zunächst gilt es, die Materialflüsse und -verluste im Unternehmen und die damit verbundenen Wertverluste zu ermitteln. Potenziale, etwa in den Bereichen Lagerung, Logistik, Bestellwesen oder Prozessqualität, werden so sichtbar. Bei komplexeren technischen Optionen ist mangelndes Wissen über aktuelle technische Möglichkeiten oft eine Barriere. Hinzu kommt die in KMU verbreitete Schwellenangst bei der Hinzuziehung externen Expertenwissens von Instituten, Hochschulen und Beratern wie auch bei der Inanspruchnahme von Fördermitteln.

Für die meisten größeren Unternehmen geht es hingegen eher um komplexere Ansätze: Zum einen um Prozess- oder Produktinnovationen mit hohem Aufwand bis hin zur kompletten Neuentwicklung von Produkten und Dienstleistungen, zum anderen um unternehmens- und wertschöpfungskettenübergreifende Ansätze mit hohen Anforderungen an Kooperation und Kommunikation. In beiden Fällen sind hochinnovative und spezifische Maßnahmen erforderlich.

Die Kommunikation mit den Unternehmen sollte daher auf solche Materialien und Einsatzbereiche fokussiert werden, die für viele produzierende Unternehmen wichtig sind und auf die sie auch tatsächlich Einfluss haben. Bei Gewürzmetallen, insbesondere Seltenerdmetallen ist dies in Bayern eher nicht der Fall.

LITERATUR

bifa (2014) Materialeffizienz und versorgungskritische Materialien in der produzierenden Wirtschaft Bayerns – ein Leitfaden. Augsburg, Deutschland. www.bifa.de.

Künstliche Mineralfasern – Ein Gesundheits- und Entsorgungsproblem?

M. Seidi

Magistrat Stadt Wien, Wiener Umweltschutzabteilung, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Thematik hinsichtlich des Umgangs und der Entsorgung von künstlichen Mineralfasern gewinnt derzeit zunehmend an Relevanz, da sich deren krebserzeugendes Potenzial, zunehmend im Bewusstsein von Behörden, Institutionen und in der breiten Bevölkerung festsetzt. Künstliche Mineralfasern können hinsichtlich des kanzerogenen Potenzials in zwei Kategorien eingeteilt werden. Mineralfasern die vor 1996 hergestellt wurden (alte Fasern), gelten als krebserzeugend. Jene Fasern, die nach 1996 hergestellt wurden (neue Fasern), gelten zwar auch als krebserverdächtig, für deren krebserzeugende Wirkung liegen jedoch keine ausreichenden Anhaltspunkte vor. Alte Fasern sind in großen Mengen als Dämmstoffe in Bauwerken verbaut und können im Zuge von Abbruch- und Sanierungsarbeiten zu einem Gesundheitsproblem werden. Neue Fasern finden u.a. als erdloses Pflanzensubstrat in Form von Steinwollematten Anwendung. Nach Gebrauch sind die Mineralfasern mit Pflanzenresten verunreinigt. Eine Deponierung und Kompostierung ist nicht zulässig. Die thermische Behandlung der gebrauchten Steinwollematten erscheint derzeit der geeignetste Entsorgungsweg.

1 EINLEITUNG

Produkte aus künstlichen Mineralfasern werden aufgrund ihrer Eigenschaften wie z.B. Unbrennbarkeit und gute Wärmedämmwirkung in Bauwerken und Anlagen im Bereich des Wärme-, Schall- und Brandschutzes verwendet. Die Anwendungspalette ist vielfältig. Schon seit mehreren Jahren werden Diskussionen über das krebserzeugende Potenzial von künstlichen Mineralfasern geführt. Künstliche Mineralfasern sind als gefährlicher Arbeitsstoff eingestuft (Grenzwertverordnung BGBl II Nr. 253/2001 idgF).

Im Hinblick auf den Umgang mit künstlichen Mineralfasern als Abfall stellen sich zwei wesentliche Fragen:

Werden im Umgang mit Abfällen aus künstlichen Mineralfasern öffentliche Interessen wie z.B. die Gesundheit des Menschen beeinträchtigt?

Besteht hinsichtlich des Umweltschutzes ein gesetzlicher Regelungsbedarf für Abfälle aus künstlichen Mineralfasern?

2 WAS SIND KÜNSTLICHE MINERALFASERN?

Bei künstlichen Mineralfasern handelt sich um eine Gruppe synthetisch hergestellter anorganischer Fasern. Im Produktspektrum findet man Wollen wie Glas-, Stein-, Schlackenwollen, keramische Wollen und Spezialwollen aus Glas, Textilglasfasern und polykristallinen Fasern. Die Herstellung erfolgt aus der mineralischen Schmelze über verschiedene Düsen- oder Schleuderverfahren.

3 SIND KÜNSTLICHE MINERALFASERN GEFÄHRLICH?

Eine gesundheitliche Gefährdung durch künstliche Mineralfasern wird vor allem durch das kanzerogene Potenzial bestimmt, welches durch die jeweilige Fasergeometrie und die Biobeständigkeit

beeinflusst wird. Laut WHO (World Health Organisation) werden Fasern mit einer bestimmten Geometrie als kritisch, demzufolge als „WHO-Fasern“ bezeichnet. Eine kritische Geometrie liegt vor bei:

- Durchmesser $< 3\mu\text{m}$
- Länge $> 5\mu\text{m}$
- Verhältnis Länge zu Durchmesser > 3

Unter Biobeständigkeit wird verstanden, wie lange die Fasern in der Lunge verweilen. Ein Maß für die Biobeständigkeit ist die Halbwertszeit, also jene Zeit, in der sich die Fasern im biologischen Milieu zur Hälfte aufgelöst haben. Je nach Faserart kann diese Biobeständigkeit von einigen Tagen über mehrere Monate oder Jahre, bis zu mehr als 100 Jahre ausmachen.

Abhängig von folgenden Parametern erhöht sich daher das kanzerogene Potenzial von künstlichen Mineralfasern:

- Bei zunehmender Länge der Fasern
- Bei abnehmendem Durchmesser der Fasern
- Bei höherer Biobeständigkeit

Künstliche Mineralfasern können daher in zwei von drei Kategorien der „Richtlinie 67/548/EWG des Rates zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe“ eingestuft werden. Kategorie 2 steht für solche Faserstäube, welche aufgrund ausreichender Anhaltspunkte als krebserzeugend angesehen werden können. Produkte aus solchen künstlichen Mineralfasern wurden als grober Anhaltspunkt vor allem vor dem Jahr 1996 produziert. Kategorie 3 steht für krebserzeugende Faserstäube, für deren krebserzeugende Wirkung jedoch keine ausreichenden Anhaltspunkte vorliegen. Produkte aus solchen künstlichen Mineralfasern wurden aufgrund von Produktionsumstellungen nach dem Jahr 1996 produziert und eingebaut bzw. angewendet. Dementsprechend unterscheidet man in der Fachwelt zwischen „alten“, also vor 1996 hergestellten, und „neuen“, also seit 1996 hergestellten Produkten aus künstlichen Mineralfasern.

4 KÜNSTLICHE MINERALFASERN IN GEBÄUDEN

Künstliche Mineralfasern werden und wurden in großen Mengen zur Wärmedämmung, zur Schallisolation sowie zum Kälte- und Brandschutz in Bauwerken eingebaut. Zum Einsatz im engeren Sinn kommen vor allem Glas- und Steinwollen. Gesundheitsrelevante Beeinträchtigungen der Bauwerksnutzer sind in der Regel jedoch nur dann anzunehmen, wenn künstliche Mineralfasern nicht ordnungsgemäß eingebaut oder beschädigt sind. „Alte“ Produkte aus künstlichen Mineralfasern sind in Bauwerken von großer Bedeutung im Zusammenhang mit Abbruch- und Sanierungsarbeiten, bei denen es zu hohen Faserexpositionen kommen kann. Dementsprechend rücken das Tragen einer persönlichen Schutzausrüstung sowie staubemissionsarme Arbeitsweisen in den Vordergrund. Weiters haben Lagerung und Transport von Produkten aus künstlichen Mineralfasern staubarm zu erfolgen.

Für den Umgang mit Abfällen aus künstlichen Mineralfasern bestehen in Österreich derzeit noch keine spezifischen umweltrechtlichen Vorschriften. Sofern sie nicht mit gefährlichen Stoffen kontaminiert sind, gelten sie gemäß Abfallverzeichnisverordnung BGBl II Nr. 570/2003 idgF in Verbindung mit der ÖNORM S 2100 (Austrian Standards Institute 2007) als nicht gefährlicher Abfall. Die Entsorgung erfolgt auf Baurestmassen- bzw. Massenabfalldeponien unter der Abfallschlüsselnummer 31416. In der Deponieverordnung 2008 BGBl II Nr. 39/2008 idgF findet sich der Hinweis, dass staubförmige Emissionen und das Freisetzen von Fasern zu vermeiden sind.

Anders verhält sich die Situation in Deutschland, wo in der TRGS 521 (Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin 2008) Schutzmaßnahmen für den Umgang mit Faserstäuben festgesetzt sind. In Deutschland müssen alte Mineralfaserabfälle ohne RAL-Gütezeichen getrennt von anderen Abfällen gehalten und gesammelt werden. Sie sind nur in reißfesten und staubdichten Säcken zu transportieren. Alte Mineralfaserabfälle sind gemäß Abfallverzeichnisverordnung BGBl I S 3379 idgF der Abfallschlüsselnummer 170603 „anderes Dämmmaterial, das aus gefährlichen Stoffen besteht oder solche enthält“ zuzuordnen. Sie können nur auf Sondermülldeponien entsorgt werden und gelten als gefährlicher Abfall. Mineralfaserabfälle, welche nachweis-

lich nicht als krebserzeugend einzustufen sind (z.B. RAL-Gütezeichen), gelten als nicht gefährlicher Abfall und werden unter der Schlüsselnummer 170604 entsorgt.

Weder in Deutschland noch in Österreich existieren Grenzwerte bzw. Regelungen für Konzentrationen an künstlichen Mineralfasern in der Innenraumluft. Verfolgbares Ziel könnte durchaus sein, Grenzwerte zu implementieren, die auf nötigen Handlungsbedarf bzw. Sanierungsmaßnahmen hinweisen.

5 KÜNSTLICHE MINERALFASERN ALS PFLANZENSUBSTRAT

Ein kleinerer aber dennoch relevanter Anwendungsbereich von „neuen“ Mineralfasern ist deren Verwendung als erdloses Substrat im Gartenbau in Form von Steinwolle. Die Anwendung erfolgt vor allem beim Anbau von Fruchtgemüse in Form von Matten, Würfeln, Flocken oder Growcubes. Die Vorteile dieser Art des Pflanzensubstrates liegen in der exakten Steuerung von pH-Wert und Nährstoffen, dem geringen Gewicht und den geringeren Angriffsmöglichkeiten durch Krankheitserreger. Die Kultivierung mit Steinwolle begann Ende der 60-er Jahre und stieg ab Mitte der 70-er Jahre kontinuierlich an. Die Steinwolle Matten werden im Normalfall zumindest jährlich ausgetauscht, daher ist mit dementsprechenden Mengen an Steinwolleabfällen zu rechnen. Die gesundheitsrelevanten Beeinträchtigungen bei der Kultivierung von Fruchtgemüse oder Schnittblumen auf Steinwolle sind vor allem durch die Manipulation des Materials gegeben. Es kann in erster Linie zu Hautreizungen kommen, bei höherer Faserfreisetzung sind auch Reizungen der Augen- und Atemwege möglich.

Gebrauchte Steinwolle Matten enthalten viel abgestorbenes Pflanzenmaterial, wodurch eine Deponierung aufgrund des hohen TOC-Gehaltes unmöglich erscheint. Auch der Gehalt an Nährstoffen in den gebrauchten Steinwolle Matten wirkt hinderlich auf eine mögliche Deponierung. Ein Einbringen von gebrauchten Steinwolle Matten in Böden als Düngemittel, Bodenhilfsstoff oder Pflanzenhilfsmittel ist durch die gesetzlichen Bestimmungen nicht gedeckt (Düngemittelverordnung 2004 BGBl II Nr. 100/2004 idgF und Düngemittelgesetz 1994 BGBl Nr. 513/1994 idgF). Auch im Zusammenhang mit der Herstellung von Komposten aus Abfällen finden sich keine Hinweise auf die Zulässigkeit der Verwendung von künstlichen Mineralfasern als Ausgangsmaterial (Kompostverordnung BGBl II Nr. 292/2001).

Mangelnde Kompostierbarkeit, langsame Verwitterung, nicht prognostizierbare bodenökologische Auswirkungen sowie fehlende Hinweise in der österreichischen Gesetzgebung auf die Zulässigkeit von Steinwolle beim Einsatz als Düngemittel oder Bodenhilfsstoff schließen die Einarbeitung in den Boden aus. Eine Deponierung ist aufgrund der enthaltenen Pflanzenreste und Nährstoffe nicht zulässig. Die thermische Behandlung der gebrauchten Steinwolle Matten erscheint derzeit der geeignetste Entsorgungsweg.

6 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Beim Abbruch und der Sanierung von Gebäuden ist damit zu rechnen, dass im Zuge der Arbeiten Dämmstoffabfälle aus künstlichen Mineralfasern, die vor dem Jahr 1996 produziert wurden, auftreten. Die Dämmstoffabfälle fallen in der Regel weitgehend sortenrein an und können nach derzeitiger Rechtslage als nicht gefährlicher Abfall auf einer geeigneten und genehmigten Deponie beseitigt werden. Da es sich in den meisten Fällen um alte Mineralfasern handelt, ist bei Abbruch- und Sanierungsarbeiten das Augenmerk auf den Gesundheitsschutz zu legen. Das Tragen einer geeigneten persönlichen Schutzausrüstung ist erforderlich. Staubemissionsarme Arbeitsweisen sind zu wählen.

Konträr verhält sich die Situation zu künstlichen Mineralfasern, die als erdloses Substrat im Gartenbau in Form von Steinwolle Matten verwendet werden und mit Pflanzenresten verunreinigt als Abfall anfallen. Diese Mineralfasern sind neueren Datums, demzufolge tritt der Aspekt Gesundheitsschutz in den Hintergrund. Rechtliche Vorschriften lassen eine Deponierung, Kompostierung oder Verwendung als Düngemittel oder Bodenhilfsstoff nicht zu, sodass eine thermische Behandlung der gebrauchten Steinwolle Matten derzeit als der geeignetste Entsorgungsweg erscheint.

HINWEIS

Der Poster und der gegenständliche Artikel basieren auf der von der Wiener Umweltschutzabteilung – MA 22 in Auftrag gegebenen Studie „Künstliche Mineralfasern“. Auftragnehmer der Studie war die aetas Ziviltechniker GmbH. Der Endbericht kann unter <http://www.wien.gv.at/umweltschutz/pool/abfall.html> heruntergeladen werden.

LITERATUR

Austrian Standards Institute (2007) *Abfallverzeichnis*. Ausgabe 2007-09-01.

Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (2008): Technische Regeln für Gefahrstoffe. TRGS 521. *Abbruch-, Sanierungs- und Instandhaltungsarbeiten mit alter Mineralwolle*. Ausgabe Februar 2008.

Klimarelevanz der kommunalen Wiener Abfallwirtschaft

C. Rolland, M. Seidi & J. Kuczewski-Poray
Wiener Umweltschutzabteilung – MA 22, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: In der Treibhausgasbilanz der kommunalen Wiener Abfallwirtschaft wurden die Emissionen der klimarelevanten Gase Kohlendioxid, Methan und Lachgas aus der Sammlung und Behandlung der kommunalen Abfälle der Jahre 2004, 2010 und 2020 berechnet. Neben den Emissionen aus den Abfallbehandlungsanlagen wurden auch Gutschriften aus der Altstoffnutzung und der Gewinnung von Strom, Fernwärme und –kälte ermittelt. Die Treibhausgasemissionen der kommunalen Wiener Abfallwirtschaft konnten reduziert werden, weil die Abfallbehandlungsanlagen laufend modernisiert wurden und die bei der Abfallbehandlung gewonnene Energie sinnvoll genutzt wird. Die größten Reduktionen wurden durch das Deponierungsverbot von organischen Abfällen und die Installation von modernen Entstickungsanlagen bei Abfallverbrennungsanlagen erreicht. Einen wertvollen Beitrag zur Verringerung der Treibhausgasemissionen leistet auch die getrennte Sammlung von Altstoffen und Bioabfällen.

1 EINLEITUNG

Die Stadt Wien hat bereits im Jahr 2006 eine umfassende Treibhausgasbilanz über die kommunale Wiener Abfallwirtschaft erstellen lassen (Frühwirth 2006). Seither wurden viele neue Akzente in der Wiener Abfallwirtschaft gesetzt, die auch zur Reduktion von Treibhausgasen beitragen. So wurden z.B. in Abfallverbrennungsanlagen der Wien Energie neue DeNO_x und Wärmeverschiebesysteme installiert, es werden nur mehr mineralische Abfälle deponiert und die Schlackenbehandlungs- sowie die Kunststoffbehandlungsanlage wurden modernisiert. Die Effekte dieser Maßnahmen und eine Prognose für das Jahr 2020 wurden von der Denkstatt GmbH im Auftrag der Magistratsabteilungen 22 und 48 der Stadt Wien und der Wien Energie bilanziert (Frühwirth 2012).

2 SYTEMGRENZEN

Betrachtet werden die Treibhausgasemissionen aus der Sammlung und Behandlung der kommunalen Abfälle der Jahre 2004, 2010 und 2020. Es werden sämtliche kommunale Wiener Abfälle, also Restmüll, Sperrmüll, Straßenkehricht, hausmüllähnliche Spitalabfälle, Papier, Glas, Kunststoffe, Metalle, biogene Abfälle und Problemstoffe aus der kommunalen Sammlung der Magistratsabteilung 48 (MA 48) sowie der kommunale Klärschlamm der Hauptkläranlage Wien berücksichtigt und die mit deren ordnungsgemäßen Sammlung und Behandlung verbundenen treibhauswirksamen Emissionen berechnet.

3 BILANZIERUNG

3.1 Bilanzierung der Anlagenemissionen

Die Abfallbehandlungsanlagen emittieren die Treibhausgase Kohlendioxid, Methan und Lachgas. Die CO₂-Emissionen der thermischen Anlagen beruhen auf kontinuierlichen Messungen, die N₂O-Emissionen auf Literaturwerten, die relativ hoch erscheinen und wahrscheinlich von den Wiener Anlagen nicht erreicht werden.

Die Methan- und Lachgas-Emissionen der Wiener Kompostanlage wurden diskontinuierlich gemessen und diese Messwerte sind in die Bilanz eingeflossen.

Die Deponiegasemissionen wurden mit Hilfe des Deponiegasemissionsmodells nach Tabasaran – Rettenberger berechnet. Die dafür notwendigen Eingangsdaten sind abgelagerte Abfallmengen und der biologisch abbaubare Kohlenstoffgehalt der Abfälle. Als Berechnungszeitraum für Deponiegasemissionen wurden im Deponiegasmodell 30 Jahre angesetzt.

3.2 Bilanzierung der Substitutionsgutschriften

Es werden in sämtlichen Szenarien die auftretenden Substitutionseffekte berechnet:

- Erzeugte Fernwärme (in den thermischen Abfallbehandlungsanlagen MVA Spittelau, MVA Flötzersteig, MVA Pfaffenau, Wirbelschichtöfen sowie in der Biogasanlage) substituiert Hausbrand,
- Erzeugter Strom (in den thermischen Abfallbehandlungsanlagen MVA Spittelau, Wirbelschichtöfen, Drehrohr 1 und 2, MVA Pfaffenau sowie durch Deponiegasverstromung) substituiert den österreichischen Strommix,
- Erzeugte Fernkälte substituiert Kälte aus konventionellen Klimaanlageanlagen,
- Kompost substituiert Mineraldünger und dient als Kohlenstoffsенke,
- Ersparnis in der Primärproduktion durch Verwertung von Kunststoff, Glas, Papier und Metall.

Eine Megawattstunde Fernwärme substituiert 362 kg CO₂-Äquivalente, eine Megawattstunde Fernkälte 240 kg CO₂-Äquivalente und eine Megawattstunde elektrischen Strom 401,33 kg CO₂-Äquivalente (Frühwirth 2012).

4 BESCHREIBUNG DER SZENARIEN

Im Rahmen des Projektes wurden drei verschiedene Szenarien betrachtet.

4.1 Szenario 2004

Im Jahr 2004 wurden die kommunalen Abfälle in den Müllverbrennungsanlagen Flötzersteig und Spittelau, der Abfallbehandlungsanlage (ABA), den Wirbelschicht- und Drehrohröfen im Werk Simmering, den Kompostierungsanlagen Lobau und Schafflerhof sowie in der Deponie Rautenweg behandelt. 2004 waren vier Wirbelschichtöfen in Betrieb, drei zur Behandlung von Klärschlamm und einer vorwiegend zur Behandlung von aufbereitetem Siedlungsabfall.

4.2 Szenario 2010

Zusätzlich zu den Anlagen im Jahr 2004 waren 2010 bereits die MVA Pfaffenau und die Biogasanlage in Betrieb. Die Schlackenbehandlung und die Kunststoffsortierung sind im Jahr 2010 nach einer Modernisierung auf dem neuesten Stand der Technik. Die neue Schlackenbehandlung kann Metalle nun effektiver abscheiden und die Kunststoffsortierung erzielt eine verbesserte Sortierleistung.

Bis zum Jahr 2005 wurde in der MVA Flötzersteig das Rauchgas vor der DeNO_x-Anlage noch mittels Erdgasflächenbrenner wieder aufgeheizt. Mittlerweile wird dieser Verfahrensschritt durch eine Optimierung der Anlage ohne Einsatz von Erdgas über ein Wärmeverschiebesystem realisiert und dieser Umstand in der Treibhausgasbilanz berücksichtigt.

Bei den Wirbelschichtöfen 1-3 und Drehrohröfen wurde 2005 eine DeNO_x-Anlage installiert.

Auf der Deponie Rautenweg werden seit dem 1. Jänner 2009 nur mehr Abfälle mit einem TOC < 5% abgelagert, aus denen sich kein Deponiegas bildet.

4.3 Szenario 2020

Im Vergleich zum Jahr 2010 ist im Jahr 2020 das Abfalllogistikzentrum (ALZ) in Betrieb und die MVA Spittelau energetisch optimiert (u.a. neuer Kessel und neue DeNO_x mit Aufheizung des Rauchgases über ein Wärmeverschiebesystem). Durch die laufenden Verbesserungen im Kom-

postwerk Lobau gelingt es, die Treibhausgasemissionen der Kompostierung weiter zu reduzieren.

5 ERGEBNISSE

Der Stadt Wien ist es mit modernen Abfallbehandlungsanlagen und sinnvoller Nutzung der bei der Abfallbehandlung gewonnenen Energie gelungen, die Treibhausgasemissionen der kommunalen Wiener Abfallwirtschaft laufend zu reduzieren.

Die Treibhausgasemissionen konnten von ca. 540.000 t CO₂-Äquivalente im Jahr 2004 auf ca. 420.000 t CO₂-Äquivalente im Jahr 2010 gesenkt werden und werden sich bis zum Jahr 2020 auf ca. 375.000 t CO₂-Äquivalente reduzieren. Die Gutschriften durch die Produktion von Fernwärme, Fernkälte, Strom und die Verwertung von Altstoffen sowie durch die Anwendung von Kompost in der biologischen Landwirtschaft betragen im Jahr 2010 ca. 550.000 t CO₂-Äquivalente und werden im Jahr 2020 ca. 650.000 t CO₂-Äquivalente betragen (Frühwirth 2012). Im Jahr 2010 waren die erzielten Gutschriften daher bereits um 130.000 t CO₂-Äquivalente höher als die Treibhausgasemissionen der Abfallbehandlungsanlagen. Das entspricht den Emissionen, die von 60.000 Pkw verursacht werden, die jeweils 15.000 Kilometer fahren.

Die Wirkung der Deponieverordnung ist durch stark abnehmende Deponiegasemissionen deutlich wahrnehmbar. Da seit einigen Jahren nur mehr die Rückstände der Abfallverbrennungsanlagen abgelagert werden, bildet sich Deponiegas nur mehr aus organischen Abfällen, die bereits vor dem Jahr 2009 deponiert wurden. Die Treibhausgasemissionen der Deponie Rautenweg im Jahr 2010 waren dadurch um rund 83.000 t CO₂- Äquivalente geringer als im Jahr 2004 und dieser deutlich abnehmende Trend wird sich in den nächsten Jahren fortsetzen.

Durch die Nutzung der Energie der Abfallverbrennungsanlagen zur Erzeugung von Fernkälte konnten im Jahr 2010 bereits rund 10.000 t CO₂- Äquivalente eingespart werden und durch den Ausbau der Fernkälte werden sich diese Einsparungen im Jahr 2020 auf rund 40.000 t CO₂-Äquivalente erhöhen.

Die in den letzten Jahren modernisierte Abfallverbrennungsanlage Spittelau kann aufgrund der durchgeführten Energieoptimierungsmaßnahmen u.a. mehr Strom produzieren, wodurch im Jahr 2020 um rund 20.000 t CO₂- Äquivalente mehr als im Jahr 2010 eingespart werden können.

Durch die Installation einer modernen DeNO_x in den Wirbelschichtöfen 1-3 der Wien Energie konnten die N₂O-Emissionen reduziert werden und Einsparungen von knapp 32.000 t CO₂-Äquivalente erzielt werden.

Im internationalen Vergleich mit anderen Großstädten sind die Wienerinnen und Wiener fleißige Mülltrenner, sie sammeln pro Jahr über 350.000 Tonnen an Altstoffen. In der Treibhausgasbilanz sind daher die positiven Effekte durch die hohen Sammelmengen und die Verwertung von Altstoffen erkennbar. Einen wertvollen Beitrag leistete dazu auch die neu installierte Schlackenbehandlungsanlage, in der große Mengen an Altmetallen aus den Müllverbrennungsschlacken abgetrennt und einer Verwertung zugeführt werden können. Durch die gesteigerten Mengen an Altstoffen konnten die Treibhausgasgutschriften im Zeitraum 2004 bis 2010 um rund 5.000 t CO₂- Äquivalente gesteigert werden.

6 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sich der Trend zur Reduzierung der treibhauswirksamen Emissionen sowie zur Steigerung von Emissionsgutschriften der Wiener kommunalen Abfallwirtschaft stetig weiter entwickelt. Die kommunale Wiener Abfallwirtschaft leistet einen wichtigen Beitrag zur Reduktion der Treibhausgase.

LITERATUR

- Frühwirth, W. & Stark, W. (2006) *Klimarelevanz der kommunalen Wiener Abfallwirtschaft*. Bericht der Stadt Wien.
- Frühwirth, W. (2012) *Klimarelevanz der kommunalen Wiener Abfallwirtschaft – Fortschreibung 2010*. Bericht der Stadt Wien.

Elektro(nik)geräte - Eine erste Mengenanalyse von Onlinemarktplätzen

R. Brüning & K. Antkowiak
Dr. Brüning Engineering, Brake, Deutschland

KURZFASSUNG: Diese Studie beschäftigt sich mit einer detaillierten Analyse der auf Onlinemarktplätzen gehandelten Mengen an defekten Elektro(nik)geräten. Dabei lautet die zentrale Frage: Welche Mengen an defekten Elektro(nik)geräten werden über Marktplätze im Internet versteigert? Die Antwort lautet: Je Bundesbürger und Jahr werden statistisch gesehen 11 g an Elektro(nik)geräten auf eBay versteigert.

1 EINLEITUNG

In Deutschland werden jedes Jahr ca. 1,7 Mio. t Elektro(nik)geräte neu in den Markt gebracht. Aufgrund des Nutzerverhaltens, des technischen Fortschritts und aufgrund von realem oder moralischem Verschleiß werden nach und nach diese Geräte durch neuere Geräte ersetzt und die Altgeräte damit zu Abfall. Die EU-Kommission geht davon aus, dass zukünftig europaweit bis zu 24 kg Elektro(nik)altgeräte pro Kopf und Jahr anfallen werden. Konkret schwankten im Jahr 2010 die gesammelten Mengen zwischen 1,2 kg pro Einwohner in Rumänien und 22 kg pro Einwohner in Norwegen.

An dieser Stelle wird deutlich, dass die europäischen Länder sehr unterschiedliche Erfassungsmengen realisieren. Die Ursachen dafür sind vielfältiger Natur - Elektro(nik)altgeräte können auf sehr unterschiedlichen Wegen entsorgt werden. Zu diesen Wegen zählen unter anderem Recyclinghöfe, gewerbliche Sammlungen über Sammelplätze, Flohmärkte, Rücknahmesysteme der Hersteller, Sperrmüllsammlungen sowie evtl. Auktionsplattformen im Internet.

2 STUDIE

Genau an dieser Stelle setzt diese Studie an und analysiert die auf Onlinemarktplätzen gehandelten Mengen an Elektro(nik)geräten. Dabei lautet die zentrale Frage: Welche Mengen an defekten Elektro(nik)geräten werden über Marktplätze im Internet versteigert?

Die Vorteile eines Onlinemarktplatzes basieren im Wesentlichen auf den heutigen Möglichkeiten innerhalb der Informations- und Computertechnik. Anbieter und Nachfrager treffen nicht mehr persönlich aufeinander um eine Transaktion durchzuführen, sondern bedienen sich des Mediums Internet.

3 AUKTIONSPORTALE

Um zu überprüfen, welches Auktionsportal sich für die angestrebte Mengenanalyse von Elektro(nik)geräten auf Onlinemarktplätzen eignet, wurden Häufigkeitsabfragen bei den vier größten Auktionsplattformen durchgeführt. Dazu wurden zwei Artikel (Fernseher und Monitor) ausgewählt, die generell häufig auf Onlinemarktplätzen gehandelt werden, wobei der Suchbegriff um den Zusatz „defekt“ erweitert wurde. Dabei wurde festgestellt, dass die Plattform ebay.de die ideale Basis für die Mengenanalyse darstellt.

4 AUSWERTUNGEN

Eine mögliche Vorgehensweise zur Mengenanalyse ist die manuelle Auswertung. Bei dieser klassischen Methode wird der Suchbegriff von Hand in das Suchfeld eingeben. Dies ist aber von hohem Aufwand und einer langen Auswertephase gekennzeichnet. Um einen geeigneten Datenpool von gehandelten Mengen für den zu betrachtenden Zeitraum von einem Jahr aufzubauen, müssten innerhalb dieses Jahres regelmäßig manuelle Abfragen durchgeführt werden. Auf Grund des Zeithorizontes wurde diese Methode als ungeeignet eingestuft.

Neben der manuellen Methode gibt es zahlreiche eBay-Tools, die in der Lage sind, Suchergebnisse automatisiert darzustellen. Fast allen ist gemeinsam, dass ein Feld für die Suchbegriffeingabe und verschiedene Parameter, welche die Suche verändern, existieren. Jedoch besitzen diese Programme gegenüber der manuellen Auswertmethode lediglich den Vorteil, dass die Suchergebnisse in Tabellenform angezeigt werden.

Aufgrund der Tatsache, dass diese Programme, i.d.R. nicht wesentlich mehr Funktionsumfang bieten als die manuelle Suche, scheiden diese Programme als mögliche Hilfen für die Mengenanalyse ebenfalls aus.

5 PROBLEMLÖSUNG

Innerhalb der letzten Jahre haben sich mehrere Firmen darauf spezialisiert, professionelle Analysen von eBay-Auktionen durchzuführen bzw. professionelle Such- und Auswertetools anzubieten. Mit diesem Instrument können über einen Zeitraum von einem Jahr rückwirkend die durchschnittlichen Verkaufsquoten, Verkaufspreise und Umsatzzahlen für einzelne Suchbegriffe ermittelt werden. Diese Vorgehensweise wurde für die Mengenanalyse im Rahmen dieser Studie ausgewählt.

6 SUCHBEGRIFF

Um einen geeigneten Suchbegriff festzulegen, wurden verschiedene Suchbegriffe wie „defekt“, „Bastler“ sowie „beschädigt“ getestet, die allesamt ein nicht funktionsfähiges Elektro(nik)gerät beschreiben. Anhand der Trefferliste wird deutlich, dass der Begriff „defekt“ als der ideale Suchbegriffzusatz für die Auswertung mittels des Analysetools anzusehen ist.

7 MENGENBERECHNUNG

Im Zuge dieser Mengenanalyse der auf dem Marktplatz eBay als defekt gehandelten Elektro(nik)geräte, konnten für einen Zeitraum von 360 Tagen zwischen den Jahren 2012 und 2013 insgesamt 878 t Elektro(nik)geräte ermittelt werden. Analysiert man diese gesamt gehandelte Menge anhand der Kategorien der ersten Richtlinie der EU über Elektro- und Elektronikaltgeräte, steht auf Rang eins die Kategorie eins der Haushaltsgroßgeräte mit einem ermittelten Gesamtgewicht von 382t. Danach folgt mit 298t die Kategorie drei der IT- und Telekommunikationsgeräte gefolgt von der Kategorie vier der Geräte der Unterhaltungselektronik mit 144t. Auf den weiteren Plätzen folgen Kategorie sieben mit 20t, Kategorie zwei mit 19t und Kategorie sechs mit 6t. Die Kategorien fünf, neun sowie acht folgen mit einem summierten Gesamtgewicht von 97kg.

Es wurden insgesamt 249.564 Auktionen berücksichtigt von denen 167.056 erfolgreich waren. Die Verkaufsquote, welche das Verhältnis von verkaufter Geräteanzahl zu angebotener Geräteanzahl beschreibt, liegt bei 66,9 %. Der Durchschnittspreis aller erfolgreichen Auktionen betrug 35,83 € und das durchschnittliche Gewicht der verkauften Artikel lag bei 5,26 kg. Daraus resultiert ein Gesamtgewicht von 878.097 kg. Der Gesamtverkaufspreis beträgt 5.986.174 Euro.

Tab. 1: Gesammelte Mengen B2C im Vergleich mit und in Anlehnung an (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2008, 2010, 2012).

Kategorie	Gesammelte Menge B2C nach KOM Tabellen					Ebay-Mengenanalyse
	2006	2007	2008	2009	2010	2012/2013
K1	447.393t	218.221t	245.119t	270.850t	237.303t	382,107t
K2	41.621t	50.959t	81.284t	128.007t	67.639t	19,588t
K3	86.573t	95.295t	136.952t	141.613t	197.252t	298,049t
K4	108.149t	125.234t	140.173t	175.479t	183.926t	144,312t
K5	5.551t	7.557t	8.813t	8.810t	9.243t	0,089t
K6	10.683t	12.434t	20.232t	28.652t	21.808t	6,751t
K7	2.534t	3.865t	5.060t	10.416t	3.429t	20,470t
K8	741t	1.305t	1.374t	3.005t	924t	0,003t
K9	948t	1.404t	1.433t	3.324t	998t	0,005t
K10	5.592t	1.195t	1.847t	2.617t	45t	6,724t
Summe	709.785t	517.469t	642.287t	772.773t	722.567t	878,098t
Verhältnis zur Mengenanalyse	0,124%	0,170%	0,137%	0,114%	0,122%	-

Demzufolge wurden über Entsorgungsfachbetriebe deutschlandweit im Jahr 2010 über 8 kg je Einwohner an Elektro(nik)altgeräten erfasst. Dagegen ergeben sich basierend auf einer Gesamtbevölkerung von 82 Mio. Einwohnern statistisch 11 g an Elektro(nik)geräten die jeder Bürger in knapp einem Jahr auf eBay versteigert. Elf Gramm entsprechen etwa dem Gewicht eines 2 Euro Stückes plus dem Gewicht eines 1 Cent Stückes.

Anders ausgedrückt werden 0,1 % der defekten Elektro(nik)geräte über eBay versteigert.

8 EVALUATION

Eine abschließende Evaluation der Mengenergebnisse wurde durch die Zuhilfenahme der Daten zur Erfassung, Wiederverwendung und Behandlung überprüft. Gemäß Artikel 12 Absatz 1 der ersten Richtlinie der EU über Elektro- und Elektronikaltgeräte müssen Europäische Mitgliedstaaten alle zwei Jahre Daten über die Rücknahme und Behandlung von Elektro(nik)altgeräten an die Europäische Kommission berichten. Ausgehend von diesen KOM-Tabellen der Jahre 2006 bis 2010 wurden die in Deutschland in den Verkehr gebrachten sowie die gesammelten Mengen, mit den in der Mengenanalyse ermittelten Daten verglichen. Hier wird deutlich, dass die Abweichungen mit Ausnahme von Kategorie drei deutlich unter zehn Prozent betragen. Bei den Kategorien eins, vier, sieben, acht, neun und zehn beträgt die Abweichung weniger als fünf Prozent. Die Kategorien zwei, fünf und sechs liegen unter sieben Prozent Differenz.

9 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegende Studie befasst sich mit einer umfassenden Mengenanalyse der auf Ebay gehandelten Elektro(nik)geräten. Das Ziel der Studie bestand darin, die zentrale Frage „Wie viele Mengen an defekten Elektro(nik)geräten werden über Marktplätze im Internet gehandelt?“ zu beantworten.

Im Zuge der Analyse des Marktplatzes Ebay konnten für einen Zeitraum von 360 Tagen zwischen den Jahren 2012 und 2013 insgesamt 878 Tonnen als defekt gehandelte Elektro(nik)geräte ermittelt werden. Dies entspricht einem durchschnittlichen Gewicht von 5,26kg pro verkauften Artikel. Von insgesamt 249.564 betrachteten Auktionen konnten 167.056 erfolgreich abgeschlossen werden. Daraus ergibt sich eine Verkaufsquote von 66,94% bei einem durchschnittlichen Verkaufspreis von 35,83 €. Bei der Betrachtung der Verteilung der Resultate nach Sammelgruppen fällt auf, dass die Sammelgruppen drei und eins mit 442t und 354t einen Großteil der insgesamt 878t Gesamtgewicht ausmachen. Auf Platz drei folgt mit 46,9t Sammelgruppe fünf. Das geringste Gewicht verbuchte mit knapp 34,8t Sammelgruppe zwei.

Gemäß Artikel 12 Absatz 1 der ersten Richtlinie der EU über Elektro- und Elektronikaltgeräte müssen Europäische Mitgliedstaaten alle zwei Jahre Daten über die Rücknahme und Behandlung von Elektro(nik)altgeräten an die Europäische Kommission berichten. Ausgehend von diesen KOM-Tabellen der Jahre 2006 bis 2010 wurden die in Verkehr gebrachten sowie die gesammelten Mengen mit den ermittelten Daten verglichen und analysiert. Demzufolge wurden über Entsorgungsfachbetriebe deutschlandweit im Jahr 2010 über 8kg je Einwohner an Elektro(nik)altgeräten gesammelt. Dagegen ergeben sich aus der Mengenanalyse, basierend auf einer Gesamtbevölkerung von 82 Millionen Einwohnern, statistisch 11 Gramm an defekten Elektro(nik)geräten die pro Bürger in 360 Tagen auf Ebay versteigert werden. Anders ausgedrückt werden ca. 0,1% der defekten Elektro(nik)geräte über Ebay versteigert.

LITERATUR

- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2008) http://www.bmub.bund.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/elektro_daten_2008_bf.pdf. Zuletzt abgerufen am: 20.06.2014
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2010) http://www.bmub.bund.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/elektro_daten_2010_bf.pdf. Zuletzt abgerufen am: 20.06.2014
- Deutsche Bundesregierung (2005) Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten <http://www.gesetze-im-internet.de/elektrog/>. Zuletzt abgerufen am: 20.06.2014
- Europäisches Parlament (2003) Richtlinie 2002/96/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Januar 2003 über Elektro- und Elektronik-Altgeräte“. Anhang IB. <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32002L0096:DE:NOT>. Zuletzt abgerufen am: 25.04.2013.

Lebensmittelabfälle aus privaten Haushalten in Österreich – Status quo

S. Lebersorger & F. Schneider

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Inhalt dieses Papers ist eine Zusammenschau der Datenlage über Lebensmittelabfälle aus privaten Haushalten in Österreich. Analysiert wurden Sekundärdaten über Mengen, deren Zusammensetzung und Einflussfaktoren - mit dem Ziel, den Erkenntnisstand zusammenzufassen und Lücken aufzuzeigen. Verlässliche Ergebnisse liegen derzeit nur über Lebensmittelabfälle im Restmüll vor. Doch auch hier sind Annahmen zu treffen, um die Ergebnisse der einzelnen Bundesländer zusammenzuführen. Vergleichbare Quer- und Längsschnittdaten wären wünschenswert. Als erster Schritt wird die Standardisierung von Restmüllanalysen empfohlen.

1 EINLEITUNG

Einhergehend mit dem gestiegenen öffentlichen Interesse am Thema Lebensmittelabfälle hat auch die Anzahl der einschlägigen Studien zugenommen. International wie auch für Österreich kursieren unterschiedlichste Ergebnisse und Zahlen, die schwer miteinander vergleichbar sind. Gründe dafür sind etwa unterschiedliche Definitionen, methodische Zugänge, Detaillierungsgrad und räumliche Geltungsbereiche der einzelnen Studien (Lebersorger und Schneider, 2011).

Dieses Paper beruht auf einer Studie, die 2012 im Auftrag des BMLFUW durchgeführt wurde (Schneider et al., 2012). Ziel ist es, die derzeitige Daten- und Erkenntnislage über Mengen, Zusammensetzung und Einflussfaktoren von Lebensmittelabfällen aus privaten Haushalten darzustellen und Lücken aufzuzeigen.

2 GRUNDLAGEN UND METHODE

Analysiert wurden Sekundärdaten aus Österreich. Haushalte entsorgen Lebensmittelabfälle nicht nur ins kommunale Abfallsammelsystem, d.h. in Restmüll und Biotonne, sondern auch über Einzelkompostierung, in die Kanalisation, und indem sie diese an (Haus)tiere verfüttern. Bezüglich Restmüll ist die Datenlage für Österreich zwar lückenhaft, aber befriedigend. Für fast alle Bundesländer liegen Daten zu Lebensmittelabfällen aus Restmüllsortieranalysen, die je nach Bundesland zwischen 2007 und 2012 stattfanden, vor. Allerdings sind diese aufgrund unterschiedlicher Methodik, Definitionen und Zeitpunkte nicht direkt vergleichbar. Auf Basis vorliegender Ergebnisse konnten jedoch plausible Annahmen für fehlende Daten wie z.B. den Anteil an Lebensmittelabfällen in der Feinfraktion (Lebersorger & Schneider, 2012) getroffen und somit eine Hochrechnung für Österreich angestellt werden.

Sehr dürftig ist die Datenlage für die Mengen in der Biotonne sowie in weiteren Entsorgungswegen. Hierfür konnten nur grobe Größenordnungen abgeschätzt werden, auf Basis der Zusammensetzung des Biotonneninhalts aus einem Bundesland sowie einer kleinen Stichprobe an Haushaltstagebüchern und Bandbreiten der internationalen Literatur.

3 ERGEBNISSE

Lebensmittelabfälle machen in Österreich 25 Masse-% des Restmülls aus. Dies entspricht einer Menge von 33,1 kg/E/a (pro Einwohner und pro Jahr) bzw. 276.430 Tonnen pro Jahr für ganz

Österreich. Relevant für Verringerungsmaßnahmen ist davon jedoch nur ein Teil, nämlich Speisereste (Tellerreste, angebissene Speisen, Reste von Gekochtem, etc.), angebrochene und originale Lebensmittel. Auf diese vermeidbaren und teilweise vermeidbaren Lebensmittelabfälle entfallen österreichweit 14,5 Masse-% des Restmülls bzw. 157.647 t/a oder 18,9 kg/E/a. Diese Menge entspricht einem Geldwert von 116 Euro pro Einwohner und Jahr, bzw. rund 1 Mrd. Euro für gesamt Österreich, oder 6,2% der Verbrauchsausgaben österreichischer Haushalte für Ernährung und alkoholfreie Getränke.

Die vermeidbaren und teilweise vermeidbaren Lebensmittelabfälle im Restmüll setzten sich zu 18 % aus Gemüse, 16% Brot, 12% Milchprodukte, Eier und Käse; 12 % Süß- und Backwaren, 11 % Fleisch, Wurstwaren und Fisch; 9 % Obst, 8 % diversen Speisen, 6 % Sonstiges, 4 % Grundnahrungsmittel, etc., 2 % Nudeln und Reis und 1 % aus Getränken zusammen (1 % Rundungsdifferenz).

In der Stadt sowie bei Mehrfamilienhäusern finden sich deutlich höhere Anteile an vermeidbaren und teilweise vermeidbaren Lebensmittelabfällen im Restmüll, im Vergleich zum Land bzw. Einfamilienhäusern. Dieser Zusammenhang wird von allen vorliegenden Studien bestätigt. Zu beachten ist jedoch, dass für die Beurteilung, ob insgesamt auch mehr Lebensmittelabfälle anfallen, zusätzliche Informationen erforderlich sind (Sammelsystem für Biotonne, Nutzung anderer Entsorgungswege), was aufgrund der Komplexität des dafür erforderlichen Untersuchungsdesigns bisher nicht erfolgte. Keine einheitlichen Befunde gibt es über den Einfluss soziodemographischer Merkmale und bezüglich regionaler Unterschiede.

Verlässliche Längsschnittdaten über die Menge an vermeidbaren und teilweise vermeidbaren Lebensmittelabfällen im Zeitverlauf gibt es bisher nicht. Das liegt daran, dass diese erst in den letzten fünf bis zehn Jahren bei Sortieranalysen separat erfasst werden, und die sehr unterschiedliche Methodik zudem keine direkten Vergleiche erlaubt. Eine Gegenüberstellung der gesamten Lebensmittelabfälle (diese inkludieren auch die nicht vermeidbaren Zubereitungsreste) im Restmüll seit Mitte der 90er Jahre für mehrere Regionen, lässt einen leicht ansteigenden Trend erkennen. Für fundierte Aussagen sind jedoch längere Datenreihen nötig.

Für die weiteren Entsorgungswege lassen sich derzeit nur Größenordnungen angeben. In die Biotonne werden mindestens 5,9 kg/E/a bzw. 49.300 t/a an vermeidbaren und teilweise vermeidbaren Lebensmittelabfällen entsorgt, über die Einzelkompostierung bis zu 10 kg/E/a, in die Kanalisation zwischen 1,5 und 10 kg/E/a, und an Haustiere verfüttert werden bis zu 1,5 kg/E/a.

Addiert man die Mengen in den verschiedenen Entsorgungswegen, so fallen in österreichischen Privathaushalten pro Jahr geschätzt zwischen 238.000 und 388.000 Tonnen an vermeidbaren und teilweise vermeidbaren Lebensmittelabfällen an.

4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Mit Ausnahme von Restmüll liegen kaum Daten über Anteil und Menge an Lebensmittelabfällen vor, und auch diese sind aufgrund unterschiedlicher Definitionen und Methodik weder im Querschnitt noch im Längsschnitt direkt vergleichbar. Als erster Schritt in Richtung einer fundierten Datenbasis sollte die Vorgehensweise bei Restmüllsortieranalysen in Österreich vereinheitlicht werden (u.a. einheitliche Definition von Lebensmittelabfällen, keine Siebung, Zugriffsebene Sammelbehälter). Weiters fehlen Analysen der Zusammensetzung des Biotonneninhaltes sowie spezifische Studien zu Lebensmittelabfällen in anderen Entsorgungswegen.

LITERATUR

- Lebersorger, S. & Schneider, F. (2011) Discussion on the methodology for determining food waste in household waste composition studies. *Waste management* 31, 1924-1933.
- Lebersorger, S. & Schneider, F. (2012) *Detailanalyse der Feinfraktion im Zuge der Restmüllanalyse 2010/11 in NÖ*, Endbericht im Auftrag des Amtes der NÖ Landesregierung, Abteilung Umweltwirtschaft und Raumordnungsförderung. <http://www.noel.gv.at/bilder/d67/Restmuellanalyse.pdf>
- Schneider, F., Part, F., Lebersorger, S., Scherhauer, S. & Böhm K. (2012) *Sekundärstudie Lebensmittelabfälle in Österreich*. unveröffentlichter Endbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

Methoden zur ökonomischen Bewertung des Abfallmanagements

C. Gallien & S. Leichtenmüller

Lehrstuhl für Wirtschafts- und Betriebswissenschaften, Montanuniversität, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Die zunehmende Fokussierung der Unternehmen die Stoffströme im Rahmen des Abfallmanagements, neben der physikalischen Bewertung, auch ökonomisch zu beurteilen, fordert eine transparente Darstellung der Kosten. Ökonomische Bewertungsverfahren, zur Beurteilung von Umweltauswirkungen, verfolgen das Ziel einer transparenten Kostenverursachung. Diese Verfahren werden hier, mithilfe eines Kataloges von qualitativen und quantitativen Bewertungskriterien, gegenüber gestellt. Als Ergebnis kann festgehalten werden, dass eine eindeutige verallgemeinerungsfähige Reihung der Bewertungsmethoden nicht möglich ist, da der Einsatz, die Zielsetzung und die spezifischen Rahmenbedingungen des Bewertungsobjektes einen großen Einfluss auf die Anwendbarkeit nehmen.

1 EINLEITUNG

Das Abfallmanagement versucht, durch eine stufenweise Vorgehensweise, ökologische Auswirkungen zu reduzieren und gleichzeitig die dazugehörigen Kosten zu optimieren. Während innerhalb der ersten Stufe vorrangig versucht wird Abfälle zu vermeiden, verlangt die zweite bis vierte Stufe die Vorbereitung der Wiederverwendung, das Recycling oder stoffliche und energetische Verwertung derselben. Die fünfte Stufe tritt ein, wenn eine Verwertung technisch nicht möglich ist, um die Abfälle umweltverträglich zu beseitigen. Je nach Mengenanfall in der betrachteten Abfallmanagementstufe, ist es erforderlich, die Kosten transparent abzubilden, um Optimierungsmöglichkeiten daraus ableiten zu können. Schwerpunkt dieses Beitrages bildet die Analyse der ökonomischen Bewertungsmethoden mit dem Ziel Kostentransparenz und –potentiale für das Abfallmanagement darzustellen. Ein weiteres Anliegen dieser Arbeit besteht darin die Anwendbarkeit der Materialflusskostenrechnung, im Hinblick auf die Optimierung der Abfallmanagementkosten, zu überprüfen.

2 KOSTEN DES ABFALLMANAGEMENTS

Die Kosten des Abfallmanagements sind als Teilbereich der Umweltkosten zu sehen und umfassen folgende Kostenbestandteile (Bundesumweltministerium und Umweltbundesamt 2001):

- Abschreibung von Anlagen zur Abfallentsorgung,
- Instandhaltung und Betriebsmittel für diese Anlagen,
- zugehöriger Personalaufwand,
- Steuern, Gebühren und Abgaben für Entsorgung (ARA-Lizenzgebühren, Kanalgebühren, Müllgebühren, Altlastensanierungsbeitrag, etc.),
- Rückstellungen für Sanierungen und Rekultivierungen.

Gegensätzlich beschreibt die ISO 14051 Abfallmanagementkosten als Kosten die für Materialverluste in einer Mengenstelle entstehen. Das Ziel hiernach ist die Quantifizierung der Abfallmanagementkosten für jede Mengenstelle. Sind die Kosten für jeden Prozess nicht erfassbar und messbar, so müssen die Gesamtkosten des Abfallmanagements auf die Mengenstellen mit festgelegten Verteilungsschlüsseln verrechnet werden (ÖNORM, 2011).

3 ÖKONOMISCHE BEWERTUNG

Ökonomische Methoden, welche die Bewertung von ökologischen Einflüssen ermöglichen, operationalisieren diese mit komplexen Modellen, indem externe Effekte internalisiert werden. Das bedeutet, dass Schäden und Wirkungen, die bisher die Gesellschaft tragen musste, auf den Prozess oder die Dienstleistung umgelegt werden können.

3.1 Bewertungsmethoden

Die Methoden zur Festsetzung von Preisen für Umweltschäden gliedern sich demnach in die Schadenskosten (entstehen bei dem Ausfall eines Umweltgutes), Substitutions- oder Vermeidungskosten (ergeben sich durch technische Leistungen) und dem potentiellen Preis (Zahlungsbereitschaft der Bürger zum Erhalt oder der Wiederherstellung eines Umweltgutes). Krottschek (Krottschek 1995) beschreibt die Preisbildungsmethoden, die in die Environmental Priority Strategy (EPS)-Methode oder Materialflusskostenrechnung einfließen können, in seinen Ausführungen näher. Nachfolgend sind die zwei integrierten Bewertungsmethoden angeführt.

Umweltrechnungsmethode (EPS-Methode): Das Ziel des EPS-Systems ist es schädigende Auswirkungen nach fünf festgesetzten Schutzziele, wie Biodiversität, Ressourcenbeanspruchung, betriebliche Produktion, menschliche Gesundheit und ästhetische Werte, zu beurteilen. Die Methode arbeitet mit Bewertungsindikatoren: für jeden Input-Stoff wird ein Ressourcenindex und für jeden Schadstoff ein Emissionsindex berechnet. Diese Methode versucht Umweltschäden monetär zu bewerten, indem Beeinträchtigungsarten monetär gewichtet und nach einem Indikator (Environmental Load Units) aggregiert werden. Die ökonomische Bewertung der Schutzgüter erfolgt entweder durch nachhaltige Produktionskosten, zu Marktpreisen oder durch die Zahlungsbereitschaft (Stehen & Ryding 1993).

Materialflusskostenrechnung: Das Ziel der Materialflusskostenrechnung ist es, durch eine Verbesserung der umwelt- und kostenbezogenen Leistung, zu einer Verringerung von Ressourcenverbräuchen in Unternehmen beizutragen. Die Transparenz der innerbetrieblichen Abfallströme kann durch diese Methode, inklusive der verbundenen Kosten und Umweltaspekte, dargestellt werden. Dabei wird die Koordination und Kommunikation in der Organisation erhöht (ÖNORM 2011). Die Kosten für das Abfallmanagement stellen einen Teilbereich der integrierten Materialflusskostenrechnung dar.

3.2 Beurteilung der Bewertungsmethoden

Die Beurteilung der genannten Bewertungsmethoden, nach Leistungsfähigkeit und Qualität, erfolgt mithilfe eines qualitativen Kriterienkataloges (Sieler 1994). Dieser ist in vier Hauptbereichen gegliedert: In die Abbildungsgüte, die Variabilität, die Transparenz, und die Vollständigkeit. Die Bewertung erfolgt anhand einer Ordinalskala von 0 (Kriterium nicht erfüllt) bis 4 (Kriterium sehr gut erfüllt), wobei die Kriterien zusätzlich qualitative Beschreibungen aufweisen.

Vollständigkeit: Ein Bewertungsverfahren ist dann vollständig, wenn das Bewertungsobjekt, in Bezug auf Zweckmäßigkeit und Zielwirksamkeit, alle Aspekte und Effekte berücksichtigt. Ein Bewertungssystem zur Beurteilung der Abfallmanagementkosten erfüllt den Anspruch der Vollständigkeit: Wenn es in der Lage ist (i) die Abfallströme abzubilden, (ii) diese nach Umweltkategorien gliedert, sowie (iii) eine monetäre Bewertung zulässt. Hier ist die Betrachtung von Systemgrenzen, Beziehungen und Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Produktionsschritten und über den ganzen Lebenszyklus zu berücksichtigen (Sieler 1994).

Abbildungsgüte: Ein theoretisches Modell zur Bewertung der Abfallmanagementkosten versucht die Beziehung zur Realität herzustellen und eine Übereinstimmung durch das Setzen von Abbildungsbeziehungen zu beschreiben. Die Abbildungsgüte stellt das Qualitätskriterium, für die Übereinstimmung des theoretischen Modells mit dem realen Abbild, dar. Die zentralen Gütekriterien bilden die Objektivität, Reliabilität und Validität (Sieler 1994). Die Objektivität gibt an in welchem Ausmaß das Resultat vom Anwender unabhängig ist (objektives Bewertungsmodell).

Die Reliabilität stellt die Genauigkeit eines Bewertungsverfahrens, unabhängig von Bewertungsfall und Bewertungsobjekt, dar. Diese liegt vor, wenn das wiederholte Anwenden des Verfahrens durch den Beurteiler zu soliden Ergebnissen führt. Die Validität stellt die formale Abbildungsgüte dar und versucht zu beurteilen, ob das Bewertungsverfahren auch das misst, was es vorgibt zu bewerten. Dieses Kriterium gilt als das wichtigste Gütekriterium (Bortz & Döring 2009).

Praktikabilität: Die Praktikabilität versucht die Anwendbarkeit des Bewertungsmodells darzustellen. Eine vollständige Aggregation zu einem monetären Zahlenwert, wie im Falle der Abfallmanagementkosten, erleichtert die Entscheidungsfindung sowie Maßnahmenableitung für eine Optimierung in diesem Bereich (Sieler 1994).

Transparenz: Zur transparenten Darstellung der Kosten im Abfallmanagement dient eine aufgeschlüsselte sowie nachvollziehbare Abbildung der Berechnungsvorgänge und Ergebnisse (Kantowski 2010).

Tab. 1 fasst die Merkmale zur Bewertung der ökonomischen Methoden mithilfe der vier Kriterien zusammen und bildet diese durch eine Punktebewertung ab.

Tab. 1: Matrix zur Bewertung der ökonomischen Methoden, Quelle: eigene Darstellung.

Nr.	Auswahlkriterien	Bewertungsmatrix			
		I (1 P.)	II (2 P.)	III (3 P.)	IV (4 P.)
1	Vollständigkeit	keine Aufzeichnung der Abfallströme, ungenaue Bewertung der Umweltauswirkungen	Outputseitig Abfallströme erfasst und einzeln bewertet	Abfallströme (in- und outputseitig) über Lebenszyklus abgebildet, aber keine Gliederung sondern Gesamtbewertung	Abfallströme (in- und outputseitig) über Lebenszyklus dargestellt, Gliederung nach Umweltwirkung und Aggregation möglich
2	Abbildungsgüte	Validität nicht gegeben, Reliabilität, Objektivität kaum vorhanden	Validität, Reliabilität, Objektivität nur teilweise gegeben,	Validität, Reliabilität, Objektivität ausreichend gegeben	Validität, Reliabilität, Objektivität vollständig gegeben
3	Praktikabilität	Datenumfang und Genauigkeit nicht verfügbar, Ergebnisverzerrung möglich	Datenumfang vorhanden aber Genauigkeit fehlt, Aktualisierung kompliziert möglich	Datenumfang und Genauigkeit teilweise verfügbar, Aktualisierung komplex	Datenumfang und Genauigkeit vorhanden und aktualisierbar
4	Transparenz	Berechnungen schwer nachvollziehbar, keine übersichtliche Darstellung möglich	Übersichtlichkeit gering, aber Grafiken möglich, komplizierte Berechnungen	Ergebnis mithilfe von grafischer Darstellung möglich, Berechnungen gut nachvollziehbar	Ergebnis übersichtlich dargestellt, Berechnungen einfach nachvollziehbar

Da die Einbindungsmöglichkeit der Preisbildungsmethoden in die beiden anderen Bewertungsmethoden (EPS-Methode und Materialflusskostenrechnung) möglich ist, erfolgt die Detailanalyse nur für dieselben und stellt die Ergebnisse in Abb. 1 dar.

3.3 Ergebnis der Bewertung

Die EPS-Methode ist stark anthropozentrisch und versucht die menschlichen Bedürfnisse abzubilden. Es kommt demnach zu einer Vermischung von objektiven und subjektiven Kriterien und führt zu einer schwer nachvollziehbaren Berechnung der Indikatoren. Die Kriteriengewichtung hängt stark von der Durchführung einer Contingent Valuation Studie ab und stellt ein Problem in der Abbildung der Wirklichkeit dar (Haag 2001). Vorteilhaft ist die monetäre Bewertung der Methode, die sich gut für Entscheidungssituation eignet und eine zukünftige Internalisierung von Umweltkosten ermöglicht.

Die Materialflusskostenrechnung bildet Ströme in- und outputseitig ab, sieht aber keine Gewichtung und Gliederung in Umweltkategorien vor. Die Bewertung liegt physikalisch und monetär für die Abfallströme vor. Durch den Aufbau einer Abfallbilanz ist eine Durchführung der Bewertung unabhängig vom Anwender und kann durch mehrmaliges Wiederholen solide Ergebnisse liefern. Durch die grafische Darstellung der Strombilanz ist die Übersichtlichkeit der Be-

rechnungen gegeben. Die Datenverfügbarkeit hängt stark vom innerbetrieblichen Monitoring ab, ermöglicht aber durch die Flussdarstellung eine einfache Aktualisierung.

Kriterien/Methoden	EPS-Methode Materialflusskostenrechnung		
	EPS-Methode	Materialflusskostenrechnung	
Vollständigkeit			
Abbildungsgüte			
Praktikabilität			
Transparenz			

Abb. 1: Beurteilung der ökonomischen Bewertungsmethoden, Quelle: eigene Darstellung.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Analyse und Beurteilung der Kosten des Abfallmanagements stellt die Materialflusskostenrechnung als geeignete ökonomische Bewertungsmethode dar. Diese bietet neben der EPS-Methode noch eine transparentere Kostenzurechnung und eine objektive Bewertung. Der Vorteil darin liegt, dass die Kosten für die Abfälle auch bei Wiederverwertung als Rückflüsse berücksichtigt werden. Hingegen ermöglicht aber die EPS-Methode eine Bewertung nach Umweltkategorien und bietet eine Aggregation zu einem Wert. Je nach Anwendungsmöglichkeit und Zielsetzung ist demnach die Methodenentscheidung nach den vier Kriterien hilfreich. Die Ansätze der Kostenbildungsmethoden stellen keine ausreichende Bewertung für das Abfallmanagement dar, können aber in die beiden umfassenden Bewertungsmethoden integriert und zur Verrechnungspreisbildung verwendet werden.

LITERATUR

- ÖNORM (2011) *EN ISO 14051, Umweltmanagement, Materialflusskostenrechnung, Allgemeine Rahmenbedingungen*, Wien, Austria: Österreichisches Normungsinstitut.
- Bortz, J./Döring, N. (2009) *Forschungsmethoden und Evaluation für Human- und Sozialwissenschaftler*, Heidelberg, Deutschland: Springer Verlag.
- Bundesumweltministerium und Umweltbundesamt (2001): *Handbuch Umweltcontrolling*, München, Deutschland: Franz Vahlen Verlag.
- Kantowski, J. (2010) *Einsatz von Realoptionen im Investitionscontrolling am Beispiel Biotechnologie, Dissertation*, Köln, Deutschland.
- Haag, C. (2001) *Ökologische Bewertung oberflächentechnologischer Maßnahmen im Stahlbetonbau, Dissertation*, Zürich, Schweiz.
- Krotschek, C. (1995) *Prozessbewertung in der nachhaltigen Wirtschaft*, Dissertation, Graz, Österreich.
- Rubik, F./Teichert, V. (1997) *Ökologische Produktpolitik: von der Beseitigung von Stoffen und Materialien zur Rückgewinnung in Kreisläufen*, Stuttgart, Deutschland.
- Sieler, C. (1994) *Ökologische Sortimentsbewertung*, Wiesbaden, Austria: Deutscher Universitätsverlag.
- Steen, B./Ryding, S.O. *The EPS-Enviro-Accounting method. An Application of environmental accounting principles for education and valuation of environmental impact in product design*, AFR-Report 11, Stockholm, Schweden.

An Analytical Framework for a Regional sLCA Goal System: Application in a Wood-Based Bioeconomy Region in Germany

A. Siebert & A. Bezama

Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Department of Bioenergy, Leipzig, Germany

ABSTRACT: There is broad consensus that sustainability is an important factor in product assessment. Life cycle assessment (LCA) tools facilitate the evaluation of potential environmental or social impacts of products throughout the entire life cycle. Among LCA tools, the social Life Cycle Assessment (sLCA) is still under development. SLCA identifies and assesses social impacts of product life cycles on stakeholders. Especially on a regional assessment level, sLCA is still in its infancy stage. A literature review highlights the need for regionalised sLCAs. Further, an analytical framework is presented, in order to establish a context-specific goal system which may serve as basis for a regional sLCA approach. The framework comprises four steps: selection of an overall sustainability concept, a combined top-down and bottom-up analysis to adapt sustainability goals, criteria and indicators for a specified spatial context, indicator evaluation and the final setting up of a context-specific goal system. In the last part the developed framework is applied in a wood-based bioeconomy region in Germany.

1 INTRODUCTION

The demand for sustainability assessment of products has increased in recent years. Potential impacts on the environment are assessed with the ISO standardised (Environmental) Life Cycle Assessment (LCA). This assessment technique excludes the socio-economic dimension of sustainability. Recently developed social Life Cycle Assessment (sLCA) approaches aim to estimate potential social impacts on people caused by product life cycles.

In general societal and economic impacts are linked to their geographic region, much more than environmental ones (Hunkeler 2006). An identical product produced by different companies has similar environmental impacts, but might have completely different social impacts (Jørgensen et al. 2008). Dreyer et al. (2005) argue that regional and country specific issues need to be integrated within the development of impact categories since they depend on the conduct of a company, which is considered as a local phenomenon. For Zamagni et al. (2011) this necessity derives from the dependent relationship between the stage of development in a certain country – thus geographical and cultural context – and social impacts. Consequently, not all stakeholders are affected in the same way. In addition, social impacts are determined by general systems of values within societies and differ between regions and local communities (Perimenis et al. 2001). According to Vanclay (2002) social impacts are determined by social change processes, which may have social impacts. Those impacts depend on characteristics of local settings or mitigation processes. Further, they occur on different levels: household, individual or societal level (*ibid.*). Due to these complex cause-effect chains he pleads for a definition of important impact variables and concepts on a regional level. As pointed out by Macombe et al. (2013) effects on regional level have not been assessed in sLCA so far. Current sLCAs derive universal worldwide applicable impact categories, such as well-being and health, from international conventions, which often represent just a minimum to attain (UNEP-SETAC 2009). The first sLCA guidelines, however, refer to sLCA 's purpose as “[...] to encourage performance beyond compliance (with laws, international agreements, certification standards, etc.) (UNEP-SETAC 2009, p. 40)“. Important social effects may be caused not only by production activities in an economy based on fossil fuels, they may also occur in a biobased economy (Bioeconomy combines the use of renewable raw materials for material and energy use (BMBF 2011)). In 2011 the German government has introduced a

research strategy which should lead towards a bioeconomy (BMBF 2011). In the Spitzencluster Bioeconomy project companies aim to establish a bioeconomy region in Central Germany which focuses on wood as a raw material base. In order to specify those social effects, more regional sLCA approaches are needed.

2 AN ANALYTICAL FRAMEWORK FOR A REGIONAL sLCA GOAL SYSTEM

This article introduces an analytical framework presenting a research approach which allows to establish a context-specific goal system that may serve as a basis for a regional sLCA approach (Fig. 1). The framework is further applied in a wood-based bioeconomy region. The developed analytical framework consists of four steps.

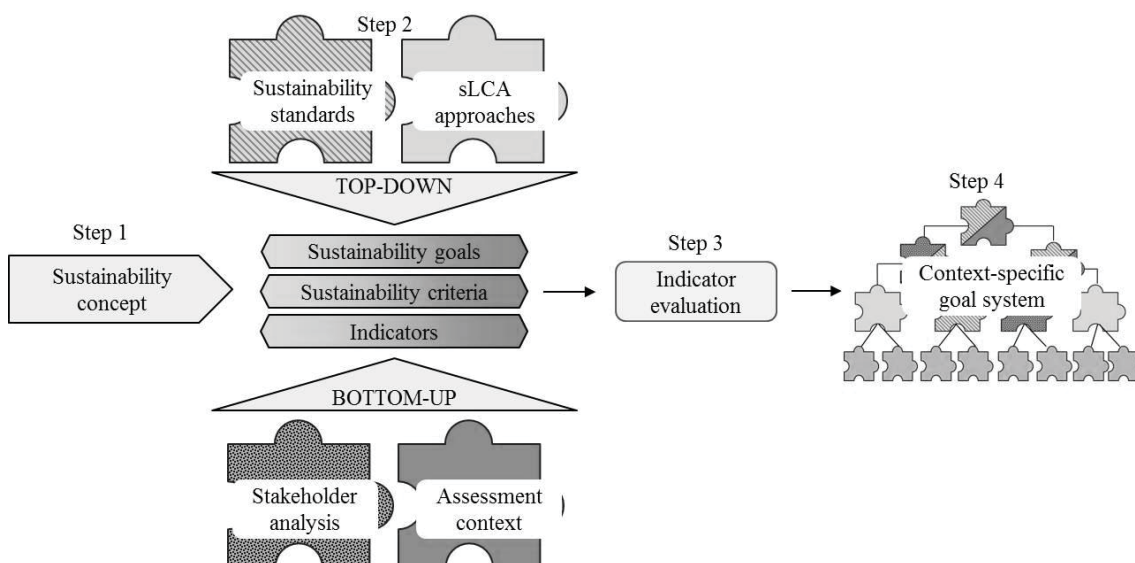


Fig. 1: Analytical framework for a regional sLCA goal system.

In LCA product life cycles are assessed according to areas of protection (human health, natural and man-made environments, natural resources). In contrast to LCA, there is no consensus in sLCA on the nature of areas of protection. Accordingly, the first step is to choose an overall sustainability concept as a basis. The concept can grasp sustainable development theories or definitions. Reitingner et al. (2011) for instance applies Sen's Capability Approach in order to estimate what is valuable for society. In a second step relevant socio-economic sustainability goals, criteria and indicators are extracted from a top-down and bottom-up analysis as proposed by Dreyer et al. (2005). Thus, top-down broad societal goals and bottom-up context-specific characteristics are combined to build up a sustainability goal system. The top-down analysis reviews general international sustainability standards as well as current sLCA approaches regarding their applicability and relevance to the study context. The bottom-up approach integrates – through a stakeholder analysis – actors' preferences affected by product life cycles. An assessment of the context is conducted in order to identify and embed socio-economic key issues and opportunities, related to production activities and its institutional context, on different levels, especially on the national, regional and sector level, to the goal system. Step two interlinks analytical results from the top-down and bottom-up analysis into relevant, context-specific sustainability goals, criteria and indicators in a parallel and step-wise manner. In this way the integration of impacts, relevant from a societal point of view and significant in the spatial context of the production activities, is ensured. Nevertheless, the developed sustainability elements need to correspond with the overall concept from step one. In step three it is evaluated whether the previous sustainability elements comply with following demands on sustainability indicators (Tab. 1). In a last fourth step the context-specific goal system is established.

Tab. 1: Demands on sustainability indicators.

Reliability	The indicators adequately address the study objectives. The cause-effect chains base on scientific information or theories.
Reproducibility	The indicators are transparent and results are reproducible over time.
Consensus	The indicators represent a minimal consensus among stakeholders about the adequacy of the goal system.
Comparability	The indicators are suitable for comparison at an adequate level.
Direction	The indicators show in which direction sustainability should move.

Source: adapted from Kopfmüller et al. (2001) and Diaz-Chavez (2012).

3 APPLICATION IN A WOOD-BASED BIOECONOMY REGION IN GERMANY

The main purpose of the study is to develop a regional sLCA method in order to assess socio-economic effects of wood-based products from a bioeconomy region in Germany. In Table 2 the prior defined analytical framework is applied in a German wood-based bioeconomy region.

Tab. 2: Analytical framework applied in a wood-based bioeconomy region in Germany.

Integrative sustainability concept of the Helmholtz Association of German Research Centers	
TOP-DOWN	BOTTOM-UP
<u>Sustainability standards</u>	<u>Stakeholder Analysis</u>
ISO26000, SA8000, GBEP, GRI	Interviews with identified key-stakeholder
<u>sLCA approaches</u>	<u>Assessment context</u>
Dreyer et al. (2005)	Literature review on (national) bioeconomy
Macombe (2013)	Sustainability strategies (national, regional and sector level)
Schoneboom et al. (2012)	Forest certification and management concepts (e.g. FSC, PEFC, ForstBW)
UNEP-SETAC Guidelines (2009)	

In the first step the integrative sustainability concept developed by researchers of the Helmholtz Association of German Research Centers is selected to frame the goal system (Kopfmüller et al. 2001). The concept integrates environmental, economic and social sustainability aspects. Although, sLCA only addresses the socio-economic dimension, the sustainability concept represents a good starting point to integrate LCA and Life Cycle Costing (LCC) in future analysis (In future an overarching Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA) may integrate the different LCA tools (Klöpffer 2008), (UNEP-SETAC 2011)). Furthermore, its anthropocentric view is in line with the sustainability definition of the Brundtland Report. It has already been applied to evaluate the overall sustainability status in Germany and therefore fits the requirements of the study. The second step reviews international sustainability standards such as ISO26000, SA8000, Global Bioenergy Partnership (GBEP) or the Global Reporting Initiative (GRI) in a top-down analysis (ISO 2010), (SAI 2008), (GBEP 2011), (GRI 2011). Some proposed social themes could be applied while others are adjusted against bottom-up analytical results. Certain categories were neglected as they represent no key issues in Germany e.g. child or forced labour. Furthermore, categories such as indigenous rights have not to be taken into account due to the cultural context in Germany. Likewise, impact categories and indicators used in current sLCA approaches are studied (A selection of analysed sLCAs: Dreyer et al. (2005), Macombe (2013) Schoneboom et al. (2012) and UNEP-SETAC (2009)). The additional bottom-up analysis contextualizes the sustainability parameters to a wood-based bioeconomy region in Germany. Therein, a stakeholder analysis identifies stakeholders involved in and affected by the assessed product life cycle. Key-stakeholders are interviewed to find out their preferences with regard to a wood-based bioeconomy and its production activities. This is done in line with an overall context assessment. On the national level the Strategy for Sustainable Development of the German government is included (Federal Government 2002). Also sustainability strategies of the federal states, where the production takes places, were analysed. The characteristics of production activities are a major aspect that has to

be taken into account within the development of impact categories, i.e. the use of local biomass resources in biobased product life cycles. As this study focuses on a wood-based bioeconomy region, national forest certification standards (FSC, PEFC) or management strategies (ForestBW) are studied for their possible application in a goal system. But also the National Research Strategy BioEconomy (BMBF 2011), the work of the Bioeconomy Council and different sustainability statements of sectors, active in a wood-based product life cycle, are integrated. The integration of both analyses identifies relevant sustainability criteria and specific indicators for a wood-based bioeconomy region in Germany. In step three, the as relevant identified indicators, are evaluated considering the factors in Tab. 1. In further steps the goal system will be assembled and validated.

REFERENCES

- Ministerium für ländlichen Raum, Ernährung und Verbraucherschutz (MLR) (n.y.) ForstBW Strategisches Nachhaltigkeitsmanagement für den Staatswald in Baden-Württemberg.
- BMBF (2011) National Research Strategy BioEconomy 2030.
- Diaz-Chavez, R. (2012) Global-Bio-Pact set of selected socio-economic sustainability criteria and indicators. Imperial College London
- Dreyer, L., Hauschild, M., & Schierbeck, J. (2005) A Framework for Social Life Cycle Impact Assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 11, 88–97.
- Federal Government (2002) Perspectives for Germany - Our Strategy for Sustainable Development
- Forest Stewardship Council (FSC) (2012) Deutscher FSC-Standard Version 2.3.
- Global Bioenergy Partnership (GBEP) (2011) The Global Bioenergy Partnership Sustainability Indicators for Bioenergy. Rome, Italy: FAO.
- Global Reporting Initiative (GRI) (2011) Sustainability Reporting Guidelines.
- Hunkeler, D. (2006) Societal LCA Methodology and Case Study. *Int. J. Life Cycle Assess.* 11, 371–382.
- ISO (2010) ISO 26000 Guidance on Social Responsibility. International Standards Organization.
- Jørgensen, A., Bocq, A., Nazarkina, L., & Hauschild, M. (2008) Methodologies for Social Life Cycle Assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 13, 96–103.
- Klöpffer, W. (2008) Life cycle sustainability assessment of products. *Int. J. Life Cycle Assess.* 13, 89–95.
- Kopfmüller, J., Brandl, V., Jörissen, J., Paetau, M., Banse, G., Coenen, R., & Grunwald, A. (2001) *Nachhaltige Entwicklung integrativ betrachtet: Konstitutive Elemente, Regeln, Indikatoren*. Berlin, Germany: Sigma.
- Macombe, C. (2013) Social LCAs: *Socio-economic effects in value chains*. Cirad.
- Macombe, C., Leskinen, P., Feschet, P., & Antikainen, R. (2013) Social life cycle assessment of biodiesel production at three levels: a literature review and development needs. *J. Clean. Prod.* 52, 205–216.
- PEFC D 1002 (2009) PEFC-Standards für Deutschland.
- Perimenis, A., Meisel, K., Zech, K., & Müller-Langer, F. (2011) Strategic Targets for 2020: Collaboration initiative on Biorefineries. DeutschesBiomasseForschungsZentrum (DBFZ).
- Reitinger, C., Dumke, M., Barosevcic, M., & Hillerbrand, R. (2011) A conceptual framework for impact assessment within SLCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 16, 380–388.
- SAI (2008) SA8000 - Social Accountability 8000. SAI.
- Schoeneboom, J., Saling, P., & Gipmans, M. (2012) AgBalanceTMTechnical Background Paper.
- UNEP-SETAC (2009) Guidelines for social life cycle assessment of products. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative.
- UNEP-SETAC (2011) Towards a Life Cycle Sustainability Assessment Making informed choices on products. UNEP/SETAC Life cycle Initiative.
- Vanclay, F. (2002) Conceptualising social impacts. *Environ. Impact Assess. Rev.* 22, 183–211.
- Zamagni, A., Amerighi, O., & Buttol, P. (2011) Strengths or bias in social LCA? *Int. J. Life Cycle Assess.* 16, 596–598.

Entwicklungstreiber für die Modellierung der Altholzkaskade bis 2050

J. Hildebrandt & A. Bezama

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Bioenergie, Leipzig, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Altholzverwertung stellt ein gut dokumentiertes Praxisbeispiel für bereits etablierte und gleichzeitig ausbaufähige Kaskadennutzung dar. Der Anlagenpark an Bio-masse-heizkraftwerken BMHKW wurde in der Dekade von 2000 bis 2010 in Deutschland stark ausgebaut. Der Verwertungsvorrang, das Deponierungsverbot und die Einspeise-Vergütungen nach EEG haben in der Altholz-Nutzung einen starken Impuls auf die energetische Verwertung gesetzt. In den letzten 2-3 Jahren wurde nach anfangs starkem Wachstum nun eine Sättigungsphase erreicht. Die Entwicklung hat gezeigt, dass mit starken politischen Anreizen ein technisch-ökonomischer Regimewechsel in der Kaskadennutzung initiiert werden kann. In den kommenden Jahrzehnten sind bedingt durch Rohstoffkonkurrenzen weitere dynamische Entwicklungen nicht auszuschließen. Welche Treiber in den kommenden Jahrzehnten bis 2050 eine vornehmliche Rolle spielen können, ist ein entscheidender Analysebestandteil der Szenarien-basierten Kaskadenmodellierung. Dieses Paper soll dazu beitragen im Rahmen der BioÖkonomie-Forschungen die Möglichkeiten und Hindernisse zum Redesign der Stoffstromarchitekturen zwischen Anlagenkombinationen aus Mechanisch-Biologischen Behandlungsanlagen, Bioraffinerien, Biomasse(Heiz-)kraftwerken und Abfallverbrennungsanlagen kritisch zu untersuchen.

1 EINLEITUNG

In der Bewertung des Status Quo der Altholznutzung wird als erster Schritt die momentane Rohstoffbereitstellungssituation in der Altholz-Branche beschrieben. Damit wird eine Einordnung der Kaskadennutzung im derzeitigen Bioenergiesystem ermöglicht und in die Grundaspekte der qualitativen Diskussion vorbereitend eingeführt. Als nachfolgender Schritt werden die Treiber für die zukünftige Entwicklung an der Schnittstelle zwischen stofflicher und energetischer Nutzung von Altholz charakterisiert, um davon ausgehend plausible Szenarien- Ausprägungen für alternative Aufkommensentwicklungen ableiten zu können.

Abschließend mündet die qualitative Diskussion in einer Einordnung der Sensitivität des Gesamtprimärenergiebedarfs im Bioenergie-System gegenüber einer möglichen Verknappung durch der verstärkte stofflichen Holznutzung.

2 BESCHREIBUNG DER ENTWICKLUNG VON 2000-2010 UND DES STATUS QUO 2014

In der Altholznutzung sind der Abfallsektor und der Energiesektor sowohl kausal als auch entwicklungsdynamisch eng miteinander verknüpft und der mittelfristige Lock-In Effekt von Mengenströmen in Anlagen mit größeren Verbrennungskapazitäten dementsprechend hoch. Die Altholzmenge in den 1990er Jahren lag in einem Bereich zwischen 7,2 und 7,7 Mio. Tonnen at/a (Sundermann 1999). Seit Einsetzen des Deponierungsverbotes, dem Verwertungsvorrang und der EEG-Förderung für Biomasse-Strom werden die Altholzstoffströme mit ansteigenden Mengenteilen vom Kreislaufwirtschaftssektor nach entsprechender Aufbereitung der energetischen Verwertung und stofflichen Nutzung zugeführt (Mantau 2012 & Sundermann 1999).

Die energetische Nutzung von Holz in BMHKW über 1 MW stieg von 2001 bis 2010 von ca. 800.000 t/a auf 5.500.000 t/a (Mantau 2012).

Damit liegt die thermisch verfügbare Energie in der energetischen Nutzung bei ca. 25 TWH/a.

Aus der Betrachtung der Entwicklung von 2000 bis 2010 lässt sich schließen, dass durch rechtliche und ökonomische Regimewechsel eine hohe Dynamik in der Altholznutzung realisiert werden kann.

3 BETRACHTUNG VON TREIBERN FÜR DIE ZUKÜNFTIGE ENTWICKLUNG

Die Trendfortschreibung bildet das Grundgerüst für eine konservative Abschätzung der zukünftigen Stoffströme im Altholzbereich. In Abhängigkeit von Systemsensitivität gegenüber den Treibern kann aber auch eine dynamischere Entwicklung stattfinden. Nachfolgend soll hierzu qualitativ dargelegt werden, welche Treiber vornehmlich eine zukünftige Entwicklung vorantreiben könnten.

Sozio-kulturelle Treiber (z.B. Demografische Entwicklung, Suffizienz-Strategien)

- Sozio-ökologische Treiber (z.B. Klimawandel, Ressourcenverknappung)
- Sozio-ökonomische Treiber (Förderungen, Transaktionskosten & Systemdienstleistungen)
- Technisch-ökonomische Treiber (z.B. Behandlungstechnologien, Dynamik im MVA & BM-HKW-Anlagenpark, Life-Cycle-Planning der Holz- & Polymerkaskade)

Die Treiber werden nachfolgend qualitativ charakterisiert sowie in ihrer Bedeutung für die Altholz-Nutzungskaskade eingeordnet und es werden erste Aussagen zur Ableitung von Szenarioausprägungen getroffen.

3.1 Sozio-kulturelle Treiber (*Demografische Entwicklung und Suffizienz-Strategien*)

Einen der stärksten Treiber für die Entwicklung des Altholzaufkommens wird die Bevölkerungsentwicklung darstellen. Die prognostizierte Bevölkerungsabnahme von über 80 Mio. Einwohner im Jahr 2010 auf ca. 74 Mio. Einwohner im Jahr 2050 (Nitsch et al. 2012) betrifft sowohl den Abfallsektor als auch die EEG-Strom erzeugenden Festbrennstoffeuerungsanlagen. Eine Abnahme von Wanderungsbewegungen und -Salden kann sich begrenzend auf den Bauholz-Verbrauch bei Einfamilienhäusern auswirken, während die Pflege- oder Sterbefall bedingte Auflösung von Haushalten eventuell eine regionale Zunahme des Sperrmüllaufkommens begründen kann. Eine leichte Zunahme des Sperrmüllaufkommens ist momentan zu verzeichnen (Lampel 2013).

3.2 Sozio-ökologische Treiber (*Klimawandel und Ressourcenverknappung*)

Die kaskadierte Nutzung von Altholz bietet insbesondere bei mehrfach aufeinanderfolgender stofflicher Nutzung vor der energetische Verwertung eine ökologisch vorteilhafte Bilanz bei der Treibhausgasvermeidung (Gärtner et al. 2013). Um der zunehmenden Ressourcenverknappung und daraus resultierenden Nutzungskonkurrenzen entgegenzuwirken, ist die Kaskadennutzung des weiteren ein zukünftig notwendiger und entscheidender Baustein einer ressourcenschonenden Stoffstromwirtschaft (Baur 2010).

3.3 Sozio-ökonomische Treiber (*Förderung, Systemdienstleistungen und Marktverzerrungen*)

Für die stoffliche Nutzung von Biomasse zu Produktion bio-basierter Produkte, z.B. in der chemischen Industrie, sind auf absehbare Zeit keine staatlichen Förderungen jenseits der Forschung & Entwicklung vorgesehen und explizit auch von Industrieseite nicht erwünscht. Der Anteil biogener Rohstoffe insbesondere dann auch nationaler Altholzstoffströme würde unter Zugrundelegung dieser Annahme bis 2030 nicht stark ansteigen (Prognos AG 2013, VCI 2013). Die chemische Industrie treibt zwar im Forschungsbereich die BioÖkonomie voran, aber ein vergleichbar starker Anstieg der stofflichen Nutzung wie die energetische Verwertung sie erfahren hat, ist vorerst nicht zu erwarten. Seitens der Holzwerkstoffindustrie besteht die Forderung, den Vorrang stofflicher Nutzung stärker politisch zu verankern und die Kaskadennutzung im Holzbereich voran zu treiben (VHI 2010, Sauerwein 2013).

3.4 Technisch-ökonomische Treiber (Sortierungstechnologien, Dynamik des Anlagenparks)

Die momentan noch mobilisierbaren Potenziale im Abfallsektor liegen im höheren fünfstelligen Tonnenbereich (Lampel 2013) und sind an Betreiberanstrengungen in der Sortierung und an jeweilige Refinanzierungszeiträume von Abfallbehandlungsanlagen geknüpft (Alwast et al. 2009). Eine Flexibilisierung des Anlagenparks von Biomasseheizkraftwerken ist bei zunehmenden Anforderungen an Systemdienstleistungen in der bedarfsgerechten Bereitstellung nicht auszuschließen. Hinsichtlich eines radikalen Umdenkens im ökologisch vorteilhaftes Produktdesign mit Antizipation der Wechselwirkungen zwischen Polymerkaskade und Altholzkaskade wirkt sich die höchstensfalls graduelle Restrukturierung des Anlagenparks und der Kapazitäten von mechanisch-biologischen und thermischen Abfallbehandlungsanlagen stark begrenzend auf die Sortierbarkeit aus.

4 DISKUSSION MÖGLICHER ZUKÜNFTIGER ENTWICKLUNGEN

In der werkstofflichen Nutzung sind die Trends in der energetischen Sanierung und im Bauholzbereich maßgeblich für eine Abschätzung der Mengenentwicklung. Die Holzbauquote nimmt seit 1993 relativ an den genehmigten Bauvorhaben zu, während bei den totalen Genehmigungszahlen der Holzbau seit Anfang der 1990er relativ konstant geblieben ist (Sauerwein 2013). Um bis 2050 eine klar steigende Tendenz des Holzbaumarkts initiieren zu können, wären jedoch Förderungs- und Marketingmaßnahmen notwendig (Köster & Wehner 2008). Im Bereich der stofflichen Nutzung können Technologien des Holzaufschlusses und der Bioraffinerietechnologien entscheidend dafür sein, ob die Kaskadennutzung intensiviert wird (Michels 2012, Michels et al. 2009). Ein großtechnischer Einstieg im Bereich der holz-basierten Bioraffinerien wird aufgrund planungs- und versorgungstrategischer Überlegungen nicht vor dem Jahr 2025 erwartet. Die chemische Industrie in Deutschland deckt momentan ihren Primärrohstoffbedarf für die stoffliche Nutzung zu ca. 13 % aus nachwachsenden Rohstoffen, während ein Großteil der fossilen Rohstoffe in den Kraftstoffsektor fließt, mit ca. 100 Mio. t/a ist dies in etwa die fünffache Primärrohstoffmenge von 21 Mio. t/a in der chemischen Industrie (VCI 2013). Der höhere Substitutionsdruck liegt dabei auf dem wertschöpfungsschwächeren Kraftstoffsektor, während die chemische Industrie weiterhin primär auf fossile Rohstoffe setzen wird. In der Mengenbetrachtung erscheint im Bioraffineriebereich inputseitig momentan hier ein Kapazitätszубau bis ca. 800.000 t atro/a bis 2035 als möglich. Eine Abschätzung der Mengenentwicklung holz-basierter Sekundärrohstoffe in Relation zur Trendfortschreibung für die Altholz-Stoffströme wird auf Abb. 1 dargestellt.

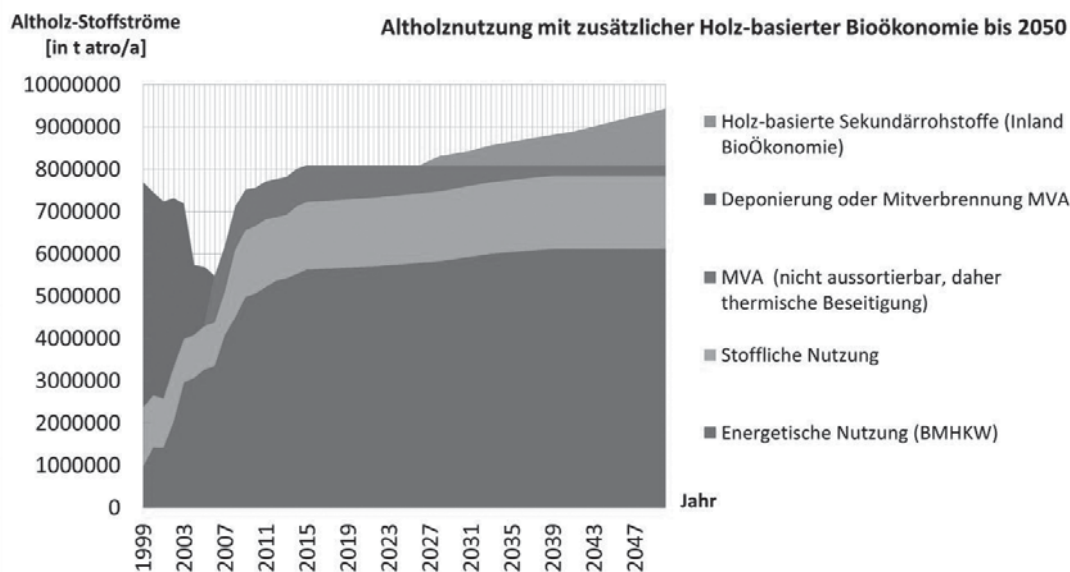


Abb. 1: Aufkommen holz-basierter Sekundärrohstoffe (Altholz mit Bioökonomie) zur stofflichen und energetischen Nutzung bis 2050 (Mantau 2012, Sundermann 1999, Seintsch 2008).

