

Matthias Kühle-Weidemeier (Hrsg.)

Abfallforschungstage 2008

**Abfalltagung mit wissenschaftlichem
Schwerpunkt**

Tagungsband

wasteconsult
INTERNATIONAL

Cuvillier Verlag

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

1. Aufl. - Göttingen : Cuvillier, 2008

978-3-86727-573-6

© CUVILLIER VERLAG, Göttingen 2008

Nonnenstieg 8, 37075 Göttingen

Telefon: 0551-54724-0

Telefax: 0551-54724-21

www.cuvillier.de

Alle Rechte vorbehalten. Ohne ausdrückliche Genehmigung des Verlages ist es nicht gestattet, das Buch oder Teile daraus auf fotomechanischem Weg (Fotokopie, Mikrokopie) zu vervielfältigen.

1. Auflage, 2008

Gedruckt auf säurefreiem Papier

978-3-86727-573-6

Inhalt

I Abfallwirtschaft und Forschung allgemein

- Verbreiten von Expertenwissen unter bewußter Nutzung globaler Wissensströme** 301
Bauer, W.P..

II Recycling und Sortiertechnik

- Batterieentsorgung in Deutschland – Automatische Sortierung als Basis der Verwertung** 1
Knudsen, N.; Nowak, K..

- Altkleiderrecycling, wirtschaftliche Verwertung von Textilresten** 14
Bart, A.

- Weiterentwicklung der sensorgestützten Sortierung von festen Abfallstücken** 25
Killmann, D..

- Optische Sortiertechnik – innovative Einsatzfelder in der Abfallwirtschaft** 36
Ragosnig, A.; Faist, V.

- Hochwertige Verwertung metallhaltiger mineralischer Abfälle - Beurteilungsmethoden für die Ableitung zulässiger Metallgehalte** 47
Kalmbach, S..

- Trockenmagnetische Aufbereitung von Feinstäuben** 58
Pikhard, O..

- Wertstoffgewinnung durch Niedertemperaturtrocknung** 68
Schu, R.

- Schließung von Stoffkreisläufen: Verwertung von Glycerin und Seifenwasser aus der Biodieselproduktion in Biogasanlagen** 291
Bockreis, A.; Steinberg, I.; Meyer, S.

III Stoffstrombilanzierung

- Schwankungsparameter in der Abfallwirtschaft und deren Auswirkungen auf Planung und Betrieb von Abfallbehandlungsanlagen** 83
Schmalbein, N.

- Multivariate statistische Methoden als Werkzeug für eine vereinfachte Auswertung abfallwirtschaftlicher Fragestellungen** 95
Meissl, K.; Smidt, E.; Tintner, J.; Schwanninger, M.

- Stoffstromanalyse und Modellierung von mechanischen Aufbereitungsprozessen für Elektro- und Elektronikaltgeräte** 107
Chancerel, P.; Rotter, V. S..

Entwicklung einer neuen Probenahmemethode für Sekundärstoffe aus Abfallbehandlungs- und Verwertungsanlagen	119
<i>Schade-Dannewitz, S.; Poerschke, J.; Döring, S.</i>	
<u>IV Thermische Behandlung und Verwertung</u>	
Chloranalytik in heizwertreichen Abfällen – nicht mehr (als) nötig!	131
<i>Ketelhut, R.</i>	
Flug- und Ausbrandverhalten von Ersatzbrennstoffen in Zementdrehrohren	147
<i>Marzi, T.; Danz, P.; Mrotzek, A.; Di Matteo, L.; Marotz, G.</i>	
Thermische Klärschlammverwertung im Pyrobustor®	160
<i>Neumann, U.</i>	
<u>V Mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA)</u>	
Stand der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Deutschland	169
<i>Kühle-Weidemeier, M.; Langer, U.</i>	
Praxisorientierte Forschung auf dem Gebiet der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung	182
<i>Pilz, G.; Baumann, T..</i>	
Energieeffizienz bei MBA	200
<i>Wallmann, R.</i>	
Huminstoffbildung während der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen	226
<i>Heerenklage, J.; Smidt, E.; Redon, E.; Praagh, M.; Modin, H.; Stegmann, R.</i>	
Anwendung geotechnischer Modelle bei mechanisch biologisch aufbereitetem Abfall	238
<i>Kammel, E.; Engel, J.</i>	
<u>VI Deponien, Massenabfälle und Altlasten</u>	
Entwicklung von abgelagertem Hausmüll aus den 80er Jahren und mechanisch-biologisch behandeltem Restmüll – ein Vergleich	253
<i>Smidt, E.; Meissl, K.; Tintner, J.</i>	
Modellierung gekoppelter mechanischer, hydraulischer und biologischer Prozesse in Siedlungsabfalldeponien	264
<i>Bente, S.; Krase, V.; Kowalski, U.; Dinkler, D.</i>	
Ausbauasphalt und Straßenaufbruch – Vorerkundung und sachgerechter Umgang im Rahmen der Sanierung von Verkehrsflächen	277
<i>Bogon, H.</i>	

Hinweis

Dieser Tagungsband wurde durch Wasteconsult international, Dr. Kühle-Weidemeier mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Fehler sind trotzdem nicht auszuschließen. Für die Richtigkeit der Angaben in diesem Buch wird von Wasteconsult und den Verfassern keinerlei Haftung oder Gewährleistung übernommen. Die Verantwortung für den Inhalt liegt bei den Autoren selbst.

Sofern in den Beiträgen Markennamen verwendet wurden, bestehen dafür möglicherweise Schutzrechte, auch wenn darauf nicht ausdrücklich hingewiesen wird.

Tagungen

Abfallforschungstage

Unsere speziell auf die Wissenschaft ausgerichtete Tagung. An den Veranstaltungstagen wird ein einzigartiges Programm mit den neuesten Erkenntnissen aus den Bereichen Abfallanalytik, Abfallbehandlung, Abfallverwertung und Deponien geboten. Die Beiträge umfassen sowohl Grundlagenforschung als auch Ergebnisse aus der Praxis. Die Abfallforschungstage finden im 2-Jahres-Rhythmus statt.



Praxistagung Deponie

Die Veranstaltung ist bewusst praxisorientiert und setzt auf den Erfahrungsaustausch. Die Beiträge umfassen technische, rechtliche und ökonomische Themen und wenden sich insbesondere an Deponiebetreiber, Ingenieurbüros und Baufirmen. Auch die Praxistagung Deponie findet alle zwei Jahre statt.



Internationale Tagung MBA

Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung hat einen wichtigen Platz in der Restabfallbehandlung im deutschsprachigen Raum erobert. Auch in der übrigen EU ist sie auf dem Vormarsch. Die internationale Tagung MBA ist ein Forum für den Erfahrungsaustausch im deutschsprachigen Raum und vernetzt diesen gleichzeitig durch Simultanübersetzung mit dem fremdsprachigen Ausland, das der Zukunftsmarkt für MBA-Technik ist. Nach dem erfolgreichen Start der Tagung mit 260 Teilnehmern aus 31 Staaten im Jahr 2005 wird auch diese Tagung zweijährlich stattfinden.



Alle Veranstaltungen sollen neben den fachlichen Beiträgen vor allem viel Spielraum für Diskussion und Erfahrungsaustausch bieten.

Die Tagungen werden immer von einer Fachausstellung begleitet, die eine weitere Möglichkeit bietet, Informationen und Einblicke in neue Techniken zu erhalten, aber auch sich neuen Kunden präsentieren zu können.

Photovoltaik

Solaranlagen auf Deponien und Betriebsgebäuden



Foto Geosol

- Ergänzung der abfallwirtschaftlichen Aktivitäten
- Finanzielle Belastung in der Nachsorge mindern
- Rentable Anlage für Rückstellungen
- Einspeisevergütung 20 Jahre gesetzlich festgelegt (EEG 01.08.04)
- Für Photovoltaik Freiflächenanlage bis 5 MW 20 Jahre:



Foto Geosol

- 43,42 Ct/kWh bei Inbetriebnahme der Anlage 2005
- 40,60 Ct/kWh bei Inbetriebnahme der Anlage 2006
- 37,96 Ct/kWh bei Inbetriebnahme der Anlage 2007

➔ **Schnelles Handeln lohnt sich besonders!**

Warum sind Deponien besonders geeignet?

- Exponierte, große Flächen für Photovoltaik
- Schutzabstand zur Wohnbebauung
- Einspeisemöglichkeit durch BHKW meist vorhanden
- Deponien sind Bauwerke und Konversionsflächen (wichtig für Einspeisevergütung gem. EEG)

Betriebsgebäude mit Photovoltaik ausrüsten

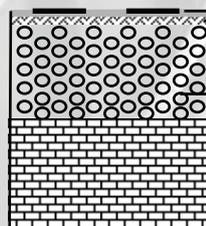
- Einzelnen oder als Kombination mit Freiflächenkonzept
- **Wesentlich höhere Einspeisevergütung als bei Freiflächenanlagen**
- Geringe statische Anforderungen bei Folienvariante
- Ideal für großflächige Hallendächer
- Auch aus nicht verformbaren Modulen auf leichtem Gestell herstellbar



Foto Ingenieurbüro Mencke & Tegtmeier

DepoSolar®

Das innovative Konzept von Wasteconsult Deponieabdichtung mit integrierten Solarzellen



- Solar-Dichtungsbahn
- Schutz- und Ankerlage
- Ausgleichsschicht
- Abfall



Herstellerfoto

- Dichtungsbahn mit Modulen - flexibel
- Verlegung prinzipiell wie eine KDB
- Ersetzt herkömmliche Oberflächenabdichtung

Wasteconsult bietet mit erfahrenen Partnern auch Betreibermodelle an: Die Anlage wird von einem Investor errichtet und betrieben. Der Deponiebetreiber erhält im Gegenzug Pachtzahlungen.

**Bei der Entwicklung individueller Lösungen
berät Sie Wasteconsult gern!!**

Mechanisch-biologische Abfallbehandlung

Anlagenplanung und -optimierung

Die Mitarbeiter von **Wasteconsult** waren und sind maßgeblich an der Forschung, Anlagenentwicklung und Optimierung der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung und deren Emissionskontrolle beteiligt. Auf dieser fundierten Grundlage planen und optimieren wir MBAs für Sie.



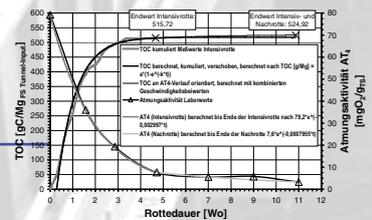
Pilotversuche

Unsere Erfahrung ergänzen wir durch eigene Pilotversuche und Forschungsergebnisse im Bereich der Optimierung sowie Emissionsmessungen und –minderungen bei MBAs. Was viele nur aus Büchern kennen, haben wir selbst entwickelt und erprobt!

Probenahme und Analytik

Die Behandlung von Restabfällen bedarf einer ständigen Kontrolle und Anpassung an schwankende Abfallzusammensetzungen oder verschärfte Grenzwerte. **Wasteconsult** bietet

Ihnen eine umfassende Begleitung Ihrer MBA von der Probenahme bis hin zur Bewertung der Analyseergebnisse. Dies ist Voraussetzung für einen stabilen und wirtschaftlichen Betrieb Ihrer Anlage.



Emissionsmessungen

Möchten Sie wissen, was in Ihre Abluftreinigung hineingeht und was hinten noch oder zusätzlich herauskommt? Möchten Sie Ihren Anlagenbetrieb so einjustieren, dass der VOC-Gehalt des Rohgases steigt, damit die RTO mit möglichst wenig Stützgas betrieben werden kann? Wir haben Erfahrung mit der Messtechnik und in der Durchführung auch längerer Emissionsmessungen. Auch die Zusammensetzung Ihres Biogases aus der Vergärung können wir ebenso wie Deponiegas auf Hauptkomponenten und Spurenstoffe untersuchen.



Bei Planung, Optimierung, Betriebsbegleitung und Analytik sind Sie bei **Wasteconsult** in besten Händen!

Deponien und Altlasten

Planung

Wasteconsult hat umfangreiche Erfahrungen auf allen Gebieten der Planung, Ausschreibung, Bauüberwachung und Projektsteuerung im Bereich von

- Basis- und Oberflächenabdichtung, alternativen Systemen (z.B. Asphalt oder Trisoplast®) und Gleichwertigkeitsnachweisen
- Betriebs- und Schüttkonzepten
- Gasfassung und -behandlung
- Sicker- und Grundwasserfassung und -behandlung

Auf dem Gebiet der MBA-Deponien verfügen wir über einzigartiges Wissen!



Nachsorge, Nachnutzung und Monitoring

Deponien und Altlasten bedürfen einer über Jahre andauernden Kontrolle. Wasteconsult konzipiert Ihre Nachsorgemaßnahmen und bietet Ihnen Monitoring für Grundwasser, Gas und die technischen Deponieeinrichtungen. Auch die Erklärung zum Deponieverhalten erstellen wir gern für Sie. Darüber hinaus beraten wir Sie zu

Nachnutzungsmöglichkeiten, z.B. den Einsatz von Windenergie und Photovoltaik (Solarstrom). Unser neu entwickeltes System DepoSolar® setzt hier Maßstäbe. Es verbindet die Funktionen Abdichtung und Stromerzeugung miteinander.



In-situ Stabilisierung

Ein wichtiger Baustein zur Minimierung der Nachsorgekosten und des künftigen Emissionspotentials ist eine aktive Steuerung stillgelegter Deponiebereiche. Dies beginnt mit der Infiltration von Sickerwasser (in D Basisabdichtung erforderlich), die Behandlungskosten reduziert, gleichzeitig den gewinnbringenden Deponiegasertrag steigert und die Nachsorgezeit verkürzt. Wird kein nutzbarer Gasertrag mehr erzielt, kann der Stabilisierungsvorgang durch Belüftung der Deponie stark vorangetrieben werden. Alternativ können die aktiven Maßnahmen beendet und die Deponie mit einem passiven Methanoxidationssystem versehen werden.



Altlastensanierung

Auf Basis der langjährigen Erfahrung unserer Mitarbeiter können wir Ihnen auch für die Altlastensanierung das komplette Paket der Ingenieurdienstleistungen anbieten:

- Altlastenerkundung und Gefährdungsabschätzung
- Sanierungsplanung
- Bauüberwachung, Koordination der Arbeitssicherheit

Nutzen Sie unsere Erfahrung, mit der wir Sie beraten und für Sie planen können!

Batterieentsorgung in Deutschland– Automatische Sortierung als Basis der Verwertung

Nicole Knudsen¹, Klaus Nowak²

¹Stiftung Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien, Hamburg

²Uni-Cyc GmbH, Bremerhaven

Battery disposal in Germany – Automatic sorting as recycling basis

Abstract

Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien is a foundation guaranteeing the uniform and nation-wide collection of spent batteries in Germany according the German Battery Decree. It was established in May 1998 by battery manufacturers and the German Electrical and Electronic Manufacturers' Association (ZVEI) as a non-profit-organization. The foundation is financed by contributions from its more than 900 users. The goal is to further increase the number of spent non-rechargeable and rechargeable batteries that are returned and recycled via cost-optimized solutions.

In 2007, GRS Batterien collected 14.132 tons of spent batteries and accumulators. After collection all batteries were sorted into the electrochemical systems for an appropriate subsequent recycling (more than 90%).

This presentation will show the facts and figures of the system and explains the details of sorting and the reason why to sort batteries.

Zusammenfassung

Die Stiftung Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien (GRS Batterien) übernimmt die deutschlandweite Sammlung gebrauchter Gerätebatterien im Sinne der Batterieverordnung. Als non-profit-Organisation gegründet im Mai 1998 von Batterieherstellern und dem ZVEI haben zwischenzeitlich mehr als 900 Hersteller und Importeure („Nutzer“) mit GRS Batterien einen Vertrag abgeschlossen. Diese Nutzer finanzieren mit ihren Beiträgen das System. Das Ziel von GRS Batterien ist es, mit kostenoptimierten Lösungen die Masse der gesammelten Batterien und Akkus zu erhöhen und den Anteil verwerteter Batterien zu steigern.

2007 wurden 14.132 t gebrauchter Batterien gesammelt. Nach der Sammlung werden die Batterien in die elektrochemischen Systeme getrennt und anschließend recycelt (mehr als 90%).

Die nachfolgende Präsentation gibt einen Überblick über die Zahlen und Fakten zum Rücknahmesystem und erläutert, wie und warum Batterien sortiert werden müssen.

Keywords

Batterierücknahme, GRS Batterien, Batteriesortierung
Return of batteries, sorting of batteries

1 Teil 1: Zahlen und Fakten zum gemeinsamen Rücknahmesystem Batterien

1.1 Allgemeines

Für die Hersteller und Importeure („Nutzer“) übernimmt GRS Batterien die Verpflichtungen zur Rücknahme und alle damit einhergehenden weiteren Auflagen aus der Batterieverordnung. Kostentransparenz und ein sehr gutes Preis-Leistungs-Verhältnis sind dabei garantiert. 2007, wie auch im Jahr davor, wurden von den Nutzern fast 1,5 Milliarden Batterien und Akkumulatoren in Verkehr gebracht – mehr als 33.000t. Dabei stellen die nicht wieder aufladbaren Batterien (Primärbatterien) nach wie vor den größten Anteil. Hier überwog das System Alkali-Mangan mit 67 %, der Anteil an Zink-Kohle-Batterien war weiterhin rückläufig und betrug nur noch 9 % der Gesamtmenge. 22 % der in Verkehr gebrachten Batterien waren wieder aufladbar. Bei diesen Sekundärbatterien gehörten die Systeme Nickel-Metallhydrid (NiMH) und Lithium-Ion (Li-Ion) zu den am häufigsten abgesetzten Systemen (7 % NiMH und 9 % Li-Ion). Der Anteil der Nickel-Cadmium-Batterien betrug nur noch 4 %.

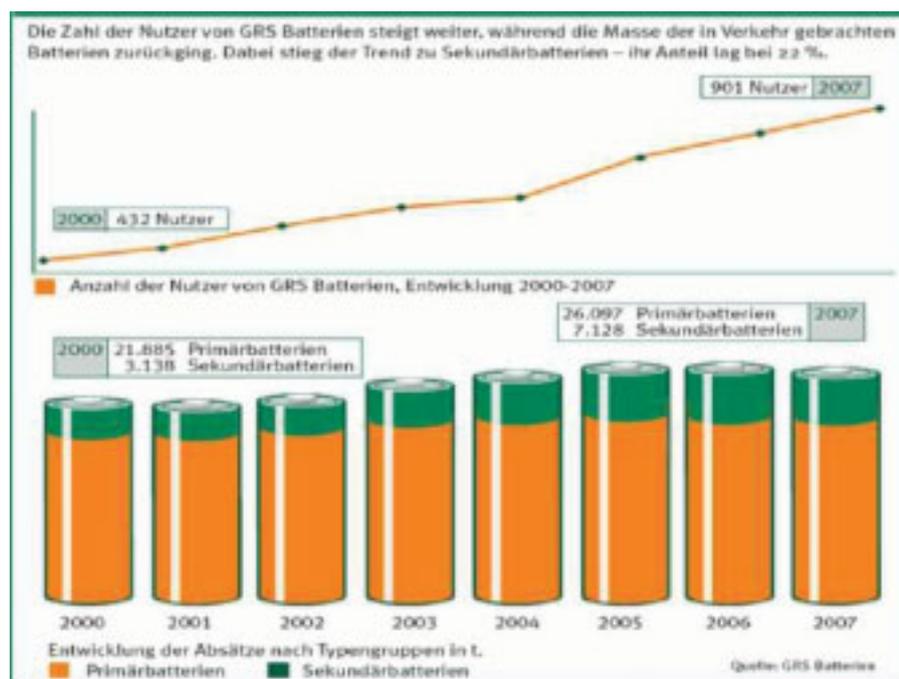


Abbildung 1 Anzahl der Nutzer und in Verkehr gebrachten Batterien

1.2 Masse zurückgenommener Batterien

Im vergangenen Jahr hat GRS Batterien 14.132 t Batterien und Akkus gesammelt. Das entspricht im Vergleich zum Vorjahr einem Zuwachs von rund 8%. Seit dem Inkrafttreten der Batterieverordnung 1998 hat GRS Batterien bereits mehr als 100.000 t gebrauchter Batterien und Akkus gesammelt. Inzwischen sind der grüne Transportkarton

und die BATT-Box von GRS Batterien zu einem Markenzeichen für Batterierücknahme in Deutschland geworden. Die spezifische Rücknahmemenge (Gramm/Einwohner) konnte von 159 g/EW (2006) auf 171 g/EW (2007) gesteigert werden. Der Zuwachs stellte sich nicht in allen Bundesländern einheitlich dar – nach wie vor gab es deutliche geografische Unterschiede im Rückgabeverhalten. Während in den Bundesländern Schleswig-Holstein, Rheinland-Pfalz und Niedersachsen mehr als 200 g/Einwohner zurückgegeben wurden, waren es in Sachsen-Anhalt und Mecklenburg-Vorpommern weniger als 110 g/Einwohner.



Abbildung 2 Batterierücknahme 2007 in Deutschland

1.3 Masse zurückgenommener Batterien nach Herkunft

Der Handel blieb auch 2007 die beliebteste Rückgabestelle für gebrauchte Batterien und Akkus – fast jede zweite gesammelte Batterie (47 %; Vorjahr 49 %) kam über diesen Weg zurück. Rund 30 % (Vorjahr 25 %) wurden bundesweit von Gewerbebetrieben zurückgenommen. In diesem Bereich gab es auch absolut die größten Zuwächse. Ein deutliches Zeichen dafür, daß die verstärkte Öffentlichkeitsarbeit nachhaltige Wirkung zeigt. Immer mehr Unternehmen nutzten zudem das Angebot, die Batteriesammlung mithilfe von GRS Batterien auch den Mitarbeitern anzubieten. Ein weiterer Grund für den Anstieg der Mengen von Gewerbebetrieben lag unter anderem darin, daß 2007 größere Mengen aus Elektro-Altgeräte-Demontieranlagen zurückgenommen wurden (+125 t). 23 % der Batterien und Akkus wurden von den Sammelstellen der öffentlichen Entsorgungsträger zurückgenommen. Betrachtet man die Anteile der jeweiligen Herkunftsbereiche (Handel, Gewerbe, ÖRE) in den einzelnen Bundesländern, sieht man deutliche Unterschiede, die unter anderem in den sehr unterschiedlichen Abfallentsorgungsstrukturen der einzelnen Bundesländer begründet liegen.

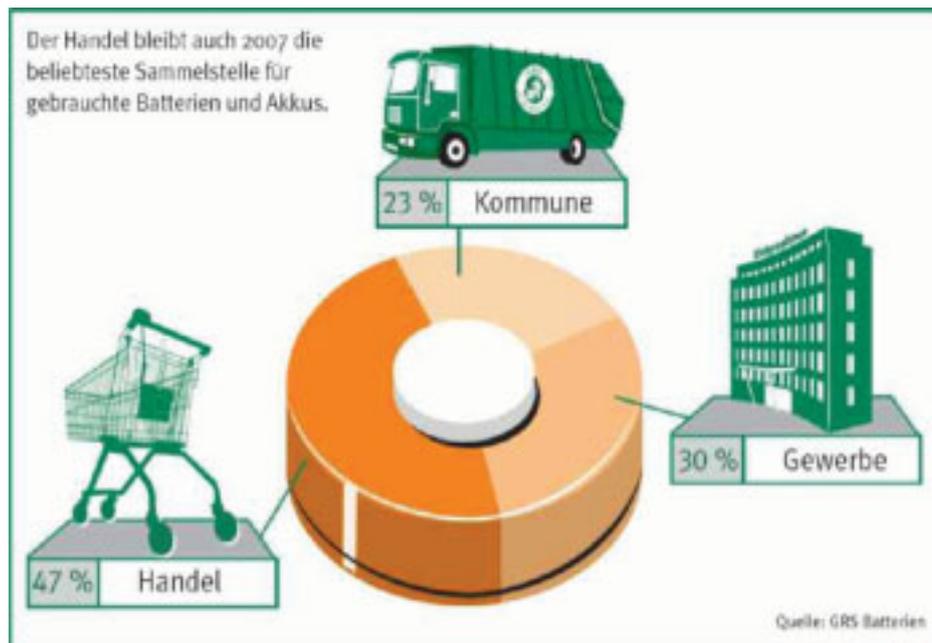


Abbildung 3 Masse zurückgenommener Batterien nach Herkunft

1.4 Batteriesysteme nach Sortierung

Die Sortierung der Batterien dient nur einem Zweck: der nachfolgenden umweltverträglichen und kostengünstigen Verwertung. Darum müssen die sortierten Fraktionen den Erfordernissen der jeweiligen Verwertungsanlagen angepasst werden.



Abbildung 4 Zusammensetzung der Batterien im Abfallstrom 2007

2007 wurden insgesamt 13.645 t sortiert. Den Großteil an sortierten Batterien stellten Alkali-Mangan-Batterien (44 %) und Zink-Kohle-Batterien (34 %) dar. Der Anteil an Zink-Kohle-Batterien war im Vergleich zum Absatz (9 %) deutlich höher. Dies ist zum Teil auf die sehr lange Lebensdauer der Gerätebatterien und -akkus zurückzuführen. So ist jede zweite im Abfallstrom gefundene Alkali-Mangan- oder Zink-Kohle-Batterie 5

Abfallforschungstage 2008 www.wasteconsult.de

Jahre oder älter. 2002 lag z. B. der Anteil der verkauften Zink-Kohle-Batterien bei 24 %. Wiederaufladbare Systeme können einen noch längeren Lebenszyklus haben.

Auf die Sortierung der Batterien selbst geht der 2. Teil näher ein.

1.5 Verwertungs- und Beseitigungsergebnisse

Der Anteil der verwerteten Batterien betrug 2007 92 %. Der restliche Anteil (8 %) waren nicht sortierfähige Batteriegemische oder Alkali- Mangan-Batterien mit einem unbekanntem Quecksilbergehalt. Diese ließen sich unter ökonomischen Aspekten nicht sinnvoll verwerten.



Abbildung 5 Steigender Anteil verwerteter Batterien

Alle identifizierbaren Batterien müssen bis spätestens September 2009 einer stofflichen Verwertung zugeführt werden. Das schreibt die im September 2006 im EU-Amtsblatt veröffentlichte EG-Batterierichtlinie vor. Die Richtlinie wird 2008 in nationales Recht umgesetzt. Bis September 2011 müssen folgende Mindesteffizienzen für das Recycling erzielt werden:

- 65% des durchschnittlichen Gewichts von Bleiakkumulatoren (Bleianteil dabei 100%)
- 75% des durchschnittlichen Gewichts von Nickel-Cadmium- Akkumulatoren (Cadmiumanteil dabei 100%)
- 50% des durchschnittlichen Gewichts aller anderen Batterien.

Zurzeit wird auf EU-Ebene ein einheitliches Berechnungsmodell entwickelt, auf dessen Grundlage die Recyclingeffizienz ermittelt werden soll.

1.6 Auswahl der von GRS Batterien genutzten Verwertungsverfahren

1.6.1 AlMn- und ZnC-Batterien

Eine hohe Verwertungsqualität garantiert z. B. der Hochofen. Hier können quecksilberfreie Alkali-Mangan- und Zink-Kohle-Batterien wiederverwertet und dabei vor allem Roheisen, Zinkkonzentrat und Schlacke erzeugt werden. Neben der Verwertung im Hochofen werden noch andere Verfahren genutzt.

- Alkali-Mangan- und Zink-Kohle- Batterien können in einem überwachten Prozeß zerkleinert und anschließend der Eisenanteil vom zinkhaltigen Braunstein (Manganoxid) getrennt werden. Der Eisenanteil wird an Stahlwerke weitergegeben, aus dem zinkhaltigen Braunstein wird in Drehrohröfen (Wälzöfen) Zinkoxid zurückgewonnen.
- Der Elektrostahlofen erzeugt aus Batterien u. a. Ferromangan, das Zink läßt sich als Zinkstaub zurückgewinnen. Anfallende Schlacke kommt im Wegebau zum Einsatz. Die Energiezufuhr erfolgt z. B. über einen zwischen Kohleelektroden gebildeten Lichtbogen

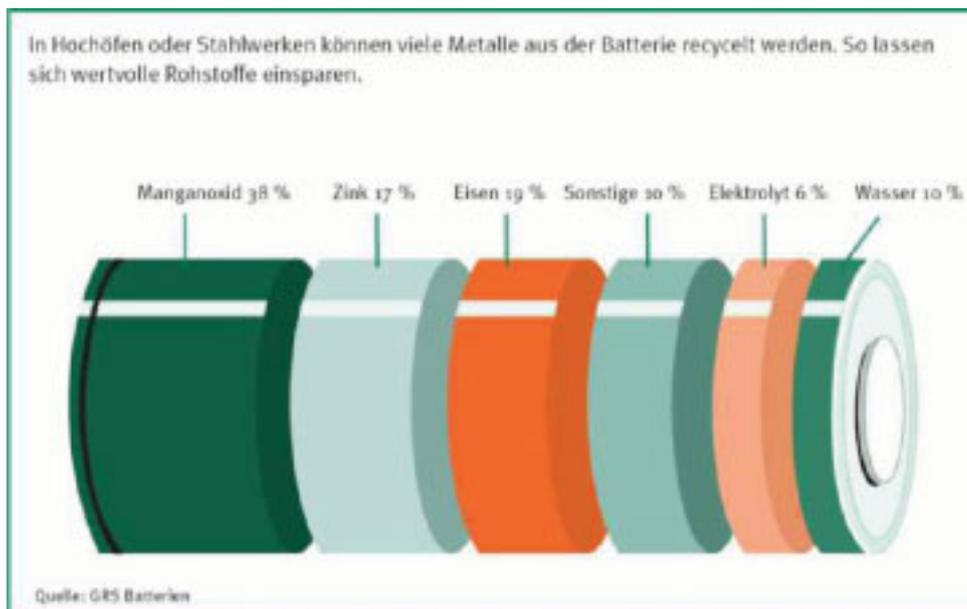


Abbildung 6 Typische Zusammensetzung einer Alkali-Mangan-Batterie

2 Teil 2: Automatische Sortierung als Basis der Verwertung

2.1 Zweck der Sortierung

Da vom Verbraucher eine Vorsortierung in die elektrochemischen Systeme nicht gewährleistet werden kann, liegen die von GRS Batterien eingesammelten Batteriemengen als Batteriegemische vor. Deshalb ist die Sortierung von Gerätebatterien in Abfallforschungstage 2008 www.wasteconsult.de

Deutschland seit 10 Jahren gängige Praxis. In diesem Beitrag soll auf Basis der Erfahrungen einer der größten europäischen Sortieranlagen sowohl über grundsätzliche Aspekte der Sortierung als auch über deren praktische Umsetzungen berichtet werden.

Die Sortierung der Batterien schafft erst die Möglichkeit für eine nachfolgende Verwertung. Batterien enthalten eine Vielfalt an Metallen bzw. Je nach elektrochemischem System können die Metallanteile jedoch variieren (Tabelle 1).

Tabelle 1 Vorkommen von Metallen in den verschiedenen Batteriesystemen.

	Alkali-Mangan Batterie	Zink-Kohle Batterie	Blei-akku	Nickel-Cadmium Akku	Nickel-Metallhydrid Akku	Li-Ion Akku	Knopfzellen (verschiedene Typen)
Mangan	ja	ja	-	-	-	-	teilweise
Zink	ja	ja	-	-	-	-	teilweise
Eisen	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja
Blei	-	-	ja	-	-	-	-
Nickel	-	-	-	ja	ja	-	teilweise
Cadmium	-	-	-	ja	-	-	teilweise
Kobalt	-	-	-	-	-	ja	-
Kupfer	ja	-	-	-	-	-	-
Lithium	-	-	-	-	-	ja	teilweise
Quecksilber	teilweise in vor 2001 in Verkehr gebrachten Batterien		-	-	-	-	teilweise
Silber	-	-	-	-	-	-	teilweise

Man muß also davon ausgehen, daß bei eingesammelten Batterien immer eine Mischung der unterschiedlichen Batterietypen und -systeme vorliegt. Metallurgisch ist es nicht möglich, aus dieser Mischung direkt (d. h. ohne Sortierung) ein verwendbares Produkt in Form einer „Superlegierung“ aus allen obigen Metallen zu gewinnen. Alternativ wäre es auch denkbar, daß in einem neu zu entwickelnden Recyclingverfahren ohne vorherige Sortierung der Batterien die obigen Metalle jeweils sortenrein und sauber als einzelne Produkte zurück gewonnen werden können (siehe Abbildung 7). Solange solche neuartigen Verfahren nicht existieren, muß vor einer Verwertung immer eine Sortierung der Batterien erfolgen.

Die Sortierung hat die Aufgabe, ein Zwischenprodukt herzustellen, welches in einer nachfolgenden Verwertungsanlage optimal recycelt wird. Die entscheidende Rolle für die Festlegung eines solchen Zwischenproduktes spielt dabei die Frage, welche der in den Batterien generell vorkommenden Metalle in der jeweiligen Verwertungsanlage be-

handelt werden können und welche Metalle auf keinen Fall in die Verwertungsanlage gelangen dürfen.

Bei den Verwertungsanlagen handelt es sich in der Regel um Schmelzprozesse oder Röstprozesse zur Gewinnung von Roheisen oder unterschiedlichen Metallegierungen. Für die Qualität dieser Metallprodukte ist es wichtig, daß bestimmte störende Fremdmetalle gar nicht oder nur in sehr geringen Mengen vorhanden sind.

Eine weitere wichtige Frage ist, inwieweit Batterien mit einem erhöhten Quecksilbergehalt (z. B. Knopfzellen oder ältere Alkali-Mangan Batterien) im Zwischenprodukt aus der Sortierung enthalten sein dürfen.

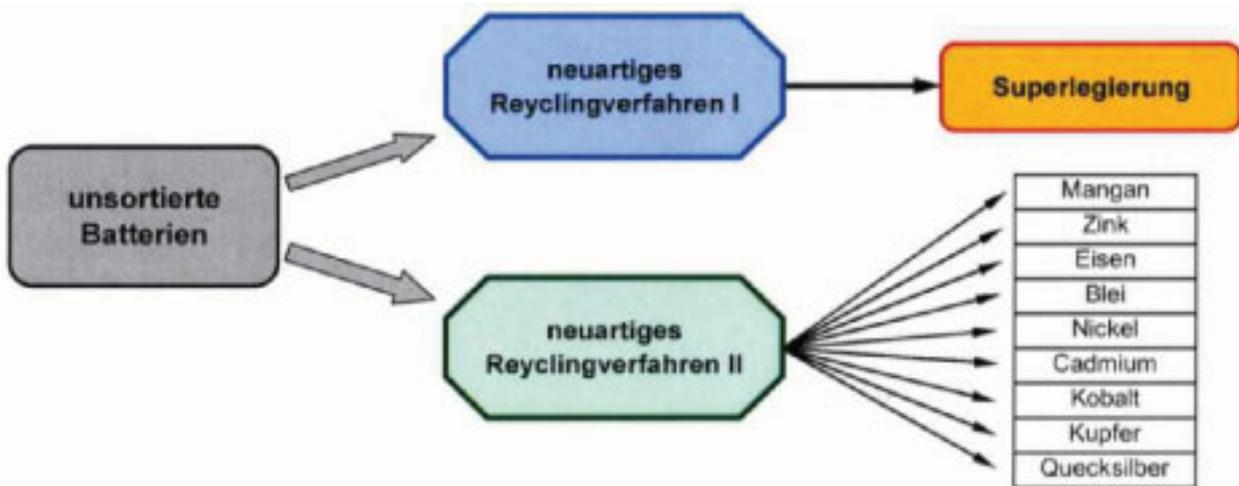


Abbildung 7 Noch nicht verfügbare Recyclingverfahren für Batterien, die keine vorherige Sortierung von Batterien erforderlich machen würden.

Batterien kommen zum einen als einzelne Rundzelle mit Metallmantel vor; häufig werden aber mehrere Einzelzellen in einem Kunststoffgehäuse zu einem sogenannten Pack zusammengefaßt (z. B. Bohrmaschinenpack, Akku für Laptop, Packs für Baustellenbeleuchtung). Bei solchen Packs ist zum einen ein nennenswerter Kunststoffanteil vorhanden, zum anderen sind sie teilweise sehr viel größer als die Einzelzellen. Einzelne Verwertungsanlagen sind in der Lage, neben den Einzelzellen auch Packs zu verarbeiten; andere Verwertungsanlagen können keine Packs verarbeiten oder sind gerade auf Packs spezialisiert. Es kann bei der Sortierung daher erforderlich sein, beim gleichen Batteriesystem (z. B. Zink-Kohle) die Einzelzellen und die Packs in verschiedene Zwischenprodukte für die anschließende Verwertung zu sortieren.

Neben diesen eher technisch bedingten Anforderungen spielen auch ökonomische Randbedingungen bei der Festlegung der Zwischenprodukte aus der Sortierung eine Rolle: So könnten Nickel-Cadmium Akkus technisch zwar gemeinsam mit Nickel-Metallhydrid Akkus verwertet werden, aus ökonomischen Gründen ist eine vorherige Sortierung jedoch sinnvoll.

Bei den derzeit in Europa verfügbaren Verwertungsanlagen ergeben sich die in der Tabelle 2 dargestellten Zwischenprodukte aus der Sortierung im Rahmen des Rücknahmesystems von GRS Batterien. Dabei muß die Sortierung immer ausreichend flexibel sein, um sich an ändernde Randbedingungen der Verwertungsanlagen anpassen zu können.

2.2 Einzelschritte der Sortierung

Der Einzelschritt der Sortierung einer Batterie bedeutet nichts anderes, als daß diese konkrete Batterie anhand vorgegebener Kriterien (siehe Tabelle 2) aufgrund der jeweiligen Batteriechemie (elektrochemisches System), der Größe bzw. des Kunststoffgehaltes und ggf. des Quecksilbergehaltes dem richtigen Zwischenprodukt zugeordnet werden muß. Dabei sind immer zwei Einzelprozesse erforderlich:

- I. Identifikation des für die Batterie richtigen Zwischenproduktes
- II. Abtrennung der Batterie aus dem Gemisch und Zuführung in das ausgewählte Zwischenprodukt

Tabelle 2 Beispielhafte Zwischenprodukte aus der Sortierung von Gerätebatterien in Deutschland.

Batterietyp	Größe	Kunststoffanteil	Quecksilbergehalt*
Zink-Kohle	Einzelzellen	gering	gering
Alkali-Mangan	Einzelzellen	gering	gering
Alkali-Mangan	Einzelzellen	gering	quecksilberfrei
Alkali-Mangan, Zink-Kohle	kleine Packs	erhöht	gering
Zink-Kohle	große Packs	erhöht	gering
Alkali-Mangan	große Packs	erhöht	gering
Zink-Luft	große Packs	erhöht	gering
Blei	große Packs	erhöht	-
Nickel-Cadmium	Einzelzellen	gering	-
Nickel-Cadmium	Packs (klein + groß)	erhöht	-
Nickel-Metallhydrid	Einzelzellen	Einzelzellen	-
Nickel-Metallhydrid	Packs (klein + groß)	erhöht	-
Lithium Primärzellen	Einzelzellen	gering	-
Lithium-Ion	Packs (klein + groß)	erhöht	-
Alkali-Mangan, Zink-Luft Lithium, Nickel-Cadmium, Quecksilber, Silberoxid etc.	Knopfzelle	gering	In Primärsystemen bis zu max. 2%

*Seit 2001 ist das Inverkehrbringen von Batterien verboten, deren Quecksilbergehalt > 5 ppm beträgt. Bei Knopfzellen darf der Quecksilbergehalt max. 2% betragen.

Die Identifikation jeder einzelnen Batterie erfolgt dabei in der Praxis auf drei unterschiedliche Arten:

B1. Mechanisch/Ferromagnetisch

B2. Visuell/Manuell

B3. Automatisch

B1. Mechanisch/Ferromagnetisch

Die technisch einfachste Art ist die rein mechanische Behandlung. So lassen sich die Knopfzellen von den restlichen Batterien z. B. durch Siebung abtrennen. Die beiden Einzelprozesse I (Identifikation) und II (Abtrennung) erfolgen dabei gleichzeitig. Was die entsprechenden Abmessungen hat, fällt durch das Sieb (Abtrennung) und wird dadurch gleichzeitig als Knopfzelle identifiziert. In der Realität muß das so abgetrennte Knopfzellengemisch anschließend noch von kleinen Störstoffen wie Nägeln, Papierstückchen etc. befreit werden.

Ebenso einfach ist die Abtrennung von bestimmten Zink-Kohle-Batterien mittels eines Magneten, da diese Batterien aufgrund eines bauartbedingten fehlenden Eisenmantels anders als der Rest der Einzelzellen nicht ferromagnetisch sind. Hier muß allerdings sichergestellt sein, daß keine anderen nicht ferromagnetischen Stoffe (z. B. Störstoffe wie Korke, große Papierstücke etc.) mehr vorhanden sind. Problematisch ist dabei zudem, daß bestimmte andere Batterietypen (z. B. bestimmte Lithium-Batterien oder spezielle nicht magnetisierbare Alkali-Mangan-Batterien) ebenfalls nicht ferromagnetisch sind. Ebenso wie bei der Siebung erfolgen hier die beiden Einzelschritte Identifikation und Abtrennung gleichzeitig.

Je nach geforderten Sortierreinheiten kann hier nur eine Anreicherung erfolgen; die so gewonnene Fraktion muß anschließend noch visuell/manuell von den „falschen“ Batterietypen befreit werden.

Eine mechanische Sortierung ist nur bedingt geeignet, die teilweise für die Verwertungsanlagen erforderlichen sehr hohen Anforderungen an die Sortierreinheit sicher zu stellen.

Die rein mechanische Abtrennung durch Siebung kann aber im Sortierprozeß auch genutzt werden, um eine Vortrennung des Batteriegemisches passend zu den beiden nachfolgenden Sortierarten visuell/manuell bzw. automatisch vorzunehmen. Dies ist in den beiden Abbildungen 8a und b zu sehen. Während die größeren Batterien (Abb. 8a) in jedem Fall visuell/manuell sortiert werden müssen, können die Einzelzellen (Abb. 8b) mit automatischen Systemen sortiert werden. Dabei ist zu beachten, daß in dem Stoffstrom aus Abb. 8b sowohl Störstoffe wie Papier, Glühlampen etc. als auch kleinere

Packs enthalten sind. Beides muß vor den automatisch arbeitenden Systemen noch visuell/manuell entfernt werden.

In der Praxis können aus dem eingesammelten Batteriegemisch nur rund 0,5 Massenprozent in Form von Knopfzellen mechanisch einfach abgetrennt werden. Der bei weitem überwiegende Massenanteil muß daher visuell/manuell bzw. mit automatischen Systemen sortiert werden.



Abbildung 8 a) Große Packs, nur visuell/manuell zu sortieren; b) Grundsätzlich automatisch sortierbare Einzelzellen

B2. Visuell/Manuell

Hiermit ist gemeint, daß die Identifikation der einzelnen Batterien durch Mitarbeiter erfolgt, die die Batterien einzeln anschauen und dann den verschiedenen Zwischenprodukten zuordnen.

Das Kriterium „Größe/Kunststoffgehalt“ d. h. die Frage, ob eine Einzelzelle vorliegt oder es sich um einen Pack handelt, kann i.d.R. schnell getroffen werden. Das jeweils vorliegende Batteriesystem und die Frage, ob die Batterie quecksilberfrei ist, kann dagegen nur anhand der Beschriftung auf den Batterien ermittelt werden. Diese Beschriftungen sind oftmals sehr klein (siehe Abbildung 10) und erfordern daher unter Umständen ein längeres Drehen, Wenden und Betrachten der Batterien. Nach der so erfolgten Festlegung wird die Batterie den entsprechenden Entsorgungsbehältern zugeordnet. Die beiden Einzelprozesse Identifikation und Abtrennung erfolgen hier also zeitlich getrennt.

Innerhalb des Gesamtprozesses der Sortierung kann die visuell/manuelle Sortierung entweder als Teilsortierung (nur bestimmte Batterietypen werden aus der Mischung entnommen) oder als Totalsortierung (das Gemisch wird vollständig sortiert) durchgeführt werden. Beispiele für die Teilsortierung ist die Störstoffentfrachtung der Einzelzellen vor der automatischen Sortierung oder die Nachsortierung einer mechanisch (magnetisch) angereicherten Zink-Kohle Fraktion.

Eine wichtige Voraussetzung für eine effektive visuell/manuelle Sortierung ist eine möglichst einlagige Verteilung der Batterien auf der Sortierfläche (keine Haufenbildung) und eine gute Beleuchtung der Sortierfläche.

Typische Sortiergeschwindigkeiten dieser visuell/manuellen Sortierung liegen bei 0,1 bis 1,0 Stück pro Sekunde. Mit dieser Art der Sortierung werden bei Packs Reinheiten von 98-99% erzielt.

Bei den von der Stiftung Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien eingesammelten Batterien werden rund 25 Massenprozent der Batterien visuell/manuell sortiert. Aufgrund der im Vergleich zu den Einzelzellen deutlich höheren mittleren Gewichte der Batterien entspricht dies weniger als 1 Stückprozent der insgesamt sortierten Batterien. Trennt man die Knopfzellen vorher ab, so werden demnach mehr als 99% der Batterien des Rücknahmesystems von GRS Batterien mit automatischen Systemen sortiert. Davon entfallen alleine 90% auf die Größen Mikro (AAA) und Mignon (AA).



Abbildung 9 Batteriebeschriftungen

B3. Automatisch

Einzelzellen wie Rundzellen (z. B. Mikro, Mignon, Baby oder Mono) oder 9V-Blöcke oder 2CR5 Zwillings Lithium-Zellen können mit automatischen Systemen sortiert werden. Dafür werden die Batterien vereinzelt und an speziell dafür entwickelte Sensoren vorbeigeführt. Dort werden zum einen das jeweilige Batteriesystem, zum anderen zurzeit noch speziell markierte quecksilberfreie Alkali-Mangan Batterien erkannt. Dies ist der erste Einzelprozeß (Identifikation). Im Anschluß werden die identifizierten Batterien in die entsprechenden Behälter fraktioniert.

In der Praxis haben sich zwei Sensorsysteme zur Ermittlung des Batterietyps großtechnisch bewährt:

1. Wägung plus elektromagnetischer Sensor
2. Röntgendurchleuchtung

Zusätzlich wird jeweils noch ein Sensor eingesetzt, der mit einem UV-sensitiven Farbstoff markierte quecksilberfreie Batterien erkennt. Auf diese Weise können Alkali-Mangan Batterien noch in eine quecksilberfreie und in eine Fraktion mit unbekanntem Quecksilbergehalt getrennt werden (siehe auch Tabelle 2).

Je nach verwendetem Sensortyp können die Batteriesysteme mit einer Sortiergeschwindigkeiten von 4-6 Stück pro Sekunde (Wägung plus elektromagnetischem Sensor) bzw. 28-32 Stück pro Sekunde (Röntgendurchleuchtung) in einer Reinheit von > 98% sortiert werden.

Anschrift der Verfasser(in):

1. Teil: Zahlen und Fakten zum Gemeinsamen Rücknahmesystem Batterien:

Nicole Knudsen

Stiftung Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien

Heidenkampsweg 44

20097 Hamburg

Email: info@grs-batterien.de

Website: www.grs-batterien.de

2. Teil: Automatische Sortierung als Basis der Verwertung

Dr. Klaus Nowak

Uni-Cyc GmbH

Batteriestrasse 94

27568 Bremerhaven

Email: nowak@uni-cyc.de

Altkleiderrecycling

A. Bartl und I. Marini

TU Wien, Institut für Verfahrenstechnik, Österreich

Recycling of end-of-life apparel

Abstract

In the European community end-of-life apparel is commonly collected separately and partially used as re-wearable. This ecological sound praxis can gain profits which have to a certain extent to be used for processing and disposing the non-utilizable apparel. A recently launched research project aims to develop an economically viable process suitable for a significantly higher portion of the collected material. Exclusively based on mechanical process engineering a fibrous recycling product shall be produced which can substitute established and expensive additives used for construction materials.

Zusammenfassung

Altkleider werden in den meisten Ländern der Europäischen Union getrennt gesammelt und zu einem Teil einer Wiederverwendung als Bekleidung zugeführt. Diese ökologisch sinnvolle Praxis wirft auch einen Gewinn ab, der jedoch für die Weiterverarbeitung und Entsorgung von nicht wieder verwendbarer Kleidung verwendet werden muss. Ein eben gestartetes Forschungsprojekt hat sich zum Ziel gesetzt, ein Verfahren zu entwickeln, um einen weitaus größeren Anteil des gesammelten Materials gewinnbringend aufzubereiten. Mittels rein mechanischen Verfahren soll ein fasriges Recyclingprodukt hergestellt werden, das gängige und teure Additive im Bereich Baustoffe substituieren kann.

Keywords

Textilien, Altkleider, Recycling, mechanische Aufbereitung, Baustoffe
Textiles, end-of-life apparel, recycling, mechanical processing, construction materials

1 Einleitung

1.1 Gesetze und Verordnungen im Bereich Abfallwirtschaft

In der Europäischen Union regeln zahlreiche Gesetze und Verordnungen den Umgang mit Abfallstoffen. Es existiert eine Prioritätenreihung von Maßnahmen im Umgang mit Abfällen, die so genannte Abfallhierarchie. Dabei wird in erster Linie eine Vermeidung angestrebt, gefolgt von Wiederverwendung, stofflicher Verwertung bzw. Kompostierung, thermischer Verwertung und erst als letzte Möglichkeit kommt die Entsorgung (Deponierung) in Frage.

Weiters existieren in einigen Mitgliedsstaaten noch restriktivere Gesetze wie zum Beispiel in Deutschland und Österreich, wo eine Deponierung von Abfällen nur dann erlaubt ist, wenn der Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) unter 5 % liegt. Durch

diese Maßnahme wurden die Abfallströme vermehrt in Richtung Verbrennung gelenkt, wodurch die Kosten dafür in den letzten Jahren stark angestiegen sind.