5 ZUSAMMENFASSUNG

Zusammenfassend können aus den Diskussionen zur Kaskadennutzung folgende Aussagen abgeleitet werden. Für den Status Quo im Altholzbereich ist festzustellen, dass mit etwa 87 PJ/a ca. 6 % des Primärenergiebedarfs in der Bioenergieerzeugung abgedeckt werden. Die Entwicklung mehrerer großtechnologischer Anlagen für die holz-basierte Bioökonomie in Deutschland und dem Rückfluss der erzeugten Produkte in die Kaskade wird nicht vor 2025 erwartet.

Für die holz-basierten Sekundärrohstoffe aus Produkten mit Nutzungsdauern von < 1 bis > 20 Jahren kann mit einer steigenden Fraktion von ca. 5 PJ/a ab 2030 bis auf 20 PJ/a in 2050 an zusätzlichen Zufluss in die energetische Nutzung in abfallrechtlich zugelassene Abfallbehandlungsanlagen aus der Kaskade ausgegangen werden. Generell erscheint unter den gegenwärtigen Voraussetzungen eine signifikante Verschiebung gegenwärtig energetisch genutzter Stoffströme hin zur verstärkten stofflichen Nutzung von Holz in der chemischen Industrie bis 2030 als eher unwahrscheinlich. In der energetischen Holznutzung sind daher die Nutzungskonkurrenzen zwischen (werk-)stofflicher und energetischer Altholz-Nutzung mit der chemischen Industrie und dem Bausektor bis 2030 als eher gering einzuschätzen.

LITERATUR

- Baur, F. (2010) Effiziente Nutzung von Biomasse – Reststoffe, Nutzungskonkurrenzen und Kaskadennutzung. IZES - Institut für ZukunftsEnergieSysteme, ForschungsVerbund Erneuerbare Energien (FVEE), FVEE Themenhefte, Themen 2010, Saarbrücken 2010.
- Gärtner, S., Hienz, G., Keller, H. & Müller-Lindenlauf, M. (2013) Gesamtökologische Bewertung der Kaskadennutzung von Holz – Umweltauswirkungen stofflicher und energetischer Holznutzungssysteme im Vergleich. Heidelberg : IFEU Heidelberg 2013.
- Gärtner, S., Hienz, G., Keller, H. & Paulsch, D. (2012) Ökobilanz der kaskadierten Nutzung nachwachsender Rohstoffe am Beispiel Holz – eine Einordnung. In: uwf UmweltWirtschaftsForum Bd. 20, Nr. 2-4, S. 155–164.
- Köster, H. & Wehner, M. (2008) Holzbau der Zukunft, Abschlussbericht des TP 08 „Marktforschung & Markterschließung“. Rosenheim : FH Rosenheim & TU München .
- Lampel, G.(2013) Sortierung von Sperrmüll als Alternative zur direkten Verbrennung - Rohstoffpotenziale im Sperrmüll -, BAV - Bundesverband der Altholzaufbereiter und -verwerter e.V.
- Mantau, U. (2012) Entwicklungen und Szenarien des Holzaufkommens und der Holzverwendung von 1987 bis 2015. Hamburg : Infor Informationssysteme für Rohstoffe und Universität Hamburg, Zent-rum Holz-wirtschaft, Arbeitsbereich: Ökonomie der Holz- und Forstwirtschaft.
- Mantau, U. (2012b.) Holzrohstoffbilanz Deutschland, Entwicklungen und Szenarien des Holzaufkommens und der Holzverwendung 1987 bis 2015. Hamburg, 2012b.
- Michels, J. (2011) Bioraffinerie – Ein großer Abnehmer für Laubholz in der Zukunft?
- Michels, J., Ehrich, K., Schrader, J., Puls, J., Saake, B., Kordsachia, O., Schweinle, J., Unkelbach, G. & Schweppe, R. (2009) Pilotprojekt „Lignocellulose-Bioraffinerie“ Gemeinsamer Schlussbericht zu den wissenschaftlich-technischen Ergebnissen aller Teilvorhaben, Frankfurt : Dechema e.V. , vTI, KIT, Fraunhofer ICT, TU München, TU Kaiserslautern, BIOPOS e.V., 2009.
- Nabu (2009) “Der Abfallmarkt in Deutschland und Perspektiven bis 2020“, NABU-Bundesgeschäftsstelle, Endbericht von der Prognos AG, Berlin 2009.
- Nitsch, J., Pregger, T., Naegler, T., Heide, D., Gerhardt, N., Sterner, M., Trost, T., Wenzel, B. & Luca de Tena, D. (2012) Langfristszenarien und Strategien für den Ausbau der erneuerbaren Energien in Deutschland bei Berücksichtigung der Entwicklung in Europa und global. Schlussbericht BMU - FKZ 03MAPI46.
- Prognos AG (2013) Die deutsche chemische Industrie 2030 VCI-Prognos-Studie, Verband der Chemischen Industrie e. V. (2013).
- Sauerwein, P. (2013) Kaskadennutzung: Verbrennen später nicht ausgeschlossen Baustoffe und Möbel aus Holz, Verband der Deutschen Holzwerkstoffindustrie e.V. In: Tagungsbeiträge: „Nachwachsende Rohstoffe in der öffentlichen Auftragsvergabe - Vielfalt und Vorteile biobasierter Produkte in der Beschaffungspraxis“, 2. Kongress NawaRo-Kommunal, Berlin.
- Sundermann, B.(1999) Spoden, F. ; Dohr, R.: Aufkommens- und Verwertungswege für Altholz in Deutschland. In: Müll und Abfall Bd. 31 (1999), Nr. 5/1999, S. 269–274.
- VCI (2013) Botschaften und Forderungen zum Thema: Rohstoffbasis der chemischen Industrie, Verband der chemischen Industrie e.V. (2013).

Methan als Speicher für erneuerbare Energien und zur CO₂-Verwertung

P. Biegger, A.H. Felder & M. Lehner

Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Montanuniversität Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Durch die Veränderungen am mitteleuropäischen Energiemarkt sind zunehmend Energiespeicher nötig, um Versorgungsschwankungen und Überproduktionen zu puffern. Die Umwandlung von elektrischer in chemische Energie über das Power-to-Gas-Konzept ist eine aussichtsreiche Option für die großtechnische Energiespeicherung in Form von gasförmigen Energieträgern. Das Forschungsprojekt „EE-Methan aus CO₂“ beschäftigt sich intensiv mit der Adaptierung der Methanisierungstechnologie an die Rahmenbedingungen einer sicheren Energieversorgung. Neuartige Katalysatoren in Kombination mit einem adaptierten Methanisierungsverfahren sollen Verbesserungen im Teillastbetrieb bringen sowie verlängerte Einsatzzeiten ermöglichen. An der Laboranlage an der MU Leoben werden dazu eigens entwickelte Katalysatoren, basierend auf keramischen Wabenkörpern, untersucht und mit kommerziell erhältlichen Katalysatoren verglichen.

1 EINLEITUNG

Der mitteleuropäische Energiemarkt ist durch die sogenannte “Energiewende” einem starken Wandel unterworfen, denn der Ausbau der erneuerbaren Energieerzeugung und die damit verbundene Erhöhung der installierten Leistung schreiten rasch voran. Die fluktuierende Energieproduktion der erneuerbaren Energieträger erfordert mehr und mehr Speichermöglichkeiten um Überschüsse zu kompensieren und im Bedarfsfall elektrische Energie ins Netz einspeisen zu können. Eine Möglichkeit zur Speicherung ist die Umwandlung von elektrischer in chemische Energie durch die „Power to Gas“-Technologie. Dabei wird Wasser durch Einsatz von elektrischer Energie in Elektrolyseuren in Wasserstoff (H₂) und Sauerstoff (O₂) gespalten. Wasserstoff ist ein Energieträger mit hoher Energiedichte und kann für verschiedenste Anwendungen, z.B. in Brennstoffzellen eingesetzt werden. Die fehlende Infrastruktur, der regionale Mangel an Abnehmern und technische Probleme bei der Speicherung sprechen jedoch gegen die alleinige Verwendung von Wasserstoff als Energieträger. Alternativ kann Wasserstoff in einer Methanisierungsanlage gemeinsam mit Kohlendioxid (CO₂) katalytisch zu Methan (CH₄) umgewandelt werden. Diese heterogen-gaskatalytische Reaktion wird nach ihrem Entdecker Paul Sabatier als Sabatier-Reaktion bezeichnet.



Die Reaktion läuft exotherm ab, was zu einem starken Temperaturanstieg in den Reaktoren führt. Als Katalysatoren werden üblicherweise Verbindungen der 8. Nebengruppe (z.B: Ni, Ru, Fe, Co, Rh, Pt) auf verschiedenen Trägermaterialien eingesetzt. (Kaltenmaier, 1988).

Das Produkt Methan wird auch als “Substitute Natural Gas” oder kurz “SNG” bezeichnet und kann nach einer Aufbereitung ins bestehende Erdgasnetz uneingeschränkt eingespeist werden. Der Anteil an Wasserstoff im österreichischen Erdgasnetz hingegen ist auf 4% limitiert. (ÖVGW, 2011).

Die Verwendung von erneuerbarer elektrischer Energie für die Herstellung von Wasserstoff sowie der Einsatz von biogenem CO₂ in der Methanisierung ermöglichen die Produktion eines erneuerbaren “grünen” Erdgases. Fossiles Erdgas kann somit substituiert und der CO₂-Ausstoß gesenkt werden.

2 SPEICHERTECHNOLOGIEN

Zur Speicherung von elektrischer Energie kann mittlerweile auf eine Vielzahl von Systemen zurückgegriffen werden, welche sich jedoch deutlich von einander unterscheiden. Die Realisierung von neuen, technisch ausgereiften, Pumpspeicherkraftwerken scheidet derzeit an der wirtschaftlich unattraktiven Situation. Druckluftspeicher verfügen über eine zu geringe Speicherdichte um großtechnische Speicher umsetzen zu können. Kondensatoren (EDLC = Electrical Double Layer Capacitor) haben eine sehr geringe Entladezeit und sind eher für Re-gelungsanwendungen zu empfehlen. Die verschiedenen Batterietypen sind vor allem wegen den begrenzten Ladezyklen und der hohen Kosten nur eingeschränkt wirtschaftlich einsetzbar. Um großtechnische bzw. saisonale Energiespeicherung zu ermöglichen müssen auf chemische Energieträger wie H₂, CH₄ aber auch flüssige Kohlenwasserstoffe zurückgegriffen werden. In Abb. 1 sind verschiedene Speichertechnologien hinsichtlich der volumetrischen Speicherdichte miteinander verglichen.

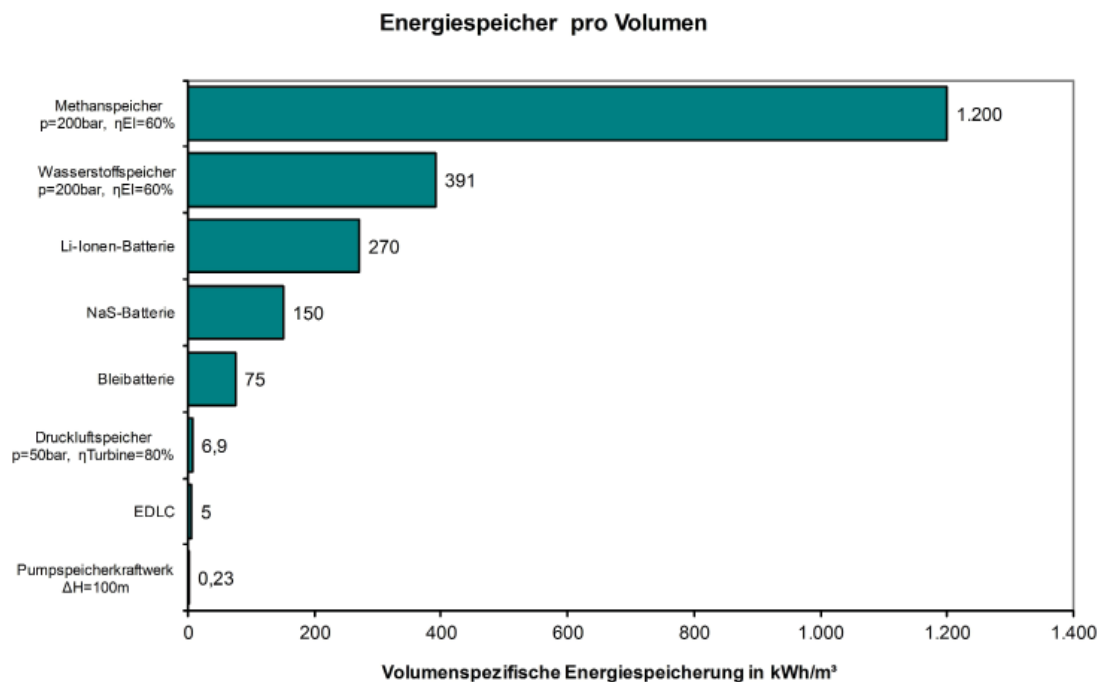


Abb. 1: Vergleich der Speichertechnologien nach der volumetrischen Speicherdichte; nach (Bajohr, 2011); (EDLC = Electrical Double Layer Capacitor).

Wie aus Abb. 1 ersichtlich eröffnet die Power-to-Gas-Technologie die Möglichkeit einen Energieträger mit hoher Speicherdichte zu erzeugen. Vor allem CH₄ bzw. SNG besticht durch eine ca. 3x höhere Energiedichte als H₂.

SNG bietet somit die Möglichkeit der Lang- und Kurzzeitspeicherung in Erdgasspeichern, welche bereits in ausreichender Kapazität vorhanden sind und dem Stand der Technik entsprechen. Ein weiterer großer Vorteil des synthetisch erzeugten Erdgases sind die vielfältigen Verwendungsmöglichkeiten, wie dem Einsatz für Wärmeversorgung und Mobilität (Erdgasauto) sowie die Rückverstromung. Ein namhafter deutscher Automobilhersteller beschäftigt sich bereits intensiv mit der Erzeugung von erneuerbarem Erdgas als Treibstoff für die neuen Modelle mit Erdgas- oder Hybridantrieb. (Waldstein, 2012).

3 FORSCHUNGSPROJEKT „EE-METHAN AUS CO₂“

3.1 Projektbeschreibung

Das Forschungsprojekt „EE-Methan aus CO₂ – Entwicklung eines katalytischen Prozesses zur Methanisierung von CO₂ aus industriellen Quellen“ wurde in der dritten Ausschreibung von Re-

search Studio Austria (RSA), die als Sonderausschreibung im Rahmen der Energieforschungsinitiative abgewickelt wurde, Anfang 2013 genehmigt. Als Konsortialpartner sind der Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes an der MU Leoben, das Energieinstitut an der JKU Linz, das Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften an der TU Wien, die Profactor GmbH in Steyr sowie die Christof International Management GmbH (Christof Group) vertreten. Die Verbände Österreichische Vereinigung für das Gas- und Wasserfach (ÖVGW) und der Fachverband der Gas- und Wärmeversorgungsunternehmen (FGW) beteiligen sich durch eine finanzielle Unterstützung.

Ziel des Projektes ist es einen auf die speziellen Randbedingungen der EE-Methanherzeugung (Erneuerbare Energie) abgestimmten Prozess zu entwickeln, welcher als zentrale Innovation einen wabenförmigen Katalysator auf Keramikbasis in Kombinationen mit einem Hordenreaktorsystem vorsieht. Der monolithische Keramikkörper bietet die Vorteile einer gleichmäßigen Durchströmung bei geringem Druckverlust sowie eine erhöhte Wärmespeicherkapazität welche sich wiederum positiv auf das Teillastverhalten auswirken kann. Das katalytisch wirksame Material wird speziell auf die Anwendung CO₂-Methanisierung und auf die zu erwartenden Verunreinigungen angepasst und über einen Wash-Coat auf den Träger aufgebracht.

Der Hordenreaktor ermöglicht eine vereinfachte Wärmeauskopplung bzw. Frischgaszuführung in den einzelnen Reaktionskammern. Des Weiteren werden durch das gezielte Zu- und Wegschalten von Reaktorabschnitten Verbesserungen im Teillastbetrieb realisiert.

3.2 Laboranlage zur katalytischen Methanisierung von CO₂

Im ersten Projektjahr wurde an der MU Leoben eine Laboranlage zur katalytischen Methanisierung von CO₂ errichtet. Sie verfügt neben 3 Reaktoren und 4 elektrisch beheizten Wärmetauschern auch über eine umfangreiche Messtechnik und mehrere Probennahmestellen. Die Betriebsbedingungen erlauben Drücke bis 20 bar und eine Gaseintrittstemperatur von ca. 350 °C. Mit Hilfe der Versuchsanlage sollen die neuartigen Wabenkatalysatoren umfassend untersucht und getestet werden. Dazu werden im Vorfeld kommerziell erhältliche Katalysatoren validiert und als Benchmark herangezogen. In der nachstehenden Abb. 2 ist die Laboranlage dargestellt.



Abb. 2: Laboranlage zur katalytischen Methanisierung von CO₂.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Das Forschungsprojekt „EE-Methan aus CO₂“ kann einen Beitrag bezüglich der aktuellen Problematik der Energiespeicherung leisten. Modellrechnungen prognostizieren eine absolute Notwendigkeit für großtechnische Energiespeicher in den kommenden Jahrzehnten. Das Power-to-Gas-Konzept ist aus heutiger Sicht eine sehr vielversprechende Option zur Glättung der Angebot- und Nachfragesituation. Durch den schwankenden Anfall von überschüssiger Energie ist ein schnell reagierendes oder im Teillastbetrieb operierendes Speichersystem zu bevorzugen. Die Entwicklung eines Katalysators auf wabenförmigen Keramikträgern in Kombination mit einem angepassten Hordenreaktorsystem, kann hier Verbesserungen im Bereich der Methanisierung bringen.

LITERATUR

- Bajohr, S., Götz, M., Graf, F. & Ortloff, F. (2011) Speicherung von regenerativ erzeugter elektrischer Energie in der Erdgasinfrastruktur. In: gwf-Gas-Erdgas. April 2011, pp.200-210
- Kaltenmaier, K. (1988), Untersuchungen zur Kinetik der Methanisierung von CO₂-reichen Gasen bei höheren Drücken, Dissertation, Fakultät für Chemieingenieurwesen, Universität Karlsruhe
- Österreichische Vereinigung für das Gas- und Wasserfach (2001) Erdgas in Österreich - Gasbeschaffenheit Richtlinie G31, Wien
- Waldstein, G. (2012) The audi e-gas project, green mobility enables power-to-gas technology. In: Proceedings of EUMICON – European Mineral Resources Conference 2012. Leoben, Austria, 20.09.2012.

Industrielle Produktion von Biomasse und Kraftstoffen aus Mikroalgen

M. Ellersdorfer

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Mikroalgen können aufgrund der höheren Flächenproduktivität und einer Entschärfung der „indirect land use change“-Konsequenzen (Teller-/Tank-Diskussion) neben etablierten Technologien wie z.B. Biodiesel aus Raps oder Reststoffen eine weitere, alternative Quelle für biogene Treibstoffe bieten. Die wirtschaftliche Nutzung von Mikroalgenbiomasse zur Kraftstoffgewinnung ist gegenwärtig noch nicht möglich, da die Systeme zur Produktion der Mikroalgen sowie die Down-Stream-Prozesse zur Aufbereitung derzeit noch zu wenig entwickelt und damit kostenintensiv sind. Eine Biomasseproduktions- und verwertungskette in engem Zusammenspiel mit der Grundstoffindustrie könnte als integrales System durch Nutzung von Synergieeffekten zukünftig einen gangbaren Weg öffnen. Im vorliegenden Artikel werden die wichtigsten Ergebnisse des Sondierungsprojektes „Next Generation Crude Production“ vorgestellt, welches sich mit der industriellen Produktion und Verwertung von Biomasse und Öl aus Mikroalgen beschäftigt.

1 EINLEITUNG UND HINTERGRUND

Die Bereitstellung nachhaltiger Energieträger mit einem geringen CO₂-Footprint und einer positiven Ökobilanz entlang der gesamten Produktionskette bildet eine der aktuell wichtigsten Herausforderungen für die Kraftstoffindustrie. In Ergänzung zu Tierfetten und Altspeiseöl (Anfall in Österreich ~ 100.000 t a⁻¹; Ahn 2011) sowie zur Biodieselproduktion (~ 350 000 t a⁻¹; Winter 2011) sind ölhältige Mikroalgen aufgrund ihrer flächenbezogen höheren Biomasseausbeute gegenüber Landpflanzen eine weitere, interessante Quelle für Biotreibstoffe (Jahresbedarf an Treibstoffen in Österreich: ca. 8,0 Millionen t; Winter 2011).

Mikroalgen sind wenige Mikrometer große, ein- bis mehrzellige Organismen, welche Energie in Form von Sonnenlicht sowie CO₂ und andere Nährstoffe für den Aufbau von Biomasse nutzen (phototrophe Mikroorganismen). Auf dem Meeresgrund abgelagerte Algen sind die Basis der heutigen, fossilen Öllagerstätten. Allerdings braucht es einige Hunderttausend- bis Millionen Jahre sowie die entsprechenden Druck- und Temperaturbedingungen für eine Umwandlung dieser Biomasse in nutzbares Rohöl („crude oil“). Durch künstliche Verknappung von Nährstoffen können Mikroalgen aber auch direkt zur Produktion von Lipiden innerhalb der Zellen angeregt werden. Die Lipide dienen den Algenzellen als Speicherstoffe und können gezielt für die Produktion von „bio-crude“ bzw. Biodiesel gewonnen werden. Dabei sind flächenbezogen bis zu 50-fach höhere Ölproduktionsraten im Vergleich z.B. zu Raps erzielbar, da die aquatisch lebenden Mikroalgen weniger Strukturmaterial aufbauen müssen als Landpflanzen (Wurzeln, Äste) und somit jede einzelne Algenzelle photosynthetisch aktiv sein kann. Da Mikroalgen in speziell dafür ausgelegten Aggregaten (Photobioreaktoren) produziert werden können, kann die direkte Konkurrenzsituation zur Nahrungsmittelproduktion, in welcher sich Biokraftstoffe der ersten und zweiten Generation zwangsläufig befinden, entschärft werden. Interessant sind Mikroalgen als Öllieferanten vor allem dadurch, dass das benötigte CO₂ aus Rauchgasen stammen und Abwasser als potentieller Nährstofflieferant genutzt werden kann. Derzeit werden Algen vor allem für die Produktion von komplexen organischen Molekülen wie Farbstoffen, Aminosäuren und Vitaminen für die Pharmazie und als Nahrungsergänzungsmittel eingesetzt, da die derzeitigen wirtschaftlichen Gegebenheiten eine hohe Wertschöpfung der Produkte aus Mikroalgen verlangen.

Da der Markt für hochwertige Pharmaprodukte und Nahrungsergänzungsmittel allerdings beschränkt ist und aufgrund der rechtlichen Situation für die Nahrungsmittelproduktion kein

Abwasser und nur bedingt Rauchgas eingesetzt werden kann (Stichwort: Abfallende), müssen andere Wege gefunden werden, um Massenprodukte herzustellen. Erst dann können auch signifikante CO₂-Mengen verwertet werden. Ein Weg könnte über die industrielle Produktion und Verwertung von Algenbiomasse im Bereich der österreichischen Grundstoffindustrie bzw. der Kraftstofferzeugung führen. Öreiche Algen können an energieintensiven Industriestandorten (z.B. Kraftwerke, Zementwerke oder Ziegelhersteller, Stahlwerke usw.) dezentral unter Nutzung der vor Ort vorhandenen Rauchgas- und Abwasserquellen und der jeweils vorliegenden Infrastruktur produziert und vorbehandelt werden. Diese industriell produzierte Biomasse soll in weiterer Folge in einer Raffinerie zentral aufbereitet und das Öl bzw. die Restbiomasse möglichst vollständig genutzt werden. Durch den industriellen Ansatz einer großtechnischen Biomasseproduktion kann die Wirtschaftlichkeit des Gesamtprozesses gesteigert (economy-of-scale) und gleichzeitig ein Beitrag zur Einsparung von Treibhausgasemissionen geleistet werden.

2 METHODIK

Anhand der Erweiterung von Literaturmodellen (Carvalho et al. 2011, Tredici 2011, Wilhelm et al. 2012) wurden auf Basis einer Energiebilanzierung zunächst die flächenbezogen produzierbaren Biomasse- bzw. bio-crude-Mengen für einen mitteleuropäischen Standort wie Österreich ermittelt und die biologischen wie auch technischen Hintergründe bzw. Teilschritte und Wirkungsgrade des Biomasseaufbaus durch Mikroalgen eingehend beleuchtet. Die Basis der weiteren Berechnungen bildete die Erhebung des Rohstoffpotentials (Rauchgas, Abwasser, Niedertemperaturabwärme) relevanter Industriebranchen in Österreich. Im Bereich Rauchgas wurden standortspezifische Daten aus dem PRTR (Umweltbundesamt 2014) entnommen und kumuliert, um so die branchenspezifischen Gesamtmengen an Rauchgas-CO₂ bestimmen zu können. Mögliche Restschadstoffgehalte in typischen Industrierauchgasen (z.B. SO_x, NO_x, Staub usw.) wurden in Zusammenarbeit mit verschiedenen, im Projekt beteiligten, Industrieunternehmen erhoben und hinsichtlich ihrer potentiellen Schädigung auf eine Mikroalgenproduktion bewertet. Potentiale im Bereich Abwasser, Niedertemperaturabwärme sowie weitere Synergien z.B. im Bereich Infrastruktur wurden aus Literaturdaten, vorangegangenen Projekten bzw. in Kontakt mit den Industrieunternehmen erhoben. Weiters wurden potentielle Down-Stream-Verfahren zur Biomassebehandlung mittels Literaturdaten und in gezielten Experimenten im Labormaßstab systematisch untersucht. Aus diesen Ergebnissen wurde eine Bewertungsmatrix erstellt, die die Potentiale der einzelnen Verfahren für eine großtechnische Umsetzung im industriellen Maßstab bzw. auch notwendige Verbesserungspotentiale an den involvierten Kernprozessen aufgezeigt. Insbesondere wurde dabei auf die Technologieentwicklung im Bereich Biomasseseperation und Ölextraktion eingegangen. Darüber hinaus wurden Szenarien einer optimalen Nutzung der Restbiomasse zur Schließung der Stoff- und Energieströme innerhalb der Kopplung einer Algenproduktion mit den Herstellprozessen der Industrie untersucht. Das gewonnene Know-How dient als Basis für den Entwurf einer vollständigen Produktions- und Logistikkette für die industrielle Biomasseproduktion und deren Verwertung.

3 ERGEBNISSE

Die Berechnungen zur flächenspezifischen Ausbeute ergeben einen rein biologischen Wirkungsgrad der Photosynthese von etwa 12,4%. Dies bedeutet, dass von 1400 kWh Gesamtstrahlungenergie, die pro Jahr und m² in Österreich durch Sonneneinstrahlung am Boden auftreffen, in etwa 174 kWh biologisch fixiert und damit rund 400 t Biomasse aufgebaut werden können. Dies gilt für einen mittlerweile auf breiter wissenschaftlicher Basis festgelegten Mindestphotonenbedarf von 8 mol Photonen pro mol fixierten Kohlenstoff für die Photosynthese (vgl. dazu den Konflikt Warburg vs. Emerson, Tredici 2011, Wilhelm et al. 2012). Für den Aufbau von Proteinen und Lipiden, letztere sind die eigentliche Quelle für Algenöl bzw. bio-crude, benötigt die Zelle allerdings mehr Photonen, da für die Synthese dieser komplexen Moleküle energieaufwendige Nebenreaktionen ablaufen müssen. Die Folge ist ein Rückgang in der sogenannten „photoconversion efficiency“ (PCE). Dies bedeutet, dass für ein fixiertes C-Molekül mehr Photonen, respektive mehr Energie benötigt wird (Dillschneider et al. 2013). Da die Energie pro Fläche allerdings limitiert ist, sinkt

somit auch die flächenbezogene Biomasseausbeute sodass der Aufbau von Lipiden gleichzeitig einen Rückgang des Aufbaus von Kohlenhydraten zur Folge hat. Dadurch sinkt bei steigendem Lipidgehalt die Biomasseproduktivität– die Zellen enthalten dann zwar mehr Öl, es wird aber bei gleichbleibender, verfügbarer Energiemenge nun eine geringere Anzahl an Zellen gebildet. Zusätzlich dazu müssen weitere Verluste berücksichtigt werden, wie z.B. die Reflexion von Licht an Reaktorflächen, die Respiration, d.h. der Abbau von Biomolekülen in lichtschwachen Phasen bzw. in der Nacht sowie Effekte wie Photorespiration und Lichtsättigung/-inhibierung, die im Wesentlichen durch das verwendete System für die Mikroalgenproduktion beeinflusst werden (Tredici 2011, Wilhelm et al. 2012).

Grundsätzlich kommen für die Produktion von Mikroalgen Open-Pond-Systeme und geschlossene Photobioreaktoren zur Verwendung (Abbildung 1), wobei erstere durch deutlich niedrigere Investitionskosten hervorstechen. Im industriellen Maßstab wird der Weg aufgrund der möglichen Einschleppung von Fremdorganismen (verhindert gezielte Steuerung der Produktqualität) bzw. der erheblichen Verdunstungsverluste sowie einer geschlossenen Rauchgas- und Nährstoffzuführung dennoch über Photobioreaktoren führen müssen. Hier ist bezüglich einer Kostenoptimierung noch deutlich Potential vorhanden (Chisti 2007).

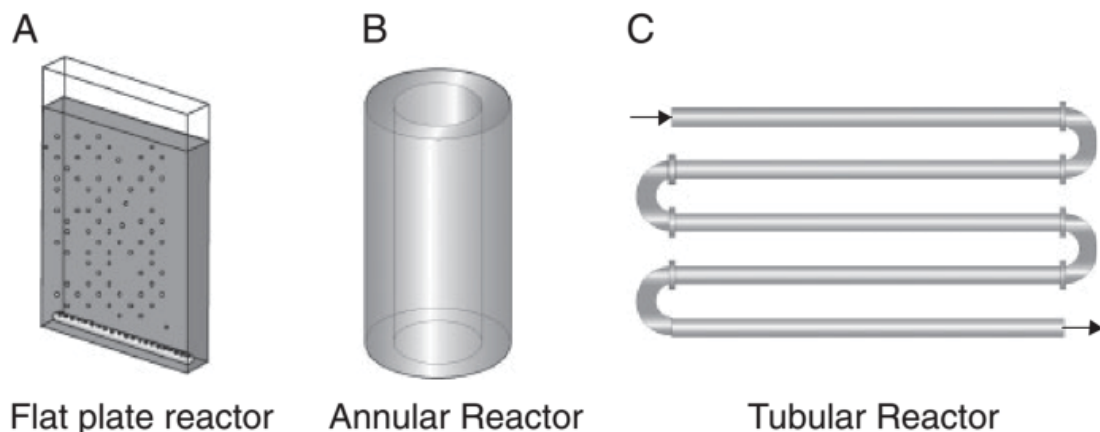


Abb. 1: Beispiele verschiedener Photobioreaktorsysteme (Posten 2009).

Für Photobioreaktoren ergeben sich aus der Energiebilanz PCE-Werte von 3 – 5 % oder erzielbare Flächenproduktivitäten in Österreich von 150 - 200 t Biomasse ha⁻¹ a⁻¹ (Kohlehydrate). Bei einem Lipidgehalt von 20 % sinkt der PCE-Wert und es können nur etwa 30 – 60 t Gesamtbiomasse ha⁻¹ a⁻¹ und daraus etwa 6 – 12 t Lipide gewonnen werden. Diese Lipide bestehen abhängig vom jeweiligen Mikroalgenstamm wiederum nur zu einem gewissen Teil aus z.B. für eine Umesterung nutzbaren Fettsäuren (Schlagermann et al. 2012), wodurch die Ausbeute an bio-crude bzw. Kraftstoff letztlich etwas geringer wird (5 – 10 t ha⁻¹ a⁻¹). Dies entspricht in etwa 6250 - 12500 l Kraftstoff ha⁻¹ a⁻¹, wodurch Mikroalgen immer noch deutlich über der Flächenproduktivität von z.B. Biodiesel aus Raps (1200 – 1600 l ha⁻¹ a⁻¹) liegen. Aus diesen grundlegenden Produktivitäten ergibt sich bei einer angenommenen Verwertung von 10% des industriell emittierten Rauchgas-CO₂ eine österreichweit produzierbare bio-crude-Menge von ca. 500 000 – 1 000 000 t a⁻¹.

Die Potentiale zur Nutzung von industriellem Abwasser sind für Österreich als gering einzustufen, da nur wenige Abwässer die Eigenschaften aufweisen, die für eine Mikroalgenproduktion erforderlich sind (Sonnleitner et al. 2013). Potentiale zur Nutzung von Abwärme hingegen bestehen vor allem im Bereich der Biomasse-separation. Hier scheint eine industrielle Umsetzung durch Kombination von mechanischer Anreicherung (Flokkulation / Querstromfiltration) und thermischer Trocknung mittels Abwärme das größte Potential zu besitzen. Trockene Algenbiomasse ist lagerstabil, gut transportierbar und kann mit entsprechenden Extraktionsverfahren (z.B. mit organischen Lösungsmitteln) zentral in einer Raffinerie aufbereitet werden. Die Restbiomasse könnte z.B. für die Biogaserzeugung mit gekoppelter Nährstoffrückführung in die Algenproduktion genutzt werden. Eine andere Möglichkeit, die sich allerdings noch in der Entwicklungsphase befindet, ist die hydrothermale Verflüssigung (HTL) von Biomasse, wodurch einerseits auf eine

Trocknung verzichtet und andererseits die gesamte Biomasse als Einsatzstoff genutzt werden kann. Dadurch kann auch die Ausbeute an flüssigem bio-crude deutlich gesteigert werden (Biller et al. 2012, Elliott et al. 2013).

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Mikroalgen bieten eine interessante Möglichkeit zur Produktion von Kraftstoffen mit einer deutlich höheren Flächenausbeute als andere Biomasserohstoffe. Aufgrund der Teller-/Tank-Diskussion und der sich derzeit gerade im Wandel befindlichen Gesetzgebung ist davon auszugehen, dass europaweit das Forschungsvolumen für die Produktion von Kraftstoffen aus Mikroalgen in den nächsten Jahren deutlich gesteigert werden muss. Mikroalgen sollen laut „Renewable Energy Directive“ einen wichtigen Beitrag zur Erfüllung der EU-Klimaziele im Jahr 2020 leisten. Die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen erlauben derzeit noch keine konkrete, großtechnische Umsetzung, allerdings könnte durch Nutzung von Synergieeffekten in der Grundstoffindustrie im Rahmen einer integrierten Biomasseproduktionskette auf Basis dieser Projektergebnisse ein solcher Weg gefunden werden.

LITERATUR

- Ahn, E. (2011) Biokraftstoffe aus industriellen Reststoffen, In: *Highlights der Bioenergieforschung - Nationale und internationale Ergebnisse zu den IEA Schwerpunkten*, 30. & 31. März 2011, FH Wieselburg, 25-32.
- Biller, P., Ross, A. B. (2012) Hydrothermal processing of algal biomass for the production of biofuels and chemicals. *Biofuels* 3 (5), 603–623.
- Carvalho, A. P., Silva, S. O., Baptista, J. M., Malcata, F. X. (2011) Light requirements in microalgal photobioreactors: an overview of biophotonic aspects. *Appl Microbiol Biotechnol* 89 (5), 1275–1288.
- Chisti, Y. (2007) Biodiesel from microalgae. In: *Biotechnology Advances* 25 (3), 294–306.
- Dillschneider, R., Steinweg, C., Rosello-Sastre, R., Posten, C. (2013) Biofuels from microalgae: Photo-conversion efficiency during lipid accumulation. *Bioresource Technology* 142, 647–654.
- Elliott, D. C., Hart, T. R., Schmidt, A. J., Neuenschwander, G. G., Rotness, L. J., Olarte, M. V. et al. (2013) Process development for hydrothermal liquefaction of algae feedstocks in a continuous-flow reactor. *Algal Research* 2 (4), 445–454.
- Posten, C. (2009) Design principles of photo-bioreactors for cultivation of microalgae. *Eng. Life Sci.* 9 (3), 165–177.
- Schlagermann, P., Göttlicher, G., Dillschneider, R., Rosello-Sastre, R., Posten, C. (2012) Composition of Algal Oil and Its Potential as Biofuel. *Journal of Combustion* 2012 (4571), 1–14.
- Sonnleitner, A., Bacovsky, D., Humel, S., Drogg, B., Nussbaumer, M., Bochmann, G. et al. (2013) Synergie von Abwasserreinigung und Mikroalgenkultivierung. Projekt SAM. Publizierbarer Endbericht. *bioenergy2020+*. Wieselburg (560 TR IK-I-1-87 04).
- Tredici, M. R. (2010) Photobiology of microalgae mass cultures: understanding the tools for the next green revolution. *Biofuels* 1 (1), 143–162.
- Umweltbundesamt (2014) PRTR – Nationales Register, Datenbankabfrage unter http://www5.umweltbundesamt.at/PRTR-web/state.do?stateId=APP_START
- Wilhelm, C., Jakob, T. (2011) From photons to biomass and biofuels: evaluation of different strategies for the improvement of algal biotechnology based on comparative energy balances. *Appl Microbiol Biotechnol* 92 (5), 909–919.
- Winter, R. (2011) Biokraftstoffe im Verkehrssektor 2011, Zusammenfassung der Daten der Republik Österreich gemäß Art. 4, Abs. 1 der Richtlinie 2003/30/EG für das Berichtsjahr 2010, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.).

Extraction of Heavy Metals from MSWI Fly Ash

G. Weibel, U. Eggenberger & U. Mäder

RWI, Institute of Geological Sciences, University of Bern, Bern, Switzerland

ABSTRACT: The chemical bulk composition and the mineralogical characteristics of fly ash (FA) and acid washed filter cakes (FC) from six Swiss MSWI plants with variable waste input and incineration conditions are investigated. Information about metal content, type of chemical bonding and matrix composition of the FA are important for further optimisation of the acidic FA leaching (FLUWA process). The same information is necessary for the remaining FC to evaluate its quality for deposition. First results show three particle morphologies with heavy metal contents of 4-10 wt.% which are mainly condensed as coatings on larger particles. Approximately 40 wt.% of the phases are present in a crystalline form such as gehlenite, calcite, K_2ZnCl_4 , halite and anhydrite. The concentrations of Zn, Pb, Cu, Cd and Sb in the acidic leached FC are strongly reduced and a mass loss of ca. 30 wt.% occurred due to leaching of soluble matrix components such as salts. The FLUWA process allows separation and recovery of heavy metals and significant lesser amounts of residues have to be deposited.

1 INTRODUCTION

Switzerland has a long tradition of waste incineration and today combustible municipal waste that cannot be recycled has to be thermally treated in one of the 31 municipal solid waste incineration (MSWI) plants that are coupled to the distribution of district heat. The advantages of incineration are reduction of mass (75%) and volume (90%) as well as the inertisation of metals and destruction of organic compounds. However, around 600 000 tons of bottom ash and 60 000 tons of fly ash annually remain after waste incineration and have to be deposited due to their elevated concentrations of toxic substances. Various treatment methods for fly ash (FA) prior to final disposal or reuse have been proposed including cement solidification, chemical treatment, vitrification and water-leaching (e.g. Hong 2000, Jun 2002, Quina 2008, Youcai 2002). One third of the Swiss MSWI plants are presently fitted with an acidic leaching process (FLUWA, Bühler 2010) to separate heavy metals from FA. The depleted ash shows less impact on the environment after deposition and the recovered metals can be reused as valuable metals. The collected FA is mixed with the residues of the wet flue gas treatment (neutral and acidic scrub water) in the FLUWA process and extracted in a multistage cascade. The acidic scrub water is used to extract heavy metals such as Zn, Pb, Cd and Cu from the FA. At MSWI Zuchwil H_2O_2 is additionally added to the suspension in order to increase the extraction rate. The suspension is then processed by vacuum belt filtration into a compact and metal depleted filter cake (FC) and a metalliferous filtrate. The FLUWA process with the addition of H_2O_2 has currently a recovery efficiency in FA of 90% for Cd, 75% for Zn and Pb and 60% for Cu (AWEL 2013). The mobility of the metals is reduced by incorporation in mineral phases or silicate glass. Predictions about the extractability of an element and thus an extraction process optimisation are only possible if the type of chemical bonding is known. Several publications related to the chemical and mineralogical characterisation of FA give an overview about metal speciation and matrix composition (e.g. Bayuseno 2009, Eighmy 1995, Li 2004, Thipse 2002).

The purpose of this study is a detailed characterisation of FC from acidic washing of 6 chosen Swiss MSWI plants. The results of the characterisation indicate the dependence of the chemical and structural composition related to the type of furnace and waste input and help to understand the processes occurring during the FLUWA procedure.

2 MATERIALS AND METHODS

FA and FC from acidic washing were sampled daily during three weeks in December 2013 from MSWI plant Zuchwil, Hinwil, Zürich Hagenholz, Niederurnen, Bern and Monthey. The sampled material was prepared for analysis by splitting to 1 kg. Half of the prepared material was dried at 105°C (bulk chemical analysis) and the other half was dried at 40°C (X-ray diffraction) and ground to a particle size <0.1mm (tungsten-carbide disk). The chemical analysis of the major elements were performed on a Philipps XRF-WDS PW2400 using the semiquantitative method UniQuant®. Trace elements were determined on a Varian 720-ES ICP-OES after microwave assisted acid digestion. For the X-ray powder diffraction analysis (XRD) a Panalytical X'Pert Pro diffractometer was used and the phases were quantitatively determined using the Rietveld refinement method. A Zeiss EVO-50 XVP electron microscope (SEM) coupled with energy dispersive spectrometry (EDS) was used to perform spot chemical analyses.

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Bulk chemical analysis

The most common oxide in the six FA is CaO (~ 22 wt.%), followed by SiO₂ (~ 10 wt.%), Na₂O (~ 9 wt.%), K₂O (~ 6 wt.%) and Al₂O₃ (~ 4.5 wt.%). Additionally, the concentrations of Cl (~ 106 000 mg/kg), P (~ 4200 mg/kg) and S (~ 55 000 mg/kg) are elevated. Chlorine mainly originates from the combustion of plastics (e.g. PVC) and the phosphorus from sewage sludge. The total quantity of heavy metals (Cu, Zn, Pb, Sb, Cd etc.) represents approximately 4-10 wt.% of the total mass in the FA of this sampling campaign. MSWI plants Zuchwil, Hinwil and Niederurnen have a significant input of industrial waste which is reflected by metal contents of around 10 wt.% in FA. On the other hand, MSWI plant Zürich mostly treats municipal solid waste and the concentration of heavy metals is reduced significantly (5 wt.%). The most abundant heavy metals are iron, zinc, lead and copper. Zinc is present in economically significant amounts between 2 wt.% (Zürich) and 7 wt.% (Zuchwil) (Fig. 1). After acid leaching, the amounts of Zn, Pb, Cu, Cd and Sb in FC are greatly reduced (Fig. 1). Acid leaching induced a mass loss of ca. 30 wt.% through the leaching of the soluble components. Due to the leaching of matrix components (e.g. salts) the residual heavy metals in the FC are proportionally elevated and this leads to an apparent increase of the analysed metals in the FC (Fig. 1). MSWI plant Monthey a neutral fly ash leaching instead of the FLUWA process and therefore less heavy metals are extracted.

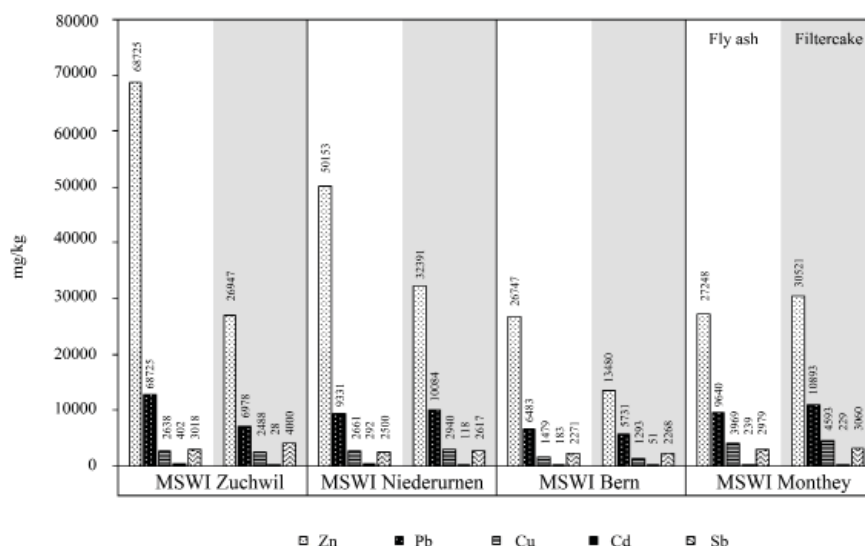


Fig. 1: Metal concentrations in fresh fly ash and acid leached filter cakes (after FLUWA process). The FA from MSWI Zuchwil is a mix of ash from Zuchwil and Hinwil. The fly ash from Monthey is treated neutrally and therefore the FC is less depleted in metals compared to the FC after the FLUWA process.

3.2 XRD analysis

X-ray diffraction analysis allowed determining the most important metal-bearing crystalline phases as well as phases which are responsible for the buffering of acids e.g. carbonates. Rietveld analysis of all FA shows amorphous phases between 58 wt.% and 66 wt.%. The crystalline phases of FA are dominated by sulphates and chlorides. The principle minerals are highly soluble sodium and potassium salts such as halite (NaCl) and sylvite (KCl). Potassium-zinc-chloride (K_2ZnCl_4) is only found in the FA with the highest Zn concentrations (MSWI Zuchwil, Hinwil and Niederurnen). Anhydrite is the dominant sulphate mineral and most prominent in the FA of Hinwil. The carbonate system is dominated by calcite and CaO occurs in all samples. The increased amount of calcite found in FA is evidence that carbon dioxide (CO_2) is incorporated after cooling. In case the FA is directly washed, only poorly crystalline Ca-hydrates are formed and almost no calcite. The FA from MSWI plant Zürich, where the FA is stored and transported prior to washing, shows an increased calcite concentration (8 wt.%) compared to FA from other incinerators (2-4 wt.%). Melilite is one of the most common newly formed phases (juvenile mineral) and especially gehlenite ($Ca_2Al_2SiO_7$), the Ca-endmember of the melilite group is frequently identified. However, spinel group minerals, which are commonly associated with melilite, were not identified in this study. Quartz is identified in all samples and is in most cases a transitory mineral. Hematite (Fe_2O_3) is identified in all samples and possibly formed through the oxidation of metallic iron particles.

The most common mineral identified in the leached FC is gypsum ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$) and almost the same anhydrite concentration is present (6-11 wt.%) as in the fresh FA. However, the neutrally washed FC from MSWI Monthey shows half the concentration of anhydrite (3 wt.%) compared to the fresh FA. Gypsum is produced due to the reaction of the solubilised calcium (Ca^{2+}) from the FA with the sulphate (SO_4^{2-}) from the neutral part of the scrub water. Furthermore, many of the soluble minerals such as halite (NaCl) and potassium-zinc-chloride (K_2ZnCl_4) are dissolved. The melilite-phases are dissolved completely during acidic leaching but still half of the melilite is present in the neutrally leached FC from Monthey.

3.3 Scanning electron microscope

Three general particle morphologies are identified in all examined FA samples. A first very fine-grained condensed phase which consists of many particles accumulated in aggregates (Fig. 2, white framed). Several EDS spot analyses of these condensates show an increased concentration of selected elements and their wt.%. Beside the most predominant element oxygen, volatile elements such as Zn, Na, S, Cl, K as well as Ca, Si and Al are observed in the fine-grained material. Of particular note is the fact that these condensates encapsulate larger particles (Fig. 2, black framed). Most heavy metals are associated with these encapsulated particles which are commonly formed during the incineration process (juvenile material). The third type are refractory minerals such as SiO_2 which pass the incineration process without modification (Fig. 2, dashed).

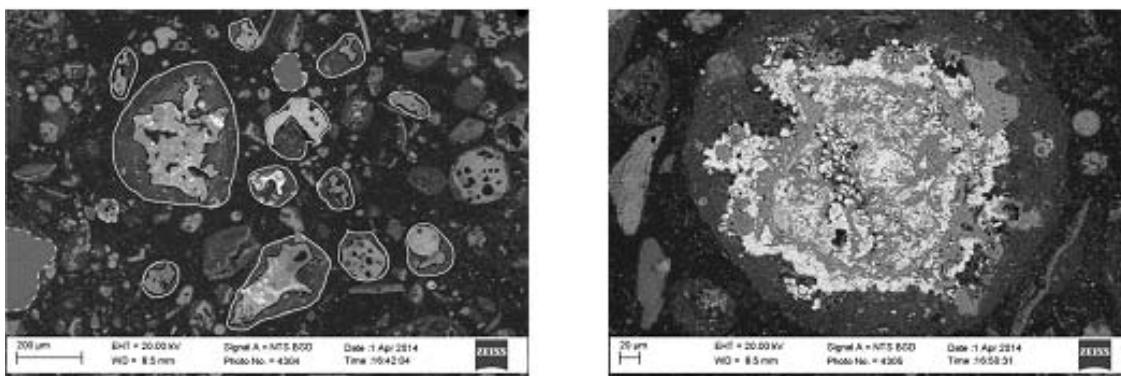


Fig. 2: BSE image of FA from MSWI Niederurnen. Fine grained condensate (Fig. left hand site white framed) which encapsulates metal-bearing particles (Fig. left hand site black framed). Dashed are refractory minerals such as SiO_2 .

4 CONCLUSION AND OUTLOOK

As determined by ICP-OES and XRF high concentrations of heavy metals are found in fresh FA. Zinc and lead are volatile at the incinerator temperature of 900°C, and during cooling they condense as coatings on ash particles as determined by SEM/EDS. The chemical bulk analysis gives a good overview of the expected metal concentrations in the different FA. However, the results only show a snapshot of three weeks during winter time 2013. It is known that the metal content may vary strongly seasonally, depending on the differing amounts of type of waste processed. Despite the different waste input and incineration conditions of the sampled plants an increased concentration of select elements (Zn, Na, S, Cl, K, Ca, Si) and their wt.% is noticed in the condensate which covers the ash particles. Furthermore, the mineralogical identification shows in all FA around 40% of the phases present in crystalline form. Beside K_2ZnCl_4 no metal-bearing crystalline phases are identified so far. The mass reduction of 30% of the FC after acidic leaching through the dissolution of salts (e.g. halite, K_2ZnCl_4) leads to a reduction of the amount going to landfills by 18 000 tons per year in Switzerland. Complete mass balance calculations are necessary for precise statements about the metal depletion factor after acidic leaching of FA. An acid leaching process in the laboratory (FLUWA laboratory test) under the same conditions as in the plant using original scrub water an FA from the different MSWI plants will deliver the necessary transfer coefficients to perform an exact mass balance calculation. Furthermore, additional analytical methods such as micro-XRD, EXAFS, LA-ICP-MS or EPMA combined with various extraction experiments and separation methods are necessary to get more information about the distribution of metals, the bonding forms as well as concentrations from diffusely distributed metals in the FA.

REFERENCES

- Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Zürich (2013) Stand der Technik für die Aufbereitung von Rauchgasreinigungsrückständen (RGRR) aus Kehrlichtverbrennungsanlagen.
- Bayuseno, A.P., Schmahl, W.W. & Müllejans, T. (2009) Hydrothermal processing of MSWI fly ash-towards new stable minerals and fixation of heavy metals. *Journal of Hazardous Materials*, 167(1-3), 250–9.
- Bühler, A. & Schlumberger, S. (2010) Schwermetalle aus der Flugasche zurückgewinnen « Saure Flugaschewäsche – FLUWA-Verfahren » ein zukunftsweisendes Verfahren in der Abfallverbrennung. *KVA-Rückstände in Der Schweiz Der Rohstoff Mit Mehrwert (Bundesamt Für Umwelt BAFU)*, 185–192.
- Eighmy, T., Eusden, J., Krzanowski, J., Domingo, D., Stampfli, D., Martin, J. & Erickson, P. (1995) Comprehensive Approach toward Understanding Element Speciation and Leaching Behavior in Municipal Solid Waste Incineration Electrostatic Precipitator Ash, 29(3), 629–646.
- Hong, K.J., Tokunaga, S. & Kajiuchi, T. (2000) Extraction of heavy metals from MSW incinerator fly ashes by chelating agents. *Journal of Hazardous Materials*, 75(1), 57–73.
- Jun, Y. & Heo, J. (2002) Vitrification of fly ash from municipal solid waste incinerator, 91, 83–93.
- Li, M., Xiang, J., Hu, S., Sun, L.-S., Su, S., Li, P.-S. & Sun, X.-X. (2004) Characterization of solid residues from municipal solid waste incinerator. *Fuel*, 83(10), 1397–1405.
- Quina, M.J., Bordado, J.C. & Quinta-Ferreira, R.M. (2008) Treatment and use of air pollution control residues from MSW incineration: an overview. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 28(11), 2097–121.
- Thipse, S.S., Schoenitz, M. & Dreizin, E.L. (2002) Morphology and composition of the fly ash particles produced in incineration of municipal solid waste, 75, 173–184.
- Youcai, Z., Lijie, S. & Guojian, L. (2002) Chemical stabilization of MSW incinerator fly ashes. *Journal of Hazardous Materials*, 95(1-2), 47–63.

The Properties of Vermicomposts Made from Biowaste

V. Dirner, B. Lyckova & R. Kucerova
VSB - TUO, HGF, Ostrava, Czech Republic

ABSTRACT: The article deals with a possible application of biodegradable wastes by means of vermicomposting. Biodegradable waste is any waste which decomposes in an aerobic or anaerobic manner. Its exploitation has, inter alia, environmental reasons. Vermicomposting makes use of special earthworm species' capacities to convert plant residues into a high-quality organic fertiliser, i.e. vermicompost, which is the product of their metabolism. The experiments focus on the processing of particular problematic biowastes via vermicomposting. In addition, the properties of the produced vermicomposts from the biowastes in question were analysed.

1 INTRODUCTION

Nowadays it is very important to search for possible applications of biodegradable wastes, which is also anchored in the valid legal regulations, particularly Act 185/2001 Coll., on wastes, as amended - § 9a Hierarchy of waste disposal methods and Directive 1999/31/EC on landfills. The directive emphasises that the quantities of landfilled biodegradable wastes should be continuously reduced.

A promising option of biodegradable waste exploitation is seen in vermicomposting, which is grounded in material processing by means of hybrid red worms *Eisenia Andrei* (bred from the common red earthworm). Vermicompost arises via the conversion of the composted materials by the earthworms, as the product of their metabolism (Kalina 2004). It is a case of a higher-degree conversion of the organic matter than in the case of conventional composts (Hlavata 2004). Apart from a high percentage of humus, such recovered fertilisers also contain growth regulators (auxins, gibberellins and cytokinins).



Fig. 1: Red wiggler *Eisenia Andrei*.

2 EXPERIMENTAL

The experimental focused on the assay of the properties of vermicomposts from sewage sludge using a biological test on the plants of hybrid ryegrass. Beside the observation of the plant growth,

the test also compares the contents of basic and hazardous elements in the vermicomposts by means of available analyses and evaluates the intake of elements by plants grown in the soils amended with the vermicompost from sewage sludge.

Vermicomposting took place in the natural exterior conditions for six months. Sewage sludge had been mixed with garden biowaste in 1:1 proportion (labelled as Sample I). The check sample was the vermicomposted 100 % garden biowaste (labelled as Sample II).



Fig. 2: Vermicomposting of the mixed sludge and garden biowaste.

Relevant legislations:

- Act 185/2001 Coll., on wastes
- Regulation 341/2008 Coll., on details on handling biodegradable wastes
- Regulation 382/2001 Coll., on the conditions of using treated sludge on agricultural land
- Regulation 474/2000 Coll., on determining the requirements for fertilisers

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Vermicomposting of sewage sludge

The content of organic matter was lower than stipulated in Appendix 3 (35 % of combustibles) to Regulation 474/2000 Coll., on determining the requirements for fertilisers, as amended. Considering the content of combustibles, the content of total nitrogen was favourable - C:N = 11:1. The reaction was alkaline. The contents of available nutrients, predominantly potassium, were high. In general, the contents of hazardous elements were higher than in the vermicompost from conventional garden biowaste. Still, they met the limits stipulated in Appendix 1 to Regulation 474/2000 Coll., on determining the requirements for fertilisers.

Table 1 gives the contents of the major available nutrients in the tested vermicomposts, the basic parameters of the vermicompost samples and the contents of the hazardous elements in the vermicomposts contrasted with the limits set in Appendix 1 – section 2 (organic fertilisers, substrates, farm fertilisers) to Regulation 474/2000 Coll., on determining the requirements for fertilisers.

Tab. 1: Parameters of the vermicomposts (compared with valid regulations).

Parameter	Sample I (mg/kg)	Sample II (mg/kg)	Limit (mg/kg)
Major available nutrients			
P	941	3020	
K	11300	6440	
Mg	1530	3190	
Ca	7810	9460	
Basic sample parameters			
pH	7.5	5.7	
Organic matter	28.7	48.5	
N total	1.32	2.16	
Conductivity	4990	8010	
Hazardous elements			
As	19.8	2.33	20
Be	0.95	0.29	unstipulated
Cd	0.75	0.65	2.1
Co	8.45	2.85	unstipulated
Cr	34.5	13	100
Cu	63.9	30.8	150
Mo	2.14	<1.50	20
Ni	25.8	8.46	50
Pb	63.5	10.3	100
V	34	11.3	unstipulated
Zn	279	242	600
Hg	0.24	0.07	1

3.2 Biological test on hybrid ryegrass

Hybrid ryegrass was selected for the experiment. In total, five pots were prepared, in which the soil was amended with the vermicomposts in diverse proportions. The check sample contained soil only. Samples I and II were mixed with soil in the proportions 1:1 and 1:2.

The maximum quantity of the harvested ryegrass mass comes from the mixture of vermicompost I and soil in 1:1 proportion (the second pot from the left). Both the roots and the plant were clearly much more developed than the check sample (soil only).



Fig. 3: Growing observation of the hybrid ryegrass.

When compared with the check sample, having terminated the growing observation of the mixed sample there was a decrease in pH and significant rise in calcium, phosphorus, conductivity and content of organic matter. Fig. 4 compares the individual values.

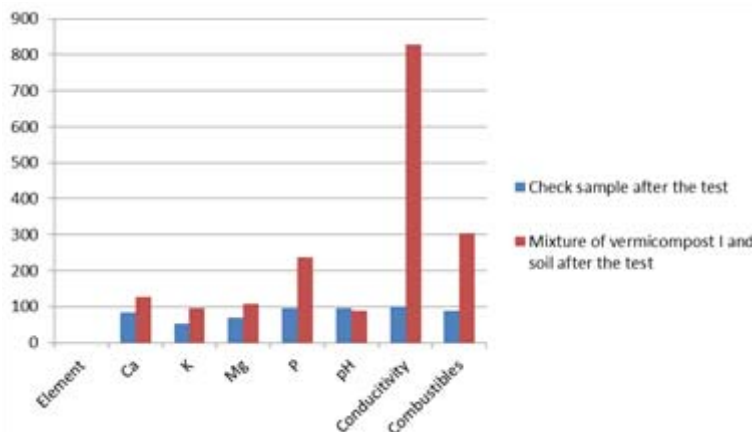


Fig. 4: Content of macroelements in the soil.

The intake of nitrogen by plants demonstrated nicely. As for the content of microelements (Fe, Zn, Mn, Cu, B, and Mo) and other elements (Cd, Pb, Cr, As, Be, Ni, etc.) there was a prominent increase in the majority of values in the mixture of vermicompost I and soil. Fig. 5 plots the percentage evaluation of the intake of macroelements by plants.

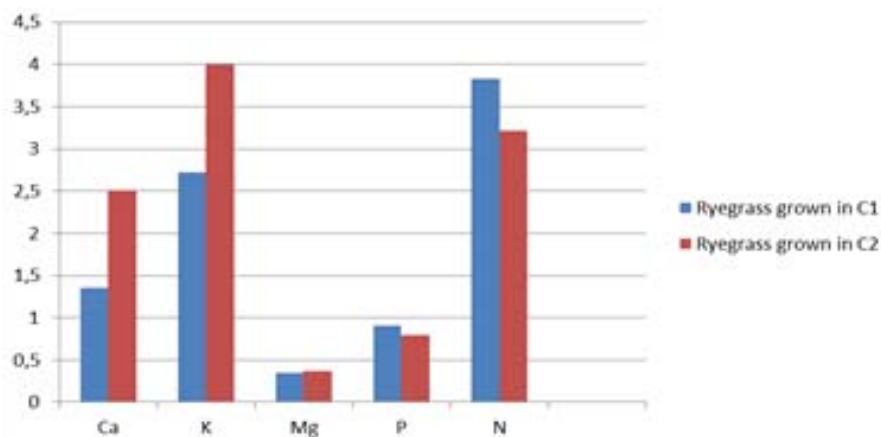


Fig. 5: Intake of macroelements by plants (*Note: C 1 = check soil sample, C 2 = mixture of vermicompost I and soil in 1:1 proportion).

4 CONCLUSION

Vermicomposting appears to be a promising option to process biodegradable wastes. Adhering to the major preconditions of the process, it is a very efficient method to amend the soil via giving new properties to the original form of wastes. Vermicomposts that contain sewage sludge may be applied as fertilisers or soil amendments as they comply with the legal regulations.

REFERENCES

- Benes, J. (2014) Vermikompostování čistírenských kalů. Diplomová práce. VŠB –TUO.
 Hlavata, M. (2004) Odpadové hospodářství. 1. vydání. Ostrava: VŠB - TUO. 174 s. ISBN 80-248-0737-8.
 Kalina, M. (2004) *Kompostování a péče o půdu*. 2., upravené vydání. Praha : Grada, 2004. 116 s. ISBN 80-247-0907-4.

Verwertung von Sekundärschlamm (ÜSS) mittels hydrothormaler Karbonisierung

B. Hupfaut, A. Dumfort, M. Koch & M. Rupprich

MCI Management Center Innsbruck, Umwelt-, Verfahrens- und Energietechnik, Innsbruck, Österreich

A. Bockreis

Universität Innsbruck, Institut für Infrastruktur, AB Umwelttechnik, Innsbruck, Österreich

KURZFASSUNG: Die derzeitige Verwertung von Schlämmen aus einer Abwasserreinigungsanlage (ARA) sieht eine Behandlung in einem Faulturm vor, um Organik abzubauen und Biogas zu produzieren. In diesem Prozess ist der ÜSS der limitierende Faktor. Gründe dafür sind eine hohe Anorganik, schwer abbaubare organische Stoffe, schlechte Entwässerung und Bildung von MAP (Magnesium-Ammonium-Phosphat) Ablagerungen. Im Sinne eines nachhaltigen Ressourcenmanagements sollen Wertstoffe, wie Phosphor (P) und Stickstoff (N), wiederverwertet werden, die derzeit kostenaufwendig eliminiert werden müssen oder keine Aufbereitung erfahren. Die innovative Verwertung von Schlämmen aus einer ARA sieht eine separate Behandlung der einzelnen Schlämme vor, wodurch die genannten Betriebsprobleme vermieden werden können. So soll der Primärschlamm weiter in einem Faulturm behandelt werden, woraus sich neue Möglichkeiten in der Optimierung des Betriebes ergeben. Der ÜSS wird in einer hydrothermalen Karbonisierung (HTC) behandelt, was zur Folge hat, dass das feste Produkt gut entwässerbar ist und eine Energieverdichtung erfährt. Ferner können aus dem flüssigen Produkt der HTC Wertstoffe wie P und N rückgewonnen werden.

1 EINLEITUNG

In Tirol fällt jährlich ca. 81.000 m³ flüssiger Klärschlamm mit einem Trockensubstanzgehalt (TS) von ca. 25 % an, dies entspricht ca. 20.000 Tonnen TS (Amt der Tiroler Landesregierung 2012). Prinzipiell kann der Klärschlamm in zwei Stoffströme, den Primär- (PS) und Sekundärschlamm (ÜSS), unterteilt werden. Der ÜSS entsteht bei der biologischen Reinigung einer Abwasserreinigungsanlage (ARA). Durch Mikroorganismen im Belebungsbecken werden ungewünschte Stoffe im ÜSS gebunden. Anschließend wird der ÜSS gemeinsam mit dem Primärschlamm dem Faulturm zur Stabilisierung und der Biogasproduktion zugeführt.

Der stabilisierte Klärschlamm besitzt einen TS von ca. 5 %. Vor der Weiterverarbeitung bzw. vor dem Abtransport sollte der TS bestmöglich erhöht werden. Die derzeit am häufigsten verwendete Methode ist eine mechanische Entwässerung. Durch Krafteinwirkung einer Presse bzw. Zentrifuge wird dem Schlamm Wasser entzogen. Der Nachteil besteht darin, dass der ARA konditioniert werden muss. Dies wird durch die Zugabe von Flockungsmittel (FM) und Flockungshilfsmittel (FHM) erreicht. Als Konsequenz daraus steigt die Gesamtabfallmenge sowie der Ressourceneinsatz durch FM und FHM Zugabe. Durch die Methode der mechanischen Entwässerung und die Zugabe von FM und FHM werden TS von ca. 20-30 % erreicht.

2 AUSGANGSSITUATION

Laut Stand der Technik werden sämtliche Schlämme, wie PS und ÜSS, einer ARA in einem Faulturm behandelt. Zusätzlich werden noch Co-Fermente (Co-F.) dem Faulturm zugegeben und anaerob behandelt. Bei PS sowie Co-F. wie Bioabfall oder Fettabscheider-Inhalten handelt es sich um Substrate mit einem hohen Anteil an organischer Substanz, die in einem hohen Ausmaß zu Biogas umgewandelt werden können. Der ÜSS stellt in diesem Vergärungssystem den limitierenden Faktor dar, weil:

- ca. 40-50 % der Trockenmasse aus anorganischen Komponenten bestehen.

- die Organik schwer abbaubar ist und lange hydraulische Aufenthaltszeiten erfordert.
- die verbleibende Organik die Entwässerungseigenschaften des Klärschlammes limitiert.
- der ÜSS zu Betriebsproblemen wie Faulturmschäumen und MAP Bildung (verursacht durch rückgelöstes PO₄-P) führt.

Der flüssige Gärrest (Presswasser des entwässerten Klärschlammes) gelangt in eine Nitrifikation/Denitrifikation, um den Stickstoff zu eliminieren. Die dafür notwendige Belüftung (Nitrifikation) benötigt ca. 20-30 % der gesamten Belüftungsenergie einer ARA.

3 NEUARTIGE VERWERTUNG DES ÜSS

Die Idee einer neuartigen Verwertung von Schlämmen aus einer ARA besteht darin, dass die einzelnen Stoffströme eine eigene Behandlung erfahren. Somit ergeben sich völlig neue Möglichkeiten in der Optimierung des Fermenter-Betriebes. Der PS und die Co-F. könnten ohne Zugabe von ÜSS im Faulturm zu Biogas umgewandelt werden. Dabei könnte die Fermenter Belastung deutlich erhöht und die Gasausbeuten gerade bei begrenzter Faulraumkapazität deutlich gesteigert werden. Durch das Fehlen des ÜSS könnten die genannten Betriebsprobleme verhindert und ein gut entwässerbarer Klärschlamm erzeugt werden.

Der ÜSS gelangt in eine hydrothermale Karbonisierung (HTC) in welcher dieser dehydratisiert und decarboxyliert wird. Dies hat zur Folge, dass der Schlamm gut entwässerbar ist und eine Energieverdichtung erfährt.

Durch eine spez. Behandlung der Flüssigfraktion aus der HTC kann zudem die P- und N-Rückbelastung reduziert und diese Komponenten rückgewonnen werden.

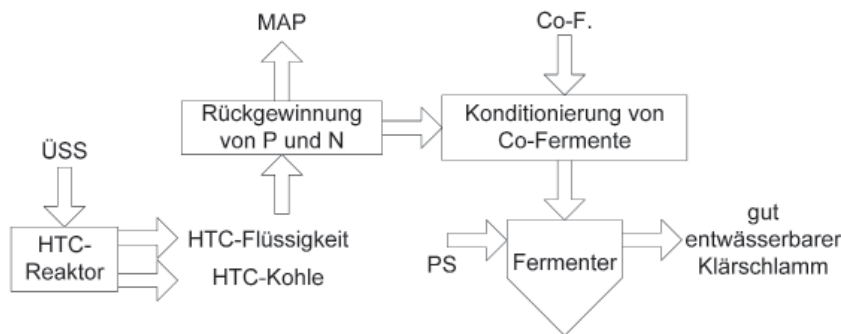


Abb. 1: Prozessablauf bei der Behandlung von ÜSS mittels HTC.

4 DIE HYDROTHERMALE KARBONISIERUNG

Die grundsätzliche Idee, dass die HTC eine Möglichkeit zur Umwandlung und Verwertung von Biomasse darstellt, ist noch vergleichsweise jung. Jedoch ist das grundlegende Verfahren der HTC, erstmals erwähnt von Bergius (Bergius 1913), schon seit einem Jahrhundert bekannt.

Die Technologie der HTC ist ein bereits erprobter Prozess zur Umwandlung von organischen Substanzen in „Biokohle“. Die HTC verwendet im Gegensatz zur klassischen Pyrolyse ausschließlich feuchte Biomasse. Die Umwandlung zu HTC-Kohle verläuft unter leichtem Überdruck (Sättigungsdampfdruck von H₂O), moderaten Temperaturen (ca. 180 – 250°C), einem Katalysator (z. B. Zitronensäure) und nach einer Verweilzeit von einigen Stunden im Druckreaktor ab (Funke 2010, Hu 2010, Ramke 2010, Titirici 2007). Die grundlegende Reaktionsgleichung lässt sich wie folgt darstellen, wobei zu erwähnen ist, dass hier „nur“ eine Dehydratisierung und keine Decarboxylierung dargestellt ist. Die mit dem Umsatz eines Moleküls Zucker (C₆H₁₂O₆) zu HTC-Kohle (C₆H₂O) und Wasser (H₂O) freiwerdende Wärme beträgt ca. 950 kJ/mol.



5 ERGEBNISSE

5.1 Massenbilanz

Abb. 2 zeigt, dass aus 1kgTS ÜSS ca. 50-60% HTC-Kohle produziert werden kann. Der Rest geht in die flüssige und gasförmige Phase über, und kann für die Rückgewinnung von P und N und die Fermentation genutzt werden. Die HTC-Kohle eignet sich für die energetische Verwertung, da diese gut entwässerbar ist und eine Energieverdichtung von ca. 30% erreicht wurde.

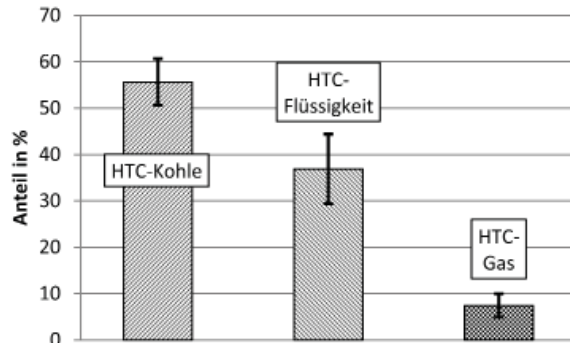


Abb. 2: Massenbilanz des HTC-Prozesses.

5.2 Entwässerbarkeit

Bei den Versuchen reichte die Reaktionstemperatur von 180°C für V1 bis 240°C für V4. Die Reaktionszeit wurde mit 4 h eingestellt. Abb. 3 zeigt, dass bei allen Versuchen der TS im Vergleich zu ÜSS unbehandelt signifikant gesteigert werden konnte. Ferner ist zu erkennen, dass V4 den höchsten TS aufweist. Dies liegt daran, dass bei diesem Versuch die Filtrationszeit von 5 auf 10 Minuten verdoppelt wurde. Ferner kann durch eine nachgeschaltete mechanische Entwässerung (z.B. Zentrifugen, Pressen, o.ä) der TS bis zu 60% gesteigert werden (Krebs 2013).

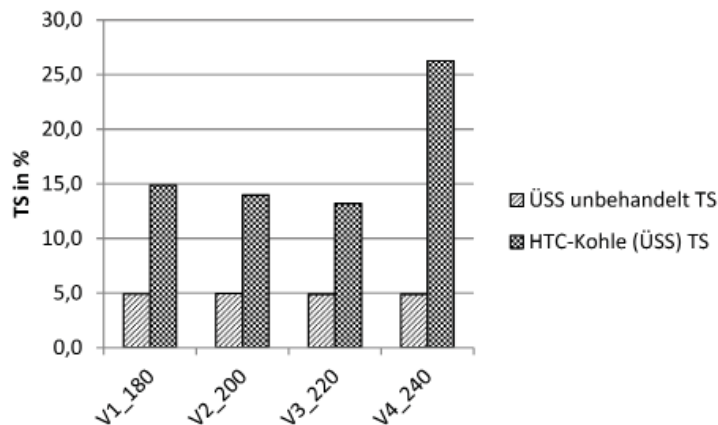


Abb. 3: Entwässerungsversuche des ÜSS.

5.3 HTC-Flüssigkeit: Rückgewinnung von Wertstoffen und als Konditionierungsmedium

Bei der Rückgewinnung von P aus ÜSS und der Anwendung der HTC liegt der Hauptvorteil darin, dass nach dem HTC-Prozess annähernd sämtlicher P als ortho-Phosphat vorliegt. Dies ermöglicht eine einfache Fällung mittels $MgCl_2$ unter Bildung von MAP das über Membranverfahren abgetrennt werden kann. Das ausgefällte MAP weist eine hohe Reinheit auf, da nahezu alle Schwermetalle an der HTC-Kohle gebunden sind. Nach ersten Versuchsreihen konnten Rückgewinnungsraten von über 95% erreicht werden. In Abb. 4 ist die Abhängigkeit des pH-Wertes dargestellt. Es ist zu erkennen, dass bereits ab pH-Werten von ca. 8 hohe Rückgewinnungsraten erzielt werden. Ferner fällt auf, dass bei pH-Werten unterhalb von 6 eine Rücklösung bereits ausgefällter Phosphatverbindungen stattfindet.

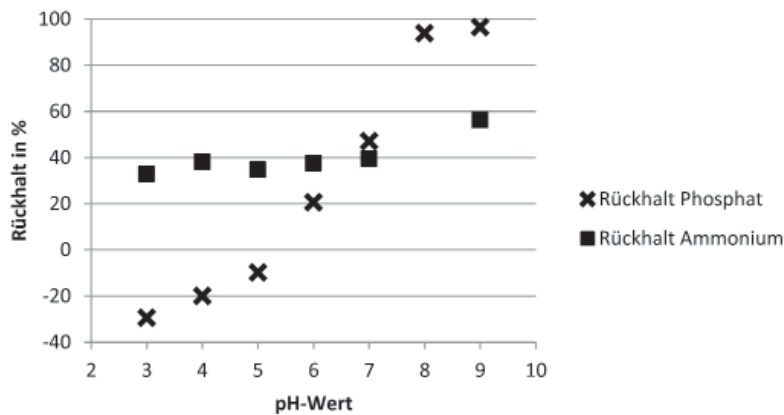


Abb. 4: Rückgewinnung von P und N als MAP aus der HTC-Flüssigkeit in Abhängigkeit des pH-Wertes.

Der zugrundeliegende Gedanke bei der Verwertung der HTC-Flüssigkeit in einem Fermenter ist die Konditionierung der Co-F. mit einer energiereichen Flüssigkeit. Daher wurden Eudiometerversuche mit der HTC-Flüssigkeit durchgeführt, um das Biogaspotential zu ermitteln. Die Ergebnisse sind in Tab. 1 dargestellt und werden mit Klärschlamm verglichen. Der erste Wert bezieht sich auf Tonnen organische Trockenmasse (oTS) und der zweite auf m³ Frischmasse.

Tab. 1: Biogaspotential HTC-Flüssigkeit.

	[m ³ CH ₄ /Mg oTS]	[m ³ Biogas/m ³ FM]
HTC-Flüssigkeit	495	11
Klärschlamm	300	5

6 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die Probleme, die der ÜSS bei einer konventionellen Behandlung im Faulurm verursacht, können durch die Vorbehandlung mittels eines HTC-Prozesses vermieden werden. Ferner wird eine energetisch verwertbare HTC-Kohle produziert, die zudem eine signifikant verbesserte Entwässerung aufweist. Durch diese Eigenschaften der HTC-Kohle können Ressourcen wie FM und FHM eingespart werden, was sich positiv auf die Bilanz einer ARA auswirkt. Aus der HTC-Flüssigkeit kann P und N durch Fällung rückgewonnen werden und zur Konditionierung von Co-F. verwendet werden. Außerdem eignet sich die HTC-Flüssigkeit zur Biogaserzeugung in einem Fermenter.

LITERATUR

- Amt der Tiroler Landesregierung (2012) Kläranlagenkataster Tirol 2012, Abteilung Wasserwirtschaft / Siedlungs- und Industriewirtschaft, Innsbruck, Austria.
- Bergius, F. (1913) Die Anwendung hoher Drücke bei chemischen Vorgängen und eine Nachbildung des Entstehungsprozesses der Steinkohle, Wilhelm Knapp, Halle a. d. Saale, Germany.
- Funke, A. & Ziegler, F. (2010) Hydrothermal carbonization of biomass: a summary and discussion of chemical mechanisms for process engineering, Biofuels Bioproducts and Biorefining.
- Hu, B., Wang, K., Wu, L., Yu, S.H., Antonietti, M. & Titirici, M.M. (2010) Engineering carbon materials from the hydrothermal carbonization process of biomass, Advanced Materials.
- Krebs, R. et. al. (2013) Weiterentwicklung der hydrothermalen Karbonisierung zur CO₂-sparenden und kosteneffizienten Trocknung von Klärschlamm im industriellen Massstab sowie der Rückgewinnung von Phosphor, Schlussbericht BAFU-Technologieförderung, Zürich, Schweiz.
- Ranke, H.-G. (2009) Hydrothermale Carbonisierung, Schließung von Stoffkreisläufen – Kohlenstoff-kreislauf, Fachtagung der Kommission Bodenschutz, Dessau.
- Ranke, H.-G., Blöhe, D., Lehmann, H.-J., Fettig, J. & Antonietti, M. (2010) Machbarkeitsstudie zur Energiegewinnung aus organischen Siedlungsabfällen durch Hydrothermale Carbonisierung, Abschlussbericht, Höxter.
- Titirici, M.M., Thomas, A. & Antonietti, M. (2007) Back in the black: hydrothermal carbonization of plant material as an efficient chemical process to treat the CO₂ problem?, New Journal of Chemistry.

Bewertungsmodell zur Metallgewinnung aus Verbrennungsrückständen

P. Hense, J. Matyschik & S. Kroop

Fraunhofer Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT, Institutsteil Sulzbach-Rosenberg Abteilung Kreislaufwirtschaft, Sulzbach-Rosenberg, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Rückgewinnung von Metallen aus Verbrennungsrückständen und ein nachfolgendes Recycling dieser bietet eine Möglichkeit den wachsenden Rohstoffbedarf in Teilen zu decken. Um den ökologischen Vorteil verschiedener Aufbereitungsverfahren für mineralische Rückstände thermischer Entsorgungsverfahren quantifizieren zu können, ist ein ökobilanzielles Bewertungsmodell erstellt worden. Wird nach bestehenden Aufbereitungsschritten in der Schlackenaufbereitung ein zusätzlicher tiefergehender Zerkleinerungsschritt zur erweiterten Metallgewinnung integriert, zeigten sich bei allen untersuchten Kriterien deutliche ökologische Vorteile, sofern eine gleichbleibende Nutzung der verbleibenden mineralischen Rückstände gewährleistet wurde. Sollten jedoch zuvor baustofflich verwertbare Mengen dieser Rückstände nach der Zerkleinerung deponiert werden müssen, ergeben sich in verschiedenen Wirkungskategorien ökologische Nachteile. Um gegenüber bestehenden Ansätzen ganzheitlichere Aussagen für die Beanspruchung abiotischer Ressourcen treffen zu können, wurde das Ressourceneffizienzpotential (REP) für ökologische Bilanzierungen entwickelt. Dazu sind rohstoffspezifisch bestehende geologische Aspekte weiterentwickelt worden und es wurden sozioökonomische Kriterien erfolgreich eingebunden. Auf diese Weise zeigt sich eine fundiertere Aussagekraft und ermöglicht es, sensitivere und umfassendere Bewertungen der Ressourcennutzung ausgeben zu können.

1 EINLEITUNG

Die sichere und nachhaltige Rohstoffversorgung stellt, neben der Energiewende, eine zentrale Herausforderung der modernen Industriegesellschaft dar. Mögliche zukünftige Verknappungen werden durch die Konzentration wichtiger Rohstoffvorkommen auf wenige Länder oder die Kontrolle durch wenige, global operierende Konzerne verstärkt. Zudem verursacht die Gewinnung von Rohstoffen aus natürlichen Quellen erhebliche Umweltbelastungen und wird nicht selten von sozialen Spannungen bis hin zu bewaffneten Konflikten begleitet.

Vor diesem Hintergrund sowie der aktuellen Diskussionen um Klima- und Ressourcenschutz geht es bei der Rohstoffbereitstellung um mehr als eine kostengünstige und kurzfristige Beschaffung. Verstärkt wird ein nachhaltiges und langfristig ausgerichtetes Angebot in den Fokus gestellt sowie über alternative Gewinnungsmöglichkeiten nachgedacht. Mit Hilfe der Methodik der Ökobilanzierung nach DIN EN ISO 14040 / 14044 wird dabei versucht, den umweltlichen Nutzen zwischen verschiedenen Optionen zu saldieren und Handlungsempfehlungen beispielsweise für Verwertungspfade der Rückstände ausgeben zu können. Konsequentes Recycling ist ein Element zur langfristigen Sicherung der Rohstoffversorgung. Rückstände der thermischen Abfallbehandlung bieten hier noch ungenutzte Potenziale insbesondere an Aluminium und Kupfer und enthalten sogar nennenswerte Mengen an Gold, Silber und anderen Edelmetallen, die in den Wertstoffkreislauf zurückgeführt werden können. Im Rahmen eines Projektes des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) ist beabsichtigt, die Metallausbeute aus Rückständen thermischer Prozesse auf das Doppelte zu steigern. Dafür wird unter anderem ein zusätzlicher energieintensiver Zerkleinerungsschritt notwendig. Andererseits ist der konventionelle Bergbau solcher Metalle ebenso mit hohen Kosten und erheblichen Eingriffen in die Natur verbunden.

2 ÖKOLOGISCHES BEWERTUNGSMODELL

2.1 Herangehensweise

In Anlehnung an die Methodik einer Ökobilanz ist eine tiefergehende Aufbereitung mit einer Primärgewinnung der entsprechenden Metalle und Metallmengen nach ganzheitlichen Gewichtspunkten verglichen worden. Auf diese Weise ließen sich diverse Aufbereitungs- und Nutzungskaskaden gegenüberstellen, Handlungsempfehlungen aussprechen und der Nutzen gegenüber einer primären Metallgewinnung herausstellen. Neben Müllverbrennungsschlacken wurden Rückstände aus der Verbrennung nicht weiter nutzbarer Fraktionen der Elektro- und Elektronikschrottaufbereitung nach der erarbeiteten Methodik bewertet. Während in Deutschland jährlich etwa 5 Mio. Mg Müllverbrennungsschlacken anfallen und somit eine fundierte Datenbasis besteht, stellt die thermische Verwertung der Aufbereitungsrückstände einen neuen Verfahrensansatz dar, der aufgrund des hohen Gehalts an Technologiemetallen im Elektro- und Elektronikschrott erhebliche Rückgewinnungspotenziale vermuten lässt. Durch differenzierte Verbrennungsversuche im Technikumsmaßstab und die Charakterisierung der entstandenen Rückstände wurden hierzu ebenfalls geeignete Bewertungsgrundlagen geschaffen.

Ausgehend von diesen Stoffströmen ist die Aufbereitung von drei verschiedenen Rückständen thermischer Behandlungen im ökologischen Bewertungsmodell untersucht worden: Rohschlacken und bereits nach dem Stand der Technik aufbereitete Schlacken der Hausmüllverbrennung (HMV-Rohschlacken bzw. HMV-Schlacken) sowie solche aus der Verwertung der Aufbereitungsrückstände der Elektro- und Elektronikschrottbehandlung (WEEE-Schlacken). Weiter sind für die nachfolgende Verwertung Optionen der stofflichen Nutzung und der Deponierung der Aschen und Schlacken verglichen worden. Unter Beachtung der Nutzen-gleichheit substituieren zurückgewonnene Metalle solche aus primären Quellen, stofflich nutzbare Aschen entsprechende Kies- und Sandfraktionen.

Die jeweiligen Umweltwirkungen wurden in den Kategorien Ressourcenabbau (ADP), Überdüngungspotential (EP), Treibhauspotential (GWP), kumulierter Energieaufwand (KEA) und Landnutzung ausgegeben. Des Weiteren ist der Ressourcenverbrauch weiter differenziert und eine Möglichkeit zur Berechnung des Potentials der Ressourceneffizienz aufgezeigt worden. Zur Evaluation wurde eine Sensitivitätsprüfung in Form einer Szenarienanalyse durchgeführt.

2.2 Bewertung der Ressourcenbeanspruchung – das Ressourceneffizienzpotential

Die Beurteilung von nicht erneuerbaren Rohstoffen mit endlicher Verfügbarkeit wird in Ökobilanzen bisher durch den Vergleich der Entnahmemenge mit den natürlichen Reserven (Abiotic Depletion Potential ADP), vereinzelt durch Ressourcen und anthropogene Vorräte sowie Lagerstätten (z.B. Abfalldeponien) vorgenommen (Anthropogenic stock extended Abiotic Depletion Potential AADP) (Guinée 2002; Schneider et al. 2011). Weitere sozioökonomische Aspekte, wie die Länder- bzw. Unternehmenskonzentration von Rohstoffvorkommen oder die Substituierbarkeit finden dabei keine Berücksichtigung, obwohl die aktuellen Verfügbarkeitsrisiken auf den Rohstoffmärkten weitaus mehr von solchen Kritikalitätsmerkmalen als von den gesamten Vorräten in der Anthroposphäre beeinflusst werden. Deren quantitative Einbindung in Ökobilanzen stellte den Kern zur Bilanzierung des Ressourcenverbrauchs dar. Die bereits bekannte Wirkungskategorie AADP wurde dazu zum neu definierten „Ressourceneffizienzpotential“ (REP) erweitert. Die gewählte Bewertungsmethodik orientiert sich dabei an einschlägigen Studien zur Ermittlung kritischer Rohstoffe für Deutschland (IW 2011; Erdmann & Feil 2011).

3 ERGEBNISSE

3.1 Umweltwirkungen einer weitergehenden Aufbereitung mineralischer Rückstände

Die Ergebnisse des ökologischen Bewertungsmodells zeigten, dass eine weitergehende Aufbereitung von HMV-(Roh-)Schlacken und WEEE-Schlacken ökologisch vorteilhaft ist. Dieser Vorteil ergibt sich dadurch, dass die zurückgewonnenen Metalle primär gewonnene substituieren, wodurch die mit der Primärgewinnung verbundenen hohen Umweltbelastungen vermieden werden können. Je nach Schlackenart ergaben sich unterschiedlich hohe Auswirkungen, die nahezu ausschließlich aus den unterschiedlich hohen Metallgehalten resultierten. Besonders hoch war das

Verhältnis zwischen der Primär- und Sekundärgewinnung beim Ressourcenverbrauch sowie dem Eutrophierungspotential. Durch die weitergehende Aufbereitung ändern sich technische Eigenschaften der Schlacken. Aus diesem Grund kann es sein, dass die zuvor stofflich nutzbaren Schlacken bestimmte Vorgabewerte nicht mehr einhalten und keiner stofflichen Nutzung zugeführt werden können. Ist dies der Fall, wird bei HMV-Rohschlacken sowie bei HMV-Schlacken eine differenziertere Betrachtung notwendig. Es ist genau abzuwägen, nach welchen Kriterien (Wirkungskategorien) eine weitergehende Aufbereitung bewertet wird: Steht der Verbrauch von Ressourcen sowie das Eutrophierungspotential im Vordergrund ist eine vollständige Aufbereitung weiterhin in Betracht zu ziehen. Wird der Fokus hingegen auf den Energieverbrauch, den Klimawandel sowie den Landverbrauch gelegt, ist von dieser Aufbereitung abzuraten (siehe Abb. 1).

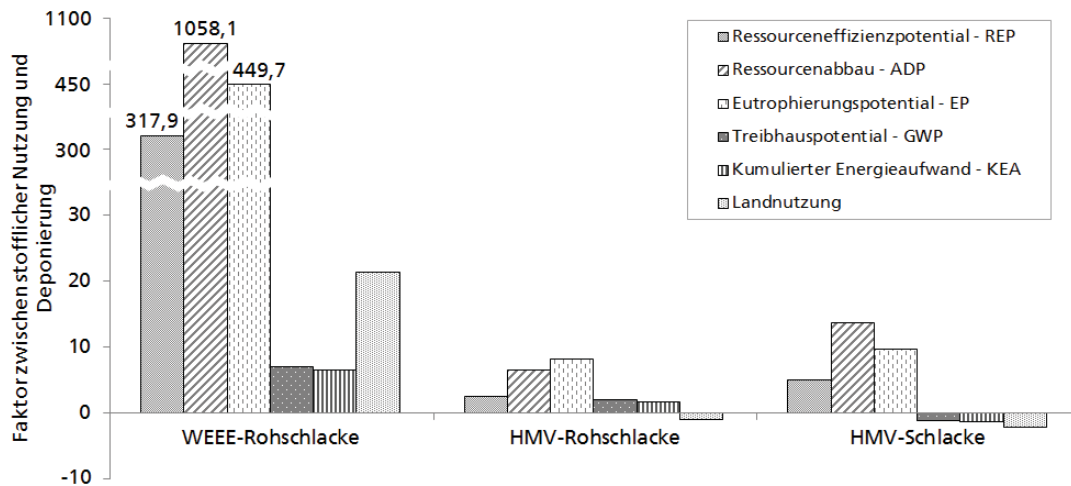


Abb. 1: Relative Betrachtung der Wirkungsabschätzung für den Vergleich „Deponierung vs. Stoffliche Nutzung“.

3.1.1 Handlungsempfehlungen aus dem ökologischen Bewertungsmodell

Die Sensitivitätsanalyse reagierte wie erwartet auf die eingegebenen Parameter und zeigte die Zuverlässigkeit und Aussagekraft des Modells. Beispielsweise ergab die Variation der Transportdistanzen, dass eine Erhöhung der Entfernungen zwischen Aufbereitungsanlage und einer möglichen alternativen Verwertung oder der Deponie deutlich kritischer zu bewerten ist wie zwischen der Anlage und den Hütten.