Die Abfallhierarchie ist natürlich auch auf Abfälle, die Fasern enthalten, anzuwenden. Fasern für die Bekleidungsindustrie, primär Baumwolle und synthetische Polymerfasern, fallen ebenfalls unter das in Österreich und Deutschland geltende Deponierungsverbot. Altkleider, die nicht für eine Wiederverwendung oder eine stoffliche Verwertung in Frage kommen, müssen daher, wenn keine geeigneten Recyclingmethoden verfügbar sind, in diesen Ländern verbrannt werden. Die Verbrennung verursacht jedoch hohe Kosten und sollte auch aus ökologischer Sicht vermieden werden.

1.2 Sammlung und Verwertung von Altbekleidung

Weltweit wurden 2006 71,7 Millionen t Fasern (FIBER ORGANON, 2007) produziert, die in den Bereichen Bekleidung, Heimtextilien und Industrie für eine Vielzahl von Anwendungen zum Einsatz kommen. Es kann davon ausgegangen werden, dass auch eine etwa gleich große Menge an Fasern entsorgt werden muss, wobei aufgrund des breiten Spektrums, in dem Fasern eingesetzt werden, eine getrennte Erfassung von Altfasern in der Praxis nur teilweise möglich ist. Einer der wenigen Bereiche, in denen Altfasern relativ rein und homogen vorliegen, sind Altkleider.

Tabelle 1 Stoffströme bei der Sortierung von Alttextilien in Deutschland (bvse, 2001).

Anteil [Massen %]	Verwendung
50	Wiederverwertung in ursprünglicher Form <ul style="list-style-type: none"> • Verkauf in Second-Hand-Shops • Spenden für Bedürftige
17	Nicht mehr tragfähige Bekleidung <ul style="list-style-type: none"> • Manuelle Entfernung von harten und steifen Bestandteilen • Verarbeitung zu Putzlappen (DIN 61650)
21	Gewinnung von Recyclingmaterial (Reißspinnstoffe) wie z.B.: <ul style="list-style-type: none"> • Papier- und Pappenherstellung • Wischtuchherstellung • Flockherstellung
12	Abfall <ul style="list-style-type: none"> • Thermische Verwertung • Deponierung, wenn möglich

In Deutschland werden jährlich etwa 1 Million t Bekleidung in Umlauf gesetzt. Davon gehen während des Gebrauchs durch Verschleiß und Waschen etwa 160.000 t verloren

(Klatt, 2001). Mittels getrennter Sammelsysteme werden etwa 580.000 t erfasst, der Rest landet im Hausmüll (bvse, 2001). Nach der Sammlung der Altkleider werden diese durch geschulte Fachkräfte von Hand sortiert. Dabei werden die in Tabelle 1 angegebenen Fraktionen erhalten.

Die Sammlung und Sortierung von Altbekleidung trägt sich durch den Verkauf der aussortierten Altkleider selbst und wird nicht durch Abgaben oder Gebühren gestützt, wie dies bei anderen Abfallgruppen üblich ist. In diesem Bereich sind vielfach karitative Organisationen tätig, die die erwirtschafteten Gewinne für wohltätige Zwecke verwenden. Ein Gewinn ist jedoch nur mit rund 30 % der gesammelten Ware zu erzielen. Damit müssen auch die Aufbereitung der übrigen Fraktionen und die Entsorgung der Reststoffe finanziert werden.

1.3 Einsparpotentiale

Fasern für die Bekleidungsindustrie können entweder aus Naturfasern oder aus Chemiefasern bestehen. Unter den Naturfasern ist vor allem Baumwolle von Bedeutung. Der überwiegende Anteil an Chemiefasern besteht aus synthetischen Polymeren, zellulose Fasern spielen nur eine untergeordnete Rolle. Die wichtigsten synthetischen Chemiefasern sind Polyester, Polyamid und Polyacryl.

Auch wenn Baumwolle einen nachwachsenden Rohstoff darstellt, so ist deren Herstellung nicht als nachhaltig anzusehen. Die Produktion von Baumwolle verbraucht Chemikalien, Wasser und Energie sowie Ackerland, das dann nicht für Nahrungsmittelproduktion zur Verfügung steht. In Tabelle 2 ist der Verbrauch der wichtigsten Ressourcen zur Baumwollherstellung angegeben. Aufgrund des steigenden Bedarfs an Naturfasern wird zum einen immer mehr Boden benötigt, aber auch vor allem der Einsatz an Dünger und Pflanzenschutzmittel wird immer höher.

Tabelle 2 Verbrauch von Ressourcen zur Herstellung von Baumwolle weltweit (Paulitsch 2004, Cupit 1996).

Ressource	Verbrauch		
	pro m ² Ackerland	pro kg Baumwolle	Gesamt [Millionen t]
Wasser	0,2 – 1,5 m ³	3,6 – 26,9 m ³	70 000 – 500 000
Pestizide	0,5 – 0,8 g	8,3 – 13,8 g	0,15 – 0,25
Dünger	Phosphor	1,8 – 3,7 g	33 – 66 g
	Stickstoff	7,3 – 11,2 g	130 – 200 g
Erdöl	17 – 56 g	300 – 1000 g	5,8 - 19

Chemiefasern aus synthetischen Polymeren werden aus Erdöl gewonnen. Der Verbrauch an Wasser ist wesentlich geringer als bei Baumwolle und liegt im Bereich von 0,3 bis 15 l H₂O pro kg Faser, jedoch werden zur Herstellung von 1 kg Acrylfasern etwa 400 MJ benötigt (Cupit 1996), was etwa dem Energieinhalt von 10 kg Erdöl entspricht. Diese Daten verdeutlichen, dass es schon allein aus ökologischen Gesichtspunkten sinnvoll ist, Altfasern einer Wiederverwendung zuzuführen.

1.4 Forschungsprojekt

Ein Forschungsprojekt unter der Leitung der TU Wien startet im Mai 2008. Die Finanzierung erfolgt zum einen durch das Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie (BMVIT) im Rahmen der Programmlinie "Fabrik der Zukunft" (Projekt Nummer 814961) sowie zum anderen durch die in Tabelle 3 angeführten Projektpartner.

Ziel des Projektes ist es, ein mechanisches Aufbereitungsverfahren zu entwickeln, um derjenigen Teil der Altbekleidung wirtschaftlich aufzubereiten, der aktuell nur defizitär betrieben werden kann. Dabei werden ausschließlich mechanische Verfahrensschritte eingesetzt, um die derzeitige Abfallfraktion in ein marktfähiges Produkt überzuführen. Ein Einsatz im Bereich Baustoffe ist wahrscheinlich, wo die faserförmigen Produkte die Viskosität von pastösen oder flüssigen Produkten erhöhen und/oder einen Armierungseffekt in der Matrix bewirken können.

Tabelle 3 Projektpartner für das Forschungsprojekt im Rahmen „Fabrik der Zukunft“.

Bereich Altkleidersammlung	Bereich Abfallwirtschaft
<ul style="list-style-type: none"> • HUMANA People to People (Österreich) • The GAIA-Movement (Schweiz) • Green World Recycling Ltd. (GB) 	<ul style="list-style-type: none"> • R + M Ressourcen + Management GmbH (Österreich) • UEG Umwelt- und Entsorgungstechnik AG (Österreich)

2 Aufbereitung der Altbekleidung

2.1 Prozessschritte

Der Aufbereitungsprozess besteht aus mehreren Schritten und hat die Herstellung eines genau definierten und marktfähigen Produktes zum Ziel. Alle Schritte basieren auf mechanischen, trockenen Verfahren und es kommen keinerlei Flüssigkeiten zum Einsatz. Der Energieverbrauch kann somit relativ gering gehalten werden, da keine aufwendigen Trocknungsschritte erforderlich sind, und auch Abwässer, die eine weitere Behandlung erfordern würden, können vermieden werden. Abbildung 1 zeigt ein grobes Schema des beabsichtigten Aufbereitungsprozesses.

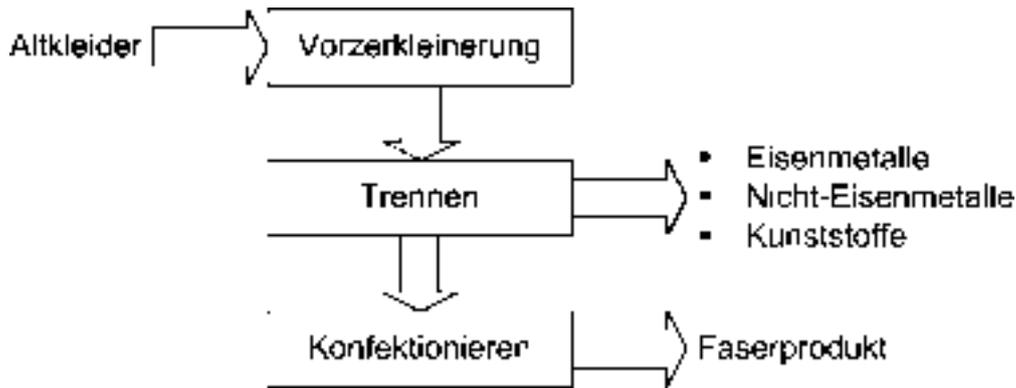


Abbildung 1 Prozessschema des Aufbereitungsprozesses für textile Abfälle.

2.2 Zusammensetzung der Altkleider

Die aufzubereitenden Altkleider bestehen aus verschiedenen Fasertypen, wobei Naturfasern (z.B.: Baumwolle, Wolle), Regeneratfasern (z.B.: Viskose) und Synthefasern (z.B.: Polyester, Polyamid) in wechselnden Anteilen vorkommen. Zusätzlich sind auch Nicht-Gewebekomponenten enthalten. Dabei stören „weiche“ Komponenten (z.B.: Folien) nicht, jedoch erschweren harte, teilweise metallische Komponenten, die Aufbereitung. Zusätzlich können noch Fremdstoffe enthalten sein, die beim Aufbereitungsprozess berücksichtigt werden müssen. Tabelle 4 gibt einen Überblick der Komponenten, mit denen bei der Aufbereitung zu rechnen ist.

Tabelle 4 Mögliche Komponenten, die Alttextilien enthalten können (Auswahl).

Gewebeanteile	Nicht-Gewebeanteile		Fremdstoffe
	„weich“	„hart“	
Baumwolle	Folien	Schnallen	Feuerzeug
Wolle	Leder	Knöpfe	Kugelschreiber
Viskose	Daunen	Zipp-Verschlüsse	Taschenmesser
Polyester			
Polyamid			

2.3 Vorzerkleinerung

Die Altkleider müssen in einem ersten Schritt vorzerkleinert werden, um eine anschließende Trennung überhaupt möglich zu machen. Aufgrund der Zusammensetzung (Tabelle 4) können bestimmte Aggregate nicht zum Einsatz kommen. So sind Schneidmühlen gut zur Zerkleinerung von Fasern und Textilien geeignet, jedoch sind sie sehr empfindlich auf die harten, metallischen Bekleidungskomponenten und eventuellen Fremdstoffe. Neben einer Beschädigung der Schneidwerkzeuge besteht aufgrund der relativ hohen Werkzeuggeschwindigkeiten auch die Gefahr von Funkenbildung und somit einer Entzündung der Alttextilien. In der

Praxis werden für diesen Zweck Reißmaschinen eingesetzt oder aber auch langsamlaufende Universalzerkleinerungsmaschinen oder Hammermühlen.

2.4 Trennung

Nach der vorangegangenen Vorzerkleinerung der Altkleider können nunmehr die nicht-textilen Komponenten abgetrennt werden. Dazu ist zum einen ein Magnetabscheider geeignet, der Komponenten aus Eisenwerkstoffen entfernen kann. Weiters kommt aerodynamisches Sichten in Frage. Es können verschiedene Bauarten von Windsichtern eingesetzt werden. Durch die große Differenz der Dichten und/oder der signifikant unterschiedlichen Form und Größe der Partikel kann von einer relativ einfachen Trennung ausgegangen werden. Alle metallischen Komponenten und Kunststoffe (nicht in Faserform) sind in der Grobfraction enthalten. Die Leichtfraction enthält die Faserfraction, sowie feine Reste wie Leder, Folien und eventuell Daunen.

2.5 Konfektionierung

Die Konfektionierung hat die Aufgabe, die weitgehend von nicht-textilen Komponenten befreiten Alttextilien so aufzubereiten, dass diese einer Wiederverwendung zugeführt werden können. Aus derzeitiger Sicht scheinen zwei Aufbereitungswege möglich. Zum einen können durch Verwendung einer Schneidmühle die Altkleider vollständig in Einzelfasern zerlegt werden. Die Faserlänge wird dabei stark reduziert und liegt im Bereich von einigen mm bis zu deutlich unter 1 mm. Durch Wahl der Mahlparameter kann die mittlere Faserlänge im gewünschten Bereich beeinflusst werden. Das derart aufbereitete Material eignet sich zur Kurzfaserverstärkung von Kunststoffen sowie verschiedener Baustoffe auf Basis Zement, Beton, Gips oder Bitumen. Die Kurzfasern bewirken nicht nur einen Armierungseffekt, sondern bedingt durch die große Oberfläche auch einen Thixotropieeffekt (Bartl, 2006). Eine Verwendung ist somit in jenen Bereich sinnvoll, in denen eine Beeinflussung (Erhöhung) der Viskosität erwünscht ist. Beispielhaft dafür sind Kleber und Lacke.

Im Anschluss an die Schneidmahlung kann eventuell noch ein weiterer Schritt sinnvoll sein, um das Produkt direkt für die anschließende Anwendung zu optimieren. So ist es im Bereich der Kunststoffverarbeitung üblich, ein Vorgranulat mit hoher Faserkonzentration, ein so genanntes Masterbatch, herzustellen. Dies erleichtert die homogene Verteilung der Fasern in der Matrix. Auch im Bereich Straßenbau werden Masterbatches (z.B.: Viatop[®], Zellstofffasern in Bitumen) von Fasern und Bitumen häufig verwendet.

Zum anderen kann zur Konfektionierung ein Reißwolf eingesetzt werden. Darunter ist ein Aggregat zu verstehen, das zum Zerfasern von textilen Abfällen zwecks Wiederverwendung von längeren Fasern geeignet ist. Im Vergleich zur Schneidmühle

werden dabei die Fasern wesentlich weniger stark gekürzt. Primär erfolgen lediglich eine Zerstörung des textilen Gewebes und eine Vereinzelnung der Fasern. Für die Verwendung des Reißwolfes dürfen die Alttextilien nicht allzu stark vorzerkleinert werden, da sonst keine längeren Fasern für eine mögliche textile Weiterverarbeitung erhalten werden können.

2.6 Charakterisierung

Eine entsprechende Analyse des aufbereiteten Materials ist unumgänglich. Zum einen muss der Aufbereitungsprozess durch Kontrolle des Produktes selbst bewertet werden. Zum anderen ermöglicht eine exakte Charakterisierung des Produktes einen direkten Vergleich zu derzeit am Markt befindlichen Produkten und stellt daher ein wichtiges Marketinginstrument dar.

Die Faseranalyse, das heißt die Bestimmung der Verteilungsdichten für Länge und Durchmesser, stellt naturgemäß einen Schwerpunkt der Charakterisierung des aufbereiteten Produktes dar. In der Praxis hat sich für Rezyklatfasern bereits ein so genannter MorFi Analyzer, der für die Zellstoff-Charakterisierung entwickelt wurde (Passas, 2001; Tourtollet, 2001), als geeignetes Gerät (Bartl 2006) bewährt.

Neben der Faseranalyse müssen jedoch noch weitere Produkteigenschaften bestimmt werden. Je nach Art des Materials liegen neben Fasern auch nicht-fasrige Partikel vor, deren Verteilungsdichte mittels gängiger Methoden wie etwa Laserbeugung zugänglich ist. Weiters können die Rieselfähigkeit oder die Schüttdichte wichtige Kriterien darstellen. Die Ausarbeitung einer passenden Charakterisierungsmethode stellt einen wichtigen Punkt im Forschungsprojekt dar.

3 Einsatz von aufbereiteten Fasermaterial

3.1 Vorteile

Ein Recyclingprozess für Altkleider muss nicht nur technisch möglich und ökologisch sinnvoll sein, sondern auch aus wirtschaftlicher Sicht vertretbar sein. Dies kann nur dann gelingen, wenn Anwendungen gefunden werden, in denen durch Verwendung des aufbereiteten Materials entweder technische Vorteile erzielt werden können oder eine Substitution derzeitiger Produkte möglich ist. Im Falle von Kurzfasern bewirken Fasern eine Viskositätserhöhung und ein thixotropes Fließverhalten. (Bartl, 2006). Für viele Produkte werden dafür relativ teure Additive verwendet, sodass für das Recyclingprodukt ein hohes Erlöspotential besteht. Dadurch können nicht nur die Kosten des oben beschriebenen Aufbereitungsprozesses gedeckt werden, sondern es besteht auch die Möglichkeit einen Gewinn zu erwirtschaften. In Anbetracht, dass etwa

zur Herstellung von Putzlappen oder zur Entsorgung von Faserabfällen in einer Verbrennungsanlage hohe Kosten anfallen, kann dadurch die Wirtschaftlichkeit der gesamten Altkleidersammlung gesteigert werden.

Im Folgenden werden einige Baustoffgruppen vorgestellt, in denen die aufbereiteten Altkleider gewinnbringend abgesetzt werden könnten.

3.2 Bitumen und Asphalt

Bitumen ist ein aus Erdöl gewonnenes Produkt, das hauptsächlich aus hochmolekularen Kohlenwasserstoffen besteht. Das wichtigste Anwendungsgebiet für Bitumen liegt im Bereich Straßenbau, wo es als Bindemittel gemeinsam mit Gestein und Additiven als Fahrbahnbefestigung eingesetzt wird.

Bitumen ist ein thermoplastischer Stoff, wodurch seine Verwendung eingeschränkt wird. Bei niedrigen Temperaturen besteht die Gefahr eines Sprödbruchs, bei hohen Temperaturen wird Bitumen weich und es verliert seine Festigkeit. Um den möglichen Temperaturbereich zu erhöhen, werden üblicherweise Additive eingesetzt. Dabei kommen die in Tabelle 5 genannten Stoffe zum Einsatz.

Tabelle 5 Gängige Additive für Bitumen.

Typ des Additivs	Beispiele
Thermoplaste	<ul style="list-style-type: none"> • Polyethylen (PE) • Ataktisches Polypropylen (APP)
Elastomere	<ul style="list-style-type: none"> • Styrolbutadienstyrol (SBS) • Ethylenpropylendieneterpolymer (EPDM) • Naturkautschuk • Butadien-Styrol-Block-Copolymere
Fasern	<ul style="list-style-type: none"> • Cellulosefasern (z.B.: Arbocel[®]) • Polyacrylnitrilfasern (z.B.: Dolanit[®]) • Polyester (PET)

Durch eine entsprechende Aufbereitung der Altkleider könnten Faserstoffe gewonnen werden, die derzeit übliche fasrige Produkte ersetzen. Für diese Anwendung stört auch der Gehalt an hydrophilen Fasern nicht. So werden etwa Recyclingfasern aus der Reifenaufbereitung erfolgreich als Additiv im Bereich Bitumenbaustoffe eingesetzt werden (Bartl 2005).

3.3 Beton

Der Bereich Betonbaustoffe umfasst ein sehr breites Gebiet. Unter Faserbeton versteht man im Allgemeinen alle Betone, die Fasern enthalten. Neben Faserart und Faseranteil unterscheidet man vor allem zwischen Betonen, die ein Gewebe bzw. ein Vlies

enthalten und Betonen, die vereinzelte Kurzfasern enthalten. Durch Einsatz verschiedener Faserarten können bestimmte Betoncharakteristika erzielt werden, bzw. ist es auch möglich, das Aushärteverhalten in gewünschter Weise zu beeinflussen. Faserzusatz kann etwa die Sprödigkeit verringern und die Formbeständigkeit erhöhen. Tabelle 6 zeigt einige Fasertypen und deren Haupteffekte auf die Betoneigenschaften.

Tabelle 6 Gängige Fasertypen in Beton und damit erzielbare Effekte.

Faser	Gewünschter Effekt
Stahlfasern	Ersatz von konstruktiver Stahlbewehrung Verbesserung Schlagzähigkeit Verhinderung der Makrorissbildung
Glasfasern (AR Glas)	Verbesserung Schlagzähigkeit Verhinderung der Makrorissbildung
PP Fasern	Verbesserung des Brandverhaltens

Auch in diesem Bereich scheint es möglich, dass das derzeit verwendete Fasermaterial, durch Rezyklatfasern substituiert werden kann.

3.4 Zementfaserplatten

Zementfaserplatten bestehen aus einem relativ hohen Anteil an Fasern (rund 50 %) und Zement. Früher wurde dafür häufig Asbest eingesetzt, heute basieren die meisten Platten auf Cellulose- oder PVA Fasern. Ein Einsatz erfolgt vor allem im Bereich Wand und Deckenkonstruktionen. Derartige Platten zeichnen sich durch eine geringe Dichte und eine gute Schall- und Wärmeisolierung aus. Auch in diesem Bereich scheint eine Verwendung der Rezyklatfasern möglich.

3.5 Pastöse Produkte

Eine Vielzahl von Produkten wird in flüssiger bzw. pastenförmiger Konsistenz appliziert, wie etwa Klebstoffe und Lacke. Dabei stellen die Viskosität und das Fließverhalten entscheidende Parameter dar, wobei zumeist ein thixotropes Verhalten gewünscht wird. In der Praxis steht ein breites Spektrum an Additiven für diese Zwecke zur Verfügung, wobei unter anderem Polyurethane, Zellulosederivate (z.B.: Methylzellulose, Ethylhydroxypropylzellulose), feine Pulver (z.B.: pyrogene Kieselsäure, modifizierte Kaoline) und auch Fasern verwendet werden. Auch in diesem Bereich ist ein Einsatz von Rezyklatfasern denkbar.

3.6 Textilien und Vliesstoffe

Die mittels eines Reißwolfes gewonnen Fasern können, wenn die Faserlänge über 30 mm liegt, über eine übliche textile Verarbeitungskette zur Herstellung von Geweben

oder Gewirken genutzt werden. Alternativ können aus den Recyclingfasern auch Vliesstoffe produziert werden. Abhängig von der Faserlänge können klassische Verfahren (Faserlänge über 30 mm) oder air laid bzw. water laid Verfahren (Faserlänge deutlich unter 30 mm) zum Einsatz kommen. Die daraus gefertigten Produkte können im Niederpreissegment für Schall- oder Wärmedämmung (z.B.: Automobilbau) zum Einsatz kommen.

4 Zusammenfassung

Im Zuge der Sammlung von Altkleidern können nur rund 30 % wirtschaftlich verwertet werden. Mit diesem Erlös muss die defizitäre Verwertung des restlichen Sammelgutes finanziert werden. In einem Forschungsprojekt wird nunmehr untersucht, diese Fraktion mechanisch aufzubereiten, um diese Abfallstoffe einer stofflichen Verwertung, vornehmlich im Bereich Baustoffe, zuführen zu können. Die Aufbereitungskette umfasst einen Vorzerkleinerungs- und einem Trennschritt, um textile bzw. fasrige Komponenten von nichtfasrigen Anteilen zu trennen. In einem weiteren Schritt erfolgt eine Vereinzelung der Fasern und das Erreichen einer definierten Faserlänge, um die Eigenschaften des Recyclingproduktes auf die beabsichtigte Anwendung abzustimmen. Als mögliche Anwendungsgebiete kommen einerseits die Herstellung von Textilien oder Vliesstoffen, andererseits ein Einsatz von Kurzfasern in flüssigen oder pastösen Stoffen zur Viskositätserhöhung in Frage. Ziel ist die Zuführung aller Stoffe zu einem weiteren Nutzungszyklus, während der Anfall von Abfällen weitgehend vermieden werden soll.

Der Aufbereitungsprozess basiert auf Prozessen der mechanischen Verfahrenstechnik und soll auf kommerziellen Aggregaten durchgeführt werden. Ein Schwerpunkt der Forschungstätigkeit liegt im Bereich der Anwendung des aufbereiteten Materials. So ist eine wirtschaftliche Aufbereitung von Rezyklatfasern aus Altreifen bereits möglich. Diese werden im Bereich Bitumenbaustoffe vermarktet. Ein ähnlicher kommerzieller Erfolg von aufbereiteten Altfasern aus Bekleidungen erscheint ebenso möglich, wenn es gelingt derzeit gängige Additive im Baustoffbereich substituieren zu können.

5 Literatur

- | | | |
|---|------|---|
| Bartl, A.; Hackl, A.; Mihalyi, B.;
Wistuba, M.; Marini, I. | 2005 | Process Safety and Environment Protection 83(B4),
351 - 358 |
| Bartl, A.; Mihalyi, B.; Madtha L.;
Marini I. | 2006 | "Recycled Fibers as Viscosity Modifiers"; in:
"Chemical Industry and Environment V Volume II",
Ferdinand Berger & Söhne GmbH, 1104 – 1111 |
| bvse | 2001 | Textilrecycling, Zahlen – Daten – Fakten, Bundesver-
band Sekundärrohstoffe und Entsorgung e.V., Bonn |

- Cupit, M. 1996 "Opportunities and Barriers to Textile Recycling", AEAT Report Nr. 0113, AEA Technology plc, Oxfordshire, UK, 1996
- Cupit, M.J. 1996 "Opportunities and Barriers to Textile Recycling", AEA Technology, report 0113, Oxfordshire
- DIN 61650 2005 DIN 61650:2005-04, Putzlappen, Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin
- FIBER ORGANON 2007 Fiber Economics Bureau, Arlington, USA, 78(6)
- Klatt, S. 2001 Entsorgungsverhalten des Bürgers ist entscheidend für das Textilrecycling, Fachaufsatz, Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung e.V., Bonn
- Passas, R.; Voillot, C.; Tarrajat, G.; Cauca, G.; Khelifi, B.; Tourtollet G. 2001 Recents Progres en Genie des Procedes 15, 259-264
- Paulitsch, K. 2004 "Flächennutzungskonkurrenz durch exportorientierte Landwirtschaft", Wuppertal Institut, paper 148, Wuppertal
- Tourtollet, G. E. P. 2001 ipw 10, 12-14

Anschrift der Verfasser:

Dr. Dipl.-Ing. Andreas Bartl

TU Wien

Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften

Getreidemarkt 9/166

1060 Wien

Österreich

Tel: +43 1 58801 15981

Email: abartl@mail.zserv.tuwien.ac.atWebsite: www.vt.tuwien.ac.at

Weiterentwicklung der sensorgestützten Sortierung von festen Abfallstücken

Dirk Killmann

I.A.R. der RWTH Aachen, Lehrstuhl für Aufbereitung und Recycling fester Abfallstoffe

Enhancements of Sensor Based Sorting of Solid Waste

Abstract

Sensor based sorting machines are used to concentrate recyclable particles from heterogeneous waste mixtures. The systems contain a unit for isolation of the particles in the mass flow, a sensor unit to identify unique features of different materials and a discharge unit to segregate the identified particles out of the mass flow.

Possible enhancements of sensor based sorting machines are shown by examples. The combination of different sensor techniques expands the range of detectable material classes. Using a NIR-sensor in combination with a laser based 3d-camera makes it possible to detect fabric in a dirt-contaminated household waste. To save energy within the recycling process the usage of air pressure should be reduced or avoided. The usage of motor driven paddles could be a substitute for discharge units with air vales and electromagnetic valves.

In the field of waste analytics sorting units could be used to develop a system to perform an online analysis of parameters like calorific value or the water content on the belt. State of the art is an offline measurement of these values on small samples, which makes it hard to extrapolate the measurements to the heterogeneous waste.

Zusammenfassung

Sensorgestützte Sortiersysteme werden zur Anreicherung von Wertstoffen und Störstoffen bei der Aufbereitung fester Abfallstoffe eingesetzt. Die eingesetzten Systeme bestehen aus einer Zuführeinheit zur Materialkonditionierung, einer Sensoreinheit zur Ermittlung von Sortiermerkmalen und einer Austragseinheit zur mechanischen Trennung des Stoffstroms. Die in der Sensoreinheit verwendeten Algorithmen sind drauf ausgelegt, anhand der Sensordaten Sortierentscheidungen zu treffen. Die vorgestellte Studie beschreibt mögliche Ansatzpunkte zur Weiterentwicklung der bereits in Aufbereitungsanlagen eingesetzten Techniken.

Im Bereich der Abfallanalytik werden zurzeit hauptsächlich Offline-Analyseverfahren eingesetzt. Dabei wird eine Stichprobe aus dem Abfall genommen und im Labor auf Stoffparameter wie Heizwert oder Wassergehalt analysiert. Die Ergebnisse der Stichprobe werden mit statistischen Methoden auf die beprobte Abfallmenge hochgerechnet. Aufgrund der meist inhomogenen Abfallzusammensetzung können dabei bei kleinen Probenmengen große Abweichungen der Parameter von Stichprobe und gesamter Abfallmenge entstehen. Eine Analyse des gesamten Abfalls mittels Laboranalytik ist aus zeitlichen Gründen nicht durchführbar.

Durch den Einsatz und die Kombination bestehender Sensoreinheiten aus Sortiersystemen kann eine nahezu lückenlose Online Analyse von Abfallströmen durchgeführt werden. Die hierzu notwendigen Entwicklungen der Sensortechnik und Algorithmik können zudem zur Erweiterung bestehender Sortiersysteme verwendet werden.

Keywords

Sensorgestützte Sortierung, Lasertriangulation, Sensor based sorting, 3D-Kamera, 3D-camera, Topologie, Texturanalyse, Multisensorik, Sensorfusion

1 Sensorgestützte Sortierung von Abfällen**1.1 Grundlagen und Anwendungen**

Abfälle sind heterogene Gemische von Einzelstücken mit individuellen stofflichen Eigenschaften. Darunter können zum Einen Wertstoffe enthalten sein, die idealerweise sortenrein aus dem Stoffstrom abgetrennt und angereicht werden sollen. Sie können so einer Verwendung als Sekundärrohstoff zugeführt zu werden. Zum Anderen können Störstoffe enthalten sein, die eine technische Behandlung oder Verwertung der Abfälle behindern. Sie sollen möglichst vollständig aus dem Stoffstrom abgetrennt werden.

Neben klassischen Aggregaten wie Magnetscheidern, Windsichtern oder Wirbelstromscheidern haben sich vor allem sensorgestützte Sortiersysteme zur Separation von Abfallströmen etabliert. Die Erkennungseinheit zur berührungslosen Ermittlung von Sortiermerkmalen ist hier vom mechanischen Trennprozess unabhängig. Somit lässt sich eine Vielzahl von stofflichen Eigenschaften wie Farbe, Form, Volumen, Dichte oder Molekülstrukturen als Trennkriterium nutzen. Die Sensoreinheit wird den Anforderungen des Trennprozesses entsprechend hinsichtlich des Spektralbereichs, der Sensorbauform und der radiometrischen Kette konstruiert.

Merkmals	Spektralbereich	Messprinzip	Detektor	Bauform
Farbe / Form	Sichtbares Licht	Reflektion / Transmission	CCD / CMOS Zeilenkamera	Fläche / Zeile
Präzise Farbtöne	Sichtbares Licht	Reflektion / Transmission	VIS- Spektrometer (mit Scanner)	Punkt
Molekulare Zusammensetzung	NIR	Reflektion	Spektrometer (mit Scanner)	Punkt
Elementare Zusammensetzung	Röntgenstrahlen	Transmission	Röntgen- Zeilensensor	Zeile
Elektrische Leitfähigkeit / magnetische Permeabilität	Radiowellen	Veränderung eines Magnetfeldes	Spulen-Zelle	Zeile

Abbildung 1 Beispiele für Sortiermerkmale und technische Umsetzung

Abbildung 1 zeigt eine Übersicht verwendbarer Sortiermerkmale und die technische Umsetzung in Sortieraggregaten.

1.2 Technische Umsetzung

Ein System zur sensorgestützte Sortiersysteme von Abfällen aus einem bewegten Förderstrom ist in die vier Einheiten Vereinzelung, Erkennung, Klassifizierung und Trennung aufgeteilt (siehe Abbildung 2). Die Schritte 2 und 3 werden im Folgenden als „Sensoreinheit“ bezeichnet.

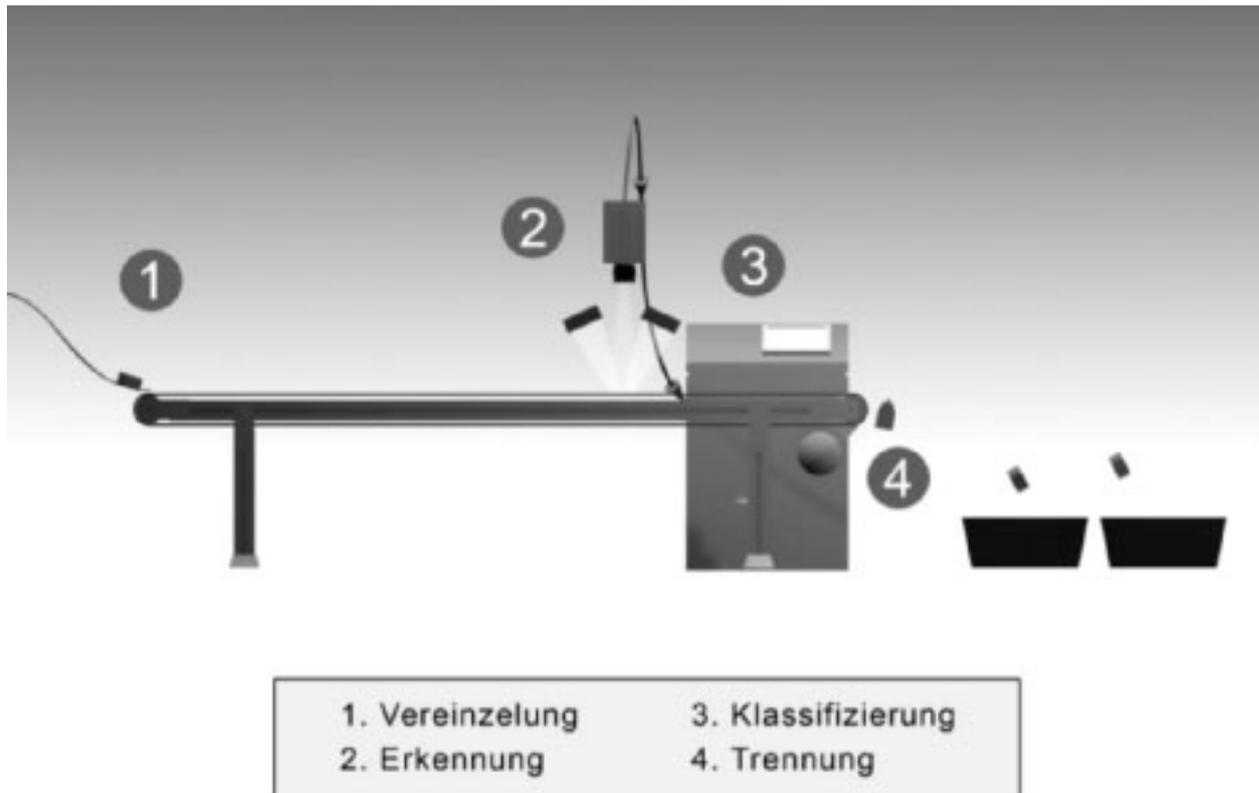


Abbildung 2 Sensorgestütztes Sortiersystem - Bandmaschine

Die in sensorgestützten Sortiersystemen verwendeten Sensoreinheiten beinhaltet einen Emitter, der Strahlung in Richtung des zu messenden Abfallstroms aussendet, und einem Detektor, der die von den Messobjekten veränderte Strahlung empfängt. Anhand der spezifischen Strahlungsveränderung in der radiometrischen Kette lassen sich Objektmerkmale erkennen, die zur Sortierentscheidung verwendet werden. Diese Veränderungen können sich sowohl in der räumlichen Verteilung der auf den Detektor auftreffenden Strahlung als auch in Ihrer spektralen Zusammensetzung und Phasenlage bemerkbar machen.

Die eingesetzten Sensorsysteme unterscheiden sich vor allem im Spektralbereich, der optischen und zeitlichen Auflösung sowie der Ausrichtung von Emitter und Detektor zum Abfallstrom. Als Spektralbereiche werden vor allem Radiowellen (Induktionssortierer), sichtbares Licht (Farbsortierer), nahes Infrarotspektrum (NIR Sortierer für Kunst-

stofftrennung) und Röntgenstrahlung (Trennung nach Stoffdichte) verwendet. Hierbei werden beispielsweise die elektrische Leitfähigkeit, Oberflächenfarbe, Lichtdurchlässigkeit, Kernladungszahl oder Kunststoffart als Sortiermerkmal erfasst.

Als Detektoren stehen Punkt-, Flächen-, und Zeilensensoren zur Verfügung. Punktsensoren können zum Zeitpunkt der Messung nur von einem Ort Informationen empfangen. Soll ein bewegter Stoffstrom hochauflösend abgetastet werden, so muss der Messpunkt durch Umlenkung des Strahlengangs innerhalb des Messbereichs bewegt werden. In der Regel werden hierzu schnell bewegliche Umlenkspiegel eingesetzt. Durch sequentielles Messen von einzelnen Messpunkten in kurzen Intervallen kann ein nahezu lückenloses und räumlich differenziertes Abbild des Stoffstroms erfasst werden. Aufgrund der aufwendigen Technik zur Strahlumlenkung werden punktförmige Detektoren nur dann eingesetzt, wenn die durch das physikalische Messprinzip bedingte Bauform des Detektors es erfordert. Dies ist vor allem bei Nahinfrarotsortierern der Fall, die empfangene Strahlung spektroskopisch untersucht werden muss.

Zeilensensoren bestehen aus nebeneinander angeordneten Punktsensoren und sind somit in der Lage, zum Zeitpunkt der Messung ein räumlich differenziertes Abbild eines Bereichs zu erfassen. Da sich der Stoffstrom unter dem Sensor linear und mit bekannter Geschwindigkeit bewegt, sind Zeilensensoren optimal dazu geeignet, ein lückenloses und in zwei Dimensionen aufgelöstes Abbild des Stoffstroms zu generieren. Die Auflösung quer zur Förderrichtung hängt von der Anzahl der Messpunkte in der Sensorzeile ab. In Förderrichtung wird die Auflösung durch die Bandgeschwindigkeit und die Messintervalle der Zeilenmessungen bedingt.

Flächensensoren bestehen aus einer Matrix von Punktsensoren. Hierdurch können zum Zeitpunkt der Messung räumlich differenzierte Informationen in zwei Raumrichtungen erfasst werden. Aufgrund dieser Eigenschaft können sie bei der Abtastung von bewegten Stoffströmen dazu genutzt werden, höher dimensionale Informationen pro Stoffstromabschnitt und Messpunkt zu ermitteln als Zeilensensoren.

Die Erkennung wird maßgeblich von der Auflösung und dem Leistungsvermögen des Detektors beeinflusst. Auflösung beschreibt dabei die Anzahl der unterscheidbaren Abstufungen einer räumlichen Distanz (z.B.: Pixel pro mm) oder der Abstufungen von Amplitude und Frequenz der aufgenommenen Strahlung (z.B.: 8 Bit Abstufungen pro Messung). Je höher die Auflösung ist, desto mehr Informationen können in einem Messvorgang differenziert und erfasst werden. Die aus der Auswertung der Messdaten resultierenden Merkmale werden durch logische Verknüpfungen soweit reduziert, dass eine binäre Sortierentscheidung (ja/nein) getroffen werden kann. Sensorgestützte Sortiersysteme sind in der Regel nicht darauf programmiert, Merkmalsinformationen zur statistischen Auswertung zu speichern.

Im Folgenden wird das Entwicklungspotential anhand von Beispielen aufgezeigt. Durch die Erweiterung bestehender Technik zu multisensorischen Systemen mit Texturerkennung wird die Erkennung neuer Stoffgruppen ermöglicht. Durch eine Weiterentwicklung der Auswertesoftware können bestehende Sensoreinheiten dazu genutzt werden, neben der Sortierung eine lückenlose quantitative und qualitative Online-Analyse eines bewegten Stoffstroms durchzuführen.

2 Entwicklungspotential an Beispielen

2.1 Strukturanalyse mit Texturerkennung

Am Beispiel von zerkleinertem Gewerbeabfall mit den Inhaltsstoffen Holz, Textilien und Papier soll das Potential neuer sensorgestützter Sortierverfahren durch Sensorfusion abgeschätzt werden. Ziel der Sortierung sei es, jede der drei Stoffgruppen sortenrein zu erkennen, um etwa Holz zu Brennstoff zu verarbeiten und aus Textilien und Papier die jeweiligen Fasern zurück zu gewinnen. Im Versuch wurden je 100 Einzelstücke pro Abfallfraktion untersucht. Die Abfallstücke wurden nach repräsentativer Probenteilung einer zerkleinerten Gewerbeabfallprobe entnommen und liegen im Korngrößenbereich von 30-100 mm vor. Es ist davon auszugehen, dass das Gemisch Querverschmutzungen von feinkörnigen und nassen Abfallkomponenten aufweist, die die Oberflächeneigenschaften materialfremd verändern. Eine Farberkennung scheidet somit zur eindeutigen Identifizierung der Stoffgruppen aus. Die Versuche werden bei 1 m/s Bandgeschwindigkeit bei optimaler Vereinzelnung durchgeführt.

Im nicht sichtbaren nahen Infrarotspektrum (NIR) ist ein stoffgruppenabhängiger Unterschied in der vom Material reflektierten Strahlung zu identifizieren. Die materialabhängige Molekülstruktur ermöglicht eine Unterscheidung von Holz und Papier. Der für die Versuche eingesetzter NIR-Sortierer unterscheidet die Stoffgruppen „Kunststoffe Rest“, „PVC“, „Holz“, „PPK (Papier, Pappe und Kartonagen)“, „Tetrapack“, „Windeln“ und „Steine“.

Abbildung 3 zeigt die Zuordnung der drei untersuchten Abfallarten zu den Stoffgruppen. Während PPK zu 87% richtig erkannt wird, identifiziert der Klassifikator nur 80% des Holzes korrekt. Eine Zuordnung der Holzstücke zu anderen Stoffgruppen ist damit zu erklären, dass die Oberfläche der untersuchten Proben zum Teil beschichtet ist. Obwohl der Masseanteil der Beschichtung am Objekt vernachlässigbar gering ist, verdeckt Sie die messbare Holzoberfläche fast ganz. Ein rein materialbezogener Merkmalsvektor reicht hier nicht aus, um eine eindeutige Erkennung des Holzes zu erreichen.

Textilien weisen je nach Kunstfasergehalt ebenfalls ein stoffspezifisches Reflektionsverhalten im Bereich naher Infrarotstrahlung auf. Wie in Abbildung 3 zu sehen ist, ent-

spricht dies größtenteils entweder den programmierten Merkmalsvektoren von Kunststoffen, Holz oder PPK. Eine eindeutige Erkennung von Textilien ist somit derzeit allein mit der materialbezogenen Auswertung des NIR Spektrums in konventionellen Sortiergeräten nicht durchführbar.

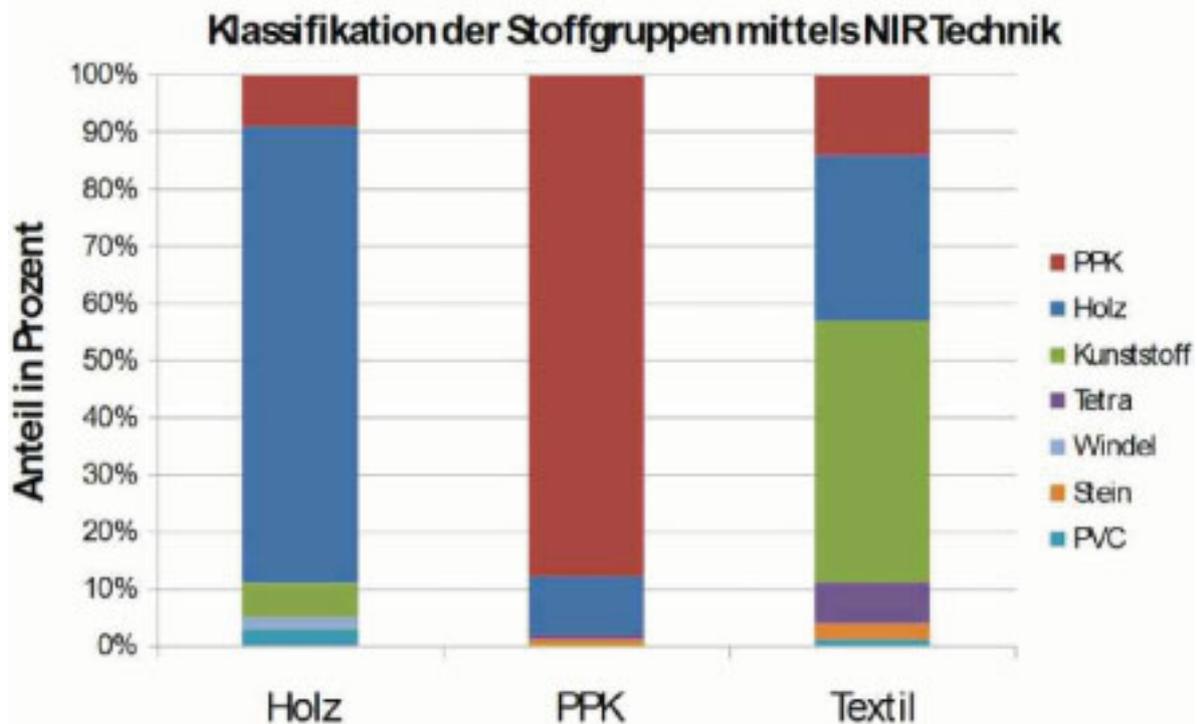


Abbildung 3 Klassifikation mittels NIR Technik

Im Rahmen einer Forschungsstudie wird am Lehrstuhl für Aufbereitung und Recycling I.A.R. der RWTH Aachen die Anwendung eines zusätzlichen Sensors zur Erkennung von Textilien aus Gewerbeabfall und Hausmüll entwickelt. Der Ansatz basiert auf der multisensorischen Erfassung mittels NIR-Sensor und 3D-Kamera sowie der anschließenden Datenfusion zur Erweiterung der bisherigen Merkmalsvektoren. Durch die sensorische Erfassung von Merkmalen der Produktvergangenheit jedes Abfallstücks wird in Kombination mit der Stoffgruppenzuordnung eines NIR-Sortierers eine Identifikation von Textilien ermöglicht.

Bei der Merkmalsdetektion von aus der Produktvergangenheit resultierenden Eigenschaften wird davon ausgegangen, dass die im Abfall enthaltenen Textilien „faltig“ vorliegen. Durch die mechanische Beanspruchung im Rahmen der Sammlung, des Transports und der Konditionierung der Abfälle werden die Textilien gedrückt und zerknautscht. Aufgrund der gewebten Struktur ergeben sich dabei typische Faltungen, die sich in der Topologie auf einem Förderband liegender Textilstücke erkennen lassen. Weder Papier noch Holz weisen diese Art von Faltungen auf. Papier verhält sich insofern ähnlich, dass es durch die Beanspruchung ebenfalls geknautscht wird, dabei wird die Struktur jedoch in der Regel geknickt und nicht weich gefaltet. Holz liegt aufgrund der Produktvergangenheit im Gewerbeabfall überwiegend als flaches Fragment von

Abfallforschungstage 2008 www.wasteconsult.de

Verpackungen oder Möbeln vor, wodurch die Oberfläche der vereinzelt Holzstücke meist parallel zur Bandoberfläche des Sortieraggregats verläuft. Bruchkanten von Spanplatten weisen eine typische Textur auf, welche als zusätzliches Merkmal erkannt werden kann.

Zur sensorischen Erfassung der topologischen Merkmale wird eine 3D-Kamera eingesetzt. Diese erfasst den Stoffstrom hochauflösend nach dem Prinzip der Lasertriangulation. Das Licht eines Linienlasers wird senkrecht auf den Förderstrom projiziert und schräg von einer Kamera gefilmt. Aus dem Bild der Kamera wird die von der Objekt-oberfläche diffus reflektierte Laserlinie extrahiert und in ortsbezogene Höheninformationen umgerechnet. Eine Bildrate von mehreren hundert Herz ermöglicht die Aufnahme von hochauflösenden Höhenbildern des Stoffstroms bei Bandgeschwindigkeiten von mehreren Metern pro Sekunde. Höhenunterschiede von unter 0,2 Millimetern können detektiert werden. Als bildgebendes Verfahren liefert der 3D-Sensor endlose Graustufenbilder, die als verzerrungsfreier Blick von Oben auf den Stoffstrom zu sehen sind. Je heller die Bildpunkte sind, desto höher ist die Stelle des aufgenommenen Objekts. Das eingesetzte Verfahren ist weitestgehend unabhängig von der Objektfarbe. Lediglich sehr dunkle, transparente oder stark spiegelnde Stellen können nicht erfasst werden, da dort keine diffuse Reflektion des Linienlasers in die Kamera zu erwarten ist. Diese nicht messbaren Stellen werden im Sensorbild schwarz dargestellt.