In einem Szenario wurde eine weitergehende Aufbereitung der Feinstschlacken < 500 µm durch Flotation und Sichtung untersucht. Es machte deutlich, dass ein hohes Potential besteht, Metalle aus diesen zurückzugewinnen.

3.2 Ressourceneffizienzpotential – REP

Für eine ganzheitlichere und sensitivere Betrachtung des Ressourcenabbaus wurden die sozioökonomischen Aspekte in einem ersten Schritt in einem Gewichtungszusammenhang gefasst. Der dimensionslose Index berücksichtigt quantitative Kriterien wie Länder- und Unternehmenskonzentrationen sowie qualitative Kriterien wie die Recyclingfähigkeit und die Substituierbarkeit spezifisch für jeden Rohstoff. Mit einer Teilgewichtung von 30 % wird dieser Index zu den geologischen Aspekten in Relation gesetzt (siehe Abb. 2). Gemäß der einschlägigen Wirkungskategorie der Ökobilanzierung ADP (nach CML 2001 (Guinée 2002)) wird das Ergebnis in Form eines Antimon-Äquivalentwertes ausgegeben, so dass die Vergleichbarkeit zu anderen Studien und Ergebnissen möglich ist.

Eine Bilanzierung zur primären Gewinnung einzelner Metalle zeigt die sensitive Aussagekraft des REP besonders deutlich. So weist das Verhältnis aus ADP und REP beispielsweise bei Phosphor gerade einmal den Faktor 1,4 bei Lithium hingegen 527,9 auf. Diese Differenz resultiert sowohl aus der hinzugefügten Beachtung der sozioökonomischen Aspekte, aber auch aus der Ressourcenbetrachtung durch das AADP. Gerade bei dem Vergleich zwischen Phosphor und Lithium zeigt hierbei der Unterschied zwischen den Reserven durch das ADP einerseits und den Ressourcen sowie anthropogenen Vorräten durch das AADP andererseits den größten Einfluss.

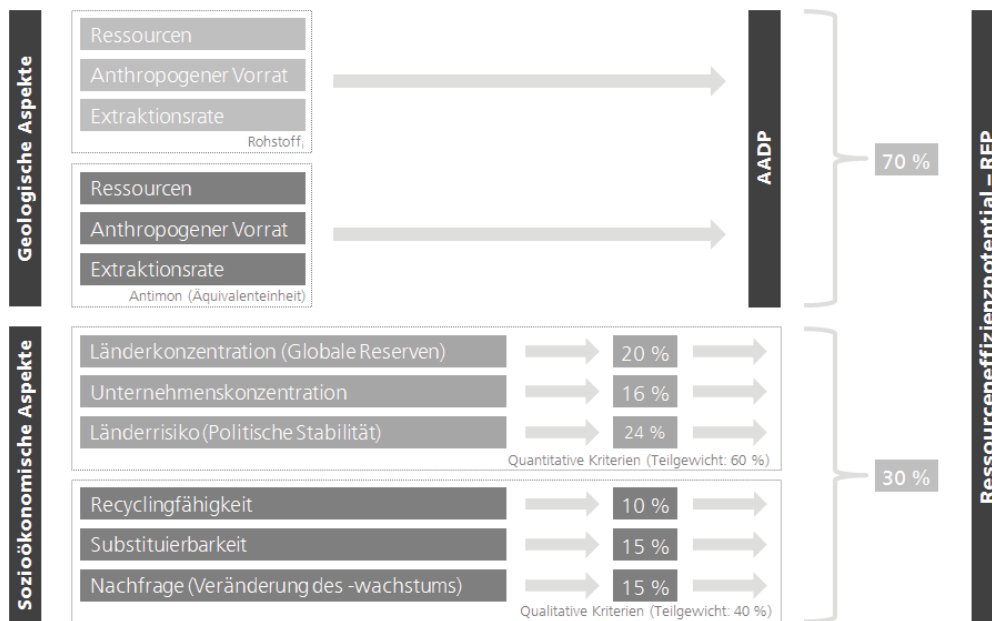


Abb. 2: Aufbau des Ressourceneffizienzpotentials – REP.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die entwickelte Bewertungsmethodik wurde auf drei verschiedene Arten von Verbrennungsrückständen angewandt. Es konnte mit eindeutigen Ergebnissen ein umfassender ökologischer Vergleich der innovativen Aufbereitung mit der konventionellen Entsorgung gezogen werden. In den meisten Fällen bietet ein zusätzlicher Zerkleinerungsschritt zur erweiterten Metallgewinnung deutliche ökologische Vorteile. Nachteile bestehen nur, wenn große Mengen

mineralischer Rückstände, die zuvor baustofflich verwertet wurden, nach der Zerkleinerung zu deponieren wären. Im Rahmen des BMBF-Forschungsverbundes wurden und werden die Ergebnisse zudem mit bundesweit anerkannten Arbeitsgruppen ausgetauscht und diskutiert. Die durch das REP perspektivisch stark erweiterte Aussagekraft von Ökobilanzen stellt einen wesentlichen praktischen Nutzen dar.

DANKSAGUNG

Die zugrundeliegende Studie ist Teil des Projektes „Aufschluss, Trennung und Rückgewinnung von ressourcenrelevanten Metallen aus Rückständen thermischer Prozesse mit innovativen Verfahren (ATR)“, welches durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) durch die Fördermaßnahme „r³ - Innovative Technologien für Ressourceneffizienz – Strategische Metalle und Mineralien (Förderkennzeichen 033R086C) finanziert wird.

LITERATUR

- Guinée, J. B. (2002) Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. Dordrecht, Boston, USA: Kluwer Academic Publishers (Eco-efficiency in industry and science, 7).
- Erdmann, L.; Feil, M. (2011) Kritische Rohstoffe für Deutschland – Identifikation aus Sicht deutscher Unternehmen wirtschaftlich bedeutsamer mineralischer Rohstoffe, deren Versorgungslage sich mittel- bis langfristig als kritisch erweisen könnte, im Auftrag der KfW Bankengruppe. Berlin, Deutschland, 172 S.
- IW Consult GmbH Köln (2011) Rohstoffsituation Bayern – keine Zukunft ohne Rohstoffe, Strategien und Handlungsoptionen. München, Deutschland, 81 S.
- Schneider, L.; Berger, M. & Finkbeiner, M. (2011) The anthropogenic stock extended abiotic depletion potential (AADP) as a new parameterisation to model the depletion of abiotic resources. The International Journal of Life Cycle Assessment, 16 (9), 929-936.

Influencing Factors for the Use of By-Products in the Construction Industry

M.M.C. Fritz

Institute of Systems Sciences, Innovation and Sustainability Research (ISIS), Graz, Austria

ABSTRACT: In several European countries, the construction industry has to face an existing or future lack of natural resources. Although research on the use of by-products in the construction industry is abundant, countries in Europe do not reach the same rate of construction waste re-integration into construction works. In order to identify some influencing factors for the use of by-products in the construction industry, this paper studies the case of The Netherlands and France at a national and company level. It follows a methodology of participatory observation that enables the observer to obtain a good understanding of the local context and company-specific information. The paper aims at setting the basis to build an explanatory framework for the use of by-products in the construction industry according to several parameters derived from the participatory observation: socio-economics factors, national and international policies and companies' strengths and weaknesses. When created and further elaborated, this framework could be generalized and serve for decision-making and policy building to increase the use of by-products in the construction industry.

1 INTRODUCTION

According to the World Business Council on Sustainable Development (2008), between 21 and 31 billion tons of concrete were consumed in 2006. Concrete is the second most consumed product on earth after water, which makes the construction sector one of the most important industries in the world. The European Federation for Precast Concrete (BIBM) defines concrete as “a mixture of sand, gravel and/or other aggregates bound together by a water-based binder, cement”. It can be used for various applications: construction of houses, production beams (structural applications) and tiles, or solidification and stabilization of roads (non-structural applications). For structural applications, primary raw materials (rocks, gravels, sand directly extracted from quarries) are mainly used. For non-structural applications, aggregates can be of a lower quality and by-products can be used instead of primary resources. In a context of increasing regulations on the extraction of primary aggregates, the identification and development of by-products and substitutes is of high importance. Sources for by-products and substitutes are manifold: secondary raw materials (e.g. bottom ash aggregates), other types of rocks (e.g. massive rocks), new types of aggregates (e.g. marine aggregates) and above all, recycled aggregates from ready-mix concrete leftovers and from deconstruction wastes. Countries have different approaches with regards to the use of by-products in concrete. This paper aims at identifying some of the driving factors for the use of by-products in the construction industry with a focus on recycled aggregates from ready-mix concrete leftovers and from deconstruction wastes in The Netherlands and in France.

2 METHODOLOGY

To identify some of the driving factors for the use of by-products in the construction industry, a casestudy approach is applied. Scientific methods count a variety of case-study approaches (Bryman & Bell 2011). Here, the positivistic approach has been chosen (Eisenhardt 1989) as it consists in extracting variables from local contexts in order to generate generalizable propositions and build theory (Bryman & Bell 2011). As two contrasting cases are considered, this research

can be furthermore defined as a comparative design case study (Bryman & Bell 2011), which allows understanding better certain phenomena by considering the same issue in at least two different sociocultural settings. This paper also includes longitudinal elements such as interviews conducted during a period of “participating observation” (Journé 2008) and according to Mucchielli principles (Mucchielli 1993). In this kind of participation, the researcher takes part to the activity of the people observed and obtains close information by adopting the organization’s codes, which facilitates the access to internal data and their interpretation. The choice of the cases is related to internships that I completed at INASHCO B.V. in The Netherlands and at Lafarge Aggregates in France for a period of respectively 10 months between 2009 and 2010 and one year between 2010 and 2011. INASHCO B.V. was created in 2008. It is a company based in Rotterdam that aims primarily at recovering small non-ferrous fractions from Municipal Solid Waste Incineration (MSWI) with a specific technology called the ADR. This technology enables the treatment and recovery of bottom ashes from MSWI that can be reused in the production of concrete as secondary raw materials. The performance of the ADR is also adapted to the recovery of aggregates from deconstruction wastes. Lafarge is a French company that started with the extraction of lime in 1833 as a family-owned business. To-day, Lafarge Aggregates is a subdivision of the Lafarge Group that has three other segments: Cement, Concrete and Gypsum. It is one of the worldwide leaders in construction materials with a turnover of about €16 billion in 2012. In the case of Lafarge, the participating observation took place within a “research-action” (Liu 1983), where a change was introduced in the organization and the effects were observed. This change was the creation of the Recycling and Upgrading Direction at Lafarge Aggregate in October 2010. The analysis is the result of country and company data according to socio-economic factors, national and international policies and company strengths and weaknesses.

3 CASE-STUDY RESULTS

3.1 Socio-economics

The Netherlands and France are both industrialized countries but they differ in their population density and the availability of natural aggregates. According to the World Bank, population density in France was of 118.82 people per square meters in 2010 against 492.60 in The Netherlands. This affects the construction market as the rise in population and the changing lifestyles caused an increase in aggregate demand (UNICEM 2011). In France, the population rose from 54 million inhabitants in 1982 to 65 million in 2008. This caused an increase in aggregate demand to build accommodations from 347 million tones in 1982 to 432 in 2008. Nevertheless, accommodations are still insufficient, especially in Paris (40,000 accommodations against 80,000 needed), due to the increase of single-parent families (Fritz 2011). In The Netherlands, the demand for aggregates is also stimulated by stricter construction norms (CUR116) that impose the regular deconstruction and reconstruction of buildings. In 2011, France counted 1388 aggregate producers predicted to produce 379 million tones of aggregates whereas The Netherlands counted 135 producers for 73 million tones (UEPG 2013). The recycling rate of these aggregates in France represents 5% of the total amount of available aggregates against 25% in The Netherlands. Due to its access to other kinds of aggregates like marine aggregates, France still has some years ahead before it needs to improve and increase the recycling rate of aggregates. Market maturity also has an important role to play. In France, the final users assimilate re-cycled aggregates to low quality products and the public administration does not support the use of recycled aggregates enough. In addition, the public lacks of awareness. For instance, the Lafarge group often has an image limited to the cement production, an activity responsible for large amounts of CO₂ emissions. Out of 20 persons asked in 2011, no one knew that concrete could be recycled as a source for secondary aggregates (Fritz 2011). In The Netherlands on the contrary, the reuse of by-products is well perceived as it is a necessity.

3.2 National and international policies

At a European level, the 2008/98/CE Directive on waste set the objective to recycle 70% of deconstruction wastes by 2020. Hence, national and international policies have to consider incentives such as landfill taxes or subsidies (Duran & al. 2006). Taxes in the European Union may

vary from a few euros up to €200/tonne (Fischer & al. 2012). The Netherlands is among the first EU countries that adopted landfilling taxes in 1995 with €84,78/tonne. Consequently, the amount of recycled waste rose by around 30% in the period 1995-2003 (Barellings & al. 2005). In addition, Dutch companies participate actively to the elaboration of norms and regulations for the reuse of recycled aggregates. Customers, suppliers and R&D institutes work together to document new materials that could be used in the technical guideline CUR 116 - concrete with aggregates as coarse aggregates (INASHCO 2014). This is how the Dutch Government endorsed the use of upgraded bottom ash from MSWI as aggregate for concrete. This technical guideline allows 50% of bottom ash aggregates in concrete without reinforcement and 20% in concrete with reinforcement. In France, such participatory system also exists and is centralized by the CERIB, the national testing center for the concrete industry. But the integration of new specifications such as in the “fascicule 65 français donnant les exigences au béton dans les bâtiments publiques” (French document n°65 giving the requirements of concrete in housing applications) is slower. Although companies are willing to use by-products and are convinced of their compatibility with concrete applications, the lack of supportive norms prevents them from using and promoting recycled aggregates. The landfill tax for construction wastes in France came into force in 1999 with the “Taxe Générale sur les Activités Polluantes” (TGAP) that follows the polluter pays principle (Fischer & al. 2012). The TGAP was about €30/tonne in 2012 (Fischer & al. 2012). Although this amount is still reasonable compared to the cost of recycling or recovering construction aggregates, it tends to rise (€40/tonne in 2015) which is supposed to reduce the amount of construction wastes going to landfills (Fischer & al. 2012).

3.3 Company strengths and weaknesses

My experiences at INASHCO and Lafarge Aggregates made me understand through a participatory observation how the use of by-products in the construction industry strongly depends on companies' strengths and weaknesses. The top management support is the first step. At INASHCO, this is anchored in the company's mission that is to “maximize economic value and environmental benefits by optimizing recycling effectiveness and marketing of the recycled products”. At Lafarge, the creation of the Recycling and Upgrading Direction in November 2010 and the launching of a recycled aggregate brand, “Aggneo”, also supports this commitment. A parallel step is the analysis of the economic feasibility of the business, which is closely linked to the location of the recycling plants compared to the sources of recycled aggregates. In the Netherlands, large quantities of recycled aggregates are treated on large waste collection platforms. This is possible as distances between deconstruction sites and recycling platforms are usually short, which makes the transportation costs rather low and allow hence economies of scale. In France, distances between deconstruction and recycling sites are usually longer. This makes the collection of high deconstruction wastes quantities difficult, although concrete represents more than 80% of deconstruction wastes (Fritz 2011). Contrary to the lime or the cement market, for which the sale price allows transportation up to 200km, the aggregate market is very local and does not go beyond 25km on average (Fritz 2011). Another important driving factor is the selection and quality of by-products, which is closely related to available technologies. In The Netherlands, the technologies are very effective to recycle and upgrade construction wastes. For instance, INASHCO's ADR enables recovering the metals in bottom ash from MSWI up to the very fine fractions below 1mm. This results in a bottom ash aggregate that can be used for concrete tiles, blocks and bricks according to the EN 12620 and the CUR 116 norms. The ADR can also be used to recycle deconstruction wastes and hence eliminate impurities such as small plastic particles. In France, the recycling issue is starting at the waste collection. Deconstruction wastes are not homogenous and their quality differs from site to site. In addition, there is no real traceability in place to control the amount of wastes available and determine the economic feasibility of treating them due to competition between construction waste users and producers (road constructors, deconstruction companies, ready-mix concrete producers, pre-cast products manufacturers). Also, the contracts signed for construction works generally lack of requirements for waste treatment (Fritz 2011). Last but not least, the employee involvement is an important strength as employees represent the company and build on the company's image and reliability, from the secretary to the sales representative. At INASHCO, the importance of recycling aggregates is at the heart of the company's strategy. At Lafarge, in 2010-2011, the top-down approach resulted in different awareness levels

with regards to this new activity.

4 DISCUSSION AND CONCLUSION

In France, contrary to the Netherlands, recycled aggregates are mainly used for road applications or for filling up quarries. Despite the existence of the EN-206 20 allowing the use of recycled aggregates in concrete, there are no uniform practices as the quantity, the quality and the transportability of these by-products strongly vary depending on the local European or national context but also within one region or even within one company. As mentioned by Tam (2009), the construction industry should develop homogenous policies in concrete recycling, governments should provide more financial support and the standards should clearly specify for which applications recycled aggregate could be used. But this paper shows that driving factors are also situated at a market and company level and they furthermore differ depending on the country. The change in the aggregate sector follows above all the forecasted economic gains and the regulatory context. Mentalities are in some countries like in France an important barrier for the use of by-product in the construction industry due to a lack of awareness or acceptability. The re-use of by-products is lacking behind due to a lack of involvement of prescribers like municipalities. The results of this study should be completed by further investigation and literature review to build a comprehensive framework and allow its use for country comparisons and for policy-makers to analyse the driving factors for the use of recycled aggregates in their country.

ACKNOWLEDGEMENT

I would like to thank the reviewers for their useful comments on earlier versions of this paper, in particular Mr. Christophe Hardy (Lafarge Aggregates), Mr. Mark van Kempen and Mr. Marc de Keizer (INASHCO B.V.).

REFERENCES

- Barellings, H., Beukering, P., Kuik, O., Linderhof, V., Oosterhuis, F. (2005) Effectiveness of Landfill Taxation. Amsterdam; The Netherlands: Institute for Environmental Studies. Available at: http://www.ivm.vu.nl/en/Images/Effective%20landfill%20R05-05_tcm53-102678_tcm53-103947.pdf
- Bryman, A., Bell, E. (2011) *Business Research Methods*. New York; United States: Oxford University Press.
- Duran, X., Lenihan, H., O'Regan, B. (2006) A model for assessing the economic viability of construction and demolition waste recycling—the case of Ireland. *Resources, Conservation and Recycling* 46, 302-320.
- Eisenhardt, K.M. (1989) Building Theories from Case Study Research, *The Academy of Management Review* 14, 532-550.
- Fischer, C., Lehner, M., Lindsay McKinnon, D. (2012) Overview of the use of landfill taxes in Europe. ETC/SCP working paper, accessible at: http://scp.eionet.europa.eu/publications/WP2012_1/wp/WP2012_1 (Accessed on 17/06/2014).
- Fritz, M., (2011) *Le recyclage chez Lafarge: Communication ou enjeu stratégique?* Unpublished Master thesis in Management, under the supervision of Pierre Piré-Lechalard. Clermont-Ferrand; France: France Business School (former ESC Clermont).
- Journé, B. (2005) Etudier le management de l'imprévu: méthode dynamique d'observation in situ. *Finance Contrôle Stratégie* 8, 63-91.
- Liu, M. (1983) *Approche socio-technique de l'organisation*. Paris; France: Les Editions d'organisation.
- Mucchielli, R. (1993) *L'Entretien de face à face dans la relation d'aide*. Paris; France: ESF Editeur.
- Tam, V.W.Y. (2009) Comparing the implementation of concrete recycling in the Australian and Japanese construction industries, *Journal of Cleaner Production* 17, 688-702.
- UNICEM (2011) Quel avenir pour les granulats? *UNICEM MAGAZINE* 755, 32-38. Accessible at: http://www.unicem.fr/documentation/unicem_magazine/unicem_magazine_n_755_-_janvier_2011
- UEPG (2013) *Annual Review 2012-2013*. Brussels; Belgium: UEPG aisbl. Accessible at: http://www.uepg.eu/uploads/Modules/Publications/uepg-ar2012-2013_en_inter_v14_pbp_small.pdf
- European Parliament and Council (2008) 2008/98/CE Directive on waste (Waste Framework Directive). Accessible at: <http://ec.europa.eu/environment/waste/legislation/a.htm>.

Planning Concepts to Integrate Primary and Secondary Aggregates

G. Tiess

Montanuniversitaet Leoben, Department for Mineral Resources and Petroleum Engineering, Leoben, Austria

D. Shields

Colorado State University, Department of Economics, Fort Collins, USA

ABSTRACT: Aggregates are an essential input to every economy and so governments need to ensure a sustainable supply of these resources through planning. There is also a need to shift from a linear economy to a more circular one in which wastes are recycled rather than landfilled to increase eco-efficiency. The purpose of the Sustainable Aggregates Planning in South East Europe (SNAP-SEE, SEE/D/0167/2.4/X) project is to develop a Toolbox for Aggregates Planning to assist governments and stakeholders in National/regional, primary and secondary, aggregates planning in SEE countries. The Toolbox contains four documents, three of which are discussed here: Stakeholder Consultation, Data and Analysis Methodologies, and the Vision of Best Practices in Aggregates Planning. The Toolbox will also support ongoing efforts to enhance minerals policy in the EU as called for by the European Innovation Partnership on Raw Materials.

1 INTRODUCTION

Industrialized and developing nations see long term and continued economic growth as essential to the well-being of their citizens. In 2012, governments from around the world met again at Rio+20 and recommitted to the principles of sustainable development in the conference report *The Future We Want* (United Nations 2012). A different understanding of how economies should work is needed, which is the circular economy model (CEM). It has the goals of delinking economic development from social and environmental deterioration and decoupling of economic growth from resource use. This will require waste reduction or elimination based on the principles of reduce, reuse, repurpose, and recycle (R4). These goals can only be achieved in the presence of appropriate, supportive, and effective policies and plans. A CEM approach will necessitate changes in business and societal conduct throughout the mineral resource life cycle, starting with how the resources are managed and extracted to how they are handled at end-of-life.

In this paper, we focus on policy and planning for primary and secondary aggregates resources. Aggregates planning policies are declared governmental objectives in the field of aggregates; planning is the creation of formal procedures to be followed to achieve objectives; and management is the administration of plans. We focus on the work of the Sustainable Aggregates Planning in South East Europe project (SNAP-SEE, SEE/D/0167/2.4/X). The SNAP-SEE project has partners from 13 SEE countries, plus Turkey. There are representatives of old and new EU member states, candidate and potential candidate countries, bringing together various levels of experience that can be shared. For information on partners and participants, as well as project news and outputs, visit the project website – <http://www.snapsee.eu>. The project is an extension, and builds on the results of, Sustainable Aggregates Resource Management (SEE/A/151/2.4/ X-SARMa). Both projects were funded by the South East Europe Transnational Cooperation Programme.

2 PRIMARY AND SECONDARY AGGREGATES

Aggregate is a non-renewable resource; supplies are nearly inexhaustible on a global scale, though not necessarily nationally or locally. They have characteristics that differentiate them from most other mineral commodities: high number of potential extraction sites; high volume to value ratio; regional importance combined with a narrow economic transportation radius; and significantly

different set of potential environmental impacts. In many countries, aggregates have simplified legal frameworks (local level competence, licensing, taxation, control) compared to other minerals due to the above mentioned characteristics. In some countries, aggregates are the landowner's property, even if most of other minerals are state owned. This situation has created challenges such as illegal and damaging quarries, unreclaimed sites, limited recycling and community opposition, all of which are anathema to the sustainable development and sustainable resource management.

The SARMa project developed common approach to sustainable aggregates resource management (SARM), which is efficient, low socio-environmental impact quarrying and waste management that is applicable in many nations. SARM plans are the first stage of a CEM approach for primary aggregates. The project also ascertained the degree to which SEE countries are implementing a sustainable supply mix (SSM) approach in the provision of primary and secondary aggregates. SSM uses multiple sources, including recycled wastes and industrial by-products (slag) that together maximize net benefits of aggregate supply across generations. SSM is the end stage of the CEM for aggregates. Unfortunately, an SSM approach to aggregates supply is not taken in most SEE countries. At the conclusion of SARMa project, partners recognized the gap between their enhanced understanding of SARM and SSM and the existing aggregates planning processes in their countries and across much of SEE. In response the SNAP-SEE project is developing a Toolbox for Aggregates Planning as a support to national/regional, primary and secondary, aggregates planning in SEE countries. The Toolbox will be comprised of four Handbooks:

- Consulting Stakeholders when Applying Best Practices in Sustainable Aggregates Planning (Dolinar & Softic 2014).
This document provides a step-by-step guide for how to plan and conduct stakeholder consultations so as to ensure that industry, government, nongovernmental organizations and civil society can provide input to and participate in the planning process. Capacity building materials for stakeholders are also provided, in multiple languages, because good planning depends upon shared understanding of the issues at hand.
- Data and Analysis Methodologies for Aggregates Planning: in Support of Best Practices in Sustainable Aggregates Planning (Agioutantis 2014).
This document discusses the various types of data that provide essential background information for the planning process. Data definitions, significance, needs, availability, and database structure are addressed. Methods for validating and analyzing data are presented, including approaches to material flow analysis and demand forecasting.
- A Vision of Best Practices in Sustainable Aggregates Planning in South East Europe (Horvath et al. 2014).
This document presents a Vision for a transition to integrated, comprehensive sustainable planning in SEE. It is based on analysis of the current state of planning in SEE and other countries as well as input from partners' stakeholders. It includes discussion of the issues that need to be addressed, interim steps that can be taken toward more sustainable planning, and a review of the components a sustainable plan should contain.
- How to Build a Sustainable Aggregates Plan (Furin et al. 2014).
This document is under development; it will represent a roadmap for planning, including a description of the planning process itself and its various steps. Examples of well written planning modules are provided that embody the principles, approaches and actions necessary to achieve the goals of the Vision laid out in the Best Practices report.

3 CAPACITY BUILDING AND STAKEHOLDER CONSULTATION

One of key aims of SNAP-SEE is to increase capacity of planning authorities to become aware of these issues, and to enhance involvement of stakeholders in planning and implementation processes. Stakeholders are "people or organisations that will be affected by, or will influence a programme, project or action" (EC Guidance, 2010). Consequently, stakeholder involvement can include a range of different activities by different bodies and involving different groups or individuals, from information giving or collecting opinions to joint decision-making. The purpose of this handbook is to provide practical advice in:

- how to increase capacity of target groups related to aggregates planning;
- how to identify different groups of stakeholders and suitable techniques for involving them;

- how to plan a consultation process;
- how to implement a consultation process; and
- which methods and techniques can be used in consultations and capacity building.

The capacity building materials on planning, policy, SARM, SSM, recycling, demand forecasting and other topics are available on the project website. Primary target group of this handbook are politicians and officials of national, regional and local authorities/governments and bodies from all sectors connected to aggregates planning, including mining and quarrying, construction, economy, environment, waste management, land use planning, water, transport etc. Secondary target groups are all stakeholders involved in or affected by aggregates planning and management activities, from experts, representatives of the industry to local communities and non-governmental organizations (NGOs).

4 DATA AND ANALYSIS

Planning for aggregates supply is a governmental activity, the objective of which is to determine the policies, legal framework, actions, and information that will be needed to ensure the availability of adequate quantities of primary and secondary aggregates to the national and regional economies in the short, medium and long term. Data and analysis methodologies are needed to achieve sustainable planning of aggregates, providing a data framework to support effective resource management for both primary and secondary aggregates.

Planning must be supported by data. In addition, the pathways to drive secondary or recycled aggregates back to the supply stream are different. The majority of the countries in the SEE have not exploited this potential yet. Apart from the technical characteristics and the spatial availability of aggregates successful planning should consider other indices such as the rate of population growth, the economic potential in the region, etc. In order to identify the data available for planning for primary and secondary aggregates (e.g., extractive waste, Construction and Demolition Waste (C&DW), industrial waste, material excavated from civil works, etc.) for each nation/region represented in this SEE project, the partners were asked to provide information on data availability, sources and use to support sustainable aggregates planning in their respective countries/regions. Also, each partner was asked to determine the degree to which such data are available in 13 countries / regions, under whose jurisdiction their collection and reporting falls, and whether they are being used currently in planning.

5 A VISION FOR SUSTAINABLE AGGREGATES PLANNING

The aggregates planning system has a fundamental role in providing a framework within which sound and consistent decisions on mineral development proposals can be taken. Many SEE countries and regions have Sustainable Development, Minerals, Land Use Planning, Waste Management and Environmental Policies, while only a few of them have Recycling and Aggregates Planning Policies. The joint vision was made based on the results of the multi-sectoral analysis, the country/region level guidance on aggregates planning, the experiences of and feedback from the stakeholder consultations, analysis of plans from outside the SEE region. Looking specifically to CEM, the Raw Materials Directive (EU 2008) sets a goal of 70% recycling for waste recycling by 2020. It is clear that the handling of potential secondary raw materials (e.g. mining waste, C&D waste, residues from power plants, incineration plants, smelter ash and slag) is both well below this level and not uniform in SEE region. For example, in Slovenia recycling is legally binding. In Hungary, recycling is supported, but not always obligatory; separate collection and disposal are also regulated. In Montenegro recycling is not included in law, but management of mining waste belongs to the mining activity. In Serbia almost all types of secondary raw materials are landfilled. In practice, the secondary raw materials are disposed (Serbia), collected separately and reused (Autonomous Province of Trento (IT-T), Slovenia, Austria) or treated combined (Hungary, Croatia, Montenegro, Albania). In Hungary and Slovenia activities such as recycling that lack legal clarity connect to mining or C&D waste, whereas in Hungary the C&D waste is frequently sold illegally.

In most SEE countries, primary and secondary aggregates are managed separately e.g. the responsible authority is different; or the aggregates management has not even started yet. The secondary aggregates are considered mainly by the Waste Management Policy of the country or region. The waste management is in progress (on different levels) and separated from resource management. Not all types of secondary aggregates are treated; mostly the construction & demolition waste and in some cases the mining waste are mentioned in legal documents.

The support of SARM (Sustainable Aggregates Resource Management) and SSM (Sustainable Supply Mix) is variable: in some countries they are supported at least in theory (Slovenia, Croatia, Serbia, and Montenegro), in other countries they are not known and not supported (Hungary, Herzegbosnian Canton). The subsequent guidance exercise focused on determining how planning could be made better in partner countries. Each was asked to create a guidance document that reflects the situation in their country, and incorporates the input of the stakeholder network, laying out steps to improve planning. They also identify planning approaches that are applicable and relevant in many SEE countries so that they could be included in the Joint SNAP-SEE Vision for sustainable aggregates planning, with the goal of increasing cohesion and harmonization across SEE. For example, the (primary and secondary) Aggregates Industry should address water management, landscaping and soil management during extraction and production of aggregates through the application of best available technologies and exchange of good practice.

6 CONCLUSIONS

Over the course of the SNAP-SEE project, partners have identified a need for better aggregates planning in SEE. To wit, Aggregates Planning Policy is required to ensure a sustainable supply mix of primary and secondary aggregates from European sources to support housing and infrastructure development. In this planning policy, primary and secondary aggregates should be managed together in order to protect the primary resources and reduce the volume of mining, as well as to limit the amount of C&D waste and industrial by-products that are landfilled rather than recycled. In order to ensure access to aggregate resources, Aggregates Plans must look at least 20 years ahead and should be updated at least in every 5-10 years. The Aggregates Planning should be implemented on national, regional and local levels. The national planning is a general approach, while the regional and local plans are detailed. During the development of the Aggregates Planning Policy, the relevant stakeholders should be involved. An enhanced and sophisticated involvement of local society in planning should be ensured in SEE countries by the state or by the aggregates companies on a voluntary basis. This way the Policy goes through a public consultation procedure; opposition to quarrying is reduced, and C&D waste recycling is more likely to be supported. The permitting process for quarrying of primary and secondary aggregates should be simple, fast and effective, led by a major regulatory body. The European Innovation Partnership on Raw Materials has called for improved minerals policy. The effective and efficient aggregates planning process and content developed by SNAP-SEE will serve as a contribution to the development of that policy.

REFERENCES

References are available from the authors.

Resource Recovery from Excess Processwater of MBT Plants

D. Weichgrebe & P. Stopp

Leibniz Universität Hannover, ISAH, Hannover, Germany

E. Voß

VE efficiency solutions GmbH, Landesbergen, Germany

ABSTRACT: The Mechanical Biological Treatment (MBT) of municipal solid waste is well established in many European countries. MBT plants using Anaerobic Digestion generate excess process water, whereas its amount and composition result from the volatile solids (VS) content of the operation. The pre-treatment of this liquid waste and the disposal via sewage wastewater treatment plants is energy and cost-intensive. Moreover, its carbon and thus energy content as well as its nitrogen load are valuable to recover. This study reports a new approach to regain these resources for biogas and fertilizer production. Through anaerobic batch tests and controlled lab-scale, evaporation experiments the biomethane potential and the nitrogen recovery was determined and quantified through mass-balance calculation. The most suitable option is the usage of exhaust heat of the CHP plant for the controlled and slightly alkaline evaporation of ca. 20 % of the excess process water, to enrich nitrogen in the vapour condensate ($N \approx 90\%$) and shift the C/N ratio in the remaining concentrate up to 8. This concentrate is a perfect substrate for further anaerobic co-digestion and aerobic stabilization.

1 INTRODUCTION

The Mechanical Biological Treatment (MBT) of municipal solid waste (MSW) is well established in many European countries. The biological process in MBT plants can be Aerobic Stabilisation, Anaerobic Digestion or Biological Drying. For Anaerobic Digestion reputable processes include e.g. VALORGA, DRANCO and CAMBI. For this investigation, digestate was taken from a VALORGA-plant with an input of ca. 95,000 t per year and a specific biogas production of 160 m³ per ton of input. The AD process is operated mesophilically with a hydraulic retention time (HRT) of 20 days and a total solids content (TS) of 27.5%. The digestate is dewatered by sieves, screw press and centrifuges up to 50 % TS. According to the German Closed Substance Cycle Act (KrWG 2012) the solids are subsequently rotted to fulfill the requirements of the Landfill Directive (DepV 2009). To deliver adapted biomass, most of the pressed process water is recycled to the digestion process. However, depending on the water content of the input, excessive process water (EPW) is generated, which must be disposed as liquid waste. With respect to the kinetics of the AD reactor, EPW of MBT plants is heavily loaded in particular with SS, COD, BOD, TN, TP etc. (Weichgrebe 2008). EPW is listed in the European Waste List under 190604, digestate from anaerobic treatment of municipal waste. The disposal via aerobic sewage treatment plants is energy and cost-intensive, moreover an additional carbon source is required, due to a C/N ratio of approx. 3 only. However, EPW can be seen as potential substrate for a co-fermentation plant. Therefore, two alternative recovery pathways are presented, to regain its carbon and thus energy content as well as for nutrient recovery.

2 MATERIAL AND METHODS

2.1 Inocula and Substrate

To determine the further anaerobic degradability of the liquid waste and the biomethane potential, anaerobic batch tests (ABT) were conducted according to the German standard VDI 4630 (2006) which is comparable to the BMP assay (Chynoweth et al. 1993, Ponsá 2008). For this, EPW of

the VALORGA plant were sampled after the centrifuges, the last installed solid-liquid separation process. As inoculate, two sludges were compared: sludge HH from a municipal wastewater treatment plant and sludge CoF from a co-digestion plant.

To investigate the nutrient recovery, in particular of nitrogen, controlled evaporation experiments were carried out, using standard rotary evaporators.

2.2 Characterization of inoculum and substrate

The total solids content (TS) and volatile solids content (VS) were determined according to the DIN EN 12880. Determinations of COD and $\text{NH}_4\text{-N}$ values for inoculates and substrates were carried out by standard Hach-Lange cuvette test. TOC was measured by high temperature catalytic oxidation (vario TOC cube®, elemental GmbH), and KN according to Kjeldahl method.

3 RESULTS AND DISCUSSION

The sludges and the process water are characterized by chemical parameters listed in Table 1. Sludge CoF has a higher organic content (VS, COD and TOC) than sludge HH. However, the ABT were started with similar substrate and sludge ratios.

Tab. 1: Chemical parameters for substrate and inocula-sludge.

	TS [g·kg ⁻¹]	VS [%]	CO _{hom} [g·kg ⁻¹]	COD _m [g·kg ⁻¹]	TOC [g·kg ⁻¹]	KN [g·kg ⁻¹]	NH ₄ -N [g·kg ⁻¹]	pH [-]
EPW	41.5	55	40.5	30.55	12.3	5.2	3.19	8.05
Sludge HH	23.4	65.1	21.9	1.75	7.2	2.12	0.93	7.58
Sludge CoF	50.7	74.8	40.7	7.26	19.42	6.56	0.9	8.38

In Table 2, the specific gas productions determined by ABT are summarized. From the results, sludge inhibition can be excluded as limiting factor. The methane production of sludge CoF is approximately twice as high as that of sludge HH, although the activity of sludge HH is confirmed as high. The more or less 10% higher methane content shows that more proteins and fats are reduced with sludge CoF, and a significantly higher percentage of substrate-biomass is hydrolysed and degraded respectively. Moreover, the specific methane yield based on the original substrate (OS) is very low in comparison to that of manure. If the excess water is transported without pre-treatment to an external anaerobic digestion plant, high transportation costs will accrue due to the high water content.

Tab. 2: Specific biogas and methane production.

inoculum	specific biogas production	methane content	specific production	methane		
	mL °BG/ g VS _{Substrate}	%	mL °CH ₄ / g TS _{Substrate}	mL °CH ₄ / g COD _{Substrate}	mL °CH ₄ / g OS _{Substrate}	mL °CH ₄ / g VS _{Inoculum}
Sludge HH	356.77	60	223.93	119.43	3.73	38.98
Sludge CoF	573.94	69	400.15	213.43	6.67	54.85

Table 3 represents the percentage change of the chemical parameters during the anaerobic batch test. For this, process water and inoculates were examined individually before starting the test, and the digestate of each approach after test completion. Blank corrections were done for the bottles with substrate. There is no significant difference in TS. The results of the organic load, particularly of COD, confirm a significantly better degradation in the case of sludge CoF. Based on COD_{hom}, sludge CoF develops twice the disintegration/hydrolysis activity of sludge HH.

Furthermore, the increased degradation of TS explains the sharp increase in NH₄-N concentration during the digestion with sludge CoF. At the end, the digestate of ABT with inoculate sludge CoF has a TOC of 10 g·L⁻¹ and KN of 5.6 g·L⁻¹. This nitrogen content is higher than 4 g·L⁻¹, which is typical for cattle slurry or even for digestate from a biogas plant fed with renewable resources (FNR 2010). Thus, the anaerobic treatment of the EPW in the co-digestion plant can be seen as an efficient pre-treatment steps to produce biomethane from the organic fraction and recover the nitrogen within the digestate, which is normally used as fertilizer.

Tab. 3: Change in the chemical parameters during fermentation.

inoculum	specific biogas production	methane content	specific production	methane		
	[mL [°] BG/ g VS _{Substrate}]	[%]	[mL [°] CH ₄ / g TS _{Substrate}]	[mL [°] CH ₄ /g COD _{Substrate}]	[mL [°] CH ₄ /g OS _{Substrate}]	[mL [°] CH ₄ /g VS _{Inoculum}]
Sludge HH	356.77	60	223.93	119.43	3.73	38.98
Sludge CoF	573.94	69	400.15	213.43	6.67	54.85

To determine whether the anaerobically treated EPW can be used as fertilizer, analyses were carried out to examine the pollutant content according to the German Fertilizer Ordinance (DüMV 2008). Table 4 shows the results of these analyses of ABT with slurry CoF.

Tab. 4: Pollutants content and limit values from German Fertilizers Ordinance (DüMV). d.l. - detection limit.

parameter	value	limit value	unit
Hg	0.17	1	mg/kg DM
As	3.50	40	mg/kg DM
Pb	6.10	150	mg/kg DM
Cd	0.40	1.5	mg/kg DM
Cr _{VI}	<d.l.	2	mg/kg DM
Ni	5.90	80	mg/kg DM
Tl	<0.4	1	mg/kg DM
PFT	<0.06	0.1	mg/kg DM

The limit values for pollutants in the DüMV are not exceeded by any of the examined parameters. Nevertheless it should be considered that the digestate is not completely free of harmful substances and in particular the investigated persistent pollutants tend to accumulate in the environment during application as fertilizer. So, a direct use of the EPW after anaerobic digestion as a soil fertilizer is not recommended.

Alternatively, the high nitrogen load can be removed by evaporation. The waste heat of the Combined Heat and Power station (CHP) at the MBT facility can be used as an energy source for this process. Typically, an acidic evaporation is carried out to accumulate the nitrogen in the concentrate. However, a very high quantity of acid is required, and also pollutants remain in the nitrogen rich fraction.

4 CONCLUSION

The disposal of EPW of MBT plants using Anaerobic Digestion is energy and cost-intensive. A combined treatment with a controlled evaporation of EPW as a first step, followed by AD of the concentrate and aerobic stabilization of the solids is a suitable alternative. The collected vapour

condensate is rich on nitrogen and low in heavy metals, thus useable as fertilizer in agriculture. Thermal energy for the evaporation is available from the waste heat of the CHP station. The most suitable option is usage of exhaust heat from CHP station for the controlled and slightly alkaline evaporation of ca. 20% of the excess process water, to enrich nitrogen in the vapour condensate ($N \approx 90\%$) and shift the C/N ratio in the remaining concentrate from 3 up to 8. This concentrate is a perfect substrate for a further anaerobic co-digestion with aerobic stabilization. Based on this investigation, evaporation can convert the cost of EPW disposal into profit through the recovery of the energy content and the nutrients.

REFERENCES

- Chynoweth et al. (1993) Biochemical methane potential of biomass and waste feedstocks, *Biomass & Bioenergy* Vol.5, Issue 1(1993) 95–111.
- DepV (2009) German Landfill Ordinance, origin: Deponieverordnung (DepV).
- DüMV (2008) German Fertilizer Ordinance, origin: Düngemittelverordnung (DüMV).
- FNR (2010). Biogas guide, origin: Leitfaden Biogas, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.
- KrWG (2012) Closed Substance Cycle Act, origin: Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG).
- Ponsá, S. et al. (2008) Comparison of aerobic and anaerobic stability indices through a MSW biological treatment process, *Waste Management*, Vol. 28, Issue 12. 2735–2742.
- VDI 4630 (2006) Fermentation of organic materials. Characterisation of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests. Beuth Verlag.
- Weichgrebe, D. (2008) Intended process water management concept for the mechanical biological treatment of municipal solid waste, *Water Science and Engineering*, Vol.1, No.1 (2008) 106–117.

RecoPhos: Phosphoric Acid from Sewage Sludge Ash – Results of Preliminary Experiments

F. Naji, M. Kranert & G.L. González Quintero

University of Stuttgart, Institute for Sanitary Engineering, Water Quality and Solid Waste Management, Stuttgart, Germany

ABSTRACT: The RecoPhos process is a new metallurgical process for the recovery of phosphorus (P) in the form of thermal phosphoric acid from sewage sludge ash (SSA). The core of the process is the InduCarb reactor. The aim of the experiment is to reproduce the heating and melting zone of the InduCarb reactor through an adjusted laboratory facility to gain more know-how of the new process and to better understand the principle of the process. Therefore, a bed of graphite is inductively heated to temperatures above 1,400 °C and charged continuously with SSA. The effects on the formed slag and product gas will be investigated and the observations recorded. The slag composition is analyzed by energy dispersive X-ray spectroscopy (EDX) and phosphorus content of the quench water is determined by ICP-OES or photometrical. It is shown that a slag with a low-phosphorus content can be generated, and that Phosphorus can be transferred out of the sludge ash into the quench water. Considering the residence time in the laboratory reactor, the biggest part is in the heating and melting phase. It was also demonstrated that carbon dissolves in the melt and passes into the slag. In order to minimize the graphite losses for a large-scale implementation, an additional carbon carrier could be supplied, i.e. carbon containing waste.

1 INTRODUCTION

The aim of the experiments is to answer questions related to the metallurgical phosphorus recovery from sewage sludge ash and to provide contributions to the technological advancement of the RecoPhos process. The RecoPhos process consists at the current design status of four steps (Fig. 1): (A) Dosing station (B) InduCarb reactor, (C) combustion chamber, (D) scrubber tank system.

Input material for the process is sewage sludge ash. In the dosing unit is the sewage sludge ash-additive mixture. Additives may be a flux such as lime or carbon carrier in the form of coke or carbon containing material (i.e. waste). The mixture is continuously fed into the InduCarb reactor. There is a fixed bed of an inductively heatable material (i.e. graphite). At temperatures above 1,000 °C, the ash begins to melt and flows through the fixed bed to the bottom of the reactor. The carbon carrier (bed or additive) reduces the phosphates directly (solid-liquid) or through the intermediate product carbon monoxide (gas-liquid). Gaseous white phosphorus is produced which leaves the reactor and flows into the next process step. A low-phosphorus slag can be removed at the bottom of the reactor. In the combustion chamber the white phosphorus and the excess carbon monoxide are burned with oxygen: The combustion products, carbon dioxide and phosphorus pentoxide are fed into a scrubber. The Phosphorpentoxid is solved in water; thermal phosphoric acid is generated.

The InduCarb reactor itself can be divided into four zones which interact with one another (Fig. 2): (1) charging zone, (2) heating and melting zone, (3) reaction and degassing zone, (4) discharging zone.

Experiments performed on the laboratory plant, reproduce the heating and melting zone of the InduCarb reactor. The aim of the experiments is to investigate for the first time the recovery of Phosphor from sewage sludge ashes in the InduCarb reactor: in particular the tests aimed at estimating the quantity of recovered phosphorus during the heating and melting process and the composition of the formed slag. Furthermore we investigate which elements are transferred into the gas phase during the heating and a melting process at temperatures over 1,400 °C.

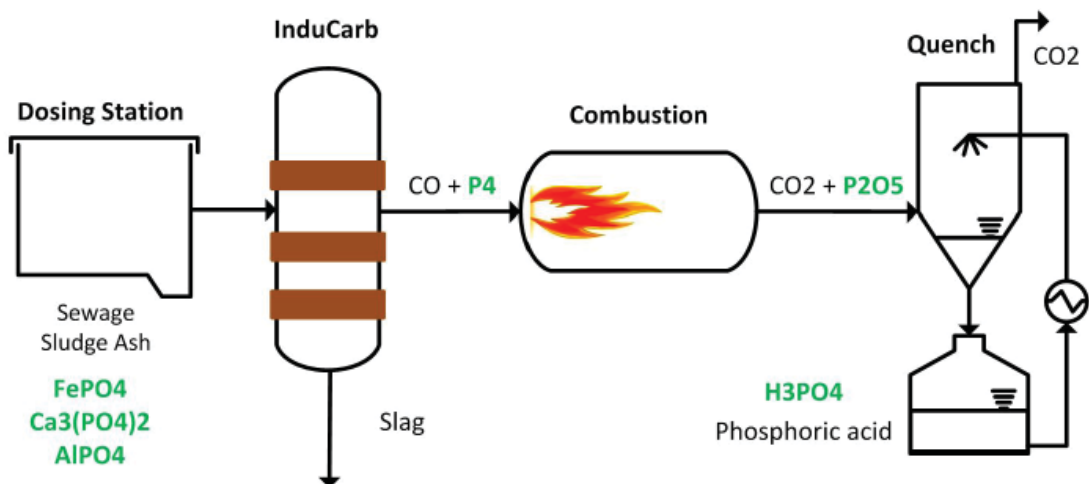


Fig. 1: Simplified RecoPhos process flow diagram.

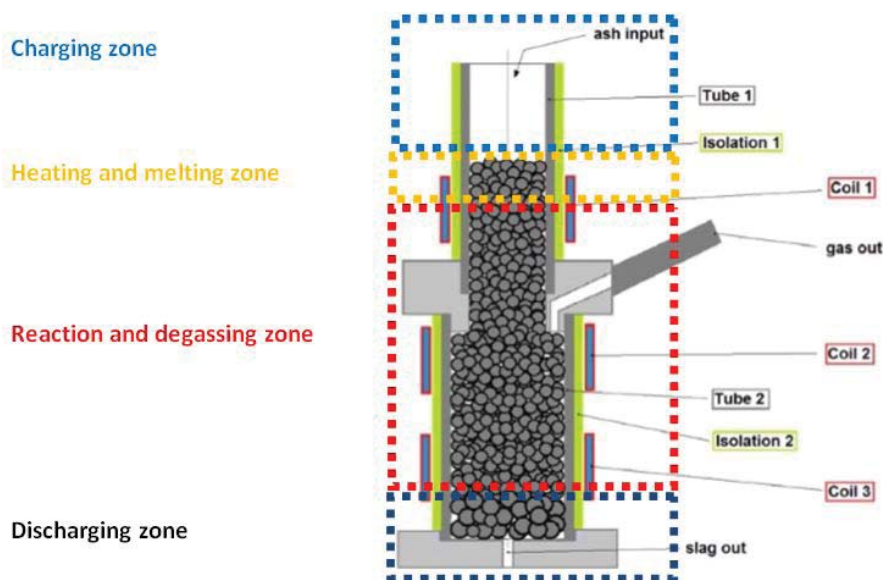


Fig. 2: Zones of the InduCarb reactor.

2 EXPERIMENTAL SETUP AND RESEARCH METHOD

The reactor of the experimental setup consists of two ceramic crucibles on top of each other (Fig. 3): a reactor crucible (top) and a slag crucible (below). The reactor crucible is provided with slots, so molten slag can be discharged into the slag crucible. The reactor crucible is filled with graphite pellets. The reactor is enclosed by a glass dome from quartz glass. It seals the inert gas (argon) flooded system. The product gases are collected under the dome and continuously extracted via a discharge pipe. The Input of powder material is managed through a powder feeder with screw conveyor. Downstream of the reactor is a quench which is operated with cycled deionized water. Following it, a safety wash bottle is placed.

The sewage sludge ash used during the experiments has a phosphorus content of about 8.5 % (about 19 % P₂O₅). The temperature is measured with a Pt-Pt/Rh-thermocouple, which ranges gas-tight through the quartz dome into the upper layer of the graphite bed of the reactor. First, the graphite bed is inductively heated to about 1,400 °C. Then ash is charged continuously. With each experiment carried out, the ashes mass flow was increased. The experiments were performed with 50-100 g (Exp. 1), 100 g (Exp. 2) and 100-200 g (Exp. 3).

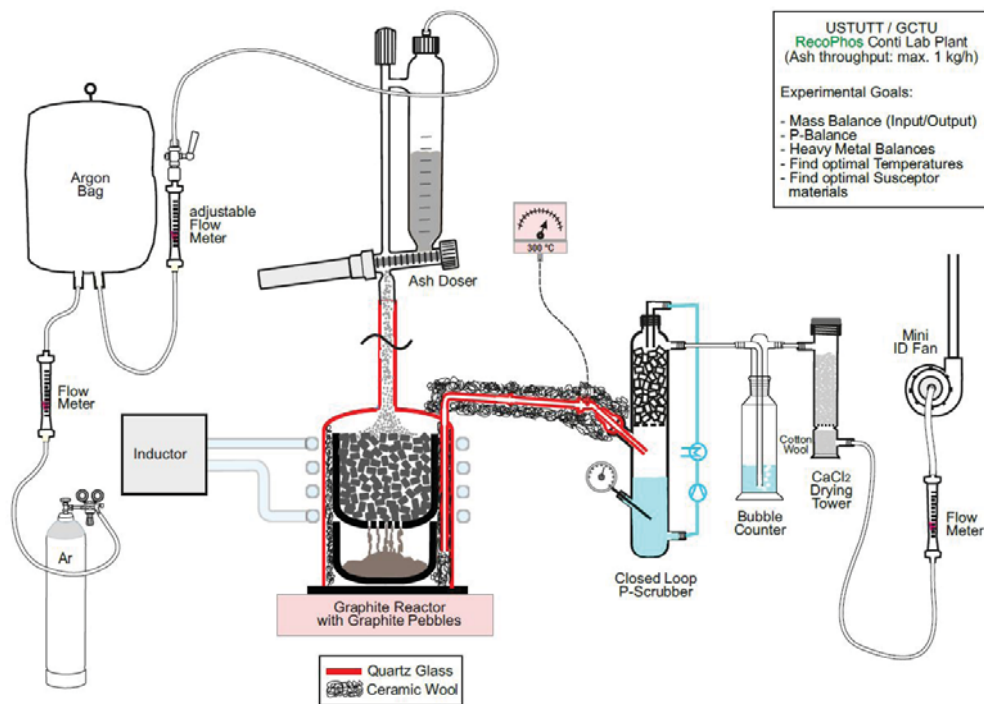


Fig. 3: Experimental setup of the laboratory plant.

After cooling the system to room temperature, both the slag and washing water were removed and analyzed. The slag composition was investigated with energy dispersive X-ray spectroscopy (EDX) and the loaded washing water photometrical for phosphorus. Additionally in experiment 2, the condensates in the pipes between quartz dome and quench were washed out with deionized water (rinse water). For the second experiment, the composition of the loaded washing water and rinse water were examined with ICP-OES.

3 RESULTS OF THE EXPERIMENTS

For every experiment the residence time was observed and estimated to be about ten minutes (time between “impact of the ash on the reactor surface” to “end of the experiment or first slag droplets in the slag pot”). It is believed that the heating and melting of the ash on the graphite bed surface takes most of the time. Clearly observed was the abruptly increased gas formation which occurred when ashes dropped on the hot graphite surface.

The achieved residence time of ten minutes is not enough for a maximum phosphorus recovery in that laboratory plant. If as assumed heating and melting represent a limiting factor, precautions to optimize the process should be taken to reduce the time in these phases, e.g. through integration of a pre-heating into the system.

The analysis of the washing water has shown that it is possible to transfer phosphorus from the SSA into the washing water. The yield of phosphorus recovery was low but correlated with the ash input (Table 1). Furthermore, for the determination of the yield, the losses due to condensations in the piping have not been considered. The analytical values of the rinse water (pipe between quartz dome and quench) show high concentrations of phosphorus (434 mg/l) in comparison to the heavy metal concentrations (Table 2). In the large-scale plant/setup condensation in the pipes will be minimized by sufficiently high exhaust gas temperatures.

In addition, heavy metals were detected in the wash water and the rinse water. The phosphorus concentrations in the wash water are also comparatively high. These preliminary experiments show the potential of the innovative RecoPhos solution for the recovery of pure phosphorus.

Tab. 1: Yield of phosphorus in the wash water.

	Exp. 1	Exp. 2	Exp. 3
Ash Input	< 100 g	Ca 100 g	100-200 g
Wash water (deion.)	400 ml	400 ml	450 ml
P _{tot} (method)	14 mg (Photom.)	46 mg (ICP-OES)	166 mg (Photom.)

Tab. 2: Analysis of rinse water (Exp. 2): ICP-OES method: DIN EN ISO 11885-E22.

Element	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Zn	P	Si
Concentration in rinse water [mg/l]	18.8	48.3	32	7.24	8.03	0.368	6.85	16.2	434	18.7

The slag produced is glassy black (Fig. 4). The density is relatively low (2.75 g/cm³), because of the high oxygen and carbon content. In comparison to the SSA, the phosphorus content of the slag is reduced to 1.9 %M but has a high carbon content of 26 %M. The carbon comes from the graphite that is present as a fixed bed. Leaving the carbon content out, the phosphorus content is calculated to 2.5 %M (phosphorus content ash-Input: 8.5 %M). This interesting result confirms the viability of the RecoPhos-Concept for the recovery of Phosphor, which is mostly transferred from the solid ash phase to the gas phase.



Fig. 4: Slag sample: Fragments (left) und enlargement (middle), Phosphor search Sample, acceleration voltage: 20.0kV, zoom: 10x (right).

The iron content in the analysed sample is very low: 0.04 %M (Table 3). In order to confirm this result and investigate in detail the faith of iron in the process, further analysis of the slag will be carried out for the next experiments.

Tab. 3: EDX-Analysis of the slag fragment.

Element	C	O	Na	Mg	Al	Si	P	K	Ca	Ti	Fe	Mo
Content [%M]	25.88	60.35	0.57	1.22	3.45	4.78	1.84	0.19	1.59	0.06	0.04	0.03

To keep the graphite losses low, additional carbon should be supplied, for example, from carbon-containing wastes. Thus, synergies can be exploited by the RecoPhos process which could be not only a pure phosphorus recycling technology, but could also provide contribution to the thermal treatment of waste.

The RecoPhos research project has received funding from the European Union Seventh Framework Programme (FP7/2007-2013) under grant agreement no. 282856.

Umwelttechnische Voraussetzungen für die regionale Baulandwidmung von Altablagerungen

E. Huter

NÖ Umweltschutz, St. Pölten, Österreich

KURZFASSUNG: Baulandwidmungen auf ehemaligen Deponien (Altablagerungen) können erst durch umwelttechnische Untersuchungen verwirklicht werden. Im Zuge der wissenschaftlichen Auswertung von Untersuchungsdaten von 40 Altablagerungen konnte für eine eingeschränkte Gruppe von Altablagerungen eine Freigabebedingung definiert werden. Zur Absicherung dieser Freigabebedingungen wurden vereinfachte und kostengünstige Untersuchungen vorgeschlagen. Diese sollen mit weiteren Untersuchungen evaluiert werden.

1 EINLEITUNG

Bei der Ausweisung bzw. Umwidmung von Grünland in Bauland (Wohnen, Industrie, Gewerbe) ist nach dem Niederösterreichischen Raumordnungsgesetz (NÖ ROG 2007) eine Prüfung hinsichtlich möglicher Gefahrenmomente aus Verdachtsflächen oder Altlasten daraufhin durchzuführen, ob diese Gefahrenmomente der Umwidmung nicht entgegenstehen. Als Grundlage sind dem Widmungswerber Untersuchungen vorzuschreiben, die eine derartige Beurteilung ermöglichen. Diese Untersuchungen sind meist kostspielig und zeitaufwendig. Daher weichen potentielle Käufer auf die grüne Wiese aus. Dadurch werden immer neue Flächen konsumiert.

2 AUSGANGSLAGE

Nach der deutschen Rechtsprechung hat die Gemeinde als Trägerin der Bauleitplanung mit der Ausweisung von Bauland das Vertrauen erzeugt, dass die ausgewiesene Nutzung ohne Gefahr realisierbar ist. Daher sind bei begründeten Verdacht von der Gemeinde Untersuchungen und Gutachten einzuholen und die Kosten dafür zu übernehmen, falls nicht Dritte, aufgrund von Vereinbarungen, dafür aufkommen. Flächen, die eine mögliche Gefährdung durch Bodenbelastungen aufweisen, sind für das nachfolgende Verfahren entsprechend zu kennzeichnen („Warnfunktion“). Erste Entscheidungen österreichischer Gerichte gehen in die gleiche Richtung, wie die Entscheidung der Gemeinde Rietz in Tirol zeigt (ORF 2013). Dadurch werden diese Flächen, die oft bereits vom Bauland umgeben sind, jedoch nicht weiter genützt und es werden immer neue verbraucht.

3 ERGEBNISSE DER FORSCHUNGSARBEIT

Aufbauend auf einem von der Europäischen Kommission aus Life-Umwelt, dem BML-FUW sowie den Bundesländern OÖ und NÖ geförderten Projekt „EVAPASSOLD“ und deren Umsetzungsprojekt „Verdachtsflächenfreie Nationalparkgemeinden OÖ“ (VNPOÖ) wurde als praktisches Ergebnis der Dissertationsarbeit eine Vorgangsweise entwickelt, die aus umwelttechnischer Sicht in vielen Fällen eine Beurteilung ermöglicht.

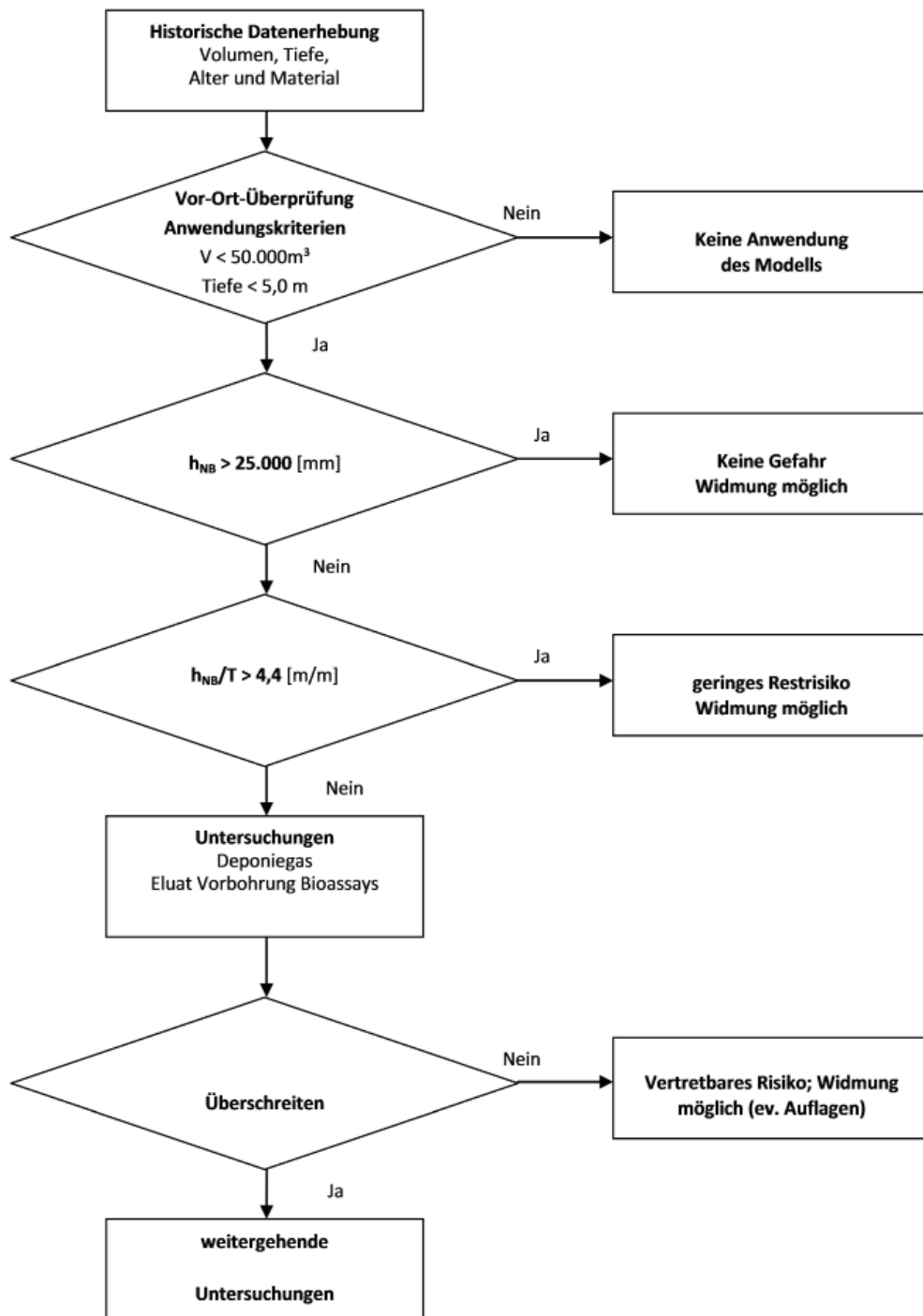


Abb. 1: Vorgeschlagenes Ablaufschema für eine abgestufte Vorgangsweise zur Ermittlung des Gefährdungspotentials für mögliche Baulandwidmung.

In der vorliegenden Dissertationsarbeit (Huter 2013) wurde durch statistische Auswertungen der Untersuchungsergebnisse von 40 Altablagerungen, die ehemalige Hausmülldeponien von kleinen Orten oder Städten waren, eine niederschlagsbezogene Kennzahl entwickelt.

Unter Berücksichtigung der, für den organischen Abbau relevanten Parameter TOC, Ammonium und den Bodenluftparametern (CH₄ und CO₂) ist bei Altdeponien (Altablagerungen nach der Definition der ÖNORM S 2088-1) bei Erreichen des Wertes.

$$h_{NB}/T \text{ (Summe NiederschlagBetrieb/Tiefe)} > 4,4 \text{ [m/m]}$$

nur ein geringes Gefahrenpotential bei einer Bebauung gegeben.

Folgende Einschränkungen gelten für diese Aussage:

- Hausmüllablagerungen kleiner bis mittlerer Orte;
- Keine Hinweise auf toxisch wirkende Ablagerungsmaterialien, wie z.B. Gerberei- und Lederabfälle, Farben- und Lackabfälle, Chemikalienabfälle, „Sondermüll“ und Metallschlacken, die den Abbau hemmen;
- Ablagerungsvolumen $< 50.000 \text{ m}^3$;
- Ablagerungszeitraum vor 1989;
- Ablagerungstiefe $< 5,0 \text{ m}$ (im Mittel über die Fläche)

Aufgrund der Inhomogenität von Ablagerungen wird jedoch zur Absicherung dieser Aussage beim Screening, bei dem ca. 20 % der Flächen mit geringem Restrisiko ausgeschieden werden können, für die definitive Ausweisung als Bauland, ein erweitertes, kostenoptimiertes Untersuchungsprogramm vorgeschlagen, wenn nicht eindeutig sichergestellt ist, dass die biologischen Abbauvorgänge während der Ablagerungsdauer und danach mit einer ausreichenden Wasserversorgung einher gegangen sind. Stegmann et al. (2004) führen zu Recht an, dass sichergestellt werden muss, dass eine beobachtete geringe Restgasproduktion nicht aufgrund von Austrocknung („Humifizierung“) eingetreten ist, da in diesen Fällen noch ein hohes Restgaspotential in Form von trocken konservierter biologisch verfügbarer Organik vorhanden ist. Es wird beim Auftreten von Unklarheiten die Bestimmung des Kohlenstoffgehaltes in Abfallfeststoffproben (TOC) und der biologischen Aktivität (AT4 und GS21) empfohlen. Als Beurteilungswerte werden die Zielwerte in Stegmann et al. (2006) vorgeschlagen.

Sollten dennoch fachliche Bedenken oder Unsicherheiten in der Einschätzung an einem oder mehreren Faktoren bestehen, so wird folgende erweiterte Vorgangsweise vorgeschlagen:

- Deponiegasuntersuchungen mit Vorbohrung;
- Eluatuntersuchung aus einer Mischprobe aus den Abfallschichten der Vorbohrung und Analyse auf ausgewählte Parameter wie: pH-Wert, Leitfähigkeit, Ammonium, CSB, TOC und $\sum \text{KW (IR)}$;
- Durchführung von Bioassays aus einer Mischprobe aus den Abfallschichten der Vorbohrung.

In dem unveröffentlichten internen Leitfaden des Umweltbundesamtes „Erstabschätzung kommunaler Altablagerungen“ (Umweltbundesamt 2008) werden als Zielwerte für „keine weitere Untersuchung der Altablagerungen erforderlich“ Methangehalte von $< 2,5 \text{ Vol.-%}$ und Kohlendioxidgehalte $< 10 \text{ Vol.-%}$ an jedem gemessenen Punkt vorgegeben. Wenn bei zumindest 2 Messpunkten ein Methangehalt $> 20 \text{ Vol.-%}$ oder ein Methan/Kohlendioxid-verhältnis von > 1 gegeben ist, dann sind weitere Erhebungen und Untersuchungen notwendig. In Deutschland wird bei Methangehalten $> 1 \text{ Vol.-%}$ im LfU-Merkblatt Altlasten 2 (Landesanstalt für Umweltschutz 2009) bei orientierenden Untersuchungen in der Bodenluft nahe an Gebäuden unverzüglich eine Überprüfung der Innenraumluft und gegebenenfalls weitere Untersuchungen vorgeschlagen. In Großbritannien werden bei Flächen, die sich innerhalb von 50 Metern Entfernung zu bebauten Grundstücken befinden, jedenfalls Bodenluftuntersuchungen vorgesehen. Ab einem Methangehalt $> 1 \text{ Vol.-%}$ in der Bodenluft werden weitere Untersuchungen, beispielsweise die Gasbildungsrate von Methan und/oder CO_2 im Bohrloch (Gas Screening Value) (Wilson & Card 1999) als weiterführenden Parameter bei den Gefährdungsabschätzungen vorgeschlagen.

Aus Sicherheitsgründen wird daher vom Autor, in Ergänzung zum hNB/T $> 4,4$ Kriterium für eine Baulandwidmung zusätzlich vorgeschlagen:

- Bodenluftmesswerte: Bei allen gemessenen Punkten soll die Konzentration von Methan $< 2,5 \text{ Vol.-%}$ und von CO_2 $< 10 \text{ Vol.-%}$ im Deponiegas-Volumen betragen und ein Methan/Kohlendioxidverhältnis von $< 1 \text{ Vol.-%/Vol.-%}$ aufweisen;
- Eluatuntersuchungen: Alle untersuchten Eluatparameter aus den gewonnenen Proben im Zuge der Vorbohrung der Bodenluftuntersuchungen dürfen keine Überschreitung eines Maßnahmenschwellenwertes der ÖNORM S2088-1 zeigen.
- Bei Bioassays (Leuchtbakterientest, Daphnientest, Wasserlinsentest und Wurm-Verhaltenstest) dürfen sich nur geringen Hemmungen ($< 25 \%$) zeigen.

Wenn diese Kriterien und Auflagen erfüllt sind, kann (durch die zuständige Behörde) eine

Baulandwidmung einer entsprechenden Altablagerung verantwortlich erfolgen.

4 AUSBLICK UND WEITERE SCHRITTE

Da derzeit noch keine praktischen Erfahrungen mit der im Rahmen der vorliegenden Dissertationsarbeit vorgestellten Vorgangsweise zur Baulandwidmung von Altablagerungen vorliegen, wird vorgeschlagen diese neue Methode bei der Untersuchung von Standorten einzusetzen und die dabei gewonnenen Ergebnisse mit üblichen Methoden zu überprüfen. Weiters wird die Ermittlung der Gasbildungsrate im Bohrloch (Gas Screening Value) nach Wilson & Card (1999) als weiterer Parameter in den Gefährdungsabschätzungen vorgeschlagen. Durch Auswertungen und statistische Vergleiche mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit könnte eine gute Basis für die weitere Vorgangsweise bei der Reaktivierung dieser Flächen für Baulandzwecke gefunden werden. Damit wäre es, aus Sicht des Autors möglich, etwa 20 % aller Altablagerungen ohne weitergehende Untersuchungen einer Baulandnutzung zuzuführen und für weitere 50 % mit vereinfachten Untersuchungen eine fachliche Aussage zur Baulandnutzung treffen zu können.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Durch statistische Auswertungen von 40 Untersuchungen von Altablagerungen konnte eine Handlungsanleitung für eine kostengünstige Risikoabschätzung für die Umwidmung dieser Altablagerungen in Bauland erarbeitet werden. Weiters wurde ein Parameter entwickelt, der unter Einschränkungen, bei Einhaltung eines Grenzwertes eine Maßzahl für ein geringes Gefahrenpotential widerspiegelt. Damit können viele dieser ehemaligen Deponien, teilweise mit Auflagen, einer Verbauung zugeführt werden.

LITERATUR

- Huter E. (2013) Umwelttechnische Voraussetzungen für die regionale Baulandwidmung von Altablagerungen. Leoben, Austria: Dissertation am Lehrstuhl für Entsorgungs- und Deponietechnik
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2009) *Merkblatt 2 Altlasten*. Karlsruhe, Germany: Eigenverlag.
- NÖ Raumordnungsgesetz 1976 (NÖ ROG 1976) in der Fassung vom 7. September 2007 (2007) *LGBl. Nr. 8000-23*. St. Pölten, Austria: Eigenverlag.
- ORF-Tirol (2013) *Rietz muss zahlen, AK sagt Rechtsschutz zu*. Zugriff am 17. 3. 2013, Online im WWW unter URL: <http://tirol.orf.at/news/stories/2544054>.
- Österreichisches Normungsinstitut (2004) *ÖNORM S 2088-1 Altlasten – Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Grundwasser*. Wien, Austria: Eigenverlag.
- Stegmann, R., Heyer, K.-U., Hupe K. & Willand, A. (2006) *Deponienachsorge – Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Abfallwirtschaft*. Dessau, Germany: Publikation des Umweltbundesamtes Dessau.
- Wilson, S., Card, G. (1999) *Reliability and Risk in Gas Protection Design*. London, UK: Ground Engineering.
- Umweltbundesamt (2008) *Erstabschätzung kommunaler Altablagerungen*. Wien, Austria: unveröffentlichter interner Leitfaden, S. 36.

Heavy Metal Concentrations Found in the Abandoned Mining Site: Kruvashan

E.B. Özkaraova Güngör

Ondokuz Mayıs University, Environmental Eng. Dept., Kurupelit, Samsun, Turkey

U. Konanc

Coruh University, Science-Technology Research and Application Center, Artvin, Turkey

ABSTRACT: In this study, samples were taken from the abandoned copper mining site Kruvashan situated in the eastern Coruh region. Judgmental sampling was performed on historical information and after visual inspection if grit sampling could not be applied. Sampling procedures are in compliance with the technical guidelines for the investigation of contaminated sites. Accordingly, representative samples were obtained by mixing subsamples taken from each site. Heavy metal analysis of samples were performed with ICP after aqua regia digestion following standard procedures. The heavy metal levels of waste samples were strongly variable yielding average values of 4.5 mg Ni kg⁻¹, 36.2 mg Cr kg⁻¹, 5192.3 mg Cu kg⁻¹, 5974.7 mg Pb kg⁻¹ and 4808.2 mg Zn kg⁻¹. In general, higher heavy metal concentrations were obtained for waste samples taken from residue disposal sites. Research conducted on water samples taken from puddles and ponds around the site reflect acidic conditions with high metal concentrations. These results indicate to important negative influences of copper mining activities requiring a more detailed survey on site for the determination of necessary precautions.

1 INTRODUCTION

Copper mining in Turkey has a long history. Both Cyprus-type and Kuroko-type volcanogenic massive sulfide (VMS) deposits especially in the northeastern Black Sea Region are of great potential. Details on volcanogenic copper deposit of this region is given by Kraeff (1963) and Özgür & Palacios (1990). Among several other copper mines in Turkey, the Artvin-Murgul mine is the most important mine still in use since mid 1900's. The approximate metal copper content of this mine is 900,000 tons. Another copper mine, the Kruvarshan mine was an important mine in the same region abandoned in 1978. Both mines were initially operated by Siemens under the name Caucasus Copper Limited between 1905 and 1928. The Turkish copper mines were handed over to Etibank Copper Works, which was established in 1936. Kruvashan was operated after 1937 by Etibank. During the period 1937-1941 8,800 tons of metallic copper was produced in the Kruvarshan copper mine. Especially after the construction of the copper smelter in Samsun the mining activities were increased. With the privatization of the production assets of Eti Bank Cengiz Holding has purchased the Artvin Murgul facilities together with The Kastamonu Küre facilities and the copper smelting plant in Samsun. The Murgul plant extracts raw copper ore over 2,700,000 tons/year for supplying copper concentrate (75,000 tons/year) to the Samsun smelting plant, which is the sole facility that produces copper metal in Turkey.

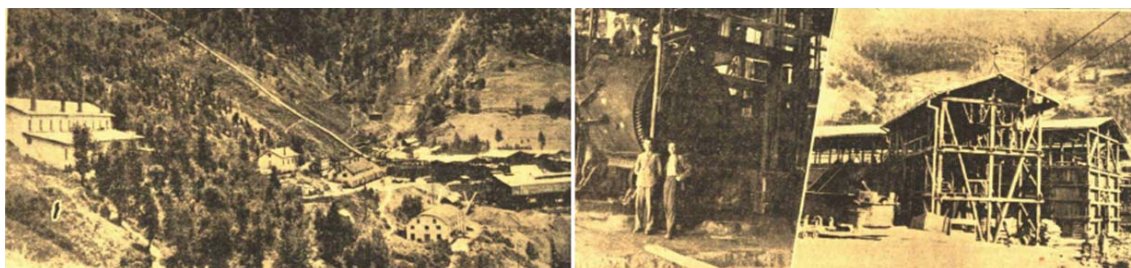


Fig. 1: Photographs of Kruvarshan Copper mine (Cumhuriyet Newspaper Archives, 1937).

The aim of this study was to determine the heavy metal content of samples taken from an abandoned mine, Kuvارشan in order to estimate the possible effects on human health and the environment.

2 MATERIAL AND METHOD

Samples were taken according to the grid-point sampling technique using GPS from the site where the former smelting plant was located. Regarding the mine tailing site, waste samples were also taken and mixed to give composite samples representing the tailings. The location of sites can be seen in Figure 2. Characterization of the samples was done on air-dried samples (< 2 mm) according to standard procedures. Heavy metal content of samples was determined after microwave-assisted digestion using Berghof MWS-2 digestion system. For the digestion, 0.5 g of sample was placed into a pressure vessel (DAP-60K) containing 10 ml aqua regia (HNO₃:HCl=1:3). In the two-step process microwave assisted digestion was done at 99% power and 180°C for 25 min (step 1) and at 99% power and 100°C for 10 min (step 2). Analyses of nickel, chromium, copper, lead and zinc were performed by Perkin Elmer Optima 8000 ICP-OES Spectrometer. Samples were digested and analysed in triplicates and were represented as average values. Deionized water and high purity reagents were used for all preparations of the standard and sample solutions.



Fig. 2: Location of sampling sites.

3 RESULTS AND DISCUSSION

Inspections on the abandoned mining site revealed various sub-sites like the sites where the smelting and flue gas transmission line plant were located and where the tailings were deposited. The initial results from some sites showed that the sites where the copper smelter and tailings were situated presented the highest heavy metal contents. Additionally, lead and zinc concentrations were found to be higher than the copper concentrations. In general, the average nickel, chromium, copper, lead and zinc concentrations were 4.5, 36.2, 5192.3, 5974.7 and 4808.2 mg kg⁻¹, respectively. The heavy metal concentrations determined for each individual site can be seen in Figure 3. Especially the high heavy metal concentrations found in the waste samples taken from the tailings were related to the high ore assay in Kuvarshan approaching 6-7 % Cu. This enabled direct metallic copper production during the time of operation. The heavy metal concentrations measured in the water samples were changing according to the location of ponds. The cadmium, nickel, chromium, copper, lead and zinc concentrations of water sample 1 (blue-site) were 0.1, 0.08, 0.01, 15, 0.07 and 18.13 mg L⁻¹ and that of water sample 2 (brown-site) were 1.4, 0.15, 0.51, 215.9, 0 and 64.34 mg L⁻¹, respectively.

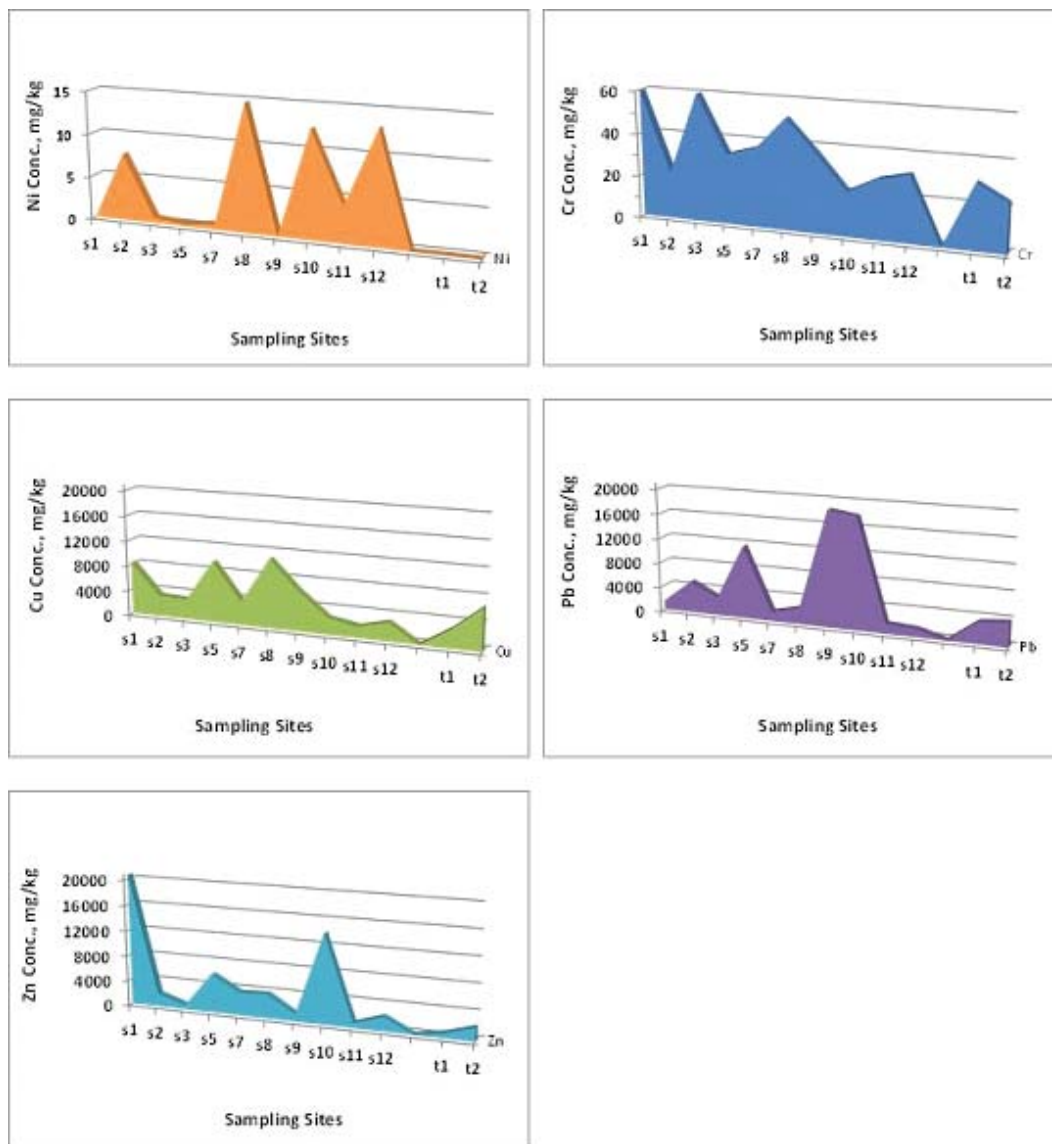


Fig. 3: Heavy metal concentrations determined at some sampling sites.

The Turkish Bylaw on Controlling Soil Pollution and Point-Source Polluted Fields requires the determination of contaminated sites and relevant precautions to eliminate risks on human health. The Bylaw relies on a risk-based assessment system, however it also provides a simple approach, which enables the evaluation of the contamination level by calculating a kind of enrichment factor ($S=OD_{max}/RD$) (Özkaraova Güngör and Koskos, 2013). The Bylaw does not list indicative levels for serious contamination or any intervention and/or target values, since it is risk based. The Dutch guideline values might help to evaluate the site with another universal approach using intervention values (12 mg Cd kg⁻¹, 210 mg Ni kg⁻¹, 380 mg Cr kg⁻¹, 190 mg Cu kg⁻¹, 530 mg Pb kg⁻¹, 720 mg Zn kg⁻¹). The soil remediation intervention values indicate when the functional properties of the soil for humans, plant and animal life, is seriously impaired or threatened (http://www.esdat.net/Environmental%20Standards/Dutch/annexS_I2000Dutch%20Environmental%20Standards.pdf).

Previous studies in the Artvin region indicated heavy metal enrichments in soil and negative influences on forests. A detailed review on the environmental effects of Murgul copper factory is given by Oruç (2013). In another study by Koz et al. (2012) heavy metal concentrations in soil and moss samples taken from surrounding area of Murgul copper plant were investigated. It was reported that the heavy metal concentrations in soil and moss samples were generally higher than the values observed for soil samples from the control region. Yolcubal et al. (2014), on the other hand, studied the rate of metal release using humidity cell tests and found significant amounts of metal release. The pH values determined were similarly between 1.4 and 3.

4 CONCLUSION

This initial investigation presented elevated heavy metal contents in samples taken from sites where the former copper smelter and mine tailings were located. Water samples taken from the same region reflected acidic conditions with especially high copper and zinc concentrations, which indicated to severe conditions and possible risks on the environment. A more detailed study is recommended to also determine the changes in soil with depth considering a broad range of elements. Regarding the Turkish Bylaw on Controlling Soil Pollution and Point Source Polluted Fields future studies should also focus on potential site remediation options especially preventing the transport of contaminants to ground and surface water resources.

REFERENCES

- Anonymous (2013) A complete overview of Turkey's copper production and advanced stage projects, Mining Turkey, *Mining & Earth Sciences Magazine* (ISSN: 2146-9423)2(4), pp. 20-22.
- Kraeff, A. (1963) Geology and mineral deposits of the Hopa-Murgul region (Western part of the province of Artvin, NE Turkey). Mineral Research and Exploration Institute of Turkey, http://www.mta.gov.tr/v2.0/eng/dergi_pdf/60/8.pdf.
- Koz, B., Cevik, U. & Akbulut, S. (2012) Heavy metal analysis around Murgul (Artvin) copper mining area of Turkey using moss and soil. *Ecological Indicators* 20, 17-23.
- Oruç, N. (2013) Environmental effects of Murgul Copper Factory: A review. In: *Proceedings of the international Caucasian Forestry Symposium*. Artvin, Turkey.
- Özgür, N. & Palacios, C.M. (1990) Geochemical proximity indicators of the Murgul volcanic copper deposit, East Pontic Metalloctect NE Turkey. *Mineral Research & Exploration Bulletin* 111, 53-64.
- Özkaraova Güngör, E.B. & Koskos, M.O. (2013) Fractionation, mobility, and sources of selected heavy metals in topsoils from the Middle Black Sea Region of Turkey. *CLEAN Soil Air Water* 41, 1-8.
- Yolcubal, I., Doğrul Demiray, A., Çiftçi, E. & Sangu, E. (2014) Kinetics and mechanisms of metal release from wastes of a historic copper mine-Kuvarshan Northeastern Turkey. In: *Abstract Book of the Goldschmidt 2014*. Sacramento, CA, USA.

Integrierte Bewertung der Umweltauswirkungen von der Deponie in Irkutsk

O. Ulanova & N. Kopteva

Technische Universität Irkutsk, Irkutsk, Russland

KURZFASSUNG: Da die Mehrheit der russischen Deponien den geltenden sanitären Normen nicht entspricht stellen sie eine Quelle für mögliche Umweltverschmutzungen dar. In diesem Artikel wird die Beurteilung der Auswirkungen der Deponie in der Stadt Irkutsk auf die Umweltkomponenten detailliert beschrieben. Der Artikel enthält Informationen zur Inventarisierung der Deponien in Russland und in der Region Irkutsk wobei die Charakteristik der größten Mülldeponie – Deponie Irkutsk im Detail beschrieben wird. Die Autoren bewerten die Daten nach dem Zustand von Grundwasser und Oberflächenwasser, Boden und atmosphärischer Luft. Das Monitoring der atmosphärischen Luft hat gezeigt, dass im Deponiekörper chemische, biologische und physikalische Prozesse unter Bildung von Deponiegas ablaufen. Die Ergebnisse der Untersuchungen von dem technogenen Boden und von Sickerwasser sind hier zum ersten Mal vorgestellt. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass von der Deponie in Irkutsk eine große Gefahr für die Umwelt ausgeht.

1 EINLEITUNG

Die Auswirkungen von Mülldeponien auf die Umwelt stehen im Interessensmittelpunkt der Forschung. 2010 wurde in Russland zum ersten Mal eine Inventarisierung von Deponien durchgeführt um die vorhandenen Ablagerungen einzuschätzen und eine Datenbank zu entwickeln. Im Zuge der durchgeführten Forschungen wurden 886 Deponien und Müllhaufen in Russland registriert, auf welchen insgesamt 354 Mio. Tonnen Abfall abgelagert werden. Die Entsorgung von Abfällen ohne Einhaltung der hygienischen Anforderungen und ökologischen Regeln führt in Russland dazu, dass Deponien zu mächtigen Altlasten werden und dadurch Quellen für langfristige Umweltverschmutzungen darstellen. Abhängig von den Betriebs- und klimatischen Bedingungen der jeweiligen Deponien wird die Umwelt zahlreichen physikalisch-mechanischen, physikalisch-chemischen und biochemischen Umwandlungsprozessen unterzogen, welche zur Entstehung gefährlicher Stoffe führen können.

Durch die Deponien entstehen zusätzlich folgende Prozesse und Umweltauswirkungen:

- Entwicklung der geochemischen Prozesse wodurch schädliche Stoffe in Wasser und Luft gelangen;
- Veränderung der natürlichen Landschaften;
- Aktivierung von physikalisch-geologischen Prozessen (z.B. Auslaugung und Verwitterung);
- Entwicklung von negativen geologischen Prozessen (z.B. die Verdichtung von Böden, die Grundwasserhebung, die Versumpfung u. Suffusion);
- Abflussstörung des oberflächlichen und unterirdischen Abflusses;
- Verschmutzung der Flüsse, Seen und Böden durch toxische Elemente und Stoffe;
- Veränderung der physischen Felder, den intensiv-deformierten Zustand der Massive;
- Veränderungen der Bodeneigenschaften, wodurch die Unterdrückung der Vegetation gefördert wird.

Die Region Irkutsk ist in der Statistik für das Aufkommen an Siedlungsabfall der Russischen Föderation an neunter Stelle und in der Statistik der sibirischen Bundesverwaltungsbezirke an Dritter. Das Abfallvolumen der Region macht 2,5 % des gesamten Abfallvolumens der Russischen Föderation aus. Am Ende des Jahres 2013 wurden in der Region Irkutsk 817 Deponien, mit

einer Gesamtfläche von 4.101.843 ha aufgelistet. Ein Grund für die hohe Anzahl der Abfalldeponien ist, dass die Recyclingtechnologien in dieser Region sehr schlecht entwickelt sind. Bei mehr als 80 % der Abfallablagerung in der Region Irkutsk handelt es sich um wilde Deponien ohne entsprechende Zulassungsunterlagen. Laut den Experten des Föderalen Dienstes für die Überwachung Russlands (Abteilung Irkutsk) sind im Jahr 2011 ungefähr 56 Mio. Tonnen Abfall angefallen. Eine der ältesten Deponien im städtischen Gebiet Irkutsk ist die Deponie Irkutsk. Diese Deponie ist seit 1963 in Betrieb und erstreckt sich über eine Fläche von ca. 42 ha. Die Tiefe der Ablagerung erreicht 60 m und die jährliche Menge der abgelagerten Abfälle umfasst mehr als 2,5 Mio. m³ bzw. 250.000 Tonnen.

2 VERSUCHBESCHREIBUNG UND DURCHFÜHRUNG

Zur Einschätzung der Auswirkungen der Deponie auf die Umweltkomponenten wurden folgende Forschungen durchgeführt:

- Untersuchung der chemischen, bakteriologischen Parameter von Grundwasser und Oberflächenwasser;
- Untersuchung der Kontamination von Luft und Prognose der potentiellen Möglichkeit einer Biogasverwertung;
- Untersuchung der physisch-mechanischen Eigenschaften von Böden und des Deponiebodens, die Bestimmung ihrer Schwermetallbelastung;
- Untersuchung des Deponiesickerwassers.

In den genommenen Proben des Deponiebodens wurde eine erhöhte Schwermetallkonzentration beobachtet. Die Untersuchungsergebnisse des Deponiebodens auf die Schwermetallbelastung sind in den Abbildungen 1 und 2 dargestellt. Laut SanPiN 4266-87 «Methodische Richtlinien für die Beurteilung der Gefahr der Bodenverschmutzung von den chemischen Stoffen» (СанПиН 4266-87) kann der Deponieboden als extrem gefährlich eingeschätzt werden.

Aus den Abbildungen ist sichtbar, welche Schwermetalle die maximale Grenzkonzentration überschreiten:

- für die erste Gefahrenklasse: Pb – von 51,33 (Punkt №3) bis 1863 (Punkt №5); Zn – von 61,3 (Punkt №3) bis 546,3 (Punkt №5); As – von 25 (Punkt №1) bis 192,5 (Punkt №3);
- für die zweite Gefahrenklasse: Cu - von 25,33 (Punkt №5) bis 66,57 (Punkt №1); Co – von 2,2 (Punkt №3) bis 5 (Punkt №5); Ni - von 20 (Punkt №3) bis 49 (Punkt №5).

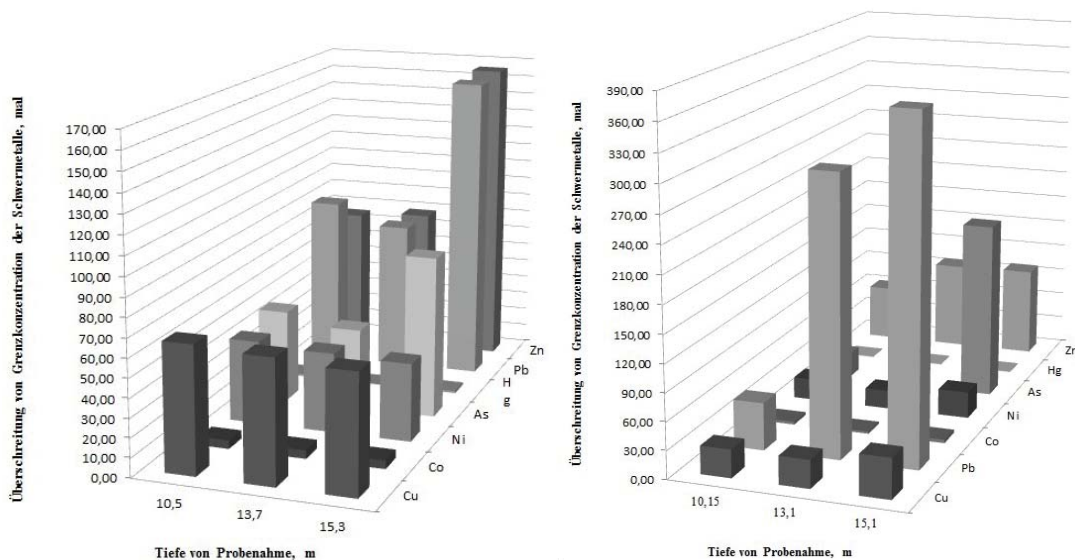


Abb. 1: Überschreitung der Grenzkonzentration der Schwermetalle in Punkt №1 (links) und №3 (rechts).

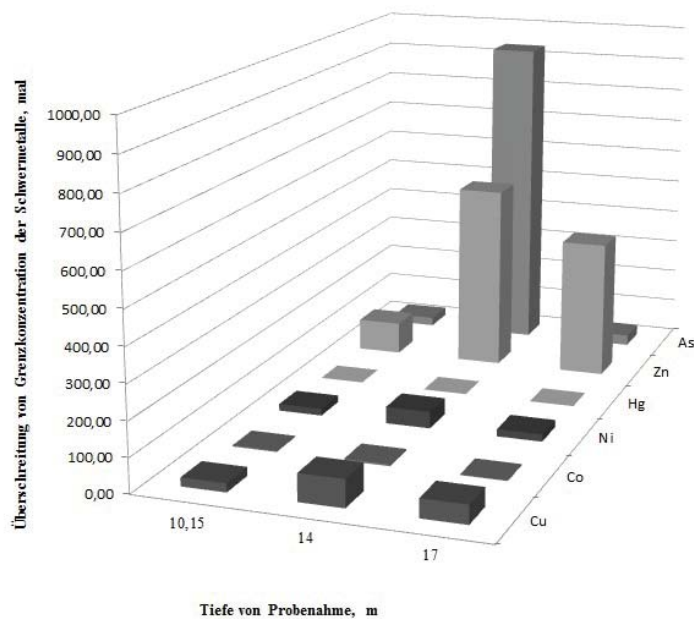


Abb. 2: Überschreitung der Grenzkonzentration der Schwermetalle in Punkt №5.

Die gefährlichsten Verschmutzungen im Bereich einer Deponie gehen vom Deponiesickerwasser aus, welches mit einer Vielzahl von Schadstoffen belastet sein kann. Für die Beurteilung des Verschmutzungsgrades wurde eine chemische Analyse des Sickerwassers durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind in der Tabelle 1 aufgelistet.

Tab. 1: Verschmutzung von Deponiesickerwasser Irkutsk.

Parameter	Einheit	Grenzkonzentration	Konzentration, Sommer Sickerwasser (SS)	Konzentration, Winter Sickerwasser (WS)	Überschreitung von Grenzkonzentration, mal	
					SS	WS
pH	-	6,5-8,5	4,5	8,42	-	-
CSB	mg/l	15	6518	11050	434,5	736,7
Chlorid	mg/l	350	4100,86	4094,71	11,7	11,7
Nitrat	mg/l	45	11952	nn.	265,6	-
Nitrit	mg/l	3,3	<7	nn.	>2	-
Phosphat	mg/l	3,5	<50	nn.	>14	-
Ammonium	mg/l	1,5	2768	1769,2	1845	1179,4
TC	mg/l	-	1815	2311,1	-	-
Ni	mg/l	0,02	0,3	-	15	-
Co	mg/l	0,1	0,046	-	-	-
Cu	mg/l	1	0,55	-	-	-
Pb	mg/l	0,01	0,18	0,19	18	19
Cd	mg/l	0,001	0,025	0,68	25	680
Mn	mg/l	0,1	0,35	-	3,5	-
Fe	mg/l	0,3	7,3	-	24,3	-
As	mg/l	0,01	0,009	-	-	-
Zn	mg/l	1	0,42	5,5	-	5,5
Benzol	µg/l	10	14,47	6,56	1,4	-
Toluol	µg/l	-	6,91	43,32	-	-
o-Xylol	µg/l	-	<5	<5	-	-
1,2-Dichlorbenzol	µg/l	2	<5	<5	>2	>2
Naphthalin	µg/l	10	12,14	37,84	1,2	3,7

Die integrierte Bewertung der Auswirkung von Abfalldeponien in Irkutsk auf die Komponenten der natürlichen Umgebung hat ergeben, dass die Deponie eine gefährliche Quelle für Umweltverschmutzungen darstellt.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Die integrierte Bewertung der Umweltauswirkungen von der Deponie in Irkutsk hat die folgenden Gesetzmäßigkeiten gezeigt:

- Der Boden- und das Grundwasser enthalten hohe Schadstoffkonzentrationen. Das Grundwasser wird durch den Eintrag von Schwermetall belasteten Sickerwasser verunreinigt;
- Die Ergebnisse der Überwachung der atmosphärischen Luft zeigten die Anwesenheit von aromatischen Vereinigungen wie z.B. Benzol, explosive Gase u. Methan. Die intensivsten Methanströme traten bei Deponien auf, die sich bereits in der Rekultivierung befinden;
- Die Ergebnisse der Prognose der Deponie-Emissionen haben gezeigt, dass die Deponien in Irkutsk noch lange Zeit ein bedeutendes Gasbildungspotenzial haben wird. Der maximale Gesamtbetrag von Deponiegas ca. 90,631 Mio. m³/Jahr wurde vom „Deponiegas Prognosemodelle von Tabasaran/Rettenberger“ (Deutschland) prognostiziert.
- Den technogenen Boden kann man mit dem Endprodukt der Zerlegung von organischen Komponenten vergleichen, seine Grundlage bildet der Boden, die kleinen Teilchen des Holzes, des Glases und der Baustoffe.
- Nach der Kornzusammensetzung kann man den Boden zu den „Kiesen“ zuordnen. Die pH-Werte haben gezeigt, dass im Deponiekörper eine methanogene Phase verläuft. Der Feuchtigkeitsgehalt variiert von 10 % bis zu 36 %. Die Dichte von Deponieboden erhöht sich mit der Tiefe der Ablagerungen und variiert von 0,60 bis zu 0,92 g/cm³.
- Nach dem Verschmutzungsgrad (Gefahrenklasse) des technogenen Bodens durch Schwermetallen kann man folgende Tendenz der Grenzwertüberschreitung erkennen: Pb (von 51 bis 1863) > As (von 25 bis 192) > Zn (von 61 bis 546) > Cu (von 25 bis 66) > Ni (von 20 bis 49) > Co (von 2 bis 5) > Hg.
- Bei den Sickerwasseruntersuchungen wurden erhöhte Konzentrationen bei allen untersuchten Parametern festgestellt.

Die durchgeführten Forschungen zeigen die Notwendigkeit zur Durchführung von Umweltschutzmaßnahmen zur Verhinderung der negativen Auswirkung der Siedlungsabfalldeponie in Irkutsk auf die Umweltkomponenten.

LITERATUR

- Kopteva, N., Ulanova, O. & Graeber, P.W. (2013) Entwicklung von Deponiegasprognose für Siedlungsdeponien der Baikalseeregion (Russland). In: *Das internationale Symposium «Ökologische, technologische und rechtliche Aspekte der Lebensversorgung»*. Hannover, pp. 62-64.
- Makotrina, L.W., Tschuprakova, E.O. (2012) Maßnahmen für Abfallwirtschaft in Irkutsk und Region Irkutsk. Anzeiger von ISTU 8 (67), pp. 101-105.
- Offizielle Website „Die Dienste nach dem Naturschutz und des Baikalsees in Irkutsk Region“, [die Elektronische Ressource] <http://irkobl.ru/sites/baikal/monitoring/kadastr/waste/>
- Volynkina, E.P., Zaitseva, T.N. (2010) Inventar der Deponien in Russland und die Beurteilung ihr metanen Potential. Zeitschrift die Ökologie und die Industrie Russlands 1, pp. 30-31.

Elektronische Nasen zur Steuerung von Dosieranlagen in der Kanalisation

S.M. Giebel

Université du Luxembourg, Fakultät für Naturwissenschaften, Technologie und Kommunikation, Luxembourg, Luxembourg

KURZFASSUNG: Anfangen von der Steuerung von Dosieranlagen im Kanal bis hin zur Überwachung sicherheitsrelevanter und für die Infrastruktur notwendiger Anlagen und Gebäude ist eine zeitnahe Einschätzung der Gasatmosphäre bzw. der Umgebungsluft notwendig. Multi-sensorarrays bzw. Elektronische Nasen werden in diesem Zusammenhang als Lösung gepriesen. Doch sind die Signale elektronischer Nasen nur sehr bedingt in Bezug auf die für den Anwender interessanten Zielgrößen wie Geruch in GE/m³, eine Wahrscheinlichkeit für das Vorliegen der Geruchssubstanz oder eines chemischen Prozesszustandes zu deuten. Erst durch die Anwendung komplexer mathematischer Verfahren können aus den Signalen für den Anwender verwertbare Informationen gewonnen werden und die Aussage, ob eine elektronische Nase überhaupt in der jeweiligen Anwendung sinnvoll ist.

1 EINLEITUNG

Die Frage, ob und welche elektronische Nase für die jeweilige Anwendung geeignet ist, hängt abgesehen von der Nase an sich zu einem nicht unbeachtlichen Teil von den Möglichkeiten der Auswertung und den mathematischen Modellen ab sowie von der Zusammenarbeit zwischen den Herstellern, Anwendern und den Entwicklern geeigneter Algorithmen.

2 VERGLEICH ELEKTRONISCHER NASEN

Für den Vergleich des Potentials elektronischer Nasen eignet sich das Projekt „ODOCO-Artnose“, in welchem fünf elektronischen Nasen hinsichtlich ihrer Verwendung zur Steuerung im Kanal untersucht wurden (Die in der Arbeit verwendeten Daten wurden im Projekt ODOCO-Artnose erzeugt, ein Projekt des Kompetenzzentrums Wasser Berlin. Das im Juni 2012 abgeschlossene zweijährige Vorhaben ODOCO-Artnose wurde von Veolia Eau und den Berliner Wasserbetrieben finanziert. Die Verwendung Daten erfolgte im Einvernehmen mit dem Kompetenzzentrum Wasser Berlin). Es werden zwei geeignete mathematische Verfahren zur Auswertung der Daten verwendet:

- Lineare Regression und
- Nicht-lineare Regression.

Die beiden ersten Verfahren schätzen anhand der Sensorsignale die Geruchsbelastung. Im ersten Verfahren wird von einem linearen Zusammenhang ausgegangen und im zweiten von einem nicht-linearen. Um zumindest Aussagen zur Verteilung zu machen, wird eine Datenmenge von mindestens 25 Messungen bei den Verfahren vorausgesetzt.

Die Verfahren erlauben eine erste Einschätzung der Anwendbarkeit elektronischer Nasen. Für die eigentliche Verwendung ist das Augenmerk vor allem auf die Prognose zu lenken, die Anwendung auf Daten, die zur Erstellung des mathematischen Modells noch nicht vorliegen und den realen Fall der Anwendung simulieren.

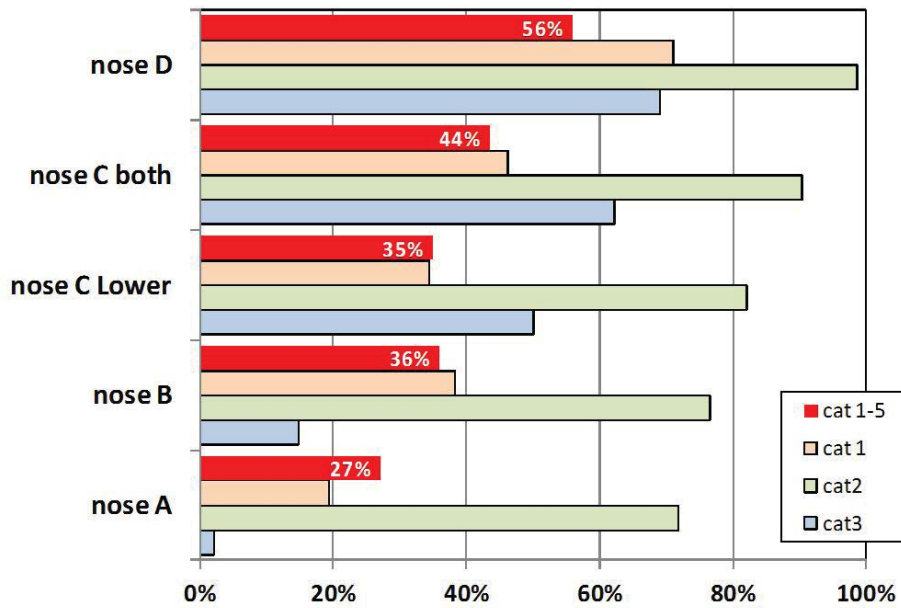


Abb. 1: Potential, die olfaktometrischen Ergebnisse anhand der Sensorsignale unter Verwendung der multivariaten linearen Regression zu erklären.

Die elektronische Nase D hat das größte Potential bei Verwendung der multivariaten linearen Regression, anhand der Sensorsignale die olfaktometrische Messung zu erklären. Über alle Versuchsbedingungen sind 56 % der Varianz anhand der Sensorsignale bei Nase D zu erklären. Dieses Resultat spiegelt sich auch bei den einzelnen Versuchsbedingungen wider. Doch ist zu beachten, dass das multivariate lineare Modell einem Sensorsignal nicht gerecht wird, das nicht-linear mit der olfaktometrischen Messung zusammenhängt. Darüber hinaus ist anzumerken, dass nahezu die Hälfte der Varianz der olfaktometrischen Messungen nicht durch die Sensorsignale erklärt werden kann.

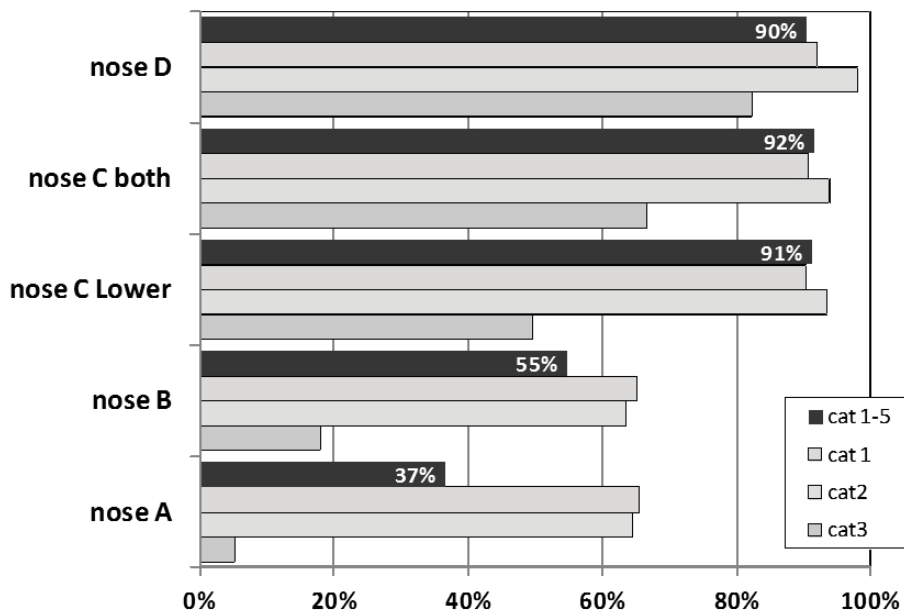


Abb. 2: Potential, die olfaktometrischen Ergebnisse anhand der Sensorsignale unter Verwendung der multivariaten nichtlinearen Regression zu erklären.

Dass ein nicht-lineares Modell eher den Zusammenhang zwischen Sensorsignalen und olfaktometrischer Messung abbildet, zeigt sich bereits in der Verwendung der multivariaten nichtlinearen Regression. Nase D und Nase C sind demnach nahezu gleich in ihrem Potential und erre-

ichen Werte von über 90 %. Bei Nase C ist davon auszugehen, dass die Sensorsignale noch mehr einem nicht-linearen Verlauf folgen und dadurch im ersten Modell der multivariaten linearen Regression wesentlich schlechter abschneiden.

Insgesamt zeigt sich, dass das nicht-lineare Modell deutlich das Potential elektronischer Nasen besser abbildet als das lineare Modell. Zu beachten ist dabei, dass das nicht-lineare Modell in der Regel eine bessere Erklärung liefert als das lineare. Doch beträgt der Unterschied in diesem Fall nahezu die Hälfte der erklärten Varianz und entspricht auch den theoretischen Annahmen der Nicht-Linearität einer Geruchsmessung.

Der eigentlich entscheidende Punkt einer Anwendung der elektronischen Nase in Zusammenhang mit einer Auswertungsroutine ist die direkte Übertragung auf bisher unbekannte Daten. Diese Übertragung kann mehrfach durch Datensplits geprüft werden. Im Folgenden wurde nur ein Daten-Split zu je 50 % durchgeführt. Dem Modell stehen somit 50 % der Daten zunächst zur Verfügung. Die übrigen 50 % dienen zur Prüfung des ermittelten Modells.

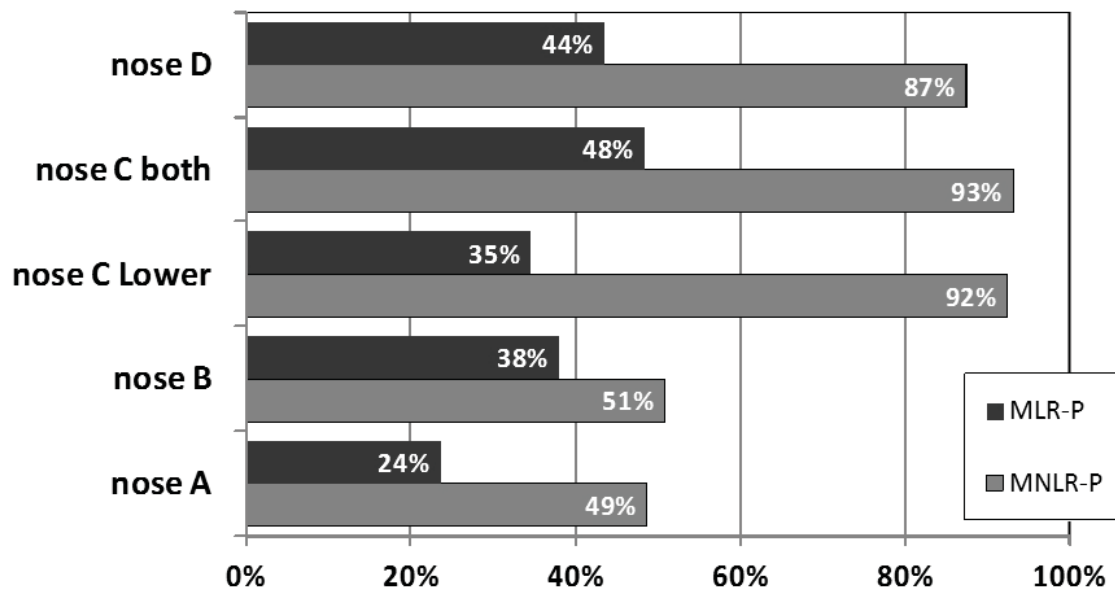


Abb. 3: Potential, die olfaktometrischen Ergebnisse anhand der Sensorsignale unter Verwendung der multivariaten nichtlinearen Regression vorherzusagen (MLR-P: Vorhersage multivari-ate lineare Regression/ MNLR-P: Vorhersage multivariate nicht-lineare Regression).

Gerade die Vorhersage zeigt, dass die Nase C sogar ein höheres Potential zur Vorhersage innerhalb der Messdaten aufweist als die Nase D. Beim Vergleich der elektronischen Nasen mittels statistischer Modelle ist anzumerken, dass trotz mathematischer Korrekturformel aus Sicht der Anwendung mit einer höheren Anzahl an Sensoren auch eine höhere Wahrscheinlichkeit einhergeht, die im jeweiligen Messstandort verantwortlichen Geruchssubstanzen zu erfassen. Nase B und Nase A haben aus dieser Sicht bei einer breiten Anwendung von vornherein eine schlechtere Ausgangssituation, obgleich sie an spezifischen Standorten, in denen die für ihre Sensormessung geeigneten Geruchssubstanzen vorliegen, durchaus bessere Resultate erzielen können als andere vergleichbare Nasen.

Ein weiteres Problem beim Vergleich elektronischer Nasen ist die Messung an sich. Die verwendeten statistischen Verfahren setzen voraus, dass die Datenkollektive bezüglich Geruchsqualität und -quantität zumindest miteinander vergleichbar sind. Dies ist in dem Projekt „ODOCO-Artnose“ a priori durch die Versuchsanordnung sichergestellt wurden. In der darauf folgenden Auswertung stellte sich heraus, dass der Ausfall der Sensorsignale die Datenkollektive nicht nur verkleinert, sondern die Vergleichbarkeit der Datenkollektive erheblich verringert.

Die mathematischen Verfahren sind vor einem endgültigen Einsatz um die zu untersuchenden Wechselwirkungen und um eine dynamische Komponente zu erweitern, die der Sensorermüdung und Standortspezifika Rechnung trägt.

3 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die Verwendung der Signale elektronischer Nasen zur Schätzung des Geruchs stellen den Anwender vor die Frage nach dem geeigneten mathematischen Verfahren und die entsprechende Anpassung des Verfahren auf die Messprozeduren der Sensoren und die Geruchsspezifika des Standortes sowie die nötige mathematische Modellentwicklung.

LITERATUR

- Frechen, F.-B. & Giebel, S.M. (2012) Odour emission measurement of liquids and the need for electronic noses, Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft - Ausgabe 10/2012.
- Giebel, S.M. & Frechen, F.-B (2013) Das Potential elektronischer Nasen zur Erkennung von Geruch und Geruchssubstanzen im Vergleich, Kutech-Tagungsband 2013.

Vor-Ort-Messung des DOC mittels elektrometrischem Verfahren

A. Aldrian & K. Pfandl

Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich

M. Schelch

pro aqua Diamantelektroden Produktion GmbH, Niklasdorf, Österreich

KURZFASSUNG: Die beiden Parameter Total organic carbon (TOC) bzw. Dissolved organic carbon (DOC) stellen wichtige Beurteilungskriterien für die Schadstoffbelastung durch organische Komponenten dar. Zur Messung existieren eine ganze Reihe von verfügbaren Geräten, allerdings handelt es sich dabei um Standgeräte für das Labor die für kleine Unternehmen (z.B. Kläranlagenbetriebe) für eine Anschaffung zu kostspielig sind. In Ermangelung alternativer Schnelltests wird daher häufig der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) bestimmt. Auch im Zuge von Altlastensanierungsprojekten wären rasche Abschätzungen zur Abgrenzung potentiell relevanter Schadstoffherde durch die Erfassung des TOC/DOC hilfreich. Die Fa. pro aqua Diamantelektroden Produktion GmbH hat im Zuge eines Projektes ein Messverfahren zur Vor-Ort-Bestimmung des DOC und in weiterer Folge auch des TOC entwickelt. Die Vorgangsweise für den Anwender und der Arbeitsaufwand sind durchaus mit jenen von z.B. photometrischen Küvetten tests vergleichbar und die Messungen können schnell und einfach durchgeführt werden. Das Verfahren beruht auf der Oxidation der organischen Komponenten in der Probe durch Elektrolyse und anschließender Erfassung des austretenden CO₂ mittels IR-Sensor. Die Auswertung erfolgt durch iPad oder iPhone über eine WLAN-Schnittstelle am Gerät. Eine der zahlreichen Vorteile des neuen Messsystems sind die sofortige Betriebsbereitschaft, die geringe Größe sowie die Ausführung der Probenbehälter als Einwegvariante, um Probenverschleppungen zu vermeiden. In Zusammenarbeit mit dem Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft wird die neu entwickelte Methode validiert, um analytisch relevante Verfahrenskenndaten zu erheben.

1 EINLEITUNG

Total organic carbon (TOC) ist einer der wesentlichsten Parameter für die allgemeine Beurteilung der organischen Verunreinigungen in Wässern bzw. Abwässern und wurde in den 1970er Jahren erstmals eingeführt. (Thomas et al. 1999) Unter dem Begriff TOC wird der in der Probe enthaltene organische Gesamt-Kohlenstoff verstanden, der gebunden an gelösten oder suspendierten Stoffen vorliegt. Der Parameter TOC schließt sowohl die gelösten als auch die ungelösten organischen Inhaltsstoffe mit ein. Der Parameter DOC hingegen ist jener Anteil an organisch gebundenem Kohlenstoff, der ein Membranfilter mit der Porenweite 0,45 µm passieren kann. (ASI 1997)

Der Parameter TOC wird einerseits zur behördlichen Überwachung auf Grenzwerteinhaltung z.B. im Rahmen der Abwasseremissionsverordnung (BMLF 1996) bzw. als Indikatorparameter gemäß Trinkwasserverordnung (BMSSG 2001) herangezogen. Andererseits dient der TOC als wesentliche Informationsgrundlage für die kontrollierte Prozessführung in z.B. Kläranlagen. Gerade in letzterem Bereich ist eine kostspielige Anschaffung eines Standgeräts fürs Labor zur Analyse des DOC bzw. TOC oftmals nicht möglich. Aus diesem Grund wird daher auf zahlreichen Anlagen stattdessen der CSB (Chemische Sauerstoffbedarf) bestimmt. Für diesen ist der apparative Aufwand des Normverfahrens (DIN 1980) wesentlich geringer. Der Nachteil der CSB-Bestimmung nach Norm liegt einerseits im recht großen Zeitaufwand und andererseits in den zu verwendenden Reagenzien, die z.B. Quecksilber zur Maskierung des Chlorids sowie Kaliumdichromat enthalten und nach der Analyse entsprechend entsorgt werden müssen. Als leistbare Alternative greifen Kläranlagenbetreiber oft auf die photometrischen CSB-Schnelltests zahlreicher Anbieter zurück, die allerdings gegenüber der Norm-Methodik mit Ausnahme der etwas leichteren Handhabung kaum Vorteile haben und ebenfalls relativ kostspielig sind.

Da organische Verunreinigungen bei CSB und BSB5 (Biologischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen) lediglich über den Sauerstoffverbrauch indirekt erfasst werden, wird der TOC auch oft als einzig „richtiger“ Parameter für die gesamte Erfassung der organischen Stoffe im Wasser gesehen. (Thomas et al. 1999) Zwischen den beiden Größen TOC und CSB besteht grundsätzlich ein Zusammenhang, allerdings ist eine exakte Umrechnung nur bei Einzelstoffen bzw. Stoffgemischen möglich, deren Konzentration bekannt ist. Diese Voraussetzung ist aber häufig weder in Abwässern noch in Sickerwässern oder Grundwässern erfüllt, daher ist zwar eine Korrelation aber keine direkte Umrechnung ableitbar. Ein großer Nachteil des CSB ist u.a. auch die hohe Bestimmungsgrenze, wodurch sich gering verschmutzte Wässer (z.B. Trinkwässer) nicht mehr exakt erfassen lassen. Im Gegensatz dazu werden TOC und DOC direkt, ohne Umwege über den Sauerstoffverbrauch und zudem mit einer hohen Genauigkeit und guten Empfindlichkeit gemessen.

2 BESTIMMUNG DES TOC

Da in den meisten wässrigen Proben auch anorganische Kohlenstoffkomponenten neben organischen vorliegen, kommen zur Bestimmung des TOC/DOC zwei Verfahrensvarianten zur Anwendung:

- Direktes (NPOC-) Verfahren: Bei dieser Herangehensweise werden die anorganischen Kohlenstoffverbindungen (TIC) vor der eigentlichen Analyse aus der Probe durch Ansäuern mit Mineralsäuren (z.B. HCl) auf $\text{pH} < 2$ entfernt. Anschließend wird der organische Kohlenstoff durch direktes Einbringen in das Messgerät bestimmt.
- Differenzverfahren (indirektes Verfahren): Bei der Differenzmethode sind zwei Messungen erforderlich. Im ersten Schritt wird der TIC der Probe – meist nach Säurezugabe – bestimmt, im zweiten Schritt wird der gesamte Kohlenstoff ($\text{TC} = \text{TIC} + \text{TOC}$) erfasst. Durch Differenzbildung wird danach der TOC aus den erhaltenen Messergebnissen berechnet.

Das optimalere Verfahren ergibt sich durch die Art und die Inhaltsstoffe der Probe. Das klassische Normverfahren für die Bestimmung des DOC bzw. TOC sieht die Oxidation des organischen Kohlenstoffs zu Kohlenstoffdioxid durch folgende Vorgänge vor:

- Verbrennung,
- Zugabe eines geeigneten Oxidationsmittels oder
- mittels UV- bzw. einer anderen energiereichen Strahlung.

Das gebildete Kohlenstoffdioxid wird dabei entweder direkt (z.B. Infrarot-Spektrometrie, Wärmeleitfähigkeitsdetektion, Coulometrie, Leitfähigkeitsmessung, CO_2 -empfindliche Sensoren) oder nach Reduktion zu Methan (z.B. mittels Flammenionisationsdetektor) bestimmt. (ASI 1997) Das am häufigsten verwendete Detektionstool stellt die Infrarot-Spektrometrie dar. Dieses Prinzip lässt sich auch in miniaturisierter Form in Sensoren umsetzen. IR-Gassensoren sind eine der am häufigsten eingesetzten optischen Gasetektionstechniken mit einem breiten Anwendungsspektrum (z.B. Medizin, Umwelt, Chemie). Die großen Vorteile der IR- CO_2 -Sensoren stellen ein breiter Messbereich, schnelle Ansprechzeiten, hohe Empfindlichkeit und eine gute Selektivität dar. (Zhang et al. 2010).

3 WESENTLICHE ANFORDERUNGEN AN VOR-ORT-VERFAHREN

Wesentliche Kriterien für Schnelltests bzw. Vor-Ort-Verfahren sind Einfachheit und Schnelligkeit sowie geringer apparativer Aufwand mit transportablen Messgeräten. Hinzu kommen noch weitere Anforderungen wie ein möglichst großer linear-dynamischer Arbeitsbereich, geringer Chemikalienbedarf, kostengünstige Anschaffung und einfache Entsorgung verbrauchter Reagentien und Hilfsstoffe. Eine Selbstverständlichkeit sind auch Ansprüche wie geringe Störanfälligkeit, hohe Selektivität, hohe Genauigkeit und Reproduzierbarkeit sowie eindeutige und einfache Auswertung zu sein. Vor-Ort-Verfahren werden zumeist gewählt, um zeitnahe Analyseergebnisse zu erhalten, mit denen schnelle Entscheidungen getroffen werden können (z.B. über die weitere Probenahmestrategie). Werden Analysen an Labors vergeben, liegen in den meisten Fällen die Messergebnisse zeitverzögert erst nach Tagen vor. Hinzu kommt ein nicht unwesentlicher Kos-

tenfaktor – gerade im Bereich der Routineüberwachung (z.B. auf kommunalen Abwasserreinigungsanlagen, CP-Anlagen).

Während für einige Parameter (z.B. CSB, Härte, Metalle wie Blei und Cobalt) etliche Messsysteme und Anbieter für eine entsprechende Vor-Ort-Variante existieren, gibt es für die Analyse des DOC bzw. des TOC vor Ort bislang nur wenige und dazu kostspielige Produkte am Markt (Hach Lange 2002).

Aus diesem Grund wurde von der Fa. pro aqua Diamantelektroden Produktion GmbH ein Messverfahren entwickelt, das auf die kostengünstige Bestimmung des DOC bzw. in weiterer Folge auch die des TOC vor Ort mit geringem apparativen Aufwand abzielt.

4 VOR-ORT-MESSGERÄT FÜR DIE BESTIMMUNG DES DOC

Die Funktionsweise des neu entwickelten Messgerätes der Fa. pro aqua Diamantelektroden Produktion GmbH beruht darauf, dass der in der Probe enthaltene organische Kohlenstoff mittels Elektrolyse an Diamantelektroden als CO₂ in die Gasphase überführt wird. Das durch die Oxidation der organischen Inhaltsstoffe entstandene CO₂ wird aus der Flüssigkeit ausgetrieben und gelangt in den über dem Flüssigkeitsspiegel befindlichen Gasraum. Die eigentliche Detektion des CO₂ erfolgt durch einen IR-Sensor.

Der Ablauf des Verfahrens ist sehr einfach gestaltet (vgl. Abb. 1), um auch von ungeübten Anwendern ausgeführt werden zu können. Wie auch bei anderen Schnelltests (v.a. photometrischen Küvettentests) üblich, wird eine vorgegebene Menge der Probelösung in den Probenbehälter dosiert. Obwohl der dynamische Arbeitsbereich des Messgerätes mit 0,5 mg/l bis 300 mg/l relativ groß ist, muss die Probe gegebenenfalls zuvor verdünnt werden. Der Probenbehälter ist derart gestaltet, dass das Handling auch im Feld ohne Probleme möglich ist. Ein entscheidender Faktor hierbei ist auch, dass die Probenbehälter als Einwegvariante ausgeführt sind. Damit kann eine Kontamination von wässrigen Proben durch vorangegangene Messungen und eine Verschleppung von Verunreinigungen mit Sicherheit ausgeschlossen werden.

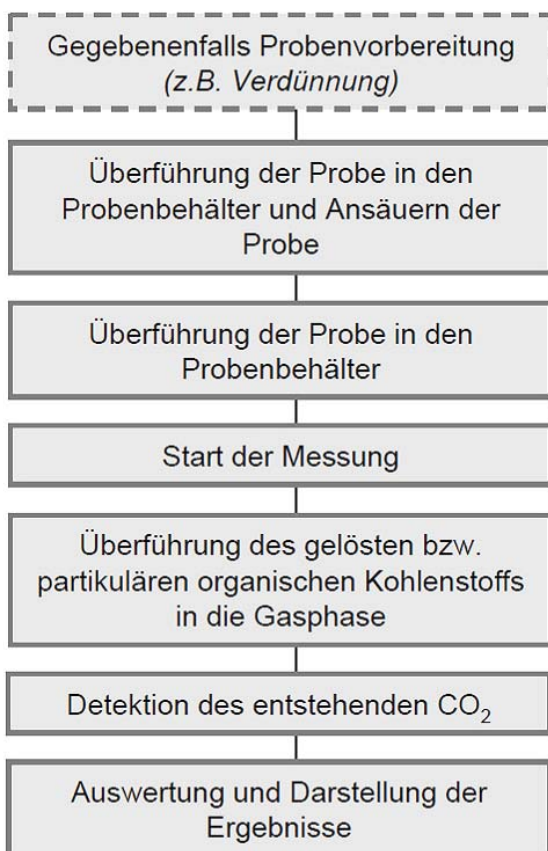


Abb. 1: Ablauf der DOC Messung mittels Gerät der Fa. pro aqua Diamantelektroden Produktion GmbH.

Anschließend wird der Probenbehälter in die vorgesehene Halterung eingespannt und die Messung über eine externe Einheit (iPad oder iPhone) gestartet, mittels derer auch die anschließende Auswertung erfolgt. Eine Messung ist nach maximal 16 Minuten, aber abhängig von der Konzentration an organischen Komponenten zumeist noch früher, abgeschlossen. Die erhaltenen Messdaten werden am Messgerät zwischengespeichert und nach Ende des Messvorgangs mittels WLAN-Schnittstelle an ein Auswertegerät übermittelt. Im ersten Ansatz wurden als Auswertegeräte iPhones bzw. iPads gewählt. Dies vor dem Hintergrund, dass insbesondere Geräte von Apple aus Sicherheitsgründen in Unternehmen verwendet werden. Ein großer Vorteil in der getrennten Ausführung von Messgerät und Auswerteeinheit liegt darin, dass durch den großen Bildschirm bedeutend mehr Möglichkeiten der grafischen Darstellung bestehen und andererseits neue Software sehr leicht durch Laden der aktuellen App für den Kunden zur Verfügung steht, ohne dass Komponenten des Messgerätes oder sogar das gesamte Gerät getauscht werden muss.

Ziel des Projektes war die Entwicklung eines tragbaren Messgerätes, das nicht nur im Labor sondern auch im Feld verwendet werden kann. Aufgrund der geringen Größe der eigentlichen Messeinheit und der Ausführung des Probenbehälters wird eine direkte Messung vor Ort problemlos möglich. Nach einer kurzen Aufwärmphase ist das Messgerät auch sofort betriebsbereit. Hinzu kommt, dass der Stromverbrauch des Messgerätes moderat ist, sodass ein Betrieb mit handelsüblichen Batterien bzw. Akkumulatoren erfolgen kann.

5 ZUKÜNFTIGE PROJEKTZIELE

In einer Projektkooperation mit dem Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben wird derzeit eine umfangreiche Validierung des Messverfahrens für unterschiedlichste Matrices durchgeführt, um alle relevanten analytischen Verfahrenskenndaten wie beispielsweise Präzision und Richtigkeit zu ermitteln. Dabei wird die neue Methode mit normgerechten, herkömmlichen Bestimmungsmethoden mittels Standgeräten im Labor (ASI, 1997) verglichen. Erste Versuche zeigten vielversprechende Ergebnisse mit hohen Wiederfindungsraten und guter Reproduzierbarkeit. In weiterer Folge soll auch eine detaillierte Blindwertbetrachtung vorgenommen und die Messunsicherheit des Verfahrens abgeschätzt werden. Außerdem sollen Aufschlussmethoden für den partikulären TOC sowie schwer oxidierbare Verbindungen entwickelt werden..

LITERATUR

- Austrian Standards Institute (ASI) (1997) ÖNORM EN 1484 Wasseranalytik – Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC).
 Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (BMLF) (1996) Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV). BGBl. Nr. 186/1996. Stand: 18.08.2014.
 Bundesministerium für soziale Sicherheit und Generationen (BMSSG) (2001): Verordnung des Bundesministers für soziale Sicherheit und Generationen über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TWV). BGBl. II Nr. 304/2001. Stand: 18.08.2014.
 Hach Lange (2002) Practice report – TOC-Analytik im Abwasser.
 Deutsches Institut für Normung (DIN) (1980) DIN 38409-H41 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H) – Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) im Bereich über 15 mg/l (H41).
 Thomas, O., El Khorassani, H., Touraud, E. & Bitar, H. (1999) TOC versus UV spectrophotometry for wastewater quality monitoring. *Talanta* 50, 743-749.
 Zhang, G., Li, Y. & Li, Q. (2010) A miniaturized carbon dioxide gas sensor based on infrared absorption. *Optics and Lasers in Engineering* 48, 1206-1212.

Implementation of GIS-Assisted Landfill Site Selection – Experiences from Turkey

H. Sarptas

Ege University, Solar Energy Institute, Izmir, Turkey

ABSTRACT: Planning and siting of landfill sites has become more difficult to implement because of escalating environmental degradation and people's awareness, public health concerns, extreme social and political opposition, its increasing cost, more restrictive environmental regulations regarding the siting and operation of landfills and the increasing demand for land, while land is a resource whose availability has been decreasing in urban area. The evaluation for a landfill site requires to incorporate numerous factors, many of them are conflicting, into landfill siting decisions.

Geographic Information Systems (GIS), capable of handling and analyzing all technical, economic, and social constraints, can play an important role as a decision support tool in excluding non-suitable sites and is identifying suitability scores of alternative landfill sites. This study aims to exhibit the GIS-based landfill site selection process and applied siting criteria in Turkey. Besides, it also purposes to underline results, benefits and problems of applied GIS-assisted landfill siting projects in Turkey.

1 INTRODUCTION

Landfilling is still the most usual waste disposal method in developing countries like Turkey. Establishing systematic collection systems for municipal solid waste (MSW), closure and rehabilitation of dumping sites and applying appropriate disposal methods are principal issues faced by local governments in Turkey. In this respect, landfilling is still a viable option for many communities during the transition to modern integrated waste management system. However, disposal on land has become more difficult to implement in recent years because of escalating environmental degradation and public awareness, its increasing cost (especially due to the transport to distant sites), extreme political and social opposition (NIMBY syndrome), the increase in waste generation, the decrease in land availability for landfill construction and more restrictive environmental regulations regarding siting and operation of landfills. An increasing list of constraining factors requires that decision makers be as critical and stringent as possible when making decisions about the locations of landfills. (Leao et. al. 2001; Mongeon & Webb 2002). It is evident that many factors must be incorporated into landfill siting decisions. It is also important to consider that many of these criteria are in conflict with other interests. Balancing the importance of these variables is very difficult and has posed challenges to decision makers. Geographic Information Systems (GIS) have the capability to handle and simulate the necessary economic, environmental and political constraints, and can play an important role as a decision support tool regarding optimum waste site locations. GIS can be used to narrow down the list of suitable sites based on layered spatial information including soil suitability, land-use, cost, slope, geology, and surface and sub-surface water proximity.

In recent years, decision makers / solid waste managers have started to utilize GIS capabilities in landfill site selection projects in Turkey. This study examines the implementation of GIS-assisted landfill site selection in Turkey, and underlines results and benefits obtained and difficulties and problems faced in GIS-based landfill siting projects. It also emphasizes the needs for better implementation of GIS in landfill siting decision making process.

2 APPLIED LANDFILL SITE SELECTION CRITERIA

As stated above, many factors must be considered in evaluating potential sites for the long-term disposal of solid waste. These include locational restrictions, haul distance, available land area, site access, soil conditions, topography, climatologic conditions, environmental requirements, geological and hydrogeological conditions, economic and social concerns, and local conditions. In spite of the capabilities of GIS for the simultaneous analysis of numerous factors, in practice only some specific criteria can be applied in real projects. In GIS-based landfill site selection projects in Turkey, most frequently applied landfill siting criteria include land availability (i.e. site capacity) landuse compatibility, proximity to residential, agricultural and industrial areas, soil characteristics, site topography, haul distance, protection of road and railway networks (far from roads and railways), protection of water bodies and streams (proximity to streams and lakes), proximity to protected areas and airport safety.

Many factors such as groundwater protection, site geology, protection of drinking water wells, floodplains areas, active geological fault lines, unstable areas hindering infrastructure (cable and pipelines) and land price cannot be included in site evaluations by GIS-based analysis, mainly because of lack of data, data quality issues and time and financial requirements of generating new spatial data. These issues are dealt with more detailed in “Data Availability & Quality” section.

For the use in landfill site selection projects in Turkey, a base exclusion criteria (constraints) set and a base descriptive set of decision factors (evaluative criteria) have been developed by (Sarptaş 2006) with considering national and international regulations and practical experience on landfill site selection.

3 GIS-ASSISTED LANDFILL SITE SELECTION METHODOLOGY

The GIS-based landfill site selection process that combines the spatial analysis tools provided by GIS with multi-criteria decision analysis capabilities contains two primary screening steps (Allen et al. 2003, Siddiqui et al. 1996, Lin & Kao 1998): (i) Site suitability step - exclusion of areas unsuitable for landfill, or prescreening step, and (ii) Decision analysis step - weighting and ranking of remaining areas. A generalized framework for GIS-based landfill siting is summarized below (Sarptaş et. al. 2005, Sarptaş 2006):

I. Establishing Design Basis & Determining Facility Need

- Determining landfill lifespan and the year landfill will be started to operate
- Waste quantification and characterization and future projections
- Identification of search area (boundaries)
- Estimation of landfill area requirement

II. Determining Site Selection Considerations

- Identification of legislative requirements and restrictions
- Determining local conditions and constraints (env., economic, social-political)
- Additional scientific criteria that can be considered in siting
- Differentiating constraints and decision factors

III. Database Development

- Collection of spatial and non-spatial data
- Preparation of GIS data layers - digitizing, conversion, production.

IV. Site Suitability Analysis

- Exclusion of unsuitable areas (pixels) from further consideration by GIS analyses.
- Determining alternative sites that compromise siting constraint and with enough size for proposed landfill.

V. Comparison of Decision Factors and Determining Factor Weights

- Pairwise comparison of decision factors (AHP first step)
- Determining relative importance (i.e. weight) of each factor based on pairwise comparison (AHP second step).

VI. Standardization & Scoring of Alternatives

- Assigning scores to alternatives for each decision factor
- Standardization of scores

VII. Aggregation

- Based on the assigned scores of alternatives and determined factor weights final suitability indexes are calculate

4 BENEFITS OF GIS-BASED LANDFILL SITING

The multidimensional nature of landfill siting requires collection, storage, management and analysis of huge quantities of data and information, many of which contain spatial components, from different disciplines. GIS technology has proven to be effective in handling the large amounts of spatial data and significantly aiding the facility siting process. In this manner, the use of GIS to find suitable landfill sites allows local governments to incorporate all technical, environmental, economic and social/political considerations in the site evaluation.

Applying GIS-based modern site selection methods prevents the drawbacks of traditional site selection approaches. There are several considerable differences between traditional landfill siting practices and modern site selection approaches; from process definition and scope to evaluation and application. In the traditional siting practices (sometimes called the Decide, Announce, Defend model), decision making was centralized in the hands of a few key individuals such as mayor, solid waste manager and/or other public officials responsible for solid waste management; hence decisions for the landfill sites were mainly based on expert opinions. Moreover, only a few siting factors could be considered in traditional siting studies, because there was no systematic strategy / policy for landfill site selection or decision aid tool that can be employed in the siting process. Implementation of traditional approaches have resulted in several examples of environmental, technical and social problems after site opened in Turkey.

Due to the adverse effects of traditional siting efforts and uncontrolled waste disposal practices (i.e. the use of dumping sites) landfill planning and siting projects have been frequently met with extreme public opposition in recent years in Turkey. As the result of the raise in environmental impacts, health risks and economic costs associated with waste disposal practices over the last two decades, “nongovernmental interests have become more involved in local decision making and citizens have demonstrated that they will not accept behind-the-scenes decisions on solid waste management”. This situation has created a need for more consistent and objective methods for making decisions, improved access to, and better management of, environmental information. The use of GIS-based landfill siting approaches is the only reasonable solution for all these issues faced by local governments in landfill site planning. Consequently, local governments applying GIS-based modern approaches in Turkey have considered these benefits. And the increase in defensibility of landfill site decisions by applying GIS-based approaches has been the top driving force for local governments in the implementation of GIS-based landfill siting approaches in Turkey.

Another factor, encouraging local governments in the implementation of GIS-based landfill siting approaches, is that they allow to analyze different landfill site selection scenarios, each of which includes different criteria sets. After the development of landfill siting GIS database in a landfill project, different technical, economic and social factors (such as haul distance, proximity to residential areas, inclusion or exclusion of some landuse / landcover types) can easily be analyzed in GIS environment. Thus, solid waste managers / decision makers can evaluate different management strategies.

The map outputs of the GIS-based siting approaches is another encouraging profit of these approaches by enhancing public understanding and acceptance of the process.

5 PROBLEMS IN GIS-BASED LANDFILL SITING IN TURKEY

Implementation of GIS projects has a number of requirements including problem statement, identification of the main goal of the project, determining final products of GIS (printed maps in project reports, working maps, internet maps and etc.), defining intended audience such as decision makers, technicians, planners, customers or public, choosing computing environment and GIS software, identification of data needs and sources, data management and access rights, deciding who will create GIS (in-house, consultant or combination of in-house employees and consultants), organization of database structure and training of users. In order to apply a successful GIS project, all of these above mentioned aspects must be managed effectively.

The principal problems of GIS-based landfill site selection projects in Turkey are mainly related with data availability and data quality issues. Absence of updated and good quality data is the topmost issue in all GIS projects.

The national spatial data infrastructure (NSDI) in Turkey has for a long time been scattered. Over the past years, several initiatives were taken to develop components of the NSDI and to implement INSPIRE. Positive examples are the efforts of the General Directorate of Land Registry and Cadastre and Turksat A.S. to establish a project “National Geographic Information Infrastructure” for the collection and presentation of geographic information by relevant institutions and organizations in Turkey. More recently the Ministry of Environment and Urban Planning began the coordination of the INSPIRE & NSDI implementation at the national level. Within this con-

text the Ministry launched a geoportal according to the INSPIRE principles. The Military Mapping Agency is one of the main data producers, and has a visible internet presence, but offering limited metadata for its own products. Cadastral and other large scale geodata are produced by the General Directorate of Land Registry and Cadastre. Details on products and services of this Directorate could however not be found. The Ministry of Environment and Urban Planning has many data sets related to the environment and several specific initiatives have been started in view of monitoring the status of the environment. The Ministry, at the same time, provides a number of network services with thematic environmental data. Despite the clear progress, there are still several persisting problems in the field of GIS data: no or limited coordination between institutions; no standardization with regard to the reference system, the data quality or exchange of data; data duplication; the majority of large scale data is still not in digital format; interoperability only start to emerge; lack of expert personnel and budget; and difficulties to share data. Data sharing problem between data producer governmental agencies and municipalities is caused mainly by the limited financial resources of local governments, lack of funds for data purchase and higher data costs by data producers.

In addition to data acquiring problems, local governments do not prefer to produce their own data by field surveys, aerial photos and/or remote sensing. Mainly, it's because producing of new data is expensive and time-consuming. This creates an understanding in which hardware and software components of GIS is perceived as the only solution for GIS-based projects. So, data part of the system (i.e. data availability, data quality and production of data) gains secondary importance by some projects in Turkey.

Another issue is the training of users in GIS projects. Users, here, are audience such as decision makers, technicians, planners, engineers and solid waste managers. It's because audience in a GIS-based landfill siting project has significant responsibilities in identifying project goals, planning the project, interpreting the GIS analysis results, developing landfill scenarios, and etc. GIS-assisted landfill siting projects are generally implemented without sufficient training of users on GIS-based siting project, and this creates several problems in the implementation.

REFERENCES

- Allen, A.; Brito, G.; Caetano, P.; Costa, C.; Cummins, V.; Donnelly, J.; Koukoulas, S.; O'Donnell, V.; Robalo, C. & Vendas, D. (2003) A landfill site selection process incorporating GIS modelling. Proceedings of the Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia 2003, Italy.
- Leao, S.; Bishop, I. & Evans, D. (2001) Assessing the demand of solid waste disposal in urban region by urban dynamics modelling in a GIS environment. *Resources, Conservation and Recycling*, 33, 289-313.
- Lin, H. Y. & Kao, J. J. (1998) A vector-based spatial model for landfill siting. *Journal of Hazardous Materials*, 58, 3-14.
- Mongeon, J. & Webb, M. (2002) Applied GIS Course Student Project: Locating a municipal waste landfill site in Cottonwood, Minnesota. Retrieved October 2, 2002, from <http://www.uoguelph.ca/geography/filetran/geog4480/>.
- Sarptaş, H. (2006) Implementation of Decision Support System for Landfill Sites. PhD Thesis, Dokuz Eylül University .The Graduate School of Natural and Applied Sciences, Environmental Technology.
- Sarptaş, H.; Alpaslan, N. & Dolgen, D. (2005) GIS supported solid waste management in coastal areas. *Water Science & Technology*, Vol 51 No 11 pp 213–220, IWA Publishing.
- Siddiqui, M.Z.; Everett, J.W. & Vieux, B.E. (1996) Landfill siting using geographic information systems: A demonstration. *Journal of Environmental Engineering*, 122 (6), 515-523.

Sanierung eines mit Pflanzenschutzmitteln belasteten Grundwasserkörpers

E. Pock, O. Mann, K. Wruss & W. Wruss
ESW Consulting Wruss, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Pflanzenschutzmittel (PSM) werden sowohl in der Landwirtschaft wie auch im privaten und öffentlichen Bereich stark eingesetzt. Wenn diese Substanzen in das Grundwasser gelangen, wird dadurch die Nutzbarkeit des Wassers erheblich eingeschränkt und die toxikologischen Auswirkungen müssen näher untersucht werden. In dieser Arbeit wird die Sanierung eines mit PSM kontaminierten Grundwasserkörpers mit Hilfe von Aktivkohlefilteranlagen beschrieben. Innerhalb eines Jahres konnte eine Reduktion der Hauptverunreinigungen um 70 % erzielt werden. Zur Abschätzung des Gefährdungspotentials des Grundwassers hinsichtlich seiner Nutzung, wurden sowohl human- wie auch ökotoxikologische Untersuchungen durchgeführt. Für die menschliche Gesundheit ist bei den gegebenen Konzentrationen demnach kein Risiko anzunehmen. Auswirkungen zeigen sich bei zweikeimblättrigen Pflanzen, wobei auch eine Gefährdung von Bienen sowie aquatischen Organismen (Makrophyten und Algen) nicht ausgeschlossen werden kann.

1 EINLEITUNG

Sauberes Wasser ist eine wichtige Ressource. Vor allem in Österreich wird deshalb viel Wert darauf gelegt das Grundwasser sauber zu halten. Allerdings kann es vorkommen, dass Substanzen ins Grundwasser geraten, welche das Wasser soweit beeinträchtigen, dass die bestimmungsgemäße Nutzung eingeschränkt wird.

Pflanzenschutzmittel (PSM) werden sowohl in der Landwirtschaft zum Schutz und zur Ertragssteigerung, wie auch im privaten und öffentlichen Bereich, in Gärten, Parks, Golfanlagen und im Schienen- und Straßenverkehr zur Unkrautvernichtung eingesetzt (Köck-Schulmeyer 2013). Gelangen nun große Mengen dieser Substanzen in das Grundwasser, wird dadurch die Nutzbarkeit des Wassers erheblich eingeschränkt. Weiters veranlassen solche Schadensfälle zu Besorgnis in der Bevölkerung, vor allem, wenn über die toxikologische Relevanz dieser Substanzen nicht ausreichend viel bekannt ist (Ohnesorge 1989).

1.1 Hintergrund

Durch Störfälle und einen undichten Kanalstrang in der Produktionsanlage einer mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) arbeitenden Firma, kam es zu einem Austritt von unterschiedlichen Substanzen und damit zu einer Kontamination des Grundwasserkörpers in diesem Gebiet. Problematisch war vor allem das späte Bekanntwerden des Schadensfalles, wodurch eine genaue Vorhersage bezüglich Art und Menge der relevanten Kontaminanten nicht möglich war. Außerdem konnte nicht ausgeschlossen werden, dass sich bereits Abbauprodukte dieser Substanzen in erheblichem Maße gebildet hatten. Ein unabhängiges Expertenteam wurde mit der Sanierung des Schadensfalles betraut.

Zuerst wurden umfangreiche Screenings durchgeführt, um ein Bild über den Umfang der Kontamination zu erlangen. Dabei konnten folgende Hauptverunreinigungen, sowohl am Werks- gelände wie auch in der Grundwasserfahne, identifiziert werden: Clopyralid, Thiamethoxam, Abbauprodukte von Thiamethoxam (CGA 355190, CGA 353968 und Clothianidin), sowie Florasulam und Flumetsulam. Es konnten noch weitere Substanzen und deren Abbauprodukte in geringeren Konzentrationen festgestellt werden.

Die definierten Ziele des Sanierungskonzeptes sind die Sicherung und Sanierung des Kontaminationsherdes, eine auf die bestehenden Grundwassernutzungen ausgerichtete Reinigung des Grundwassers, sowie eine weitere Ausbreitung der Verunreinigung zu verhindern. Da es sich um eine heterogene Mischung an Substanzen mit unterschiedlichen chemischen Eigenschaften handelt, musste ein Leitparameter gefunden werden, welcher als Steuerungsgröße für den Sanierungsfortschritt verwendet werden konnte. Aufgrund seiner Molekülgröße, seiner Beweglichkeit im Grundwasser und der vorgefundenen Konzentrationen, wurde das Herbizid Clopyralid ausgewählt. Des Weiteren musste entschieden werden, welche Sanierungstechnik für diese Grundwasserverunreinigung am besten geeignet ist. Aufgrund der anfangs zum Teil noch unbekanntem Zusammensetzung und Heterogenität des Gemisches, wurde die Reinigung über Aktivkohle als die effektivste und sicherste Methode befunden. Bei Vorversuchen wurden unterschiedliche Aktivkohlearten getestet, um eine Aufreinigung auf Konzentrationen kleiner als die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung zu ermöglichen.

Um mögliche Auswirkungen auf Menschen und Umwelt abschätzen zu können, wurden auch toxikologische Untersuchungen mit dem verunreinigten Wasser durchgeführt. Ziel war es, auf mögliche Gefahren aufmerksam zu machen, beziehungsweise diesen Gefahren durch entsprechende Maßnahmen begegnen zu können.

2 SANIERUNG

2.1 Sicherung und Sanierung des Kontaminationsherdes

Zur Sicherung und Sanierung des Kontaminationsherdes und um eine Emission von Verunreinigungen aus dem Werksgelände zu verhindern, wurde eine hydraulische Sperre eingerichtet. Dazu wird Grundwasser aus zwei Brunnen entnommen, über eine 3-stufige Aktivkohlefilteranlage auf Trinkwasserqualität in Bezug auf PSM gereinigt und oberstromig wieder versickert. Die Behälter der drei Filteranlagen wurden mit jeweils 5/5/4 m³ Aktivkohle bestückt. Die Anlage läuft mit ca. 12 L/s.

Durch die Umschließung des Geländes mit einer Dichtwand, soll eine langfristige Sicherung des Geländes gewährleistet werden. Die Dichtwand soll eine Länge von 820 m und eine durchschnittliche Tiefe von 15 m aufweisen. Die innerhalb der Dichtwand anfallenden Wässer sollen ebenfalls aufbereitet werden. Der Bau der Dichtwand wird derzeit durchgeführt und voraussichtlich im September 2014 in Betrieb genommen.

2.2 Sanierung des Grundwasserkörpers

Im Zuge der Vorerkundungen konnten drei Hotspots identifiziert werden. Zur Sanierung dieser Hotspots wurden ebenfalls Grundwasserreinigungsanlagen als 3-stufige Aktivkohlefilteranlagen eingesetzt. Die Behälter des Hotspots 1 wurden mit je 9/9/4 m³ Aktivkohle befüllt, die Behälter des Hotspots 2 mit je 11/11/7 m³ und die Behälter des Hotspots 3 mit je 14/14/4,5 m³. Südlich des Werksgeländes wurde eine Reihe von Grundwasserbrunnen ebenfalls mit einer Aktivkohlefilteranlage ausgestattet. Diese besteht aus vier Behältern in Serie mit jeweils 8/8/4,5/4 m³ Aktivkohle, die Anlagen laufen mit 10-16 L/s.

Alle Anlagen reinigen das Grundwasser in Bezug auf PSM auf Trinkwasserqualität.

Um ein Abdriften der Grundwasserverunreinigung in ein bisher unbelastetes Gebiet zu verhindern, wurde eine Sperrbrunnenreihe am Fahnenende installiert. Das anfallende belastete Wasser wird nach rechtlicher und ökologischer Überprüfung dieser Maßnahme, mit 25-75 L/s in die Donau eingeleitet. Eine Erhöhung der Pumpleistung erfolgte aufgrund eines hydraulischen Grundwassermodells zur Sicherung des Grundwassers im unbelasteten Gebiet, sowie aufgrund eines aufgetretenen Hochwasserereignisses.

Zur Kontrolle der Wirksamkeit der getroffenen Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen werden wöchentlich sowohl Emissions- als auch Immissionskontrollen durchgeführt. Dazu werden an zum Teil schon bestehenden Brunnen und Sonden, sowie an dafür neu errichteten Kontrollpegeln Proben gezogen und auf ihren Gehalt an PSM analysiert. Zur Beweissicherung der Sperrbrunnenreihe am Fahnenende, und der damit einhergehenden Einleitung in die Donau, werden ebenfalls regelmäßige Kontrollen an unterschiedlichen Probenahmestellen durchgeführt.

3 TOXIKOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN

Im Zuge der toxikologischen Untersuchungen wurden die möglichen Auswirkungen von PSM auf Menschen (Humantoxikologie) sowie auf die Umwelt (Ökotoxikologie) bewertet (WHO 2008). Zur Absicherung der aus der Literatur abgeleiteten Bewertung in Bezug auf die menschliche Gesundheit, wurde zusätzlich eine unabhängige Behörde beauftragt, mit dem belasteten Wasser aus diesem Gebiet Untersuchungen bezüglich Zytotoxizität, Genotoxizität, sowie endokriner Wirkungen durchzuführen. Diese Tests wurden gemäß internationaler, standardisierter Teststrategien (OECD-Guideline for Testing of Chemicals) durchgeführt.

Zur Bewertung der ökotoxikologischen Relevanz wurden umfangreiche Untersuchungen über die Auswirkungen von Gießwasser, welches mit PSM belastet war, auf Kultur- und Nutzpflanzen (Kresse, Tomate, Gurke, Karotte, Salat, Erdbeere, Kartoffel, Sojabohne) durchgeführt. Weiters wurden Tests mit Leitorganismen für aquatische und terrestrische Ökosysteme durchgeführt. Außerdem wurden Untersuchungen in Bezug auf mögliche Auswirkungen durch Rückstände von Pflanzenschutzmitteln auf Ernteprodukte bewertet.

4 ERGEBNISSE

4.1 Stoffbilanz der Grundwasserentfrachtung

Die Menge an Clopyralid, die von Beginn der Grundwassersanierung bis zum Stand vom 31.12.2013 über Aktivkohle entfernt wurden beträgt 30 kg bei einer gereinigten Grundwassermenge von 2.000.000 m³. Weitere 7,5 kg wurden durch Einleiten in die Donau aus dem Grundwasser entfernt. Diese Menge ergibt nach Verdünnung in der Donau eine mittlere Konzentration von 0,0002 µg/L, was ca. einem 500stel des Trinkwassergrenzwertes entspricht.

Unter Heranziehung von durchgeführten Depotabschätzungen ergibt sich eine Reduktion von Clopyralid sowie Thiamethoxam im Grundwasser um ca. 70 %.



Abb. 1: Verteilung der Konzentration an Clopyralid von Oktober 2012 bis März 2014.

4.2 Ergebnisse der toxikologischen Untersuchungen

Laut den humantoxikologischen Untersuchungen besteht kein Gefährdungspotential hinsichtlich Erbgut- und Zellschädigung (Grummt 2013). Die Bewertung des Risikos für die menschliche

Gesundheit über den Vergleich der gemessenen Konzentrationen mit den ADI der jeweiligen Substanzen zeigt ebenfalls, dass bei den gegebenen Konzentrationen für den Menschen kein Risiko anzunehmen ist (Coja 2012).

Die Ergebnisse der ökotoxikologischen Untersuchungen zeigten erwartungsgemäß, dass in Abhängigkeit von der Testkonzentration, Auswirkungen auf zweikeimblättrige Pflanzen festzustellen sind. Nicht zu erwarten sind Schäden bei Rasen- und Christbaumkulturen. Weiters wurde festgestellt, dass bei Anwesenheit von Thiamethoxam und dessen Metaboliten eine Gefährdung von Bienen, sowie für aquatische Organismen (Makrophyten und Algen) nicht ausgeschlossen werden kann. Ein Risiko für Vögel und Säugetiere, sowie für Bodenorganismen ist auf Grund der vorliegenden Daten unwahrscheinlich (Womastek 2013). Auf einer eigens für diese Thematik erstellten Informationsplattform im Internet wurden Handlungsempfehlungen für einen umweltschonenden Gebrauch des Grundwassers als Gießwasser veröffentlicht.

Bei den Untersuchungen von Ernteprodukten wurden keine Rückstände von Pflanzenschutzmitteln nachgewiesen.

5 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Die Ergebnisse der toxikologischen Untersuchungen zeigten, dass für die menschliche Gesundheit keine akute Gefahr besteht. Aufgrund der Wirkungen auf einige Kulturpflanzen kann das belastete Grundwasser nicht als Gießwasser verwendet werden. Auch in jenen Gebieten, in welchen Thiamethoxam und dessen Abbauprodukte gefunden wurden, kann dieses Wasser auf Grund des Risikos für Bienen und aquatische Organismen nicht als Gießwasser verwendet werden. Wenn sich an diese vorübergehende eingeschränkte Nutzung gehalten wird, ist allerdings nicht davon auszugehen, dass ein längerfristiges Gefährdungspotential für die Umwelt besteht.

Der Erfolg der bisherigen Sanierung wird durch die verringerten Konzentrationen an Pflanzenschutzmitteln im Grundwasser deutlich. Hotspot 1 ist nur mehr geringfügig belastet, Tendenz fallend. Hotspot 2 ist nach wie vor belastet, was möglicherweise mit der Lage eines Versickerungsbrunnens zusammenhängt. Eine neue Versickerungsmöglichkeit ist einzuplanen.

Jene Bereiche, welche bereits wieder Trinkwasserqualität aufweisen, sollen für eine allgemeine Nutzung des Grundwassers ausgewiesen werden.

LITERATUR

- Coja, T. & Bergmann, A. (2012) Toxikologisches Gutachten (Modul 3: Bewertung der gesundheitlichen Auswirkungen auf den Konsumenten, inklusive Haustiere, durch die Exposition über kontaminiertes Trinkwasser) zur Grundwasserverunreinigung mit Clopyralid, Thiamethoxam (inklusive Metaboliten CGA 355190 und CGA 353968), Florasulam, Clothianidin und Flumetsulam in Korneuburg. *Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH*, Wien, Österreich
- Grummt, T. & Heinze, R. (2013) Untersuchungsbericht zum Thema „Gentoxikologische Bewertung von Wasserproben aus Korneuburg“. *Umweltbundesamt für Mensch und Umwelt*, Bad Elster, Deutschland
- Köck-Schulmeyer M., Villagrasa M., López de Alda M., Céspedes-Sánchez R., Ventura F. & Barceló D. (2013) Occurrence and behavior of pesticides in wastewater treatment plants and their environmental impact. *Science of the Total Environment* 458-460, 466-476
- Ohnesorge F. K. (1989) Gesundheitliche Relevanz von Pflanzenschutzmitteln im Trinkwasser, *DVGW-Schriftenreihe Wasser* Nr. 65, 49-56
- WHO (2008) Guidelines for Drinking-water Quality, THIRD EDITION, INCORPORATING THE FIRST AND SECOND ADDENDA, Volume 1, Recommendations. Geneve 2008
- Womastek, R. & Girsch, L. (2013) Phytotoxisches Gutachten Modul 1: Phytotoxische Wirkung von Clopyralid, Florasulam und Flumetsulam im Gießwasser auf Gartenpflanzen und Christbaumkulturen. Ökotoxikologisches Gutachten Modul 6: Beurteilung der ökotoxikologischen Auswirkungen auf die Umwelt zur Grundwasserverunreinigung mit Clopyralid, Thiamethoxam (inklusive Metaboliten CGA 355190 und CGA 353968), Florasulam, Clothianidin und Flumetsulam in Korneuburg. *Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH*, Wien, Österreich
- Wuss, W. & Atanasoff-Kardjaleff, K. (2014) Jahresbericht 2013 „Grundwassersanierung Korneuburg“, *Expertenteam Zivilingenieure für technische Chemie und Kulturtechnik und Wasserwirtschaft*, Wien, Österreich.

Isotopenanwendungen für Monitoring von Altablagerungen und Deponien

S. Lenz, E. Binner & M. Huber-Humer

Universität für Bodenkultur, Institut für Abfallwirtschaft, Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Wien, Österreich

B. Wimmer, A. Watzinger & T.G. Reichenauer

AIT Austrian Institute of Technology, Tulln, Österreich

KURZFASSUNG: Die von Altablagerungen und Deponien ausgehenden Emissionen werden maßgeblich vom Abbaugrad der organischen Substanz und deren Stabilität beeinflusst. Durch in-situ Aerobisierung kann der Stabilisierungsprozess beschleunigt und somit der Nachsorgezeitraum deutlich verkürzt werden. In einem vom Land NÖ geförderten EFRE-Projekt werden unter Koordination des AIT-Austrian Institute of Technology in Zusammenarbeit mit der Universität für Bodenkultur Anwendungsmöglichkeiten von Isotopenmethoden und FTIR-Messungen für das Monitoring von in-situ Sanierungen unterschiedlicher Schadensfälle untersucht und weiterentwickelt. Es werden regelmäßig Sickerwasserproben von „klassischen Hausmülldeponien“, aber auch in-situ aerobisierten Deponien gezogen und gemeinsam mit Sickerwässern aus Säulenversuchen unterschiedlicher Materialien evaluiert. Dazu werden Kriterien zu FTIR- sowie Isotopenmessungen erarbeitet und die Messergebnisse mit jenen von konventionellen Untersuchungsmethoden verglichen. Ziel ist es, aussagekräftige Indikatoren abzuleiten, die Veränderungen im Sickerwasser von in-situ aerobisierten Deponien deutlich machen und den Erfolg einer Sanierung schnell und kostengünstig nachweisen.

1 EINLEITUNG

In Österreich und Europa existieren zahlreiche kontaminierte Standorte, welche auf Grund ihrer Gefahrenpotentiale für Mensch und Umwelt bis zum Jahr 2050 saniert werden sollen. In einem vom Land NÖ geförderten Projekt werden unter der Koordination des AIT- Austrian Institute of Technology in Zusammenarbeit mit der Universität für Bodenkultur Anwendungsmöglichkeiten von Isotopenmethoden und FTIR-Messungen für das Monitoring und den Erfolgsnachweis von in-situ Sanierungen unterschiedlicher Schadensfälle untersucht und weiterentwickelt.

2 VORGEHENSWEISE

Die im vorliegenden Artikel dargestellten Untersuchungen beschäftigen sich mit der Beurteilung von Altablagerungen und Deponien, deren Emissionen und das damit verbundene Gefährdungspotential maßgeblich vom Abbaugrad der organischen Substanz und deren Stabilität beeinflusst werden. Durch in-situ Aerobisierung kann der Stabilisierungsprozess beschleunigt und somit der Nachsorgezeitraum deutlich verkürzt werden. Um einen Sanierungserfolg nachzuweisen, wurden bisher neben Deponiegaszusammensetzung, Temperaturentwicklung und auftretenden Setzungen des Deponiekörpers insbesondere konventionelle physikalische, chemische und biologische Feststoff- bzw. Sickerwasserparameter herangezogen. (Ritzkowsky 2005, Prantl 2007). Die konventionellen Sickerwasserparameter geben wichtige Information über den aktuellen Zustand einer Ablagerung, bilden aber den langfristigen Stabilisierungserfolg meist nicht ausreichend ab.

Mit der Belüftung des Abfallmaterials erfolgt die Veränderung des Sickerwassers und seiner chemischen Zusammensetzung, welche im FTIR-Spektrum deutlich zum Vorschein kommt. Moleküle, die beispielsweise N-H Gruppen beinhalten, werden zu Nitrat (1384 cm^{-1}), S-H Gruppen zu Sulfat ($1.140\text{-}1.110\text{ cm}^{-1}$ und 600 cm^{-1}) oxidiert (Gamperling et al. 2011). Es ist weiters naheliegend, dass Veränderungen im für den Nachsorgezeitraum bedeutenden Ammoniumgehalt sichtbar werden. Aliphatische Methylengruppen treten nach erfolgreicher Belüftung nicht mehr

auf. Mit Hilfe von Isotopenuntersuchungen des gelösten anorganischen Kohlenstoffs im Sickerwasser von Deponien ist es möglich, den Zustand und die Abbauprozesse der organischen Substanz im Abfallkörper zu charakterisieren.

Im Rahmen des laufenden Projektes werden regelmäßig Proben von „klassischen Hausmülldeponien“ aber auch in-situ aerobisierten Deponien gezogen und gemeinsam mit Sickerwässern aus Säulenversuchen unterschiedlicher Deponiematerialien und Stabilität evaluiert. Dazu werden Kriterien zu FTIR Messungen sowie Isotopenmessungen erarbeitet und die Messungen mit konventionellen Untersuchungsmethoden verglichen. Erste Ergebnisse der FTIR-Messungen an Sickerwässern der Deponiesimulationsreaktoren sind in Abbildung 1 dargestellt. Eine genaue Zuordnung der Bandenbereiche, Interpretation der Spektren und erste Ableitung von möglichen Kriterien ist für dieses und kommendes Jahr geplant.

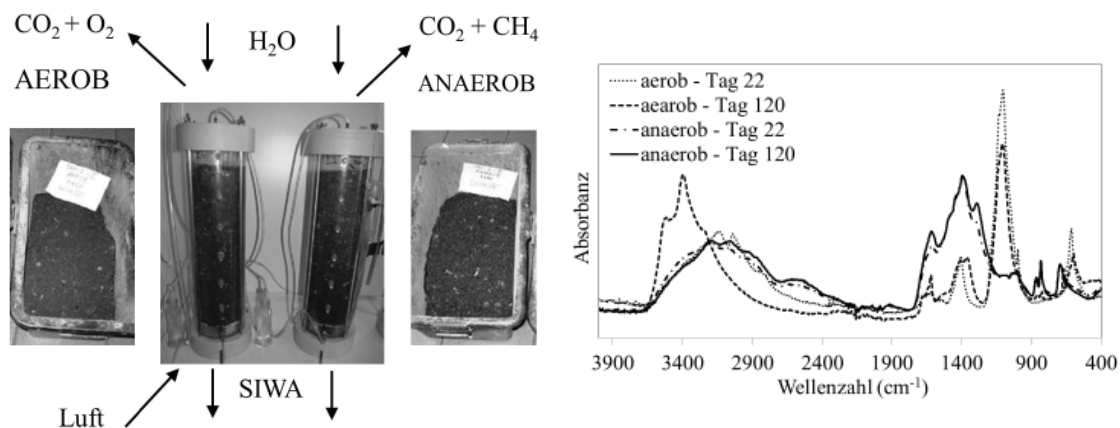


Abb. 1: Versuchsanordnung Säulenversuche (Deponiesimulationsreaktoren) (links), SIWA = Sickerwasser; Sickerwasserspektren einer belüfteten und unbelüfteten Säule im zeitlichen Verlauf (rechts).

3 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Isotopenuntersuchungen und FTIR-Analysen von Sickerwässern stellen potentielle alternative Monitoringmethoden zur Bewertung der Stabilität der organischen Substanz in Deponien und Altablagerungen dar. Die durchgeführten Labor- und Feldversuche bilden die Ausgangsbasis zur Weiterentwicklung und Etablierung dieser Methoden. Die Ergebnisse der Isotopenmessungen sowie der FTIR-Spektren von Sickerwässern werden mit klassischen nasschemischen Parametern zusammengeführt um festzustellen, welche Parameter auch in Zukunft noch gemessen werden müssen und welche durch die Isotopen- und FTIR-Messungen ersetzt werden können. FTIR-Spektren zweier unterschiedlicher Messmethoden werden evaluiert. Mittels multivariater Datenanalyse werden Vorhersagemodelle für die Charakterisierung von Sickerwasser durch Isotopen- und FTIR-Messungen entwickelt. Die dafür notwendige Anzahl von Proben sowie eine gute Referenzanalytik werden im laufenden Projekt gewonnen. Ziel ist es, aussagekräftige Indikatoren abzuleiten, die Veränderungen im Sickerwasser von in-situ aerobisierten Deponien deutlich machen und den Erfolg einer Sanierung beziehungsweise die Dauer der Deponienachsorge schnell und kostengünstig nachweisen.

LITERATUR

- Gamperling, O., Meissl, K & Smidt E. (2008) Neue Ansätze für das Sickerwasser-Monitoring In-Situ belüfteter Deponien. In *DepoTech 2008*, Tagungsband, pp. 731-734.
- Prantl, R. (2007) Entwicklung der organischen Substanz im Zuge der In-situ-Belüftung von Deponien. Dissertation, Universität für Bodenkultur, Wien
- Ritzkowsky, M (2005) Beschleunigte aerobe In-situ Stabilisierung von Altdeponien. In *Hamburger Berichte 26*, Stuttgart, Deutschland, Verlag Abfall aktuell.

Entwicklung eines systemdynamischen Modells des globalen Phosphorsystems und der Potentiale für P-Recycling

P. Steverding & J. Nispel

Fraunhofer-Projektgruppe IWKS, Alzenau, Deutschland

KURZFASSUNG: Phosphor und darauf basierende Produkte werden zunehmend als kritische Wertstoffe wahrgenommen. Aus dieser Entwicklung ergeben sich Überlegungen, wo Potentiale für die Rückgewinnung von Phosphor liegen und wie eine Steigerung der Nutzungseffizienz zu erreichen ist. Um dieser Entwicklung entgegen zu wirken, arbeitet die Fraunhofer-Projektgruppe IWKS derzeit an einem auf „System Dynamics“ basierendem Modell. Dieses modulare System umfasst hierbei unterschiedliche Methoden zur Erfassung des globalen Phosphorsystems.

Die Nutzung dieses Modells bietet die Möglichkeit verschiedene Szenarien zu simulieren und deren Auswirkung auf Handelsstrategien, Nutzungsänderungen, Effizienzvorschriften und weiterem bewertend darzustellen. Zusätzlich zu den Szenarien erlaubt das Modell derzeit - mit zwei Varianten - unterschiedliche Schwerpunktlegungen bei der Simulation und Ergebnisauswertung. Dank der modularen Struktur kann das Modell leicht verändert und ausgebaut werden, um zusätzliche Detailstufen wie z.B. Stoffströme in Staaten, Industrien und Produktgruppen abzubilden.

1 EINLEITUNG

Phosphor ist ein lebensnotwendiges Element. Es findet sich in unserer DNS und ist in Form von ADP und ATP Energieträger in jeder unserer Zellen. Seit Beginn des zwanzigsten Jahrhunderts hat sich die menschliche Bevölkerung der Erde von 1,16 Milliarden auf 7,13 Milliarden Menschen mehr als vervierfacht (UN Population Division 2013), die Produktion von Getreide hat sich dabei – in den letzten 50 Jahren – verdreifacht, die von Gemüse gar verfünffacht (FAO-STAT 2014).

Die Phosphorressourcen jedoch, die in Form von Dünge- und Futtermitteln die Ernährung einer solch gewaltigen Anzahl Menschen erst ermöglichen, schwinden langsam aber stetig. Zudem sind Abbaugelände, deren Ausbeutung in Folge stark steigender Preise für Rohphosphat erst wirtschaftlich wird, aufgrund sinkender Qualitäten zunehmend mit Cadmium und Uran verunreinigt, welche wiederum über Äcker und Nutzpflanzen ihren Weg in unsere Nahrung finden.

Aktuelle Studien (u.a. Déry & Anderson 2007, Cordell & White 2011) beschäftigen sich mit der Projektion der zukünftigen Verfügbarkeit dieses lebensnotwendigen Rohstoffes und kommen zum Schluss, dass der „Peak Phosphorus“ bereits überschritten ist bzw. noch in dieser Generation überschritten wird. Allen Studien gemein ist die Projektion, dass bis Ende dieses Jahrhunderts ein Großteil der globalen Phosphorressourcen verbraucht werden wird. Dabei ist Phosphor derzeit und zukünftig nicht substituierbar und damit elementar für die Menschheit.

Allgemein wird jedoch übersehen, dass Phosphor nicht zerstört wird, sondern lediglich dissipativ über viele Abbau-, Behandlungs- und Nutzungsstufen verloren geht. Diesen dissipativen Verlusten wurde bisher aus Gründen mangelnden Problembewusstseins nichts entgegen gesetzt. Gleichzeitig ist deren Höhe aktuell unbekannt.

Um das heutige und zukünftige Potential der Phosphor-Rückgewinnung und deren Einfluss auf das globale Phosphorsystem bewerten zu können, wird mit Hilfe der System Dynamics-Methodik eine Computersimulation entwickelt, die verschiedene Entwicklungen aus den Bereichen Angebot und Nachfrage, Abbau- und Behandlungskapazität sowie Grenzkosten und Investitionsprofitabilität berücksichtigt.

2 FORSCHUNGSZIELE

Komplexe Systeme wie das globale Phosphorsystem verhalten sich oft nicht-linear und kontraintuitiv, was die Bewertung ihres Verhaltens äußerst schwierig macht. Eine der großen Stärken des System Dynamics-Ansatzes ist die Abbildung und Analyse der Vielzahl von Einflussfaktoren, die das Verhalten von komplexen Systemen beeinflussen. Dabei helfen Grundkonzepte wie Kausalwirkungsketten, Akkumulation von Strömen in Lagern und zeitlichen Verzögerungen, das dynamische Verhalten der Systemkomponenten zu erfassen.

Diesem Ansatz folgend, ergeben sich folgende Fragestellungen im Rahmen der vorliegenden Studie:

- Welche Faktoren bestimmen die Nachfrage nach Phosphaten?
- Welche Faktoren haben erheblichen Einfluss auf das Verhalten des globalen Phosphorsystems?
- Wo bestehen potentielle Risiken für das globale Phosphorsystem?
- Welche Potentiale für Phosphor-Rückgewinnung bestehen im derzeitigen Zustand des Systems und welche Potentiale können sich durch die zukünftige Entwicklung des Systems ergeben?
- Wie lassen sich Strategien entwickeln, die Risiken für das globale Phosphorsystem entschärfen und neue Möglichkeiten für wirtschaftliche Entwicklungen bieten?

Die stetige Weiterentwicklung des globalen Modells erlaubt das Verhalten des Systems detaillierter abzubilden, sodass etwa Betrachtungen auf nationaler Ebene und Potentiale einzelner Technologien ermöglicht werden.

3 FORSCHUNGSMETHODIK

3.1 System Dynamics

Ursprünglich Ende der 1950er Jahre als Werkzeug zur Lösung komplexer Managementprobleme entwickelt, wird System Dynamics heute in verschiedensten Fachgebieten zur Analyse des Verhaltens komplexer Systeme eingesetzt. Diese Methodik geht über eine rein statische Betrachtung von Systemen hinaus und legt den Fokus auf die wesentlichen Faktoren, die die Entwicklung von Materialströmen bestimmen. Insgesamt können hierdurch maßgebliche Einflussgrößen und Wirkungsmechanismen durch unterschiedliche Modellvarianten bestimmt werden.

3.2 Modellvarianten

Um den Einfluss verschiedenster Faktoren auf das Systemverhalten abzubilden, wird das Modell in zwei Varianten erstellt. Diese basieren auf folgenden Ansätzen:

- Eine Top-Down-Variante, in der die globale Nachfrage nach Phosphaten durch die Entwicklung der Weltbevölkerung, der Wirtschaftsleistung pro Kopf und die Effizienz der Phosphatnutzung in Abhängigkeit von der Wirtschaftsentwicklung bestimmt ist.
- Eine Bottom-Up-Variante. Hier wird die globale Nachfrage durch die Nutzungsformen von Phosphor (Dünge-, Futter-, Lebensmittel, u.a.) und die Entwicklung der entsprechenden Wirtschaftszweige sowie ihrer Nutzungseffizienz bestimmt.

Diese Modellvarianten enthalten sich implizit gegenseitig, erlauben dennoch unterschiedliche Konfigurationen der Simulation in Abhängigkeit des jeweiligen Interessensfeldes.

Für die Bewertung des Potentials einer Phosphor-Rückgewinnung bietet sich besonders die Bottom-Up-Variante an, da hier der Fokus auf den Anwendungsformen liegt.

3.3 Modellentwicklung

Für die Entwicklung des Modells wird die Software Vensim® eingesetzt. Diese erlaubt neben Modellierung und Auswertung des Systemverhaltens den Vergleich verschiedener Szenarien, eine Anbindung von vorgefertigten Datensätzen (z.B. Projektionen von Weltbevölkerung und Wirtschaftsentwicklung), Sensitivitätsanalysen und die Einbindung von Simulationsfunktionen

des Modells in andere Anwendungen.

3.4 Modellkonzeption

Das Phosphorsystem wird in die Teilmodelle „Materialflüsse & -lager“, „Nachfrage“, „Ökonomie“ und „Abbau & Produktion“ unterteilt, um die Einflüsse in diesen Bereichen gerecht zu werden (siehe Abb. 1). Die Teilmodelle sind wiederum in „Aggregate“ unterteilt, die einzelne Berechnungen wie z.B. die des globalen BIP pro Kopf durchführen.

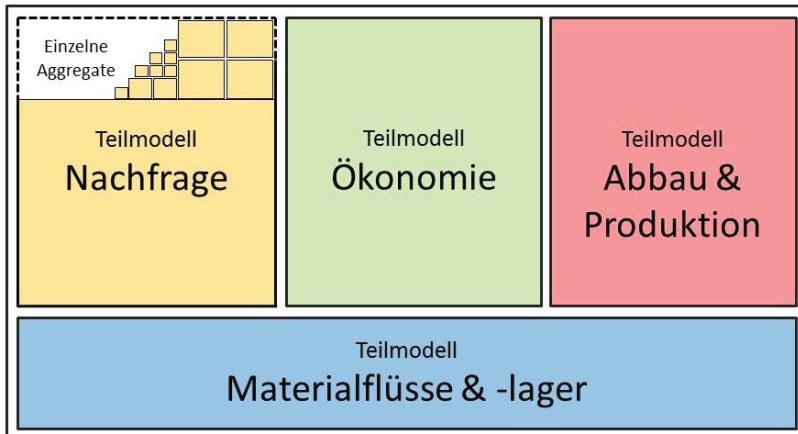


Abb. 1: Vereinfachte Darstellung der Modellstruktur mit Teilmodellen und Aggregaten.

Um Unsicherheiten in der zukünftigen Entwicklung von Faktoren zu berücksichtigen, ist die Einbindung eines „Skript-gestützten Ansatzes“ zur Änderung von Zuständen und Strukturen vorbereitet. So kann im Fall ungewisser Datenlage, eine große Bandbreite möglicher Zustände und Wirkungen realistisch simuliert werden. So ist bspw. im Aggregat „Calculation World Population“ (siehe Abb. 2) ein steuerbarer Schalter vorgesehen, der einen einfachen Wechsel zwischen unterschiedlichen wissenschaftlichen Szenarien erlaubt.

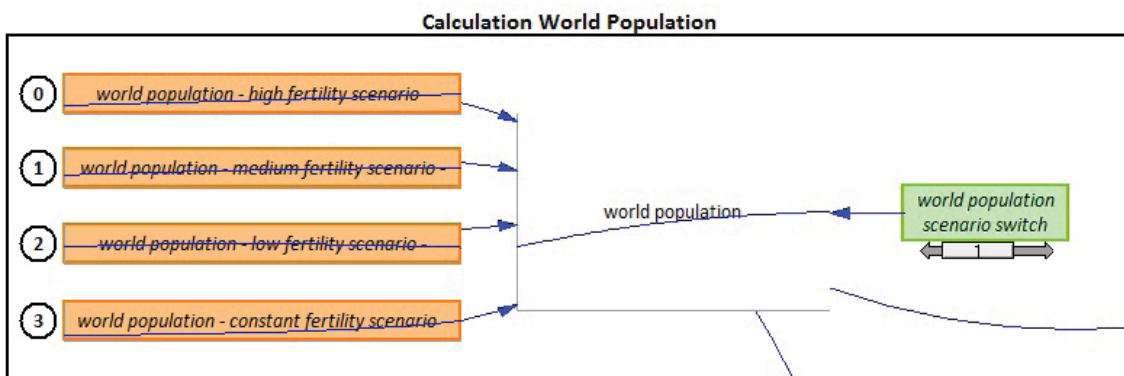


Abb. 2: V-Schematische Darstellung des Aggregats „Calculation World Population“.

Da sich das Modell aktuell in der Aufbau- und Entwicklungsphase befindet, wird von einer Veröffentlichung vorläufiger Ergebnisse abgesehen. Gerne sind wir daran interessiert, Ihre Ideen und Interessen zu integrieren!

4 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Unter Anwendung eines systemdynamischen Ansatzes kann das globale Phosphorsystem mit seinen vielfältigen Einflussfaktoren abgebildet werden. Gleichzeitig können hierdurch Auswirkungen zukünftiger Entwicklungen bewertet werden.

Dabei geht es weniger um eine exakte Prognose zukünftiger Handelsmengen. Vielmehr wird durch diesen Ansatz die Idee verfolgt, unterschiedliche Entscheidungsträger in Politik, Wissen-

schaft und Wirtschaft zu verknüpfen und deren Handeln abzubilden. Durch die Veränderung einzelner Faktoren lassen sich so Auswirkungen von Handelsstrategien, Nutzungsänderungen, Effizienzvorschriften oder ähnlichem bewerten.

Das modular aufgebaute System erlaubt es in diesem Zusammenhang Erweiterungen vorzunehmen, eine Erweiterung um zusätzliche Detailstufen und Funktionen wird hierdurch erleichtert und bietet die nutzeneffiziente Datenauswertung.