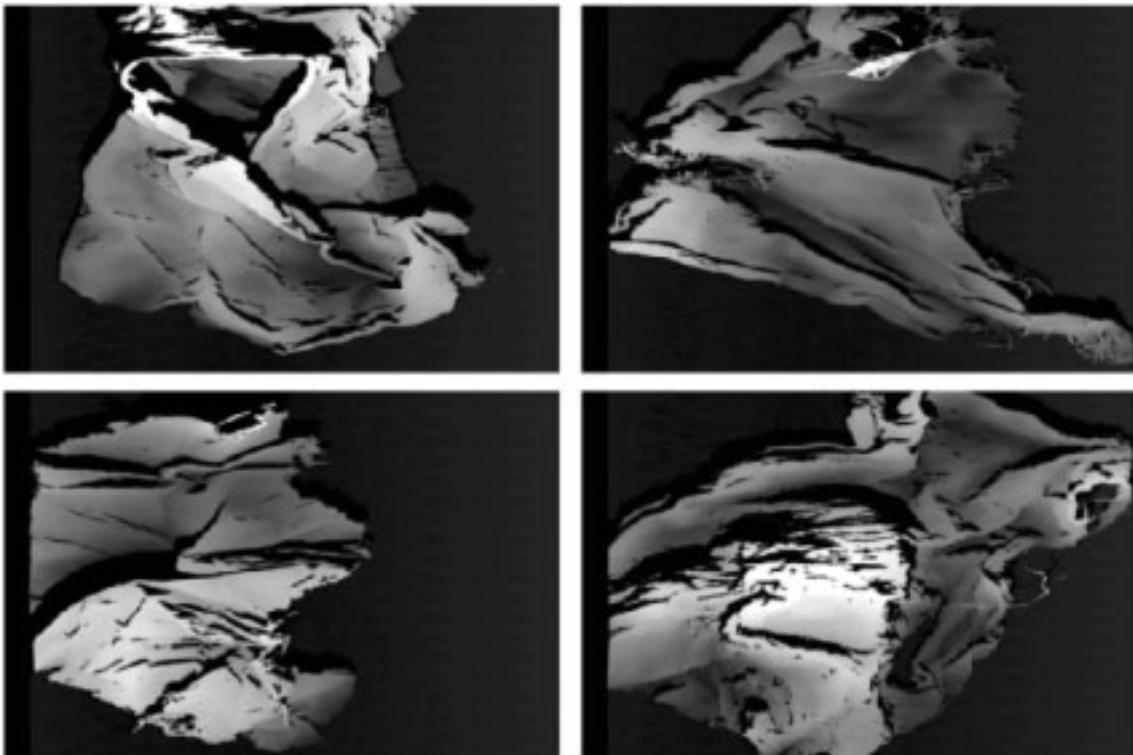


Abbildung 4 Topologische Aufnahmen von Textilproben

Vier mit der 3D-Kamera aufgenommene Sensorbilder unterschiedlicher Textilproben sind in Abbildung 4 dargestellt. Textilartige Faltungen der Einzelstücke sind eindeutig zu

erkennen. In Kombination mit der NIR-Information, dass es sich bei den Einzelstücken um „Holz“ oder „PPK“ handelt, kann auf die Stoffgruppe „Baumwolltextil“ geschlossen werden. Wird im NIR Gerät „Kunststoff“ erkannt, so liegt in dieser Merkmalskombination die Stoffgruppe „Kunstfasertextil“ vor. Zur Abgrenzung sind in Abbildung 5 typische Höhenbilder der Fraktion „Holz“ dargestellt. Die gleichmäßige Höhenverteilung sowie die typische Spanstruktur im oberen linken Bild in Zusammenhang mit der NIR Information machen eine eindeutige Abgrenzung zu der Stoffgruppe „Textil“ möglich.

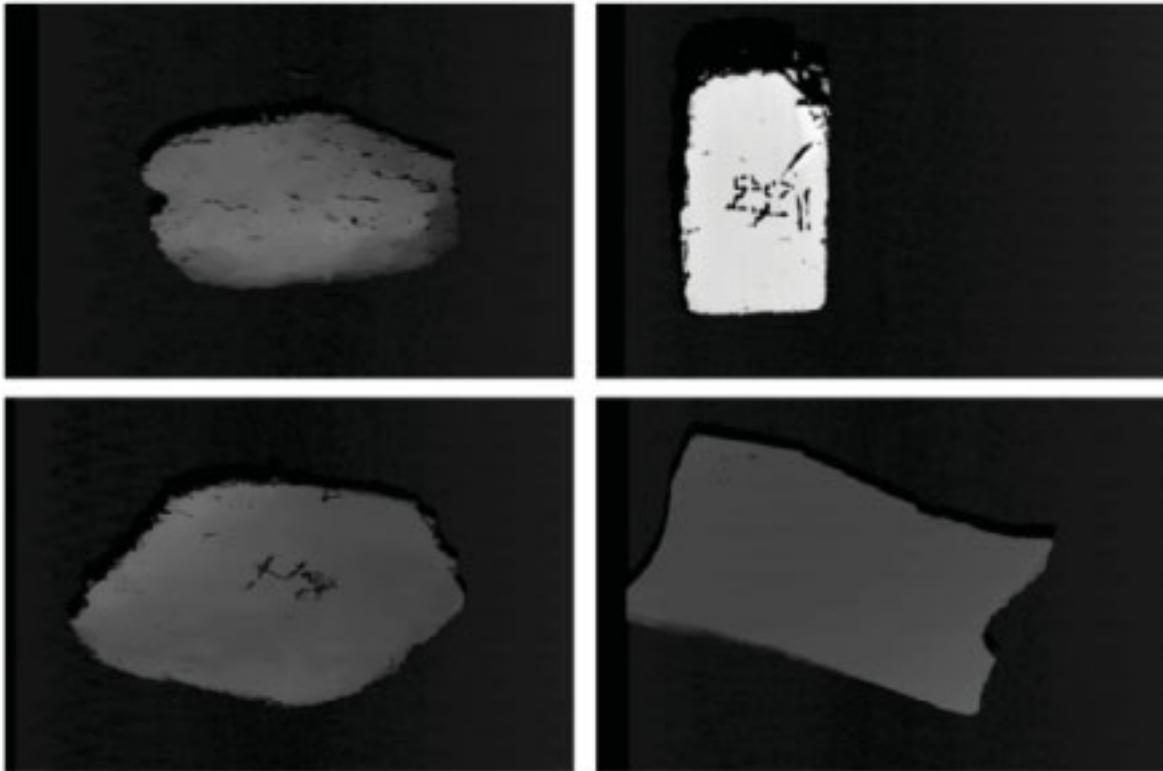


Abbildung 5 Topologische Aufnahmen von Holzproben

Das dargestellte Beispiel soll verdeutlichen, dass lediglich durch eine Erweiterung der Erkennungseinheit eines installierten sensorgestützten Sortiersystems neue Stoffgruppen bei der Gewerbeabfallaufbereitung erschlossen werden können, ohne aufwändige Änderungen im Maschinenbau oder Geräteaufstellung durchführen zu müssen. Der Ansatz liegt dabei in der multisensorischen Erfassung von Merkmalsvektoren zur Verbesserung und Erweiterung der Erkennung.

2.2 Entwicklung der Austragsmechanik

Neben der Sensoreinheit liegen auch im Bereich der Austragseinheit zur mechanischen Trennung des Stoffstroms weitreichende Entwicklungsmöglichkeiten.

Derzeit werden in vielen Systemen zeilenförmige Druckluftdüsenbänke mit schnell schaltenden Magnetventilen eingesetzt, die mit einem Druck von 6-8 bar erkannte Objekte aus dem Stoffstrom heraus schießen. Diese Technik funktioniert vor allem bei

schweren Objekten wie Hartkunststoffen, Holz oder der mineralischen Fraktion zufriedenstellend. Die Düsen können umso besser eingestellt werden, je homogener die Einzelstückparameter Form und Gewicht sind. Folien werden jedoch bei zu hohem Druck und auftretenden Luftverwirbelungen nicht immer präzise ausgetragen. Eine gezielte Anpassung der Druckluft an jedes Einzelkorn im Stoffstrom würde die Sortierleistung bei inhomogenen Gemischen deutlich verbessern.

Durch die Aufbereitung von Abfällen zu sekundären Rohstoffen sollen der Einsatz primärer Rohstoffe und damit der Einsatz von Energie reduziert werden. Auch bei der zur Aufbereitung eingesetzten Technik sollte deshalb der schonende Umgang mit Energieträgern in Form von Strom und Druckluft im Vordergrund stehen. Durch die Entwicklung effizienter Druckluftdüsen mit präzisiertem Luftkegel könnte der notwendige Luftdruck deutlich gesenkt und gleichzeitig die Sortierleistung gesteigert werden.

Ein anderer Ansatz zur Senkung des Energiebedarfs von automatischen Sortierern ist die Entwicklung von schnell beweglichen Auslenklappen, wie sie bereits von einem Hersteller eingesetzt werden. Durch Elektromotoren bewegte Kunststoffplatten schalten bis zu 6-mal pro Sekunde, und tragen so die Einzelstücke aus dem Stoffstrom aus. Anwendung findet dieses Verfahren derzeit bei Sortierern für Metall-Abfälle.

2.3 Online Analyse von Abfallgemischen

Abfälle sind meist heterogene Stoffgemische mit stark schwankender Zusammensetzung. In Aufbereitungsanlagen werden Abfallgemische aufgeschlossen, sortiert und so behandelt, dass sie einer Wiederverwendung zugeführt oder schadlos entsorgt werden können. Die Art der Aufbereitung richtet sich dabei einerseits nach der Beschaffenheit der angelieferten Abfälle und andererseits nach den Anforderungen des Abnehmers für sekundäre Rohstoffe. Angelieferte Abfälle werden untersucht, um optimale Parameter zum Betrieb der Anlagentechnik ermitteln und einstellen zu können. Der Abnehmer der Endprodukte gibt Qualitätsanforderungen hinsichtlich Reinheit, Zusammensetzung und Form der Aufbereitungsprodukte vor. Vertraglich zugesicherte Qualitäten müssen dabei durch eine Abfallanalytik überwacht werden. Aufbereitungsprodukte mit bekannten Eigenschaften können nur auf diese Art primäre Rohstoffe ersetzen und einer gezielten Wiederverwertung zugeführt werden.

In der Praxis werden Abfallgemische einer manuellen Sichtprüfung unterzogen oder stichprobenartig im Labor analysiert. Die im Labor durchgeführten Analyseverfahren benötigen Zeit, entsprechend werden die Analyseergebnisse erst verzögert zur Parametrierung der Anlagentechnik genutzt. Zudem werden nur Stichproben eines heterogenen Gemisches untersucht. Weniger häufig vorkommende Bestandteile können so übersehen werden. Dies erschwert eine statistisch korrekte Hochrechnung der Stichprobenergebnisse auf die zu Grund liegende Abfallmenge.

Anzustreben ist also eine lückenlose Analyse aller angelieferten Abfälle hinsichtlich definierter Parameter. Je nach Zielanforderung können dies beispielsweise Heizwert, Wassergehalt, Störstoffanteil, Volumen oder Masse von einzelnen Bestandteilen sein. Durch eine berührungslose Messung mit Sensoren kann eine Online Prüfung am bewegten Stoffstrom durchgeführt werden. Die Auswahl der Sensorsysteme entscheidet dabei über die Art der erfassbaren Stoffparameter sowie die Präzision der Analytik. Ähnliche Sensoren werden mit der Zielsetzung der Stoffgruppenunterscheidung in sensorgestützte Sortiersystemen bereits eingesetzt.

Bei der Sortierung werden Stoffmerkmale wie Farbe, Kunststoffart oder Stoffdichte genutzt, um Abfallstücke gleicher Art anzureichern. Für eine Onlineanalytik sind andere Parameter maßgeblich, als sie bisher bei der Sortierung verwendet werden. So sollen beispielsweise Heizwert, Wasser- oder Chlorgehalt einer Probe gemessen werden. Hierzu ist eine Erfassung und Verknüpfung mehrerer Merkmale in Merkmalsvektoren notwendig. So kann beispielsweise der Heizwert nur indirekt erfasst werden. Dabei wird zunächst eine Stoffdatenbank angelegt. Für jede Stoffgruppe wird der Heizwert exemplarisch im Labor bestimmt und als Referenzwert hinterlegt. Per Online Messung wird an der zu messenden Abfallprobe eine Erkennung der Stoffgruppen durchgeführt. Mit einem zweiten Sensor werden Volumeninformationen ermittelt, um die räumliche Verteilung der Stoffgruppen besser abschätzen zu können. Erst durch die Verknüpfung dieser beiden Sensortechniken wird die Berechnung eines mittleren Heizwertes für das Abfallgemisch ermöglicht.

3 Zusammenfassung

Sensorgestützte Sortiersysteme werden zur Anreicherung von Wertstoffen und Störstoffen bei der Aufbereitung fester Abfallstoffe eingesetzt. Die eingesetzten Systeme bestehen aus einer Zuführeinheit zur Materialkonditionierung, einer Sensoreinheit zur Ermittlung von Sortiermerkmalen und einer Austragseinheit zur mechanischen Trennung des Stoffstroms. Die in der Sensoreinheit verwendeten Algorithmen sind drauf ausgelegt, anhand der Sensordaten Sortierentscheidungen zu treffen.

Durch die Kombination von bestehenden Sensorsystemen mit zusätzlichen Erkennungsverfahren kann die Anzahl der identifizierbaren Stoffgruppen deutlich erweitert werden. So lassen sich beispielsweise mit einem NIR-Sensor in Kombination mit einer 3D-Kamera und Texturanalyse Textilien aus einem verschmutzten Abfallgemisch eindeutig identifizieren. Durch die Weiterentwicklung der Austragstechnik hinsichtlich Präzision und Energieeffizienz kann zum einen die Sortierleistung bei heterogenen Gemischen deutlich gesteigert werden. Zum anderen kann durch die Senkung des Systemdrucks oder den Einsatz von mechanischen Klappensystemen der Einsatz von Energieträgern deutlich gesenkt werden.

Im Bereich der Abfallanalytik werden zurzeit hauptsächlich Offline-Analyseverfahren eingesetzt. Dabei wird eine Stichprobe aus dem Abfall genommen und im Labor auf Stoffparameter wie Heizwert oder Wassergehalt analysiert. Die Ergebnisse der Stichprobe werden mit statistischen Methoden auf die beprobte Abfallmenge hochgerechnet. Aufgrund der meist inhomogenen Abfallzusammensetzung können dabei bei kleinen Probenmengen große Abweichungen der Parameter von Stichprobe und gesamter Abfallmenge entstehen. Eine Analyse des gesamten Abfalls mittels Laboranalytik ist aus zeitlichen Gründen nicht durchführbar.

Durch den Einsatz und die Kombination bestehender Sensoreinheiten aus Sortiersystemen kann eine nahezu lückenlose Online Analyse von Abfallströmen durchgeführt werden. Die hierzu notwendigen Entwicklungen der Sensortechnik und Algorithmik können zudem zur Erweiterung bestehender Sortiersysteme verwendet werden.

4 Literatur

Bitte erstellen Sie Ihre Literaturliste nach folgendem Muster:

Paul Fears, Eriez Magnetics Europe Ltd	2008	Tagung „Sensorgestützte Sortierung“ in Aachen. Vortrag „Maximising Mechanical Metal Recovery“, Informationen bei GDMB, Gesellschaft für Bergbau, Metallurgie, Rohstoff- und Umwelttechnik e.V.
Andreas Weingart, WMS Technology-Group	2008	„Metallsortierung - Leistungssteigerung durch Prozessoptimierung“, Beitrag zur Tagung „Sensorgestützte Sortierung“ in Aachen. Informationen bei GDMB, Gesellschaft für Bergbau, Metallurgie, Rohstoff- und Umwelttechnik e.V.
Prof. Dr. Thomas Pretz, Dipl.-Ing. Dirk Killmann	11/2007	„Innovative Sortiertechnologien zur Gewerbeabfallsortierung“, Müll und Abfall 11-2007, ISSN: 0027-2957

Anschrift des Verfassers

Dipl.-Ing. Dirk Killmann
 I.A.R. RWTH Aachen; Lehrstuhl für Aufbereitung fester Abfallstoffe
 Wüllnerstr. 2
 52062 Aachen
 Telefon +49 241 80 95704
 Email: killmann@ifa.rwth-aachen.de
 Website: www.iar.rwth-aachen.de

Optische Sortiertechnik – Innovative Einsatzfelder in der Abfallwirtschaft Grenzen und Forschungsbedarf

Verena Faist, Arne Ragossnig

Fachhochschulstudiengänge Burgenland GmbH / Pinkafeld, Österreich

Optical Sorting – Innovative Applicationfields for Waste Management Limits and demand in research

Abstract

In spite of separate collection of waste, most waste streams are still heterogeneous and do not match the required qualities for further recycling. To achieve the requested recycling rates for packaging waste, optical sorting has been used successfully since the middle of the 90ies. Today, optical sorting for glass in the VIS-spectra and plastics in the NIR-spectra is state-of-the-art. Special impurities, like black plastics are still a challenge for optical sorting, which cannot be solved adequately with conventional sorting systems.

According to an increasing relevance of climate protection and a stricter legal framework concerning waste, especially the thermal and energetic waste treatment of heterogeneous waste streams is gaining in importance. For example, Austria prohibits dumping of waste, if special criteria (caloric value criteria) are not achieved.

For energy recovery different quality standards have to be met, depending on the recovery process (mono- or co-incineration). To gain a dumpable fraction it is necessary to go below the caloric value criteria and sort out the high caloric fraction. This article evaluates the innovative application fields of the optical sorting technology. In addition technological limits and research demand will be shown.

Zusammenfassung

Trotz separater Erfassung verschiedenster Abfallströme sind die einzelnen Abfallfraktionen oft sehr heterogen und bedürfen einer Nachsortierung. Anhand der Tatsache, dass durch manuelle Sortierung von Abfallströmen nicht die geforderten Durchsatzleistungen und teilweise auch nicht die Qualitätsanforderungen an die Sortenreinheit erzielt werden können, wird seit Beginn der 90er Jahre verstärkt auf optische Sortiertechnik gesetzt. Bis heute haben Systeme zur Kunststofftrennung im NIR – Spektrum oder Glassortierung im VIS – Spektrum die Marktreife erreicht und zählen zum Stand der Technik.

Aufgrund der zunehmenden Bedeutung des Klimaschutzes und der damit verbundenen rechtlichen Rahmenbedingungen, entwickelt sich die Bedeutung der thermischen Behandlung und energetischen Nutzung von Abfällen bzw. Abfallbrennstoffen in den letzten Jahren sehr rasant. Die Deponierung von Abfällen ist nur mehr unter Erfüllung definierter Voraussetzungen (in Österreich: u.a. Heizwertkriterium) möglich.

Im Bereich der energetischen Nutzung heizwertreicher Abfallbrennstoffe ist, abhängig vom Bestimmungsverwertungsprozess, die Einhaltung von entsprechenden Schadstoff-Grenzwerten wesentlich, im Bereich der Einhaltung des Heizwertkriteriums für die Deponierung ist die Unterschreitung eines Mindestheizwertes und damit die maximale Ausschleusung von energetisch nutzbaren Kunststoffen entscheidend. Beide Fragestel-

lungen stellen neue Einsatzbereiche der optischen Sortiertechnik dar.

Gewisse Verunreinigungen stellen die optische Sortiertechnik in der Abfallwirtschaft vor weitere Herausforderungen, die mit konventionellen Systemen nur unzureichend gelöst werden können.

Der vorliegende Beitrag soll eine grundlegende Evaluierung des innovativen Einsatzes der optischen Sortiertechnik darstellen und entsprechend die Grenzen dieses Verfahrens bzw. den sich eröffnenden Forschungsbedarf darstellen.

Keywords

Optische Sortierung, NIR, Ersatzbrennstoff, Positivsortierung, Negativsortierung
Optical sorting, RDF, positive sorting, negative sorting

1 Einführung

Die Abfallwirtschaft in Europa hat in den letzten Jahrzehnten eine Wende weg von einer ausschließlichen Abfallbeseitigungswirtschaft hin zu einer „vernetzten Kreislaufwirtschaft“ bzw. zum Ressourcenmanagement erfahren. Eine der Kernentwicklungen ist hierbei die Reduzierung der Notwendigkeit der Abfalldeponierung durch Abfallvermeidung und -verwertung; Dies wurde im Zuge der Deponierichtlinie gesetzlich manifestiert (EC, 1999) Die Implementierung der Deponierichtlinie in nationales Recht, führte zu ausschlaggebenden Änderungen der Abfallwirtschaft auf nationaler Ebene. Die Abnahme der zu deponierenden Abfallmengen konnte nur durch eine drastische Ausweitung der getrennten Erfassung von verwertbaren Altstoffen sowie einem Technologiesprung der Abfallbehandlung verbunden mit der Ausschleusung von Wertstoffen erreicht werden. Im Bereich der Sortiertechnik kommt der Verwendung und Weiterentwicklung optischer Verfahren eine besondere Bedeutung zu.

Zur Erreichung von geforderten Verwertungsquoten bei getrennt erfassten Verpackungsabfällen wird die optische Sortiertechnik seit Mitte der 90er Jahre erfolgreich eingesetzt und zählt heute zum Stand der Technik. Durch die gesteigerte Wertschätzung der Ressource „Abfall“ entweder als Sekundärrohstoff oder als Sekundärenergieträger gewinnt auch die Aufbereitung von Abfallgemischen heute zunehmend an Bedeutung. Gerade in Bezug auf Mischabfälle würde ein erhebliches Potential zur Verfügung stehen, das heute zum größten Teil aus Gründen der Wirtschaftlichkeit ungenutzt bleibt. Grundsätzlich kann die Aussage getroffen werden, dass sich die Verwertung von Abfällen in den letzten Jahren sehr positiv entwickelt hat, jedoch noch weitere Ressourcen zur Verfügung stehen, welche bestmöglich ausgeschöpft werden sollten. Allein in Europa kann bei Siedlungsabfällen von einem gemischten Abfallaufkommen von über 250 Mio. Tonnen jährlich mit Aufwärtstrend ausgegangen werden (EUROSTAT, 2007).

Die Herausforderung besteht in der Identifikation und Weiterentwicklung von Abfallaufbereitungstechnologien im Sinne ökonomisch attraktiver und ökologisch vorteilhafter Verwertungsoptionen für einen möglichst großen Anteil der anfallenden Abfälle. Der

Fokus wird hier mehr auf der Entwicklung und Verbesserung geeigneter Anlagenkonzepte und weniger auf der Optimierung von Einzelaggregaten liegen.

2 Prozess / Prinzip der optischen Sortiertechnik

Jeder Sortierprozess hat das Ziel ein Stoffgemisch in mindestens zwei verschiedene Ströme, deren Komponenten sich hinsichtlich der verwendeten Trennkriterien unterscheiden, zu teilen (SCHUBERT, 1989). Im Sinne des tatsächlichen Realisierungspotentials ist wesentlich, dass mindestens ein Produkt mit einem höheren Wertschöpfungspotential als das Gemisch dabei erzeugt wird. Die erzielte Wertschöpfung dieses Vorganges beschreibt damit den erlaubten technischen und wirtschaftlichen Aufwand für die Sortierung. Daraus lässt sich auch der stets geforderte Kompromiss zwischen Ausbringung und Qualität des Sortierproduktes ableiten, der stets im Mittelpunkt einer jeden automatischen sensor-basierten Sortierung zu sehen ist (FELBER, 2007).

Bevor es zur eigentlichen optischen Sortierung kommt, ist eine Voraufbereitung des Abfalls notwendig. Die Erzeugung einer konstanten Korngröße und Gewährleistung einer entsprechenden Vereinzelnung garantiert, dass dem optischen Sortierschritt eine einheitliche Oberfläche ohne Überlagerungen zur Erkennung zur Verfügung steht. Nur durch eine entsprechende Voraufbereitung kann gewährleistet werden, dass einzelne Objekte optimal ausgeblasen werden und nicht Körnerkollektive die Erkennung verfälschen und damit die Sortierqualität negativ beeinflusst wird.

Der eigentliche sensorgestützte Sortierablauf wird anhand von drei Schritten aufgebaut (siehe Abbildung 1).

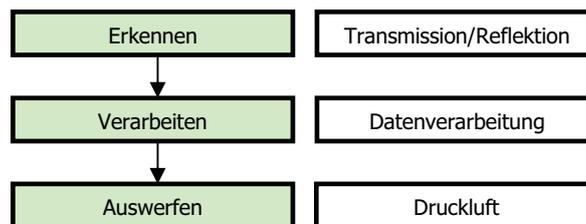


Abbildung 1 Einzelschritte der optischen Sortierung

Erkennen: Um das Material identifizieren zu können, wird eine Strahlungsquelle eingesetzt und ein Sensor der entweder die Intensität der Transmission (Durchlichtverfahren) oder Reflektion (Auflichtverfahren) detektiert.

Verarbeiten: Der Sensor liefert die detektierten Informationen an den Rechner. Innerhalb weniger Millisekunden werden die Objekte klassifiziert und das entsprechende Signal wird an die Düsenleiste gesendet, um die Druckluftventile korrekt anzusprechen.

Auswerfen: Mittels Druckluft werden die auszuwerfenden Objekte, welche sich im freien Fall befinden aus ihrer Standardflugbahn in den Auswurf ausgelenkt. Der Druckluft-

impuls wird so festgelegt, dass er Position, Größe, Materialzusammensetzung berücksichtigt. Zusätzlich kann auch ein größeres Ausblasfenster gewählt werden, um die Treffsicherheit zu erhöhen.