Realisierbar ist daher eine individuelle Darstellung, die den nationalen und internationalen Haushalt des Rohstoffs Phosphor darstellt sowie Präferenzen setzt. Hierbei sind die Präferenzen von Konsumenten und Produzenten meist auf unterschiedlichem Niveau, welche durch das vorhandene Modell abgebildet werden können.

Zukünftig verspricht dieser Ansatz die Darstellung von Stoffströmen in unterschiedlichen Staaten sowie in Industrien und Produktgruppen, um genauere Aussagen über deren Potentiale der Rückgewinnung und Effizienzsteigerung treffen zu können.

LITERATUR

- Cordell, D. & White, S. (2011) Peak Phosphorus: Clarifying the Key Issues of a Vigorous Debate about Long-Term Phosphorus Security. In: *Sustainability*. Basel; Switzerland: MDPI AG.
- Déry, P. & Anderson, B. (2007) Peak phosphorus. In: *Energy Bulletin*. Santa Rosa, United States: Post Carbon Institute.
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2013) World Population Prospects: The 2012 Revision, Volume I: Comprehensive Tables. New York, United States: United Nations.
- United Nations, Food and Agriculture Organization (2014) Crop production data. In: *FAOSTAT*. Rome; Italy: Food and Agriculture Organization.

Estimation of Landfill Gas Energy Potential for Izmir Harmandali Landfill Site

H. Sarptas

Ege University Solar Energy Institute, Izmir, Turkey

E. Erdin

Dokuz Eylul University Environmental Eng. Department, Izmir, Turkey

ABSTRACT: Quantification of LFG generation and estimation of methane emission are essential for the planning and design of LFG collection systems, evaluation and projection of LFG uses and regulatory purposes. LFG models, used for the projection of LFG generation over time from a mass of landfilled waste, have advantages in terms of low cost and relatively rapid results as compared to field measurement. Several studies have been carried out to develop models for the estimation of LFG generation. Most of them are based on Monod first order decay equation and are called as first order decay models – such as Tabasaran & Rettenberger model, TNO model, LandGEM and GasSim (Kamalan et al., 2011).

The aim of the presented study is to provide a comparison of selected LFG models (i.e. Tabasaran / Rettenberger model, TNO model, Multi-phase model and LandGEM) in terms of estimation approaches, data needs and model outputs. For the implementation of models, Harmandali Landfill Site in Izmir Metropolitan City was chosen as the study area.

1 INTRODUCTION

Landfill gas (LFG) modeling is the practice of forecasting gas generation and recovery based on past and/or future waste quantities and also estimation of collection system efficiency. LFG models, used for the projection of LFG generation over time from a mass of landfilled waste, have advantages in terms of low cost and relatively rapid results as compared to field measurement (the use of test wells) (SWANA, 1997). As reported by USEPA (2012), these models can be applied to (a) evaluate the feasibility of LFG energy projects; (b) determine gas collection and control system design requirements; and (c) evaluate potential or actual project performance.

The total volume of LFG varies depending on waste characteristics (quantity, age and organic waste content of landfilled waste), site conditions (moisture content and etc.), and collection efficiency of LFG system. In LFG modeling, the availability and quality of data representing waste characteristics and landfill site conditions are significant sources of uncertainty. So, numerous models has been developed based on different approach and assumptions (Kamalan et al., 2011).

Since several approaches are available for the estimation of LFG generation, a crucial issue in a LFG project is to determine the better modeling approach and model parameters for the estimation of LFG generation. With considering this need, this study aims to examine commonly applied LFG models (i.e. USEPA LandGEM model, Tabasaran / Rettenberger model, multi-phase model, etc.) in terms of estimation approaches and model outputs. For the implementation of models, Harmandali Landfill Site in İzmir Metropolitan City was chosen as the study area.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1 Description of the Study Area

İzmir Harmandalı Landfill Site, the first sanitary landfill site of Turkey, was chosen as the study area. The site, inaugurated in April 1992, was designed to serve the city for 20 years. The site covering an area of 900,000 m² has active storage about 226,000 m². The site is approximately 25 km away from the city center. The amount of solid waste generated in İzmir is approximately 3000 ton/day. In 2010, a total of 1,100,000 ton of solid waste, of which 1,025,000 ton is domestic

waste, was stored in the site (Sarptaş, 2012; Alpaslan et al., 2011). The amounts of solid waste deposited in the site in the years 1992 – 2013 are given in Tab. 1. Waste composition data, obtained as the average of years 2008 and 2009, were used in the presented study (Tab. 2).

Tab. 1: The amount of waste deposited in Harmandalı Landfill Site in 1992–2013.

Year	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Amount*	122.5	165.3	192.2	376.4	486.9	541.9	575.2	654.8	644.8	689.9	674.4
Year	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Amount*	642.1	681.4	718.6	842.6	806.0	935.3	1036	1038	1100	1150	1200

* x103 ton/year

Tab. 2: Composition of waste in Harmandalı Landfill Site (2008–2009).

Waste Type	Content (%)	Waste Type	Content (%)	Waste Type	Content (%)
Kitchen waste	44.42	Glass	5.18	Garden waste	2.91
Paper	7.46	Metal	1.09	Other non-comb.	6.45
Cardboard	4.57	WEEE	0.10	Other comb.	10.67
Plastics	7.73	Hazrd waste	0.43	Ash & fines (<1 cm)	8.99

2.2 Description of the Landfill Gas Models

The models used for predicting LFG or methane generation are based on the waste composition, (i.e. its organic matter or carbon content), degradability and the kinetics of degradation. Several approaches for the estimation of LFG or methane generation are available and all of which consist of two parts: (i) a description of the total LFG / methane potential, which is the ultimate amount of LFG formed during the landfill lifespan; (ii) a function, $f(t)$, that describes how this potential is released over time. The function $f(t)$ is in most models a first-order decay model (either single-phase or multi-phase). In this study, the Tabasaran & Rettenberger, the TNO, the LandGEM and the Multi-phase model (Afvalzorg) were used to estimate the potential LFG generation in Harmandalı landfill site.

The Tabasaran & Rettenberger model defines the cumulative amount of gas produced during a certain time and simulates carbon degradation by a first order decay approach given in Eq. 1 and Eq. 2 in Tab. 3. The suggested model parameters for Tabasaran & Rettenberger model are (i) temperature is between 25 – 40 °C, amount of organic carbon is between 170 – 220 kg/ton-waste, and methane generation rate is between 0,025 - 0,05 y-1 (Can & Alten, 2011).

Tab. 3: Mathematical expressions and parameters of selected LFG models.

Model	Eq.	Math. equation	Definitions
Tab.&Rett.	1	$G_e = 1.868 \cdot C_0 \cdot (0.014 \cdot T + 0.28)$	T the temperature (°C)
	2	$TG_t = G_e \cdot H \cdot (1 - 10^{-k \cdot t})$	TG_t the total LFG production in year t (m ³)
TNO	3	$G_t = d \cdot 1.87 \cdot M \cdot C_0 \cdot k \cdot e^{-k \cdot t}$	G_t or Q_t LFG production in a year t (m ³ /y)
		$Q_{CH_4} = d \cdot 1.87 \cdot M \cdot C_0 \cdot k_i \cdot e^{-k_i \cdot t}$	Q_{CH_4} CH ₄ production in a year t (m ³ /y)
LandGEM	4	$Q_{CH_4} = k \cdot L_0 \cdot H \sum_{i=1}^n M_i \cdot e^{-k_i \cdot t}$	d dissimilation factor (-) M or A amount of waste (ton)
	5	$Q_t = (1/n_{CH_4}) \cdot Q_{CH_4}$	C_0 organic carbon in waste (kg OC/ton waste) L_0 potential methane gen. (m ³ CH ₄ /ton waste)
Multi-phase	6	$G_t = d \cdot 1.87 \cdot M \cdot H \sum_{i=1}^n C_{0,i} \cdot k_i \cdot e^{-k_i \cdot t}$	k or k_i degradation rate constant for all waste (k) or waste fraction i (k_i) (y ⁻¹)
			$C_{0,i}$ org. carbon for waste fraction i (kg C/ton)

The TNO model calculates LFG production based on the degraded organic carbon in the waste. The effect of depletion of carbon in the waste through time is accounted for in a first-order model (Eq 3). LFG formation from a certain amount of waste is assumed to decay exponentially in time (Scharff & Jacobs, 2006, Oonk, 2010).

LandGEM model uses the first order decay model to simulate annual LFG emissions over certain time. Simplified mathematic expression is given in Eq. 4 and Eq. 5.

Multi-phase model (Afvalzorg), developed by the Agricultural University of Wageningen based on TNO's model, estimates amount of LFG on the basis of biologically degradable organic car-

bon ratio in the waste and the cumulative amount of waste. The Content of waste is divided into three fractions based on biodegradation rate of compound such as fast, moderate and slow. The multi-phase model describes that kitchen waste degrades much faster than wood or paper (Eq. 6).

2.3 Determination of LFG model parameters

The model parameters for the selected models were determined based on existing data and information regarding the landfill site (i.e. waste composition, known site conditions) and a review of relevant literature on LFG models. According to the field measurements carried out by Alpaslan et al., (2011) in the 73 gas collection wells in the site, methane content of LFG generated has been determined as approximately 50%. Potential methane generation capacity for Harmandalı landfill site has been calculated as 109 m³ CH₄/ton MSW based on waste characteristics given in Tab. 2. In this calculation, the waste categorization identified by CRA (2009) was applied. In order to better comparison of models, organic carbon parameter for TNO and Tabasaran & Rettenberger model was calculated as 117 kg OC/ton MSW based on calculated potential methane generation capacity of 109 m³ CH₄/ton MSW.

The value of LFG/methane generation rate (k) is influenced by moisture content, the availability of nutrients, pH, and temperature. So, the k value should be selected based on annual average precipitation and waste composition. This evaluation can be easily done by using the k value selection matrix given by CRA (2009). According to Turkish State Meteorological Service statistics, average annual precipitation (in 1971 – 2013) in the region is about 688.5 mm (<http://www.mgm.gov.tr/>). The weighted waste category no. for the site was calculated as 2.2; thus the waste deposited on the site was considered as nearly decomposable. Consequently, the k value for TNO, Multi-phase and LandGEM models was determined as 0.10. For the Tabasaran & Rettenberger model, the average temperature was determined as 30°C and k was assumed as 0.025 y⁻¹. For TNO and Multi-phase models, the dissimilation factor was assumed as 0.7. For Multi-phase model, k_i for fast, moderate and slow degrading waste types was chosen as 0.185 y⁻¹, 0.1 y⁻¹ and 0.03 y⁻¹, respectively; the organic carbon content (C_{0,i} values) for fast, moderate and slow degrading waste types was calculated as C_{0,1}=172 kg/ton, C_{0,2}=129 kg/ton and C_{0,3}=21 kg/ton, respectively.

3 RESULTS

In order to provide comparable results, the use of equal values for model parameters for every model is important. It's because, for instance, slight variations in applied k values can have great influence on LFG / methane emissions calculated. Therefore equal values for LFG generation rate (k) and organic carbon or methane generation capacity (C_{org} / L₀) were applied in this study. Only a different k value was applied for Tabasaran & Rettenberger model because depicted by Can & Alten, (2011) suggested range for k value is between 0.025 – 0.050 for this model.

After data input each model was run and prognoses were calculated. The LandGEM model, a spreadsheet based model, was run in its spreadsheet environment. For the calculations by other models, a spreadsheet was prepared based on the mathematical equations of each model, summarized in Tab. 3. The results (i.e. total and remaining LFG potential and mean annual LFG production rates) are given in Tab. 4 and variation of LFG generation by years obtained by each model is given in Fig. 1.

Tab. 4: The total and remaining LFG potential calculated by models.

Model	LFG Potential (x10 ⁹ m ³)		Mean LFG Production (x10 ⁶ m ³ /year)
	Total (1993-2067)	Remaining (2015-2067)	
TNO	0.7	0.25 (34.8%)	9.4
Tab. & Rett.	2.3	0.63 (27.2%)	30.7
LandGEM	3.3	1.60 (47.8%)	44.5
Multi-Phase	1.5	0.50 (33.0%)	20.0

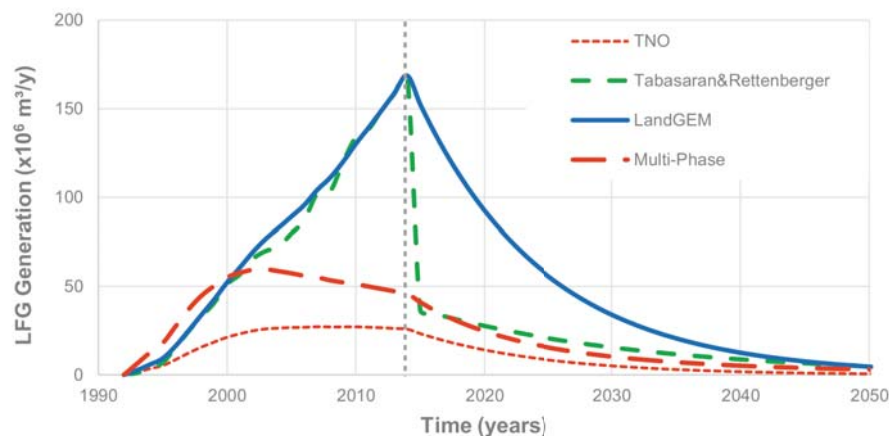


Fig. 1: Variation of LFG generation with time obtained by using selected models.

This case study clearly shows a huge difference in LFG/methane emission estimations obtained from four different LFG models. Considering the 21st year is the final year of waste placement, all models show peak methane gas generation in the end of waste placement. The peak of the graph demonstrates final waste placement at the area for all models. Between the first and final year of deposition of waste, LFG production from the site is increased with increasing degradation of compounds. Tabasaran & Rettenberger and LandGEM models, predicting less gas generation as compared to TNO and Multi-phase models, seem to overestimate the methane emission. TNO and Multi-phase models, which are based on a similar approach, have predicted lower gas volumes. The peak methane gas flow in the Tabasaran & Rettenberger and LandGEM models is approximately 2.5 times higher than that of Multi-phase model. The differences of curvature and trends with time of models are caused by the different estimation theories of the LFG models.

Remaining LFG potentials, calculated based on gas volumes between the years 2015 to 2067, indicate that remaining LFG / methane capacity of the site is less than almost 30% - 35%. Thus it can be concluded that energy recovery is not feasible for the site for current potentials.

The Energy potential of the site was calculated by theoretical calorific value of methane, i.e. 8500 kcal/m³ CH₄). And mean total energy potential of the site (for the period 1993 – 2067) was calculated as 9.5 GW whereas average remaining energy potential for the site is 3.6 GW (the potentials are given as the average of different methane potentials obtained from LFG models). It must be underlined here that this is the theoretical energy potential of the site, the actual potential will decrease by a number of factors including poor site conditions (such as water in the landfill body, air intrusion, no cover, no compaction) and collection and energy conversion efficiencies.

REFERENCES

- Alpaslan N., Dölgen D., Eker S., Seyfioğlu R., Boyacıoğlu H., Sarptaş H. (2011) Investigation of Landfill Gas Disposal and Evaluation Alternatives in İzmir Harmandalı Landfill Site. Project Final Report (In Turkish).
- Can C., Alten A. (2011) Comparison of Landfill Gas Generation Models for Solid Waste Landfill Sites. WRECC 2011, <http://wreec2011bali.com/>
- CRA (2009) Landfill Gas Generation Assessment Procedure Guidelines. Prepared for British Columbia Ministry of Environment.
- Jeon E.-J., Bae S.-J., Lee D.-H., Seo D.-C., Chun S.-K., Lee N. H., Kim J. Y. (2007) Methane Generation Potential and Biodegradability of MSW Components. Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Kamalan H., Sabour M., Shariatmadari N. (2011) A Review on Available Landfill Gas Models. Journal of Environ. Science & Tech., Vol: 4, No:2, pp. 79-92, ISSN 1994-7887.
- Oonk, H. (2010) Literature Review: Methane from Landfills. Oonkay.
- Sarptaş, H., Eker, S., Seyfioğlu, R., Boyacıoğlu, H., Dölgen, D., Alpaslan N. (2012) Models for the Prediction of Landfill Gas Potential – A Comparison. Proceedings of The International Conference on Recycling and Reuse 2012. İstanbul <http://tr2012.istanbul.edu.tr/>.
- Scharff H., Jacobs J. (2006) Applying Guidance for Methane Emission Estimation for Landfills. Waste Management 26 (2006) 417–429.

Construction and Demolition (C&D) Waste Problem in Turkey

H. Sarptas

Ege University, Solar Energy Institute, Izmir, Turkey

E. Erdin

Dokuz Eylul University, Environmental Eng. Department, Izmir, Turkey

ABSTRACT: The Construction sector, the leading growth driver of the economy in Turkey, creates a generally unseen environmental problem: C&D waste. The magnitude of the problem is still increasing with growing construction activities due to the need for new settlements, urban renewal and transformation projects in Turkey. In some regions, C&D wastes are dumped into forest, streams, ravines and empty lots; these illegal disposal causes erosion, contaminates wells and surface waters, attracts pests, creates fire hazards and detracts from the beauty of natural areas.

This study briefly focused on C&D waste generation and management issues in Turkey by giving information about the general framework of C&D waste management with legal aspects.

1 INTRODUCTION

The construction sector, one of the leading growth driver of the economy in Turkey, is also vital to the achievement of national development goals by providing shelter, infrastructure and employment to people. In last decades, the role of the construction sector has drastically increased by the new housing and infrastructure investments countrywide. Since the 1960s, rapid population growth combined with industrialization and high economic growth rates causes massive immigration from rural areas towards metropolitan cities in a short time period, which have triggered increasing urbanization rates and construction of illegal settlements in Turkey. Illegal settlements (i.e. houses built without any architectural/engineering project and permission, constructing on areas with poor foundations; and settlements on agricultural, forest and catchment areas) has created several zones with buildings having structural deficiencies in mega cities of Turkey (especially in İstanbul, Ankara and İzmir). Together with the illegal settlement phenomenon, areas with risk of natural disasters (e.g seismic risks, floods) requires intensive works such as retrofitting, reinforcement and even demolition for regions under serious risk. Many parts of the country are in active seismic zones and most of the buildings are not in conformity with earthquake safe design codes (Erdin et al., 2004).

The condition of existing building stock in mega cities of Turkey indicates that most part of the housing must be renovated through demolition, retrofitting and reinforcement activities which should be applied in short term due to high earthquake risk. In this respect, currently urban renovation/renewal projects are planned or have been started in mega cities of Turkey.

As a result, all these activities will increase the amount of construction & demolition (C&D) waste and the need for efficient waste stream management will be more important during this transformation process.

This study briefly focus on C&D waste generation and management issues in Turkey by giving information about the general framework of C&D waste management together with legal aspects. Management policy on C&D waste is discussed by the municipality for actions and implementations. The reported case study of Istanbul Metropolitan Municipality aims to identify the current situation in C&D waste management in Turkey by generating a a better understanding of the actual waste management strategy implementations on a local level.

2 C&D WASTE GENERATION AND MANAGEMENT IN TURKEY

C&D waste is a residual material generated by the construction, renovation and demolition of buildings, public works and urban developments, and it is a major part of industrial waste. Current studies on C&D waste management contain quite high uncertainties regarding quality of available data. Despite this lack of information regarding generation and recycling of C&D waste, this report aims to analyze the current situation of C&D waste management in Turkey.

Construction wastes are becoming a serious environmental problem in many countries. According to US EPA estimates, approximately 136 million tons of building-related construction debris were generated in the USA in 1996. In the USA, C&D waste represents about one-third of the volume of materials in landfills. Similarly, C&D waste makes up about 65 % of Hong Kong's landfill space. Another 35 % of the space in Canada's landfills is filled up with construction wastes and debris. In the EU, the construction industry generates about 531 million tons of C&D waste per year and represents about one fourth of all the waste generated worldwide (Tab 1). For this reason, C&D is identified as a priority waste stream by the European Union because it makes up one of the largest waste streams within the EU. The main generation comes from, in this order, United Kingdom (UK), France, Germany and Italy; over 50 % of waste in a typical UK landfill usually is construction waste (Esin & Cosgun 2007, Calvo et al. 2014). The huge amount of construction waste streams in different countries has revealed the importance of local actions in order to manage, recycle and re-use the wastes generated through the life-cycle of buildings.

Tab. 1: Average rate of recycling of C&D waste in EU countries (Calvo et al. 2014).

Country	Amount	Rec.	Country	Amount	Rec.	Country	Amount	Rec.
Denmark	5.27	94	Italy	46.31	0	Romania	21.71	0
Estonia	1.51	92	Letonia	2.32	46	Slovakia	5.38	0
Finland	5.21	26	Lithuania	3.45	60	Slovenia	2.00	53
France	85.65	45	Luxembourg	0.67	46	Spain	31.34	14
Germany	72.40	86	Malta	0.80	0	Sweden	10.23	0
Greece	11.04	5	Netherlands	23.9	98	UK	99.10	75
Hungary	10.12	16	Poland	38.19	28			
Ireland	2.54	80	Portugal	11.42	5	EU-27	531.38	46

Amount: The amount of C&D waste (in million tons), Rec: Recycling ratio (%).

In some regions of Turkey, C&D wastes are just dumped into forest, streams, ravines and empty lots; these illegal disposal causes erosion, contaminates wells and surface waters, attracts pests, creates fire hazards and detracts from the beauty of natural areas. In many countries, the large volumes of construction waste depletes landfill capacities and leads to disposal shortages and environmental concerns. It is also more problematic to dispose C&D waste that may contain such hazardous matters as asbestos, heavy metals, and persistent organic compounds (Esin & Cosgun 2007).

Many developed countries have introduced legislation and strategies to reduce the environmental effects of C&D wastes. Turkey also has several legislations regarding the management of C&D waste. The issue of C&D wastes is briefly included in Article 23 of the "Regulation for Solid Wastes Control" (No. 20814, dated March 14th, 1991 under the title "Storage of Excavation Soil").

The most comprehensive regulation in Turkey regarding handling and recovery of C&D wastes is the "Regulation of the Control of Excavation Soil and Construction and Demolition Waste" Number 25406 enacted by the Ministry of the Environment and Forestry which came into force on March 18th, 2004. This regulation includes general rules about administrative and technical subjects on the reduction, collection, temporary storage, recovery, evaluation and disposal of excavation soil and construction and demolition wastes. C&D waste grouping defined in the regulation is given in Tab. 2.

The policy behind the regulation targets is to separate waste materials at its source and to reuse and recover these materials. Collection and transfer of C&D wastes in Turkey is under the responsibility of local authorities (municipalities).

In Turkey, certain waste types in C&D waste stream are recovered by second hand market methods. Establishments, specialized in buying and selling second hand structural materials, purchase reusable second hand materials such as doors, windows, cabinets, ceramics, tiles, etc. obtained after structural demolition and repair. The reuse process is realized by transportation, exhibition and sale of these materials at open areas owned by the establishments (Altuncu & Kasapşekkin, 2011).

Tab. 2: C&D waste grouping defined in ‘Reg. of the Control of Excavation Soil and C&D Waste’.

Waste Type	Sources	Components
Excavation soil	Excavation activity	Agricultural soil, Soil, Sand, Gravel, Rock, Clay
Roadwork wastes	Road, Railroad, Airport, Runway construction, Renovation and Demolition act	Concrete, Broken asphalt, Paving stones, Sand, Pebble, Railway traverse and Ballast.
Demolition wastes	Building demolition activities	Concrete with iron, Concrete without iron, Roofing const. and cover, Wall materials (brick, briquet, stone), Stuccos, Gypsum, and others.
Complex wastes	Construction, Excavation, Renovation, Refurbishment, Demolition roadwork & others	Concrete, Wall materials (brick, briquet, stones), Stuccos, Sand, Pebble, Wood, Plastics, Ceramics, Metals, Paper and carton.

In the implementation, Turkey has several problems; it’s because the regulation has a lack of guidelines, e.g. an effective study regarding recovering has not been made.

Esin & Cosgun (2007) and Arslan et al. (2012) investigated the current status of C&D waste management in Turkey and selected İstanbul as the model/case study area. This city, the most crowded urban area in Turkey, has the highest C&D waste potential because of the high construction and demolition activities. İstanbul is the densest region in Turkey in terms of number of buildings, with 70 % of the buildings being residential ones. Thus C&D waste management works of this city is quite extensive.

The Municipality of İstanbul started a systematic study in 1995. Approx. 70,000 tons of dumped debris and excavation waste had been collected from some areas and then these areas were rehabilitated (Esin & Cosgun 2007). It is estimated, that the annual increase of C&D waste generated from infrastructure, road, bridge, maintenance/repair, construction and demolition activities is 3 % according to the population. The construction, excavation soil and demolition waste generation were determined as 1,500 kg/person/year for excavated soil and 200 kg/person/year for C&D waste (Arslan et al. 2012). Until 2002, there were no regulation for C&D waste management and all the wastes generated were disposed uncontrolled without any project and permission to private or public land in different parts of the city.

After C&D regulation published in 2004, metropolitan municipalities are responsible to take actions such as preparing plans for excavation, C&D waste management, etc. İstanbul Municipality has prepared the “Building and Demolition Waste Management Plan for İstanbul City” on March 2006. The municipalities are also responsible to determine, establish and operate all the recycle facilities and storage areas for C&D waste. Collection and transportation of excavated soil and C&D waste are carried out by private establishments. The role of the municipality is limited by announcing the list, addresses and phone numbers of these private firms. Also monitoring and controlling of these firms are the responsibility of the municipalities (Arslan et al. 2012).

In İstanbul, altogether 11 C&D waste storage areas with a total capacity of 54.3 million m³ have been established. These sites have been selected from areas where the natural ground already is deteriorated such as open mine sites. Additionally, excavated soil is reused for parks, gardens, open-space areas, recreational areas and landscaping in district municipalities. The capacities and the stored amount of C&D waste in İstanbul are given in Tab. 3. The C&D waste disposal and recycling amounts in İstanbul city between 2008 and 2012 are given in Tab. 4 (İSTAÇ 2014).

A systematic organizational infrastructure for the recycling of C&D waste so far has not developed in Turkey yet. This situation leads to large economic losses. However, the reuse of C&D waste does occur at certain levels more or less irregularly. There are building material collectors, most of them in İstanbul’s outlying suburbs. The collected salvaged building materials are sold in open and semi-open markets that could be named as “salvaged building material outlets”. At these outlets, wood and PVC doors and windows, kitchen and bathroom components (closet, wash-

bowl, kitchen sink, kitchen counter and cupboard), strips, tiles, plastic pipes, asbestos roofing sheets, wooden lath, etc. and other materials and items are sold mostly to low income population. While the collecting and selling of materials from construction and demolition works by collectors is a positive application of reusing, it is not a controlled system that functions at an efficient level (Arslan et al. 2012).

Tab. 3: C&D waste disposal facilities in İstanbul (İSTAÇ 2014).

Site	Start Date	Closure Date	Stored Waste (m ³)	Used Capacity (%)
Tayakadın	2007 – Oct	Open	21,101,854	80
DurusuBoyalık	2009 – Nov.	Open	171,170	52
Şile	2007 – Mar.	2011 – Jan.	4,291,371	100
İhsaniye	2004 – April	2010 – Sept.	10,310,378	100
Silivri	2006 – May	2010 – Dec.	307,578	100
Hamam dere	2006 – May	2009 – Sept.	6,029,800	100
Tuzla	2006 – Nov.	2010 – July	3,735,620	100
Bahçeşehir	2006 – Nov.	2007 – Oct.	558,510	100
Gürpınar	2007 – April	2008 – Sept.	257,160	100
Avcılar	2006 – May	2006 – Dec.	270,740	100
Beylikdüzü	2008 - March	2008 – Aug.	760,430	100
Total			47,749,601	

Tab. 4: C&D waste collection and recovery in İstanbul (2008 – 2012) (İSTAÇ 2014).

Year	C&D Waste (MTon)	Recovered Material (MTon)	Recovery (%)
2008	19.5	12.8	66
2009	143.5	77.8	55
2010	121.7	73.2	60
2011	227.6	117.0	51
2012	19.0	15.7	82

REFERENCES

- Altuncu, D. & Kasapşekkin, M. A. (2011) Management and recycling of constructional solid waste in Turkey. *Procedia Engineering* 21, 1072 – 1077.
- Arslan, H., Coşgun N. & Salgın, B. (2012) Construction and Demolition Waste Management in Turkey: In: Rebellon, L.F.M (ed) (2012) *Waste Mana. - An Integrated Vision*. InTech, ISBN 978-953-51-0795-8.
- Calvo, N., Varela-Candamio, L. & Novo-Corti, I. (2014) A Dynamic Model for Construction and Demolition (C&D) Waste Management in Spain: Driving Policies Based on Economic Incentives and Tax Penalties. *Sustainability* 2014, 6, 416-435; doi:10.3390/su6010416.
- Erdin, E., Alten, A. & Tunalı, T. (2004) Reuse of Construction Waste (İnşaat Atıklarının Değerlendirilmesi). 5. Endüstriyel Hammaddeler Sempozyumu. İzmir (In Turkish).
- Esin, T. & Cosgun, N. (2007) A study conducted to reduce construction waste generation in Turkey. *Building and Environment*, 42 1667–1674.
- İSTAÇ (2014) C&D Waste Management in İstanbul. İSTAÇ: İstanbul Metropolitan Municipality Environmental Protection and Waste Materials Evaluation Joint-Stock Company. (In Turkish). <http://www.istac.com.tr/hizmetler/insaat-yikinti,-hafriyat-atiklari/>.
- Ministry of Environment and Forestry (MoEF) (2004) Regulation on the Control of Excavation, Construction and Demolition Wastes. The Official Gazette, Number: 25406, March 18, 2004 (in Turkish).

Die Branchenzertifizierung der Abfall- und Recyclingbranche

Der Verein zeichnet Betriebe, die das exakte Regelwerk befolgen, mit dem EFB-Zertifikat aus. Derzeit sind rund 90 Betriebe mit mehr als 210 Standorten zertifiziert. Mit der Kundmachung der UMG Register VO im Jahre 2012 wurden die Anforderungen für Organisationen, die zu EMAS gleichwertige Umweltmanagementsysteme anwenden, geregelt. Zurzeit steht den Entsorgungsbetrieben neben der Standard EFB Zertifizierung auch die Möglichkeit der EFB+ Zertifizierung offen. Damit verbunden ist eine Eintragung in das nationale Register und die gesetzliche Gleichstellung zur EMAS.

www.vefb.at



Verein zur Verleihung
des Zertifikates eines
Entsorgungsfachbetriebes

Sind Mülleimer und Deponien die Schatzkammern der Zukunft?

SCI
AM
MEDIENHAUS
SEIT 1964



NUR
16,-
PRO JAHR

Österreichs Journal für Umwelttechnik,
Energie und Abfallwirtschaft

Bestellen Sie gleich jetzt:
Fax: 01/90 680 91112
Mail: abo@umweltjournal.at

6 GRÜNDE FÜR IHR UMWELTJOURNAL-ABO



Exklusivinterviews



Literaturtipps



Aktuelle
Förderungen



Recht und Politik



Green Innovators



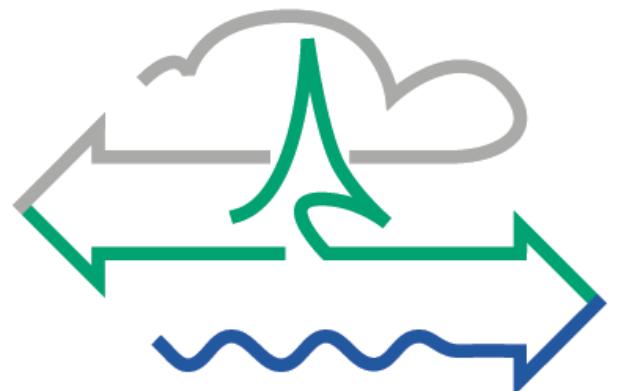
Good Practise

*) 6 Ausgaben pro Jahr, inkl. Manipulationsspesen, Versandkosten und Steuern in Österreich • Abo-Preis ausserhalb Österreichs: 22,-

GEMEINSAM MEHR ERREICHEN

Der VÖEB – Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe – ist die größte unabhängige Interessensvertretung der kommerziellen Entsorgungsbetriebe Österreichs. Über 80% der Entsorgungsbetriebe werden heute durch den Verband repräsentiert. Die private Entsorgungswirtschaft beschäftigt über 27.000 Personen und bearbeitet mehr als zwei Drittel des in Österreich anfallenden Abfalls in 1.100 High-Tech-Anlagen mit einem jährlichen Umsatz von 4 Mrd. Euro.

www.voeb.at



VÖEB

VERBAND ÖSTERREICHISCHER
ENTSORGUNGSBETRIEBE

English Abstracts

Gold Diggers, Knackers, Dustmen and Strutters – How People Used to Deal With Their Rubbish

R. Girtler

University Vienna, Vienna, Austria

The subject of waste makes up a substantial part of human cultural development. Prehistorians try to gain relevant knowledge about everyday life of earlier humans by examining their refuse.

We know, for example, from the rubbish pit that was next to the house of Martin Luther's family, that he did not come from a humble background, as he had always claimed. The problem of waste disposal doesn't start until cities begin to develop. The City of Rome very successfully solved their rubbish problem through the creation of the famous „cloaca maxima“, which even had its own goddess.

Waste was mostly dumped into a brook, into a river or even onto the streets. In two old students' songs there is mention of the rubbish on the street. Manure farmers belonged to the town picture and even Eliza's father in „My Fair Lady“ was a rubbish collector. During times of poverty many people lived in the middle of refuse and lived off the objects they found in the waste. The rubbish collectors had their own language. One of those collectors, who is also a grave digger, gives an account of his story.

Waste Management – Key Element for Developing a Sustainable Anthropogenic Metabolism

P.H. Brunner

Institute for Water Quality, Resources and Waste Management, Vienna University of Technology, Vienna, Austria

Waste management is an indispensable part of the „anthropogenic metabolism“. It ensures good hygienic conditions, enhances the utility of materials by recycling, and acts as the main filter between the anthroposphere and the environment. Hence, the relevance of waste management for any society is much larger than the 0.2-0.4 % of gross domestic product that it costs. For effective and goal oriented waste management, it is important to take into account the total turnover and stocks of material and energy in a society. Only when this entire “anthropogenic metabolism” is known, decisions regarding the control of flows of materials and energy are cost effective.

The presentation starts with a short overview over the metabolic phenomena of modern societies. It continues with pointing out the main challenges that arise from these phenomena, in particular for waste and resource management. Objectives and functions of waste management are discussed in view of a sustainable regional metabolism. Material flow analysis is introduced as a method for early recognition of depletion and accumulation of valuable as well as harmful substances, for setting of priorities regarding goal oriented waste management decisions, and for designing waste management processes and systems. In order to fulfil the goals of waste management, namely “protection of men and the environment” and “resource conservation”, recycling and disposal strategies have proven to be effective when combined. Because modern metabolism involves a very high number of substances, with several of them being hazardous, the art of today’s waste management practice is highly challenging: How to choose a smart combination of collection systems and appropriate technologies to individually collect and extract valuable substances, and to separate out hazardous substances for specific disposal in so called final sinks?

The paper stresses the point, that today, the focus of waste management is inclined towards quantitative recycling, ignoring the need for sinks for useless and detrimental materials. This results on one hand in the recycling of large masses of hazardous substances, polluting cycles and preventing a long term sustainable strategy of clean cycles. On the other hand, the necessary provision for sinks and final sinks is not taken into account. Since - despite prevention measures - very large masses of hazardous substances are still incorporated into the anthroposphere and are waiting for future disposal, this will have serious consequences for both future products and the environment. Case studies are presented to demonstrate the challenges of and solutions towards a clean cycle and final sink strategy.

Zero Waste... End or Future of Waste Management?

R. Mittermayr, H. Klampfl-Pernold & S. Siegl
Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen bei Graz, Austria

Usually the term “Zero Waste” is associated with the perspective of a complete circular economy that is therefore referred to as an illusion. This viewpoint from waste management stakeholders is quite understandable since the political demand for an increased effort on side of waste management players towards a full circular economy with closed material loops from a position starting at the end of our economic system is limited regarding its success. Under the given circumstances especially the waste related tasks of removal and concentration regarding the included contaminants are pointed out. These arguments often contribute to the limitation of waste management’s potential development to its support regarding the conservation of raw materials and energy reserves. Nevertheless the waste management sector meets the challenges of finding its place in a holistic resource and circular economy which stands in harsh contrast to an end-of-pipe circular waste economy.

An approach starting from early stages of the underlying life cycle stages outside the actual waste management is rarely represented. Areas like design for disassembly, design for recycling or design for environment are therefore covered by producers themselves or specialized consulting companies and yet this is just the entry point for existing waste management services and their expansion and further development towards Zero Waste. Through the development and implementation of intelligent system solutions together with producers and the aim of closing both product and material cycles as well as preserving the values along the diverse life cycle stages of products and services it is possible to succeed in a paradigm shift within which there is no intention on the producers side to discard themselves from their products and materials. Thus, in a first step, it is the task for companies of the resource and recycling economy to further develop the existing collection systems towards reverse logistics networks and at the same time enhance them through their treatment and recycling steps in such a way that raw materials are no longer disposed of on the waste market but can be traded on the commodity market.

It is obvious that this circular approach within the waste management systems is confronted with certain boundaries. These represent the point where services previously defined as being waste management services have to be perceived along the entire product and service life cycle. Together with a Zero Waste approach it is therefore possible to enhance the sectors product and service portfolio towards a holistic management approach realizing circular business models. More than ever, the future of our industry does not lie in the confrontation but in the cooperation. The scale of the cooperation, however, is beyond the boundaries of the sector known to us.

Slags – Risk or Chance?

R. Pomberger & D. Höllen

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

The use of slags as construction material is controversial in Austria. In the last years a public discussion has arisen which questions the use of slags. Obviously, technical and scientific considerations are superposed by economic, legal and fiscal motivations. The difference between metallic, trivalent and hexavalent chromium and their different impacts on the environment is hard to communicate to the public or is even ignored. The technical discussion in Austria within the „Technical dialogue LD and EAF slags in construction” shows that the elements chromium, fluorine, vanadium and molybdenum are considered as environmentally relevant.

Steel slags are synthetic rocks which have wide applications in civil engineering. In this context the leachability of steel slags plays a crucial role with respect to the environmental impact. Currently, besides the concentration in the leachate, also the total content of certain elements is used to assess the environmental impact of slags. The underlying assumption is that the total content represents the maximum releasable amount of a certain element. However, the actually maximum releasable amounts and concentrations result from the mineralogy of steel slags. The leachability predominantly depends on secondary phases which are formed at the boundary between primary phases and aqueous solution. The solubility of all slag phases depends on pH, redox potential and the overall chemical composition of the solution.

In thermodynamic equilibrium between a slag and an aqueous solution an equilibrium concentration is reached in the solution. Equilibrium conditions appear at low water flow rates, e.g. in unbonded base layers underneath a bonded protective layer in a road substructure. In this case the solution is longer in contact with a specific slag grain which increases pH before the initially dissolved ions can be transported away. This leads to re-precipitation of secondary phases which prevents the release of the corresponding elements. Contrary, at higher flow rates, e.g. in an unbonded protective layer, a kinetically dominated reaction regime is established where continuous input and output flows create a steady state with higher leaching rates. Consequently, the technical consensus in Austria is that both LD and EAF slags should not be used as embankment, unbonded protective layer or in the groundwater range. The use of slags in the unbonded base layer underneath a bonded protective layer is not excluded. These considerations have been confirmed in a long-term study at a Bavarian road where in the years 2000/20001 about 129,000 tons EAF slag have been used for the anti-frost layer underneath a bonded protective layer. There it was shown that even after 13 years no harmful effects on the groundwater were detected.

The importance of the use of slags in civil engineering for waste management becomes clear when considering that the recovery of metals from metallurgical slags – like for municipal waste incinerator ashes – always concerns a small mass flow. The main mass flow is the mineral percentage whose use shall be regulated in the Recycling Building Materials Directive. The use of steel slags in road construction has proved itself for decades. The continuation of this success story of waste management shall be seen not only as a risk, but also as a chance.

A possible alternative recycling path for steel slags is backfilling of subsurface voids which is necessary due to geomechanic reasons and serves public interests with respect to safety, ecology, economy and mining issues. Especially, backfilling prevents subsidence due to caving of adits. Even if the release of Cr (III) can be possible under very adverse conditions (e.g. acid mine drainage) in the upper part of the backfill body, which might be oxidized to Cr(VI) subsequently, in case of a sufficiently thick backfill body re-precipitation of secondary chromium minerals can take place in lower parts of the backfill body. This leads to re-fixation of chromium and significant reduction of chromium release.

Waste vs. Byproduct – An Austrian story

M. Eisenberger

Umweltrechtsconsulting, Rechtsanwalt, Graz, Austria

How stainless steel slag is handled legally in Austria is an example for the negligent use of the principals and guidelines laid down in the EU waste framework directive (WFD). Saving resources and sustainable development lose their meaning when the question arises, if slag is a byproduct or waste. Environmental legislation is misused to make market politics that serve only a selected few. Economy and the environment suffer negative consequences.

Waste legislation has a long tradition in Austria. This tradition led to the fact, that the waste industry became an important economic factor. A small but ever so important part of the waste legislation is the difference between waste and byproduct. Not in accordance to the decisions of the European Court of Justice (ECJ) the administration in Austria rules very much in favor of the waste status vs. the byproduct status of a material.

This waste favorable interpretation of the rules can lead to unfavorable consequences for the economy and the environment. According to the ECJ rulings and the wording of the WFD slag from steel mills is predestined to be qualified as a byproduct. The material is fit to be used directly and in an environmental sound manner, the material is not harmful for the human being, the material is produced as an integrated part of the production of the primary product and up until now the material can be used in road constructions.

The Commission of the European Union published guidelines on the interpretation of the regulations in the WFD concerning the difference between waste and a byproduct. These guidelines however, were not taken into consideration by the Austrian authorities when the question arose whether slag is a byproduct or a waste.

Slag from steel mills is used in road construction for more than sixty years in Austria. All the stakeholders except one agree on the usefulness and the meaningfulness for this field of application. Even the relevant technical guidelines, published by the Ministry of Infrastructure obligate the public road sustainer to use a certain amount of slag from steel mills in road constructions.

For a few years now the Minister for Environment is of the view that slag from steel mills is a waste and that the usage in road construction should be limited according to waste regulations. Temporary storage would only be possible for less than three years before the material would be taxable according to the Altlastensanierungsgesetz and in Austria there is the special situation, that limitations for parameters are not only binding for eluting but also for total contents. All this led to the situation that the biggest Austrian steel mill started to market its material not only in the close vicinity of the steel mill but also further away. Very much to the disliking of the stone producing industry, that was suddenly confronted with a very strong competitor.

Even though the steel industry could prove, that slag constitutes no harm for the environment, the plan is to limit the usage of slag in road constructions legally. This will cost the economy millions of Euros every year. Reusing the slag in road constructions will be limited in a massive way. Reusable material will have to be disposed of. Disposal capacity will be wasted. The substitution of raw materials will become void. The Austrian steel production will become unprofitable and work places will be lost in this area.

The intended legislation is a very bad example of using environmental regulations to establish market shares.

List of Waste – What Is Next?

P. Hodecek

Scholz Austria GmbH, Vienna, Austria

Since many years the European Commission (EC) is working on the revision of the List of Waste (2000/532/EC). The idea is comprehensible to replace the hitherto existing Directive 67/548/EC on dangerous substances and the Directive 1999/45/EC on dangerous preparations which are referred to in the considerations for the hazardous criteria (H-criteria) in Annex III of the Waste Framework Directive (2008/98/EC) by the CLP-Regulation (EC) 1272/2008 on classification, labelling and packaging of substances and mixtures by 1 June 2015.

The final approach on adapting the H-criteria (in the future: HP-criteria) to the CLP-Regulation as voted with qualified majority in the Technical Adoption Committee (TAC) in its meeting on 5 June 2014 is seen critically by a number of stakeholders and Member States.

The EC has still not conducted any impact assessment on the consequences of the whole set of criteria to classify the waste streams in conformity with the hazardous properties. This was requested by stakeholders and Member States alike.

Nevertheless the EC has drafted a legislative proposal based on the aforementioned TAC voting results in June 2014. It aims amending Decision 2000/532/EC on the list of waste and Annex III to Directive 2008/98/EC establishing properties of waste which render it hazardous in order to adapt them to technical and scientific progress and to align the identification of hazardous wastes with the criteria of the CLP-Regulation. The EC states further that it is urgent to amend the waste classification regulation: it refers to the old chemical legislation (DSD/DPD Directives) which will expire on 1 June 2015 and is being gradually replaced by the CLP-Regulation.

The Explanatory Memorandum to the legislative proposal of the EC explains, that only waste types that could be potentially affected by the review are the so-called “mirror entries”, i.e., waste types to which a hazardous or a non-hazardous waste code can be assigned, and thus require an assessment of the HPs. After all 173 waste types out of total 839 codes are “mirror entries”; that means almost 21%!

The amendments will also include new definitions of the hazardous properties HP 1 to HP 13 and HP 15. In view of the lack of sufficient information about potential impacts, the amendment of HP 14 (Ecotoxic) is temporarily postponed.

The most substantial change is that substances to cause eye-damage moved from HP 8 (Corrosive) to HP 4 (Irritant – skin irritation and eye damage). This is driven by the fact that the Landfill Directive (1999/31/EC) forbids the landfilling of corrosive waste. The strict limit value for H314 (1%) would lead to a number of waste types being classified as corrosive and thus banned from landfills.

The adaption of the waste classifications to the CLP-Regulations as it is foreseen for many hazardous properties in the legislative proposal should not be followed. The aim of waste treatment is to safeguard the environmentally sound recovery and disposal of waste. Whereas the aim of the CLP-Regulation is mainly to ensure the safe movement of substances, mixtures and products thereby protecting human health and the environment. Substance-related damage to humans and the environment is therefore to be assessed in a different way than the potential danger of inherently heterogeneous waste.

Against this background it is difficult to understand that a formal adaption of the H-criteria to the specification of the CLP-Regulation should result in a change of classification from non-hazardous to hazardous, while the properties of the waste remain the same

The Amendment of Austrian Landfill Ordinance 2008 - Acceptance Criteria Procedures 2.0

R. Starke

Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management, Vienna, Austria

The Austrian Landfill-Ordinance 2008 changed the acceptance procedure of waste for dumping based on the landfill-directive and the landfill decision made by the EU. Two years after implementation an evaluation process started to investigate the practicability of the analytic procedures. In this process an amendment of the ordinance was developed together with experts on waste characterization was enforced on the 1st of June 2014. The characterization procedures has been widely simplified, whereas successful elements like standardized list of parameters, contamination-related quantity of samples, statistical procedures waste streams including tolerance values etc. maintained. To ensure a consistent implementation a compulsory accreditation of experts, who undertake the characterization procedures on behalf of the waste owner, after an transition period has been established. On the hole this amendment should enforce a practical bunch of characterization procedures for waste aimed for landfilling.

The New Austrian Ordinance on Recycling of Aggregates – Status Report

J. Kraus

Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management, Division V/6, Vienna, Austria

Main purpose of the future Ordinance on Recycling of Aggregates is the environmentally sound recycling of construction materials.

At present the use of recycled materials is very limited because of a massive competition between raw materials and recycled aggregates and because of the fact that recycled aggregates are defined as “waste”. The new Ordinance on Recycling of Aggregates will define an end-of-waste status for high quality aggregates in order to market these more easily.

The most important criteria concerning the production of high quality construction materials are the methods used when dismantling buildings and the separate collection of (sorted) fractions at the construction site. An Austrian standard (ÖNORM B 3151) issued together with the Ordinance shall secure this approach.

Further contents of the Ordinance:

- Quality of input materials including input control,
- Quality standards and quality management for recycled aggregates (products),
- Labelling of recycled aggregates (products),
- Range of application and
- End-of-waste criteria.

Sustainable Product Design and Recycling Optimization of Innovative Lightweight Technologies

J.-P. Schöggel & R.J. Baumgartner

University of Graz, Institute of Systems Sciences Innovation & Sustainability Research, Graz, Austria

D. Hofer

MAGNA Steyr Engineering AG & Co KG, Graz, Austria

Over the last decade, the topic of sustainable development has gained importance in the European automotive industry. Because of the significant impacts cars have on our environment and society over their life cycle, sustainability related legislations have become increasingly stringent in the recent past. Therefore, the consideration of sustainability topics throughout a cars entire life cycle has not only become a task for establishing a “green” image but also for maintaining competitiveness in a changing business environment. As authors such as Byggeth et al. (2007) or Mascle & Zhao (2008) state, these considerations should start already in the early product development phase since in this phase not only up to 80 % of a products costs but also the majority of its environmental and social impacts are determined. Due to the increasingly high recycling rates, substance regulations and substance bans in the automotive industry, among other sustainability issues, it is particularly important to optimize the material composition and the recyclability of the car.

This optimization however can be challenging, since the application of innovative lightweight technologies on the one hand helps to lower the use-phase CO₂-emissions, but on the other hand involves the danger of also decreasing its recyclability. Hence, especially for such innovative lightweight technologies, which make use of rather new materials, parts and processes, such an early consideration is crucial for identifying possible problems and finding solutions timely.

One approach to deal with the challenge to develop sustainable products is the application of “Eco-Design” or “Design for Sustainability” methods such as the Checklist for Sustainable Product Development (CSPD) (Schöggel et al. 2014).

- The CSPD can be described as a tool for sustainability product development, which allows the qualitative assessment of sustainability aspects in early phases of product development, with a specific focus on innovative automotive technologies and materials,
- which facilitates the integration of awareness for sustainability into day-to-day business,
- which supports decisions over different technologies based on the sustainability assessment and
- which aims at triggering life cycle thinking among executives, designers and engineers.

Therefore the CSPD can support designers and engineers in identifying sustainability related improvement options of technologies or materials, already in early phases of product development (e.g. product vision, concept phase). The CSPD comprises a set of 47 yes/no questions, which are categorized into the four life cycle stages engineering, production, usage and end-of-life (EOL)-phase. The questions aim at the consideration of sustainability aspects which derive from a top down analysis of nine key categories for sustainability in automotive development and are linked to one or more of the four sustainability principles of the Framework for strategic sustainable development (FSSD) (Holmberg & Robert, 2000; Schmidt-Bleek, 2002).

For applying the CSPD for the optimization of products recyclability we suggest a comprehensive process, for which the CSPD can serve as a key tool. This process follows the general rationale of the CSPD, but additionally encompasses recycling specific tasks and process steps such as material testing, conducting Life Cycle Assessment or a Life Cycle Costing.

Evaluating Recyclability and Resource Potential of Deconstructing Notebook Computers

S. Gäth

Universität Gießen, Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Gießen, Germany

Recovering raw materials that are critical in supply from electronic devices requires the dismantling of these devices in order to be able to efficiently recycle the parts that contain the raw materials of interest. In this regard, especially circuit boards, hard drives and battery packs need to be considered. The feasibility of such deconstructions was evaluated by considering three notebook computers (subsequently: “notebooks”) built in 2004, 2007 and 2010. All three devices were easily disassembled - neither mechanical support nor the use of force was required. Subsequently, the content of technological components was recorded and the content of technological metals and elements was determined. The Raw Material Index shows that the resource efficiency - expressed as the usage of elements in critical supply - has been increasing with technological advancements of the respective device/ by the respective manufacturer.

A notebook consists of 1800 to 2000 single parts which - in turn - consist of several chemical elements. Due to the scarceness of certain elements on the one hand and their importance for numerous future technologies on the other hand - the European Union (EU) has issued guidelines explicitly underlining the importance of utilizing fourteen raw materials that can be recovered from discarded notebooks. However, before these elements can be recovered through recycling, a “detoxification” of the device has to take place. This means that monitors and battery packs need to be removed and disposed of separately. The remaining parts are seldom further dismantled - usually this implies shredding the parts followed by mechanical sorting. Chancerel et al. (2013) found this procedure to be very inefficient - they state that up to 90 percent of precious metals are lost due to poor sorting. This shows that the first step of deconstruction - the dismantling - needs to be further expanded.

This paper – by examining three different notebooks – presents an analysis of the dismantling process and the feasibility of deconstruction of electronic devices. The notebooks under scrutiny are: an Apple MacBook Air 11 inch from late 2010 (2010), a Fujitsu- Siemens Computers Amilo M 7405 (2004) and a HP Compaq nc 6320 (2007). These three notebooks were chosen due to substantial respective sales - thus maximizing the number of devices this paper’s findings apply to. Additionally, by choosing different years of construction, one can evaluate how the feasibility of deconstruction evolves with changing notebook generations.

The analysis shows that all three notebooks can be dismantled manually. An automatic dismantling is only appropriate when there is a large quantity of devices of the same type, from the same manufacturer to be deconstructed. In that sense, this latter process constitutes the reciprocal of production. Furthermore, by applying the Raw Material Index (RMI) for comparing and assessing usage of raw materials, one finds that the content and amount of raw materials with respect to the three notebooks change with technological progress

Development of an Ecodesign Tool for the Aircraft Industry

A.-K. Wimmer, D.Sc. A. Salles & T. Müller
A.-K. Wimmer, D.Sc. A. Salles & T. Müller

Each year over 2.2 billion passengers travel by plane. Over the next 20 years an increase of 4-5 % per annum is predicted combined with a doubling in the commercial aircraft fleet until 2050. The challenge is to meet the growth in an environmental friendly way. Aviation represents 2 % of the anthropogenic and 12 % of the transport related CO₂ emissions; an absolute amount of 628,000,000 t CO₂ per year. The Advisory Council for Aeronautical Research in Europe (ACARE) targeted for 2020 in comparison to 2000 to reduce

- fuel consumption, CO₂ emissions and perceived noise per passenger kilometer by 50 %,
- NO_X emissions per passenger kilometer by 80 % and
- the environmental impact of manufacturing, maintenance and disposal of aircraft.

Almost half of the CO₂ reduction should be achieved by more efficient aircraft. Furthermore the aircraft industry is quite a young industry and the withdrawal of aircraft becomes more and more important. The decommissioned Airbus and Boeing aircraft fleet is predicted to increase from 280 in 2012 to 800-900 in 2030. Until then the European Commission is expecting that an approach that considers economic and ecological aspects of the end of life is going to be available by the Project Clean Sky. Due to high treatment costs, relative low mass flows and a lack of technologies, only metal recycling is currently economic. Incineration and landfilling are state of the art. Ecodesign describes the reduction of environmental impacts during the whole product lifecycle by an intelligent product design. Approximately 80 % of all product related costs and environmental impacts are determined during the product design phase.

Regarding aircraft development and production, the main focus lays on minimizing cost and weight. Keeping this in mind but considering the high visibility aviation industry has in public, an Ecodesign tool will help to improve current processes within the companies to make “greener solutions” information available to the designers. Combining material and process information chosen and specified by the designer/user of the tool, the results can be used as third decision making support besides costs and weight. In case weight and costs of some alternative solution are similar, environmental criteria like recyclability will make the difference, thus making the aviation industry “greener” in the years to come and increasing its reputation in public and government. Based on bills of materials of an aircraft or a selected module and environmental data of different materials and material combinations an easy to handle database tool according to the ACARE targets has been created at Fraunhofer ICT. A comprehensive set of aircraft specific data has been collected to provide a robust basis for decision making on the environmental footprint of materials and processes. The result of the tool will show the environmental impact of the company’s products in the end of life phase. Finally the tool has been drafted in a format that can be applied in miscellaneous companies, in order to support the greening of the entire industry. Regarding the design process, the designers’ choice of materials and material combinations as well as the production process can be supported and influenced through ensuring an easy to use format for information transfer. With the tool the designers will see at once the environmental performance of the material choice and can compare it to economic and environmental aspects of different material combinations with a focus on the end of life of an aircraft. The tool can be seen as basis to set a minimum environmental standard to be met and ask suppliers to improve their environmental performance accordingly, as these questions have not been asked yet in many current customer supplier relationships in aircraft industry.

Review of the List of Restricted Substances in EEE Under RoHS

M. Tesar, M. Uhl, B. Karigl, S. Cladrowa, C. Hölzl, H. Reisinger, C. Neubauer & I. Offenthaler

Environment Agency Austria, Vienna, Austria

Electrical and electronic equipment (EEE) contains an increasing variety of organic and inorganic substances. Some of them have properties which are hazardous to human health and/or the environment.

According to the RoHS Directive (2002/95/EC) the use of lead, mercury, cadmium, hexavalent chromium, polybrominated biphenyls (PBB) and polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in EEE has been banned/restricted since 2006. Given the provisions of the recast of the Directive (RoHS2, 2011/65/EU) which came into force in 2011 the list of restricted substances shall be reviewed periodically, the first time by July 2014.

In 2012 the European Commission DG Environment launched a study with the 2 main objectives:

- to develop a methodology to identify and assess substances for a potential restriction in EEE based on the criteria in Recital 10 and Article 6(1) and 6(2) of RoHS2,
- to assess selected substances with a view to their future restriction.

The study was conducted in 2013. The main outcomes were:

- A manual describing the developed “Methodology for Identification and Assessment of Substances for Inclusion in the List of Restricted Substances (Annex II) under the RoHS2 Directive”,
- An inventory of substances used in EEE,
- A list of substances ranked according to their priority for a detailed assessment with the view of a potential restriction under RoHS and
- Detailed assessments of selected substances, the flame retardant HBCDD and the phthalates DEHP, BBP and DBP.

The developed methodology for identification and assessment of substances with regard to a restriction in electrical and electronic appliances follows a 3-step approach:

- Identification of substances which may have negative impacts on the WEEE management, by screening the substances used in EEE regarding their hazardous properties and documented negative impacts on WEEE management,
- Prioritization of substances regarding their need for a detailed assessment of their impacts on WEEE management and
- Detailed assessment of substances which most likely cause negative impacts for the environment or workers during WEEE management based on a risk based approach.

The elaborated inventory of substances used in EEE consists of more than 700 substance entries. It includes CAS and EC numbers of the substances, where available, information on the likeliness of the substance’s presence in EEE and information about the main function in EEE.

The elaborated priority list contains more than fifty substances, including eleven elements and several substance groups, ranked according to their priority for a detailed assessment of the negative impacts on WEEE management.

Four substances (HBCDD, DEHP, DBP and BBP) were assessed in detail. For all of them either a risk for the environment/human health during waste management was estimated or other negative impacts on the WEEE management could be identified.

Disposal of Lightweight and Metal Packaging Waste in Germany and Austria – A Comparison of Eco-Efficiency

K. Reh, M. Franke

Fraunhofer UMSICHT, Institutsteil Sulzbach-Rosenberg, Abteilung Kreislaufwirtschaft, Sulzbach Rosenberg, Deutschland

H.G. Baum

Hochschule Fulda, Fachbereich Lebensmitteltechnologie; Betriebswirtschaftliches Institut für Abfall- und Umweltstudien, Fulda, Deutschland

M. Faulstich

Technische Universität Clausthal, Clausthal-Zellerfeld, Deutschland

The article summarizes the results of a study commissioned by the Austrian ARA AG. A comparative analysis of the eco-efficiency of household lightweight and metal packaging waste management in Germany and Austria has been conducted. The comparison is premised on an analysis of the legal bases (packaging ordinances) and on established mass balances. Economic efficiency of both systems has been assessed by evaluation of cost structures of the three value-added steps collection, sorting and recovery. Ecologic efficiency has been assessed by the resulting greenhouse gas emissions and savings for both systems.

The systems for management of lightweight and metal packaging in Germany and Austria show some basic differences. In Austria, only one system operator offers dispensation of all kinds of packaging waste materials from households. In contrast, in Germany ten system operators are competing. This brings minor complexity and less administrative efforts for the Austrian in comparison to the German system. In addition there is no deposit requirement for ecologically detrimental one-way drinks packaging in Austria. This means that in Germany, contrary to Austria, deposit packaging amounts are not part of the dual system. Furthermore, lightweight and metal packaging waste in Germany has to be collected separately nationwide. In Austria, these waste streams are collected separately in most areas, too. However, in some regions only fractions that are recyclable with high-quality, like hollow bodies made of plastic or metal packagings, are collected selectively. The remaining lightweight packaging is systematically collected together with residual waste going to energy recovery; corresponding costs are refunded by the Austrian system. These differences e.g. lead to diverse qualities of the waste collected. In Germany, about 35 % by weight of non-packaging material can be found in the separate collection. In Austria, the percentage of impurities appeared to be substantially lower (20 % by weight). Also the licensing level of lightweight and metal packaging from households is higher for Austria (Austria: 76 % by weight, Germany: 56 to 70 % by weight).

Looking at the ecological efficiency of the Austrian system, higher rates of reused material lead to higher greenhouse gas savings per collected amount of lightweight and metal packaging – even if the German deposit system is included. Comparing the results per capita, the savings by the dual system in Germany are still lower than the savings in Austria. Involving the deposit packaging amount in Germany in the evaluation, the savings per capita get higher for the packaging disposal in Germany.

The economical comparison shows minor system costs per licensed amount in Austria. Reasons are lower specific costs for sorting and collection due to a higher licensing level and the minor percentage of impurities in the separate collection in Austria. Comparing the results per collected amount, the system costs in Austria are higher than in the dual system in Germany. Reasons are among others the minor population density in Austria, topographical differences, the parallel collection of two waste fractions (lightweight and metal packaging) and the higher degree of purity in the separate collection in Austria, which may lead to a minor bulk density. The costs of the deposit system in Germany are not included, but would certainly lead to further cost advantages for the Austrian system.

Overall the minor system complexity and the higher efficiency of the collection system lead to ecologic and economic benefits for the Austrian dual system for disposal of lightweight and metal packaging waste.

Residual Waste Analyses in Styria

K. Harather & A. Buchner
IUT GmbH, Seebenstein, Austria

V. Faist
Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz, Austria

ARGE Ingenieurgemeinschaft Innovative Umwelttechnik GmbH (IUT) and Saubermacher Dienstleistungs AG (SDAG) were engaged by the Office of the Styrian State Government, A14 Department of Refuse Management and Sustainability to conduct state-wide sorting analyses of residual waste. These were conducted on the basis of the analyses performed in 1993/94, 1997/1998, 2002/2003 and 2008. A proportion of the costs were borne by ARA Altstoff Recycling Austria AG.

In order to take into account seasonal variations, the analyses were conducted in three sessions:

- October/November 2012 (preliminary heating period)
- February/March 2013 (heating period)
- July/August 2013 (non-heating period)

For the random sampling plan sub-districts were selected within all the districts in Styria and the individual communities to be sampled were assigned to a rural or urban structure. A total of 104 part samples of about 1.0 m³ each were studied. The random samples were put through a 40 mm screen at a central sorting site in Graz. The oversize material was sorted by hand into 45 fractions. The material that passed through the screen was then put through a 20 mm screen and the 20 to 40 mm fraction was also sorted by hand. For the samples of < 20 mm, the water content, the weight loss on combustion and the calorific value were determined in the laboratory.

The results were subjected to a comprehensive assessment so as to detect any seasonal and structurally determined differences and changes compared with the prior sorting analyses performed. Comparisons were also carried out with separately collected packaging waste and scrap materials so as to be able to judge the efficiency of the separate collection systems. Following conclusions can be made:

- The high development level of the Styrian waste management has been confirmed by the result of the residual waste analysis 2013
- Styria is performing well at the separately collection. But there is still potential to improve, which would also pay off!
- Potential of valuables: At optimized separated collection approx. 65 W.-% or 80 Vol.-% of the residual waste are utilizable fractions such as paper, plastics, glass and metals
- The resulting revenue of the valuables would be 11 Mill. Euro!

The detailed results yield information for evaluating the effectiveness of waste management measures already in place and provide bases for future decisions.

Re-Use Tirol: Results from Pilot Activities in 2013

M. Meissner & Ch. Pladerer
Austrian Institute of Ecology, Vienna, Austria

Due to the European waste framework Directive 2008/98/EC stakeholders in the area of waste management shows interest in activities related to the preparation for re-use. Social integration enterprises, active in this field at local level, are a sustainable approach to contribute to the goals of the directive. Regional driven processes, like in many provinces in Austria, enable the development of existing offerings.

The main aim of socio economic enterprises is to qualify and integrate persons for the labour market and help to unburden the public funds. Repair and disassembly of products are measures that contribute to the policies of waste management. One of the key issues is the participatory approach and therefore the involvement of enterprises and their knowledge when talking about development. Stakeholders already offer almost all necessary tasks at local level. Main objective of the process is therefore the collection of these competencies and elaboration of rules to share those within a network. Cooperation between socio economic enterprises and stakeholders in the field of Waste management is a sustainable measure when preparing products for re-use.

In the year 2013 in Tirol the first pilot activities took place. In 19 waste collecting centers Re-Use-Collection-days were announced. The socio economic partner took over potential re-use able goods to be prepared for re-use in its facilities. Public announced by the waste management authorities the collected amount was 23.589 kg. In the process of preparing for re-use 3.894 kg had to be sorted out and disposed. In that way 19.795 kg of used good were transferred to the second hand shops of the socio economic partners. This means that per capita 0,46 kg were collected and 0,38 kg were finally passed to the second hand shops. The specific amounts per capita confirm the numbers and experiences in other provinces in Austria like Upper Austria, Vorarlberg and Burgenland. Overall the delivered goods were classic flee market goods like household goods and not electric and electronic devices.

A Situation Report about MBT in Styria

J. Mitterwallner & W. Himmel

Provincial Government of Styria, Department 14 – Waste Management and Sustainability, Graz, Austria

Due to high investment expenditures of public and private waste management industry a comprehensive MBT waste treatment concept for the implementation of the contents of the Landfill Ordinance 1996 has been brought to conversion in Styria with 1.1.2004. For the purposes of the EU Waste Framework Directive after which disposal autarky and proximity of the plants to the emerging waste are manifested as principles, a functioning network of rather small-structured waste treatment plants has also developed in Styria. This network take into account these points of view extensively and represent at the same time very much a high level of standards of treatment and suitable disposal security. In the discussion MBT or waste incineration Styria has always represented the point of view that only with an intelligent combination of mechanical, biological and thermal procedures, coordinated on the respective waste composition, the reaching of the waste management objectives is guaranteed in the best way. Due to the regional structure of the Styrian or Austrian waste treatment plants waste can be treated sophisticatedly and straight and routes of transport are minimized. With this investment structure an important contribution to the reaching of the purposes of the Austrian Climate Strategy was also performed in the sector waste economy, as one of the few positively balancing sectors. Beside ecological and economic advantages of the present investment structure in Styria the social component of the three pillar sustainability model may not be forgotten, which is based on the entire Styrian waste management, in a total number of about 2,600 jobs reflected.

According to the Styrian Waste Management Plan 2010 municipal waste were supplied in Styria in a total of seven mechanical-biological waste treatment plants to a law-compliant utilization or disposal. For the deposition of the resulting residues at this time a total of seven mass waste landfills available. The high recycling level of mechanical-biological waste treatment was many years a figurehead of the Styrian waste management in contrast to the so-called undifferentiated total waste combustion.

By the development of waste combustion capacities and the related decline in purchase prices it come to huge changes in the system infrastructure even in Styria. Thus, four out of seven Styrian MBT-plants have changed their operation mode from a so called rotting-mode to a so called drying mode. The fine fraction (landfill fraction) is fed instead of the rotting process to a drying process to reach an appropriate reduction of the water content for the final thermal treatment. One plant is operated in mixed mode, another plant was provisionally closed down and only one plant is currently being operated in the conventional rotting-mode. The effects of these plant changes are longer transport routes, the loss of regional jobs and a trend toward conversion of already approved mass waste landfill capacity in residual landfill volume. In addition, changes arise in terms of the extent of recycling rates.

The for decades well-established concept of differentiated regional treatment of municipal waste in Styria, its advantages, among others can be seen in the preservation of added value and jobs in the

Energy Efficiency in Mechanical Biological Treatment Plants

E. Coskun, A. Feil & T. Pretz

RWTH Aachen, I.A.R. - Department of Processing and Recycling, Aachen, Germany

L. Bruggmoser, M. Reiser & M. Kranert

University Stuttgart, ISWA - Institute for Sanitary Engineering, Water Quality and Solid Waste Management, Stuttgart, Germany

Due to the 30th Ordinance of the Federal Emission control (“30. BImSchV”) the exhaust air of MBT plants in Germany has to be collected and treated. This ordinance includes limit values for dust, carbon and nitrous oxide emissions from MBT plants. Especially the limit value for the carbon freight, which is limited to 55 g/MgInputMBA, forces MBT operators to use exhaust air treatment technologies with high energy consumption. To comply with the limit values set out by the ordinance the exhaust air is treated mainly by a combination of a biofilter and a regenerative thermal oxidation unit (RTO). RTO units are primarily not designed for the exhaust air treatment of MBT plants, which exhibits very low levels of organic contaminants hampering the autothermal catalytic oxidation. Additional energy is resulting in an increased natural gas consumption. The application of RTO units leads to the unsatisfying situation, that nearly 65 % of the total energy consumption of the process is attributed to natural gas for the exhaust air treatment.

This has motivated the German Federal Ministry of Economics and Energy (BMWi) to fund the national 3-year collaborative research project “Energieeffiziente Abluftbehandlung - EnAB“ (Energy-efficient Exhaust Air Treatment). EnAB started in August 2012 and is conducted by four partners. The research takes place in MBT plant in Germany with an annual capacity of approx. 60,000 tons. The input of the plant mainly consists of domestic waste. The MBT Großefehn is a classical MBT plant, which has a mechanical (MT) and a biological (BT) treatment part.

EnAB aims for increasing the energy efficiency in exhaust air treatment by using an alternative exhaust treatment unit in a real-scale application. The modifications of operational settings in the mechanical as well as biological part have been studied in the project. Early-stage results indicate optimization potential of energy needed in BT for ventilation of rotting boxes by changing particle size distribution (modifications in MT and BT). The influence of changed particle size distribution on energy consumption was also evaluated by a real-scale application. The modifications in the MT and BT led to an approx. 20 % lower energy consumption of ventilation.

SolidWasteSim – Simulation of Solid Waste Treatment

B. Zwisele & C. Böhm

ARGUS - Statistik und Informationssysteme in Umwelt und Gesundheit GmbH, Berlin, Germany

A critical analysis of mechanical processes in waste treatment plants hints at vulnerable spots in the interaction of plant units and deployed heterogeneous materials. The simulation of mechanical processes in waste treatment may depict the total material flow in a plant and as such, contribute to a better understanding of the behaviour in heterogeneous materials, to identify bottlenecks, to check plant modifications and hence, to support planning and reducing time for implementation period.

The project community has developed software for the dynamic simulation of user-specified plant configurations, based on a model library containing common plant components. The software is in test phase, and will be gradually developed and customized to real conditions. The simulation is based on a waste stream model, including the distribution of particle shape, size and material, water and total organic carbon content. The required waste stream data are obtained by specific waste sampling and a data regression method to estimate the waste compositions of fine fractions. Intervals of confidence are calculated from sorting results to describe the data quality. Results from the simulation of a lightweight granulator are validated by comparison with a viable range. The need for improvement of the used process model is identified.

Fuel Products from Wood Waste – A New Source of Fuels for Biomass-Combustion Plants?

A.M. Ragoßnig, T. Schiano Lo Moriello & J. Maier
UTC UmweltTechnik und GeoConsulting ZT GmbH, Vienna, Austria

This paper discusses whether wood waste is an interesting and relevant option of fuel supply for biomass combustion plants in Austria. It elaborates on the possibilities of end of waste for wood waste as its marketing as a product and its energetic recovery in ordinary biomass plants demands that the waste status of solid recovered fuels from biomass waste ends. As wood is a natural substance according to the definitions of the REACH-ordinance there is no need for a registrations according to REACH prior to the marketing of solid recovered fuels from wood waste.

In Austria the Waste Incineration Directive stipulates the ordinary way of end of waste for biomass waste. Practical experiences show that meeting the defined thresholds is very difficult as the potential sources of contamination are various such as distance blocks of one-way pellets made of particle board or organic substances used for wood protection and so on.

In addition to the ordinary procedure for end of waste there are simplified procedures for specific waste streams like wood waste that has only been processed mechanically or for brush and tree clippings. For the former no chemical analysis is required but it must be made sure that these wastes are collected separately at source. This option seems very attractive and feasible but requires respective organizational and logistic measures for the collection. For the latter wastes (brush and tree clippings) one must assess the content of fines (< 8 mm) as well as the ash content (<10 %) in order to proof that the waste is a high quality fuel and to allow therefor for the declaration of end of waste. Practical experiences have shown that meeting these thresholds once again is very difficult and requires specific measures during collection and treating of these waste in order to allow for compliance. It is questionable whether these efforts still allow for economic advantages of the end of waste declaration for solid recovered fuels from wood waste.

An analysis of the Austrian market for biomass fuels shows that wood wastes making up for more than 870,000 t/y in principal are a potential for additional biomass fuel as the need for biomass fuels is constantly growing such that there are also times of shortages in supply. At the same time the price of biomass fuels has constantly grown up to the current level of 75.00 to 105.00 €/tdm. Given these boundary conditions it can be expected that declaring the end of waste for biomass waste for waste contractors opens an interesting option for routing these waste streams with the potential of higher revenues compared to the ordinary options of routing these wastes.

Residues from the Paper Industry: Untapped Biomass?

C. Dornack, F. Schütt & W. Dietz

Papiertechnische Stiftung (PTS), Heidenau & Munich, Germany

Biomass is at the focus of political and industrial endeavours designed to curtail the use of petroleum, natural gas and coal as well as to confine the pollution of the atmosphere with fossil CO₂. Up to now, political guidelines have been aimed almost exclusively at the energy sector. In order to bring about progress in the material utilisation of sustainable raw materials, social and political policy adjustments will be necessary. In addition, material utilisation promises much greater macroeconomic effects for employment and added value than energy utilisation. One prerequisite for the necessary change-over, however, will be to identify on a broad basis which biomasses are available and for which applications are they particularly well suited. Wastes containing biomass and side streams that have been inadequately used so far promise the greatest reduction in the environmental burden.

The residues from papermaking – in particular when paper for recycling is used – provide a hitherto unrealised material potential. With a paper for recycling utilisation rate of 74 %, the paper industry is approaching a closed cycle waste management system in which the products are recovered as fibrous raw materials again after their exploitation phase. In order to maintain product quality, however, it is necessary to take fibres out of service after they have been used over and over again. Moreover, non-fibre components must be separated from the paper for recycling. This generates residues. In Germany, residues of pulp and paper production amounted to 4.8 million tonnes (moist mass) in 2013.

The conversion of residues from the utilisation of paper for recycling into raw materials for other industrial sectors and even for papermaking itself will experience a rising demand owing to the ever-increasing demands on resource efficiency. The paper industry can present itself as a maximally recycling, value-creating, waste-free industry and an important partner in a future, bio-based economy.

New developments are needed to tap these potentials. Two promising concept developments are presented: The recovery of calcium carbonate from deinking sludges through calcination, dissolution and re-precipitation (SCC process), and the acid catalysed conversion of carbohydrates in paper mill rejects into levulinic acid. It is particularly important in this regard not only to verify the technical feasibility and develop the processes, but also to formulate the economic implementation whilst taking regional access into consideration. Further innovations will be directed towards combined harnessing the organic and inorganic residue fractions.

The approaches to possible solutions address cascade use and coupled production. This makes it possible to counteract the limited availability of resources and achieve optimum resource efficiency. Energy recovery should then occur at the end of the use chain, once the material possibilities have been economically and ecologically exhausted.

Food Waste Prevention by Passing on Surplus Food to People in Need

G. Bernhofer & C. Pladerer

Austrian Institute of Ecology, competence field resource management, Vienna, Austria

For more than a decade a number of social enterprises with different organisational structures and conditions have been established in Vienna (e.g. Wiener Tafel, Sozialmarkt). All of these social organizations follow a common goal, namely the transfer of food surpluses from food related businesses to charities and people in need. Foodstuff is provided by food producers, retailers and the gastronomy free of charge.

The objective of the project „Food waste prevention by passing on surplus food to people in need“, on behalf of the Environmental Protection Department of the City of Vienna – MA22, was to represent the current status of food transfer in Vienna, involving social organisations to estimate the amount of food passed on and the demand charitable institutions have for food received at no charge from the “Wiener Tafel”. Questionnaires (and surveys) were conducted, and the results were discussed with experts.

Food producers, food retailers, etc. pass on around 2,252 tons of edible, good quality food to social enterprises in Vienna per year. 94 % of foodstuff is distributed to charitable organizations, people at risk of poverty, or sold in social markets. The main product groups include milk and dairy products (19 %), bread and bakery products (18 %), vegetables (13 %) and other foodstuff¹ (29 %).

125 tons (6 %) of passed on foodstuff are disposed, in particular rotten fruits and vegetables, hard and excessive bread. The availability of bread was considered sufficient by most of the interviewed charitable organizations (75 %) and 6 % of all organizations surveyed, claim to receive too much bread. The vegetables supplied by the “Wiener Tafel” are adequate for 50 % of the organizations, 44 % receive too little and 6 % more than sufficient. The product group fruits, potatoes, dairy products, beverages and convenience foods show similar trends.

There is an increasing demand for less perishable products like rice, pasta, oils and fats, sugar, tea, frozen products and canned goods.

The result of the study clearly demonstrates the great potential of food waste prevention and the social meaningfulness. Every year 2,127 tons of food waste can be avoided by the activities of the social enterprises in Vienna. The transfer of food surpluses is not only desirable from a social point of view but also from an ecologic point. Waste prevention, the ultimate ambition of waste management is taken into account by avoiding the environmental consequences from excessive disposal.

Analyzing Initiatives to Reduce Food Waste at Consumer Level in Styria

U. Gelbmann & M. Zimek

University of Graz, Institute of Systems Sciences, Innovation and Sustainability Research, Graz, Austria

Food waste has reached disquieting proportions worldwide. About one third of all food losses are caused by consumers mostly in the industrialized countries. In Austria, this leads to 40 kg of still edible food thrown away per household and year, equaling the cost of about 300 to 400 €. In order to tackle food waste generation at consumer level, since 2011 an increasing number of initiatives has been launched to both raise awareness and give the consumers incentives and guidance to reduce food wastage. Yet so far these initiatives have taken place in a rather uncoordinated way. Scientific evaluation of the respective goals, target audiences, concrete measures and especially outcome is mostly missing.

This paper presents the results of a 2014 survey on activities taken in Styria to raise consumers' awareness for food losses. The main research interest is to find out which kinds of and how many initiatives have taken place in Styria to avoid food losses at the consumer level from 2011 to 2013 and to develop a set of indicators by which these initiatives can be evaluated appropriately. To this end we apply a mixed methods approach, consisting of a chain referral research for activities aiming to raise awareness for food losses at the consumer level. We tried to detect "all" activities between 2011 and 2013. Each activity was categorized as to aspects like initiators, reach or motives, and the results were evaluated by applying descriptive statistics. Additionally, we conducted a series of semi-structured interviews with experts-in-the-field for triangulation.

The results show that between 2011 and 2013 numerous online and newspaper publications addressed the specific topic of food waste prevention as well as information brochures, books and documentary films on TV and in cinema. A total of 88 activities were performed in formal and informal settings addressing either the public in general or a group of already sensitized people. The initiators comprised first of all the regional government of Styria, department of waste management and sustainability, which launched the "Lebensmittel sind kostbar" initiative, providing regular platform meetings to trigger ideas, connect and inform multipliers. Other actors were also mainly official authorities like the Federal Agricultural Chamber and District Waste management Associations (AWV). Experts who were asked for their motives mentioned mainly responsibility for food or waste. Recently an increasing number of activities driven by civil society and private actors has emerged which, according to first results, are mainly driven by private reasons.

In accordance with literature we found out that awareness for food waste is raised mostly by low-threshold, informal activities aiming directly at the living environment of the addressees. Information events and activities like cooking workshops reach fewer people than films or cook-books, but according to the experts do more for raising awareness.

As for future action, it will be important to (similar to other environment related areas) find out how to transform knowledge and intentions into actions and behavior which requires a joint effort of educational and sustainability related institutions.

Best-Before-Date – Reason for the Large Extent of Food Waste?!

F. Vaak

Fraunhofer ISC, Project Group IWKS, Alzenau, Germany

S. Gäth

Waste Management and Environmental Research, Justus-Liebig-University, Gießen, Germany

Large amounts of food waste are generated along the whole value chain/food chain. Until food finally reaches the end consumers for various reasons 1.3 billion tons of food are getting lost on the way from food production to the household. In Germany the households are responsible for 61 percent of the food waste, which is the major part of the supply chain. The European Union aims to reduce the mass of food losses by 50 percent until the year 2020. Therefore, it is important to develop strategies to reduce food waste. Therefore research has to be done to specifically reduce the amount of food waste originated in the households. In this context the best-before-date and the use-by-date are very important. The European Union stipulates that the food manufacturer have to label foodstuffs with one of these dates. It is controversially discussed whether consumers can differ correctly between the best-before-date and the use-by-date. However, this might be one reason why consumers discard foods with expired best-before-date, not knowing that the products still might be eaten. A survey of consumers in Germany shows a contrary result: While 70 percent of the interviewed persons defined the best-before-date correctly, only 50 percent were able to explain the use-by-date. This leads to the conclusion that there are uncertainties about their definitions in general. Another interesting fact was the amount of food waste that had been expired when discarded. Accordingly, the household waste was examined and showed that only 9 percent of the food in the waste had a best-before-date or a use-by-date. This suggests that the misinterpretation of the best-before-date and use-by-date had just a minor effect on the amount of food waste. Finally, educational work can help to clarify the different meanings of these two dates and to avoid misunderstandings. In addition there is a need to develop strategies for sustainable handling of food within household. One opportunity for waste reduction might be to optimize food stockings as well as buying behavior.

Strategic Reflection on the Treatment of Biogenic Waste in Tyrol

A. Bockreis, I. Schneider & W. Müller

Universität Innsbruck, Institute for Infrastructure Engineering, Unit for Environmental Engineering, Innsbruck, Austria

Not all of the biogenic waste in Tyrol is collected and treated, although different treatment options for biogenic waste exist. This biogenic waste is an additional potential for recycling and resource recovery in a time where resources are getting shorter and shorter, but also economic challenges have to be fulfilled. Challenges result from tourism in Austria and especially in Tyrol due to severe fluctuations in the course of the year. This is increased through the geological circumstances of the alpine space.

In the management of food waste, seasonal fluctuations in waste production provide a challenge for the different steps in the treatment chain. Pretreatment, collection, transport and facility management have to be designed to cope with peak values. This results in an overcapacity and consequently a decreasing efficiency during periods of low waste production. One reason for such a seasonal variation in waste generation is tourism. Tyrol is a region, which is highly influenced by tourism - the ski resorts mainly participating in winter tourism and other regions primarily covering summer tourism. Additionally, touristic regions in Tyrol are often located in rather remote locations and small villages, where the impact of tourism is more significant than in larger cities. Besides the evaluation of the current status of the biowaste management on the example of Tyrol, new systems for the handling and preparation of food waste have been tested. One new option investigated is the decentralised grinding and homogenisation of food waste in the kitchen followed by longer term storage (more than 14 days) before transportation to the treatment plant. The results suggest that the decentralized pretreatment and storage of food waste don't have a high impact on the quality of the material, which will be further treated in an AD plant. The possibility of storage pretreated food waste offers new options for an optimized biowaste management. A longer and closed and safety storage of pre-treated waste next to the location of its production (kitchen and canteens) can help to reduce transport activities and hence the associated emissions. (Schneider et al. 2014)

To develop ecologic and economic optimized strategies it is absolutely necessary to compare the different aspects as unexploited potentials or biowaste as a resource and to evaluate the opportunities and risks involved. But different recycling options could lead to resource conflicts in an economical as well as ecological way. For example conflicts with areas outside the waste management are possible looking at the waste water management with different regulations. Biogenic waste could be used as co-substrates in waste water treatment plants. But in some federal states in Austria the sewage sludge could not be used as a fertilizer for farming, it has to be burnt or landfilled. With incineration or landfilling the nutrients in the biowaste were carried out of the nutrient circulation. One approach could be the usage of the low calorific fraction of a mechanical treatment plant for solid waste instead of the superior biogenic waste. The main approach is the pretreatment of the low calorific fraction before usage as a co-substrate. (Bockreis 2013)

Framework Requirements for Harmonising Food Waste Monitoring

F. Schneider
BOKU University, Institute of Waste Management,
Vienna, Austria

J. Gustavsson, K. Östergren
SIK-The Swedish Institute for Food and Biotechnol-
ogy, Göteborg, Sweden

H. Bos-Brouwers
Wageningen UR, Food & Biobased Research, The Netherlands

O.J. Hanssen, H. Møller
Østfoldforskning AS, Kråkerøy, Norway

The overall problem when comparing food waste data is the lack of a common food waste definition as well as different methodological approaches in use for quantifying food waste throughout the food supply chain (FSC). Both challenges are targeted by the FP7-funded project FUSIONS which runs between years 2012-2016. The aim of this paper is to highlight an approach how to connect waste prevention and waste management strategies framed in a resource efficiency perspective and to discuss the front- and back-end challenges with developing an overall methodological framework for quantifying food waste. The front-end approach based on time-consuming and costly case studies, comprises information (e.g. amounts, composition) from companies (e.g. according NACE classification) or households. They are highly detailed and crucial in order to understand the causes for food waste generation and to develop consecutive prevention strategies. However, these data are mostly mapped on the basis of non-representative individual/regional case studies and cannot be extrapolated to sectors, national or European levels. Although the occurrence of internal data management systems for individual companies is evident, most front-end data is inaccessible for use in public databases due to confidentiality reasons. The back-end approach which is currently used by Eurostat and most Member States focuses on food waste data (based on EWC categories) at treatment facilities. These data have not been collected with the aim of detailed monitoring food products or food waste discernable from other organic waste flows. Also, these waste categories include a currently unknown share of food waste, or edible/inedible parts of food products. Information on destination of all side streams leaving the FSC is necessary to evaluate the resource efficiency, depending both local conditions and the consideration of waste hierarchy of valorisation. Therefore, alternative approaches have to combine analysis from front-end data (combinations of generic available data with waste factors based on representative front-end data) as well as back-end data (additional analyses on composition, estimates on edible/inedible relation which gives conversion factors etc.). Connecting front- and back-end allows the tracing of any side stream from individual companies and sectors towards their destinations in valorisation or waste management options. Consequently, current handling and disposal options can be optimized from an environmental and economic perspective, based on reliable information. New cooperation models can be developed to valorise the food flow from one stakeholder as input for another stakeholder's process, preventing valuable resources becoming waste. The greater challenge is to fulfil the requirement of a higher level of information for national statistics in order to create policy and intervention strategies on the one hand, and to respect the uniqueness of each stakeholder to work efficiently on food waste prevention and resource efficiency on the other hand. The goal is to get representative front-end waste factors that can be used in combination with economic/population statistics to develop national statistics by up-scaling.

In conclusion, front-end data are crucial for waste prevention efforts on individual and sectorial stakeholder level and to develop waste factors that can be used. Due to the complexity of the FSC, European level statistics only based on front-end data are not within reach for the foreseeable future without high costs and transparency enforcement. The presented alternative in this paper to be used for national and European data for policy instruments is to convert and refine back-end waste management data. It proposes using a harmonised definition of food waste and combine these with front-end data collection on a local level. Up-scaling based on national statistics and representative waste factors calculated as average from other MS could also represent an alternative to fill national data gaps.

Sticky Waste – The Problem of Chewing Gum Litter in Open Public Areas

J. Schneider & S. Gäth

University of Gießen, Professorship of waste and resource management, Gießen, Germany

Chewing gum litter is nearly everywhere in open public areas. Despite this it is commonly found stuck underneath benches, tables, handrails and escalators. Also it finds his way onto the surfaces of public streets and squares - a sticky waste with the consequence of expensive cleaning effort. Chewing gum is not water soluble and unlike other confectionery it is not fully consumed. It is extremely difficult and expensive to remove once “walked in” and dried. Gum strongly bonds to asphalt and rubber shoe soles because they are based on polymeric hydrocarbons. It also bonds strongly with concrete paving. Removal is generally achieved by steam jet and scraper but the process is slow and labor-intensive.

The consumption of chewing gums in Germany amounts around 14.000 tons per year. The biggest group of consumers is in the age between 20 and 29 years. In a study (2013) of the University in Gießen, Germany, the problem of chewing gum disposal was researched. Various selected squares were analyzed and the numbers of existing as well as newly added chewing gum stains were counted.

The results show small spots with a high concentration of chewing gums especially around public waste baskets, manhole covers and gully grids. Within a radius of 1 sq.m near these locations 33-44 chewing gum stains are detected. In contrast, the remaining surfaces in these areas offer an average of only nine chewing gum stains per sq.m. One reason for the appearance of main areas could be the “Broken-Window-Theory”, which states, that the more areas are littered with rubbish and dirt, the more lowers the inhibition to put new waste and rubbish around there.

Newly added gum stains are counted on one of the main squares of Gießen. There are in average 19 new chewing gums on the total analyzed area (1378 sq.m) in a week on the surface. This corresponds to 0,014 gum stains per sq.m and day.

Due to the very expensive removal and labor-intensive effort of gum litter (between 5.90-15 € per sq.m in Germany), the problem has to tackle in the most sustainable way – by changing behaviour. Methods for prevention could be different. One option is to arrange poster campaigns. In the UK an association named “chewing gum action group” is working in this field. They educate, motivate and inform people about the need to dispose of gum properly – and the penalties if they don't. The results are clear with a decline of in average 54 % of gum disposal. Also an inspiring creation of waste baskets or campaigns with printed slogans on surfaces could be very effective.

There is also the opinion to impose fines on the incorrectly littering of chewing gums. But examples from the cities Frankfurt/Main and Gießen (both Germany) show clearly the inefficiency of penalties. In Frankfurt there are just 2 till 3 notifications about chewing gum littering per year, in Gießen there is not one at all. The task is to keep track of the moment of littering and to identify the right offender.

Summing up, chewing gum disposal is a public, expensive and sticky problem. Penalties are inefficient and difficult to implement. In contrast, campaigns for prevention are effective methods to reduce the gum litter in open public areas. Due to the fact, that the problem of chewing gum stains and their removal is still largely unexplored, this topic offers a wide range of new research approaches.

Strategic Challenges for the Development of a Sustainable Resource Management

J. Scheff & J. Gastrager
361 consulting group gmbh, Graz, Austria

The Austrian waste management industry finds itself in a huge area of conflicts. The amounts of waste are declining, national waste utilization plants see themselves confronted with overcapacities, profit margins are getting successively smaller and the much-cited consolidation still has not happened. An intensive price fight for waste amounts on the national waste market is the result.

Due to the financial situation and the fierce competition within the branch there are almost no options for action left for the Austrian waste management enterprises. Markets are being bought over quantities, as there is no clear potential for differentiation among waste management enterprises that could possibly be perceived by customers. Lack of differentiation and high recycling capacities are the reasons that force waste management enterprises to adjust prices down.

This resulting price spiral not only influences the much-debated recycling “quality” within the branch but as well minimizes the possibility for R&D-projects and hinders development.

Therefore it seems to be necessary to start questioning the current business model of the waste management industry.

If waste management enterprises want to be sustainable they need to reconsider their business model. Today, mere waste management services are no longer enough to make profit and they possibly will not be in the future either. It can even be expected that profitable disposal is going to turn into a charged procurement function for the production of recycling products. Surveys even show that industrial companies expect a reduction in price, if waste management enterprises want to achieve added value with their waste.

Shortage of raw materials and increasing prices offer a high potential for the processing of recycling products. Waste management enterprises need to adapt if they do not want to drop out of the market. It will be their challenge to manage the process of change proactively.

The external developments bring along a change in the groups of customers. Industrial companies are, for example, going to become more and more important as customers. According to surveys they expect an even more enhanced partnership with waste management enterprises in the future. First and foremost, they ascribe importance to the waste management enterprises in becoming a raw material supplier for industrial companies.

It seems that there will be an unavoidable need for waste management enterprises to reorganize, starting to intensify resource management and diversify product and service portfolio. The development of recycling and of recycling products opens a completely new market for waste management enterprises. It will mean for them to adjust as it is going to bear some new challenges for the abilities and resources of waste management enterprises.

New profit models are required. Waste management enterprises will have to focus on the extended value-added chain and will have to systematically develop new business models, which includes dealing with the business logic of the waste management industry as well as with the dynamic development of the industry.

Required Drivers for Resource Efficiency in Waste Management

G. Schmidt

Consulting, Judendorf-Straßengel, Austria

H. Klampfl-Pernold

Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen bei Graz, Austria

Waste is often referred to as a resource in the wrong place. The Austrian Waste Management is among the pioneers in the use of this resource worldwide. However, the existing system (legal, economic, technical) still provides both positive and negative incentives for the optimal use of this resource.

In a series of strategic papers on national and EU level resource efficiency is seen as an important contribution to securing raw materials and thus consequently as a central aspect concerning the supply situation in Europe, ranging from a complete self-sufficiency to a high import dependency. The final aim is to enhance the economic performance while reducing resource consumption at the same time leading to the central topic of reducing the absolute resource consumption. Nevertheless, especially within the waste management industry current regulations and standard practice tend to stop at the idea of an environmentally friendly as possible disposal form. This leads to the question what drivers affect the development of a comprehensive resource management both positive and negative.

For a great variety of identified drivers a rating scale for resource efficiency makes perfect sense. Therefore, the Association of Austrian Waste Disposal Companies (VÖEB) and the University of Leoben developed a resource efficiency indicator. Within the first development stage the indicator refers to refuse derived fuels (RDF) and is already been tested in practice for a first validation.

Needs the Waste Hierarchy to be Disposed?

A. Bartl

Vienna University of Technology, Institute of Chemical Engineering, Vienna, Austria

Today the Directive 2008/98/EC on waste (Waste Framework Directive, WFD) governs waste legislation and policy of the EU Member States. It shall apply as a priority order the following waste management hierarchy:

(a) prevention; (b) preparing for re-use; (c) recycling; (d) other recovery, e.g. energy recovery; and (e) disposal.

Prevention and (preparing for) re-use seem to be excellent options as they follow a simple concept: if you create less waste, you consume fewer resources and you will have to spend less effort (e.g., money, energy) to recycle or dispose of your waste. In practice, the amount of waste is still growing and there is no clear indication for a de-linking of waste generation from economic growth. It is also evident that several directives on special waste streams such as packaging waste (Directives 94/62/EC and 2004/12/EC), waste of electric and electronic equipment (Directives 2002/96/EC and 2012/19/EC) and end-of-life vehicles (Directive 2000/53/EG) demand quotas for separate collection, recycling and recovery but do not introduce binding targets for waste prevention and re-use. Even if the WFD demands that the life span of products should be increased the replacement of technical items takes place more frequently. Typically a mobile phone is replaced after 12 – 24 month, whereas it could be used for about 10 years. Obviously the WFD does not really tackle waste generation.

In Europe the quotas for recycling have been increased from 13 (in 1990) to 40 % (in 2008). However, for the future the further increase will be rather limited (2015: 45 %; 2020: 47 %). It has been demonstrated by various authors that products are increasingly becoming more complex as they contain a larger number components while the material value remains about the same. Thus recycling is getting more complex and more expensive. It is obvious that in reality the recycling rate is far away from reaching 100 %.

With the help of four arbitrarily chosen and non-exhaustive examples it is demonstrated that a circumvention of the waste hierarchy makes sense since the environmental impact can be reduced:

- Beverage bottles: Depending on the container volume and transport distances either re-use-able glass bottles or one-way PET bottles (including PET-recycling) are environmentally favorable.
- Plastics recycling: Material recycling of plastics makes only sense if a minimum of 70-80 % of virgin plastics can be replaced. Else, raw material recycling (e.g. pyrolysis) or energy recovery are favorable.
- End-of-life tires: Retreading of passenger car tires (i.e. re-use) is only environmentally feasible if the rolling resistance of retreaded tires does not exceed the values of new tires by more than 3 %.
- Cleaning and wiping rags: Heavily contaminated rags require intensive cleaning procedures (i.e. special laundries, long transport distances). Contaminated rags should preferably be incinerated instead of re-used.

Even if the waste hierarchy gives a simple priority order for waste management operations it is evident that in practice a detailed analysis of all options is inevitable. It is the aim to define the optimal utilization cascade, including one or preferable more material cycles (commonly with a decreasing value chain), finally ending in a thermal utilization. The concept of cascade utilization requires a comprehensive mapping of all relevant framework conditions but offers the chance to define the best possible result for using a given resource.

Advancement of the EDM Portal

R. Piller

AVE Österreich GmbH, HSQE-Mgmt, Wien, Austria

C. Rudlstorfer

AVE Österreich GmbH, Rechtsabteilung, Wels, Austria

It's a fact that waste business in Austria is becoming more and more transparent since 2008. Therefore the environmental ministry founded EDM (electronical data management) which should offer a legally protected basis for the enterprises in order to fulfill their reporting obligations. In the meantime due to numerous laws and acts EDM has become a very complex and difficult tool. Pretending to be a large waste management company with 28 sites in several countries and a lot more than 2 million data sets the situation becomes really unclear. With the help of some case studies we want to point out some improvement opportunities which cover for example keydata-GLN (global location number), better analysis methods for public authorities or permanent access for the users to their reports. The shown proposals shall be the basis for all involved stakeholders to facilitate their work with EDM not least due to the fact that administration of and with EDM is already a considerable cost factor for both of the authorities and enterprises. In order to reach the goal which can be seen as a frictionless data exchange between authorities and enterprises in a one stop shop lot of difficulties have to be smoothed out by the enterprises in a long term.

Sustainable Remediation – New Methods and Indicators

G. Döberl
Environment Agency Austria, Vienna, Austria

M. Ortmann
Kommunalkredit Public Consulting, Austria

L. Rosén, Y. Volchko & J. Norrman
Chalmers University, Gothenburg, Sweden

M. Bergknut
Umeå University, Sweden

Within the last decade “sustainable remediation”, i.e. enhancing the “sustainability” of contaminated site remediation by applying the principles of sustainable development has been discussed intensively at an international level by different networks and stakeholder groups under different perspectives (SURF networks, NICOLE, Common Forum and others). Among others, the need for methods and indicators to compare different remediation options regarding their sustainability has been identified explicitly as one commonly accepted outcome of these discussions. Some of the mentioned networks already published some indicator sets and “tool-boxes”, which mostly represent rather holistic approaches, making them difficult to apply at a specific site level.

As the principle of sustainable development is claiming intergenerational equity in terms of environmental, economic and social implications, comparing different options regarding their “sustainability” in meeting pre-defined remediation goals, like environmental standards, can be seen as a classical multi-criteria problem.

During the last years the authors of this contribution have been involved in the development of two multi-criteria methods addressing sustainability in contaminated site management based on different methodological approaches. On the one hand a modified Cost-Effectiveness Analysis (MCEA) based on a hierarchic system of objectives and goals has been established on request of the Austrian Ministry of Environment, which is mandatory to apply when requesting resources from the Austrian National Remediation Fund since 2012 (Döberl et al. 2013). On the other hand a Multi Criteria Analysis (MCA) was the outcome of a joint-research project under the umbrella of “SNOWMAN” carried out with two Swedish partners which has been funded by the Swedish Environmental Protection Agency and KPC. The MCA especially focusses on handling of data uncertainties and the integration of the soil function and services concept as outlined in the Draft of the European Soil Framework Directive (Rosén et al. 2014).

Based on the results of the two projects, the theoretical background of assessing sustainability and the suitability of different assessment methods in terms of transparency and flexibility is discussed. Pros and cons of different assessment methods are summed up showing the advantages of flexible classical ecologic-economic assessment methods, like MCEA or MCA, compared to “ready-to-use” software packages. Special emphasis is given on indicators, which are aimed to make certain aspects of sustainability tangible. Identifying appropriate indicators and defining principles how to measure, integrate and aggregate them represent one of the most crucial issues in designing an assessment routine. Different methods of integrating costs as one of the main drivers of contaminated site management are discussed as well as the role of system boundaries and the importance of defining appropriate boundaries

The Role of the Waste Management Sector in the Eco Balance of Different Life Styles – Greenhouse Gases, Energy, Area Demand

G. Jungmeier

JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH, RESOURCES - Institut für Wasser, Energie und Nachhaltigkeit, Graz, Austria

Considering the increasing world population, global demand for energy and material, the increasing greenhouse gas emission and energy consumption as well as the increasing competition for land, the questions arises, whether it is possible to satisfy the current needs of the living generation without compromising the needs of future generation. How many people and which consumption matters can our planet sustain? Apart from the available renewable resources it is at least the individual citizen that has to live a sustainable life e.g. using renewable energy and materials in an appropriate manner. Is it possible to life a sustainable modern life that could be a global example of a “Smart Citizen”? The purpose of this work is to assess and compare the environmental impacts – greenhouse gas emissions, primary energy demand of land – of different life styles and the role of the waste management sector.

The environmental impacts of the seven essential needs of a life style are characterized and quantified: 1) food, 2) home, 3) electricity, 4) heat, 5) mobility, 6) consumption and 7) residues and waste. For each element of these needs, e.g. meat, drinks, wood log heating, diesel car, a life cycle assessment is made to quantify the associated specific greenhouse gas emissions, primary energy demand and area demand. In a next step ten different life styles were developed and their needs are quantified, e.g. amount of annual consumption, home living space, type and amount on heating energy. There are two principal groups of life style defined:

I) average life styles: 1) world, 2) EU 27, 3) Austria and 4) Styria (one province of Austria)

II) defined life styles: 5) cheerful consumer environmental oriented, 6) cheerful consumer fun oriented, 7) thrifty consumer, 8) sustainability oriented consumer “Smart Citizen”, 9) “case study citizen” of a village in Austria in 2010, 10) “case study citizen” of a village in Austria in 2030.

The innovation is to develop a tool and an assessment system to quantify and compare the environmental impacts of different life styles per capita, e.g. greenhouse gas emissions in t CO₂-eq per capita and year based on a life cycle approach of products and services. In a global linked economy it is no more possible to compare the national emission per capita, as the intensive global trading of goods and services are not reflecting the environmental impacts per capita in national emission inventories. The relevance of this work is a tool for the describing and environmental assessment of different individual life styles in comparison to average current life styles in different regions worldwide. It offers the possibility of making a trade-off of limited resources like land, biomass, renewable energy and biomaterials for different uses, e.g. vegetarians need less arable land for food, so arable land is available for biofuels; in comparison to eating meat needs much available land for animal feed production and so no land is available for biofuels.

The results demonstrate, that the environmental impacts of different life styles show strong variation and there is a clear connection between the life style choices and the environmental impacts. The greenhouse gas emissions are mainly influenced by the type of energy carrier; the area demand is mainly influences by the type of food consumption, e.g. type and amount of meat and the type of clothing, e.g. cotton or synthetic clothes. The primary energy demand is mainly influenced by the type of home and the mobility behavior. The following conclusions are drawn:

- a life style is defined by two questions: „How much?” and „Of what?”,
- In most cases the question „How much“ has a bigger influence on the environmental impact compared to the question „Of what“,
- To make the heat and electricity demand sustainable is relatively easy and
- To make the mobility, consumption, food demand sustainable is relatively difficult

Carbon Footprint Tool for Municipal Waste Management in Styria

T. Schwarz, K. Schopf & R. Pomberger
Montanuniversitaet Leoben, AVAW, Leoben, Austria

W. Himmel & A. Gössinger-Wieser
Amt der steiermärkischen Landesregierung, Abteilungen 14 und 15, Graz, Austria

The contribution of waste management operations to environmental protection is mostly looked at in terms of the collection and treatment of waste. Due to international contracts, as Kyoto Protocol and national emission reduction objectives, Stakeholder are confronted with collecting data, calculation of emissions and presenting them within sustainability reports. Generation of this data is time consuming and expensive, therefore by applying the developed tool the possibility for modelling carbon footprints of a plant or even whole region within little time and no expert knowledge is given.

In the private sector greenhouse gas emissions were reduced since 1990, despite every Styrian person emits around 12 tons of climate effective gases per year. Carbon footprint calculators are often used to assess environmental impacts of individual behavior and life style. Characteristics of the presented climate balance tool are (1) an easy communication of results to decision makers, (2) a commitment to waste as product/secondary raw material, which could be compared to other resource streams, (3) the intention as planning, motivation and learning tool for stakeholders and non-experts.

Based on transport data and waste quantities, originating from regional statistics or evaluations, the carbon footprint model calculates the CO₂-equivalents (consisting of CO₂, CH₄, N₂O) of each municipal waste flow. The three gases were chosen because of their importance in waste treatment and the quantity of overall emissions. The presented tool has been built for regional data analysis and should help to investigate the annual impact of waste management within the whole sector. Therefore a general approach was chosen to be clear, intuitive and general applicable. The tool is now only in German language available and is modelled under Styrian conditions for municipal waste streams.

Seven waste categories in particular: bulky waste, organic waste, packaging waste as glass, metals and lightweight, paper/cardboard and residual waste were considered. Other waste streams were cut by mass-criteria of one percent. Weights of all seven waste flows should be entered into the start page of the tool as well as the transport kilometers per ton. The output graphs demonstrate the waste streams and the allocation of quantities among different processes. The carbon footprint was calculated with CO₂-equivalents; therefore it is necessary to calculate the specific climate factors of the waste streams. So greenhouse gas emissions for each waste stream per ton and year are the results. To benchmark the results the tool compares the emissions of waste management activities to reference processes as energy consumption or the extraction of raw materials.

Waste can be clearly stated as a valuable resource compared to the primary material production or energy amount needed comparatively. The resource saving potential for secondary resource usage and environmental protection due to separate collection should be demonstrated. The internet tool should help the interested parties to communicate their results, raise awareness for the topic and to motivate society to collect separately.

Eco-Efficiency Potential for Anaerobic Digestion and Composting of Biowaste

T. Pitschke, R. Peché & S. Kreibe
bifa Environmental Institute, Augsburg, Germany

This study conducted by the bifa Environmental Institute on behalf of the Bavarian State Ministry of the Environment and Consumer Protection, focuses on the analysis of the eco-efficiency potentials of composting and fermentation of biowaste.

When considering a good practice of fermentation and composting the environmental differences between these treatment options are very limited. Both fermentation as well as composting have the potential to significantly reduce environmental effects through the implementation of appropriate measures.

In the fermentation process, the environmental impact can be decreased primarily through the establishment of technical solutions for emissions reduction, as well as the expansion of external use of heat generated from biogas. A decrease of the environmental burden from composting plants is mainly achieved through optimized management of the composting process and the expanded use of the compost as a substitute for peat.

Sustainable recovery of biowaste should be aimed equally at objectives of resource conservation and minimisation of environmental burdens. Use of biowaste that is limited only to its energy content falls short of what is required if the objective is sustainable recovery. The potential of biowaste not only to protect finite resources of industrial minerals but also to maintain soil fertility must be used. Against this background, the following approaches can be identified for sustainable biowaste recovery:

- As far as possible, comprehensive exploitation of the raw material and energy utility values of biowaste. In general, recovery of separately collected biowaste is the most eco-efficient solution.
- Material flows should be controlled so that biowaste and green waste is made available to the respective optimum treatment method for eco-efficient use of energy and material potential according to their aerobic and anaerobic degradability.
- In the recovery process, anaerobic degradation for the generation of biogas can be combined with downstream aerobic degradation of the solid fermentation products to produce compost for material use of the nutritional constituents in a cascade use system.
- High, especially low-emission, plant and operating standards should be specified and implemented and the existing quality requirements set for material products should be assured.
- The willingness to innovate and invest should be ensured by reliable boundary conditions.
- Invitations to tender and own operation should place far greater emphasis on ecological aspects. Processes which operate eco-efficiently are to be given preference over solutions which only offer cost-effective disposal.
- The invitations to tender for separate collection of bio-waste or separate collection implemented by waste authorities themselves should include control instruments to ensure that high exploitation rates are achieved in households and high degrees of single waste type homogeneity are guaranteed.

Electronic Scrap: Do We Set the Right Priorities?

S. Kreibe, T. Pitschke & R. Peche
bifa Environmental Institute, Augsburg, Germany

The debate about recycling of electronic waste usually focuses on information and communication technology (IT) and the recovery of critical raw materials (here critical metals) as a key issue. Today, most of these metals are not recovered in the recycling chain. But how important are these metals for the recycling of IT products? During the last years bifa Environmental Institute worked out several projects dealing with typical IT products on behalf of different clients. These projects targeted the structure and material composition of IT products, the investigation of the current recycling practice, LCA studies and a wide variety of options for improving the recycling. In quite a number of investigations on recycling processes and their material flows bifa analyzed the ecological and economic improvement potential of the current recycling practice for IT.

Therefore, the compositions of the devices are analyzed and the quantities of bulk metals, precious metals and other critical metals are determined. Then the recycling paths are mapped in flow models from the dismantling and mechanical treatment to metallurgical processes: What happens to the contained metals and which amounts are lost in which steps of the value chain?

The investigation of exemplary IT products, their recovered and lost metals values and some published studies give the basis for a discussion of the scope of possible recovery improvement.

The result is: Metals with established recovery processes, such as gold or palladium, but even aluminum actually show significant losses. Along the complete recycling paths the yields for these metals mostly are not higher than about two third. The value losses caused by these material losses are quite high.

On the other hand, the amounts and values of strategic metals such as rare earth metals, germanium and tantalum in IT products typically are very small. So, their loss within the recycling process is of low economic importance, and it is extremely doubtful whether their profitable recovery from these products will ever be possible.

Therefore, investigations on improved recycling processes for metals, which already are recovered proves to be even more important than those on new strategic metals. Improvements are necessary with view to recycling technology and to the design of the IT devices themselves. But above all, the optimization of the value chain as a whole must be kept in view. These include also soft factors, such as cooperation along the value chain, an improved political framework, and a more successful collection of WEEE.

This can be exemplarily shown for mobile phones: In numerous waste-sorting campaigns bifa found out, that every year the average Bavarian inhabitant throws 0.11 mobile phones into the residual waste bin. So, about 9 million mobile phones are lost in the German waste bins.

A reduction of these losses by only ten percent would bring additional gold with a value of 800,000 Euros into the recycling processes. This is about the same value as that of the germanium, tantalum plus terbium contained in all the mobile phones sold to private persons in Germany per year.

Resource-Oriented Recycling of Electrical and Electronic Equipment

J. Geiping & S. Flamme

Fachhochschule Münster, IWARU, Münster, Germany

Electrical and electronic equipment is a source of scarce metals such as indium, gallium and rare earth elements. Recycling is one of the most important strategies to ensure the continued supply of such elements. With the implementation of the amended European Waste Electrical and Electronic Equipment directive (WEEE) in August 2012 and the upcoming amendment of the German Electrical and Electronic Equipment Act (ElektroG) it seems advisable to take a separate and focused look at the aims achieved so far. Primary focus is currently placed on collection and recycling rates, as opposed to the recovery of scarce resources. The difficulty of using recycling rates as a method to measure the quality of recycling becomes apparent at the mechanical treatment stage. In a primary mechanical treatment plant end-of-life equipment is pre-sorted and manually dismantled before being shredded. Through the recovery of plastics, ferrous metals, aluminum and copper, a mass relevant recycling rate of over 90% can be achieved. This would more than fulfil the requirements of WEEE, providing no incentive for further improvements in the recycling stream. Taking into account the relatively high content of scarce metals, it becomes clear that quantity-based measures for recycling are an insufficient tool to estimate the quality of the recycling process.

A 2007 study on the flows of nine trace metals associated with end-of-life mobile phones in Germany showed up dissipative losses in all steps of the recycling chain, from collection to pre-processing up to end-processing, leading to low end-of-life recycling rates. The quality of the recycling output clearly depends on the relationship between all the different actors along the value chain. The recovery of critical metals from electrical and electronic equipment is an important issue at the moment. Further incentives and research about the recovery of trace metals are therefore needed. Making improvements along all steps of the value chain is the objective of the research project “Upgrade”. Beyond technical improvements, solutions for organizational, managerial and financing aspects are required.

The determination of recycling quotas based exclusively on the processing which takes place in primary treatment facilities and do not require tracing through subsequent process steps are unsuitable means to the measure quality.

Criteria must be set out which are able to classify the quality of the recycling. This type of evaluation must set out targeted requirements for processing, reporting obligations and the monitoring of all process steps. It must also contain preventative measures against a build up of pollutants and focus on a consistently high quality recycling standard.

The entire disposal chain needs to be taken into account when evaluating the recycling success of waste electrical equipment and packaging. The mass recycling quota is currently the key evaluating factor in both cases. For an efficient quality-based recycling, in which recycling and material recovery are made a prime concern, fundamental changes need to be implemented in the evaluation methods as well as in result assessments.

Dynamic Variation of Material Composition of Secondary Ores

M. Ueberschaar & V.S. Rotter

Technische Universität Berlin, Chair of Solid Waste Management, Berlin, Germany

Through the application of high-functional and strategically important metals, waste electric and electronic equipment (WEEE) has been discussed recently as a secondary “ore”. Potential future supply risks of these specific materials lead to the necessity of a specialized recycling of electronic goods. Only a detailed knowledge about the design and the composition of the end-of-life devices can build the basis for the development of recycling strategies and gauging economic values.

With a consumption of about 60-70 % of the worldwide produced material, capacitors are the main application for Tantalum (Ta). Approximately 13 % of the produced Neodymium is used for the production of Neodymium Iron Boron (NdFeB) magnets from which 34 % is applied in hard disk drives (HDD) in Personal Computers (PC). This paper addresses the varying composition for likewise functional applications and the concentration over time exemplarily for Ta capacitors in six broad electronic product types and for rare earth elements (REE) in NdFeB magnets in hard disk drives from PC and Notebooks.

To obtain information about the share of Ta capacitors, Desktops PCs, Notebooks, flat screens, mobile phones, servers and hard disk drives have been dismantled. The visually identifiable capacitors were removed from the printed circuit boards (PCB) and the generated fractions chemically analyzed.

For determining the share of NdFeB magnets 109 PC, 6 Notebooks and subsequently over 50 hard disk drives have been dismantled. Analyses of 67 NdFeB magnets give information about the chemical composition.

Results show the ratios between Ta capacitor to PCB from 0,1-2 % depending on the device type. The chemical composition is dominated by 49 % Tantalum and 3 % Silver. The selective removal of visually identifiable capacitors has an effectiveness of 50-90 %, which yields to 5-10 g obtained Ta per kg PCB. This procedure is coupled to a loss of containing silver. The total share of separated silver is between 10-20 %.

A time trend analyses of the separated capacitors related to the device type shows a miniaturization of these components and a general reduction of the application for devices with recent manufacturing dates.

An average 3.5” hard disk drive holds a share of 3.3 % of a whole PC. For Notebooks, the share is higher with 3.6 %. Two REE containing NdFeB magnets are applied. The magnets in the voice-coil actuator and in the spindle motor have a share of 3 ± 1.5 % in PC HDD and 5.8 ± 0.7 % in Notebook HDD. The chemical analyses show Iron (63 ± 3.8 %) and Neodymium (22.7 ± 2.8 %) as main alloy materials. Depending on the substitution and the varying alloy types, partially high amounts of Dysprosium (2.4 ± 3.5 %), Praseodymium (2.5 ± 2.4 %) and also Cobalt (1.8 ± 1.7 %) have been measured. The alloys are individual for the magnets in the voice-coil actuator and in the spindle motor. This applies explicitly for the application of Dysprosium which is used mostly in the spindle motor magnet alloys.

For a time trend analysis, manufacturing dates over 14 years between 1994 and 2008 were set into relation to the chemical composition. Results show varying contents for Praseodymium, Dysprosium and Cobalt in a range of 1-3 %. For HDD with recent production dates, the total application of REE including Neodymium decreases.

Investigated for the First Time: The Recycling Chain of Waste Electrical and Electronic Equipment in an Entire German State

R. Brüning & J. Wolf

Dr. Brüning Engineering, Brake, Germany

M. Mattern

Regional Office of the Environment, Water management and Trade inspection, Mainz, Germany

1,730,794t of electrical and electronic equipment (EEE) were brought on the German market in 2010. 722,567t of waste electrical and electronic equipment (WEEE) were collected from private households but only about 1.1% of those were reused. In order to establish quality recycling and reuse of WEEE, all players along the chain need to be taken into account. In order to effectively govern the recycling chain, the Ministry of Commerce, Climate Protection, Energy and Regional Planning commissioned a study to map the ways of the WEEE in Rhineland-Palatinate (RP) in a “practical review” of the situation. The study was carried out in three work packages (WP). During WP1 municipalities in RP were questioned. WP2 focused on producers and distributors of (EEE) as well as on repair and second hand shops. WP3 dealt with treatments plants for WEEE. The main results of the WPs are described in the following paragraphs.

All 35 municipalities participated in a telephone survey, answering questions regarding the amount of WEEE collected, the organisation of collection facilities, house-to-house collection and public awareness campaigns. The main result is that approx. 30,968t of WEEE or 7.7kg per capita and year were collected in 2011. Six on-site visits revealed handling deficits and inadequate transport equipment at collection facilities. Reuse and quality recycling further down the chain is thus impeded. Only one municipality operates a reuse scheme for collected devices.

62 producers of EEE in RP were identified and asked to answer an online survey regarding take-back schemes for WEEE. 19 participants filled in their questionnaires. 11 out of 18 manufacturers producing business-to-business equipment operate a take-back system. 9 participants reuse whole devices and 6 reuse components of equipment. Similarly 42 distributors from Mainz – the capital of RP - and Donnersbergkreis – a rural area of RP – took part in an online survey. 35 participants operate take-back systems, and 17 out of these firms check returned devices for reuse. Four repair companies and three second hand shops were comprehensively questioned during on-site interviews regarding repair and remarketing of used EEE. All participants see great potential for the remarketing of devices. Repair shops cited the lack of qualified personnel as a major obstacle for reuse. High quality standards and the professional presentation of devices are seen as necessary to market second hand equipment to a wider audience.

20 treatment plants for WEEE in RP were identified, 18 of which participated in a telephone survey. 6 participants are workshops for the handicapped and process between 140t and 400t of WEEE annually. Compared to that private sector participants treat between 300t and 46,000t per year. Only 3 participants answered that they check devices or components for reuse before processing them. 11 on-site visits revealed a high amount of breakage in CRT and TFT monitors as well as gas discharge lamps before processing, mainly due to unsuitable transport equipment.

A main result is that with 7,7kg of WEEE collected per capita per year RP reaches the legal obligation of at least 4kg per capita per year comfortably. Breakage during collection and transport still needs to be reduced in order to protect workers and environment. The launch of networks that should include waste management authorities, repair shops, distributors and second hand shops is recommended in order to enable high quality collection and reuse of devices.

Preparation of a Mixed Nf-Metal Fraction for Metallurgical Recovery

S. Heinrichs, D. Rießmann & T. Pretz

RWTH Aachen, I.A.R. - Institut für Aufbereitung und Recycling, Aachen, Germany

C. Knepperger

MAV Mineralstoff-Aufbereitung und –Verwertung GmbH, Krefeld, Germany

In Germany, thermally treated waste ends up in 4.8 M. tons/a of incineration bottom ash (iba), which contains 7 – 10 wt.-% metallic particles. In iba non-ferrous metals (nf) have an amount of 2 – 5 % and are usually separated with eddy-current separators. To reduce the loss of resources (metal) in the tailings, produced nf-metal concentrates are very poor of quality as a consequence. Further processing is necessary to generate more valuable concentrates, to meet the criteria for the downstream metallurgical industry.

Within the VeMRec-project five partners from industry and two research institutions develop an innovative concept for the recovery of nf-metals from iba. The main goals of VeMRec are optimization of the recovery and further processing of nf-metals from the anthropogenic resource of bottom ash from incineration plants. The acronym VeMRec can be translated to “Loss-minimized recovery of non-ferrous-metals from bottom ash with sensor-based sorting technology”. The project is funded by the German public framework initiative ‘r3 – Strategic metals and minerals – Innovative technologies for resource efficiency’ hosted by the German Federal Ministry of Education and Research (BMBF).

In a pilot-scale plant the gained nf-metal concentrate of an existing bottom ash processing plant is treated with the goal to generate highly enriched light (Al) and heavy (Cu, Zn) metal concentrates. Besides materials-handling technology and installations for dust collection, the pilot plant contains a comminution step, two flip-flow screens and an adapted X-ray transmission (XRT) based sorting machine for separation by density. After several test series on the pilot plant the introduced processing line needs to be evaluated. Therefore, comprehensive sampling and assaying is part of every trial. The calculation of every single process is based on the results from the material analyses. The resulting model provides knowledge about process efficiency and further potential for optimisation.

To look at further improvement of the pilot plant the model is extended virtually with additional processing steps. These added processing steps are tested in separate trials with genuine material from the pilot plant. Hence, an assessment of the extended model is possible based on empirically generated data.

The advantage of this approach is the comparison of several processing alternatives by simulation. Therefore, building every variation of processing line in pilot scale is not necessary. As a result of the simulation the optimal process modification can be identified. The ideal processing line enhances purity of the products without further loss of resources.

Acknowledgement: The project upon which this publication is based is funded by the German Federal Ministry of Education and Research under project number 033R081F. This publication reflects the views of the authors only.

Recycling Concepts for Photovoltaic Modules

L. Benedek, S. Luidold & H. Antrekowitsch

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Nonferrous Metallurgy, Leoben, Austria

In the field of renewable energies photovoltaic-technologies become more and more important. Therefore an increase of end of life panels can be expected in the next few years depending on the durability of the modules. In terms of sustainability, conservation of primary resources and landfill capacities a suitable recycling for these modules has to be developed. On the one hand an appropriate recycling is necessary to recycle valuable metals and glass, which are used in photovoltaic cells and on the other hand the energy demand for recycling processes is much lower than for primary winning-technologies. In the field of thin film cells, especially the chalcopyrite cells exists no adequate respectively marketable recycling procedure until now.

So the Chair of Nonferrous Metallurgy of the Montanuniversitaet Leoben is working on the development of an optimal recycling chain for chalcopyrite cells. Experiments have been carried out with the purpose to expose the semiconductor layer of the module, so it is accessible for further treatment steps. In this connection two methods proved to be suitable, namely the thermal and the mechanical treatment. The thermal method, which is the pyrolysis, allows removing the plastic film in between the module to separate the two different glass layers. The glass sheet carrying the semiconductor requires further treatment steps. The other glass layer is not contaminated with metals etc. and can be directly inserted in the glass production as an input material. The other option for a pretreatment applies a mechanical step, for instance a jaw breaker, to crush the module and to allow the leaching agent in further steps to access to the semiconductor layer.

The next step at the Chair of Nonferrous Metallurgy is the testing of different leaching agents to firstly dissolve the semiconductor layer and then secondly extract and enrich the containing metals. For sure not only the metals but also the glass should be recycled in this process. To achieve all these requirements all the possible leaching agents will be tested in terms of quantitative and qualitative parameters, costs and effort.

Steel Slag Asphalt: Preventing the Waste of a High Quality Resource

N. Jones

Slag Business Development Manager, Steelphalt, Harsco Metals and Minerals, Great Britain

Steel slag is the inevitable by-product of the production of steel, from both the conversion of iron to steel and the recycling of steel scrap. Historically, this material has been sent to a landfill as waste, but over the last 100 years or so, a variety of uses have been found for what has proven to be a high quality, valuable resource. With this in mind, the steel industry within Europe now consider iron and steel slag to be products and not waste and as such have registered the materials under Reach (Registration, Evaluation Authorization and Restriction of Chemicals).

Steel slag is formed by the addition of lime to the molten metal in order to remove impurities and to control the quality of the steel. The resultant slag is a complex mineral formed from oxides of calcium, aluminum, silicon and magnesium along with various other trace elements. Once cooled, the slag forms a crystalline rock that can be used as a replacement for natural aggregate in a variety of construction products, including asphalt.

This paper specifically focuses on the use of steel slag as aggregate for asphalt mixtures in road construction and addresses the processing and quality control of the slag, along with its properties and the benefit of these properties for asphalt materials. It will also demonstrate that steel slag asphalt is not just an acceptable substitute for natural aggregate but can actually out-perform natural aggregate asphalt in terms of skid resistance, resistance to deformation and durability.

In-Depth Characterization of Residual Fines by Digital Image Processing

M. Berwanger, D. Rüßmann & T. Pretz

RWTH Aachen, I.A.R. - Department of Processing and Recycling, Aachen, Germany

During the processing of solid waste for the recovery of valuable materials certain residual fractions are inevitably created. As a rule, these cannot be processed at state-of-the-art solid waste processing technology for economic reasons and for quality restraints. Thus, any contained valuable materials are largely lost for the economic cycle or removed for the long-term by incineration or landfilling. The more complex mixtures of solid waste from anthropogenic utilization grow, the greater the proportion of residue fractions after processing. In particular, fine-grained materials end up in such residual fractions.

Through individual examination of objects it is possible to record detailed geometric data that cannot be detected in mechanical methods or processes. Such data can be used to determine grain sizes according to varying definitions and to deduct information concerning grain shape. In literature, a variety of shape indices is proposed. In this study, filling level, surface ripple factor, aspect ratio, sphericity and symmetric elongation were used. So-called descriptors serve for the calculation of these indices. Descriptors are simple geometric properties of an object. These are usually measures of length, as well as areas or volume.

As input material for experiments presented in this paper, fine-grained post shredder sorting residue (PSSR) originating from of shredder heavy fraction (SHF) < 2 mm was used. Input samples for microscopy and digital image processing were taken in three grain size fractions by previous mechanical sieving : 1-2 mm, 0.5-1 mm and 0.25-0.5 mm. A total of 2,881 particles were examined, 478 coarse (1-2 mm), 869 medium (0.5-1 mm), and 1,534 small (0.25-0.5 mm).

Image recording and processing was performed using a digital light microscope with a motorized specimen stage (type “VHX-2000D”, manufacturer: Keyence). The fraction of 1-2 mm particle size is investigated at 20-fold magnification, 0.5-1 mm at 30-fold magnification and 0.25-0.5 mm at 50-fold magnification. Smaller fractions are not investigated at this stage. Each particle was assigned one of ten possible material types: caking, fiber, fluff, foil/sheet, glass, metal, mineral, plastic, textile and wood.

Findings were inspected regarding connections between grain size, grain shape and material type. Concerning sphericity, glass and minerals exhibit a distinct trend towards a spherical shape can be observed that is not present for other materials. This means, glass and mineral particles tend to be round and shaped circular. On the other hand, fibers, metals, textiles and wood have low values of sphericity, meaning they have non-circular shapes. The remaining materials of caking, foils/sheets and plastics display weak spherical tendencies. Overall, as grain sizes increase, sphericity values decrease. Starting at a median of approx. 0.85 in the fine grain sizes < 0.25 mm, sphericity gradually reaches a median of 0.7 in the last increment < 3 mm and even 0.57 for particles > 3 mm.

Similar trends were observed for filling level, aspect ratio and symmetric elongation indices. Values decrease with increasing grain size. The surface ripple factor index follows an opposite trend, increasing with grain size.

Incineration as Element of Recycling Processes

K.J. Thomé-Kozmiensky & S. Thiel

TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin-Nietwerder, Germany

The primary goal of waste treatment plants is not the recycling, but to improve the environmental impact of the secondary raw materials. They can also become recognized by-products with multiple application possibilities.

The aim of all activities is environmental protection. Recycling is not an objective, recycling is, among others, an instrument of environmental protection.

All available processing techniques can be used in different combinations for waste recycling processes. Ideally the quality and quantity of the process input and the desired process output determine the type of combinations and their order. Only with mechanical processes mixed municipal waste cannot be recycled.

Only materials, which are the actually recovered portion of the process inputs, can be described as „recycled“. The indication of the whole input of waste into a recycling process as „recycled“ waste is misleading. It gives the impression of success, which is not actually achieved. This error occurs in official statistics of waste management and leads to the misunderstanding, that in Germany the aim of maximum waste recovery was already achieved.

The definition of recycling rates does not protect the environment; also quality standards have to be set. The commonly applied recycling rate says nothing about the composition of the input into the recycling process: the input can be increased by miss-sorting, without any contribution to the improvement of waste recovery.

Substitute Fuels: Co-Incineration in Cement Works and Coal-Fired Power Plants in Europe

D. Briese, A. Herden & A. Esper
trend:research GmbH, Bremen, Germany

The co-incineration of substitute fuels in cement works and coal-fired power plants increasingly gains importance in Europe. Reasons for this are given on the one hand the reduction of CO₂-emissions and on the other hand the substitution of coal by cheaper fuels. Furthermore the landfill directive lead to a significant reduction of deposited municipal waste in some countries whereby the thermal treatment and thereby also the co-incineration gained in relevance and will further increase.

In the cement market a high competition intensity is showing in some of the analysed countries because of the declining demand for cement and clinker that lead to operators of cement works having to produce especially cost-efficient. Waste-derived fuels such as used tires and prepared municipal and commercial waste because of the cost structure already account for an average proportion of more than 60 percent of fuels in Germany, the Netherlands and Austria. However high quality requirements are applicable that are decisive for the use in Europe or the analysed countries: high-quality prepared municipal and commercial waste are available in adequate quantity in countries with sophisticated waste management such as Germany and Austria. Whereas in most Eastern European countries the quality requirements are not fulfilled and the plant technology is outdated which is why their use usually accounts for less than 10 percent. Even though the clinker production is sharply decreasing (as in Germany) in part the total amount of co-incinerated alternative fuels doubles in the market prognosis until 2020 in the reference scenario in the analysed countries. The greatest gains in absolute amounts are achieved in Germany, Turkey, Russia and Poland, in relative terms the highest growths will be realised in Hungary, Turkey, Russia and Ukraine.

While waste-derived substitute fuels are used more often in cement works a co-incineration without a conversion of the plant technology in coal-fired power plants leads to technical difficulties (risk of corrosion, flue gas cleaning). Therefore only a small part of the primary fuel is substituted. Besides these technical difficulties one of the reasons is the not or hardly available preparation and not comprehensively introduced presorting in the eastern countries also in this case. Because Germany among the analyzed countries is the one with the by far highest proportion of co-incineration the market prognosis is also heavily affected by significant reductions due to shutdowns.

The presentation is based on the study „The market for co-incineration of substitute fuels in cement works and coal-fired power plants in Europe until 2020“. In the context of the study besides comprehensive research in databases and press releases around 60 expert interviews have been conducted in the analysed countries (12 selected countries in Europe – among them with Russia, Turkey and Ukraine also three non-EU-members). The potentials of the respective markets have been calculated based on scenario- and country-specific premises. The future developments of the used substitute fuel amounts and their prices in the cement works and coal-fired power plants are shown in three scenarios of which the reference scenario depicts the most probable market forecast and the two others in contrast display a more conservative or more dynamic development.

Quality Assurance of SRF for Cement Industry on the Example of the SRF-production Plant ThermoTeam

R. Sarc & J. Adam

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

A. Curtis

Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen, Austria

In Austria, the quality criteria for waste fuels burnt in co-incineration plants are defined in the “Waste Incineration Ordinance” and the “Guideline for Waste Fuels”, where limit values are given for the heavy metals content which are related to the heating value. When fossil fuels like coal etc. are substituted by different types of alternative fuels, a constant quality with well-defined properties (e.g. chemical - in present paper chlorine content) is required. In the meantime, the use of SRF in the Austrian cement industry has reached a thermal substitution rate of fossil feedstock of 72.4 % (data for 2013) and has become the so-called “state of the art”.

In the largest Austrian SRF production plant ThermoTeam (treatment capacity 100,000 tons/year), various non-hazardous wastes from household, industry and trade (i.e. high calorific value fraction from mechanical (biological) treatment plant, non-recyclable plastics from plastic sorting plants, etc.) are used for production of high quality and quality assured SRF for cement industry. In the meantime, the plant was expanded with a NIR-sorting (PET and PVC) machine based on the near-infrared technology (NIR).

The cooperation between the ThermoTeam and the Chair is based on various scientific projects. In present research project, the cooperation is focused on different tasks like review of the working performance of NIR-system installed, establishing of quality assurance concept for customer-specific identification regarding chlorine content in input materials, etc..

Results presented in the case study show a reduction of the chlorine content in the SRF produced between 9 % and 47 % compared to the chlorine content in input waste materials. Additionally, the summarized customer-specific results show a reduction of the chlorine content between 16 % and 32 %.

In the paper, legal requirements for the quality assurance in Austria, SRF-production technology applied in the ThermoTeam and case study with selected results are presented.

Heavy Metals Flows Induced by Plastics Utilisation in Blast Furnace Process

V. Trinkel, H. Rechberger & J. Fellner

Christian Doppler Laboratory for Anthropogenic Resources, Institute for Water Quality, Resource and Waste Management, Technical University of Vienna, Austria

N. Kieberger & T. Bürgler

voestalpine Stahl GmbH, Linz, Austria

Waste plastics can be utilised as an alternative reducing agent in the blast furnace process. There they are substituting for reducing agents such as coke, crude tar or heavy crude oil, for example. However, the utilisation of waste plastics as an alternative reducing agent is also associated with an additional input of heavy metals in the process. These heavy metals may not only be relevant for the process stability and the product quality but also from an environmental point of view. To which extent gaseous emissions or waste water from furnace gas cleaning may be influenced by feedstock recycling of waste plastics have been hardly investigated so far. Therefore, heavy metal flows (Zn, Pb, Hg, Cd) in the blast furnace process and its satellite processes (e.g. top gas scrubber) have been analysed. Moreover, it has been evaluated to which extent the usage of waste plastics affects the emissions in environmentally relevant output flows (e.g. cleaned top gas). For this purpose environmental monitoring and process data, which are collected by the voestalpine Stahl GmbH, have been analyzed. These data include concentration as well as mass and volume flow measurements, respectively. The results of the performed material flow analysis (MFA) demonstrate that the utilisation of waste plastics as a reducing agent increased from 2007 to 2011 from about 17 kg/t hot metal HM to 35 kg/t HM. Thus, also the input of heavy metals increased. However, the “geogenic” share on the total input of the heavy metals considered is for almost all elements bigger than the share originating from waste plastics. Due to the utilisation of plastics only the overall input of Cd and Hg is significantly affected. For the Cd input into the blast furnace waste plastics represent the dominant source (60 % of the Cd input originates from waste plastics). About 30 % of the total Hg input originates from waste plastics.

Detailed investigations of heavy metal emissions in the cleaned top gas, the waste water (originating from the wet top gas scrubber) and the sludge, which is landfilled, indicate that the emission levels are independent from the amount of inserted heavy metals (Hg, Cd, Pb, Zn) and thus the amount of waste plastics utilised. Therefore, it can be concluded that no negative environmental effects are expected for the current practice of waste plastics utilisation in the blast furnace.

Feeding of Refuse Derived Fuels in the Cement Industry

U. Pflaumann

Schenck Process GmbH, Sales Heavy Industries, Darmstadt, Germany

In the energy-intensive industries of cement production, the use of refuse derived fuels (EBS) is in common since several years especially to decrease costs. Whilst an additional contribution or at least free of charge EBS found their way to the rotary kiln in the last years, nowadays a market pricing is taking place. This situation leads to recognizing more and more the problems coming along with the use of EBS in the cement industries. Beyond the problems with transport and storage EBS generating challenges to the feeding technologies and to the staff. Among others one reason is that the term “EBS” neither is standardized nor normalized. EBS can be biogenous origin e.g. coffee or rice husks as well as a mixture of different kinds of waste. The user often sees the energy production combined with the reduction of costs only. The vendors of EBS use the waste regulations to describe the properties of their offered EBS. Both often lose the sight of the specification for the material handling and feeding behaviors of these products.

The requirements to the specification and to the systems engineering for feeding systems will be explained as an experience report combined with case studies.

Real-Time Analysis of Solid Recovered Fuels through Near-Infrared-Technology

P. Krämer & S. Flamme

IWARU Institute for Water, Resources Environment at the Münster University of Applied Sciences, Münster, Germany

With the expanding potential of data processing, the scope of application for near-infrared technology in the area of waste processing is continuously growing.

The use of NIR technology for real-time quality assurance for solid recovered fuels is relatively new. Real-time quality control and assurance is assured through continuous NIR identification of material groups and by linking this information with average concentrations.

Unlike the established (offline) laboratory analysis method, this form of analysis allows for a direct influence on quality during processing, which can in turn lead to improvements in, for example, optimization of the amount of primary energy sources added and the production of solid recovered fuels according to the specific needs of the particular firing systems (coal-fired power plant, cement plant, etc.).

With a view to enhancing the performance of NIR technology for solid recovered fuels, a system for real-time analytics is currently being developed further under the framework of a joint research project of the company TOMRA Sorting and Münster University of Applied Sciences.

The accuracy of the system is determined by different conditions. For example black and relatively small particles can so far not be detected through the currently used NIR system.

The relatively low penetration depth of NIR radiation into the material surface is also currently an issue with its use in quality control and assurance of solid recovered fuels as it affects accuracy. A further complication is that this can lead to inaccuracies in the determination of the water content.

The need for further research is indicated by the conditions mentioned above.

Primary Gravel Production at Industrial Locations

S. Kreuzwieser

Porr Umweltechnik GmbH, Office Upper Austria, Austria

S. Prentner

Bernegger GmbH, Betriebsleitung NTA Linz, Austria

The consortium ARGE GROUND UNIT produces CE-certified gravel and sand from contaminated excavated materials in a wet separation plant on the area of voestalpine Stahl GmbH. The products are used as aggregate for concrete and for unbound and hydraulically bound base layers.

The treated materials come from various construction projects on the site of voestalpine in Linz. This area is industrially used since nearly 100 years. The material contains typical pollutions from steel production of former decades. Without treatment in the separation plant of ARGE GROUND UNIT, it would be necessary to carry nearly all excavations to a landfill.

This - more or less contaminated - sandy gravel is ideal to be separated by this plant into grain classes. Normally the pollutants adhere to the fine fractions. These are washed of the coarse stones and are dispersed in the process water, where they get filtered out as pressed sludge. So the pollutants are concentrated in the fine material.

The treatment consists of a dry processing unit (mobile crushing and screening) for an optional pre-treatment and a water-supported separation plant.

After the removal of iron parts through magnet separator, the material is transported into a washing drum. Most light and floating parts are washed out in the washing drum by the counter flow principle. Cohesive soil parts disperse in the washing water. In the next step, the material reaches a double deck preliminary screen. The oversized material (> 32 mm) is falling into a crusher and could be passed into processing circuit again. The undersized grain (< 4 mm) flows forward with the processing water. The middle fraction (4 – 32 mm) attains into a two axles log washer. The input of mechanic energy by rotating and friction causes the cleaning of the coarse parts. As mentioned above most contaminations adhere on the surface of the parts. In this way the harmful substances can be removed from the recyclable gravel and accumulated in the fine fraction. Heading forward through the process, the material 4-32 mm passes a density separation to remove brick peaces and other light or heavy parts, which may cause troubles in the usage as concrete aggregate.

The grain smaller than 4 mm flows with the process water. In order to achieve an optimal sand quality, slimes and humus components are removed in an up-stream classifier. The sand dewatered in a bucket wheel separator. The water treatment unit consists of a combination of sedimentation (flocculant unit, decanter) and a chamber filter press.

The washed coarse fractions are classified according to the intended application. The required quality criteria are checked continuously (Austrian and EU standards for concrete aggregate ÖN B 3131 and ÖN EN 12620 as well as for unbound and hydraulically bound base layers ÖN B 3132 and ÖN EN 13242). Particular attention is paid to the environmental - chemical parameters which are monitored in much shorter intervals than the standards requires.

The produced gravel and sand is a high-quality substitute of raw material for the construction industry in the region in and around the city of Linz. The situation of the wet separation plant directly at the source brings substantial environmental and economic benefits. The transport services are largely limited to internal distances. The non-recyclable materials require less than a quarter of landfill capacity compared with the amount of incoming material. The natural resources are preserved best. The environmental impact is kept to a minimum.

Resource Efficiency in the German Steel Industry

J.I.R. Müller

TU München, Institute of Resource and Energy-Technology, Straubing, Germany

W.A. Mayer

*TU München, Institute of Resource and Energy-Technology, Straubing, Germany;
Hochschule Kempten, Faculty of Mechanical Engineering, Kempten, Germany*

R. Deike

University of Duisburg-Essen, Institute of Metallurgy and Steel Production, Duisburg, Germany

Recovery and recycling of metals from residues is important for protecting our natural resources. Therefore we identified approaches for the utilization of residues of the German steel industry to improve resource efficiency. The study focuses on the residues blast furnace sludge, basic oxygen furnace dust/sludge and electric arc furnace (EAF) dust. The objective of the study was to find further, more efficient connections between process chains.

Steelmaking in Germany takes place in integrated steel plants. The process chain covered in this study comprises sintering, hot metal production in blast furnaces, crude steel production with basic oxygen furnaces, and forming, which comprises continuous casting and rolling mills. Steelmaking in electric arc furnaces is included in the process stage of crude steel production. We used results from material flow analysis to illustrate and analyze specific output flows of residues throughout this process chain. Different kinds of recycling were defined for material flows. Closed-loop recycling means the recycling of residues into the original process or into another process of the process chain. Open-loop recycling means the utilization of residues in processes of other industries (not within the original process chain). Therefore open-loop recycling connects industries and companies with one another. In Germany a major open-loop recycling method of the steel industry is the external processing of residues to recover zinc and other elements. For this the OxyCup-process, the DK-process and the Waelzprocess are established. Alternative processes are the Inmetco process and the Primus process.

Closed-loop recycling returns raw materials into the original process chain which prevents the loss of natural resources. However, accompanying elements contained in residues returned to sintering plants can be detrimental to the following blast furnace process. Although closed-loop recycling has the advantage to recover raw materials for the original use, open-loop recycling opens up the possibility to recover different elements (not only iron) which can be used in other industrial processes.

Efficient Re-Use of Tunnel Excavation Material by Using New Technologies

H. Erben & R. Galler

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Subsurface Engineering, Leoben, Austria

Watching the upcoming underground projects within the European region, more than 800 million tons of material will be excavated for the construction of underground infrastructures such as railway and road tunnels, metros and power plants in the predictable future.

But what happens with the spoil material? Nowadays, tunnel boring machine (TBM) muck is considered as waste and is usually disposed of to landfills as it represents the simplest, but not the most cost-effective method. However, this action involves environmental impacts and transport issues (landfill areas, CO₂ emissions, noise, and water and soil contaminations).

The last 30 years have shown that parts of the spoil can be recycled either for on-site uses (e.g. concrete for linings) or as primary resource for other industrial sectors (e.g. brick industry). This requires a continuous evaluation of the raw material quality (petrographic, chemical and physical rock properties), processing of the suitable raw material, and storage areas outside the tunnel. A way to reduce environmental impacts and maximise the use of excavation material is to analyse and separate TBM muck on-line, inside the tunnel, on the back-up system of a tunnel boring machine to utilise the reuse potential.

These are some of the goals of the DRAGON (Development of Resource-efficient and Advanced underGrOund techNologies) project. DRAGON is a collaborative research project funded by the European Union. The research leading to these results has received funding from the European Union Seventh Framework Programme (FP7/2007-2013) under grant agreement no. 308389. This transnational project offers a high future potential by involving partners and know-how from the Montanuniversitaet Leoben, construction companies, consulting offices and a TBM manufacturer.

The project aims to achieve resource efficiency in tunnelling and other underground construction processes by turning the excavation material into a valuable resource for other processes and sectors such as the cement, steel, ceramic or glass industries. The research sets out to solve this challenge by developing a prototype system for the automated online analysis, separation and recycling of excavated materials in underground construction sites. The entire chain from characterisation to classification and processing of the excavated material will be conducted completely underground, when possible on the TBM. The use of excavation material for various purposes is designed to save natural primary resources while also providing a high economic value. The assessment of resource efficiency for different usage scenarios on a quantifiable basis and thus providing a sound basis for decision making by authorities is a relevant objective as well.

Another important research topic is to find new economic ways to exploit excavated material. For the enhancement of muck material usage a web-based excavation material database system (EMDS) is being developed, providing access for the client, construction companies and companies from the mineral industry. The system combines the results obtained from the online material analysis of a certain project with a raw material database that contains all specifications concerning industrially used raw material. This architecture allows an immediate classification of the excavated material into usage groups and a pre-selection of potential industries that can use the excavated rocks as a base for their products. The implementation of the excavation material database within the tunnelling and mineral industry marks an important step towards a modern, web-based trade of mineral resources.

Use of a Pneumatic Table for Reprocessing of Fine-Fractions Out of Metal-Composite Scrap Milling

H.A. Schwarz
Schaufler GmbH, R&D, Ybbs/Donau, Austria

H. Flachberger
Montanuniversität, Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung, Leoben, Austria

H. Tröbinger
IFE Aufbereitungstechnik GmbH, Waidhofen/Ybbs, Austria

This paper presents a reprocessing process for fine-fractions out of metal-composite scrap milling. These fractions contain valuable metal up to 1.5 – 3 percent of the entire milling feed. Currently most of those fine-fractions are treated by thermal utilization and therefore most metals are either lost or can only be recovered with great effort from the incineration slag.

From a business point of view reprocessing of those fine-fractions has to be done in a dry process. Thus the formation of volumetric fluff as well as a broad particle and density spectrum are challenges for the process. Based on comprehensive characterization of different fine-fractions which were done by the so-called “fractional analysis” technical experiments were used to test the prospects of success in industrial scale. Differences between the metal recovery in laboratory and industrial scale are shown.

Based on these results process is prepared for avoiding the fluff fraction and improving the recovery of valuable metal.

Recovery of Critical Metals from Rinsing Water by Zero-Valent Iron

D. Höllen & L.-M. Krois

Montanuniversität Leoben, AVAW, Leoben, Austria

P. Müller & R. Mischitz

ferroDECONT GmbH, Leoben, Austria

T. Olbrich & R. Olbrich

Uni, Institut, Ort, Land

Raw materials, which are of great economic importance, but for which the risk of supply bottlenecks is valid, are considered as “critical”. Others, where this risk might occur due to market changes are called “potentially critical” (FFG 2012). The following metals are defined as (potentially) critical raw materials either by the EU or by the FFG: Be, Mg, Mn, Ni, Co, Zn, Cr, Al, Ga, In, rare earth elements (REE), Ge, Sb, Nb, Ta, W, V, Mo, platinum group elements (PGE). To counteract supply bottlenecks, critical metal recovery from waste and waste waters plays a crucial role. While critical methods are already recovered from high-concentrated process waters, only recently low-concentration rinsing waters come into focus due to rising raw material prices.

Within the project “RECOMET – Recovery of Metals” it is being investigated which (potentially) critical raw materials can be fixed from rinsing waters by reduction-induced precipitation and/or adsorption using a fluidized-bed process with iron granules according to e.g.



Finally the fixed metals are separated from the solution by filtration. A fluidized-bed technology (ferroDECONT-process), which is approved for the remediation of contaminated sites, i.e. the reduction of chromate and the know-how in the field of waste water cleaning (AVR) are adapted to the new field of critical metal recovery considering the transition from the “disposal society” to the “recycling society” to lay the foundation of future R&D projects for metal recovery from rinsing waters. This methodology is applied to reach the following aims:

- Identification, quantification and characterisation of suitable waste waters,
- Identification of technically and economically fixable critical metals,
- Acceleration of reaction kinetics by optimisation of flow regimes,
- Minimisation of the use of chemicals by physical phase separation and
- Chemical and mineralogical characterisation of filter cakes.

First results indicate that a good portion of critical and potentially critical metals can be removed significantly from waste water by zero-valent iron. The metal recovery efficiency in laboratory tests accounts for more than 99 % in case of Rh, In, Ta, Co, Mo, Ga, Al, Nd and Ni. Concentrations of critical metals in the resulting sludge are in the range of 1 - 1.7 wt.-%, which is above the content of natural ores for many metals like e.g. indium. However, interaction and separation of various metals from polymetallic waste waters might be highly challenging and will be investigated within the project.

The aim of the project is to gain information on critical raw materials, which can be removed from rinsing waters by the effort of an improved fluidized-bed technology using iron granules.

Electrodynamic Fragmentation: An Innovative Recycling Technology for Composite Materials

F. Gehring, B. Niblick, R. Graf, J.P. Lindner, C.P. Brandstetter & S. Albrecht
Fraunhofer Institut für Bauphysik, Abteilung Ganzheitliche Bilanzierung, Stuttgart, Germany

V. Thome & S. Seifert
Fraunhofer Institut für Bauphysik, Abteilung Beton, Valley, Germany

Composite waste materials, such as concrete rubble, are difficult to recycle due to their heterogeneous composition. Conventional mechanical crushing methods fail to effectively separate and sort the various fractions, thereby hindering the recycling process. Electrodynamic fragmentation uses ultra-short underwater laser pulses to blast apart grain boundaries, thus yielding the desired fractions. While the technology's effectiveness has already been demonstrated in the laboratory, its environmental impacts still need to be investigated: for example, does it make environmental sense to use electrodynamic fragmentation to create recycled material for reuse or are there other more efficient and less energy-intensive ways to accomplish the same task? Sustainability analysts use the scientific method of life cycle assessment (LCA) to evaluate potential environmental impacts of products and processes, such as electrodynamic fragmentation. This study examines the technology's environmental impacts and unique opportunities in the construction and recycling sectors.

Green Efficiency of Waste Treatment Machines

H. Leitner

Komptech GmbH, Frohnleiten, Austria

C. Oberwinkler

Komptech Umwelttechnik GmbH, Frohnleiten, Austria

Whilst in the past investment costs in machinery took centre stage in the deliberations of recycling plant operators, today operating costs in the form of energy, wear and personnel, and machine availability, are the focus of attention. Operating costs are influenced to a high degree by the process flows of material treatment, maintenance strategy and machinery technology deployed. As part of the “Green Efficiency” technology offensive, Komptech is working together with research partners on innovative approaches and machine technologies aimed at reducing energy consumption as well as levels of waste gas and noise emissions. The paper sets out new approaches as well as resultant improvement potential and cost reductions.

The most important factors influencing the efficiency of the treatment process:

- Analysis and optimisation of the process flow,
- Condition monitoring of machine parameters and
- Deployment of the most efficient shredding and separation technology.

Based on operational experience, every plant operator is attempting to optimise treatment costs on the basis of input parameters energy consumption, costs attributable to wear per hour / ton, throughput per hour, and service and maintenance costs. “Out of the Box” deliberations on changes in individual treatment steps and materials flows often come up too short despite offering plenty of optimisation potential. For example, operational cost savings of 30% are possible with a two-stage shredding process compared to a single-stage process.

Condition monitoring of machine parameters, and the linking together of several parameters such as energy consumption and throughput, have shown it is possible to dynamically schedule maintenance intervals based on information currently available. Warning or disable functions can be defined with the definition of threshold values. Condition monitoring is able to increase the overall efficiency and availability of an installation.

As part of the “Green Efficiency” technology offensive, Komptech is developing new technology approaches aimed at reducing material treatment costs, energy consumption as well as waste gas and noise emissions. Two different approaches are being presented:

- The development of a direct drive shifting fully automatically, with the full functionality of a hydraulic drive, for the CRAMBO general-purpose wood shredder enables a saving of 28 % to be made in operating costs compared to the hydraulic solution and
- The CRIBUS 2800 diesel-electric drum screen requires just 71 % or so of the energy required by the NEMUS 2700 diesel-hydraulic drum screen. When a machine is powered from the mains supply instead of from a diesel generator, power consumption sinks to about 22 % as compared to the diesel-hydraulic machine.

Yard Waste for Torrefaction

M. Wellacher, & R. Pomberger

Montanuniversitaet Leoben, Chair for Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Torrefaction is a process to raise the energy density of woody biomass fuels. The process is described as a mild pyrolysis of wood at 250-300 °C in the absence of oxygen. At present the torrefaction technology is subject of science and technology and there is yet no commercial plant in operation. The production costs of future torrefaction plants are considerably determined by the input material prices. Proposed input materials are wood chips from log wood of a lot of different tree species. Additionally, a wide range of other input materials was investigated to check their suitability for torrefaction.

However, yard waste out of gardens and parks has not yet been examined. Yard waste usually is proceeded on the one hand in composting plants to recycle it to compost and on the other hand in biomass fuel production plants to produce hog fuel and later to recover its energy content. Whereas wood chips consist almost completely of wood yard waste contains only approx. 20 45 % wood. It was assumed that yard waste as input material for torrefaction would reduce the production costs of torrefied biomass fuels.

The research was performed at the torrefaction pilot plant of the Abfallbehandlungs-Logistik Frohnleiten GmbH, Frohnleiten, Austria, which is designed according the ABC process (Accelerated carbonized biomass) of Andritz AG, Graz, Austria. The production capacity of the pilot plant is one ton of torrefied briquettes per hour. Yard waste was collected from gardens and parks of the municipality of Frohnleiten. 200 tons were processed to hog fuel with mobile equipment of the Komptech GmbH, Frohnleiten, Austria. For comparison log wood from spruce was dried outdoor and chipped to a maximum particle size of 45 mm. These wood chips as well as the hog fuel produced from the yard waste were proceeded in the torrefaction pilot plant to produce torrefied briquettes. The briquettes were analysed and described in detail. Furthermore the specific costs of the two input materials per ton of produced briquettes were calculated with regard to the pilot plant.

The chosen yard waste treatment resulted in a hog fuel that could be processed to torrefied briquettes. The mass yield yard waste to briquettes was 12 % whereas with wood chips it was 51 %. The difference was due to the unequal water content and the separation of contraries from yard waste, mainly undersize material < 20 mm. Additionally, the mass loss of both materials was effected by the evaporation of water during drying and the volatilization of the torrefaction gas. Energy density determination of the two materials led to 14.7 GJ/m³ for the wood chip briquettes and 13.9 GJ/m³ for the yard waste briquette. The specific costs for the two input materials were 153 €/per ton briquette for the wood chips respectively 118 €/per ton briquette for the yard waste.

Briquettes made from yard waste showed a considerably high ash content of 16 % whereas ash content of wood chips was only 0.8 %. It is assumed that such a high ash content would raise the wear costs for the briquetting process. Additionally, ash melting behavior and ash removal must be considered thoroughly while burning such briquettes in biomass furnaces. At present, there is yet no market for torrefied briquettes in Austria. The internationally aimed market for torrefied biomass are the coal power plants which perform co-firing of biomass. This market is difficult to access by smaller plants like the described pilot plant. Hence the authors see more opportunities in smaller furnaces of up to 150 kW capacity. The necessary technical and legal circumstances remain to be investigated.

Waste Press for the Mechanical Treatment of Organic Waste

A. Jank, W. Müller & A. Bockreis

University of Innsbruck, Unit of Environmental Engineering, Innsbruck, Austria

An efficient biological treatment of organic waste from household, kitchens and gardens requires an adequate upfront mechanical preparation. The challenge of an efficient contraries separation is that the contraries are distributed in the wet and pasty organic matter. Hence during the mechanical pretreatment contraries are milled with the organic matter and these small contraries particles are hardly to remove from the organic. If contraries are not removed before or after the biological treatment, they end up in the compost or digestate. In case of fermentation contraries like glass or stone can reduce the volume of the digester and can cause increased wearing of various parts of the fermentation plant, e.g. pumps, pipes, etc.

In this work organic waste was mechanically treated with a waste press (VMPress). The press separates the waste into a wet fraction for biological treatment and a dry contraries fraction for incineration or further treatment. The press consists of a cylinder tube which is perforated at one end with bores of 10 mm diameter and a hopper for feeding the press. A hydraulic post pushes the waste with high pressure (20-30 MN/m²) into the cylinder to the perforated end where the liquid and soft parts of the waste are pressed out. After the pressing step the cylinder bottom at the perforated end is opened and the remaining material is pushed out of the cylinder. Subsequently new material is filled into the hopper and the pressing process starts again. The aim of this work was to assess the contraries separation efficiency of the waste press.

The evaluation of the waste fractions produced by the press shows that 87 % of the organics pass the cylinder for a further biological treatment. 13 % of the total waste sample were removed as contraries. The two fractions were sorted into organic, stones, glass, metal, plastic film, hard plastic, etc. 92 % of the whole organic was transferred to the fraction for further biological treatment. More than 90 % of the hard plastic, glass and metal were separated into the contraries fraction. 33 % of the plastic film ended up in the fraction for a further biological treatment, of which two-thirds were bigger than 10 mm. This shows that plastic film is pulled through the perforated cylinder during the pressurizing step of the waste press (Jank 2014).

It was shown that a waste press can be an efficient pretreatment option for the mechanical treatment of organic waste. A milling or shredding of the waste and an additionally contraries separation can be carried out by a pressurizing step. Our findings indicate that a sufficient separation of glass and metal is possible and a magnetic separator is not necessary when using a VM Press because of the quite high separation rates of metals from the organics. But for an adequate separation of plastic film an additional treatment steps are necessary.

Alternative Treatment Methods for Municipal Solid Waste Incineration Fly Ash

A. Purgar, J. Fellner, J. Lederer & H. Rechberger

Christian Doppler Laboratory "Anthropogenic Resources", Institute for Water Quality, Resource and Waste Management, Vienna University of technology, Vienna, Austria

D. Blasenbauer & F. Winter

Institute of Chemical Engineering, Vienna University of technology, Vienna, Austria

In Austria thermal utilization of waste results in approximately 50,000 tons of air pollution control (APC) residues. These APC – residues include boiler ash, filter ash and filter cake from waste water purification of wet flue gas cleaning systems. The present work focuses on fly ashes (boiler and filter ash). Filter cake is not considered due to its relatively small amounts. Current fly ash management strategies in use are

- stabilization of fly ashes with cement prior disposal at non-hazardous waste landfills,
- export of fly ashes from hazardous waste incineration to Germany and subsurface disposal at hazardous waste landfills and
- disposal of fly ashes at non-hazardous waste landfills without pre-treatment.

The latter is exclusively applicable to fly ashes generated at fluidized bed incinerators. In an ongoing research project (Christian Doppler Laboratory for Anthropogenic Resources) alternative treatment methods, that allow fly ash disposal at non-hazardous waste landfills without the addition of cement, are investigated. The main objectives of these treatment methods are the reduction of the total content of water soluble salts and mercury, as well as the leaching of selected heavy metals. Additionally the potential recovery of valuable components out of these fly ashes is investigated. Within the present work exemplary four types of fly ash resulting from different incinerators using different combustion technologies, different fuels as well as different flue gas cleaning systems are summarized. Physical and chemical properties of these four types of fly ash are discussed with respect to regulations of the Austrian landfill ordinance. Furthermore a novel technology (FLUREC) for the recovery of Zinc out of municipal solid waste incineration MSWI fly ash is investigated. This technology is already applied in full scale at a Waste to Energy plant in Switzerland.

Leaching processes and thermal treatments below the melting point of fly ash represent an alternative method to the current practice of stabilizing fly ashes with cement prior to landfilling. Results of lab scale experiments demonstrate that parameter relevant for the disposal at non-hazardous waste landfills can be positively influenced by leaching and thermal treatment or a combination of both. Additionally the economic feasibility of the Zn extraction from fly ashes, considering the Zn content present in Austrian residues is investigated.

Combustion-Integrated Treatment of Residues from WtE Plants

R. Koralewska

MARTIN GmbH für Umwelt- und Energietechnik, R&D, Munich, Germany

Waste-to-Energy plants using grate-based systems have gained world-wide acceptance as the preferred method for the sustainable treatment of household waste (MSW). The inert ash content in the waste and the solids formed in the gas phase are discharged, together with added additives, as solid and fluid residues. Bottom ash produced during thermal waste treatment accounts for the largest mass flow of residues at approx. 200 - 250 kg per Mg of combusted waste. It comprises ash particles (sintered, melted), incompletely burned substances (TOC approx. 1 % by weight), metals (ferrous and non-ferrous) in various forms as well as materials such as glass, ceramics and stones. Fly ash has the form of particles in the flue gas flow (boiler ash, filter ash). Residues that accumulate after additives have been added are referred to as flue gas cleaning residues. Approximately 12.5 kg of fly ash are produced per Mg of combusted waste. Fly ash contains heavy metals (such as cadmium, lead and zinc) and organic compounds (e.g. PCDD/F). Modern grate-based systems with a reverse-acting grate ensure that high fuel bed temperatures, coupled with sufficient residence time, effective waste bed mixing and an adequate supply of air and oxygen, are achieved during combustion. The sintering and melting processes that also take place in the fuel bed in conventional operation permit binding of residues recirculated together with the waste and the safe destruction of organic substances. In the SYNCOM process, combustion air is enriched with oxygen, so that fuel bed temperatures are considerably higher, thereby causing increased sintering of the bottom ash. To further improve bottom ash quality, the SYNCOM-Plus process was developed, whereby a downstream wet-mechanical treatment process to separate a granulate is added to the SYNCOM process. The separated fine fraction and sludge as well as the boiler ash are then recirculated to the combustion system for further sintering and the destruction of organic compounds. Large-scale trials at the TBA Arnoldstein (A) incinerator plant proved that plant operation, raw and clean gas parameters, and the quality of the residues produced are not negatively impacted by recirculation. A boiler ash recirculation system was installed in both lines of the Coburg WtE plant. In a first step, the boiler ash was collected in a tipping container and returned to the combustion system via the refuse pit. Then a continuous boiler ash recirculation system was installed. The system feeds the boiler ash directly back to the combustion system by means of an air fan. The boiler ash recirculation has no significant influence on the combustion and the residues quality in the range of analyses fluctuation. In several WE plants heavy metals are removed and/or recovered from the fly ash by means of an acidic fly ash extraction process (FLUWA process). This allows recyclables to be returned to the material cycle through selective processing of the resultant heavy metal containing filtrate. The FLUREC process separates cadmium, lead and copper cementate and recovers electrolytically a high-purity zinc ($Zn > 99.99\%$). Organic substances, particularly chlorinated dioxins and furans (PCDD/F), remaining in the filter ash cake, which is free of heavy metals, can be returned to the combustion process for destruction. Plant operation, raw and clean gas parameters, and the quality of the residues produced are not significantly impacted by recirculation. The recirculated residue flow, fuel bed conditions (SYNCOM/conventional) and the quality of the residues (e.g. sulphur content) must always be thoroughly examined in advance. Filter ash with a substantially higher heavy metal content should be processed appropriately and stripped of harmful substances before it is returned to the combustion system. Taking physical/chemical boundary conditions into account, closed and process-integrated material cycles of this kind significantly reduce the volume of residues destined for landfill and also promote the potential recovery of resources.

MARTIN®, MARTIN reverse-acting grate® and SYNCOM® are registered trademarks.

Selection and Recycling/Recovery of Glass from Fluidized Bed Bottom Ash

W. Hauer

Technisches Büro HAUER Umweltwirtschaft GmbH, Korneuburg, Austria

H. Schöner

Austria Glas Recycling GmbH, Vienna, Austria

H.-J. Zerz

Stadt Wien, Magistratsabteilung 48, Vienna, Austria

Slag from Waste Incineration and bottom ash from fluidized-bed incineration of residual municipal solid waste contain relevant quantities of recyclable materials: glass, metals, stones.

While recyclable parts of wet settled slag from grid incineration are contaminated with adherences, bottom particles of dry settled bottom ash from fluidized bed incineration are free of adherences.

As a result of a number of test runs, an efficient process could be developed to split bottom ash into four main fractions – metals, glass, stones/bricks/ceramics and residues for landfilling. The focus of the process described rests on the splitting of glass for use in the production of glass products.

Until now, only metals could be separated out from bottom ash for recycling and a fraction consisting of glass, stones and ceramics could be used as a substitute for fresh building material.

A further splitting of the glass fraction was possible but it was not possible to meet the high quality standards of packaging glass industry. The percentage of ceramics / stones / porcelain in the glass fraction should be below 0.1%, as well as the material should be free of lead-crystal-glass and heat-resistant glass.

Another application is the use as raw material for foam glass. Foam glass is a building material with a wide range of use as it is thermal resistant, has a very good thermal isolation, is useable as drainage material, carries high loads and has a low weight.

With an intelligent mix of sieving steps, metal extractions and optical separation, glass can be won from bottom ash which finally meets the quality standards of foam glass production. The share of non glass has to be less than 1%.

We know from experience that glass from different incineration facilities has different characteristics. The type of glass which is to be used as raw material for foam glass can be split only from incineration residues which had not been heated up to more than 700°C and the incineration should take place under oxygen shortage.

Test runs show that about one fourth of total bottom ash from selected fluidized bed incineration facilities can be used as raw material for foam glass.

Hydrothermal Solution of Heavy Metals from MSWI Fly Ashes

A. Günther, K.T. Fehr & M. John

Department für Geo- und Umweltwissenschaften, Sektion Mineralogie, LMU München, München, Germany

The solid residues produced during municipal solid waste incineration (MSWI) may be grouped into bottom ashes and fly ashes, which contain appreciable amounts of Fe and non-iron (NE) metals as well. Pure metals like Fe, Al or Cu can be separated from the bottom ashes by physical methods but there are no attempts to extract NE metals which are incorporated in oxide, chloride or silicate mineral phases like Zn and Pb. In MSWI bottom ashes the Zn- and Pb contents vary from 2000 ppm up to 7000 ppm and 1000 ppm up to 3500 ppm, respectively. The fly ashes were usually collect by filters like electrostatic precipitator (ESP). In ESP residues the Zn- and the Pb contents are much higher covering a range from 5000 ppm up to 100000 ppm for Zn and from 2500 ppm up to 25000 ppm for Pb, respectively. Due to the high concentration of heavy metals as well as trace amounts of organic pollutants (dioxins, furans) the ESP residues are classified as hazardous material. In the last years a paradigm change took place. Now hazardous material becomes a resource for the heavy metals if the organic pollutants can be destroyed. A promising technique is the hydrothermal solution, transport and precipitation leading to separation and enrichment of heavy metal compounds. In addition dioxins and furans were destroyed in the presence of an oxy-hydrous vapor phase. The yellowish material exists of spherical glass droplets of ca. 100 μm diameter, condensed alkali-chlorides and black carbon particles. Some of the glass droplets are devitrified forming gehlenite, clinopyroxene and spinel. The grain size distribution shows a polymodal shape. With d_{10} at 1 μm and d_{50} at 128 μm . The Zn- and Pb-content of the investigated ESP residues are 42071 ppm for Zn and 26380 ppm for Pb as determined by X-Ray Fluorescence Analysis (XRF). The Zn- and Pb-bearing mineral phases were characterized by X-Ray Powder Diffraction (XRPD) and Electron Microprobe Analysis (EMPA). In ESP residues Zn and Pb forms mainly chlorides. Zn is also adhered to the surface of the spherical glass droplets. The solution process is mainly controlled by ionic strength of the solvent next to surface and temperature. The leaching experiments were performed under hydrothermal conditions in the temperature range from 80°C up to 200°C, at pH <2 by using a solid-liquid ratio of 1:16.5. Solution kinetics was studied within a time range up to 200 min. The Zn- and Pb-concentrations of the eluates were analyzed by AAS. The extraction of Pb, Zn, Cu and Cd of the ESP residues strongly depends on the pH-value. The lower the pH-value the higher is the extraction rate. The kinetic studies reveal a high solution rate even at low temperatures and display a negligible influence of temperature. At these conditions 95% of total Zn and Cu and up to 90% of total Pb of ESP ashes can be recovered. The extraction of Pb, Zn, Cu and Fe of the bottom ash depends on the Ca-content of the bottom ash and on the grain size distribution of the bottom ash. The higher the content of Ca the lower the extraction rate. This is due to the increase of the pH-value as $\text{Ca}(\text{OH})_2$ goes into solution. The smaller the grain size the higher the extraction rate for Pb, Zn, Cu and Fe.

Basics and Recommendations for a Bavarian Phosphorus Strategy

S. Wiesgickl, M. Mocker & F. Stenzel

Fraunhofer Institute for Environmental, Safety and Energy Technology UMSICHT, Institute Branch Sulzbach-Rosenberg, Germany

Phosphorus is an essential and geologically limited resource which is not substitutable in its main applications. Besides its main use as fertilizer phosphorus chemicals are also used in food, animal feed and detergent production. Bavaria has no natural phosphate commodities, therefore it is dependent on imports. The mined raw phosphate reserves are characterized by increasing contamination with geogenic cadmium and uranium. Easily accessible and low-polluted phosphorus reserves may be already exhausted in about 50 years. Therefore the sustainable phosphorus recovery from different phosphorus-containing material flows is increasingly gaining importance.

Within the Bavarian Phosphorus Strategy Fraunhofer UMSICHT, Institute branch Sulzbach-Rosenberg, developed basics and recommendations for a sustainable phosphorus management in Bavaria. Relevant material flows were determined bearing a recovery potential of some 60 to 80 % of mineral phosphate fertilizers.

Additionally, six different processes were evaluated, each of them representing a common way of phosphorus recovery from waste water, sewage sludge or sewage sludge ash either by crystallization, acid leaching or thermal treatment. The assessment includes also a greenhouse gas balance of the phosphorous recovery processes compared with CO₂-formation in mineral fertilizer processing (reference process with CO₂ equivalent zero).

Finally recommendations were developed. The implementation of suitable methods for P-recovery is possible in rural structures as well as in urban areas. Besides financial support of pilot plants, there is also a need for political measures like certificate models or mandatory blending of secondary phosphates into fertilizers in order to establish thermal treatment of sewage sludge and Phosphorus recycling in Bavaria.

Recovery of Phosphorus from Sewage Sludge Ashes with the RecoPhos Process

A. Schönberg, K. Samiei, H. Kern & H. Raupenstrauch
Montanuniversität Leoben, Chair of Thermal Processing Technology, Leoben, Austria

Recycling of phosphorus from sewage sludge provides a sustainable solution for the production of this finite resource essential for human nutrition. The RecoPhos process uses the innovative InduCarb-reactor design in which the ashes from sludge incineration plants are molten and trickle down an inductively heated packed bed of carbon. The reactions taking place inside the reactor for production of high quality phosphorus are based on the same principle as the well known Woehler process. In the RecoPhos research project (receiving funding from the European Union) the process is developed by using modelling and lab scale experiments. For experimental work a bench scale plant was designed and built. Using the results, the basic design of a pilot scale plant will be carried out, a market study will be performed and the environmental impact of the process compared with the status quo will be evaluated in a Life Cycle Assessment (LCA) study.

The principle of the RecoPhos process is the fractioned extraction of phosphorus and heavy metals from sewage sludge and its ash at high temperatures under reducing conditions. The RecoPhos process transforms a problematic waste into several streams of secondary raw materials, leaving behind a minimum of solid waste. The aim of the planned RecoPhos project is to develop a completely new P-recycling process, which can avoid several of the known chemical-technical problems that are still limiting the possible success of phosphorus recycling. Of course, the primary goal of the RecoPhos process is the production of phosphorus and phosphoric acid. Another aim of the process is to produce an iron alloy that can be used in the metal industry; respective quality demands have to be taken into account when optimising the process. All experimental results obtained by measuring of process parameters during the running process, as well as by chemical analyses of the output materials, will be used for process simulation and thermodynamic, fluid dynamic as well as chemical modelling, which will in turn help to optimise the experimental setup.

The mathematical modelling and simulation consists of two parts: thermodynamic process simulation and mathematical modelling of the inductively heated chemically reacting packed bed of carbon particles. The design will be constantly enhanced according to the experimental results. As a last step the basic design of a pilot scale plant will be done.

The modelling of the InduCarb reactor also consists of two parts. At first the creation of a macroscopic model is necessary to get an overview of the conditions in the reactor. The aim of the model calculation is to find the necessary parameters for the dimensioning of the reactor. The correct choice of the reactor volume is decisive for the attainable conversion in the process. Furthermore predictions relating to the design should be possible. The optimal height to diameter ratio of the reactor is an important parameter here. Modes of operation could be optimized in an existing reactor. Knowledge of the interactions between the processes in the reactor allows deeper insight into the process. The second part is a mesoscopic model that is developed adapting on a transient, 2-dimensional heterogeneous model. The goal is to optimize the heat input, the product quality and the energy efficiency.

All over it is necessary to find out the key components and the reactions in the InduCarb reactor. Also a reduction of the surface of the carbon bed during operation has to be examined. Furthermore the input of additives should be checked (e.g. for minimizing consumption of the reduction agent carbon or for an alternative energy supply to the reactor).

The RecoPhos research project has received funding from the European Union Seventh Framework Programme (FP7/2007-2013) under grant agreement no. 282856.

Closing the Cycle with Wood Ash: Nutrient Utilization in Alpine Forests

M. Fernández-Delgado Juárez

Institute of Microbiology, University of Innsbruck & alpS Center for Climate Change Adaptation Innsbruck, Austria

H. Insam

Institute of Microbiology, University of Innsbruck, Austria

M.E. Ortner

UInstitute for Infrastructure Engineering, Unit of Environmental Engineering, University of Innsbruck, Austria

A. Knapp

alpS Center for Climate Change Adaptation Innsbruck, Austria

Since the 1950s the whole-tree harvesting has led to the removal of high-valuable nutrients such as calcium, potassium, magnesium and phosphorus from the forest life cycle. The current tendency to use biomass as a sustainable and regional energy source results in an increased production of high quality wood ash, which could play a key role in compensating nutrient losses when it is thoughtfully administered to forest ecosystems. The project AshTreaT provides a holistic view of this issue by involving research institutes, companies and governmental institutions from Tirol and Vorarlberg (Austria), in order to find a sustainable approach for the use of wood ash as soil nutrient supplement in alpine mountain regions.

The main objectives of the present study were to develop an ash-based-product, produced in an economically and practically feasible process, as well as to find appropriate spreading techniques of ashes into forests. Furthermore, an integral analysis was performed, in which the authors considered the product development, logistics, choice of the location for future ash-pellet production, together with the present costs of the wood-ash disposal.

To fulfil the abovementioned objectives, the following tasks were performed: i) a laboratory scale-trial to evaluate the effects of ash-based-products on different forest soils (silicate and carbonate); ii) two different pelletizing techniques; iii) modelling of the economic and ecological balance of the pellet production and spreading; and iv) the identification of adequate spreading areas with available GIS-Databases (e.g. by delimiting “no-go” areas such as protected ecosystems). The economic and social factors have been thoroughly considered in the development of the whole project.

To sum up, an ash utilization concept was drafted to pave the way of practical solutions for the needs of the ash-producing industry considering the need of nutrient recirculation in alpine forests.

Recovery of Metals from Sewage Sludges and Incineration Ashes by Means of Hyperaccumulating Plants

H. Gattringer & J. Kissner

Alchemia-nova, Institut für innovative phytochemie & Kreislaufwirtschaft, 1140 Wien, Austria

M. Jordanopoulos-Kisser

Technisches Büro MJKISSER, 3001 Mauerbach, Austria

Sewage sludges as well as ashes from waste incineration plants are known accumulation sinks of many elements that are either important nutrients for biological organisms (phosphorus, potassium, magnesium, etc.) or valuable metals when considered on their own in pure form (nickel, chrome, zinc, etc.); they are also serious pollutants when they occur in wild mixtures at localized anthropogenic end-of-stream points.

Austria and many other countries have to import up to 90% of the material inputs of metals from abroad. These primary resources are becoming more expensive as they become more scarce and remaining deposits more difficult to mine, which is a serious concern for industrialized nations. Basic economic and strategic reasoning demands an increase in recycling activities and waste minimization. Technologies to recover metals in a reasonable and economically relevant manner from very diffuse sources are practically non-existent or require large amounts of energy, complex equipment and chemicals with potentially high environmental risks.

Agriculture uses large volumes of mineral fertilizers, which are often sourced from mines as well, and are also subject to the principle of finiteness and potential shortages. These assimilated biological nutrients through the food chain and human consumption end up in sewage systems and wastewater treatment plants in great quantities. In Austria, they mostly do not return to agriculture, but due to contamination with heavy metals are diverted to be used as construction aggregates or are thermally treated and end up rather uselessly in landfills.

The project BIO-ORE aims to explore new pathways to concentrate metals from diluted sources such as sewage sludge and incineration ashes/sludges by using highly efficient biological absorption and transport mechanisms. These enzymatic systems from plants work with very little energy input. The process is called bioaccumulation and can be most effectively observed in so called hyperaccumulating metalophytes, which are studied for its suitability to be incorporated in metal recovery processes.

In a systematic series of tests under laboratory conditions the accumulation behaviour for metals such as cobalt, manganese, nickel, zinc, rare earth metals and many others of a selection of candidate plants growing on a mix of sewage sludge and incineration ashes is assessed (quantitatively and qualitatively). Growth performance of these plants as well as the most suitable substrate properties are evaluated.

Nickel, Molybdenum, Rubidium and Manganese were hyperaccumulated to a notable degree in some plants under certain conditions, up to a factor of 20 when compared to the concentrations in the initial substrate. Cadmium, Vanadium, Zinc, Strontium and Cobalt also had notable accumulation rates, but substantial increases in accumulation would be necessary for practical use. At the same time, the concentration of environmentally dangerous metal pollutants in the original substrates (Lead, Cadmium, Mercury, etc.) could be lowered by an average of 30% after the cultivation period.

The promising results of the project has attracted a lot of interest from industry and stakeholders, which in turn has enabled a follow up project, based on the cultivation of hyperaccumulating plants on incineration sludges and ashes, which will run from 2014 to 2016 and include field trials and actual metalurgic recovery of metals from the grown biomass.

This project was made possible by the program “Intelligent Production” from the Austrian Federal Ministry for Transport, Innovation and Technology, whose program is managed by the Austrian Research Promotion Agency FFG.

Recycling of REE-Containing Polishing Sludge

G. Winkler, S. Hiden, W. Hermann & R. Schwaninger
D. Swarovski KG, RD&I, Wattens, Austria

R. Pomberger & K.P. Sedlazeck
Montanuniversitaet Leoben, Department of Environmental and Energy Proceccing Engineering, Leoben, Austria

Polishing agents containing high amounts of cerium oxides and lanthanum oxides are used during the production process of Swarovski Crystal items, since polishing of the cut and grind-ed surfaces is the final step required to achieve the characteristic radiance and brilliance. Currently, the amount of these REE oxides used annually is up to 300 tons. Before the start of this recycling project in 2011, the used REE oxides were deposited alongside other production slurries, since their price on the world market was relatively low and recycling was not feasible for various reasons.

With China's decision to limit export rates significantly while being the main supplier for the worldwide demand for Rare Earth Elements, world market prices rocketed and the development of a suitable recycling process of our polishing agents became not only feasible, but also necessary.

In a first step, contamination-free separation of the polishing agents was established by adaptation of our production sites and equipment, the installation of a suitable filter press, coarse grinder, and filling station for Bigbags. The resulting product, formerly known as "polishing sludge" and now named "R-Pol", contains a minimum of 80 wt% dry solids and can be stored for an unlimited amount of time until further processing. It could already be used for polishing after complete drying and milling to suitable grain sizes, but the quality can be improved easy through state of the art processes.

Hence, follow-up treatment steps were developed to remove non-REE substances, such as organic binders and glass fraction from the polishing process, in order to improve the quality of the resulting polishing agents. The best results achieved match the performance of our best purchased polishing agents, suitable for high quality production lines.

While the uttermost part of the process development has already been successfully completed, there is still some research necessary in terms of chemical treatment, as the already promising routes can yet be improved further to achieve best efficiency and feasibility.

The economic impact of this project is globally significant, since mining and processing of Rare Earth Elements in China yield extreme chemical and radioactive pollution of the environment, due to a general lack of restrictions and control. The recycling of the used polishing agents is therefore reducing the exploitation of environment, resources, and workforce, whilst giving Swarovski independence from polishing agent suppliers and world market prices. It fully coincides with our company goal of achieving and promoting sustainability.

Use of Cuttings as Filler in Polymers

C. Holzer, A. Witschnigg & S. Laske

Lehrstuhl Kunststoffverarbeitung, Leoben, Österreich

D. Kowalczyk

RWE Dea, Hamburg, Deutschland

H. Hofstätter

Lehrstuhl für Petroleum and Geothermal Energy Recovery, Leoben, Österreich

K. Schulze

RWE Dea, Wietze, Deutschland

To meet the ever increasing demand for oil and gas, the exploration of deposits at greater depths is essential. This in turn poses new challenges to the modern drilling technology, especially with regard to the use of drilling fluids. In order to bring down the sometimes more than ten kilometers long and highly deviated or even horizontal wells, hook loads of several hundred tons, high torques and temperatures higher than 200 °C must be controlled without damaging the sensitive deposits. This can be accomplished often only with the help of special oil-based drilling fluids. Disadvantage of these is that the drilled cuttings are contaminated by the special oil and must be supplied to an intricate preparation or costly disposal.

For the cuttings obtained by water based drilling fluids a full recovery in various sectors of industry and agriculture could be found several years ago with the “Waste Free Drilling Program”. In this study a way is shown to fully recycle with oil-based drilling fluid contaminated solids, which can be seen as a major environmental technical contribution of global significance.

The use of mineral fillers such as calcium carbonate, talc or layered silicates in polymers is known for a long time. On the one hand mineral fillers are used to improve various properties of polymers and on the other hand to reduce material costs efficiently. Such filled polymers are generally referred to as compounds. By compounding, the process for the incorporation of fillers, at least two substances may be mixed together with the goal of modifying the properties of the polymer for a specific application. For example polymers are filled with so-called stabilizers to become more UV-resistant and less sensitive to hydrolysis for outdoor applications. Fillers or additives are classified according to their function in the polymer matrix. They can be classified as reinforcing materials, stabilizers for inhibiting degradation or chain scission by weathering but also during processing, flame retardants or colorants. Another goal is the use of mineral additives as an extender. This primarily comes into question if the cost reduction is paramount, as some mineral fillers are significantly cheaper than the polymer matrix itself. A typical example would be the use of calcium carbonate in PVC cable formulations. However, it must also be said that there is hardly an extender that is not acting in any manner as a reinforcing material, since each particle, which is mounted between the polymer chains affects the mobility of the polymer chains. How single fillers react in a polymer matrix will however depend on many different aspects. These are especially the particle size or more specifically, the particle size distribution of the filler, its structure, the aspect ratio and the specific surface energy.