3 Einsatzfelder der optischen Sortierung

3.1 Optische Sortierung für homogene Abfälle

Trotz separater Erfassung verschiedenster Abfallströme sind die einzelnen Abfallfraktionen oft sehr heterogen und bedürfen einer Nachsortierung. Anhand der Tatsache, dass durch manuelle Sortierung von Abfallströmen nicht die geforderten Qualitätsanforderungen und Durchsatzleistungen erzielt werden können, wird seit Beginn der 90er Jahre verstärkt auf optische Sortiertechnik gesetzt. Bis heute haben Systeme zur Aufbereitung getrennt erfasster Abfallströme die Marktreife erreicht und zählen zum Stand der Technik. Abbildung 2 zeigt für die Bereiche Glas, PPK (Papier, Pappe, Karton) und Kunststoff die häufigsten Aufgabenstellungen und technischen Lösungen.

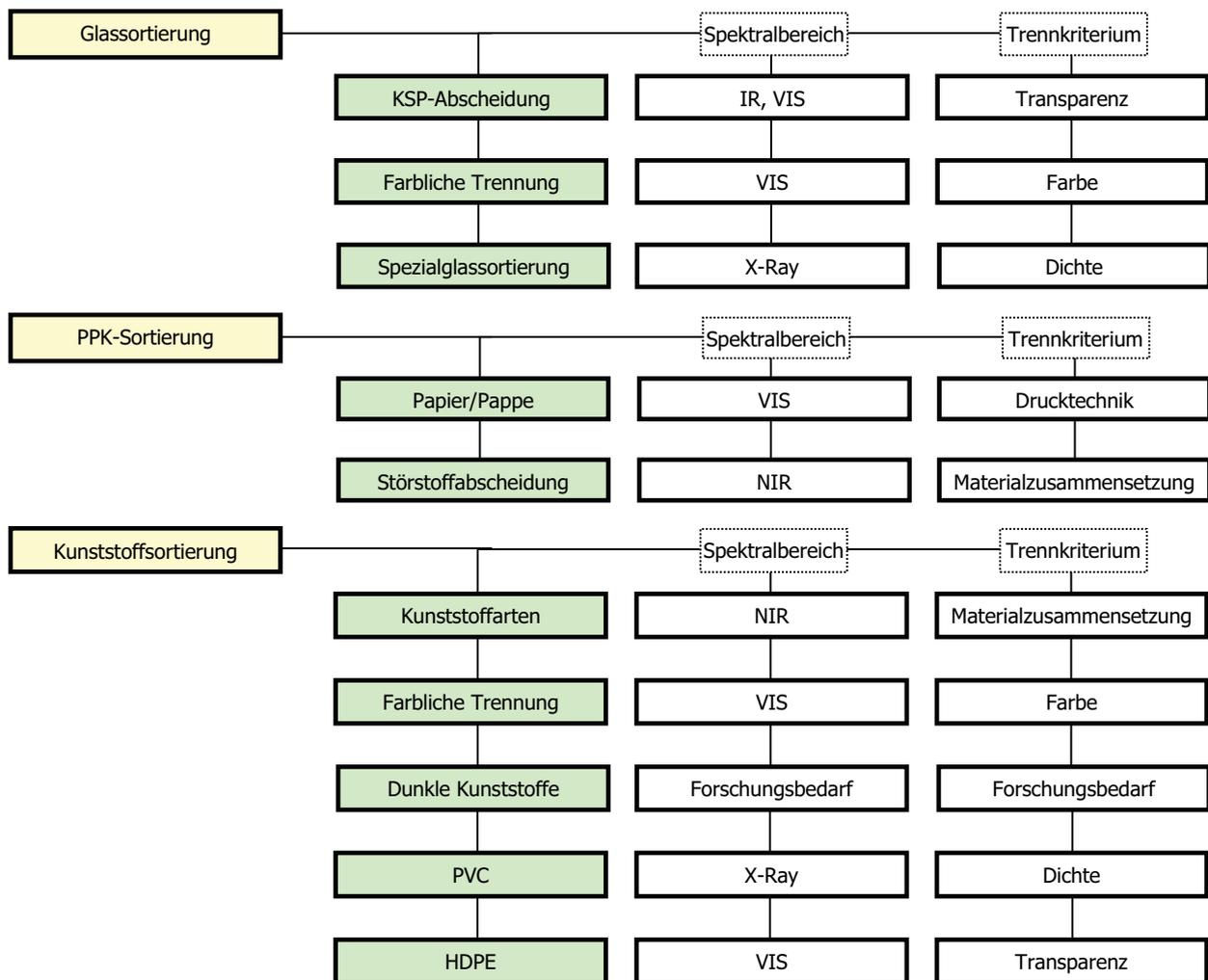


Abbildung 2 Einsatzfelder der sensorgestützten Sortierung für homogene Abfälle

Das größte Problem für die sensorgestützte Sortierung von sortenrein erfassten Abfällen stellt die Erkennung von dunklen Kunststoffen dar. Um einzelne Kunststofftypen (PE, PA, PP, PET, etc.) aus dem Kunststoffmix sortenrein zu gewinnen, wird im Spektrum des nahen Infrarot gearbeitet. In diesem Spektralbereich (700 – 1000 [nm]) ist durch die hohe Absorptionsrate dunkler Objekte kein verwertbares Spektrum für dunkle Kunststoffe zu detektieren. Für dieses Problem steht heute noch keine praktisch einsetzbare Technologie zur Verfügung.

3.2 Optische Sortierung für heterogene Abfälle

Gemischte Abfälle werden durch ihre oft sehr heterogene Zusammensetzung charakterisiert, dabei bestimmen Stoffgruppen wie Kunststoffe, PPK, Holz, Metalle, organisches und mineralisches Feingut, Textilien oder Konglomerate aus den Einzelkomponenten die Zusammensetzung (PRETZ, 2006). Auch die bereits genannte Abfallart „Kunststoffabfälle“ müsste aufgrund der unterschiedlichen Zusammensetzung der einzelnen Kunststoffarten im engeren Sinne zu den heterogenen Abfällen gezählt werden.

In den letzten Jahren stand in Mitteleuropa die thermische Abfallbehandlung von heterogenen Abfällen im Vordergrund. Heute wird vielfach versucht die Abfallgemische dahingehend aufzubereiten, dass Sekundärrohstoffe für eine werkstoffliche Verwertung oder Ersatzbrennstoffe für die energetische Verwertung erzeugt werden können.

Die Entwicklung der Energie- und Rohstoffpreise in den letzten Jahren und auch zukünftig zeigt/e einen steigenden Trend und wird begleitet von einer Steigerung der Wirtschaftlichkeit von Ersatzbrennstoffen gegenüber immer teurer werdender Primärenergie. Diese Entwicklung führte dazu, dass nicht nur die im letzten Jahrzehnt wichtig gewordene werkstoffliche Verwertung im Vordergrund der Recyclingindustrie steht, sondern eine Forcierung der energetischen Verwertung von Abfällen als Ersatzbrennstoff z.B. in Produktionsprozessen stattfindet (RAGOSSNIG ET AL., 2006). Um Abfälle nicht thermisch behandeln zu müssen, sondern als Ersatzbrennstoff energetisch zu verwerten, ist es notwendig das heterogene Abfallgemisch so aufzubereiten, dass geforderte Qualitäten gewährleistet werden können. Die Bereitstellung einer gleichbleibenden Qualität und gleichzeitig konstanter Quantität zählt zu der obersten Prämisse für den Einsatz von Ersatzbrennstoffen (RAGOSSNIG ET AL., 2005).

Abbildung 3 zeigt die wesentlichen kalorischen, mechanischen und chemischen Parameter, welche sowohl in der Aufbereitung für die anschließende Co- als auch Monoverbrennung eine wichtige Rolle spielen.

Die Beschränkung der Chlorfracht ist in der Praxis die am häufigsten geforderte Qualitätsanforderung für die Nutzung von Ersatzbrennstoffen sei es in Co- oder Monoverbrennungsanlagen.

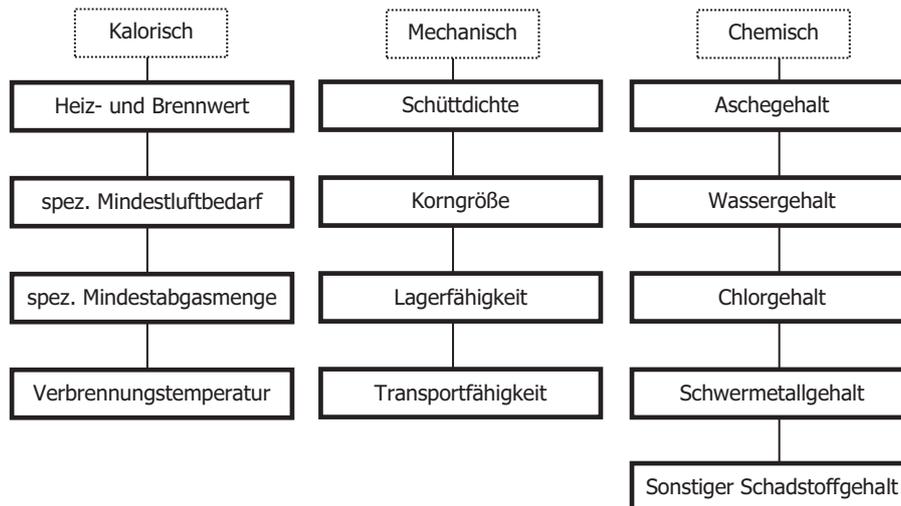


Abbildung 3 kalorisch, mechanisch und chemisch relevante Parameter für die EBS-Qualität (BECKMANN, 2005)

Für die optische Sortierung von Mischabfällen wird hauptsächlich die sensorgestützte Sortierung im NIR-Bereich genutzt. Größter Unterschied zu homogenen Abfällen ist definitiv die sehr heterogene und stark variierende Abfallzusammensetzung, die das gesamte Anlagenkonzept in den Vordergrund stellt, um eine optische Sortierung überhaupt zu ermöglichen. Voraufbereitungsschritte wie Materialaufschluss und Vereinzelung haben gerade hier großen Einfluss, da sie sich auf den Gesamtwirkungsgrad der Anlage auswirken und einer Überlastung der Anlage entgegenwirken können (PRETZ, 2005). Damit ist die Aufbereitung von heterogenen Abfällen anspruchsvoller, aber mit der gleichen Technologie wie sie von der Aufbereitung von getrennt erfassten Abfallströmen bekannt ist, zu bewerkstelligen.

Für die sensorgestützte Aufbereitung und Mischabfällen stehen zwei Alternativen zur Auswahl:

- Reinigung des Stoffstroms (Schadstoffentfrachtung)
- Gewinnung einer heizwertreichen Fraktion (Wertstoffanreicherung)

Wie Abbildung 4 zeigt wird dies durch Negativ- bzw. Positivsortierung durchgeführt. Ist das Ziel die Gewinnung einer heizwertreichen Fraktion so werden ausgewählte heizwertreiche Abfälle aus dem Abfallstrom mittels Positivsortierung ausgeschleust. Dem Vorteil des hohen Reinheitsgrades steht der Nachteil der geringen Ausbeute dieses Verfahrens gegenüber.

Soll der Abfallstrom von Verunreinigungen gereinigt werden, wird die Negativsortierung eingesetzt, um meist PVC, auszusortieren. Tritt der Fall ein, dass es sich beim Chlorträger um dunkle Objekte handelt, so verbleiben diese aufgrund der Nichterkennung im Abfallstrom. Damit können mit diesem Verfahren nicht mit der Positivsortierung vergleichbare Brennstoffqualitäten erzielt werden. Dem gegenüber steht jedoch der positive Aspekt einer hohen Ausbeute bzw. einer geringen Restfraktion.

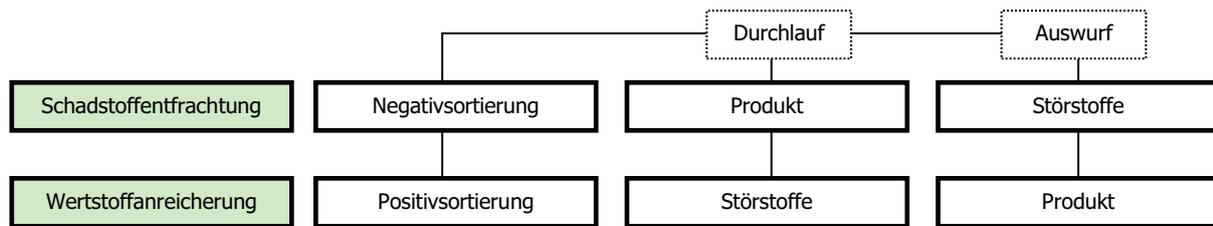


Abbildung 4 Negativsortierung und Positivsortierung

Eine Kombination dieser beiden Verfahren lässt sich mit Hilfe einer sogenannten 3-Wege Maschine umsetzen. Eine 3-Wege Maschine wird so konstruiert, dass sie über zwei Auswürfe verfügt, somit wird es möglich in einem Sortierschritt drei unterschiedliche Fraktionen zu erzeugen.

Grundsätzlich sind die Ausbeuten der Aufbereitung heterogener Abfälle im Gegensatz zu homogenen Abfällen gering. Können bei der Aufbereitung von produktionsspezifischen Abfällen Ausbeuten von 95 % erreicht werden, beträgt die Ausbeute für Hausmüll lediglich 35 – 45 % (ECKARDT, 2003). Um den Anforderungen der Deponieverordnung zu entsprechen, bedarf die Restfraktion daher meist einer zusätzlichen thermischen oder biologischen Behandlung. Dies stellt bei der Aufbereitung von Siedlungsabfällen einen enormen Kostenfaktor dar, der die Wirtschaftlichkeit der Abfallaufbereitung wesentlich beeinflussen kann.

Speziell für Österreich ist die Behandlung der Restfraktion von besonderem Interesse. Laut Deponieverordnung besteht für Abfälle aus der mechanischen bzw. mechanisch-biologischen Behandlung mit einem Heizwert > 6.600 kJ/kg und einem TOC-Gehalt > 8 M-% bzw. > 5 M-% Deponierungsverbot (DeVO, 2008). Da eine thermische Behandlung der Restfraktion im Vergleich zur Deponierung mit hohen Kosten verbunden ist, stellt die sensorgestützte Sortierung in diesem Bereich möglicherweise eine wirtschaftliche Alternative dar. Dabei liegt der Fokus nicht wie bereits erwähnt auf der Wertstoffanreicherung, sondern auf der Schaffung einer deponierungsfähigen niederkalorischen Restfraktion und damit zur Vermeidung einer kostenintensiven thermischen Behandlung. Inwiefern in diesem Bereich noch Potentiale vorhanden sind, gilt es zu ermitteln. Erste praktische Versuche die optische Sortiertechnik für diese Fragestellung heranzuziehen (Integration eines Sortieraggregat mit NIR-Technologie in das bestehende Anlagenkonzept) zeigten, dass durch die starke Verschmutzung des Abfalls durch Staubanhaftungen und Feuchtigkeit, speziell für Holz und Kunststoff Probleme in der Erkennung auftraten. Besonders war, dass es sich beim Abfallstrom, um Material handelte, welches zuvor die Vorrote durchlaufen hatte (Haider, 2008).

4 Grenzen und Forschungsbedarf

Die optische Sortiertechnik hat sich erst in den letzten 10 Jahren am Recyclingmarkt etabliert und leistete damit einen wesentlichen Beitrag zur Innovation und Weiterentwicklung der Aufbereitungstechnik.

Aufgabenstellungen, in denen es um die Sortierung von homogenen Abfallströmen geht, können heute mit guten Sortiererergebnissen und Durchsatzleistungen durchgeführt werden und zählen damit zum Stand der Technik. Doch auch hier gibt es weiteren Forschungsbedarf aufzuzeigen. Der Einsatz der optischen Sortierung für Spezialanwendungen, die Probleme der Erkennung von dunklen Kunststoffen oder die sichere Ausscheidung von chlorhaltigen Kunststoffen stehen hier im Mittelpunkt.

Da es sich gerade im Bereich der Ersatzbrennstoffe um einen relativ jungen Markt handelt, gibt es noch weitere Probleme zu lösen. Dies sind einerseits Problemstellungen, welche durch technologische Grenzen des Verfahrens auftreten, aber auch durch politisch/rechtliche (politische Zielsetzungen, rechtliche Vorgaben) und wirtschaftliche (Marktwert der hergestellten Fraktionen im Vergleich zu den Opportunitätskosten) Rahmenbedingungen ausgelöst werden.

In Bezug auf die Erkennung von dunklen Kunststoffen ist die sensorgestützte Sortierung an ihre Grenzen gestoßen und es bedarf einer Weiterentwicklung oder Innovation, um diese Aufgabenstellung zu lösen.

Eine Möglichkeit stellt hier die Erkennung der Reflektion dunkler Kunststoffe im mittlerem Infrarotspektrum (MIR) dar. Versuche im Bereich des MIR zeigten, dass es in diesem Spektralbereich möglich ist, die direkte Reflektion zu detektieren. Transmissionspektren konnten aber auch hier nicht identifiziert werden (WAGENER, 2007).

Eine weitere Lösungsmöglichkeit für diese aber auch neue Aufgabenstellungen kann der Einsatz von „Multisensorik“ sein. Durch die Kombination mehrerer Sensoren und mathematischen Verknüpfung der Ergebnisse wird es möglich, mit neuen Trennkriterien zu arbeiten oder konventionelle Sensoren abzulösen. Im Bereich der „Multisensorik“ herrscht jedoch noch Forschungsbedarf und es ist zu berücksichtigen, dass die Weiterentwicklung von Sensorkombinationen immer mit einer Weiterentwicklung des Verarbeitungssystems einhergeht, um aufgrund erhöhter Datenfluten keine Verlangsamung des Prozesses herbeizuführen (PRETZ, 2007).

Gerade im Bereich der Aufbereitung heterogener Abfälle wird es hinsichtlich Flexibilität der Anlagenkonzepte Weiterentwicklungen benötigen. Aufgrund fehlender rechtlichverbindlicher Qualitätsanforderungen für Ersatzbrennstoffe, werden die Anlagen dahingehend konzipiert, dass sie sich an den unterschiedlichsten Abnehmeranforderungen je nach Bestimmungsverwertungsprozess orientieren. Schon bei der Konzeptplanung soll-

te berücksichtigt werden, dass es langfristig betrachtet zu Veränderungen einerseits in der Abfallzusammensetzung und andererseits bezüglich der geforderten Qualitäten kommen kann. Durch eine flexiblere Gestaltung des Anlagenkonzeptes wäre es möglich, den Aufbereitungsprozess unabhängig vom Abnehmer zu gestalten, um somit rechtzeitig auf Qualitätsschwankungen des Inputs reagieren zu können, aber trotzdem ein Produkt zu erzeugen, welches definierte Anforderungen erfüllt. Die wirtschaftliche Abhängigkeit des Abfallbehandlers gegenüber den Verwertern reduziert sich dadurch ebenfalls erheblich.

Somit wird auch die Forderung nach geregelten Qualitätsanforderungen für Ersatzbrennstoffe offensichtlich. Dies würde zu einer erheblichen Erleichterung für die Betreiber von Aufbereitungsanlagen führen, da sie ein standardisiertes Produkt am Markt handeln könnten und nicht wie zurzeit von einem oder einigen wenigen Abnehmern abhängig wären. Aus diesem Grund wurden sowohl auf nationaler als auch auf europäischer Ebene Arbeitsgruppen gebildet, um eine einheitliche Qualitätssicherung zu erreichen. So setzen sich die Gütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe und Recyclingholz und das Europäische Komitee für Normung (CEN/TC 343: Solid recovered fuels) stark für eine europaweite Standardisierung von Sekundärbrennstoffen ein. Das Ziel soll eine erhöhte Akzeptanz von Sekundärbrennstoffen sein, um damit die Nachfrage zu steigern (BGS, 2008). Eine rechtliche Verpflichtung zur Erfüllung der standardisierten Qualitätsanforderungen wird damit jedoch nicht umgesetzt.

Von größerer Bedeutung wird auch eine online Qualitätssicherung sein, welche sich durch den gesamten Prozess zieht und es ermöglicht, auf unterschiedliche Abfallzusammensetzungen flexibel zu reagieren, um so den Prozess zu steuern. Die Wertsteigerung des dabei erzeugten Produktes bzw. die Kostenreduktion bei der Weiterbehandlung/Entsorgung der erzeugten Fraktionen wird hier den erlaubten wirtschaftlichen Aufwand für die Adaptierung / Optimierung des Anlagenkonzeptes vorgeben.

5 Literatur

- | | | |
|---------------------------------------|------|---|
| Beckmann, M., Thomé-Kozmiensky, K. J. | 2005 | Das Ersatzbrennstoffproblem – Aufkommen, Charakterisierung und Einsatz, Tagung Berlin, November 2005, In: Ersatzbrennstoffe 5 – Herstellung und Verwertung |
| BGS (Hrsg.) | 2008 | Gütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe und Recyclingholz e.V. (BGS), http://www.bgs-ev.de/600/620d_Mitteilungen.html , abgerufen am 25.02.2008 um 15:00 Uhr |
| DeVO | 2008 | Verordnung über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung), BGBl. II Nr. 39/2008 |

- Eckardt, S. 2003 Kurzdarstellung Dissertation: Einsatz von Ersatzbrennstoffen aus Siedlungsabfällen und produktionsspezifischen Abfällen zur Mit- und Monoverbrennung - Potentiale, Qualitätsanforderungen und Aufbereitung, http://www.tu-dresden.de/fghh/aa/Forschung/Diss_Eckardt_Kurz0803.pdf, abgerufen am 25.02.2008 um 12:00 Uhr
- Eurostat (Hrsg.) 2007 Siedlungsabfallaufkommen, <http://epp.eurostat.ec.europa.eu>, abgerufen am 21.01.2008 um 12:00 Uhr
- EU Council 1999 Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste
- Felber, J. 2007 Kompromiss Qualität und Ausbeute, persönliche Mitteilung, Österreich
- Haider, R. 2008 Praxiserfahrungen aus großtechnischem Versuch, persönliche Mitteilung, Österreich
- Pretz, Th. 2005 Brennstoffproduktion aus Gewerbeabfällen, Müll und Abfall, 07/05, S. 344 ff
- Pretz, Th. 2006 Möglichkeit und Grenzen der automatischen mechanischen Trennung von Abfallgemischen, Deponietechnik 2006, Hamburger Berichte Bd. 29
- Pretz, Th. 2007 Innovative Sortiertechnologien zur Gewerbeabfallsortierung, Müll und Abfall, 11/07, S. 546 ff
- Ragoßnig, A.M. & Lorber, K.-E. 2005 Combined incineration of industrial wastes with in-plant residues in fluidized bed utility boilers – decision relevant factors. Waste Management & Research, 23, pp. 448–456.
- Ragoßnig, A.M., Wartha, C., Lorber, K.-E., Pomberger, R. & Curtis A. 2006 What to do with the high caloric fraction from mechanical biological residual waste treatment? – Assessment of the climate relevance of various alternatives. In: Proceedings of the ISWA Annual Congress, Copenhagen, October 1st–5th 2006. International Solid Waste Association, Copenhagen, Denmark.
- Schubert, H. 1989 Aufbereitung fester mineralischer Rohstoffe, Band I, 4. Auflage, Leipzig: VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie S. 80 – 200
- Wageneder, J. 2007 Sortierung dunkler Kunststoffe, persönliche Mitteilung, Österreich

Anschrift der Verfasser(innen):

DI(FH) Verena Faist
Fachhochschulstudiengänge GmbH
Steinamangerstrasse 21
A-7423 Pinkafeld
Telefon +43 3357 45370
Email verena.faist@fh-burgenland.at

Prof.(FH) DI Dr. Arne Ragossnig
Fachhochschulstudiengänge GmbH
Steinamangerstrasse 21
A-7423 Pinkafeld
Telefon +43 3357 45370
Email arne.ragossnig@fh-burgenland.at
Website: <http://www.fh-burgenland.ac.at/default.asp>

Hochwertige Verwertung metallhaltiger mineralischer Abfälle - Beurteilungsmethoden für die Ableitung zulässiger Metallgehalte -

Siegfried Kalmbach

Umweltbundesamt, Dessau

High quality recovery of mineral waste containing metals

Abstract

In Germany a large number of industrial waste types is generated which contains considerable concentrations of valuable metals. On the contrary the extraction and refinement of metals from primary resources is related to partially high environmental impacts. Therefore in the context of a sustainable use of resources the metals in waste should be recovered with environmentally adequate treatment technologies. A priority for the recovery of metals had been established for waste with a certain metal content within the federal regulation on using waste as construction material in mines and landfills. An research project addressing these aspects is presented here with some findings.

Zusammenfassung

In Deutschland fallen große Mengen von Industrieabfällen an, die noch wertvolle Metalle enthalten. Gleichzeitig werden Metalle mit teilweise hohen Auswirkungen auf die Umwelt aus Primärrohstoffen gewonnen. Im Rahmen einer nachhaltigen Ressourcennutzung bzw. Schonung der natürlichen Ressourcen ist deshalb eine hochwertige Verwertung von metallhaltigen Abfällen mit umweltseitig akzeptablen Aufbereitungsverfahren anzustreben. Der Rückgewinnung von Metallen wurde in der *Versatzverordnung* und der *Deponieverwertungsverordnung* Vorrang eingeräumt, sobald ein bestimmter Metallgehalt im Abfall überschritten wird. Die Ergebnisse eines Forschungsvorhabens, das diese Aspekte aufgreift, werden vorgestellt.