The investigations presented show a possible use of bore-hole cuttings containing oil based fluids from the drilling technology in polymer matrices. As can be seen in this study the use of borehole cuttings arise quite interesting and positive characteristics on the mechanical properties of polymers, due to the content of the minerals but to a large extent also the special oils. Another positive aspect is the recovery of a significant amount of the special oil originally adhered to the borehole cuttings by the degassing process during compounding. The recovered special oil can be re-used in drilling and therefore, used several times in terms of sustainable use.

On the basis of the performed investigations, it could be shown that the industrial use of oil based borehole cuttings in some areas of the polymer industry can be useful, which enables a reasonable use of this waste material as a valuable material.

Material Flow Analysis of Specific Nanomaterials in C&D Waste in Japan

S. Suzuki

Fukuoka University, Fukuoka, Japan

F. Part & M. Huber-Humer

University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Austria

Today, nanoscale materials such as SiO₂, TiO₂, CeO₂, Fe₂O₃, ZnO, CNTs (carbon nanotubes), nano-Ag, -Au or -Fe are already used in construction materials, electronics, automobiles, cosmetics, biomedicine, pharmaceutical and food industry. Due to the high potential of nanotechnology there is a worldwide increase in production and use of engineered nanomaterials (ENMs). ENMs have dimensions < 100 nm and are often bounded to materials (e.g.: CNTs in high-performance concrete or nano-Ag in façade paints). Through mechanical and chemical stress, resp. in waste treatment plants and landfills, nanoparticles may release from the product's matrix and may lead to negative environmental impacts (nanotoxicity). To date only little is known about ENM sources in waste streams, ENM release and its fate in the environment.

Thus, the objective of this study is to clarify the material flow of ENMs with focus on construction materials to deviate ENM release scenarios for the end-of-life phase. Our aim is to conduct a material flow analysis (MFA) for selected construction materials such as antibacterial or anti-graffiti paints. In general, the MFA is an established method to study material flows into, throughout and out of a system. The waste stream of construction and demolition (C&D) waste is very interesting because it is generated by both households and industry. Furthermore, the volume of C&D waste in Japan or in Austria is very high. Regarding nanotoxicity, the content of ENMs in paints for construction materials is considerable. Chen et al. (2008) pointed out that SiO₂ nanoparticles can easily be mixed in air by slight airflow because of their size. Kaegi et al. (2008 & 2010) have also shown that the nano-fraction of the whitening pigment (TiO₂) and nano-Ag was released into surface water under real weather conditions from facade coatings. No literature is available regarding the fate and transport of these ENMs during recycling processes or disposal.

As a result of the preliminary investigation, at least one company in Japan has officially announced the production of paints containing ENMs since 2004, which is used for exteriors of buildings or housings. And such paints, containing ENMs, tend to increase recently. About 20% of this paint is used for concrete building and about 80% for wooden housing. Also paints for pavement marking have been already identified which contain ENMs. TiO₂ is used for "white" marking. Pb or Cr compounds are used for "yellow" marking and SiO₂ as well as Al₂O₃ are used for both, respectively for surface treatment. Carbon black is also used for erasing paints in order to complete road surfaces.

Our previous study shows that it is very challenging to allocate the amounts of ENMs in construction materials. Currently, MFAs on specific C&D waste streams are developed based on the statistical data of Japan for construction materials as well as for C&D waste amounts. Preliminary results will be presented in the paper as well as the relevance for future waste management will be discussed.

Investigations on the Processability of Spent MgO-C Refractories

S. Strubel & H. Flachberger

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Mineral Processing, Leoben, Austria

R. Nilica

RHI AG, Technology Center Leoben, Leoben, Austria

Refractories are ceramic materials, which are applied in high-temperature industrial processes (> e.g. 1,200 °C) where extreme conditions dominate, e.g. aggressive media like gases and slags, thermal, mechanical and chemical stress.

The significant increase in demand for mineral resources in conjunction with expected future rise in prices and bottleneck in supply leads to a rising demand for refractory raw materials. Consequently, expanding the use of secondary raw materials in refractory industry will result in a higher demand for new recycling concepts.

The challenge is to develop technically and economically feasible processing techniques to recover valuable materials in high quality and sufficient quantity. For this reason investigations concerning the characterisation of raw materials are of special importance. Using the example of spent magnesia carbon refractories these investigations are described in more detail.

Magnesia-carbon (MgO-C) bricks represent a large part of this refractory scrap. They belong to the group of unfired basic bricks and consist mainly of magnesia (dead burned magnesia and fused magnesia) and carbon. For the production of these bricks and their carbon bond, a solid carbon carrier such as graphite or carbon black and a binder that acts as liquid carbon carrier are used. Pitch or resins are applied as carbonising binders. The aim of this research project between the Chair of Mineral Processing Montanuniversitaet Leoben and RHI AG is to separate graphite and to recover magnesia as pure as possible. In order to evaluate the processability of this type of material an extensive raw material characterisation is necessary, which contains chemical and mineralogical examinations, an intergrowth analysis and the analysis of specific separability characteristics.

Special interest was given to intergrowth analysis. At first, polished sections were examined under the microscope. The micrographs showed that magnesia and graphite are intensely intergrown in all particle size classes. In addition, release analyses were performed and represented in the form of Henry-Reinhardt diagrams. In order to investigate the influence of comminution on liberation the sample was ground in a rod mill according to a comminution in a closed circuit. Detailed further investigations were performed with this sample even down to < 10 µm.

In order to investigate new recycling concepts for spent MgO-C refractories, exploratory tests are accomplished by the Chair of Mineral Processing. Flotation tests showed that a certain concentration of carbon in the froth product is possible and a magnesia concentrate can be produced as flotation residue. Electrostatic separation tests showed that a high-grade graphite concentrate could not be produced as conductive product, but a high-quality (mainly carbon-free) magnesia product as non-conductive product. However, intergrowth is still too strong and a high degree of liberation is essential for the application of separation techniques.

Due to the fine intergrowth characteristics, processing poses a challenge and requires the application of selective processing techniques.

Security Risk of Landfill Gas - Hazard Potential and Defensive Measures

R. Prantl, G. Kreitner & K. Schloffer
blp GeoServices gmbh, Vienna, Austria

The present work “Security Risk of Landfill Gas” has the goal to analyze, identify and minimize risks and hazards resulting from the emergence of landfill gas through a comprehensive approach. The fact that accidents happen repeatedly in this area, shows the security policy deficit and thus the relevance of this work.

The aim of the project is to evaluate the potential hazards and to analyze defensive measures. For this purpose, first the potential for harm in Austria was investigated in a first survey step. Informations of all landfills and contaminated sites with organic content > 25,000 m³ within Austria were collected and elicited whether and which buildings or critical infrastructure are located on or near the surfaces. The results were visualized by hazard maps.

In a next survey step for the Federal State of Salzburg were documented not only recent landfills and contaminated sites, but also old landfills and suspected sites (possibly contaminated areas) with organic content and investigated whether and which buildings and critical infrastructure are located on or near the surfaces.

The results were again visualized by hazard maps.

In a further step, these detailed data of the Federal State of Salzburg were extrapolated to the other eight states in order to obtain an estimate of the risk in all relevant areas of suspected contaminated sites and landfills for the whole Austria. For this, the values and figures from the registration of suspected contaminated sites of the Federal Environment Agency were used. This estimate of the total potential danger for Austria by extrapolation of the data of Salzburg is shown as follows:

- From 7,400 deposits in Austria the formation of landfill gas must be reckoned with the half (3.700).
- In 2,850 cases of landfill gas forming deposits must be assumed that there are buildings in the near vicinity and 1,600 landfills with buildings right on the surface.
- In 2150 landfill gas-forming deposits must be reckoned of infrastructure facilities in the near vicinity and in case of 500 landfills with infrastructure situated directly on the surface.

In the final step possible defensive measures to reduce the potential hazards have been identified and discussed:

- Either the formation of landfill gas could be prevented or greatly reduced in the landfill body directly, e.g. by in-situ aeration and irrigation of the landfill.
- There is also the possibility to prevent the uncontrolled escape of gas from the landfill body by active or passive evacuation measures.
- In addition, the uncontrolled migration of the gas can be prevented immediately at the location of the danger, for example by gas migration inhibitors.
- By an appropriate construction of the building, a possible entry of the gas into the building can be prevented.
- Due to operational measures in buildings and shafts, etc., the security can be greatly increased.
- In addition, long-term measures at higher-ordinate level are to prepare, such as a registration of landfills in the Land Registry with a possible building ban, so that potential hazards can be detected even decades after the deposition.

Innovative Monitoring Tool for Emission Evaluation

M. Hrad & M. Huber-Humer

Institute of Waste Management (BOKU-University), Vienna, Austria

M. Piringer

Central Institute for Meteorology and Geodynamics, Vienna, Austria

The measurement and evaluation of fugitive and point-source greenhouse gas (GHG) emissions, in particular methane (CH₄) emissions, from biological waste treatment plants (e.g. composting facilities, biodigesters) and landfills, are an important prerequisite to demonstrate compliance with requested limit values. Traditionally, small-scale methods (e.g. chamber technique, funnel or tunnel measurement) have been used in order to estimate methane emissions from e.g. landfills. Unfortunately, the reliability of such methods is often arguable due to their spatial and temporal limitations. In recent years, numerous international studies have demonstrated the huge potential of micrometeorological methods using path-integrated gas concentration information downwind (e.g. open-path tunable diode laser spectroscopy – OP-TDLS). Fugitive and temporary emissions over a long time periods can be quantified by using meteorological data of the site and an adequate dispersion model.

The main objective of this paper is to demonstrate the potential of a micrometeorological method (OP-TDLS) using downwind concentration and meteorological measurements (ultrasonic anemometer) as well as a dispersion model (LASAT) by means of three different case studies. The first case study “KLIMONEFF” aimed to create a representative data pool and to simultaneously develop a simply applicable monitoring and quantification tool for emission control and quality management of biogas plants. Thereby, not only the methane emissions of the entire plant were quantified but also methane losses (methane loads) from various plant components (e.g. open digestate storage) for the representative period of more than one year.

The purpose of the second study was to evaluate the influence of real-life operation on the totality of CH₄ emissions from an Austrian open-windrow composting plant, treating source-separated biowaste. Methane emissions have been quantified for the first time, considering different operating conditions (e.g. before, during and after turning and/or sieving events) at a full-scale open-windrow facility. The total CH₄ emissions at the open windrow composting plant showed significantly different results depending on the respective operation modes. The lowest CH₄ emissions were measured at a passive state of the windrows without any turning event (“standstill” and “sieving of the matured compost”) while significantly higher CH₄ emissions were observed during turning activities.

The third case study aimed to quantify methane emissions from various closed Austrian landfills. Results show that temporal emission variations are mainly caused by pressure gradients induced by changes in atmospheric pressure as well as wind turbulence. A decline in atmospheric pressure will draw out gas from the landfill body, while an increase in barometric pressure will lead to reduced gas release. Therefore, it is important to conduct long-term measurements in order to get representative estimates of the average emissions regarding daily and seasonal changes.

The applied method is a suitable tool to monitor and quantify gas emissions released from large area sources and can provide valuable information for environmental assessment of biological waste treatment technologies in future studies.

CHP-Units with Stirling Engines for Landfill Gas Utilization

A. Seyfert

SEF-Energietechnik GmbH, Zwickau, Germany

Stirling engines have been used for about 200 years. For example at the beginning of the 20-th century 250,000 stirling engines were used as mechanical drives for ventilators, water pumps and drives for small devices for example sawing machines. But there are some disadvantageous in comparison with the normal combustion engine (for example the smaller electrical efficiency, the lower rotational-speed and a worse power to-weight ratio) so that the stirling engine lost this competition and nearly disappeared from the market. But in the last years the energy policy objectives are changed and new technological developments were the base to bring the stirling engine back to the market.

The main advantage of the stirling engine is the possibility to work with each kind of fuel because the burning process is outside of the engine. Hence also problematic fuels or non-liquid fuels can be used for stirling engines which can't be operated in combustion engines. In addition the new developed stirling engines need less service and have very low emissions of the exhaust gas, only.

The "cleanergy" company has implemented a new "Flox" burning unit for landfill gas on its C9G CHP-unit. The electrical power of this unit is modulating between 2 kW and 9 kW. If landfill gas will be used for this engine the continuous power is limited to 7 kW. The electrical efficiency is situated between 16 % and 24 % depending of the load and the temperature of the cooling water. The total efficiency is about 90 %.

But the most important feature for applying this stirling engine is the low need of landfill gas as well as the possibility to use landfill gas with a low methane content up to 20 %. For example if there is a methane content of 40 % only about 7.7 m³/h of landfill gas must be delivered for the full load of this stirling C9G CHP-unit.

This specific operation conditions as well as the marginal service need and small operation costs are the main characteristics and potential benefit for using this CHP-units at older and closed landfills in Germany and in many other countries. In addition there is a continuous need for electrical power to operate the flaring unit to suck the gas out of the landfill body and lead it to the burning unit for several years. The life cycle assessment of the projects will be better using the self-produced power without additional power from the public grid and also the residual heat of the stirling CHP-unit can be used for heating of the buildings if low temperature heat (max. 50 °C) can be used locally. It is also very important that the exhaust gas has very low pollutant content in comparison with other technics. The cause is the utilization of special developed catalytic burners with a high temperature level. Also there is an additional reduction potential in the future which can't be provided by any other technology.

The economic considerations show that there is an amortization period between 5 and 15 years, depending of the general conditions on site and amount of self-used power and heat. If we take into account the avoidance of pollutants for a very long period, the CHP-unit with stirling engine is a very good alternative in comparison to the normal utilization of the small gas amount older landfills using flares.

Removal of H₂S from Biogas with the Use of Ashes

P. Mostbauer

Institute of Waste Management, University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Austria

A. Knapp, H. Insam

Institute of Microbiology, University Innsbruck, Austria

In 2007, the Institute of Waste Management, Vienna, proposed a rather simple static system for removal of CO₂ and H₂S from biogas or landfill gas (LFG). Aged MSWI bottom ash was used as a “filter medium” at that time (BABIU process). The publications available today about ash-based upgrading of biogas concentrate on CO₂ removal, CH₄ enrichment and ecological benefits of the process. Less attention has been paid to reactions of H₂S with ash constituents.

The present paper summarizes the results of several unpublished industrial studies, the LIFE+ study “UPGAS-LOWCO₂” (2010-2012) and intermediate outcomes of the ongoing research project “BioGAP” with regard to H₂S removal from biogas/LFG. A wide variety of ashes (fresh MSWI bottom ash, weathered upgraded MSWI bottom ash, wood ashes) was tested at a laboratory scale and/or pilot scale with regard to removal of CO₂ and H₂S from biogas/LFG. In total, 20 tests were performed at a laboratory scale (25 to 80 kg of ash per test), and five at a pilot scale (1 t of ash per test). In laboratory, the H₂S content of the synthetic input gas ranged from 237 ppm H₂S to 650 ppm H₂S. During the pilot scale tests, real landfill gas was pumped into the ash, containing approx. 80 to 120 ppm of H₂S. All tests were performed at ambient temperature and atmospheric pressure. Some temperature increase ($\Delta T =$ approx. 15 to 40 °C) was accomplished by thermal insulation of the ash and the heat of the carbonation reaction.

Results: 1) The breakthrough of H₂S occurs much later than the breakthrough of CO₂. The “completely carbonated” ash was still able to remove H₂S, indicating that H₂S removal is not a reversible reaction between acid (dissolved H₂S) and bases, for example Ca(OH)₂ or KOH. Acidification of the treated ash samples with strong acid (1 N HCl) did not release any H₂S. This is an additional evidence that the fixation of hydrogen sulphide is a complex process and may include reactions of H₂S with iron and manganese compounds, or even reduction of sulphites. 2) The removal efficiency for H₂S was > 98% in all five of the pilot scale tests, even at the highest flow rate which was 9.2 m³/h/t (per t of MSWI bottom ash). 3) Laboratory scale tests with upgraded MSWI bottom ash and wood ash samples indicate that the removal efficiency decreases, if an input gas flow rate of 15 m³/h/t or 20 m³/h/t is applied. 4) Data about the H₂S uptake capacity (literature, own results) are still controversial. The cumulative uptake observed in our laboratory tests was rather low and ranged from approx. 0.1 to 0.9 gH₂S per kg of ash.

Conclusion: The removal of H₂S with use of ashes seems to be technically feasible, specifically for small biogas plants or for purification of a partial flow of LFG. The application seems to be promising for sites combining (biofuel-/waste-) energy supply and biogas generation, or for landfills receiving sufficient amounts of ashes. For larger biogas plants, and for large landfills as well, the ash amounts calculated from the observed cumulative uptake were very huge, and the ash based H₂S removal process is not likely to be economic any more.

Application of Unmanned Aerial Vehicle Technologies in Design and Operation of Landfills

J. Novak, D. Söderlindh, M. Ragossnig-Angst & A.M. Ragossnig
UTC UmweltTechnik und GeoConsulting ZT GmbH, Frohnleiten - Wien, Austria

Design and construction as well as the managing of landfills rely on a variety of land surveying data as well as other geo-information. For the design phase the suitability of the specific site acc. to the criteria defined in the Austrian landfill ordinance, knowledge of the topography as well as the boundary conditions with regard of immission control for neighbours require utmost attention. During construction and operation requirements regarding structural engineering and logistics are very important. Furthermore, frequent assessments of the volume of the deposition as well as the remaining landfill volume are needed as an instrument of the strategic and economical design as well as for reporting to the government.

Currently this type of data and geo-information is provided mostly based on terrestrial land-surveying. Modern instruments use optical (laser) or satellite-based technologies. These technologies require either open visibility of the whole landfill area or a clear view into space. The location and topography of landfills oftentimes result in limited availability of mobile data-connections or the requirement of a time consuming multiple positioning of the surveying equipment which is a disadvantage of these types of technologies.

Unmanned Aerial Vehicle (UAV) technologies are a new and promising alternative to the conventional approach of geo-data acquisition. These technologies use unmanned drones equipped with state of the art instruments for the digital acquisition of the topography. Based on the selected scope these data may also be used for strategic decisions and design decisions involving the surroundings of the landfill site as well. The use of UAVs for surveying of landfill sites allows for a large-scale and complete acquisition of topographical data. The data acquisition of UAVs just like the one of conventional planes is based on via aerial photographs, but in case of UAVs with a much reduced technological effort and reduced costs. Especially when parts of the landfill are inaccessible or hardly accessible from ground or if open visibility is not given the use of drones is advantageous. Depending on the prevailing weather conditions a single 30 minutes flight with a hexa-copter can cover as much as 50 hectares.

Especially for large-scale project sites UAV technologies allow for an economical attractive high precision data acquisition. The acquired 3 dimensional data of the project site allows for 3D landfill design and 3D presentations of the design work, improving the communication between the design engineer and both the owner and public authorities. The use of this type of data even beyond the design and construction phase by means of integration of the data in a geographical information system (GIS) is an innovative approach for design and structural engineering aspects for the operator as well as members of the administration. Furthermore, this approach enables a sustainable design and an efficient operation of landfill sites.

Water Balance of Layered Mineral Landfill Cover

S. Beck-Broichsitter, H. Fleige & R. Horn

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Kiel, Germany

According to the presented monitoring system, the functionality of the individual components of the temporary surface cover system in Rastorf (Schleswig-Holstein) can be permanently monitored and evaluated under in-situ conditions.

The soil properties and climatic conditions (precipitation, evapotranspiration) as well as the development of vegetation have a parent influence on the water balance.

Considering the expected seasonal and permanent structural changes in the form of shrinkage and settlement a critical crack formation cannot be excluded (Heerten 2007).

The shrinkage dependent crack formation can be prevented in the long-term, when the water content or water stress at the time of installation are smaller than ever later following dehydration degree (Horn 2002). By comparing the measured matrix potentials with the critical shrinkage behavior, no critical crack formations on the mineral sealing layer have been detected so far (Beck-Broichsitter 2013). Furthermore, no external rewetting cycles necessary were to prevent the critical crack formation.

In addition, sandy-loamy substrates with an adequate water holding capacity and a largely low shrinkage potential are to be preferred (Beck-Broichsitter 2013).

Verification and Control of Geotextiles According to DVO and ÖN S 2082

O. Syllwasschy

Huesker Synthetic GmbH, Gescher, Germany

Huesker Synthetic GmbH, Gescher, Germany

FHCE - Ingenieurbüro Dr. Flögl Ziviltechniker GmbH, Linz, Austria

The Austrian landfill regulation DVO 2008 and its attachments generally admit to use geosynthetics as an alternative to mineral components used as sealing or drainage elements. The requirements needed to proof equivalency are described for each landfill class separately. Paragraph 5 and 6 and attachment 3 of the DVO define the appropriate minimum requirements or limit values respectively. Geosynthetic clay liners (GBR-C) have to proof the same long term percolation as a mineral sealing (MS) layer. Furthermore the percolate must not exceed 5 % of the annual rainfall when used as a single capping system. Drainage mats, geocomposites often as thick as about one cm, have to proof long term lateral drainage capacity, comparable to a 30-50 cm drainage layer of coarse gravel 16/32 mm.

Two landfill projects in Austria are used to present the experience in design and construction with regards to specific criteria from landfill regulation DVO.

At the demolition waste landfill Weitzer in Neusiedl/Styria the focus is placed on the extension of a basal lining system. The standard lining system normally consists of a mineral sealing MS of 50 cm and a permeability of $k_f \leq 5 \times 10^{-10}$ m/s. With respect to DVO 2008 30 cm of mineral sealing can be replaced by a GBR-C having the same or better long term percolation as the MS. With respect to higher vertical loads at the base GBR-Cs are able to perform successfully. Project adapted testing of the GBR-C is necessary to proof equivalency. Data-sheet values normally are not adequate data for site specific conditions. Permeability k of mineral sealing layer can be compared to permittivity of GBR-Cs by calculating the percolation from each parameter, taking into account the thickness and hydraulic head according to Darcy's law. In this project a Ca-bentonite GBR-C was able to fulfill legal requirements regarding vertical loads from 35 to 330 kN/m².

The second project is located in Wels, Upper Austria. The so called "Schießstätte" landfill for residual wastes had to be sealed by a capping system consisting of 60 cm of mineral sealing with $k_f \leq 10^{-9}$ m/s. Site specific permittivity testing even with loads of just 15 kN/m², representing 80 cm of cover soil, proofed a Ca-bentonite GBR-C combined with a root barrier to be equivalent to the DVO parameter. Additionally a testing field of an area of about 118 m² has been installed to measure the percolation through the GBR-C. The capping system, consisting of GBR-C, drainage geocomposite and 80 cm of cover soil is underlaid in this area by a gravel drainage and a HDPE liner, collecting seepage water percolating the GBR-C. Since November 2012 test results indicate a percolating water volume of about 1,53 [l/(m²•a)]. With respect to an annual rainfall of about 900 mm just about 0,17 % of rainwater enter the landfill body. This is just about the seventh part of the theoretical value of 1,22 % calculated using constant hydrological conditions.

Geosynthetics can be used as sealing and drainage components in landfills substituting large amounts of mineral components. They can proof equivalent performance saving money and valuable raw materials like clay or sharp graded gravel. For the design site specific testing should be incorporated as standard testing values might not fit to site specific conditions. Finally testing fields are able to proof the theoretical performance of all components of the sealing system.

Deformation Analysis of the Landfill “Rautenweg“ using 3D-Finite Element Modelling

P.-A. v. Wolffersdorff, T. Sembdner
BAUGRUND WIEN Ingenieurgesellschaft mbH, Austria

K. Reiselhuber
Magistratsabteilung (MA) 48, City of Vienna, Austria

The landfill Rautenweg is the largest landfill in Austria and operated by the city of Vienna. The landfill is sealed by so-called “Wiener Dichtwandkammersystem“ (Vienna Cutt-Off Chamber). The system comprises two parallel diaphragm walls embedded into the impermeable stratum by 25 m. Counterfort are placed between the two diaphragm walls in regular intervals.

The landfill body is gradually rising since the opening in the 1960s. The design level of fill is about 45 m above ground. Only limited movement and deformations are allowed in order to ensure unrestricted functionality of the Vienna Cutt-Off Chamber.

At first a 2D-finite-element-model was established for selected cross sections to simulate the design of the landfill. Thus, the fundamental deformability behaviour of the landfill body as well as the lateral cut-off system was investigated.

This paper reports on the complete 3D-finite-element model of the landfill Rautenweg. Only with a comprehensive model it is possible to reflect the crucial deflection of the cut-off system. The landfill body is enclosed by overlapping dams made of ash, slag and concrete. The design as well as different construction stages have been modelled leading to a complex 3D-finite-element-model. It is based on survey data obtained by remote sensing and available project data.

The aim was to create a realistic 3D-model of feasible complexity. This was achieved in three stages.

In the first stage the surface was created based on the remote sensing data. The triangulation was accomplished by using a CAD-software.

In the second stage the CAD-data were converted into contour lines. Here, the fractal appearance of the surface became evident requiring manual input to smoothen the surface before creating a finite-element-model.

In the third stage, both the smoothened CAD-contours of the surface and the data of the underlying surface are imported to the finite-element-program. Both contours are superimposed.

This paper illustrates the entire computation of 16 steps of past and future stages of the landfill.

In the end results are presented for selected fill-stages and the final fill-stage of 45 m above surface. The main focus of the presentation and interpretation of the results is directed to the deflection of the cut-off system. The results demonstrate the movement and deflection are within the acceptable limits. The functionality and serviceability of the Vienna Cutt-Off Chamber is not compromised at any stage.

The cut-off-system and selected parts of the fill are monitored, e.g. by inclinometer, in order to obtain stress-strain data for model calibration. This will be the focus for further work.

Lodgment of Polluted Sludge in Geosynthetical Tubes

H. Geißler, H. Lassnig & M. Wilke
HUESKER Synthetic GmbH, Gescher, Germany

Sludge often arise as unintentional spin-off product in industrial processes. With regards to transport (e.g. thixotropy, high water content) and further recycling (especially when contaminated) sludge is very inconvenient. However, with improved technical features sludge material might become usable as construction material for example in dams and embankments. Otherwise it needs to be deposited with structural protection according to its contamination.

Sludge of industrial origin like tailings is often stored in ponds/lagoons close to the production facility. Depending on the amount of sludge produced, the duration of the operation and the finally intended use these ponds can have a size up to several thousands of cubic meters. In the recent past cases are known to the public where storage ponds depending on local, political and economic conditions have potentially not been planned, executed or conducted inadequate to present technical understanding. The Ajka alumina sludge spill in 2010 is one tragic example of consequences due to the storage of contaminated sludge.

First step in processing of sludge is generally the reduction of water content. This improves particularly the handling (transport), at the same time the volume is reduced. As a consequence the materials mechanical features are changing, for example rising shear-strength or reduced water-permeability. Next to simple storage in ponds or lagoons techniques of installation engineering like frame filter presses or belt filter presses are available. These techniques have been proven-in-use and are available on the market. As an alternative the dewatering can be achieved by the means of geosynthetical tubes. In this case the processing steps storage and dewatering are consolidated in one step.

The treatment of sludge in geotextile tubes is has its origin in the field of water remediation. The goal is to dewater dredged sludge in order to save expenses on transport and lodgment. Just as in all common dewatering techniques the sludge needs to be treated with appropriate flocculants. The choice of an appropriate flocculent aims at an effective separation of solid matter and fluid phase as well as a stable bond of pollutants to the solid sludge particles if possible. The treated sludge is pumped into special geotextile tubes which retain the solids. Hereby pollutants are immobilized whereas water can leak through the permeable geotextile. The filtrate is collected and can be recycled in the process or disposed if necessary.

After numerous cycles of filling and dewatering a consolidation phase follows until the desired dry solid content is reached inside the tubes. After the geotextile tube is opened the dewatered dry matter can be used further depending on its technical features and pollution or deposited. Compared to conventional dewatering technologies a distinctively higher efficiency can be reached with significantly lower investment cost. While the required space is higher compared to mechanical dewatering techniques the used area can be massively reduced in contrast to ponds.

Especially when comparing the lodgment in tubes to open ponds safety aspects play a major role. As the past has shown, the failure of a tailing pond can have a disastrous impact on human life and the environs. Towards open lagoons the volume of a single tube element is rather small (with up to 1.500 m³ still) but offer significant advantages: Encasement of potentially hazardous material with simultaneous dewatering and reinforcement of the deposit. When handling extremely dangerous material a qualified sealing of the landfill in connection with a recultivation of the surface is possible.

Extracellular Electron Shuttles for the Anaerobic Oxidation of Tar Oil Contaminants

K.E. Scherr

University of Natural Resources and Life Sciences (BOKU), Vienna, Department IFA-Tulln, Tulln, Austria

M. Nahold

GUT Gruppe Umwelt + Technik GmbH, Linz, Austria

Coal tar, as a by-product from coal gasification in municipal or manufactured gas plants (MGP), has been used for numerous industrial purposes including wood impregnation and as a raw material for ointments. Initially valued for its antibiotic properties, the constituents of coal tar constituents, when released into the environment, now pose considerable threats to soil and groundwater quality in many industrialized countries. Coal tar is a complex mixture; its aromatic and phenolic constituents are amongst the most worrisome substances from an environmental viewpoint. Understanding abiotic and enzymatically mediated pollutant transformation processes, involving complex contaminant, geochemical and microbial matrices, is required to control and, if desired, enhance biogeochemical reactions that contribute to site detoxification.

In this context, one of the aspects less well understood is the role of poorly soluble electron acceptors, including Fe(III) and Mn(IV) minerals, in anaerobic contaminant transformation processes. Despite their poor aqueous solubility and thus poor bio-accessibility, these species participate in microbe-driven geochemical cycles. Several mechanisms, including electrochemically conductive pilus-like assemblages expressed by *Geobacter* species, or *Shewanella*'s chelating agents, enable for extracellular electron transport to practically insoluble Fe(III) surfaces serving as terminal electron acceptors in contaminant oxidation, have been 'devised' by nature. The present study sets out to investigate substitutes to these species-specific mechanisms to increase extracellular electron transfer processes connected to potential benefits for anaerobic contaminant oxidation.

These extracellular electron shuttles are small organic, preferably non-toxic and reversibly oxidizable structures that may participate in a large number of consecutive reduction and re-oxidation, driven by or in the absence of microbes.

Potential extracellular electron shuttles were characterized in laboratory trials using historically tar-oil contaminated soil as to their efficiency to mediate the anaerobic oxidation of aromatic hydrocarbons, with a focus on EPA-PAH, N-, S- and O- substituted heterocyclic compounds as well as alkylated PAH. The addition of various investigated structures, predominantly Quinone moieties in substoichiometric quantities were found to increase biochemical and abiotic contaminant oxidation. A small field trial was implemented in Upper Austria. There, the increase in aqueous Mn concentrations observed by the introduction of an EES into the groundwater points towards the possibility to stimulate electron transfer to poorly soluble geogenic terminal electron acceptors connected to the anaerobic oxidation of PAH.

The application of extracellular compounds to increase anaerobic oxidation processes is a direct approach to exploit indigenous, poorly soluble electron acceptors and thus represents an environmentally compatible bioremediation measure. From a molecular level, geochemical and biogeochemical transformation processes involving hydrophobic contaminants and poorly accessible electron acceptors in complex matrices so far remain largely unexplored.

In-situ Aeration: Performance Control after 5 Years on a Municipal Solid Waste Landfill

M. Huber-Humer, M. Hrad & S. Lenz

University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Institute of Waste Management, Austria

By converting anaerobic landfills into an aerobic, biologically stabilised state through accelerating organic matter degradation, the time and effort necessary for post-closure management can be shortened. In-situ landfill aeration is thereby a promising cost-efficient treatment method to significantly reduce environmentally relevant and current emissions from existing municipal solid waste landfills (MSW), to stabilise the organic waste material, and to reduce the emission potential. In Austria, one of the first full-scale application of in-situ aeration by means of low pressure air injection was implemented on an old MSW-landfill in autumn 2007, intended to run for about five years. About 200,000 Mg of untreated municipal and commercial waste were deposited between 1976 and 1995. The first part of the old landfill (VA01) was closed in 1985; the second landfill section (VA02) started operation in 1986 and was closed in 1995. The depth of disposed solid waste is between 3 and 18 m. The in-situ aeration plant consisted of gas wells for aeration and collection of exhausts as well as a biofilter for off-gas purification. The aeration plant was operated from end of January 2008 till end of April 2013 with a total of 31,550 operation hours (69 % degree of efficiency). Within this time about 24.6 million m³ air was blown into the landfill body leading to about 780 m³/h input (or 0.004 l air (kg dry matter * h). In parallel, laboratory investigations in 90 litre Landfill Simulation Reactors (LSR) were conducted with waste samples taken from the landfill to prove the emission reduction potential of the waste material under optimal conditions.

Although the initial waste material was not very reactive, the LSR-studies under optimised lab-conditions showed that an accelerated degradation of the specific organic waste matter was still attainable, and a sustainably stabilised waste material was achieved after about two years of aeration; within this time period the required target value of 15 g C-discharge/kg DM was also achieved in all aerated LSR. Furthermore, leachate compounds like NH₄-N, COD and BOD₅ were noticeably reduced under optimised aerobic conditions in the laboratory.

However, there was a big difference between the achieved values in the lab and the full-scale application. At the end of the full-scale aeration on the landfill the results regarding carbon discharge via gas phase was about a factor of four to six behind the lab-based predictions and results (only 3 g C-discharge/kg DM), particularly because only a strongly reduced aeration rate could be implemented in the field. Nevertheless, the final analyses of the solid waste material sampled after about 5 years (in April 2013) of in-situ aeration on the landfill site show that the median values of the reactivity parameters (respiration reactivity (RA₄) and gas generation potential (GP₂₁)) with 1.5 mg O₂/g dry matter (DM) and 0.3 NI/kg DM clearly met the required target values (2 mg O₂/g DM and 2 NI/kg DM). The same applied to the elution parameter NH₄-nitrogen (< 400 mg/kg DM). Only parameters COD and BOD could not fully achieve the given target values. However, due to the low reactivity of the solid waste material as well as due to economic considerations, a direct need for further action (e.g. continuation of aeration) is not meaningful at the moment. Moreover, CSB, BSB₅ and NH₄-N are not very significant parameters to determine the long-term success of in-situ aeration and stabilisation, since they mainly reflect the actual processes taking place and the prevailing conditions in the landfill but not the final and long-term behavior of the solid waste material. For these purposes reactivity parameters or FT-IR analyses (results not presented in the paper) are more suitable and meaningful.

Aeration of the Landfill Pill; Effects on Groundwater Contamination

K. Finsterwalder

Finsterwalder Umwelttechnik GmbH & Co. KG; Bernau Hittenkirchen, Germany

At the former landfill Pill in Tyrol, Austria groundwater contamination was caused by high ammonium loads of up to 20 mg/l. Biodegradable nitrogen was specified as the cause of groundwater pollution by ammonium. However, other substances were hardly noticeable. Ammonium is generated within the landfill body through anaerobic decomposition of organic matter. In this case an in-situ aeration of the landfill was planned to oxidize biodegradable nitrogen compounds. This securing system with the best price/performance ratio was selected as part of a comparison of concepts based on the emission prognosis. If the organic available nitrogen within the system is degraded, an anaerobic conversion of the existing carbon compounds with the formation of ammonium is no longer possible.

The special feature is that the in-situ aeration was planned in such a manner, that the unsaturated zone and the landfill body behave like a biological fixed-bed reactor. The landfill surficial area itself represents a biofilter for any escaping pore-air. Through a network of a total of 216 wells, the landfill area of approximately 18 ha is supplied with air. The vadose zone, consisting of glacial gravel, works as a natural distribution layer for the injected air volume. Aeration pressure, that occurs, depends on the permeability of the aerated layers and the space between water table and the landfill base.

The in-situ aeration is not pressure-controlled but volume-controlled, so an ideal temperature can be realized in the landfill body for nitrogen degradation. The reaction products of substance conversion are mainly carbon dioxide and nitrate. The nitrate is discharged with the leachate in the aquifer.

The monitoring of the material conversion processes is carried out by measuring the pore-air composition. At 35 measuring points temperature, methane, carbon dioxide and the oxygen concentration of the pore-air are measured at the boundary landfill content and landfill cover. Due to the special technique of aeration, it is possible to determine mass balances of substance conversion separately for carbon and nitrogen based on the measured pore-air values. The verification of completion of the aeration measure arises from the oxidation of nitrogen compounds to nitrate, which is calculated as the cumulative curve for each measurement point, starting with the beginning of aeration. If the total value of the oxidizable nitrogen is not increasing or only slightly in the vicinity of the probe, the first condition to achieve the remediation goal is fulfilled. Waste analyzes, prior to the beginning of aeration, showed a total potential of 2,320 Mg TN (total nitrogen) for the landfill body, of which 230 Mg were identified to be organically available. So far, about 500 Mg TN were degraded in the landfill body. This is more than twice as much as determined based on the assessment. It is anticipated that the unreacted TN will rise to about 600 MgTN.

The aeration can be deactivated as soon as the ammonium concentrations are below the remediation goal value in the aquifer. This is the second condition. The remediation goal value for ammonium, determined by the authority (3 mg/l), was achieved after about four years of aeration at downstream areas (min. 2.7 mg/l). Also the contamination of groundwater by nitrate, the oxidation product of ammonium is significantly lower than expected.

The limiting concentration of total nitrogen (TN) was reached in some areas of the landfill site thus test deactivation could be started. Then again the area will be aerated for another six months to observe the reaction of re-aeration on the contamination of groundwater with nitrate and ammonium. Based on the existing results it is expected, that the aeration of the entire landfill can be deactivated in approximately two years to finish the securing measures.

MBT-Landfill as Carbon Sink – Expected Carbon Content after Aeration

E. Binner, A. Pukhnyuk & M. Huber-Humer

BOKU University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

Target of MBT (mechanical biological treatment of wastes) is to mineralise and to stabilise waste organic matter. This leads to a reduction of emissions after landfilling the pretreated wastes. It is well known, that MBT-landfills can be seen as a carbon sink, but there is a deficit in knowledge about the time frame respectively which share of organic carbon will remain in the landfill over long period.

During last decades at ABF-BOKU approximately 800 incubation tests (according to Ö-NORM S2027 part 2 2012) were analysed (380 MBT samples and 330 samples from old landfill sites). Many of these tests were carried out over much longer test periods than minimum duration (21 days + lag-phase) described in the Austrian standard. Duration was several 100 days up to 8 years! 141 of these long-term tests were evaluated to get an idea about gas formation potential respectively the “end-carbon-content” in MBT-landfills.

In a first step a prediction model (log-normal distribution curve) for gas formation potential was developed (Tintner et al. 2011; Binner et al. 2013). Actual the gas formation potential of 91 MBT-samples and 27 samples from old landfills was estimated by this model. The MBT-samples were taken in 12 Austrian MBT plants. Thus feedstock materials and mechanical treatment as well as duration of treatment of the analysed samples differ very huge.

For calculation of “end-TOC” (TOC = total organic carbon) in MBT-landfills (TOC after gas formation has stopped) the TOC of input for incubation test and the carbon release by predicted amount of landfill-gas (1 g TOC leads to 1,868 l of landfill gas) were used (Binner et al. 2013).

Assumption for these estimations is, that landfills will be anaerobic for ever. For assessing the influence of possible future aerobisation of landfills on the carbon degradation, 6 of the long term Incubation tests were aerated (since 2 to 35 weeks) after gas formation has ended.

The results are:

- Gas formation during incubation test can be predicted by a log-normal model,
- By analysing carbon content of the input material and estimating gas formation potential by model an „end-TOC“ of MBT-landfills can be calculated,
- By evaluation of 91 MBT-samples we expect an „end-TOC“ of minimum 10 % DM for MBT-landfills were well pretreated waste (limit values of Austrian Landfill Ordinance are met) is landfilled. The estimated average for “end-TOC” of 91 samples is 13.3 % DM with a range from 5.7 to 17.5 % (just 7 samples show “end-TOC” < 10 % DM). Depending on the reactivity status of landfilled wastes the model shows that 2 to 35 % (average 11 %) of TOCInput will be transformed into landfill gas and
- Aerobisation of landfills for sure will lead to increased mineralisation even if anaerobic degradation already was finished before aeration starts. Actual duration of laboratory aeration tests is too short for final estimation of “end-TOC” of landfilled wastes.

LNAPL/DNAPL Phase Skimming on the Contaminated Site „Kokerei Linz”

C. Angermayer
voestalpine Stahl GmbH, Linz, Austria

G. Gnjezda
SV Büro für Boden+Wasser GmbH, Gallneukirchen, Austria

A. Schönberg
Montanuniversitaet Leoben, Institut für Thermoprozesstechnik, Leoben, Austria

The coke oven plant started production in 1942 and was rebuilt after the extensive damage towards the end of World War II. For the production of by-products tar and crude benzene (light oil, coal) were distilled on site. Due to the effects of war and associated with the destruction of various parts of the coking plant, there were massive contaminations of the soil at the operational facilities. Based on these contaminations in soil there is still a significant input of pollutants into the groundwater. As a result a plume of PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons) and BTEX (benzene, toluene, ethylbenzene and xylene) has been formed over several hundred meters length in groundwater due to the incidents at the end of World War II until now.

As part of the remediation project of the contaminated site O76 “Kokerei Linz” it is foreseen to remove pollutants out of the groundwater by phase skimming with special wells. In the saturated soil area the organic phases, so-called LNAPL (Light Non-Aqueous Phase Liquid) and DNAPL (Dense Non-Aqueous Phase Liquid) should be removed with this emerging technique. In order to obtain an estimation of the discharge of the organic phase and to determine the respective impact factors on skimming, this process is illustrated by means of mathematical simulation models. By varying the extraction wells, in their position and shape (vertical, horizontal), the different effects and impacts can be simulated with the mathematical models. Thus the results of the mathematical simulation models serve as a basis for the decision making process in the selection of position and shape of the extraction wells. With a “pilot test” field parameters should be obtained on site. With these parameters the simulation model and especially the construction of the phase skimming installation can be improved and optimised.

The results of the mathematical simulation model show that the skimming of the LNAPL could be done quickly and easily. A complex (and expensive) arrangement of horizontal drainage ditches is not necessary for this application. In contrast, however, the skimming of the DNAPL is more complex. For this application purpose horizontal drainage ditches would result in the most efficient absorption. It was also shown that a cross-shaped arrangement of horizontal wells (drainage pipes) compared to vertical wells would only be beneficial in the first stage of skimming. At a greater distance to the extraction wells the pumping out of the phase is considerably more difficult.

Because of the wide grain belt in the transition region of the quaternary sediments to the marl an ex-situ large-scale test is necessary before setting up the skimming installation of the DNAPL to select the optimum pipes for the horizontal drainage ditches. From a technical perspective especially the filter surface, the diameter, the material and the wall thickness play an essential role. Due to this, the main goal of the test is to compare a selection of different filter tube types (winding wire, hole, slot) with regard to their skimming and installation properties. Furthermore, it should be examined how the holes of the filter tube types might be blocked due to the sediment and how required maintenance operations can be done efficiently. In conjunction with this, it is also examined whether and how heat input affects the skimming and the mobility of the DNAPL and if the results are consistent with the mathematical simulation models.

Combined Hydraulic and Microbiological In-Situ Remediation on Vienna Central Station

J. Engel

ÖBB Infrastruktur AG, Vienna, Austria

B.T. Bogolte & H.P. Weiss

TERRA Umwelttechnik GmbH, Vienna, Austria

In the course of the complete teardown of the area of the former southern and eastern railway stations of Vienna and its complete redesign as a new central railway station of Vienna a substantial diesel contamination was detected. In the perspective of a sustainable solution ÖBB decided to eliminate this spill. For this purpose, initially around 4,500 m³ pollutant-containing soil were excavated and disposed. The remaining area was cleaned by an in situ remediation.

Due to a very restrained time frame for the in situ treatment a combined hydraulic and biological solution seemed the best choice. Therefore a combination of pump and treat, several oil phase skimmers, a bioventing, a biosparging and an in situ soil wash was implemented within a period of two years only! A total of around 20,500 liters pure liquid diesel could be removed from the groundwater. Further hydrocarbon contaminations were washed and the remains biological degraded. After the complete removal of the oil phase, Biosparging was started. In the vadose zone biodegradation was accelerated by Bioventing. The contaminated soil gas induced by the stripping effect of Biosparging as well as by the evaporation in the vadose zone was captured by soil vapor extraction and cleaned with activated carbon filters. Within a treatment period of two years the remediation objectives of the administrative decision - 3,000 mg/kg of hydrocarbons in solid phase and the groundwater free from oil phase - were reached successfully and proven by drillings.

Former Tannery Waste Disposal Site – Excavation of Intense Odour Waste

H. Kraiger

GWU Geologie-Wasser-Umwelt GmbH, Salzburg, Austria

The contaminated site ST19 (Gerbereideponie Schmidt), a former tannery waste disposal site, is situated in the southern part of the city of Weiz (Styria, Austria). The area is split up into two parts by a main road passing the landfill.

The area on which the tannery waste has been dumped, is about 18.000 m² large, the depth of the deposit was 3-4 m. Dumping took place between 1965 and 1977. Detailed investigations regarding quality of groundwater, landfill gas and waste finally led to a declaration as a hazardous site.

The material investigated had a high organic load as well as remarkable chrome contents. Partly the waste was situated beneath groundwater surface. When designing the remediation process, three major problems had to be solved: high concentrations of methane, extreme odour and last but not least the suspicion of the presence of anthrax spores.

Considering methane and odour problems a venting of the waste before excavation was carried out. Using the so called BioPuster method, air was injected with pressure impulses of 2 to 6 bar. Paralleling the aeration, the produced decomposition gases were sucked off and subsequently cleaned by a filter device. After a permanent venting of 10 to 14 days the body of waste was transformed from an anaerobic to an aerobic state. In addition, the excavation work was restricted to the winter period. The method selected was very effective, suspected odour problems did not occur.

Before starting any excavation work, additional investigations gave evidence, that anthrax spores were absent. Sheet pile retaining walls were used to stabilize the excavation pit and to avoid inflow of groundwater.

Remediation started in November 2013 with preparatory work, retaining walls and venting. Using an ombudsman, continuous information of neighbours took place. The excavation work started in January 2014 and after 4 months 53.000 m³ had been removed. About 60 % of the waste digged out could be deposited in appropriate waste disposal sites, 40 % had to be treated.

A second type of remediation work took place in the area of the main road. The soil mixing method was used to create vertical soil-cement columns in the ground. A leader mounted mixing paddle mixed the existing soil with cement slurry. Finally a “soil-concrete” body showing a volume of about 8.000 m³ was produced.

Refilling of natural soil with sufficient permeability for groundwater flow and the reconstruction of the main road brought the remediation to a successful end.

An Extensive Environmental Protection Program During the Bonfol Landfill Remediation

D. Kurc

Responsible for the environmental protection at bci Betriebs-AG, Basel, Switzerland

The industrial waste landfill at Bonfol in the Canton of Jura, Switzerland, is a heritage of our past. The chemical industry of Basle, amongst others, dumped its production waste in a former clay pit during 15 years before the landfill was closed in 1976 with a clay cap. Today, the organizational and technical challenge consists in excavating nearly 175,000 tons of hazardous waste material under high safety and environmental protection measures.

The bci Betriebs-AG was commissioned by the Basle Chemical Industry (BCI) to professionally and sustainably remediate this landfill. During the filling, the waste has been mixed up and was exposed to the ambient air and rainwater. For safety and environmental reasons, it has been decided to excavate all the waste by using a remote-controlled grapple inside of a ventilated hall. Without any separation step, each grapple of waste is shredded, prepared, filled in containers and transported by train to hazardous waste incineration plants in Germany and Belgium.

During the definite remediation of the landfill, running from spring 2010 to spring 2016, an extensive environmental protection programme is implemented. To ensure the protection of ground and surface water, the drained leachate of the landfill and the waste water from remediation activities are cleaned in an on-site water-treatment plant. By means of a water monitoring programme which covers 75 wells and other monitoring points, the water quality is controlled on a regular basis. Every result of analysis is transferred to the authorities and published in reports.

The halls for the remediation works are closed, ventilated and kept under depression. The exhaust contaminated air is treated by combustion at 850 °C, and emissions at the chimney are constantly monitored to ensure compliance with the Swiss air-protection law. Immissions are monitored within a four sampling stations network located 2 km around the landfill in both dominant wind directions. All the results of analysis obtained so far confirm the absence of significant impact of remediation activities on the air quality in the vicinity.

Earthworks for building of the infrastructure gave large volumes of clean soil material. They are stored right by the site and kept ready for the refilling of the clay pit, once the remediation will be finished. Soil material from the landfill cap and sole is analysed and – according to the contamination level – stored as refilling material or disposed in the appropriate elimination path.

After completing the remediation of the southern part of the landfill, the excavation hall, about 3,000 tons of weight, had to be moved to the northern part in September 2013. This special challenge consisted in opening the hall usually kept under depression. By equipping the waste talus with an aspiration as well as an air-treatment system, by covering it, and by further ventilation combined with special measures, the pollutant's concentration could be reduced to levels in accordance with limits set by the Swiss air-protection law, thereby avoiding any risk for men and nature during its opening. An expert company was appointed to step in with a spraying agent to neutralise odours which could be perceived in the neighbourhood. A Belgian company was commissioned to build up a neighbour's "nose network" to report any malodour annoyance.

In November 2013, the remediation started again on the northern part. On the cleaned-up southern part, bci Betriebs-AG has to verify by soil sampling and analysis that the low remaining concentration of pollutants conforms with the legal remediation goals. After approval by the authorities, the remediated clay pit will be refilled with clean soil material stored on site, the infrastructure dismantled and about 15'000 trees planted. The stabilization of the hydrological balance will take a few years and the monitoring of the water quality will continue.

Biological Stabilization of the Teuftal Landfill in Switzerland

M. Ritzkowski

Hamburg University of Technology, Institute of Environmental Technology and Energy Economics, Hamburg, Germany

The Teuftal landfill, located in the canton Bern, is considered the largest sanitary landfill in Switzerland. Since 40 years both, municipal solid waste (MSW), construction and demolition waste, bottom ashes, flue gas cleaning residues as well as industrial waste are disposed of in different landfill sections. Untreated MSW of relatively high organic content has been landfilled in particular between 1973 and 2000 on an area of approximately 12 hectare, subdivided into 3 sectors. This area is considered as a bioreactor landfill. Since 2000, landfilling of organic waste is prohibited in Switzerland. Therefore, the landfill section receives only inorganic residues since that time.

Since 1982 landfill gas is collected and utilized, at first for heating the operational buildings. In 1989 four gas engines (466 kW each) have been installed for electrical energy production (electrical efficiency: 32 %). These engines were capable to utilize up to 1,300 m³ LFG per hour. Then, between 1993 and 1995, the LFG utilization plant was further enhanced up to 6 gas engines of a total capacity of 2.78 MWel. In conjunction with decreasing amounts of LFG from 1996 onwards the number of gas engines has been gradually reduced to only one engine running in 2005. In 2007, the last gas engine was abandoned and a CHP (180 kW) was installed. Since LFG production rates are further decreasing, the CHP was operated by an automatic load control at an electric capacity of approximately 140 kW at the beginning of 2014 and is supposed to be shut down by the start of the in-situ aeration.

Since the bioreactor landfill features no base sealing system, leachate is collected from the horizontal gas drainage system as well as from the valley bottom and pumped through pipelines to a nearby sewage water treatment plant for co-treatment. Mean annual precipitation at the landfill location is about 1,050 mm, which results in an hourly mean leachate production of 6 to 7 m³.

Although LFG generation rates have already decreased significantly and leachate pollution tends to be moderate, the landfill operator (Teuftal landfill incorporation) expects long lasting aftercare activities at the bioreactor landfill, associated with severe costs and monitoring efforts. Therefore, in 2012 a cooperation project between the Teuftal landfill incorporation and the Hamburg University of Technology (TUHH) has been established. The main issues of the cooperation are the elaboration of potential measures for the reduction of landfill aftercare, their assessment and planning for potential practical application. The developed procedure may also be applied to further landfills in Switzerland under similar conditions.

The project consists of the following stages: Baseline study, including the landfill history, its technical installations as well as data on emissions and settlements; compilation of potential measures to reduce aftercare efforts and to improve the long term emission behaviour; investigations of waste samples in the laboratory for the assessment of prospects of the different measures; concept development for the full scale application of the selected method for improvement of the long term behaviour of the Teuftal landfill.

By summer 2014, following successful pre-tests for aeration and water addition, the full scale aeration project has started. In parallel solid waste samples which have been taken in the course of borehole drillings are investigated in landfill simulation reactors at the laboratories of the Institute of Environmental Technology and Energy Economics at TUHH. It is expected that through the application of aeration the current and future emission behavior of the landfill will change considerably. The aim is to reduce the landfill gas generation potential by approx. 90% and to improve the leachate quality (i.e. reduction of pollutants) both for organic and inorganic (mainly ammonium nitrogen) loads.

Long-Term Efficiency of Gentle Soil Remediation - The GREENLAND Project

M. Puschenreiter
BOKU, Tulln, Austria

V. Bert & J. Kumpiene
INERIS, France (VB); LTU, Sweden (JK)

M. Mench
INRA, Bordeaux, France

P. Kidd & A. Cundy
CSIC, Spain (PK); Univ. Brighton, UK (AB)

Gentle remediation options (GRO) include various and in general plant-based options to remediate trace element contaminated soils (TECS) at low cost and without significant negative effects for the environment. Although GRO comprise very innovative and efficient technologies, they are still not widely used as practical site solution due to several hindrance reasons. Greenland has been launched on January 1st 2011 to address several issues:.

- Sustainable management adapted to TECS and deployment of GRO at field scale,
- Valorisation of plant biomass produced on trace element (TE) -contaminated sites,
- Harmonization of methods to assess the bioavailability of TE and development of a tool set to monitor the sustainability of GRO,
- Improving GRO through plant selection and modifications in soil TE bioavailability and
- Appraisal of current GRO practice, and development of implementation guidance and decision support frameworks.

Various current gaps / shortfalls in GRO application and development, i.e. lack of rigorous large-scale applications of GRO, variability in methods used for analysis and appraisal, potential for increasing the efficiency of GRO through biotechnology, technologies for biomass valorization and their uncertainty, best-practice guidances for the application of GRO at field scale, including appraisal of the various options available and their uncertainty, methods for monitoring, development and evaluation of a decision support tool (DST) focused on GRO, which can be integrated into existing, well-established and utilized DSTs / decision-frameworks, etc. are addressed. The overall aim of GREENLAND is to make GRO fit for purpose, which will substantially contribute to improvement of soil quality and ecosystem services on the local level (land owners, communities), but also at the European level. In addition to that, the use of biomass produced on GRO-treated contaminated land will contribute to socio-economic development at the local level and help to fulfil the increasing demand for biomass use in raw material and energy production all over Europe while avoiding the competition for food production and land change use.

During the first 3 years of Greenland, major achievements have been reached in all workpackages. The field experiments have been successfully maintained, in spite of partly challenging conditions, e.g. severe drought periods. Several biomass valorisation options were tested. Based on test results, literature overview and ongoing interviews with biomass processing enterprises, a list of feasible options is prepared. Suitable indicators of gentle remediation progress and success were identified in a comprehensive ring test on soil samples from field trials. The results obtained so far were summarized and submitted for publication. A second ring test will confirm the preliminary results. To enhance the efficiency of GRO, several plant-associated bacterial strains and combinations of soil amendments were evaluated. For bringing GRO into practical application, a decision support system has been published, along with valuable information on stakeholder engagement and empowerment. A technical guideline, which will be available at the end of Greenland, is now prepared.

Relevant Emissions During Landfill Mining Processes

G. Rettenberger
Ingenieurgruppe RUK GmbH, Stuttgart, Germany

Because of landfill mining activities emissions will occur. They can cause considerable effects to the environment and the vicinity. The most important emission may be the odour, but also dust and noise can be relevant to the neighborhood. It is obvious that the intensity of the emissions depends from the kind of mining technique and the treatment of the waste and also from the amount of waste which is excavated. Also the pretreatment and the disposing of the fine fraction plays an important role. Not to forget are the toxic constituents which may be in the landfill, like asbestos. Investigations at landfills during mining projects however showed that threshold values are not exceeded. Additional measures can even further reduce the emissions.

In the following two figures odour emissions and dust settlements are describing the situation that during a mining project the measured values at or in the vicinity of the landfill are far below the threshold limits and in the same range like values from other places in the surrounding of the landfill.

Tailings of Mining and Processing as Alternative Raw Material Repository

T. Zeller, A. Bachmann & A. Sauter

Clausthal Institute of Environmental Technology, Metal Recycling, Clausthal-Zellerfeld, Germany

European political initiatives like for example Horizon 2020, the European Innovation Partnership (EIP) on raw materials, the Knowledge and Innovation Community (KIC) for raw materials, and the European Technology Platform on Sustainable Mineral Resources (ETP SMR) show the vital importance of a secure raw material supply to our industry. The more critical raw materials such as platinum group metals, alloy elements for steel production, high-tech metals, and rare earths are referred to as materials of strategic economic importance. According to the German Federal Ministry of Education and Research these materials are necessary for leading-edge technology and future economic growth in highly developed countries.

The majority of these materials must be imported from abroad. Economy sectors that require these minerals and metals are, therefore, vulnerable to crises and high export taxes. In addition to that, the current world market situation is characterized by too low supply and too high demand. A direct supply of such raw materials from deposits within a country like Germany would contribute significantly to the relaxation of its economic situation with regard to this problem.

In addition to the exploration of primary raw material deposits, secondary deposits should be utilized as completely as possible as well. Such deposits are for example mining, processing, and smelting tips, which we cover in our research for innovative landfill mining processes. The research objects discussed in this article are two tailing ponds called Bolrich near Goslar in Lower Saxony, Germany. Both of which had been used for the disposal of flotation residues that originated from the processing of Rammelsberg ore. That ore contained apart from lead, zinc, and copper considerable amounts of cobalt, cadmium, vanadium, arsenic, bismuth, indium, gallium, and germanium.

In consequence these tailings are to be regarded as valuable secondary commodity repository of strategic economic importance. From the literature we know that the total mass of the combined sediments amounts to 7 million metric tons. As part of our preliminary studies we determined a potential for a selection of materials of strategic economic importance. This can be estimated to about 120 tons of indium, 140 tons of gallium, and 980 tons of cobalt. In addition to that, 78,000 tons of lead, 11,000 tons of copper, and 130,000 tons of zinc are still contained in the sediment material due to the limited efficiency of processing technology of the past.

The processing of such tailings is expected to be slightly cheaper than the processing of massive ore because the particle size is already smaller than 80 μm . The sediment just requires milling to provide the following flotation process with a narrow enough particle size distribution. The separation of baryte from the bulk has been proven to be economically feasible on large scale in 1988. To meet today's environmental requirements the process needs to be further optimized and tested. After the baryte is separated the sulphide ore fraction will be extracted from the bulk. Together with lead, zinc, copper, and iron all targeted metals of strategic economic importance will be obtained in separate concentrates. The premise of the process design will be a holistic approach. The aim is to leave as less residues as possible for tipping back into the tailing ponds.

Parallel to the process development the environmental impact of the entire process chain will be evaluated simultaneously, using the software Umberto Consult. Therefore, necessary steps can be taken in the course of the process development. Due to this procedure the most sustainable solution will be found and put into industrial practice.

In-Situ-Remediation of Pb/Zn Contaminated Sites Influenced by Mining and Processing

W. Friesl-Hanl

AIT Austrian Inst. of Techn. GmbH, Tulln, Austria

P. Kidd

Instituto de Investig. Agrobiológicas de Galicia, CSIC, Santiago de Compostela, Spain

G. Siebelec

Institute of Soil Sci. and Plant Cultiv., Pulawy, Poland

Worldwide many sites are presently influenced by mining and processing activities. The huge amounts of moved and treated materials have led to considerable flows of wastes and emissions. Alongside the many advantages of processed ores to our society, adverse effects in nature and risks for the environment and human health are observed.

In the EU-project (GREENLAND, Gentle Remediation of trace element contaminated land, FP7-KBBE-266124) “best-practice” examples for remediation and re-use of heavy metal contaminated sites are brought together in an exchange of experiences. This exchange and collaboration will contribute to a final handbook which intends to form a basis and guideline for the remediation of such sites.

Three stages of impact of Pb/Zn-ore-treatment on the environment are discussed here:

(1) On sites where the ores are mined impacts are the result of crushing, grinding, concentrating activities, and where additionally parts of the installations remain after abandoning the mine, as well as by the massive amounts of remaining deposits or wastes (mine tailings).

(2) On sites where smelting and processing takes place, depending on the process (Welz, Doerschel) different waste materials are deposited. The Welz process waste generally contains less Cd and Pb than the Doerschel process waste which additionally shows higher water- extractable metals.

(3) On sites close to the emitting source metal contamination can be found in areas for housing, gardening, and agricultural use. Emissions consist mainly from oxides and sulfides (Zn, Cd), sulfates (Zn, Pb, and Cd), chlorides (Pb) and carbonates (Cd).

All these wastes and emissions pose potential risks of dispersion of pollutants into the food chain due to erosion (wind, water), leaching and the transfer into feeding stuff and food crops.

In-situ treatments have the potential for improving the situation on site and will be shown by means of field experiments in Spain, Poland and Austria.

(1) In the abandoned Pb/Zn-mine in Rubiais in Lugo (ES) plant growth at some spots across the tailings is almost impossible due to high contamination and further adverse chemical, physical and biological conditions, despite a precipitation of 2,000 mm/a. Despite these conditions a few plant species (Cytisus, Betula and Salix) were found to tolerate these conditions and some were selected for further application in field trails established at this site. Cytisus species are perennial, leguminous plants and widely distributed, making them interesting candidates for re-vegetation and phytostabilisation of highly metal-contaminated soils. Salix species show a high potential for revegetation and mechanical stabilisation of the easily erodible soil, and some species are able to accumulate relatively high concentrations of Cd/Zn in aboveground parts.

(2) On smelting waste deposits in Piekary in Silesia (PL) municipal biosolid mixtures were applied generating a milieu where plant cultivation is possible (precipitation 800 mm/a) to reduce the erosion and leaching of contaminants. Welz and Doerschel process wastes were treated in different ways which is reflected in the different application rates of amendments.

(3) On agriculturally used land in the vicinity of the Pb/Zn smelter (BBU) in Carinthia, soil amendments were applied and shown to effectively reduce the contaminant uptake in feeding crops. Additionally heavy metal excluding cultivars were selected which further reduced the unwanted uptake. These contaminated sites pose, in addition to the recent acute risks, also a long-term risk which should be reduced by appropriate in situ measures.

The shown techniques and methods can contribute to a reduction of these risks and to improvements at these sites for the environment and human health.

Life History of the Leoben Waste Landfill Site - Twentyfive Years of Operation – Hundred Years of Sustainability

A. Krenn

Department for Environmental Protection, City of Leoben, Austria

During the first half of the 20th century, several different dumping sites, distributed in two different town districts of Leoben, were used for the disposal of collected municipal solid waste.

By the end of the sixties, it was decided to provide a new, centralized landfill site, located at the Moskenbergstraße in the Seegraben area. The entire amount of emerged municipal solid waste was dumped into the downward inclined and open valley formation. By that time, the water right permission only required an installment of pipes in order to establish a coordinated water drainage flow system. No permission was obligatory at that time for dumping of the waste material. In 1978, however, the water right regulations became stricter so legal proceedings had to be fulfilled. The landfill site had to be mapped and the leachate, as well as escaping surface water had to be regulated. The slope structure was controlled and the drainage precautions were established. The project was supervised by Vienna Technical University and a geological survey with professional surveys. After the installment of a joint regional sewage treatment plant in 1982, the concession was extended for the disposal of the resulting equalized and drained sewage sludge. It was not possible to construct additional trenches for the sludge as designated in the plan. For this reason, emerged sludge was used to manure developing slope sites to promote green cultivation and also to achieve an intermediate remediation of the site. After the maximum permissible volume of 400,000m³ of disposed waste was reached, a final project started focusing on the leachate and surface water drainage as well as gas extraction measures on the basis of the estimated gas formation potential. Existing enclosures had to be maintained. Gas probes were installed to control any gas migration towards the adjoining residential Stollenweg area. Furthermore, a ground water gauge was established which is checked regularly. The same precautions were provided for the leachate water.

In 2002, a Masters dissertation investigated the eventual sustainability. The paper dealt with the question whether the former landfill site could be reopened to public and which precautions would be necessary. The investigations revealed that the existing enclosure should be maintained.

RoadMap - Mapping in Case of Landfill Mining

J. Nispel

Fraunhofer ISC, Projektgruppe IWKS, Alzenau, Germany

S. Gäth

Justus-Liebig-Universität, Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Gießen, Germany

Raw materials such as steel and energy are becoming scarcer due to the steady growth of the world population and the resulting consumption change. Hence, it is to be expected that the prices of primary and secondary raw materials will rise in future even more than present.

Before this background, house garbage dumps represent unused raw material depots whose resource potential is largely unknown. The idea “RoAD-Map” can remedy this!

Objective, therefore, is to capture the actors in the subject area landfill mining as part of a network (RoAD-Net) and to pool their interests and existing knowledge together. The resultant exchange promises of experience and synergies.

In collaboration with landfill operators and research institutions, the aim is a “DEPOT REGISTER” for the Federal Republic of Germany to build, which is the basic for future decisions. An extension of this idea to European and international level is desirable.

An extension of this idea to European and international level is desirable.

To accomplish this 5 steps are provided:

Step 1:

Centralization and GIS-based visualization of geographic location data of landfill sites

Step 2:

Detection of the deposition history

Step 3:

Model-based resource potential determination

Step 4:

Economic and ecological calculations

Step 5:

Build a web-based map server

Regards to the future, RoAD-Map is the basis of exchange for members of the emerging network-RoAD-Net! At the same, technology operators are desirable to be incorporated into this network in term of the thought “RoAD-Tech”. To take into account their preferences and expectations, is also intent of this idea.

Landfill Mining – Case Study: Resource Potential of a Styrian Sanitary Landfill Site

T. Wolfsberger, D. Höllen, R. Sarc & R. Pomberger

Montanuniversität, Chair of Waste Processing Technology and Waste Treatment, Leoben, Austria

A. Zöschner

AWV Mürzverband, Allerheiligen im Mürztal, Austria

During the last years, noticeable changes in the availability of mineral raw materials (e.g. ores, coal) were observed due to an enormous raw material demand of developing countries (e.g. China). Subsequently, a sensible scarcity of raw materials, highly competitive markets and a significant aggravated accessibility to mineral resources have been noticed. One possibility for exploitation of secondary raw materials represents landfill mining, as landfill sites can contain significant amounts of potentially recyclable and recoverable energy materials (REM). Therefore, to estimate the secondary raw material potential (resource potential) of Austrian sanitary landfills, one landfill site was chosen for closer investigation based on defined criteria (e.g. infrastructure). The scope of this investigation constituted a waste characterization by realization of sieving and sorting analyses. Based on the idea of winning potential secondary raw materials out of old landfill bodies, it is assumed that especially metals, glass, minerals and a fraction with a high net calorific value are qualified for recycling and recovery. Hence, the sum of all REM i.e. metals, glass, minerals, wood, leather, rubber, plastics, PPC, composites and textiles is denoted as “resource potential” in the paper.

The chosen landfill site has been in operation since 1979 and was used for tipping of mainly municipal solid waste and bulky waste until 2003. The landfill body comprises an area of about 10 ha and is divided into four compartments, where compartments one and two contain the oldest material (deposited between 1979 and 1988). A certain amount of the delivered waste was pre-treated by a mechanical-biological treatment (MBT) before being disposed of at the landfill. In course of this treatment, materials were shredded, led to a magnetic separator and sieved with a mesh size of 80 mm. Oversize materials, as well as bulky waste (not treated), were dumped directly. Screen undersize was mixed with sewage sludge, subjected to an aerobic biological treatment and afterwards landfilled as MBT-stabilized compost-like material.

To investigate the area accurately, 50 test pits were excavated in a grid-layout of 25 x 25 meters and a depth of five to six meters in compartments one and two. Out of these 50 pits, 14 mixed samples were prepared using an excavator for mixing and quartering. About 500 to 700 kg of each mixed sample were led to a sieving process in which the waste was sieved at 40 mm and 12 mm subsequently. The results obtained show that approximately 20 wt.-% are constituted by the fraction > 40 mm, about 49 wt.-% consist of materials between 12 and 40 mm and ca. 25 wt.-% are formed by fines (< 12 mm). Additionally, materials > 40 mm (about 1.6 tons) and between 12 and 40 mm (about 1.5 tons) were hand sorted separately (according to the Federal Waste Management Act of Austria) into the following fractions: Iron, non-ferrous metals, PPC, plastics, glass, wood, textiles, minerals (e.g. concrete, stones), problematic substances (e.g. batteries), composites (e.g. nappies), other (e.g. foam material) and sorting residue (decomposed and unspecified materials, which could not be visually identified).

The results obtained show that REM can be found mainly in the fraction > 40 mm. Therefore, the resource potential for this fraction accounts to about 90 wt.-% (in total for compartment 1 and 2). Comparatively, the resource potential of materials between 12 and 40 mm is lower and amounts to ca. 47 wt.-%.

Up to this point, however, it is not certain whether the potential secondary raw materials can be used for material or energy recovery effectively. In this regard, further characterization of the waste has to be conducted by means of chemical analyses. Furthermore, to investigate the influence of different treatment and separation technologies on the quality of the materials, large-scale experiments and IT-simulations shall be accomplished in the future.

Two Case Studies on Landfill Mining: Kössen (Austria), Bishkek (Kyrgyzstan)

M. Steiner
TBU GmbH, Innsbruck, Austria

M. Fuchs
DonauConsult GmbH, Vienna, Austria

M. Rottler
Land Tirol, Baubezirksamt Kufstein, Kufstein, Austria

The former landfill “Auwirtslacke” is located in Kössen, a Tyrolean municipality at the German border. It was operated for all kinds of municipal solid waste between end of World War I and the mid 1970s without whichever emission control.

As a part of mayor flood protection measures in the area (Kössen was the municipality mostly affected in Western Austria by the flood events in summer 2013) it was decided to remove the entire landfill (volume about 50,000 m³) in order to give the river more space. In order to have a sound estimate on disposal cost before starting the excavation works a complex assessment on the physical landfill content and its composition to be expected was performed, consisting of the evaluation of historical data (which was relatively fruitful compared to similar cases), interviews with former operating staff and finally the digging of trenches – total length about 800 m, distance between trenches 10 m – on the entire surface down to the landfill body’s bottom.

The achieved data gives a good picture on the landfill’s composition which provides not only an indication about expectable disposal cost, but also on the way subsequent excavation works have to be organized. As a particular question the one on the date of final landfill closure (which in such cases often matters in legal terms – who will bear which cost ?) could be answered by finding certain items which allow a clear judgement on its earliest disposal = latest closure date.

The central MSW landfill of Bishkek (capital of Kyrgyzstan, Central Asia, population about 900,000) is operated since the 1970s and covers an area of 30 ha. On the landfill hundreds of waste pickers make their living from collecting the recyclables which are usually recovered on such sites (paper and cardboard, various plastics, metals and glass).

In some parts of the landfill metals are excavated by – same crude as dangerous – mining techniques (by pickaxe, but also caterpillar). These activities are performed in former, partly decomposed disposal zones from the “Sovjet Era” containing high valuable (thick) scrap fractions accompanied by even more valuable components – stainless steel, copper, and brass.

Multi-Criteria Assessment of Landfill Mining Projects

R. Hermann

Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria

S. Vorbach & H. Wipfler

Technische Universität Graz, Graz, Austria

Landfill mining views landfills with the aim of regaining secondary resources from deposited landfill material. In this respect, landfill owners are faced with the decision of whether to leave their landfills in aftercare, for example, or start a landfill mining project. In order to be able to make this decision, the landfill owners must have the right aid in decision making.

There are currently no comprehensive assessments of landfill mining projects, nor any standardized assessment procedures that consider the multi-criteria requirements of projects of this kind. In addition to a definition of the target system and the various cause variables, the selection and/or development of suitable procedures are based on spatial and temporal system limitations. As there is a range of different criteria and cause variables that must be considered in landfill mining projects, multi-criteria decision processes are a promising decision-making aid regarding their feasibility. Based on set requirements, aims and criteria, international literature research on the methodology of multi-criteria decision-making processes and discussions with experts, the following six processes were selected and subjected to a broad evaluation.

- Prevalence/outranking process
- Cost-benefit analysis
- Modified cost-effectiveness analysis
- Modified utility analysis
- Eco-efficiency analysis
- Socio-eco-efficiency analysis

Each of the six assessment processes selected and evaluated according to set requirements has advantages and disadvantages, which should be investigated in more detail in more far-reaching research work. Building on this, the best-suited individual process or a combination of processes is to be selected, adapted and tested for a real landfill mining project. In the decision-making process, it is important to always bear in mind that the results can only be as good and precise as the data entered and that imprecise results are to be expected if the entered data is unsuitable and unreliable.

Material Recycling of Polyolefin-Rich Plastic Fractions

M. Lehner & M. Bauer

Montanuniversitaet Leoben, Austria

W. Hofer

OMV Refining & Marketing, Vienna, Austria

The material recycling of plastic waste has still an enormous potential, even in countries like Austria or Germany, which have a highly developed waste treatment system. At the moment, approximately 2/3 of the utilized packaging plastics are treated thermally, i.e. as waste derived fuels, and only 1/3 are routed for material recycling. In terms of an improved resource efficiency, and consistent with the actual European legislation, the material recycling of plastic has to be enhanced. The material recycling often fails because the plastic waste consists neither of mono-material, nor is it clean enough.

The development and the industrial implementation of material recycling processes gets continuously more attractive, particularly due to the increasing raw material prices of primary resources. In terms of plastic waste, thermal or thermochemical conversion process can be taken into account for material recycling, like for example pyrolysis, thermal or catalytic cracking. A homogeneous, and impurity-lean feedstock is the precondition for a stable operation of those conversion processes, and the production of usable products (petrochemical intermediates). In contrast to mechanical recycling processes, thermochemical conversions need neither pure feeds nor mono-materials. Therefore, the feedstock basis for thermochemical conversion processes is potentially higher than for mechanical recycling.

Beside the established dry mechanical treatment of plastic waste, mainly resulting in waste derived fuels as products, also wet mechanical treatment processes can be considered. Those treatment processes are known from coal or ore preparation. The separation utilizes differences in the density of the materials by generating a flow induced centrifugal field. The apparatus is commonly robust and designed for huge feed amounts. Furthermore, wet mechanical treatment enables also the preparation of those plastic waste fractions which are not treatable with dry mechanical processes, like rejects gross paper recycling. Thus, the feedstock basis for thermochemical conversions is extended.

The paper presents experimental investigations of the wet mechanical treatment of different, plastic-rich waste fractions. The experiments aim to produce Polyolefin-rich plastic fractions (PO-flake). The PO-flake is the feedstock for a downstream thermochemical conversion process in which polyolefins are thermally cracked to various petrochemical intermediates. These intermediates are fed to a conventional crude oil refinery. Thus, the products of the thermochemical conversion process can be completely utilized. Furthermore, the link to an existing refinery avoids decentralized product upgrade facilities which usually make the whole conversion process economically unattractive. The produced intermediates are converted in the refinery *inter alia* to base products for plastic synthesis (i.e. ethylene, propylene), and substitute partially the primary raw material, crude oil. Beside the results of the wet mechanical treatment experiments, the paper introduces also the basics of the thermochemical conversion process of the PO-flakes, and first experimental results obtained at a pilot plant facility are presented. Thus, the total process chain from the mechanical treatment up to the thermochemical conversion is reflected..

Waste2Go – Innovative MSW-Recycling for Production of Chemical Substances

F. Gehring, M. Illner, C.P. Brandstetter & S. Albrecht

Fraunhofer Institute for Building Physics, Department Life Cycle Engineering, Stuttgart, Germany

J. Kearney

Center for Process Innovation Limited, Wilton, United Kingdom

About 180 million tons of residual waste is generated each year through households in the European Member States (EU28), which means every citizen produces more than one kilogram per day. Along with the industry the residual waste adds up to circa 2.5 billion tons. Large proportions of municipal solid waste (MSW) are still not recycled in an adequate manner because of the heterogeneity of the unsorted waste. The management, segregation and treatment of unsorted waste cause high environmental impacts and socio-economic costs. However, MSW contains valuable resources. Commonly this waste is burned, mechanically-biologically treated or disposed of in landfill sites.

The aim of the project Waste2Go funded by the EU in the context of the Seventh Framework Program (FP7) is the development of an innovative recycling method for the biogenic fraction of MSW. The project will transform MSW as a sustainable source of raw materials for the chemical industry, displacing fossil sources. The sustainability of the project will be ensured by a Life Cycle Assessment (LCA).

The value of the waste increases by exposing it to a cascade approach which ends with the production of renewable pre-products of chemicals. The first step of the cascade approach is a thermo-mechanical process. With the help of a rotoclave the MSW is exposed to a defined procedure characterized by a specific temperature, pressure and retention time profile. This step guarantees the hygienic sanitation of the waste and enables the further enzymatic degradation of the organic fraction in the next process step. The enzyme cocktail needed for the complex enzymatic degradation process is especially designed for the heterogeneous residual waste and produced in an industrial scale production facility. The cocktail combines a fast degradation rate of organic matter with high yields of desired substances, for example cellulose oligomers with carboxylic acid units. Based on new separation and purification methods, e.g. use of supercritical water, the outputs will be optimized for market value as chemical feedstock. The value of the produced chemicals should be high enough to exceed the treatment of the waste with regards to economic and ecological reasons. The different options for usage will be elaborated and evaluated. The LCA analyzes and quantifies the environmental and economic benefits of the Waste2Go approach besides the comparison with the state of the art technologies of the MSW treatment types and of the production of the achieved chemicals.

Waste2go should reveal that it is economically and ecologically worthwhile to recycle and upgrade complex and expensive produced materials. Waste2go is inherently a move towards more sustainable substitution and production. The results from this work will take responsibility for sustainable waste management away from the uncontrolled and variable domestic behaviors. Waste2Go reduces the pressure on primary raw materials and helps preserving the environment and reducing pollution. The use of sustainability studies as an integral component should ensure the environmental, economic and social viability of the project.

Microwave-Assisted Organsolv-Pretreatment of Biological Residues

G. Weißbach & H. Müller

Hochschule Magdeburg-Stendal (FH), Fachbereich Wasser- und Kreislaufwirtschaft, Magdeburg, Germany

M. Nelles

Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Rostock, Germany

Due to the scarcity of arable land and the competition with food production, lignocellulosic residues, such as straw come into the focus of the considerations of biofuel production.

Lignocellulosic residues are not suitable for direct use in conversion processes, such as bioethanol production. The reason is their plant physiological composition. A pretreatment step with the purpose of increasing the specific surface area, a decrease of lignin content and a decrease of cellulose crystallinity, is therefore an overriding process step before the main saccharification and enzymatic implementation. One approach is the use of organic solvents, for example with ethanol. With the present work, a method with using of microwave-assisted heating will be described. Microwave-assisted reactions can partially run with a drastically increased rate, increase the yields and provide clearer response gradients.

By the studies it was shown that a microwave-assisted organsolv-pretreatment can be an effective processing step. The lignin contents of the solid fractions were reduced. Thus, the enzymatic accessibility has been increased. This approach has a major advantage. The input material will be separated in three material streams. They may be treated differently.

New variants of this technique are very interesting. The efficiency could be significantly improved. Whether this technique itself established on the market remains to be seen. Microwave-assisted heating has a great potential for the design of energy efficient processes and thus save energy.

Energetic Utilization of Organic Waste and Residuals in Germany

M. Nelles & A. Schüch

German Biomass Research Center (DBFZ), Leipzig and University of Rostock, Department Waste Management and Material Flow, Rostock, Germany

Biomass is currently the most important renewable energy source in Germany. Approximately two-thirds of the available residue potential in Germany is already used energetically, the thermal recovery with the use of waste wood predominates (Nelles et al. 2013). The energy potential of relevant organic waste and residuals such as waste wood (8%), straw (7%), manure (6%), industrial waste wood (4%) as well as bio- and green waste (1%) is estimated by the Agency for Renewable Energy up to 383 PJ/a in 2020 (AEE 2013). The share of these substances amounts one third of the technical fuel potential of the total available biomass (usable arable land 2.7 million hectare).

By 2020, the untapped energy potential should to be used for all bioenergy sources. However the development of the energy use of these substances is progressing slowly. These include, for example for biogas production: organic waste from livestock such as liquid and solid manure or municipal sewage sludge, landscaping material and organic waste from industry and households.

In the area of municipal organic waste (compost bin content and biodegradable gardening waste) increasing collected amounts are expected from 2015. New waste fermentation plants are increasingly using these wastes. A trend is the integration of a fermentation step in existing composting plants.

Great potential is seen in the field of agricultural residues (straw and manure). According to Thrän et al. (2014), currently nearly half of the manure is used for biogas production. The input of bio-methane plants includes about 10% in other biogas plants 41% (fresh weight) manure. The smaller the size or installed capacity, the higher is this proportion. The financial incentive of the renewable energy law (EEG) was not large enough to lead to a substantial increase of the manure utilization (Schüch et al. 2014). The thermal utilization of straw and fiber-rich substrates in furnaces is state of the art. Nevertheless, this technology has not been established nationwide in Germany. In particular, for small systems the expensive emission control is contrary to an economic operation. Researchers at the DBFZ and at many other research institutions in Germany are working on the improvement of the emission behavior, the development of new technologies as well as on standard fuels. So in future, improved boilers also in small power ranges can lead to an environmentally friendly operation and to an increased utilization of straw resources.

In the international context, organic waste and residues are almost used exclusively for bioenergy. However, only a small proportion of the potential is specifically used so far. The environmentally friendly and sustainable use of these waste streams stands in the foreground. The optimal combination of energy and material recycling leads to additional positive synergies. Against this background, in 2013 the field of “Organic waste and residuals” was established at the German Biomass Research Centre (DBFZ) in close cooperation with the Chair of Waste and Material Flow Management, of the University of Rostock. The aim is to bundle research and development activities for the material and energy recovery of organic wastes in Germany, Europe as well as in international cooperation.

Utilization of Treated Solid Waste Combustion Residues in Reconstruction and Vertical Air Space Extension of Landfills

K.E. Lorber & R. Sarc

Department of Environmental and Energy Process Engineering, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria

K. Reiselhuber

*Vienna City Administration-MA 48,
Waste Management, Vienna, Austria*

K. Wruss

ESW Consulting Wruss, Vienna, Austria

Landfill airspace is defined as the space volume on a landfill site which is permitted by authorities for the disposal of waste, in the present case municipal solid waste (MSW). Hence it represents a limited and valuable resource to be sustainably and economically used by proper airspace management. It can be expected, that a landfill sooner or later will run out of its design capacity. Compared to prospection, selection and construction of a new site, a vertical expansion of an existing landfill, within the original footprint, provides an economical as well as sustainable solution to solve capacity problems in solid waste disposal. Vertical landfill airspace expansion, also called the “piggyback approach” (Law et al. 2013) means constructing a new landfill atop of one that is already closed or scheduled to be closed soon at a previously-permitted site. In this paper, the utilization of processed combustion residues (bottom ash & slags) from municipal solid waste incinerators (MSWI) in the reconstruction of landfills for vertical expansion of airspace is reported in kind of a case study. For recovery of metals (FE and NON-FE) and mineral fractions from MSWI – bottom ash, the material first is screened at 50 mm for removing the oversized fraction (e.g. scrap-metals, stones, concrete etc.) and afterwards crushed for comminution, followed by 3 sieving steps at 16 mm, 10 mm and 4 mm respectively for classifying. Finally, the resulting grain size fractions 50 – 16 mm, 16 – 10 mm and 10 – 4 mm are sorted by magnetic separation as well as Eddy – current separation for recovery of FE and NON-FE metals. From about 250 kg/tonMSW bottom ash generated during combustion, 6 – 7 % FE-metals, 1 – 2 % NON-FE metals and over 90 % minerals (different grain size fractions) are recovered. The case study site, having about 58 hectares of footprint area, went in operation as an anaerobic bioreactor landfill in 1961. Up to the year 2009, in total 9 million m³, mainly of untreated residual waste from households, have been tipped here up to a height of about 30 – 35 m above ground level. Since then, only inorganic wastes (e.g. MSW-combustion residues, construction & demolition waste, street cleansing dust) that require a space volume of approx. 200,000 m³/year are deposited. For vertical airspace expansion, the final grading plan of the site is getting modified by steepening the existing side slope (from 1(V) : 3(H) to 2(V) : 3(H)) within the landfill footprint and increasing the landfill height from about 30-35 m to permitted 45 m above ground level, resulting in a total landfill air space volume of about 14 million m³. For maximizing the air space by vertical expansion, the so called “Concrete Stabilized Perimeter Berm” - method is applied in the reported case study. For this purpose, the combustion residues are processed in a treatment plant as mentioned above. One part of the remaining fine mineral fraction (mainly a mixture of CaO, Fe₂O₃, Al₂O₃ and Silicates) is mixed with cement, water and sand and used as material for slope construction. After solidification, a concrete like confining dam is formed with a minimum thickness of 40 m and a berm distance of 10 m in height. Inside the circular confined area, tipping of loose inorganic waste material is done, followed by compaction. After redesigning the landfill, it may be considered as a “soft core & hard shell” type of construction. Results on global slope stability analysis, using the computer program GEOSLOPE for the modified Bishop and Morgenstern-Price methods (Aschauer et al. 2013) are proving that the calculated factors of safety (FS) against shear failures can meet the limit values (FS = 1.5 and 1.3 respectively) under static as well as pseudo-static (seismic) conditions, also under the assumption of a total landfill height of 75 m maximum above ground level. Finally, results on storm water management are showing that all flows can be collected in ditches and precipitation ponds. As a conclusion it can be stated, that the reported vertical landfill extension is a sustainable solution for airspace optimization.

Methods and Technologies for Remediation of Soil and Groundwater at Contaminated Sites

K.E. Lorber & R. Sarc

Department of Environmental and Energy Process Engineering, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria

A.P. Loibner & K.E. Scherr

IFA-Tulln, Tulln, Austria

As a consequence of production and manipulation or inadequate disposal of chemicals and potentially hazardous substances in the past, industrialisation often resulted in a substantial impairment of limited land resources by leaving behind sites contaminated with various pollutants present in soil and groundwater. Serious estimations come to a number of over 750,000 sites across Europe, where water transfer can leach contaminants from soil into the ground water and may cause uptake of pollutants by food plants, resulting in risks for human health and environment. Advanced remediation methods and technologies have been developed in the last few years for risk reduction and for the reclamation of polluted sites, replacing the old “dig and dump versus containment” – approach of the past. Risk may be considered as the result of a transfer process, where some potential hazardous/toxic substances could lead to an adverse effect at a “receptor” (i.e. people, animals and plants, water resources, ecosystem etc.). For this process to operate, there must be a connection (a so called pathway) between the potential hazard (the pollution source) and the target for protection (the receptor). Hence, risk reduction may be accomplished generally either by removing or neutralizing the source, or by breaking the pathway and/or removing the receptors. Current practice shows a clear preference for a source – oriented sustainable approach. This may involve removal of polluted soil and groundwater, in-situ decontamination of the contaminants themselves by degradation or by changing the bioavailability of the pollutants (i.e. detoxification). On the other hand, pathway breaking may be achieved by placing a mechanical or hydraulic barrier between the source and the receptor. Other methods include containment through Groundwater Pumping (and Treating) or Permeable Reactive Barriers for the removal of certain contaminants from groundwater flows (i.e. in the downstream plume of the groundwater). Pathway breaking by containment is not considered to be “sustainable” and may have disadvantages like land use restrictions and further need for permanent monitoring and extensive after care. Nowadays, quite a large number of classical Containment as well as innovative Decontamination methods and technologies are applied in site remediation. It is important to realize, that there is no universal best solution existing. Each single solution has its advantages and disadvantages, depending on quality requirements and other factors like:

- Requirements related to Spatial Planning, Site Management and Land (re)use (e.g., remediation targets, costs and time frame etc.).
- Site-specific parameters (i.e. hydrogeology of site, location and dimension of aquifer and aquitard, saturated or unsaturated (vadose) zone, groundwater volume, type (texture) of soil, soil permeability, meteorological conditions & climate, etc.).
- Contaminant-specific parameters (i.e. properties & behaviour like: soluble, volatile, persistent or biodegradable, toxic, Redox-potential; phase distribution (dissolved or dispersed in groundwater, locked up in pores, adsorbed on soil particles or dispersed in “light non aqueous phase liquids” (LNAPL) or “dense non aqueous phase liquids” (DNAPL) etc.)).

These requirements and factors vary from one situation to another sometimes quite dramatically and hence the availability and appropriateness of solutions needs to be determined on a site-specific basis in any case.

Concept of the Future Waste as an Embedded One in the Resource Management

E. Khamidullina

Loughborough University, Water, Engineering & Development Centre, Loughborough, United Kingdom

The problem of accumulation of permanently growing huge volumes of various kinds of wastes in developing countries, including Russia, is provoking an interest in the subject outlined in this article. More than 35 billion of solid wastes are annually accumulated in Russia meanwhile, but only 2-3 % of them are being reused and recycled.

Its a reason for appealing to science and waste management whose main goals are protection of human beings and the environment as well as resource conservation.

Waste Management tools are based on such methodologies like Material Flow Analysis (MFA) and Life-Cycle Assessment (LCA).

To change from an existing linear flow system to a cycle system requires more than new technologies. It means a complete change in lifestyle, value system, priorities, as well as large-scale changes in technology and economy.

The short commings of the sustainable developing society and economy based on MFA and LCA methodology can be easily explained, if we apply to the underlying principle or the rule of both methods: the Law of Conservation of Matter, or inputs equal outputs, in a traditional meaning.

Taking into account, the fundamental work of the famous Austrian scientist and inventor Viktor Schauberger “Energy Evolution: Harnessing Free Energy from Nature”, there is likewise no equivalence between mass and energy and no insuperable force of gravity within the atmospheric envelope. All there is present, is a rhythmical interplay between bipolar component forces, which ultimately inaugurates the final degeneration. In their interactive function as atomic pressural or suctional forces and through the biological vacuum thereby created, they also produce the best and cheapest driving force for machines.

Schauberger claimed the vital necessity concerning changes in the way of production and demonstrated the destructive basis of the modern civilization which exploits oil and coal as natural raw materials and fuels whereas they are actually “immature natural resources” or more exactly, a “natural waste”, being the end-life cycle of living organisms. They are much better to be used for further processing or natural recycling by the Earth in order to be transformed into higher energetic states or positions (such as adamant) for the following applications by the next generations of people.

This system “nature”, which is one of energies of the Supreme Personality of Godhead (Krishna), is working under His direction, producing all moving and nonmoving beings. Under its rule, this manifestation is created and annihilated again and again in time periods or cycles (known in the modern physics as “the fields of torsion”). The principle of the possibilities of unlimited development is to guide us in all our ways to creatively manage the resource’s flows in the resource-oriented economy and escape a situation to become an “anthropogenic waste”.

OREG Optimal Resource Management of Electric and Electronic Devices

M. Merstallinger
*Technisches Büro Hauer Umweltwirtschaft
 GmbH, Korneuburg, Austria*

S. Eisenriegler
*R.U.S.Z. - Reparatur und Service Zentrum, Vienna,
 Austria*

M. Dos Santos
KERP Kompetenzzentrum Elektronik & Umwelt GmbH, Vienna, Austria

The main objective of the project is to investigate the re-use potential of small and large Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) collected at municipal collection. Other objectives of this project are to:

- estimate material composition (valuable and hazardous components),
- develop strategies to increase the amounts of collected appliances for re-use purposes
- construct equipment for a gentle and safe collection, storage and transportation of devices.

The assessment of WEEE amounts and visual appraisal of their re-use condition at two sites located in eastern Austria were carried out. After the first diagnostic phase, results were analyzed in order to organize the activities to improve the collection, transport and recycling system in the study site as well as begin with the technical design of equipment to be used for collection. It was determined the device distribution per category, the material composition as well as the WEEE items that could be cost efficiently repaired, their current value, and their potential value once repaired.

During the second phase, interviews gauging the awareness of the local public have been carried out and an awareness campaign has been prepared.

In the final phase, the collection using proper equipment will be tested and a handbook for the collection point personnel will be developed.

The results of the first analysis of small devices showed that the most relevant groups, taking both the mass and number of devices into consideration are: small household appliances, IT and telecom excl. CRT's, consumer electronics excl. CRT's and large household appliances (smaller items).

The material composition showed that iron, plastic sand non-ferrous metals are the dominant fractions. A rough visual appraisal showed that the amount of possible re-usable material in the devices lies at around 2 %, at most. There exists potential for reuse at the collecting points but handling is necessary.

First survey results showed that most of devices were damaged before being collected or taken to the collection points, some interviewers were interested in repairing but they do not try it since there is no economically feasibility. There is very limited old/broken device storage at home. There exists potential for reuse at the collecting points but careful handling is necessary. Most people who dispose their devices at collecting points can be motivated to bring re-usable devices but few would buy used devices. Awareness can be raised by appropriate campaigns.

Since June 2014 a complete Re-Use circuit could be installed in one of the two targeted regions. Old devices, which have been brought back from the inhabitants of one of the sites, have been stored, transported, proved, repaired and finally brought to a social-market.

Critical Raw Materials: Losses and How to Avoid Them

S. Kreibe & M. Bokelmann

bifa Environmental Institute, Augsburg, Germany

Critical raw materials are a big issue in the discussion on raw material supply. Material costs represent a high share of manufacturing company's expenses. Therefore, commissioned by the Bavarian Ministry of Economics, bifa investigated material efficiency for the case of application of critical raw materials. Besides others, the following fields of application were studied:

- “Low-density construction metals” significantly influence the production costs of companies using them. Here, material efficiency is a major issue. Nevertheless, particularly when cutting, punching, and trimming semi-finished products, the material losses are up to 30%.
- “High quality alloy metals”: Here also, punching, turning and cutting causes considerable material losses. For the production of sheet metal parts and gears losses of 30-40% are mentioned, for turbine blades even 50 to 90%.
- “Spice metals” (metals which typically have only a very small share in products), such as precious metals or rare earth metals are essential for many high-technology products. However, Bavarian companies mostly do not use these metals directly. Typically, they are included in supplier products that originate from abroad.

The extent, to which companies can influence the consumption of materials in the supply chain, depends primarily on the kind of application: Their influence tends to be high when they process the material directly. When they buy pre-products or components containing the material, their influence very often is limited to purchasing more material efficient products – if these are available. Another important factor is the company's power position in the value chain: In case of unbalanced power distribution, the room for cooperation is limited.

Possible measures to reduce the material consumption are broad spread: the adaptation of business processes; more exchange and cooperation; changes in ways of thinking; improvements in the fields of information, expertise and qualification; improved design of products and processes; technology development and investment.

The implementation of measures meets a variety of barriers: short development and production cycles; production strictly steered the customer's order; lack of workforce involvement; lack of human resources; lack of time; lack of know-how; inhibitive mindsets; high investment requirements and bad profitability of innovations.

Conductive factors are motivation of employees; improvement of processes; intensified collection and analysis of process data; targeted and timely supply of technical and managerial knowledge; intensive internal and external communication.

In small and medium sized companies simple measures often result in good progress: The first step is a more detailed determination of material flows and losses and the associated economic losses within the company. Potential in areas such as warehousing, logistics, ordering and process quality, become visible that way. Large companies typically need more complex approaches to mobilize relevant improvement of material efficiency: Challenging process or product innovations up to the complete development of new products and services; comprehensive cooperation and communication projects reaching deep into the value chain.

After all: In the companies a lot work on material efficiency has already been done. Of course, there are always options for additional progress. However, from an economic point of view conventional materials like steel alloys, aluminum or even wood with their high share in the production costs typically bare much more chances than spice metals contributing only a small share to the costs.

Artificial Mineral Fibres – A Health Hazard and Disposal Issue?

M. Seidi

Magistrat Stadt Wien, Wiener Umweltschutzabteilung, Vienna, Austria

Artificial Mineral Fibres (AMF) are gaining importance as a waste management and disposal issue as public authorities, institutions and the population at large become increasingly aware of their carcinogenic potential.

What are Artificial Mineral Fibres?

AMF are synthetically produced inorganic fibres (e.g. glass wool, stone wool) produced from melted minerals by injection or centrifugation.

Are AMF dangerous?

The carcinogenic potential of AMF can be classified in two of the three categories defined in Directive 67/548/EEC. Category 2 comprises fibrous dusts regarded as “carcinogenic” on the basis of sufficient evidence (mostly “old-generation” fibres produced prior to 1996). Category 3 stands for fibrous dusts that are suspected of causing cancer though their carcinogenic properties cannot be proven due to lack of evidence (mostly “new-generation” fibres produced after 1996).

1. AMF in buildings

Products made from AMF are used for a wide range of purposes in the construction sector, mainly as insulation materials in buildings. However, health hazards for the people living in the building are only possible if AMF are damaged or have not been applied properly. “Old-generation” products from AMF are of high relevance in the demolition or refurbishment of buildings, which may result in high exposure to fibres. Workers are therefore required to wear protective gear and resort to methods that minimize the generation of dust particles.

In Germany, protective measures for the handling of fibrous dusts are laid down in a special regulation on hazardous substances (TRGS 521 on “demolition, refurbishment and maintenance works involving old mineral wool”). There is no comparable regulation in Austria.

Insulation materials made from AMF are landfilled under waste disposal code 31416. The 2008 Landfill Regulation stipulates that emissions in the form of dust particles and the discharge of fibres must be avoided.

2. AMF as a plant substrate:

“New-generation” mineral fibres such as stone wool are frequently used as an inorganic substrate alternative to soil in horticulture and gardening. Stone wool slabs that have been used in this way contain a lot of organic (plant) waste and cannot be landfilled due to their high TOC content. Mixing used stone wool slabs into soil as a fertiliser, soil additive or plant adjuvant is not permitted under current legal regulations (Fertilizer Regulation 2004 and Fertilizer Act 1994). For legal reasons, producing composts from this type of waste is not an option either.

Currently thermal treatment seems to be the least harmful method to dispose of used stone wool slabs.

The Climatic Impact of Municipal Waste Management in Vienna

C. Rolland, M. Seidi & J. Kuczewski-Poray

Municipal Department of Environmental Protection (MA 22), Vienna City Administration, Austria

By using modern waste treatment plants and making effective use of the energy generated by waste treatment, the City of Vienna has managed to continuously reduce greenhouse gas emissions from municipal waste management. In 2010, for example, 420,000 tons of CO₂ equivalents were generated by waste treatment while, in comparison, 550,000 tons were avoided. Vienna combines several measures to achieve this reduction in emissions: using heat from waste incinerators for distance heating and distance cooling; producing distance heat by fermenting biogenic waste in a special biogas plant; separately collecting and reusing recyclables; and putting compost to use in biological agriculture. The positive trend will gain momentum up to 2020; by then, the emission volume avoided by waste treatment plants will exceed the amount of actual emissions by 270,000 tons of CO₂ equivalents.

The impact of the landfill regulation is clearly felt in the form of a marked decrease in landfill gas emissions. For several years, only the residues from waste incineration have been landfilled in Vienna, so landfill gas can merely form from organic waste landfilled before 2009. As a result, greenhouse gas emissions from the Rautenweg landfill decreased by 83,000 tons of CO₂ equivalents from 2004 to 2010; a decrease that is set to continue over the next years.

About 10,000 tons of CO₂ equivalents were avoided in 2010 by using energy from waste incineration for distance cooling; as the distance cooling network is expanded, the amount of emissions avoided will increase further to approximately 40,000 tons of CO₂ equivalents by 2020.

Thanks to comprehensive modernisation and energy optimisation measures implemented in recent years, Vienna's Spittelau waste incinerator can now produce more electricity, which will help Vienna save about 20,000 tons of CO₂ equivalents more in 2020 than in 2010.

By installing a modern DeNO_x system in its fluidised bed furnaces 1-3, Vienna's electric utility Wien Energie has been able to reduce N₂O emissions by about 32,000 tons of CO₂ equivalents.

Compared to other international cities, the Viennese are very disciplined when it comes to separating domestic waste: over 350,000 tons of recyclables are collected every year. The high amount of recyclables collected and reused has a favourable impact on Vienna's greenhouse gas balance. The positive effects have been further reinforced by the installation of a new slag treatment plant that isolates large amounts of used metal from waste incineration slags for recycling. By increasing the amount of recyclables collected, Vienna has raised its greenhouse gas emission credits by about 5,000 tons of CO₂ equivalents from 2004 to 2010.

In summary, the trend towards reducing greenhouse gas emissions and increasing emission credits in Vienna's municipal waste management system is developing and increasing continuously. Municipal waste management thus makes an important contribution to avoiding greenhouse gases.

Electric and Electronic Equipment – A First Quantitative Mass Analysis of Online Markets

R. Brüning & K. Antkowiak
Dr. Brüning Engineering, Brake, Germany

Every year about 1.7 million tons of new electric and electronic equipment are put on the German market. Based on the users' behavior, shortened product's life cycle and these appliances are replaced more often. The EU Commission expects up to 24 kg of used electric and electronic equipment per capita and year will be yielded in Europe in the future.

However, not all devices get treated in the mandatory way and get disposed of properly. According to the EU Commission only 1/3 of the entire used electric and electronic equipment is treated in the right way.

This is exactly the point where the present study starts with analyzing quantities of electric and electronic equipment traded on online markets, lead by the central question of how many defective devices are auctioned electronically.

Today's information and computer technology makes auctions accessible to everyone. Using the Internet, bidders and buyers do no longer need to meet personally to carry out a transaction. With 18 million members Ebay is the most popular online auction portal in Germany.

The EU directive for used electric and electronic equipment (Directive 2002/96/EG) assigns the devices in ten categories, following Annex I of the E-Waste Regulation. In Germany those ten categories are summarized in five collection groups. The quantitative analysis is based on the above described categorization of used equipment.

Examining 360 days between 2012 and 2013, 878 t of electric and electronic equipment were traded on the German eBay platform. This corresponds to an average weight of 5.26 kg per sold product. 249.654 auctions were taken into account, 167.056 have been successfully completed.

The sales quota (relation between sold and offered devices), amounts to 66.9 %. The average sell price amounts to 35.83 €, the average weight of sold products is 5.26 kg. This results in a total weight of 878 t and an entire sales amount of 5,986,174 €

With 442 t and 354 t most of the determined total weight of defective devices trades on eBay belongs to collection group 3 (IT and telecommunications equipment, consumer equipment) and 1 (large household appliances, automatic dispensers). They are followed by group 5 (Small household appliances, lighting equipment, electric and electronic tools, toys, sports and leisure equipment, medical products, monitoring and control instruments) of which 46.9 were traded. With 34.8 t the slightest amount of the total weight of traded defective devices belongs to collection group 2 (refrigerators and freezers)

Finally only 11g of defective electric and electronic equipment per capita and year is traded via eBay. Compared to the total amount of used electric and electronic equipment collected and processed in Germany this is only about 0.1 %.

Food Waste from Private Households in Austria – Status Quo

S. Lebersorger & F. Schneid

BOKU University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

This paper is based upon a study commissioned by the Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management in 2012. It provides an overview on current data and findings on quantities, composition and influencing factors of food waste from private households in Austria, with the aim to identify data gaps.

Secondary data were analysed. Food waste from private households is not exclusively disposed of into municipal solid waste collection schemes such as residual or bio waste collection, but is also treated by home-composting, fed to animals or flushed into the sanitary sewer system. At present, reliable food waste data are only available concerning residual waste. However, results from different studies are difficult to compare because of using different definitions, methodologies and scopes. Thus, corrections had to be made in order to combine the results from different federal states.

Food waste amounts to 25% by mass of residual waste in Austria, which is equivalent to a total of 276,430 tons or 33.1 kg/cap/yr (per capita and per year). Only part of this food waste is avoidable, including leftovers from meals, partly used and whole unused food. Avoidable food waste amounts to 14.5 % by mass of residual waste which is equivalent to 157,647 t/yr or 18.9 kg/cap/yr. Expressed in monetary terms, Austrian households waste on average 116 Euro per capita and year or 6.2 % of their household expenses for nutrition and non-alcoholic beverages, totalling up to 1 billion Euros for all Austrian households.

Avoidable food waste in residual waste consists of 18 % vegetables, 16 % bread, 12 % dairy products, cheese and eggs; 12 % bakery products and sweets, 11 % meat, sausages and fish; 9 % fruit; 8 % mixed foods, 6 % others, 4 % basic foods, 2 % rice and pasta and 1% beverages (1 % difference due to rounding off).

Residual waste from urban areas as well as multi-family dwellings comprises higher percentages of food waste, compared to rural and single-family areas. However, in order to obtain a complete picture, also other factors which might influence the food waste quantity disposed of into residual waste such as availability of bio-bins or home-composting, would have to be considered. There are no consistent findings about the influence of socio-demographic factors. Due to methodological inconsistencies, no reliable longitudinal data on food waste are available. Available data indicate that there might be an increasing trend but more data are required for drawing well-founded conclusions.

There are only rough estimations for food waste which is not disposed of into residual waste. Based upon data from composition analyses of bio waste in an Austrian federal state, it is estimated that at least 5.9 kg/cap/yr of avoidable food waste are disposed of into bio-bins. Up to 10 kg/cap/yr are home-composted, up to 1.5 kg/cap/yr are fed to animals, and between 1.5 and 10 kg/cap/yr are flushed into the sanitary sewer system. Adding up the quantities in residual waste, bio bins, home-composting, sewer systems and fed to animals, Austrian households are estimated to generate overall between 238,000 and 388,000 t/yr of avoidable food waste.

Except for residual waste, there are hardly any reliable data on food waste. As a first step, it is recommended to agree on a standardised methodology for composition analysis of residual waste in order to obtain comparable cross-sectional and longitudinal data. Furthermore, there is need for data on the amount of avoidable food waste disposed of into bio-bins as well as detailed investigations of other disposal routes.

Methods for Economic Assessment of Corporate Waste Management

C. Gallien & S. Leichtenmüller

Lehrstuhl für Wirtschafts- und Betriebswissenschaften, Montanuniversität, Leoben, Austria

The increasing focus of companies to assess waste management flows with economical values claims a transparent cost distribution in this area. This valuation method focuses on assessment in the context of waste management. Economic valuation methods to measure the environmental impact pursue the goal of a transparent cost representation. The assessment tools mentioned above can be compared with qualitative and quantitative criteria.

Methods for pricing of environmental damage are structured into the damage costs (results from the failure of an environmental good), substitution costs or avoidance costs (result from technical services) and potential price (willingness of citizens to maintaining or restoring an environmental good). These models of price formation can be integrated in the Environmental Priority Strategy (EPS)-Method and the Material Flow Cost Accounting, which form integrated evaluation methods. The evaluation of the known assessment methods takes place by using a set of criteria to measure the performance and quality of both tools. The set of criteria are divided in image quality, variability, transparency and completeness. The assessment is based on an ordinal scale from 0 (attribute not satisfied) to 4 (attribute very satisfied). In addition, the criteria hold quality description. These four criteria enable the comparison of the two integrated economic evaluation methods, the EPS-Method and the Material Flow Cost Accounting.

The EPS-Method is strongly anthropocentric and tries to show the human needs. Accordingly, there is a mix of objective and subjective criteria which lead to a difficult understanding and calculation of needed indicators. The attribute weighting depends on the implementation of a contingent valuation study and represents a problem in illustrating the reality. Advantageous is the monetary evaluation of this method because it is qualified for decision situations and allows the internalisation of environmental costs.

The Material Flow Cost Accounting depicts the input and output waste management flows of a company. However, this method does not focus on weighting and structuring the material flows in environmental impact categories. The evaluation comprises the monetary and physical assessment of waste management flows. A waste balance enables an independent assessment by different operators and delivers solid results by repeating the method. The plot of material flows implies a transparent indicator calculation. The data availability depends on the internal monitoring, but enables a simple update because of the flow representation.

The analysis and assessment of the waste management costs represents the material flow cost accounting as an appropriate economic valuation method. In addition, the method provides a transparent cost distribution and an objective evaluation. The advantage is that waste management costs can be considered as reflows in the process. In contrast, the EPS-Method offers an evaluation according to environmental impact categories and allows an aggregation to one result value. Depending on the case of application the decision according to the four criteria is helpful. As a result, it can be stated that a general ranking of evaluation methods is not possible because the application, the objective and the specific conditions of the evaluation property highly influence the applicability.

An Analytical Framework for a Regional sLCA Goal System: Application in a Wood-Based Bioeconomy in Germany

A. Siebert & A. Bezama

Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Department of Bioenergy, Leipzig, Germany

There is broad consensus that sustainability is an important factor in product assessment. Consequences of the extraction of resources as well as transportation, production, use and recycling of products can be analysed with different techniques. Life cycle assessment (LCA) tools facilitate the evaluation of potential environmental or social impacts of products and help to make informed decisions. Among LCA tools, the social Life Cycle Assessment (sLCA) is still under development. SLCA approaches identify and evaluate social impacts of product life cycles on stakeholders. Especially on the level of regional assessment, sLCA is still in its infancy stage. A literature review highlights the need for more regionalised sLCAs. Hence, current sLCAs derive universal worldwide applicable impact categories, such as well-being and health, from international conventions, although, they often represent just a minimum to attain. In contrary, social impacts should be defined on a context specific level because they are determined by complex-cause effect chains. Various authors state that social impacts differ according to stakeholder groups, geographical region and the cultural context. Therefore, this article introduces an analytical framework, presenting a research approach which allows to establish a context-specific goal system that may serve as a basis for a regional sLCA approach. The framework is further applied in a wood-based bioeconomy region. The framework comprises four steps: selection of an overall sustainability concept, a combined top-down and bottom-up analysis to adapt sustainability goals, criteria and indicators for a specified spatial context, indicator evaluation and the final setting up of a context-specific goal system.

An overall sustainability concept should be chosen as a basis, since there is no consensus on what is valuable for society in sLCA research. Context-specific socio-economic sustainability goals, criteria and indicators are extracted from a top-down – addressing broad societal goals – and a bottom-up analysis – addressing products and their life cycle related properties. The top-down analysis reviews international sustainability standards as well as current sLCA approaches. The bottom-up approach integrates a stakeholder analysis and a context assessment. In a third step, the selected indicators are evaluated with several aspects such as reliability, reproducibility, consensus, comparability and direction. In a last fourth step the context-specific goal system is established.

In a second part of this article the developed analytical framework is applied in a wood-based bioeconomy region in Germany. The integrative sustainability concept developed by researchers of the Helmholtz Association of German Research Centers is selected to frame the goal system. Current sLCA approaches and sustainability standards such as ISO26000, SA8000, GBEP or the GRI were reviewed in the top-down analysis. In the bottom-up analysis key stakeholder were identified and interviewed regarding their preferences. Further, literature on bioeconomy e.g. the National research Strategy Bioeconomy 2030 as well as relevant sustainability standards, such as the Strategy for Sustainable Development of the German government or national forest certification standards are studied for their possible application in a goal system. The integration of both analyses thus identifies relevant impact categories and specific indicators for a wood-based bioeconomy-region in Germany. In the next steps the goal system will be assembled and validated.

Scenario-Drivers for Modelling the Waste Wood Cascade Until 2050

J. Hildebrandt & A. Bezama

Helmholtz-Centre for Environmental Research, Bioenergy, Leipzig, Germany

The waste wood utilization paths are representing well-documented case studies for already established but still optimizable cascade use. The number of wood fired power plants based on waste wood underwent a strong increase in the decade from 2000 until 2010 in Germany. The prioritization of recycling, the landfill ban and the feed-in tariff of the German renewable energy law were giving strong incentives on energetic utilization with the options for waste wood cascading.

During the past two to three years a saturation point was reached after a decade of constant growth. The energetically used fraction was ranging in its total primary energy content between 25 TWh/a to 28 TWh/a in the past years. The development has shown that strong political incentives can foster a techno-economic regime shift with the cascade use. In the coming decades due to increasing resource competition further dynamic development cannot be ruled out. Which driver will play the crucial role in the coming decades until 2050 is a central part of the scenario-based cascade use modelling.

The observation space is including socio-cultural drivers like demographic change & sufficiency strategies, socio-ecological drivers like climate change and resource scarcity, socio-economic drivers like system service innovations or persistent market failures and finally technical-economic innovation drivers like enhanced Life-Cycle-Planning of the wood cascade and the polymer cascade. From technology perspective the flexibilisation efforts for demand-oriented energy supply and the innovation drivers in material use were included into the examination.

From resource perspective the demographic change and the increasing use of construction wood are highlighted as important drivers for the future development.

For examining the future development dynamic in the waste wood cascade scenarios were developed based on these drivers and assessed with regard to secondary raw material amount, utilization paths and plausibility. Under the framework of bioeconomy research this paper aims to support in identifying opportunities and barriers for the redesign of the material flow architectures between plant combinations out of mechanical biological treatment plants, biorefineries, wood-fired power plants and waste incineration plants.

Methane as Storage Medium for Renewable Energies and for CO₂ Utilization

P. Biegger, A. H. Felder & M. Lehner

Chair of process technology and industrial environmental protection, Montanuniversität Leoben, Austria

During the last years, the European electricity market changed due to the „energy revolution“. The surplus of renewable energy leads to a huge amount of excess energy and low sales prices, caused by the fluctuating energy production. Consequently, there is a need for energy storages in different scales. One opportunity is gaseous chemical energy storage, offered by the Power to Gas technology. The products are hydrogen or methane which can be stored in underground storages or can be applied to the existing gas distribution system.

There are different technologies available to store electric energy. Pumped-storage hydropower stations are technically fully developed but they need the right geological conditions. Electrical capacitors and mechanical spinning wheels can only be used for short term storage applications. High costs and limited lifetimes are the arguments against batteries. A better solution would be gaseous energy storage like hydrogen H₂ or methane CH₄. Their energy densities are much higher compared to other technologies, especially methane is very promising.

The conversion of electric energy to chemical energy in form of a gaseous energy carrier is called Power-to-Gas. Hence electricity is used to split water into H₂ and O₂ in an electrolysis cell. Hydrogen has a high energy density and can be used for different applications. Due to the thermodynamic properties like high effusion rate, a long-term storage cannot be realised properly. Also the addition of H₂ to the natural gas network is limited to 4% in Austria. A separate distribution or storage infrastructure for hydrogen is not available at present and near future.

The methanation, an additional step in the Power to Gas process, can circumvent these difficulties. During the methanation H₂ is catalytically reacted with CO₂ to form CH₄ and steam. The product is also called “substitute natural gas” (SNG) and can be applied to the natural gas grid, after a suitable gas treatment. SNG can be used like fossil natural gas in all applications.

The research project “EE-Methan aus CO₂ – Entwicklung eines katalytischen Prozesses zur Methanisierung von CO₂ aus industriellen Quellen” deals with the improvement of the methanation process. Methanation in context to Power to Gas needs a flexible, modular and easily up-scalable system with long operation periods. Therefore, a new catalyst, based on ceramic honeycombs, is developed. It should offer enhancements in pressure loss, gas flow, stand by behaviour and heat distribution. In spring 2014, a lab-scale test plant was built at the Montanuniversität Leoben to validate the new catalysts. The rig includes three reactors, four heating units, a mixing tank and many measurement units. Operation conditions are: p(max) = 20 bar, T(inlet, max) = 350 °C, Gas input: H₂, CO₂; CH₄, N₂ (for safety issues).

Industrial Production and Utilisation of Biomass and Bio-Fuels From Microalgae

M. Ellersdorfer

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Process Engineering and Industrial Environmental Protection, Leoben, Austria

One of the major challenges in fuel and hydrocarbon industry will be to provide biogenic energy sources with a low carbon footprint and relieved indirect land use change consequences. Microalgae can close the gap between the amount of used oil and animal fats available for recycling in Austria and the demand of fossil fuels (around 8 Mio t/a) due to their approximately 50-fold higher oil and biomass production capacity compared to land plants. Nevertheless, the production of algal biomass as well as the extraction of biomolecules from microalgae is actually limited to certain applications like pharmaceutical products and dietary supplements due to economical reasons.

The project “Next Generation Crude Production” investigated engineering requirements for the economically feasible implementation of a large-scale production of biomass via microalgae in the basic materials industry. The proposed process consists of a decentralised production of oil-rich biomass at energy-intensive plant locations like steel works, building materials industry and power stations utilising existing CO₂-sources (off-gas), waste water (nutrients) as well as infrastructural synergies (material and energy flows, waste heat, shift operation). Biomass as well as extracted oil components are processed in a centralised plant located at a conventional oil refinery as an alternative to fossil crude oil. Integration into existing infrastructure and utilisation of synergy effects to existing processes are leading aspects for the economic efficiency of an industrial biomass production process.

Based on estimations of the off-gas and waste water potential of the primary industry in Austria, the whole process chain of an industrial biomass production was investigated. Focused on engineering aspects of up- and down-stream-processing steps, biomass separation and oil extraction an integrated study supported by specific laboratory experiments was prepared to evaluate the room for improvement of the involved unit operations. Furthermore, scenarios of an optimal utilisation of residual biomass after oil extraction were investigated to close mass and energy flows in plant internal loops for optimised biomass utilisation coupled with processes of the primary industry. Concurrently, legal requirements and orders for the practical realisation of the process were examined.

In direct contact and cooperation with potential industrial users the capability of an industrial biomass production was identified by means of case examples. The results show, that there is a large potential for the production and utilisation of biomass and bio-crude produced from microalgae if synergies to existing production processes can be used. Further research needs involve photobioreactor design, the optimization of down-stream processes for bio-crude production and keeping an eye on legal aspects like waste legislation. In the medium term an integrated, industrial-scaled biomass and oil production from microalgae in the primary industry might be a promising strategy on the way to achieve Europe's 2020 targets.

Extraction of Heavy Metals from MSWI Fly Ash

G. Weibel, U. Eggenberger & U. Mäder

RWI, Institute of Geological Sciences, University of Bern, Bern, Switzerland

Switzerland has a long tradition of waste incineration and today combustible municipal waste that cannot be recycled has to be thermally treated in one of the 31 municipal solid waste incineration (MSWI) plants. Advantages of incineration are reduction of mass (75%) and volume (90%) as well as the inertisation of metals and destruction of organic compounds. However, ca. 600 000 tons of bottom ash and 60 000 tons of fly ash annually still remain after waste incineration and have to be deposited due to their elevated concentrations of toxic substances. Today, one third of the Swiss MSWI plants are performing an acidic leaching process (FLUWA) to separate heavy metals from the fly ash. The depleted ashes show a reduced impact on the environment after deposition and the recovered metals can be reused as valuable metals. The incorporation in mineral phases or glasses reduces the mobility of the metals. Predictions about the extractability of an element and thus an extraction process optimisation are only possible if the type of chemical bonding is known.

The purpose of this study is a detailed characterisation of fly ash and filter cake after acidic washing of 6 selected Swiss MSWI plants. The results of the characterisation indicate the dependence of the chemical and structural composition related to the type of furnace and waste input and help to understand the processes occurring during the FLUWA process.

First results show concentrations of heavy metals between 4 and 10 wt.% in fresh fly ash. The most abundant heavy metals are iron, zinc, lead and copper. Zinc and lead are volatile at the incinerator temperature of 900°C and during cooling they condense as coatings on ash particles as determined by SEM/EDS. Zinc is present in economically significant amounts between 2 and 7 wt.%. The performed chemical bulk analysis gives a good overview of the expected metal concentrations in the different fly ashes. However, the results only show a snapshot of three weeks of sampling during winter time 2013. It is known that the metal content may vary strongly seasonally, depending on the differing amounts and type of waste input. Despite the different waste input and incineration conditions of the sampled plants an increased concentration of select elements (Zn, Na, S, Cl, K, Ca, Si) and their wt.% is noticed in the condensate which covers the ash particles. Furthermore, the mineralogical identification shows in all fly ashes around 40% of the phases present in crystalline form such as gehlenite, calcite, K_2ZnCl_4 , halite and anhydrite. The most common mineral identified in the leached filter cake is gypsum ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$) and many of the soluble minerals such as halite (NaCl) and K_2ZnCl_4 are dissolved. The mass reduction of 30% of the filter cake due to the dissolution of the soluble components leads to a reduction of the amount going to the landfill of 18 000 tons per year in Switzerland.

Complete mass balance calculations are necessary for precise statements about the metal depletion factor after the FLUWA process. An acid leaching process in the laboratory (FLUWA laboratory test) under the same conditions as in the plant will deliver the necessary transfer coefficients to perform an exact mass balance calculation. Furthermore, additional analytical methods such as micro-XRD, EXAFS, LA-ICP-MS or EPMA combined with various extraction experiments and separation methods are necessary to get more information about the distribution of metals, the bonding forms as well as concentrations from diffusely distributed metals in the fly ashes.

The Properties of Vermicomposts Made from Biowaste

V. Dirner, B. Lyckova & R. Kucerova
VSB - TUO, HGF, Ostrava, Czech Republic

The article points at potential applications of biodegradable wastes by means of vermicomposting. The reasons for such applications are mainly environmental. During vermicomposting the capacities of special earthworms are used to convert plant residues into high-quality organic fertilisers, i.e. vermicompost which arises as the product of their metabolism.

In our workplace, we examine the characteristics of vermicomposts produced from a variety of feed materials. The research focuses on testing the characteristics of vermicomposts as well as their effectiveness in plant growing. To produce the vermicomposts under examination, we used sewage sludge, biogas station digestate and waste paper fibre from paper recycling.

The research is still under way. To date we only have partial results obtained predominantly from analysing vermicompost produced from sewage sludge.

Sewage sludge is biodegradable waste and is the major waste product of wastewater treatment. Sewage sludge is a mixture of inorganic and organic substances settled from wastewater or formed during wastewater treatment technological processes. It is rich in organic matter, basic nutrients and trace elements. It is used to improve physical-chemical as well as biological characteristics of soils. Still, high amounts of sludge are a great environmental issue and it is important to search for methods how to exploit it. One option is to use the sludge as feed for vermicomposting earthworms.

Based on the obtained results so far, it may be stated that the studied vermicompost does not exceed limits for fertilisers stipulated in relevant legislation (Regulation 474/2000 Coll., on requirements for fertilisers). Analysing the soil mixture produced from the vermicompost in question, there was a clear increase in all available nutrients and contents of organics. Testing plants grown in the vermicompost and soil mixture, the application of vermicompost proved to have a positive effect on the intake of nutrients and other elements by plants, reducing the intake of hazardous elements by plants at the same time.

The partial results confirm that vermicomposting may be applied as a practicable method of processing biowaste resulting in a fertiliser improving soil characteristics and plant growth.

Treatment of Secondary Sludge (SS) by Using Hydrothermal Carbonization

B. Hupfauf, A. Dumfort, M. Koch & M. Rupprich

MCI Management Center Innsbruck, Department of Environmental, Process & Energy Engineering, Innsbruck, Austria

A. Bockreis

University Innsbruck, Unit of Environmental Engineering, Innsbruck, Austria

According to the state of the art, sludge such as primary sludge (PS) and secondary sludge (SS) from a wastewater treatment plant will be treated in a digester. In addition, co-ferments (Co-F) were added and treated anaerobically in the digester. PS and Co-F are substrates with high proportion of organic matter that can be converted to a large amount of biogas. The most limiting factor in the fermentation process is the SS because:

- Approx.. 40-50 % of the dry substance are inorganic compounds
- organic matter is persistent and requires long hydraulic dwell time
- the remaining organic residue fraction limits the drainage properties
- the SS causes operational problems such as digester foaming and MAP (magnesium-ammonium-phosphate) formation

The way of a new treatment of sludge from a wastewater treatment plant is that each source stream finds its own treatment. The PS and the Co-F could be converted into biogas without the addition of SS in the digester. The fermentation load and the gas yields could significantly increase just by limited digester capacity. Due to the lack of SS these operating problems could be prevented and well dewatered digestates are produced. Through the hydrothermal carbonization (HTC) -process the SS gets dehydrated and decarboxylated. This has the consequence that the slurry is very well dewatered and undergoes an energy compaction. By a special treatment of the liquid fraction from the HTC, the phosphor- and nitrogen-pollution could also be reduced in the main stream of the wastewater treatment plant, and these components could be recovered

Assessment-Model for Metal-Recycling from Residues of Thermal Treatment

P. Hense, J. Matyschik & S. Kroop

Fraunhofer Institute for Environmental, Safety and Energy Technology UMSICHT, Institute Branch Sulzbach-Rosenberg Department Recycling Management, Sulzbach-Rosenberg, Germany

The raw material supply of many industrial nations e.g. in the European Union is vulnerable due to export restrictions, political conflicts in countries of exploration or fading geogenic re-serves. To enable a continuously and sustainable future supply, among others the recovery of raw materials from secondary resources offers promising potential. As an example, municipal solid waste incinerators in Germany generate an amount of 4 – 5 Mio. tons of ashes per year consisting of 90.000 tons of aluminum, copper, zinc and brass. The recovery of these metals offers the opportunity to cover the industrial demand to a certain extent. For this reason different technologies have been developed to separate higher amounts of metals from mineral materials like ashes and slags.

Both, the supply with primary as well as secondary resources become more and more subject of sustainability discussions. To assess the ecological benefit of different options for slag conditioning, an assessment-model was developed according to the methodology of Life Cycle Assessment by DIN EN ISO 14040 / 14044. By using the model, additional treatment-steps in the slag conditioning process can be compared with conventional methods by technical and ecological aspects. The results can be used to show and to compare the ecological benefit of different technical approaches for processing of mineral residues. The environmental effects are calculated by using the impact categories abiotic depletion, eutrophication, acidification and global warming potential as well as the cumulative energy demand and the land use change. To evaluate the resource depletion potential, the common impact category Abiotic Depletion Potential ADP is used which compares the reserves and extraction-rates for each element used. Additionally, the impact category Anthropogenic stock extended Abiotic De-pletion Potential AADP compares the resources and anthropogenic stocks like dump sites instead of the reserves. However, both do not consider socio-economic aspects. For this reason, the ADP was advanced to the so called Resource Efficiency Potential REP to consider both, geological as well as socio-economic aspects. A dimensionless index was added with a pro-portion of 30 percent compared to the common geological aspects. It considers aspects like market and country concentration, recyclability or substitutability.

The assessment-model was applied to calculate the ecological benefit of metal recovery from slags and ashes by using the above-named impact categories as well as the REP. Ashes from municipal waste incineration and residues from electronic waste treatment have been analyzed. All substrates are characterized by high amounts of potentially recoverable metals. Every additional treatment step in slag conditioning for an increase of metal-recovery is linked with an increase of material and energy consumption. Thereby the model shows higher ecological benefits for secondary raw materials and indicates that application of recycled metals is advantageous compared to primary winning. However, due to the further mechanical treatment the application of mineral residues for recycling purposes could be affected due to the decreasing grain size. The effect on technical characteristics and the associated usability have to be proofed in further studies.

Influencing Factors for the Use of By-Products in the Construction Industry

M.M.C. Fritz

Institute of Systems Sciences, Innovation and Sustainability Research (ISIS), Graz, Austria

In several European countries, the construction industry has to face an existing or future lack of natural resources. Although research on the use of by-products in the construction industry is abundant, countries in Europe do not reach the same rate of concrete and construction waste re-integration into construction works. In order to identify some influencing factors for the use of by-products in the construction industry, this paper studies the case of The Netherlands and France at a national and company level. It follows a methodology of participatory observation that enables the observer to obtain a good understanding of the local context and company-specific information. The paper aims at setting the basis to build an explanatory framework for the use of by-products in the construction industry according to several parameters that are: socio-economics factors, national and international policies and companies' strengths and weaknesses. These parameters were directly derived from the participatory observation. When created and further elaborated, this framework could be generalized and serve for decision-making and policy building to increase the use of by-products in the construction industry in industrialized countries.

Planning Concepts to Integrate Primary and Secondary Aggregates

G. Tiess

Montanuniversitaet Leoben, Department for Mineral Resources and Petroleum Engineering, Leoben, Austria

D. Shields

Colorado State University, Department of Economics, Fort Collins, USA

Industrialized and developing nations see long term and continued economic growth as essential to the well-being of their citizens. The traditional linear economy model has proven ineffective in achieving these goals; a different understanding of how economies should work is needed, which is the circular economy model (CEM). It has the goals of delinking economic development from social and environmental deterioration and decoupling of economic growth from resource use. This will require waste reduction or elimination based on the principles of reduce, reuse, repurpose, and recycle (R4). These goals can only be achieved in the presence of appropriate, supportive, and effective policies and plans. We focus on policy and planning for primary and secondary aggregates resources, utilizing the results of the Sustainable Aggregates Resource Management project (SEE/A/151/2.4/ X-SARMa) and the ongoing work of the Sustainable Aggregates Planning in South East Europe (SNAP-SEE, SEE/D/0167/2.4/X).

While aggregate is a non-renewable resource, supplies are nearly inexhaustible on a global scale, this is not necessarily the case nationally or locally. These resources have characteristics that differentiate them from most other mineral commodities: high number of potential extraction sites; high volume to value ratio; significantly different set of potential environmental impacts; and regional importance combined with a narrow economic transportation radius.

The SARMa project developed a common approach to sustainable aggregates resource management (SARM), which is efficient, low socio-environmental impact quarrying and waste management that is applicable in many nations. The project also ascertained the degree to which SEE countries are implementing a sustainable supply mix (SSM) approach in the provision of aggregates, that being - not to even a moderate level. SSM uses multiple sources, including recycled wastes and industrial by-products (slag) that together maximize net benefits of aggregate supply across generations. SSM is the end stage of the CEM for aggregates. At the conclusion of the SARMa project, partners recognized the gap between their enhanced understanding of SARM and SSM, and the existing aggregates planning processes in their countries and across much of SEE. They identified problems as lacks of:

- coordinated National/regional planning for aggregates' supply that addresses cross-sectoral interactions, and ensures that documents are consistent;
- integrated planning for primary and secondary aggregates that addresses resource efficiency;
- adequate stakeholder engagement and consultation processes to ensure that planning addresses the concerns and needs of all target groups.

In response the SNAP-SEE project is developing a Toolbox for Aggregates Planning as a support to national/regional, primary and secondary, aggregates planning in SEE countries. The Toolbox will be comprised of a:

- Joint SNAP-SEE Vision for a transition to integrated, comprehensive sustainable aggregates planning in SEE, i.e. a description of principles that will achieve the objectives of resource efficiency, high rates of recycling, and sustainability;
- Handbook on Capacity Building and Stakeholder Consultation;
- Handbook on Data and Analysis Methods; and
- Aggregates Planning Scheme, containing planning modules that embody the principles, approaches and action necessary to achieve the goals of the Vision.

We will report current and recommended policies and planning for primary and secondary aggregates.

Resource Recovery from Excess Processwater of MBT Plants

D. Weichgrebe & P. Stopp

Leibniz Universität Hannover, ISAH, Hannover, Germany

E. Voß

VE efficiency solutions GmbH, Landesbergen, Germany

The Mechanical Biological Treatment (MBT) of municipal solid waste is well established in many European countries. The biological process in MBT plants can be Aerobic Stabilization, Anaerobic Digestion or Biological Drying. For Anaerobic Digestion, well established processes include e.g. VALORGA, DRANCO and CAMBI. In this investigation, digestate was taken from a VALORGA-plant with an input of ca. 95,000 t per year and a specific biogas production of 160 m³ per ton of input. The AD process is operated mesophilically with a hydraulic retention time (HRT) of 20 days and total solids content (TS) of 27.5 %. The digestate is dewatered by sieves, screw press and centrifuges up to 50 % TS. According to the German Closed Substance Cycle Act (KrWG 2012) the solids are subsequently rotted to fulfill the requirements of the Landfill Directive (DepV 2009).

To deliver adapted biomass, most of the pressed processwater is recycled to the digestion process. However, depending on the water content of the input, excessive processwater (EPW) is generated, which must be disposed as liquid waste. With respect to the kinetics of the AD reactor, EPW of MBT plants is heavily loaded in particular with SS, COD, BOD, TN, TP etc. (Weichgrebe 2008). EPW is listed in the European Waste List under 190604, digestate from anaerobic treatment of municipal waste. However the disposal via aerobic sewage treatment plants is energy and cost-intensive, moreover an additional carbon source is required, due to a C/N ratio of approx. 3 only.

Hence, EPW can be seen as potential substrate for a co-fermentation plant. Therefore, two alternative recovery pathways are discussed, to regain its carbon and thus energy content as well as for nutrient recovery.

Firstly: using high ammonia adapted sludge and inoculum from a co-digestion plant to gain biogas and recover the nutrients with the digestate. Secondly: using an innovative evaporation process to gain concentrated nutrients and nitrogen reduced and digested. For this process, waste heat of the Combined Heat and Power station (CHP) at the MBT facility can be used as an energy source.

The disposal of EPW of MBT plants using Anaerobic Digestion is energy and cost-intensive. A combined treatment with a controlled evaporation of EPW as a first step, followed by AD of the concentrate and aerobic stabilization of the solids is a suitable alternative. The collected vapour condensate is nitrogen rich and low in heavy metals, thus useable as fertilizer in agriculture. Thermal energy for the evaporation is available from the waste heat of the CHP station. Based on this investigation, an overall concept was developed for the MBT facility to convert the cost of EPW disposal into profit through the recovery of the energy content and the nutrients.

RecoPhos: Phosphoric Acid from Sewage Sludge Ash – Results of Preliminary Experiments

F. Naji, M. Kranert & G.L. González Quintero

University of Stuttgart, Institute for Sanitary Engineering, Water Quality and Solid Waste Management, Stuttgart, Germany

Phosphorus is considered fossil and non-substitutable resource whose statistical range is estimated with 115 years. Phosphorus derives its high priority, not at least because of the in May 2014 by the European Commission issued report on critical raw materials (“Report on critical raw materials for the EU”), in which phosphate ore is classified as one of the 20 most critical raw materials for the EU.

The RecoPhos process is a new metallurgical process for the recovery of phosphorus (P) in the form of thermal phosphoric acid from sewage sludge ash (SSA). The core of the process is the InduCarb reactor. The aim of the experiment is to reproduce the heating and melting zone of the InduCarb reactor through an adjusted laboratory facility to gain more know-how of the new process and to better understand the principle of the process.

Therefore, a bed of graphite is inductively heated to temperatures above 1400 °C and charged continuously with SSA. The effects on the formed slag and product gas will be investigated and the observations recorded. The slag composition is analyzed by energy dispersive X-ray spectroscopy (EDX) and phosphorus content of the quench water is determined by ICP-OES or photometrical.

It is shown that a slag with a low-phosphorus content can be generated, and that Phosphorus can be transferred out of the sludge ash into the quench water. Considering the residence time in the laboratory reactor, the biggest part is in the heating and melting phase. It was also demonstrated that carbon dissolves in the melt and passes into the slag. In order to minimize the graphite losses for a large-scale implementation, an additional carbon carrier could be supplied, i.e. carbon containing waste.

Environmental Assessment for Redeveloping Former Small Municipal Landfill Sites

E. Huter

NÖ Umweltschutz, St. Pölten, Austria

For managing of potentially contaminated sites in the province of Lower Austria, one specific focus are former small municipal landfill sites. In 1997, a guideline describing the procedure of preliminary risk assessments regarding groundwater, surface water, air and soil was developed by experts at the water management department of the regional government. By 1998, the guideline was declared compulsory.

Reacting on first experiences of implementing this guideline, a scientific follow-up project “Evaluation and Preliminary Assessment of old Landfills” (EVAPASSOLD) was launched by the year 2000. In this project, a comprehensive investigation of 25 old municipal landfills was conducted. Starting from these results, a first simplified investigation approach was developed and tested at 15 additional landfills. Thus, the final evaluation referred to 124 data sets from a total of 40 sites. As a result, practically suitable (i.e. simple and cost-effective) investigation techniques and factors controlling risks at the stage of preliminary assessments have been identified.

With regard to redevelopment one essential conclusion is, if during the operation period of a municipal landfill the total precipitation exceeded 25,000 mm, limit values for un-polluted soil and inert waste are met. Furthermore, according to a statistical analysis with regard to parameters characterizing degradation processes, in particular TOC, ammonium and landfill gas components like methane and carbon dioxide, a simple indicator for safe redevelopments is suggested by the criterion:

Total precipitation during the operation period/depth of deposit > 4.4 [m/m]

i.e.: h_{NB} / T .

Hence referring to the scope of the study, the boundary conditions in applying this indicator criterion need to be recognised:

- municipal solid waste of small villages only;
- no hints on hazardous wastes;
- total deposition volume < 50,000 m³;
- average deposition depth < 5 m

Heavy Metal Concentrations Found in the Abandoned Mining Site: Kruvashan

E.B. Özkaraova Güngör

Ondokuz Mayıs University, Environmental Eng. Dept., Kurupelit, Samsun, Turkey

U. Konanc

Coruh University, Science-Technology Research and Application Center, Artvin, Turkey

Copper mining in Turkey has a long history. Both Cyprus-type and Kuroko-type volcanogenic massive sulfide (VMS) deposits especially in the northeastern Black Sea Region are of great potential. Details on volcanogenic copper deposit of this region is given by Kraeff (1963) and Özgür & Palacios (1990). Among several other copper mines in Turkey, the Artvin- Murgul mine is the most important mine still in use since mid 1900's. The approximate metal copper content of this mine is 900.000 tonnes. Another copper mine, the Kruvarshan mine was an important mine in the same region abandoned in 1978. Both mines were initially operated by Siemens under the name Caucasus Copper Limited between 1905 and 1928. The Turkish copper mines were handed over to Etibank Copper Works, which was established in 1936. Kruvashan was operated after 1937 by Etibank. During the period 1937-1941 8,800 tons of metallic copper was produced in the Kruvarshan copper mine due to its high ore assay which was approaching 6-7 % Cu. Especially after the construction of the copper smelter in Samsun the mining activities were increased. With the privatization of the production assets of Eti Bank Cengiz Holding has purchased the Artvin Murgul facilities together with The Kastamonu Küre facilities and the copper smelting plant in Samsun. The Murgul plant extracts raw copper ore over 2,700,000 tons/year for supplying copper concentrate (75,000 tons/year) to the Samsun smelting plant, which is the sole facility that produces copper metal in Turkey.

In this study, samples were taken from the abandoned copper mining site Kruvashan situated in the eastern Coruh region according to the grid-point sampling technique using GPS. Besides the former site of smelting plant, waste samples were also taken from the mine tailing site. Judgmental sampling was also performed on historical information and after visual inspection if grit sampling could not be applied. Sampling procedures are in compliance with the technical guidelines for the investigation of contaminated sites. Heavy metal analysis of samples were performed with ICP after aqua regia digestion following standard procedures. The heavy metal levels of waste samples were strongly variable yielding average values of 4.5 mg Ni kg⁻¹, 36.2 mg Cr kg⁻¹, 5192.3 mg Cu kg⁻¹, 5974.7 mg Pb kg⁻¹ and 4808.2 mg Zn kg⁻¹. In general, the heavy metal content were highest in samples taken from the tailings which was related to the high ore assay in Kruvarshan. This enabled direct metallic copper production during the time of operation. Research conducted on water samples taken from puddles and ponds around the site re-lected acidic conditions with especially elevated copper and zinc concentrations, which indicated to severe conditions and possible risks on the environment.

A more detailed study is recommended also to determine the changes in soil with depth considering a broad range of elements. Regarding the Turkish Bylaw on Controlling Soil Pollution and Point Source Polluted Fields future studies should also focus on potential site remediation options especially preventing the transport of contaminants to ground and surface water resources.

Integrated Assessment of the Environmental Impact of Landfill in Irkutsk

O. Ulanova & N. Kopteva

Technical State University of Irkutsk, Irkutsk, Russian Federation

It is known that the majority of landfills in Russia does not comply with sanitary standards for the sources of pollution. The first time the assessment of an impact of Irkutsk landfill on the environmental elements is described in detail. The article contains inventory information about landfills in Russia and in the Irkutsk region.

In 2010, the first time in Russia to estimate the number of existing landfills the inventory was made and database was developed. Based on the studies, it was determined that the total number of landfills and old deposits are about 886. Total volume of landfilled waste in Russia is 354 million tons.

The disposal of waste without complying with the requirements of hygiene and environmental standards has led to the fact that in Russia all landfills are the strongest long-term sources of contamination.

One of the oldest landfill in the Irkutsk region is the municipal dump of Irkutsk. The landfill has been in operation since 1963. Its area is about 42 hectares and its depth reaches 60 meters. The annual volume of waste is more than 2.5 million tons.

The article describes in detail the characteristics of the largest landfill in the Irkutsk region - dumps of Irkutsk. The authors provide data about the chemical characteristic of groundwater and surface water, soil and air. Air monitoring showed that in the landfill body there are some chemical, biological and physical processes which produce biogas. In this article the results of investigations of soil and landfill leachate are listed. In general we can say that the Irkutsk landfill is a dangerous source of pollution.

Prediction results of landfill gas emissions showed that the dump in Irkutsk has a great potential to be a source of biogas for a long time. The maximum total quantity of landfill gas has been calculated with the help of a mathematical model forecasting of LFG model of Tabasaran / Rettenberger. It is 90,631,000 m³ per year.

For the first time the results of the investigations of the technogenic soil and leachate are presented. According to the degree of contamination (risk class) of technogenic soil from heavy metals follow the next trend of exceeding limit values: Pb (51-1863) > As (25-192) > Zn (61-546) > Cu (25-66) > Ni (20- 49) > Co (2-5) > Hg. The investigative results of leachate have shown elevated concentrations to all examined parameters.

In summary it can be stated that the landfill in Irkutsk is a dangerous source of pollution of the environment. The conducted research shows necessary of urgent implementation of environmental protection measures to prevent the negative impacts of landfilling of municipal waste Irkutsk on environmental components.

Electronic Noses for Controll a Dosing System

S.M. Giebel & F.B. Frechen
Universität Kassel, Kassel, Germany

In a wide range of application from dosing in a sewer in order to avoid odour, optimal feeding of biogas plants to monitoring buildings and facilities it is necessary to measure the gas atmosphere promptly.

E-noses or multisensor arrays are mentioned to solve all these problems. However, the signals of an e-nose cannot be interpreted directly as odour (OU/m³) or as a probability for the existence of odour substances or a chemical process.

Only by using complex mathematical procedures the signals can be interpreted in relation to odour. In turn, the suitability of a mathematical model depends on the signals of an electronic nose. In order to check the power of prediction we have to use our model on concrete unknown data.

In the following work we propose some of our research projects and mathematical models. Furthermore we will show the importance of measurement and experimental set-up to get applicable results.

On-Site-Determination of DOC Using an Electrometric Method

A. Aldrian & K. Pfandl

Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria

M. Schelch

pro aqua Diamantelektroden Produktion GmbH, Niklasdorf, Austria

The parameter Total organic carbon (TOC) and Dissolved organic carbon (DOC) are one of the main assessment criteria for the pollution with organic compounds. There are quite a number of measurement devices for TOC and DOC offered on the market. These, however, are stationary instruments only applicable in laboratories with a high sample throughput and the purchase is quite expensive for smaller companies (e.g. waste water treatment plants). There are so far – with one exception – no rapid “on the spot”-tests for the determination of TOC available on the market. That is the main reason why the Chemical Oxygen Demand (COD) is often determined instead of the TOC. However, the determination of the TOC would often be more effective and accurate since the determination of COD is based on an indirect measurement of organic components only using the oxygen demand. Another disadvantage of COD is the relative high limit of detection, this is why slightly contaminated waters cannot be analysed with this method. In the course of remediation projects it might also be useful to measure the potential organic contamination directly on site. Pro aqua Diamantelektroden Produktion GmbH has developed a new measurement method for the on-site determination of DOC and subsequently TOC. The time and efforts for the procedure are quite comparable with those of rapid on-site tests, especially cuvette tests. The reported procedure is simple and can easily be managed by untrained employees. The innovative measurement method is based on the oxidation of organic components in the sample via electrolysis and subsequent collection and measurement of CO₂ formed, using an infrared sensor. The processing and data analysis can be easily done employing an iPad or iPhone via a WLAN interface. One of the many advantages of this device is the immediate readiness for operation and its small size as well as the design of the new sample container as a non-refillable (i.e. disposable) version to avoid sample contamination by carryover. In cooperation with the Chair of Waste Processing Technology and Waste Management of Montanuniversitaet Leoben the new method is being validated to collect all relevant process characteristics. Like that estimation of the measurement uncertainty.

Implementation of GIS-Assisted Landfill Site Selection – Experiences from Turkey

H. Sarptas

Ege University, Solar Energy Institute, Izmir, Turkey

Landfilling is still the most usual waste disposal method in developing countries like Turkey, during the transition to integrated waste management system. However, disposal on land has become more difficult to implement in recent years because of escalating environmental degradation and public awareness, its increasing cost (especially due to the transport to distant sites), extreme political and social opposition (NIMBY syndrome), the increase in waste generation, the decrease in land availability for landfill construction and more restrictive environmental regulations regarding the siting and operation of landfills.

It is evident that many factors, most of them are conflicting, must be incorporated into landfill siting decisions. Balancing the importance of these variables is very difficult and has posed challenges to decision makers. Geographic Information Systems (GIS) have the capability to handle and simulate the necessary economic, environmental and political constraints, and can play an important role as a decision support tool regarding optimum waste site locations. In recent years, local governments have started to utilize GIS capabilities in landfill site selection projects in Turkey. This study examines the implementation of GIS-assisted landfill site selection in Turkey, and underlines results and benefits obtained and difficulties and problems faced in GIS-based landfill siting projects. It also emphasizes the needs for better implementation of GIS in landfill siting decision making process.

Although GIS has the capability of simultaneous analysis of different factors, in Turkey only some specific criteria can be applied in real projects. Many factors such as groundwater protection, site geology, protection of drinking water wells, floodplains areas, active geological fault lines, unstable areas, infrastructure (cable and pipelines) and land price cannot be included in site evaluations by GIS-based analysis, mainly because of lack of data, data quality issues and time and financial requirements of producing new spatial data.

The benefits of the use of GIS in landfill site evaluation are:

- allows local governments to incorporate all technical, environmental, economic and social/political considerations in the site evaluation,
- prevents the drawbacks of traditional site selection approaches,
- provides more consistent and objective methods for making decisions, improved access to, and better management of, environmental information,
- increases the defensibility of landfill site decisions,
- allows to analyze different landfill site selection scenarios, and
- the map outputs enhance public understanding and acceptance.

The principal problems of GIS-based landfill site selection projects in Turkey are mainly related with data availability and data quality issues. The national spatial data infrastructure in Turkey has for a long time been scattered. Over the past years, several initiatives were taken to develop spatial data infrastructure. Despite the clear progress, there are still several persisting problems in the field of GIS data: no or limited coordination between institutions; no standardization with regard to the reference system, the data quality or exchange of data; data duplication; the majority of large scale data is still not in digital format; interoperability only start to emerge; lack of expert personnel and budget; and difficulties to share data.

In addition to data acquiring problems, local governments do not prefer to produce their own data by field surveys, aerial photos and/or remote sensing. Mainly, it's because producing of new data is expensive and time-consuming.

Remediation of a Pesticide Contaminated Ground Water Site

E. Pock, O. Mann, K. Wruss & W. Wruss
ESW Consulting Wruss, Vienna, Austria

Water is one of the major resources on earth, therefore it is essential to keep it clean in terms of sustainability and human health. However, in our industrialized world it is possible that substances access the ground water, which influences its further intended use. Especially pesticides are widely and heavily used in agriculture for the protection of plants and their increase in yield. These substances are also used in private and public areas, such as gardens, parks, golf courses, railroads and roadways. If such substances access the ground water in considerable amounts it is important to consider their impact on human health and the surrounding aquatic and terrestrial organisms. In this work the remediation of a pesticide contaminated ground water site is described. For the assessment of the risk potential of the affected ground water toxicological investigations were done.

Due to some incidents and a leaky sewage pipe on a pesticide production site, a heterogeneous mixture of substances could penetrate into the ground water. Due to the fact, that the time span of this contamination was not evident, it was hard to predict the relevant contaminants. Furthermore it was not clear to what extent respective metabolites have already been built.

To get an overview about the composition of the contamination extensive screenings were done. The following main contaminants could be found: clopyralid, thiamethoxam, metabolites of thiamethoxam (CGA 355190, CGA 353968 and clothianidin), florasulam and flumetsulam. Some more substances and their metabolites at lower concentrations have also been found.

The aim of the remediation is the enclosure and decontamination of the production site. Furthermore the groundwater has to be treated to make it suitable for its intended use and further expansion of the contamination has to be prevented. Due to this heterogeneous mixture of pesticides and metabolites the use of charcoal treatment plants was considered to be the most effective and safest remediation technique. Clopyralid, a very small and polar compound, was chosen for the regulation of the charcoal treatment plants.

The origin of the contamination was enclosed with two wells and the ground water is cleaned with three charcoal filters connected in series. Three hotspots could be identified within the aquifer. For their remediation also a battery of three charcoal filters are used. South of the production site a row of wells are connected with a battery of four charcoal filters. All treatment plants are running from 10 to 16 L/s and are cleaning the ground water to drinking water quality referring to pesticides. During operation 30 kg of clopyralid could be filtered with a treated ground water volume of 2,000,000 m³. This is in accordance with a reduction of 70 % clopyralid and thiamethoxam in the aquifer.

The toxicological investigations show, that there is no expected risk for human beings. Influences can be seen on dicotyledonous plants depending on the testing concentrations. Due to the presence of thiamethoxam and its metabolites a potential risk for bees and aquatic organisms (macrophytes and algae) cannot be excluded. Therefore the contaminated ground water cannot be used for watering plants. If this temporary restriction is followed, it is not likely that there is any lasting environmental hazard potential.

Regarding the continuous decrease of pesticide concentrations in the contaminated ground water, the success of the ongoing remediation is evident. An approval for general use of ground water areas, which already reached drinking water quality, should be discussed.

Isotope and FTIR Analysis for Monitoring Abandoned and Operating Landfills

S. Lenz, E. Binner & M. Huber-Humer

BOKU University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

B. Wimmer, A. Watzinger & T.G. Reichenauer

AIT Austrian Institute of Technology, Tulln, Austria

Several contaminated sites in Austria and Europe represent a potential considerable risk for human health and environment and should be remediated until 2050. Possible applications of isotopic and FTIR measurements for monitoring in-situ remediation and different impacts are investigated and developed under the coordination of the AIT (Austrian Institute of Technology) and in cooperation with the BOKU-University within the framework of an ongoing EFRE-project funded by the Province of Lower Austria.

The success of assessing bio-stability of (in-situ aerated) landfills by isotopic and FTIR measurements will be investigated by the Institute of Waste Management (BOKU-University) and the AIT in one of the work packages. Emissions of abandoned and operating landfills are significantly influenced by the degree of degradation and stability of the organic substance. By means of in-situ aeration stabilization of the organic substance in landfills can be enhanced and the time frame for post-closure care can be shortened considerably. So far investigations of emissions (gas and leachate) and solid samples are conducted to verify the success of landfill-remediation. Conventional leachate analysis is of importance but does not satisfactorily reflect the state of biological stability.

By aeration of municipal solid waste (MSW), leachate and its chemical composition are changed which is clearly recognizable in FTIR-spectra. Molecules including N-H groups will be oxidized to nitrate, S-H groups to sulfate. It is obvious that changes of the ammonium content, which is an important parameter for the post-closure period, will be visible also in the spectra. After successful aeration no more aliphatic methylene groups occur.

By means of isotope analysis of the dissolved inorganic carbon in the leachate of landfills it is possible to characterize the degradation status of organic substance in landfills. The success of remediation can therefore be followed by characterization of solid waste samples but also by measuring the leachate. Thus FTIR and isotopic analysis of seepage water are potential monitoring tools for assessing stability of organic substance in (abandoned) landfills. In the framework of the ongoing project, samples of old MSW landfills but also of in-situ aerated landfills are taken and evaluated together with leachate from laboratory scale landfill simulation reactors (column experiments) containing material of different age and bio-reactivity.

The performed laboratory and field scale experiments are the basis for adapting and developing the methods. Results of FTIR and isotopic measurements will be compared with classical chemical analyses to find out which parameters are necessary and which can be replaced by FTIR and isotopic measurements. Criteria of FTIR and isotopic measurements will be developed and measurements will be compared with conventional methods of analysis. Predictive models to characterize the stability and long-term behavior of a landfill via leachate samples and isotopic and FTIR measurements will be developed with the help of multivariate data analysis. The required number of samples as well as a proper reference analysis will be mainly obtained in the ongoing project.

The project aims to derive indicators, which point out changes in leachates of in-situ aerated landfills and demonstrate the success of bio-remediation. It is expected that the FTIR and isotopic analysis will be more time sparing and cost-effective..

Development of a System Dynamics Model of the Global Phosphorus System and Potentials for P-Recycling

P. Steverding & J. Nispel

Fraunhofer Project Group IWKS, Alzenau, Germany

Phosphorus is indispensable to life; it can be found in DNA and makes up the vital energy carriers ATP and ADP in our cells. With the continuing growth of human population of the Earths and changing diets in the emerging economies, agricultural production has increased rapidly in the last decades. The remaining phosphate resources on the other hand are constantly shrinking and increasingly contaminated with cadmium and uranium, further increasing production prices. The latest studies (Déry & Anderson 2007, Cordell & White 2011) show that humanity has already passed 'peak phosphorus' or will do so in the current generation's time.

This trend sparks questions about the current and future potential for phosphorus recycling and how increases in usage efficiency can be realized. To aid this research the Fraunhofer Project Group IWKS is developing a System Dynamics-based model. This modular system encompasses diverse methods of measuring the global phosphorus system.

Complex systems like the global phosphorus system often display behavior that is non-linear and counterintuitive, which complicates evaluating their past, present and especially their future behavior. One of the strengths of the System Dynamics-approach – originally developed as a tool to facilitate management decision making in complex situations – is the ability to model and analyze factors that influence behavior of complex systems rather than solely material flows inside the system itself. This is done using basic dynamic concepts like casual loops, accumulation of flows in stocks and time delays.

The model offers functionality to simulate varied scenarios and evaluate their effect on trade strategies, usage changes, efficiency regulation and others. In addition to these scenarios the models allows for selection of different key aspects of simulation and evaluation using two model-variants: Top-down and bottom-up. These two variants take different approaches in modeling global phosphate demand, with the former emphasizing world population and economic development and the latter instead focusing on individual use cases of phosphorus e.g. fertilizer, fodder and food.

The model is divided into four fragments 'Stocks and Flows', 'Demand', 'Economics' and 'Mining and Processing Capacity', while the 'Stocks and Flows' fragment acts as the base, which the other fragments feed into. Each of these fragments is again made up of smaller units, so called 'aggregates' that are interchangeable and execute individual calculations. Aggregates again can incorporate switches that change their behavior based on different scientific projections or assumptions. The aggregate 'Calculation World Population' for instance can switch between different population growth scenarios as laid out by the United Nations.

Thanks to its highly modular structure the model can be easily adapted and extended to include additional levels of detail – for instance material flows into individual states, industries or product groups. We would be happy to include your ideas and interests into the model!

Estimation of Landfill Gas Energy Potential for Izmir Harmandali Landfill Site

H. Sarptas

Ege University Solar Energy Institute, Izmir, Turkey

E. Erdin

Dokuz Eylul University Environmental Eng. Department, Izmir, Turkey

Quantification of LFG generation and estimation of methane emission are essential for the planning and design of LFG collection systems, evaluation and projection of LFG uses and regulatory purposes (i.e. checking compliance with methane emission standards). LFG models, used for the projection of LFG generation over time from a mass of landfilled waste, have advantages in terms of low cost and relatively rapid results as compared to field measurement (the use of test wells) (SWANA 1997). Several studies have been carried out to develop models for the estimation of LFG generation. Most of them are based on Monod first order decay equation and are called as first order decay models – such as Tabasaran & Rettenberger model, SWANA, LandGEM and GasSim. (Kamalan et al. 2011).

The total volume of generated LFG depends on waste characteristics, site conditions and efficiency of LFG collection system. Also, the availability and quality of data on waste characteristics and site conditions are significant sources of uncertainty in modelling. Subsequently, each model has been developed based on different approach and assumptions. This is the main reason for the development of several models for the estimation of LFG generation.

The aim of the presented study is to estimate total and remaining energy potential of Harmandali landfill site in Izmir by applying selected LFG models (i.e. Tabasaran / Rettenberger model, TNO model, LandGEM and Multi-phase).

Based on the waste composition deposited in the site, key model parameters were calculated as 109 m³ CH₄/ton MSW for potential methane generation capacity, 117 kg OC/ton MSW for organic (biodegradable) carbon content and the k value for TNO, Multi-phase and LandGEM models was determined as 0.10. In the Multi-phase model, k_i values for fast, moderate and slow degrading waste types were chosen as 0.185 y⁻¹, 0.1 y⁻¹ and 0.03 y⁻¹, respectively; and organic carbon contents (C_{0,i} values) for fast, moderate and slow degrading waste types was calculated as C_{0,1}=172 kg/ton, C_{0,2}=129 kg/ton and C_{0,3}=21 kg/ton, respectively.

The total (1993-2067) and remaining (2015-2067) LFG potentials calculated by models are 0.7x10⁹ m³ and 0.25 x10⁹ m³ (34.8%) for the TNO model, 2.3x10⁹ m³ and 0.63 x10⁹ m³ (27.2%) for the Tabasaran & Rettenberger model, 3.3x10⁹ m³ and 1.6x10⁹ m³ (47.8%) for the LandGEM and 1.5x10⁹ m³ and 0.5 x10⁹ m³ (33.0%) for the Multi-phase model. Remaining LFG potentials, calculated based on gas volumes between the years 2015 to 2067, indicates that remaining LFG / methane capacity of the site is less than almost 30% - 35%. Thus it can be concluded that energy recovery is not feasible for the site for current potentials.

Total energy potential of the site (for the period 1993 – 2067) was calculated as 9.5 GW whereas average remaining energy potential for the site is 3.6 GW.

Construction and Demolition (C&D) Waste Problem in Turkey

H. Sarptas

Ege University, Solar Energy Institute, Izmir, Turkey

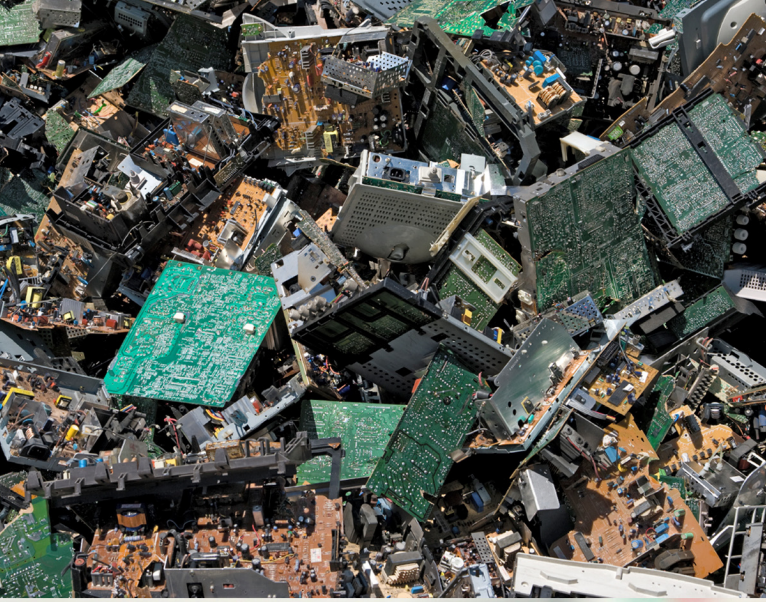
E. Erdin

Dokuz Eylul University, Environmental Eng. Department, Izmir, Turkey

The construction sector, the leading growth driver of the economy in Turkey, is also vital to the achievement of national development goals of providing shelter, infrastructure and employment to people. In last decades, the role of the construction sector has drastically increased by new housing and infrastructure investments countrywide. Illegal settlements and areas with risk of natural disasters (e.g seismic risks, floods) requires intensive works such as retrofitting, reinforcement and demolition for regions under serious risk. The existing building stock in mega cities of Turkey indicates that most part of the housing must be renovated through demolition, retrofitting and reinforcement activities which should be applied in the short term due to high earthquake risk. In this respect, currently urban transformation / renewal projects are planned or have been started in mega cities of Turkey.

As a result, all these activities will increase the amount of construction & demolition (C&D) waste and the need for efficient waste stream management will be more important during this transformation process.

This study briefly focus on C&D waste generation and management issues in Turkey by giving information about the general framework of C&D waste management with legal aspects.



UNIVERSITÄTSLEHRGANG

RECYCLING - NEU

TECHNOLOGIEAKADEMIE • BERUFSBEGLEITENDE WEITERBILDUNG



NEU
auch mit
Master-Abschluss



UNIVERSITÄTSLEHRGANG

Ressourcenmanagement und Verwertungstechnik

TECHNOLOGIEAKADEMIE · BERUFSBEGLEITENDE WEITERBILDUNG

Autorenverzeichnis

A

Adam, J.	313
Albrecht, S.	361, 599
Aldrian, A.	721
Angermayer, C.	521
Antkowiak, K.	647
Antrekowitsch, H.	283

B

Bachmann, A.	559
Bartl, A.	217
Bauer, M.	593
Baum, H.-G.	125
Baumgartner, R.J.	103
Beck-Broichsitter, S.	475
Benedek, L.	283
Bergknut, M.	229
Bernhofer, G.	169
Bert, V.	549
Berwanger, M.	295
Bezama, A.	657, 661
Biegger, P.	665
Binner, E.	515, 733
Blasenbauer, D.	383
Bockreis, A.	187, 379, 681
Bogolte, B.T.	527
Böhm, C.	151
Bokelmann, M.	637
Bos-Brouwers, H.	193
Brandstetter, C.P.	361, 599
Briese, D.	309
Bruggmoser, L.	145
Brüning, R.	271, 647
Brunner, P.H.	51
Buchner, A.	131
Bürgler, T.	319

C

Cladrowa, S.	119
Coskun, E.	145
Cundy, A.	549
Curtis, A.	313

D

Deike, R.	341
Dietz, W.	163
Dirner, V.	677
Döberl, G.	229
Dornack, C.	163
Dos Santos, M.	633
Dumfort, A.	681

E	
Eggenberger, U.	673
Eisenberger, M.	83
Eisenriegler, S.	633
Ellersdorfer, M.	669
Engel, J.	527
Erben, H.	347
Erdin, E.	739, 743
Esper, A.	309

F	
Faist, V.	131
Faulstich, M.	125
Fehr, K.T.	399
Feil, A.	145
Felder, A.H.	665
Fellner, J.	319, 383
Fernandez-Delgado Juarez, M.	415
Finsterwalder, K.	509
Flachberger, H.	353, 439
Flamme, S.	259, 331
Fleige, H.	475
Franke, M.	125
Friesl-Hanl, W.	565
Fritz, M.M.C.	689
Fuchs, M.	585

G	
Galler, R.	347
Gallien, C.	653
Gastrager, J.	205
Gäth, S.	109, 181, 199, 573
Gattringer, H.	419
Gehring, F.	361, 599
Geiping, J.	259
Geißler, H.	491
Gelbmann, U.	175
Giebel, S.M.	717
Girtler, R.	43
Gnjezda, G.	521
Gonzalez Quintero, G.L.	701
Gössinger-Wieser, A.	241
Graf, R.	361
Günther, A.	399
Gustavsson, J.	193

H	
Hanssen, O.J.	193
Harather, K.	131
Hauer, W.	393
Heinrichs, S.	277
Hense, P.	685
Herden, A.	309
Hermann, R.	587
Hermann, W.	425
Hiden, S.	425
Hildebrandt, J.	661

Himmel, W.	139, 241
Hodecek, P.	89
Hofer, D.	103
Hofer, W.	593
Hofstätter, H.	431
Höllén, D.	65, 357, 579
Holzer, C.	431
Hölzl, C.	119
Horn, R.	475
Hrad, M.	451, 503
Huber-Humer, M.	435, 451, 503, 515, 733
Hupfauf, B.	681
Huter, E.	705

I

Illner, M.	599
Insam, H.	415, 463
Iordanopoulos-Kisser, M.	419

J

Jank, A.	379
John, M.	399
Jones, N.	289
Jungmeier, G.	235

K

Karigl, B.	119
Kearney, J.	599
Kern, H.	411
Khamidullina, E.	629
Kidd, P.	549, 565
Kieberger, N.	319
Kisser, J.	419
Klampfl-Pernold, H.	57, 211
Knapp, A.	415, 463
Knepperges, C.	277
Koch, M.	681
Konanc, U.	709
Kopteva, N.	713
Koralewska, R.	387
Kowalczyk, D.	431
Kraiger, H.	533
Krämer, P.	331
Kranert, M.	145, 701
Kraus, J.	99
Kreibe, S.	247, 253, 637
Kreitner, G.	445
Krenn, A.	569
Kreuzwieser, S.	337
Krois, L.-M.	357
Kroop, S.	685
Kucerova, R.	677
Kuczewski-Poray, J.	643
Kumpiene, J.	549
Kurc, D.	537

L

Laske, S.....	431
Lassnig, H.	491
Lebersorger, S.	651
Lederer, J.....	383
Lehner, M.....	593, 665
Leichtenmüller, S.....	653
Leitner, H.	367
Lenz, S.	503, 733
Lindner, J.P.....	361
Loibner, A.P.....	621
Lorber, K.E.	615, 621
Luidold, S.....	283
Luisandl, K.....	479
Lycková , B.....	677

M

Mäder, U.	673
Maier, J.....	157
Mann, O.	729
Mattern, M.	271
Matyschik, J.	685
Mayer , W.A.....	341
Meissner, M.	135
Mench, M.....	549
Merstallinger, M.....	633
Mischitz, R.....	357
Mittermayr, R.....	57
Mitterwallner, J.	139
Mocker, M.....	405
Moller, H.....	193
Mostbauer, P.....	463
Müller, H.....	603
Müller, J.I.R.	341
Müller, P.....	357
Müller, T.....	115
Müller, W.	187, 379

N

Nahold, M.	497
Naji, F.....	701
Nelles, M.....	603, 609
Neubauer, C.	119
Niblick, B.....	361
Nilica, R.	439
Nispel, J.....	573, 735
Norrman, J.....	229
Novak, J.	469

O

Oberwinkler, C.....	367
Offenthaler, I.....	119
Olbrich, R.....	357
Olbrich, T.....	357
Ortmann, M.....	229
Ortner, M.E.....	415
Östergren, K.....	193
Özkaraova Güngör, E.B.	709

P

Part, F.....	435
Peche, R.....	247, 253
Pfandl, K.....	721
Pflaumann, U.....	325
Piller, R.....	223
Piringer, M.....	451
Pitschke, T.....	247, 253
Pladerer, C.....	135, 169
Pock, E.....	729
Pomberger, R.....	65, 241, 373, 425, 579
Prantl, R.....	445
Prentner, S.....	337
Pretz, T.....	145, 277, 295
Pukhnyuk, A.....	515
Purgar, A.....	383
Puschenreiter, M.....	549

R

Ragosnig, A.M.....	157, 469
Ragosnig-Angst, M.....	469
Raupenstrauch, H.....	411
Rechberger, H.....	319, 383
Reh, K.....	125
Reichenauer, T.G.....	733
Reiselhuber, K.....	485, 615
Reiser, M.....	145
Reisinger, H.....	119
Rettenberger, G.....	555
Ritzkowski, M.....	543
Rolland, C.....	643
Rosen, L.....	229
Rotter, V.S.....	265
Rottler, M.....	585
Rudlstorfer, C.....	223
Rupprich, M.....	681
Rüßmann, D.....	277, 295

S

Salles, A.....	115
Samiei, K.....	411
Sarc, R.....	313, 579, 615, 621
Sarptas, H.....	725, 739, 743
Sauter, A.....	559
Scheff, J.....	205
Schelch, M.....	721
Scherr, K.E.....	497, 621

Schiano Lo Moriello, T.	157
Schloffer, K.	445
Schmidt, G.	211
Schneider, F.	193, 651
Schneider, I.	187
Schneider, J.	199
Schöggl, J.-P.	103
Schönberg, A.	411, 521
Schöner, H.	393
Schopf, K.	241
Schüch, A.	609
Schulze, K.	431
Schütt, F.	163
Schwaninger, R.	425
Schwarz, H.A.	353
Schwarz, T.	241
Sedlazeck, K.-P.	425
Seidi, M.	639, 643
Seifert, S.	361
Sembdner, T.	485
Seyfert, A.	457
Shields, D.	693
Siebelec, G.	565
Siebert, A.	657
Siegl, S.	57
Söderlindh, D.	469
Starke, R.	95
Steiner, M.	585
Stenzel, F.	405
Steverding, P.	735
Stopp, P.	697
Strubel, S.	439
Suzuki, S.	435
Syllwasschy, O.	479

T

Tesar, M.	119
Thiel, S.	301
Thome, V.	361
Thomé-Kozmiensky, K.J.	301
Tiess, G.	693
Trinkel, V.	319
Tröbinger, H.	353

U

Ueberschaar, M.	265
Uhl, M.	119
Ulanova, O.	713

V

Vaak, F.	181
Volchko, Y.	229
von Wolffersdorff, P.-A.	485
Vorbach, S.	587
Voß, E.	697

W	
Watzinger , A.....	733
Weibel, G.	673
Weichgrebe, D.....	697
Weiss, H.P.	527
Weißbach, G.....	603
Wellacher, M.....	373
Wiesgickl, S.	405
Wilke, M.	491
Wimmer, A.-K.....	115
Wimmer, B.	733
Winkler, G.....	425
Winter, F.....	383
Wipfler, H.....	587
Witschnigg, A.....	431
Wolf, J.	271
Wolfsberger, T.....	579
Wruss, K.....	615, 729
Wruss, W.	729
Z	
Zeller, T.	559
Zerz, H.-J.	393
Zimek, M.....	175
Zöscher, A.	579
Zwisele, B.	151

Sachregister

3D-FEM 485

A

Abdecker 43
Abfall 83, 95, 609
Abfallaufkommen 181
Abfallbehandlung 643
Abfalleinstufung 89
Abfallende 99
Abfallentsorgung 199
Abfallhierarchie 217
Abfallkatalog 89
Abfallmanagement 653
Abfallmineralogie 65
Abfallpresse 379
Abfallverbrennung 301, 383
Abfallvermeidung 169, 217
Abfallwirtschaft 235, 241
Abwasserbehandlung 357
Aerobisierung 515
Altablagerung 705
Altbeton 361
Alternative Brennstoffe 309
Altholzverwertung 661
Altlast 521
Altlastensanierung 229
Altpapier 163
Altstoffpotentiale 131
Annahmeverfahren 95
Asphalt 289
Aufbereitung 259, 353
Aufkommen 651
Auktionsplattformen 647
Ausbreitungsmodell 451
Ausbruchmaterial 347
Automotive Lightweight Technologies 103
AVE 223

B

Basler Chemische Industrie 537
Bauland 705
Baurestmassen 99
Belüftung 509
Betriebskosten 367
Bilanzierung 509
Bioeconomy 657
Biogen 609
Biogene Abfälle 187
Biologische Bodensanierung 527
Biologischer Schadstoffabbau 497
Biomasse 157, 373, 669
Biomasseasche 463
Bioremediation 621
Blast Furnace 319

Bohrloch-Cuttings.....	431
Bottom Ash	615
By-Product.....	689

C

Carbon Footprint Tool.....	241
Characterization	295
Chrom	65
Circular Economy	57
Clopyralid	729
Closed-Loop-Recycling	341
CO2.....	665
Compoundieren.....	431
Computer Simulation.....	735
Concrete	689
Construction and Demolition Waste	435
Construction Waste	743
Consumer Behavior	175
Containment.....	621
Copper Mining.....	709
Critical Raw Materials	253

D

Data Validation.....	151
Decontamination	621
Demolition Waste.....	743
Deponie	485, 491, 555, 713
Deponiebau	469
Deponiebelüftung.....	543
Deponiebewässerung	543
Phytoremediation	549
Deponiegas.....	445, 533
Deponienachsorge und -nachnutzung	569
Deponienachsorge.....	445, 503, 543
Deponieplanung	469
Deponierung.....	95
Deponiesanierung	537
Design for Recycling	103
Development.....	629
Dichtwandsystem.....	485
DOC	721
Dosiertechnik	325

E

Echtzeitanalytik.....	331
Ecodesign.....	115
Economic Value	253
EDM.....	223
Eigenstromerzeugung für Altdeponiestandorte.....	457
Electrical and Electronic Equipment	119
Elektro(nik)geräte	271, 647
Elektroaltgeräte	259, 633
Elektrofilterstaub.....	399
Elektronische Nasen.....	717
Emissionen	555
Emissionsgutschriften.....	643
Emissionsreduktion.....	241

ENA.....	497
Energieversorgung	301
Energy	739
Entscheidungsverfahren	587
Entsorgungsbranche im Umbruch.....	205
Erfolgsnachweis.....	503
Erneuerbare Energie.....	373
Ersatzbrennstoffe	313, 331
Ersatzbrennstoffprodukt.....	157
E-Schrott	109
Europa	309
Europäische Mitgliedsstaaten	193
Excess Processwater	697

F

Feedstock Recycling	319
Feinfraktionen aus der Zerkleinerung.....	353
Field Experiments	549
Fines.....	295
Flugasche	383
Flugzeug.....	115
Flusskostenrechnung.....	653
FLUWA Process.....	673
Food Waste.....	175
FTIR-Messungen	733

G

Gasbildungspotential.....	515
Gasprognose.....	569
Gefährlichkeitsmerkmale	89
Geographisches Informationssystem (GIS)	469
Geokunststoffe	479
Geotextil.....	491
Geruchsbelastung.....	533
Getrennte Sammlung	131
GIS	725
Glas	393
Glaswolle	639
Gleichwertigkeit.....	479
Green Efficiency	367

H

Haushalte.....	651
Hausmüll.....	145
Hausmüllverbrennungsschlacken	399
Hazardous Substances.....	119
Heavy Metal Pollution	709
Heavy Metals	319, 549
Holzabfall.....	157
Holz-basierte BioÖkonomie	661
Hydrothermale Extraktion	399
Hydrothermale Karbonisierung	681

I	
Image Processing	295
Indikatoren	211
Induction	411
Inkubationsversuch	515
In-Situ-Aerobisierung	503
In-Situ-Immobilisierung	565
In-Situ-Technologie	527
Irkutsk	713
Isotopenmessungen	733

J	
Jahresabfallbilanz.....	223

K	
Kaskadennutzung	661
Kaugummi.....	199
Klärschlamm	405, 681
Kohlenstoffsene MBA-Deponie	515
Kohlenwasserstoffe.....	527
Kokerei.....	521
Kompostierung.....	247
Kraftstoffe	669
Kreislauf.....	51
Kreislauf-Geschäftsmodelle.....	57
Kritische Metalle.....	259, 357
Kritische Rohstoffe	637
Kunststoffe	431
Kunststoffrecycling.....	593

L	
Landesabfallwirtschaftsplan Steiermark.....	139
Landfill Airspace	615
Landfill Gas.....	739
Landfill Mining	555, 559, 573, 579, 585, 587
Landfill	725
Landfilling Standards and Practices in Central Asia.....	585
Landfilling Standards	585
Lebensmittelabfälle	169, 181, 651
Lebensmittelweitergabe	169
Lebenszyklusanalyse.....	235
Lederabfälle	533
Life Cycle Assessment (LCA)	657, 685
Littering.....	199
Luftfahrt	115

M	
Material Flow Analysis	435
Materialeffizienz	637
Materials of Strategic Economic Importance	559
Materialspezifikationen.....	325
MBA.....	139, 145
MBT	697
Mechanical Waste Treatment Simulation	151
Mechanisch-biologische Abfallbehandlung.....	139
Mechanische Abfallbehandlung.....	379
Mengen	271

Mengenanalysen	647
Metal Resource	673
Metall	393
Metallische Sekundärrohstoffe	353
Metallrückgewinnung	419
Methanemissionen	451
Methanisierung	665
Mikroalgen.....	669
Mikrometeorologische Methode.....	451
Mikrowellen.....	603
Mindesthaltbarkeitsdatum.....	181
Mineral Processing.....	439
Mineralfasern	639
Minerals	693
Mitverbrennung.....	309
Modeling	739
Modellierung.....	277
Modellszenarien.....	405
Monitoring	475
MSWI Fly Ash	673
Müllkutscher	43
Müllverbrennungsflugasche.....	383
Müllverbrennungsschlacken	419
Multikriterielle Analysen	229
Multikriterielle Bewertung.....	587
 N	
Nachhaltigkeit	229
Nahinfrarottechnik	331
Nanomaterials	435
Nasse mechanische Aufbereitung	593
Nebenprodukt.....	83
NE-Metall	277
Neue Geschäftsmodelle	205
Nullwertiges Eisen.....	357
Nutrients.....	677
 O	
Oberflächenabdeckung.....	475
Ökobilanz.....	235, 361, 599
Ökoeffizienz.....	125, 247
Ökonomische Bewertung.....	653
Open-Loop-Recycling.....	341
Organsolv	603
 P	
Papierkreislauf	163
Pflanzenasche.....	415
Pflanzensubstrat	639
Phasenabschöpfung.....	521
Phosphate	735
Phosphor	405, 411, 701
Photovoltaik	283
Phytoexklusion.....	565
Phyto-Mining	419
Phytostabilisierung.....	565
Planning Policy	693

Poliermittel.....	425
Potentiale.....	187
Power-To-Gas	665
Produktionsprozesse	637
Prüffeld.....	479

Q

Qualitätssicherung.....	313
Quantifizierungsmethoden	193

R

Raw Material Index RMI.....	109
RecoPhos.....	701
Recovery	411
Recycling Paths.....	253
Recycling	51, 99, 109, 125, 163, 217, 265, 283, 301, 361, 425, 439, 599, 681, 693
Recyclinghof.....	135
Refractories	439
Resource	289
Resourcenschonung	337
Ressource	51
Ressourceneffizienz	211, 685
Ressourceneffizienzpotenziale.....	573
Ressourcenschonung.....	145
Ressourcensicherung.....	573
Ressourcenwirtschaft	205
Restmüllanalysen	131
Reststoff	609
Re-Use Netzwerk.....	135
ReUse.....	633
Rheinland-Pfalz.....	271
RoHS.....	119
Rohstoff.....	347
Rohstoffpotential.....	579
Rostasche	277, 463
Rostfeuerung	387
Rückstandsbehandlung	387

S

Sanierung	729
Schlacken	65
Schlammwässerung.....	491
Schwachgasverwertung.....	457
Schwefelwasserstoff.....	463
Self	629
Seltene Erden	425
Seltenerdelemente	265
Senke.....	51
Sewage Sludge Ash	701
Sicherheitspolitik	445
Sicherungsmaßnahmen	569
Sickerwasser	733
Siedlungsabfall.....	599
Siedlungsabfällen.....	713
Site Selection	725
Social Impacts.....	657
Soil	677

Sortieranalyse.....	579
Stahlwerkschlacke.....	83
Steel Slag	289
Steuerung von Dosieranlagen	717
Stirlingmotoren für die Deponiegasverwertung.....	457
Stoffstromanalyse.....	341
Stoffumsetzung	509
Störstoffabtrennung.....	379
Sustainable Product Design	103
System Dynamics.....	735
Szenarien-Analyse	661

T

Tailing Pond.....	559
Tailings.....	709
Tantal.....	265
Technologiemetalle	283
Teerölaltlasten	497
Thermische Abfallbehandlung	387
Thermochemische Konversion	593
Thiamethoxam	729
Tirol.....	187
TOC.....	721
Torrefikation.....	373
Transformational	629
Treiber	211
Treibhausgasemissionen	643
Tunnelbau.....	347
Turkey	743

U

Umweltauswirkung.....	713
Umweltschutz	337, 537
Umwelttechnische Vorgaben.....	705
Untersuchung	95
Untertageversatz	65
Urban Mining.....	337

V

Valorga	697
Venus Cloacina.....	43
Verbrennungsrückstand.....	393
Verfahrensoptimierung.....	367
Vergärung	247
Vermeidung	193
Vermessung	469
Vermicomposting	677
Verpackungsabfälle	125
Vertical Expansion	615
Verwertungspotential	415
Vorbehandlung	603
Vor-Ort-Analytik.....	721

W	
Waldnährstoffkreislauf	415
Wasserhaushalt	475
Waste Reduction	175
Waste Stream Characterization	151
Waste	689
Wertstoffrückgewinnung	685
Wiederverwendung	135, 633

Z	
Zementindustrie	313, 325
Zero Waste	57

Bereits zum zwölften Mal wird im November 2014 die DepoTech veranstaltet. Abfallwirtschaft, Abfallverwertung und Recycling sowie Deponietechnik und Altlasten sind diesmal die Themenschwerpunkte der Tagung.

Mittlerweile gehört die DepoTech zu einer der größten Abfallwirtschafts- und Umwelttechniktagungen im deutschsprachigen Raum. Das Charakteristische dieser Tagung ist ihre Verknüpfung von Theorie und Praxis. So werden auch 2014 wieder Beiträge von anerkannten und hochrangigen Vertretern und Experten aus Wissenschaft, Technik, Wirtschaft und Behörden präsentiert.

Das Tagungsprogramm der DepoTech 2014 umfasst 101 Vorträge und 31 Poster. In diesem Tagungsband sind die qualitativ hochwertigen, redigierten, wissenschaftlichen Fachbeiträge inklusive englischem Abstract zusammengefasst.

ISBN: 978-3-200-03797-7