Keywords

Mineralische Abfälle, Metallgehalte von Abfällen, Metallrecycling, Versatzverordnung, Deponieverwertungsverordnung, Ressourcenschutz, Umwelteinwirkungen, Ökobilanzen, kumulierter Energieaufwand, Bergversatz

1 Einleitung und rechtlicher Hintergrund

Nach den Grundpflichten der Kreislaufwirtschaft hat gemäß § 5 Abs. 2 des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/AbfG) die Verwertung von Abfällen Vorrang vor deren Beseitigung. Dabei ist „eine der Art und Beschaffenheit des Abfalls entsprechende hochwertige Verwertung anzustreben“. Somit ist also auch noch innerhalb der „Verwertung“ eine Differenzierung in mehr oder weniger hochwertige Verwertungen vorzunehmen.

Die Diskussion um diese Grundpflichten hat sich insbesondere bei der Verwendung von Abfällen zum Versatz unter Tage entwickelt. Beim Bergversatz werden Abfälle (oftmals zusammen mit anderen Materialien) unter Nutzung ihrer bauphysikalischen Eigenschaften zu bergtechnischen oder bergsicherheitlichen Zwecken unter Tage verwendet. Falls nun diese Versatzmaterialien andere wertgebende Inhaltsstoffe besitzen oder für andere Anwendungen zur Verfügung stehen können, sind Konfliktfälle möglich. Untersuchungen haben gezeigt, dass es auch Fälle gibt, in denen eine weniger hochwertige Verwertung oder gar eine Beseitigung einer hochwertigen Verwertung vorzuziehen ist.

Losgelöst von den stark schwankenden Weltmarktpreisen für Metalle, die letztlich nur ökonomisch darüber entscheiden, ob sich eine Verwertung der Metallfraktion im Abfall „lohnt“, muss im Sinne des Ressourcenschutzes darüber entschieden werden, wann eine „hochwertige Verwertung“ solcher metallhaltigen Abfälle geboten ist.

Die „Verordnung über den Versatz von Abfällen unter Tage“ (Versatzverordnung- VersatzV) von 2002 hat hier erste Regelungen getroffen, die den Vorrang der Rückgewinnung von Metallen unter bestimmten Rahmenbedingungen aufgreift. Für die sieben Metalle Zink, Blei, Kupfer, Zinn, Chrom, Nickel und Eisen sind in der VersatzV Konzentrationen in Abfällen festgelegt, ab denen keine Verwertung im Bergversatz mehr stattfinden darf. Einschränkend gilt allerdings, dass die Gewinnung der Metalle aus den Abfällen technisch möglich und wirtschaftlich zumutbar sowie unter Einhaltung der Anforderungen an die Zulässigkeit einer solchen Verwertung durchführbar ist. Mit der „Verordnung über die Verwertung von Abfällen auf Deponien (Deponieverwertungsverordnung- DepVerwV) von 2005 wurden die Regelungen aus der VersatzV auch auf die Verwertung von Abfällen auf oberirdische Deponien übertragen.

Die in diesen Verordnungen festgelegten Metallgehalte orientieren sich dabei an den Metallgehalten in den Primärerzen, die für die Herstellung dieser Metalle verwendet werden. Damit ist quasi in erster Näherung sichergestellt, dass bei gleichen Technologien und Umweltstandards die metallurgische Aufarbeitung von Primärerzen mit der Aufbereitung von metallhaltigen Abfällen vergleichbar ist.

VersatzV und DepVerwV nennen zwar Grenzkonzentrationen für bestimmte Metalle, konkretisieren aber nicht näher die „hochwertige Verwertung des Abfalls“, so dass diese Regelungen bislang in der Praxis nur bedingt Anwendung finden. Das Umweltbundesamt hat deshalb im Rahmen eines Forschungsvorhabens „Kriterien zur Beurteilung einer hochwertigen Verwertung metallhaltiger mineralischer Abfälle“ entwickeln lassen. Insbesondere zwei Aspekte waren hierbei zu berücksichtigen:

Zum einen sind zur Beurteilung einer hochwertigen und umweltverträglichen Verwertung die Aufbereitungs- und Verwertungsverfahren der Abfälle selbst von Bedeutung, vor allem die Art und Weise, wie umweltfreundlich und energiesparend die Verfahren

arbeiten, um die Metalle zurück zu gewinnen. Zum andern sind die Aufbereitungsverfahren für Abfälle den Prozessen gegenüberzustellen, mit denen die Primärrohstoffe in Form der Erze aufbereitet und die Metalle schließlich gewonnen werden. Dabei zeigt sich, dass gerade im außereuropäischen Raum die Metallgewinnung oft mit großen Umweltbelastungen verbunden ist.

Die Untersuchungen beziehen sich hauptsächlich auf die in der Versatzverordnung genannten Metalle, nämlich Zink, Blei, Kupfer, Zinn, Chrom, Nickel und Eisen. Die Versatzverordnung bestimmt, dass diese Metalle, die bei bestimmten Grenzwertkonzentrationen (angegeben in g/kg Feststoffgehalt, siehe Tab. 1), die sich an den Metallgehalten in Primärerzen orientieren, unter bestimmten Randbedingungen nicht mehr als Versatzmaterial oder als Zusatz zu einem Versatzmaterial verwendet werden dürfen, sondern stofflich aufzubereiten sind.

Tabelle 1 Grenzwertmetallgehalte der Versatzverordnung

	Grenzwertkonzentration für Metalle im Abfall in g/kg	Grenzwertkonzentration für Metalle im Abfall in Prozent
Zink	≥ 100	≥ 10 %
Blei	≥ 100	≥ 10 %
Kupfer	≥ 10	≥ 1 %
Zinn	≥ 15	≥ 1,5 %
Chrom	≥ 150	≥ 15 %
Nickel	≥ 25	≥ 2,5 %
Eisen	≥ 500	≥ 50 %

Es ist nun durchaus möglich, dass bestimmte Abfälle mit niedrigeren Metallgehalten als in der Versatzverordnung festgelegt, umweltseitige Vorteile der Metallrückgewinnung im Vergleich zum Primärrohstoff aufweisen. Diese Abfälle und die jeweiligen Metallgehalte werden auch betrachtet. Darüber hinaus gibt es noch eine Reihe weiterer Metalle, die ebenso werthaltige Bestandteile von Abfällen sein können und die ebenso Berücksichtigung in der Versatzverordnung finden könnten. In den Schlussfolgerungen wird auch auf diese Metalle eingegangen.

Ziel ist es, für die bereits in der Versatzverordnung geregelten Metalle zu untersuchen, ob die bestehenden Grenzkonzentrationen im Sinne des Umwelt- und Ressourcenschutzes sinnvoll gewählt sind und ob die Verordnung bezüglich neu aufzunehmender Metalle oder der Berücksichtigung relevanter Randbedingungen ergänzt werden sollte.

2 Methodische Herangehensweise

Bei der Verwertung metallhaltiger mineralischer Abfälle handelt es sich um ein System, das von der Erfassung der Abfälle über die Aufbereitung, die Bereitstellung von Hilfsstoffen und Energie bis hin zum eigentlichen Herstellungsprozess des Sekundärmaterials reicht. Ebenso reicht die Herstellung des substituierten Primärrohstoffs von den Abbauprodukten in den Minen bis zu der metallurgischen Herstellung des jeweiligen Metalls. Die umweltseitige Beurteilung erfolgt mit dem Instrumentarium der ökobilanziellen Analysen, die bereits vielfach für Fragestellungen der Abfallwirtschaft angewandt wurden. Der erste Schritt einer ökobilanziellen Betrachtung ist die Festlegung der Systemgrenzen. Gegenübergestellt werden dabei das eigentliche Verwertungssystem und das jeweils substituierte Äquivalenzsystem (siehe Abb. 1).

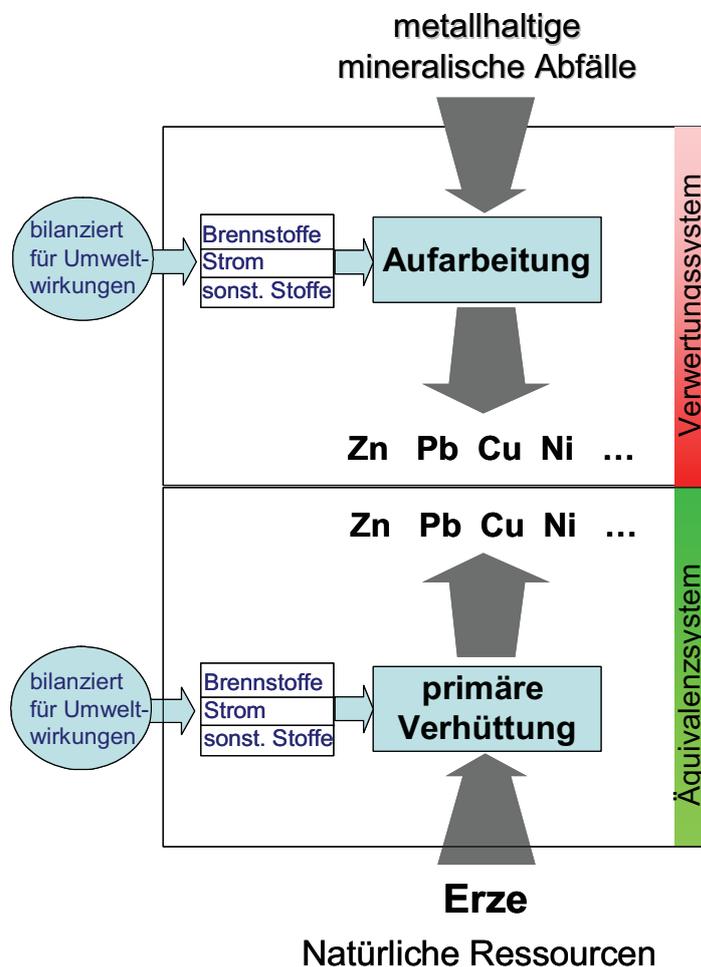


Abbildung 1 Schematische Darstellung der ökobilanziellen Vergleichssysteme

Die Ökobilanz abfallwirtschaftlicher Systeme wird in einer festen Abfolge von Schritten bearbeitet. Dies beginnt nach der Zielformulierung mit dem Sammeln und Aufbereiten der Daten des untersuchten Systems. Dazu muss das gewünschte System zuerst beschrieben und modelliert werden. Dann müssen die benötigten Daten erhoben werden,

um daraus die Input-Output-Ströme für das System selbst oder bestimmter Untersysteme zu berechnen.

Die in der sog. Sachbilanz ermittelten Daten und Informationen sind mit Umweltwirkungen verbunden. Für die Überführung der Emissionsdaten in Umweltwirkungen müssen zunächst die zu betrachtenden Umweltwirkungskategorien (z.B. Treibhauseffekt) festgelegt werden. Anschließend wird die Zuordnung von Einzelparametern zu den jeweiligen Umweltwirkungskategorien vorgenommen. Im nächsten Schritt wird dann der Beitrag der einzelnen Parameter zu den ausgewählten Umweltwirkungskategorien ermittelt.

Diese sonst übliche Vorgehensweise bei der Auswertung einer Ökobilanz in der Abfallwirtschaft war für die Ermittlung von Grenzwertkonzentrationen aber nicht zielführend, da diese nur jeweils mit einer Umweltwirkungskategorie bestimmt werden kann. Um zu vermeiden, dass nicht mehrere Grenzkonzentrationen berechnet werden, sind deshalb alle Umweltauswirkungen in einer einzigen Größe auszudrücken. Es wird deshalb eine Größe benötigt, bei der die Gesamtheit der Umweltbeeinträchtigungen von Verwertungsverfahren und substituiertem Primärprozess Auskunft darüber gibt, ab welchem Metallgehalt im Abfall der Metallrückgewinnung Vorrang einzuräumen ist.

Mit verschiedenen Methoden wurde bisher versucht, die verschiedenen Umweltbelastungen zu einem einzigen Bewertungsindex zu integrieren. Alle Vorschläge weisen mehr oder weniger große Nachteile auf. In einem noch laufenden Vorhaben des Umweltbundesamtes (Indikatoren/Kennzahlen für den Rohstoffverbrauch im Rahmen der Nachhaltigkeitsdiskussion- FKZ 205 93 368) werden solche Ansätze vorgestellt und diskutiert. Obwohl bisher keine abschließende Vorgehensweise festgelegt wurde, sind jedoch drei Ansätze in die engere Auswahl genommen worden, die für eine zusammenfassende ökologische Bewertung geeignet sein könnten. Diese Ansätze sollen im Rahmen dieser Untersuchung für die Schlussbewertung ebenfalls angewandt werden.

Die Ansätze sind im Einzelnen:

Der kumulierte Rohstoffaufwand - KRA

Der kumulierte Rohstoffaufwand (KRA) wird dadurch erzeugt, dass alle Rohstoffaufwendungen entlang der Gewinnungsphase eines Rohstoffes - ausgedrückt in Tonnen Rohstoffmenge pro Tonne gewonnenem Wertstoff - aufaddiert werden. Bei Metallen wird das jeweilige Erz als Ausgangsmaterial berücksichtigt und alle mineralischen und energetischen Rohstoffe ebenso als Ausgangsmaterial dazugerechnet. Bei einem Wertstoff in einer Abfallmatrix (Metall in mineralischem Abfall) muss der ursprüngliche Abfall als Ausgangspunkt der Berechnung herangezogen werden. Die dahinterstehende Annahme ist, dass die Summe aller verwendeten Rohstoffe die Umweltauswirkungen repräsentieren, die während der Gewinnung und Herstellung eines Rohstoffes auftre-

ten. Im Allgemeinen bestätigen die Untersuchungen diese Annahme, wobei es jedoch bei einzelnen Materialien zu deutlichen Abweichungen in der Korrelation mit einigen Umweltwirkungen kommen kann.

Der kumulierte Primärenergieaufwand - KEA

Analog dem kumulierten Rohstoffaufwand (KRA) werden beim kumulierten Energieaufwand (KEA) nun nicht die Rohstoffe entlang der Gewinnungs- und Herstellungsphase aufaddiert, sondern die Energieaufwendungen. Sie werden in Energiegrößen z.B. als GJ pro Tonne gewonnenes Metall ausgedrückt. Das gilt für die Primärrohstoffe ebenso wie für die Sekundärrohstoffe, die aus Abfällen zurück gewonnen werden können. Der KEA soll dabei genauso wie der KRA die Umweltauswirkungen repräsentieren, die entlang der Gewinnungs- und Herstellungsschritte sowohl des Primär- als auch des Sekundärmaterials entstehen. Auch hier lassen die durchgeführten Korrelationen darauf schließen, dass in erster Näherung eine solche Übereinstimmung festzustellen ist. Für einzelne Materialien bzw. auch Umweltwirkungskategorien trifft dies jedoch nicht immer zu.

Die Umwelteinwirkungsbelastungen - UEBEL

Im Rahmen des oben genannten Forschungsvorhabens des UBA wurde eine Bewertungsmethode entwickelt, die versucht, verschiedene Umweltbelastungen miteinander zu verknüpfen und zu einer zusammenfassenden Bewertungszahl zu gelangen, die diese Belastungen ausdrückt. Eine solche Methode ist immer mit normativen Schritten verbunden und kann nicht vollständig wissenschaftlich objektiv abgeleitet werden. Dementsprechend umstritten sind solche Bewertungsansätze. Bei der hier angewendeten Methode wurde zunächst als Ausgangspunkt eine Belastungseinheit definiert, die folgendermaßen lautet:

1 Umwelteinwirkungsbelastung (abgekürzt: 1 UEBEL)

Diese Beurteilungseinheit ist das Maß der jeweiligen Belastung, bei der der langfristige und nachhaltige Schutz des jeweiligen Schutzgutes gerade noch gewährleistet ist.

Der Ansatz steht in Einklang mit dem im Umweltbundesamt vertretenen Prinzip der „Leitplanken für eine nachhaltige Entwicklung“. Dabei sind für jedes Umweltschutzgut die Grenzen, also „Leitplanken“, zu benennen, bei der die Tragfähigkeit der Umwelt nicht mehr gewährleistet ist.

Als Beispiel soll die Klimaerwärmung herangezogen werden: Leitplanke laut Umweltbarometer des UBA ist, dass bei einer Emission von nicht mehr als 250 Mio t CO₂-Äquivalent pro Jahr als Anteil Deutschlands an den weltweiten Anstrengungen sich die Erdatmosphäre um nicht mehr als 2° Celsius erwärmen darf. Damit entspricht dieser Wert von 250 Mio t CO₂-Äquivalent pro Jahr genau einer Umwelteinwirkungsbelastung

Abfallforschungstage 2008 www.wasteconsult.de

(1 UEBEL). Per Dreisatz lassen sich die Umweltbelastungen von einzelnen Prozessen oder ganzen Prozessketten in der Einheit UEBEL ausdrücken und miteinander vergleichen.

Neben Klima konnten für die weiteren Schutzgüter Luft, Wasser und Boden (im Sinne von Flächenverbrauch) aus den Arbeiten des Umweltbundesamtes (Umweltbarometer, DUX, Kernindikatorensystem) solche Leitplanken abgeleitet werden. Die Schutzgüter und die dafür herangezogenen Parameter wurden in enger Anlehnung an die Arbeiten zum Umweltbarometer und DUX (Deutscher Umweltindex) des UBA ausgewählt. Sie wurden gleichgewichtig (normative Festlegung) zur Ermittlung des Umweltbelastungswertes UEBEL herangezogen.

Es bleibt zu erwähnen, dass ein Konstrukt wie der UEBEL- Indikator mit Unzulänglichkeiten und Nachteilen verbunden ist. So erfordert die Vorgehensweise eine Auswahl an Schutzgütern und Umweltwirkungen, für die wiederum im einzelnen Umweltqualitätsziele vorhanden sein müssen und diese Ziele auch „messbar“ gemacht werden können. Beides ist nur mit Einschränkungen gegeben.

Für Umweltschutzgüter, wie z.B. der Schutz der menschlichen Gesundheit durch Umweltauswirkungen und Schutz der Artenvielfalt, sind durch die enge Anlehnung an den Umweltbarometer keine Umsetzungsvorschläge in das UEBEL- Konzept mit eingegangen. Sie könnten ergänzt werden, was allerdings bestimmter Übereinkünfte hinsichtlich ihrer Umsetzung bedarf.

Weiterhin sind auch bereits für die umgesetzten Schutzgüter keine in ihrer Logik übereinstimmenden Umweltqualitätsziele vorhanden. Falls etwa Ziele mit unterschiedlichem Anspruch formuliert wurden, so schlägt sich dies in der Gewichtung innerhalb des UEBEL- Konzepts nieder. Oder Ziele, die für Deutschland gelten, werden auf Produktionsprozesse im Ausland übertragen. Dieses ist zu rechtfertigen, da Aktivitäten im Inland mit denen gleichzusetzen sind, die im Ausland stattfinden und für die Deutschland Verantwortung trägt. Dennoch sind diese Annahmen zu hinterfragen.

Letzteres z.B. ist von Bedeutung für die Bewertung der „Fläche“. So wurde in diesem Vorhabens das Umweltziel „Verringerung der Flächenumwandlung zu Siedlungs- und Verkehrszwecken in Deutschland“ (Reduzierung von ca. 100 ha Flächenumwandlung pro Tag auf 30 ha pro Tag im Jahr 2020) gleichgesetzt mit der Flächeninanspruchnahme durch Metallerzabbau in aller Welt. Es liegt auf der Hand, dass ein ehrgeiziges Ziel für die Flächenumwandlung in Deutschland damit auf Flächennutzungen in teilweise abgelegenen Gebieten trifft und diese Umwelteinwirkung damit sehr hoch gewichtet wird. Um den Einfluss dieser Annahme zu beschreiben, wurde in den Untersuchungsergebnissen der UEBEL- Indikator mit und ohne die Flächenbelegung ausgewiesen.

Ein aggregierter Indikator, wie es der UEBEL- Indikator darstellt, basiert auf jeden Fall auf politischen und wissenschaftlichen Übereinkünften und Konventionen. Mit der möglichst nahen Verwendung des Umweltbarometers wurde auf bereits getroffene Übereinkünfte zurückgegriffen. Dennoch sind die Ergebnisse, die damit erzielt wurden, vor dem Hintergrund dieser Konventionen zu sehen.

Anwendung dieser Ansätze

Zur Zielsetzung dieses Vorhabens, Ableitung von Grenzkonzentrationen von Metallen zur stofflichen Verwertung, werden die drei Vorschläge mit der Ein-Index-Bewertung für ihre Anwendung nun überprüft. Die Vorgehensweise geht davon aus, dass nicht die Fragestellung zu beantworten ist, ob bei einem gegebenen Metallgehalt Verwertung oder Versatz besser ist, sondern dass eine Grenzkonzentration zu ermitteln ist.

Aus einer ersten Überlegung heraus lässt sich bereits feststellen, dass die Verwendung des kumulierten Rohstoffaufwandes keine neuen Erkenntnisse bringt. Dominiert wird der KRA vom Metallgehalt im Erz beziehungsweise in der Abfallmatrix. Damit besitzen logischerweise ein Primärerz und ein mineralischer Abfall mit demselben Metallgehalt auch denselben kumulierten Rohstoffaufwand. Die Verwendung des KRA führt demnach zu der gleichen Aussage, die bereits heute den Werten der Versatzverordnung zu Grunde liegt. Es unterscheiden sich lediglich die Massen der verwendeten Energieträger. Doch diese sind besser in Primärenergieäquivalenten mit Hilfe des kumulierten Energieaufwandes auszudrücken. Die Verwendung des KEA als Näherungswert für Umweltauswirkungen ist deshalb ein zielführender Ansatz.

Ebenso erscheint die Anwendung der Umwelteinwirkungsbelastungen (UEBEL) als ein möglicher Weg, Umweltwirkungen in einer aggregierten Form zu verwenden, da die verschiedene Umweltaspekte zusammengefasst vorliegen. Aufgrund der bereits erwähnten Relevanz der Einbeziehung beeinflusster Flächen und der Schwierigkeiten bei der Formulierung des Qualitätsziels „Fläche“ werden die Ergebnisse mit und ohne Einbeziehung von „Fläche“ dargestellt.

Obwohl zur Steigerung der Transparenz einer abschließenden Aussage zu Grenzkonzentrationen mehrere Auswertungen vorliegen, soll letztendlich die Bewertung nur an Hand des vollständigen UEBEL- Indikators erfolgen.

3 Schlussfolgerungen

3.1 Empfehlungen zur methodische Vorgehensweise

Eine fundierten Umweltbeurteilung setzt die Notwendigkeit einer umfassenden Datenbeschaffung voraus. Die Angaben wie Energieeinsatz, Stoffströme der Verfahrens-

schritte, Emissionen von Schadstoffen in Wasser und Luft, Flächenbedarf der Aktivitäten etc., konnten einerseits mit Hilfe der verfügbaren Literatur, aber vor allem nur mit der Hilfsbereitschaft von Anlagenbetreibern angegangen werden.

Eine wesentliche methodische Schwierigkeit bei der Bearbeitung der Aufgabenstellung lag auch darin, ein Maß für die Umweltbelastungen zu finden. Umweltbelastungen setzen sich aus vielen negativen Einzelwirkungen zusammen. Jedoch ist für die Bestimmung eines Grenzmittelwertes ein einheitliches Maß vonnöten. Da es hierzu vielfältige Ansätze gibt, wurden zwei ausgewählt und verwendet:

- der „kumulierte Primärenergieaufwand (KEA)“ als repräsentativer Wert für energiebezogene Umweltwirkungen,
- die Methode der „Umwelteinwirkungsbelastungen – UEBEL“, die ausgerichtet an den für Deutschland geltenden Umweltziele für die Schutzgüter Klima, Luft, Wasser und Fläche, mögliche Umweltwirkungen auf definierte, aber normativ geprägte Weise zusammenfasst. Aufgrund der Bedeutung und der schwierigen Formulierung des Schutzziele wurden die Auswertungen mit und ohne Fläche vorgenommen.

3.2 Empfehlung zur Regelung der Grenzkonzentrationen

Trotz der genannten Schwierigkeiten bei der Bearbeitung bieten die Berechnungen wichtige Orientierungen, die es erlauben, die Grenzmittelkonzentrationen entsprechend der Aufgabenstellung zumindest orientierend anzugeben.

Die Werte der Versatzverordnung werden im Wesentlichen bestätigt.

Neben den bereits in der VersatzV geregelten Metallen könnte diese Liste noch um nachstehende Metalle erweitert werden:

Aluminium, Mangan, Molybdän, Silber, Platin, Palladium, Rhodium und Indium.

Eine Rückgewinnung insbesondere von edlen Metallen findet bereits statt. Dabei regelt der Marktpreis der Metalle weitgehend die Verwertungsbemühungen.

Da jedoch der Marktpreis - gerade bei den hohen Rohstoffpreisen - eindeutige Signale zur Verwertung der Metalle sendet, scheint es nicht notwendig, weitere Metalle in der VersatzV bzw. DepVerwV zu regeln.

3.3 Empfehlungen bezogen auf die Anlagen

Eine wichtige Erkenntnis des Vorhabens ist, dass es relativ wenige Unternehmen gibt, die darauf spezialisiert sind, metallhaltige mineralische Abfälle aufzubereiten. Nur für vier der sieben in der VersatzV und DepVerwV geregelten Metalle wurden überhaupt

öffentlich zugängliche Recyclinganlagen angetroffen. Oft gibt es genau ein Unternehmen, das auf ein Hauptmetall konzentriert ist. Lediglich bei Zink konnte eine gewisse Konkurrenzsituation festgestellt werden. Für Eisenrückgewinnung aus einer mineralischen Matrix gibt es ein unternehmensinternes Verfahren, das hier nicht berücksichtigt werden konnte. Die Konkurrenzsituation besteht hier eigentlich eher gegenüber anderen Verwertungs- und Beseitigungsverfahren.

Die Verfahren zur Aufbreitung sind meist sehr spezifisch und wurden oft individuell in einem bestimmten Zusammenhang und für bestimmte Abfälle entwickelt und sind deshalb nicht ohne weiteres auf andere Situationen übertragbar.

Die Unternehmen suchen selbstverständlich die Abfälle mit den höchsten Metallgehalten aus. Bei den beschränkten Kapazitäten der Anlagen scheint es aber keine Konkurrenzsituation zur Verwertung gering metallhaltiger Abfälle (im Grenzbereich VersatzV) in Untertagedeponien oder auf oberirdischen Deponien zu geben. Alle angetroffenen Verwertungsanlagen arbeiten mit Metallgehalten weit oberhalb der Grenzwerte der VersatzV. Der Metallpreis, aber auch der Energiepreis, regeln sehr wirksam den Verwertungsweg.

Daraus ergibt sich die Empfehlung, dass bei dem untersuchten Thema der Marktpreis als wirksamer Mechanismus anerkannt werden sollte, der die Metallverwertung steuert. Dies gilt insbesondere bei den momentan weiter steigenden Preisen des Primärmetalls am Markt. Allerdings könnten bei fallenden Marktpreisen die Grenzkonzentrationen einen wichtigen Mechanismus darstellen, um dann die Belange Ressourcenschutzes einzufordern. Daher sollten die Grenzkonzentrationen im Anhang 1 der Versatzverordnung und der Deponieverwertungsverordnung nicht gestrichen werden.

3.4 Methodische Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen

Bei der Beantwortung der Fragestellung ist insbesondere ein Bewertungsproblem zu lösen, wenn eine Grenzkonzentration für eine metallische Verwertung bestimmt werden soll. So hat sich gezeigt, dass die Berücksichtigung der Flächenbeanspruchung einen großen Einfluss auf das Ergebnis hat. Die energiebezogene Bewertung und die rein emissionsbezogene Bewertung liegen in den Beispielen dagegen nahe beieinander.

Weiterhin hat sich gezeigt, dass bei der Analyse der Verwertungssysteme eigentlich allein die Umweltleistung der Aufbereitungsverfahren und die Energiebereitstellung dominieren. Einsatzstoffe, Transporte und andere Schritte sind demgegenüber meist vernachlässigbar. Entgegen der sonst üblichen Vorgehensweise - Analyse eines gesamten Systems - kann in solchen Fällen eine Beschränkung auf die zentralen Anlagendaten erfolgen.

Als Empfehlung lässt sich aussprechen, dass die gewählte Vorgehensweise bei der Ermittlung einer hochwertigen Verwertung sinnvoll eingesetzt werden kann. Es ist jedoch wie bei allen Umweltbewertungsmethoden notwendig, sich an politisch-gesellschaftlich gewonnenen Umweltqualitätszielen zu orientieren. Diese können aus einem größeren Zusammenhang gewonnen werden und für solche speziellen Fragestellungen wie hier eingesetzt werden. Außerdem wird empfohlen, nach Überprüfung des Gesamtsystems festzustellen, ob noch Vereinfachungen vorgenommen werden können (z.B. Reduktion des Gesamtsystems auf wesentliche Systembestandteile).

4 Literatur

- KrW-/AbfG 2007 Gesetz zu Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz - KrW-/AbfG) vom 27. September 1994 (BGBl. I S. 2705), zuletzt geändert am 19. Juli 2007 (BGBl. I S. 1462)
- DepVerwV 2005 Verordnung über die Verwertung von Abfällen auf Deponien über Tage (Deponieverwertungsverordnung- DepVerwV) vom 25 Juli 2005 (BGBl. I S. 2252)
- IFEU 2007 Forschungsbericht „Kriterien zur Beurteilung einer hochwertigen Verwertung metallhaltiger mineralischer Abfälle“ (FKZ 202 35 310), Institut für Energie- und Umweltforschung (ifeu) Heidelberg, Dezember 2007, im Auftrag des Umweltbundesamtes

Anschrift des Verfassers

Prof. Dipl.-Ing. Siegfried Kalmbach
Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
D-06813 Dessau
Telefon +49 340 2103 3637
Email siegfried.kalmbach@uba.de
Website: www.umweltbundesamt.de

Trockenmagnetische Aufbereitung von Feinststäuben

Oliver Pikhard

Institut für Aufbereitung und Recycling fester Abfallstoffe / RWTH, Aachen

Magnetic separation of particulate matter in a dry medium

Abstract

The recovery of raw material from waste in powder form offers a huge potential to preserve resources. One possible treatment step is the recovery by means of magnetic separation. A magnetic separation can take place in a dry or a wet medium. This presentation will focus on the physical boundaries of dry magnetic separation depending on the applied separation mechanism. The main factors that influence dry magnetic separation of fine powders are particle size, content of magnetizable material in the powder, susceptibility of the magnetic material and the resulting interparticular forces. The influence of these factors on dry magnetic separation as well as the investigation on how to improve dry magnetic separation processes taking into consideration these phenomena by using a new separation technique are the topics of the presentation. A perspective concerning new potential applications for this technique is also given.

Zusammenfassung

Die Rückgewinnung von Rohstoffen aus pulverförmigen Abfallstoffen bietet ein großes Potential zur Schonung von Ressourcen. Ein Verfahren ist die Rückgewinnung von magnetisierbaren Rohstoffen mittels magnetischer Trennverfahren. Der magnetische Trennschritt kann hierbei sowohl im Nassen als auch im Trockenen erfolgen.

In dieser Studie werden die Grenzen der trockenmagnetischen Aufbereitung in Abhängigkeit von dem jeweils eingesetzten Trennverfahren untersucht.

Die Grenzen der Aufbereikbaarheit hängen vor allem von dem Trennverfahren, der Partikelgröße, dem Anteil der magnetisierbaren Bestandteile im Pulver, deren Suszeptibilität und den interpartikulären Kräften ab.

Die Untersuchung der Einflüsse, die diese Phänomene auf die trockenmagnetische Trennbarkeit haben, eine mögliche verfahrenstechnische Optimierung auf Basis der Ergebnisse der Untersuchung und potentielle Anwendungsgebiete werden in dieser Studie behandelt.

Keywords

Magnetische Trennverfahren, Metalltrennung, Staubrecycling, magnetic separation technologies, metal separation, dust/powder recycling

1 Einleitung

1.1 Neue Wege zur Ressourcenrückgewinnung

Die Rückgewinnung von Rohstoffen aus Abfallstoffströmen wird sowohl aus ökologischen als auch aus ökonomischen Gesichtspunkten immer wichtiger. Als Folge der teurer werdenden Rohstoffe und der steigenden Ansprüche an eine sachgerechte Entsorgung und Verwertung wird es immer attraktiver neue Technologien einzusetzen, mit denen Rohstoffe zurückgewonnen werden können, die ansonsten entsorgt werden müssten. Stäube sind im Allgemeinen aufgrund ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften besonders schwer aufzubereiten. Die größten Probleme der Staubaufbereitung sind:

- Stäube sind meistens stark reaktive Stoffgemische.
- Die Charaktisierung von Stäuben mittels analytischer Messtechnik ist komplex.
- Stäube können stark heterogen zusammengesetzt sein.
- Belastungen mit Schwermetallen und anderen Schadstoffen sind häufig gegeben.

Auf der anderen Seite bieten viele Stäube ein Potential an Wertstoffen. Hier sind insbesondere Metalle und Edelmetalle von Interesse. Eine Möglichkeit zur Abtrennung bzw. Anreicherung von Metallen in Stäuben bieten Magnettrennverfahren. Der vorliegende Beitrag befasst sich deshalb mit der magnetischen Aufbereitung von Stäuben, die in industriellen Prozessen als Abfallstoffströme anfallen.

2 Entwicklung und Stand der Technik von Magnetscheideverfahren

2.1 Entwicklung der Magnetseparation im Feinstkornbereich

Magnetische Aufbereitungstechnologien werden seit langer Zeit in der Aufbereitung von Abfall- und Rohstoffen eingesetzt. Ein Fokus der Untersuchungen lag hierbei auf der Entwicklung von Magnetscheidern zur Abtrennung von makroskopischen Metallteilen. Die üblicherweise verwendeten Magnettrennverfahren sind hier Überbandmagnetscheider und Trommelmagnetscheider, die Unterschiede in der Polanordnung und der Ausprägung des Magnetfeldes aufweisen. Im mesoskopischen und mikroskopischen Bereich wurde probiert, die bekannten Konzepte durch Veränderung einiger Parameter an die speziellen Bedingungen für die Staubtrennung anzupassen. Die bekanntesten Entwicklungen auf diesem Gebiet stellen im trockenmagnetischen Trennbereich der Kreuzbandscheider, der Induktionswalzenscheider, und schnelllaufende Trommelmagnet-

scheider mit Scheiben- oder Wechsellpolanordnung dar. Ziel dieser Magnetscheidekonzepte ist es mittels lokaler Erhöhung des Feldgradienten die Kraft auf magnetisierbare Partikel während des Trennvorgangs zu erhöhen oder wie beim Wechsellpolscheider mittels geschickter Polanordnung die Partikel im Magnetfeld in Rotation zu versetzen, um so eine bessere Abtrennung der nicht magnetisierbaren Partikel zu erzielen. Im Bereich der nassen Aufbereitung mineralischer Rohstoffe wurde für feinst körnige Gemische eine Vielzahl an Hochgradientmatrixscheidern entworfen. Diese erzeugen innerhalb einer Trennmatrix, die z.B. aus feinen Drahtmatrizes oder scharfkantigen Riffelblechen besteht, im Trennraum lokal sehr hohe Feldgradienten, die die feinen magnetisierbaren Partikel aus dem Flüssigkeitsstrom abtrennen sollen.

2.2 Probleme existierender Magnettrennverfahren im Feinstkornbereich

Die dargestellten Magnetscheideverfahren sind für die Trennung von feinkörnigen Partikelgemischen nur bedingt geeignet. Ein wesentliches Problem, das bei allen trockenarbeitenden Magnetscheidern außer in der Wechsellpolkonfiguration auftritt ist, dass eine Monoschichtbandbelegung benötigt wird, um zu verhindern, dass nicht magnetisierbare Teilchen von magnetisierbaren Teilchen während des Trennprozesses eingeschlossen werden. Desweiteren haben trockenmagnetische Trennsysteme mit Parallelpolanordnung immer das Problem, dass der Zeitraum der Trennung direkt abhängig von der Trennkraft ist. Soll ein Partikel z.B. einer hohen Zentrifugalbeschleunigung ausgesetzt werden, so muss es sehr schnell in eine Kreisbahn gebracht werden und bleibt somit auch nur sehr kurze Zeit im Magnetfeldbereich. Ein akzeptabler Trennerfolg wird daher häufig nur durch das Hintereinanderschalten von mehreren Magnetscheidern erreicht.

Ein weiterer prozesstechnischer Ansatz zur Verbesserung der magnetischen Trennbarkeit liegt in der Erhöhung der Magnetfeldstärke, so dass die Kräftedifferenz zwischen den abtrennenden Kräften, z.B. Zentrifugalkraft und den Haltekräften vergrößert wird. Eine Verbesserung der Magnettrennung durch Erhöhung der Feldstärke und des Feldgradienten ist jedoch nur bis zu einem gewissen Grad sinnvoll, da z.B. für ferromagnetische Partikel ab einer Feldstärke von ca. 0,8 Tesla eine magnetische Sättigung des abzutrennenden Materials eintritt [Franzreb M.].

Eine konstruktive Veränderung durch Variation der Polsysteme wurde von Laurila mit dem Konzept des Wechsellpolscheiders verfolgt [Laurila E.]. Der Vorteil dieses Systems liegt wie oben dargestellt in der Rotation der magnetisierbaren Partikel, die sich im Wirkungsbereich des Magnetscheiders befinden. Bei der üblichen Wechsellpolanordnung tritt jedoch das Problem auf, dass nicht alle Partikel in Rotation versetzt werden, da eine

Rotation der Partikel nur für einen bestimmten Korngrößenbereich in Abhängigkeit von der Feldfrequenz möglich ist.

2.3 Vorstellung eines neuen Magnetscheideverfahrens

Ein neues Magnetscheideverfahren wurde am Institut für Aufbereitung & Recycling fester Abfallstoffe (I.A.R.) erfunden und patentiert, mit dem die Grenzen der Magnetscheidung erweitert werden konnten. Das Verfahren basiert auf einer Wechsellpolanordnung. In Abb. 1 wird eine mögliche Ausführungsform der Maschine dargestellt.

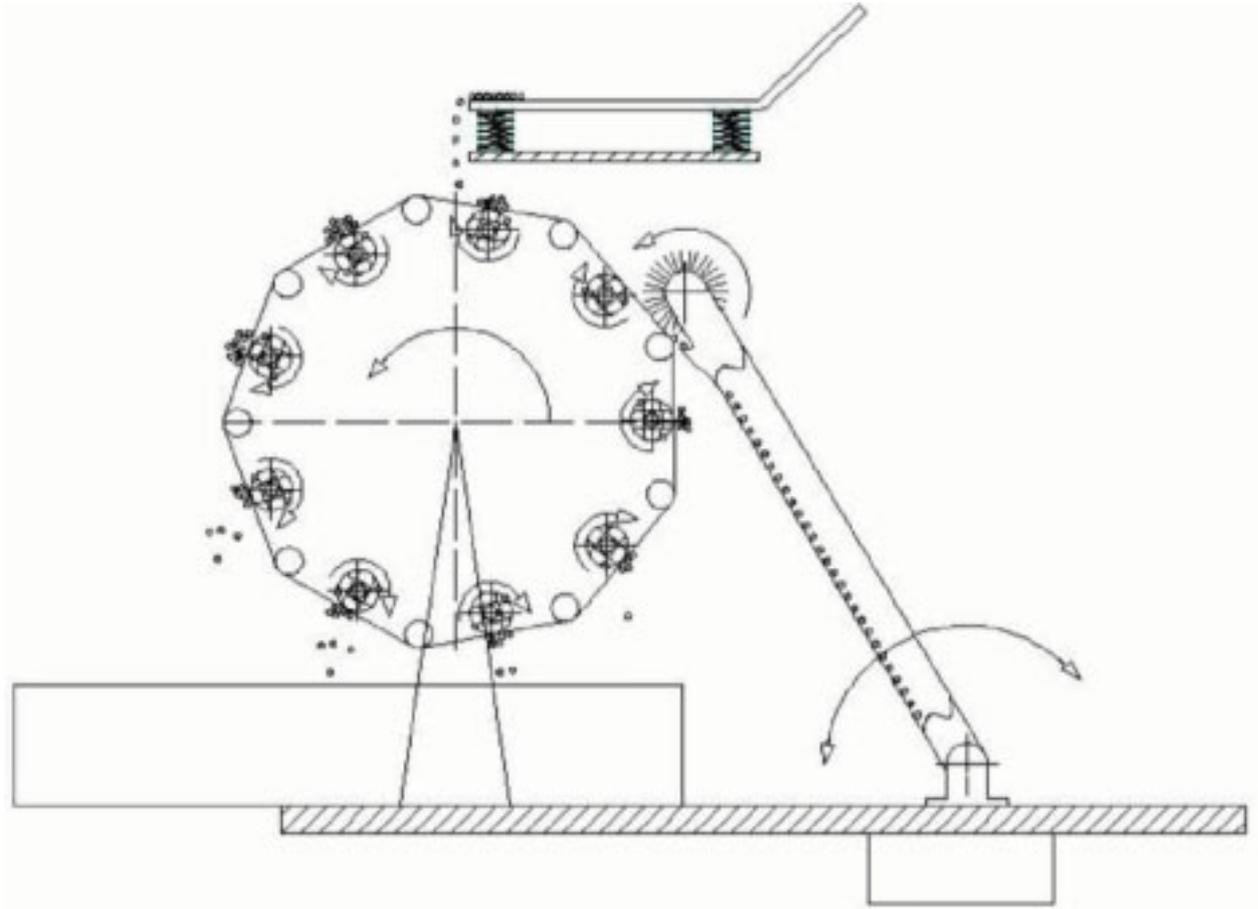


Abbildung 1 Prototyp neues Trennverfahren

Die Besonderheit der Maschine liegt in der Anordnung der Magneten auf einzelnen Rotoren, deren Drehzahl unabhängig von der Drehzahl der Gesamttrommel gesteuert werden kann. Dies wird durch einen getrennten Antrieb der Trommel von den Rotoren erreicht. Nach Abtrennung der nicht magnetisierbaren Materialien werden die magnetisierbaren Partikel aus dem Magnetfeld entfernt, z.B. mit Hilfe einer Bürste. Das Prinzip der Trennung wird aus Abb. 2 deutlich.

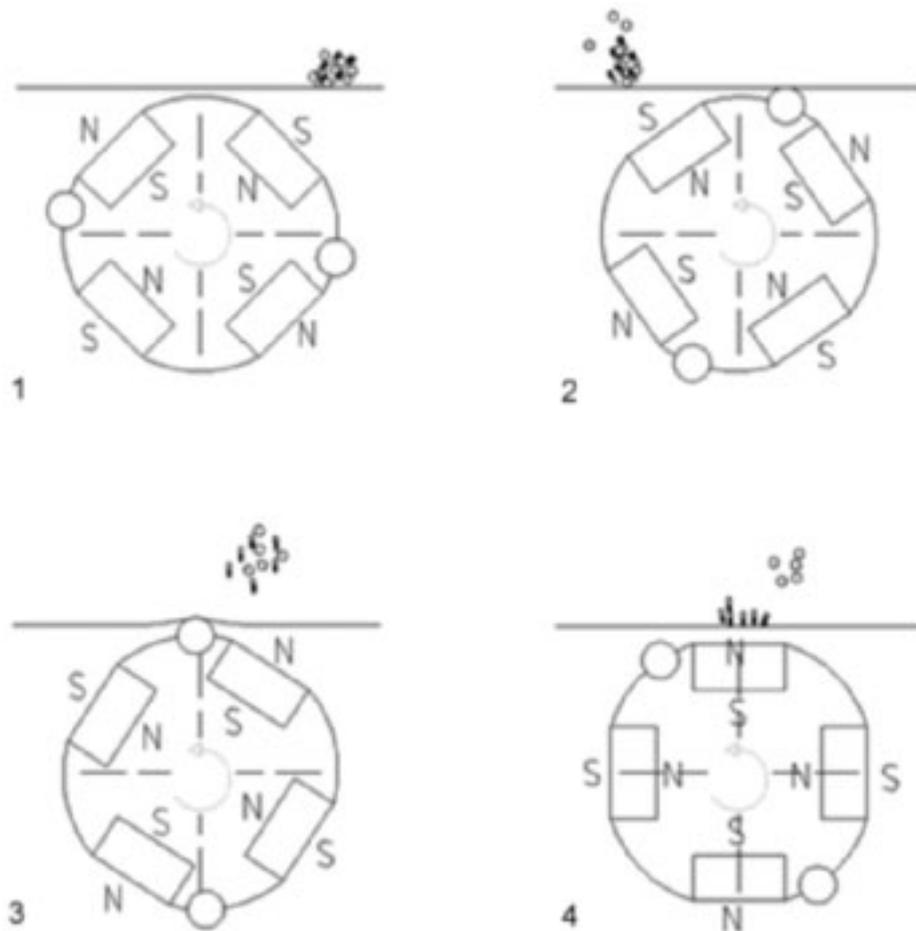


Abbildung 2 Prinzipskizze neues Magnetscheideverfahren

Das auf die Trennfolie aufgegebene Material folgt den Magneten, wie in Abb. 2 zu sehen ist. Die Partikel werden durch die Bewegung der Magneten unterhalb der Trennfolie mitgenommen. Hierdurch werden sie pro Rotorumdrehung stark beschleunigt und abgebremst. Gleichzeitig findet während dieses Prozesses aufgrund des Polwechsels eine Rotation der magnetisierbaren Partikel statt. Zur Vermeidung der Gefahr, dass nichtmagnetisierbare Partikel von magnetisierbaren Partikeln eingeschlossen werden sind zusätzlich zwei Schlagkanten auf den Rotoren aufgebracht, die durch Klopfen gegen die Trennfolie das zu trennende Gemisch in einen fluidisierten Zustand versetzen. Durch diese spezielle Anordnung ergeben sich folgende Vorteile:

- Eine Einkornschichtbandbelegung ist nicht notwendig, da aufgrund der Auflockerung des Materials eine Zusammenballung und das daraus resultierende Einschließen von nichtmagnetisierbaren Partikeln verhindert wird.
- Das starke Beschleunigen und Abbremsen der Partikel in Kombination mit der Rotationsbewegung führt zur Einleitung von Scherkräften in das zu trennende Materialgemisch. Ein Abscheren der Partikel erfordert weniger Kraft als eine Abtrennung durch Auseinanderziehen, wie z.B. bei üblichen Magnetscheidern.

- Durch die Magnetanordnung werden alle magnetisierbaren Partikel unabhängig von ihrer Korngröße in eine Rotationsbewegung gezwungen. Deshalb können, größere Kornspektren verarbeitet werden.
- Die Trennintensität ist unabhängig von der Verweildauer einstellbar. Die Verweilzeit ist abhängig von der Rotationsgeschwindigkeit der gesamten Trommel.
- Die Trennintensität ist abhängig von der Umfangsgeschwindigkeit der Rotoren und der Position der Trennebene. Bei Parallelpolanordnungen kann z.B. eine Steigerung der Zentrifugalkraft nur durch eine Erhöhung der Drehzahl erreicht werden, was jedoch gleichzeitig zu einer kürzeren Verweilzeit in der Trennzone führt. Das hier vorgestellte Verfahren ist das einzige Magnetscheideverfahren, das eine getrennte Einstellung von Verweildauer und Trennintensität ermöglicht. Insbesondere bei Feinstpartikeln ist eine niedrige Trennintensität mit langer Verweildauer wichtig, um gute Trennergebnisse zu erlangen.
- Durch die schnell drehenden Rotoren wird derselbe Effekt erzielt wie bei einer Hintereinanderschaltung von mehreren Magnetscheidern gleichen Typs. Jeder Schlag gegen die Trennebene entspricht einem Trennvorgang. Während bei üblichen Querpolscheidern oder Wechselfpolscheidern nur ein einziges Mal getrennt wird, werden hier sehr viele kleine Trennimpulse in das Material eingeleitet. Dadurch ist eine schonendere Prozessführung möglich, die nachgeschaltete Trennschritte überflüssig macht.
- Durch eine Höhenverstellung der Trennebene kann die Schlagkraft eingestellt werden. Gleichzeitig kann durch Veränderung der Drehzahl der Rotoren die Scherbeanspruchung variiert werden. Hierdurch können zwei wichtige Betriebsparameter unabhängig voneinander optimiert werden.

3 Physikalische Grenzen der Magnettrennung

3.1 Theoretische Abschätzung der Grenzen

Um den Einsatzbereich eines Magnetscheiders sinnvoll abgrenzen zu können ist eine Betrachtung der Kraftbereiche von interpartikulären- und Magnetkräften in Abhängigkeit von der Partikelgröße notwendig. Als Trennbedingung gilt, dass die Summe der interpartikulären Kräfte kleiner sein muss als die Magnetkraft. Die wichtigsten interpartikulären Kräfte, die berücksichtigt werden müssen sind Van der Waals Kräfte, elektrostatische Kräfte und Flüssigkeitsbrücken. Kräfte, die aus Festkörperbindungen oder formschlüssigen Verbindungen resultieren, sind im Regelfall wesentlich größer als Magnetkräfte. Um die untere Grenze des Partikeldurchmessers festzulegen wurden für die Be-

rechnung Bedingungen angenommen, die eine maximale Haftkraftausprägung zulassen. Es wurde hier auf die aus der Literatur bekannten Schwankungsbereiche der für die Berechnung benötigten Parameter zurückgegriffen. Die dargestellte Magnetkraft bezieht sich auf ferromagnetische Partikel, die sich in ca. 5 mm Abstand von einem NdFeB Magneten (N42) befinden.

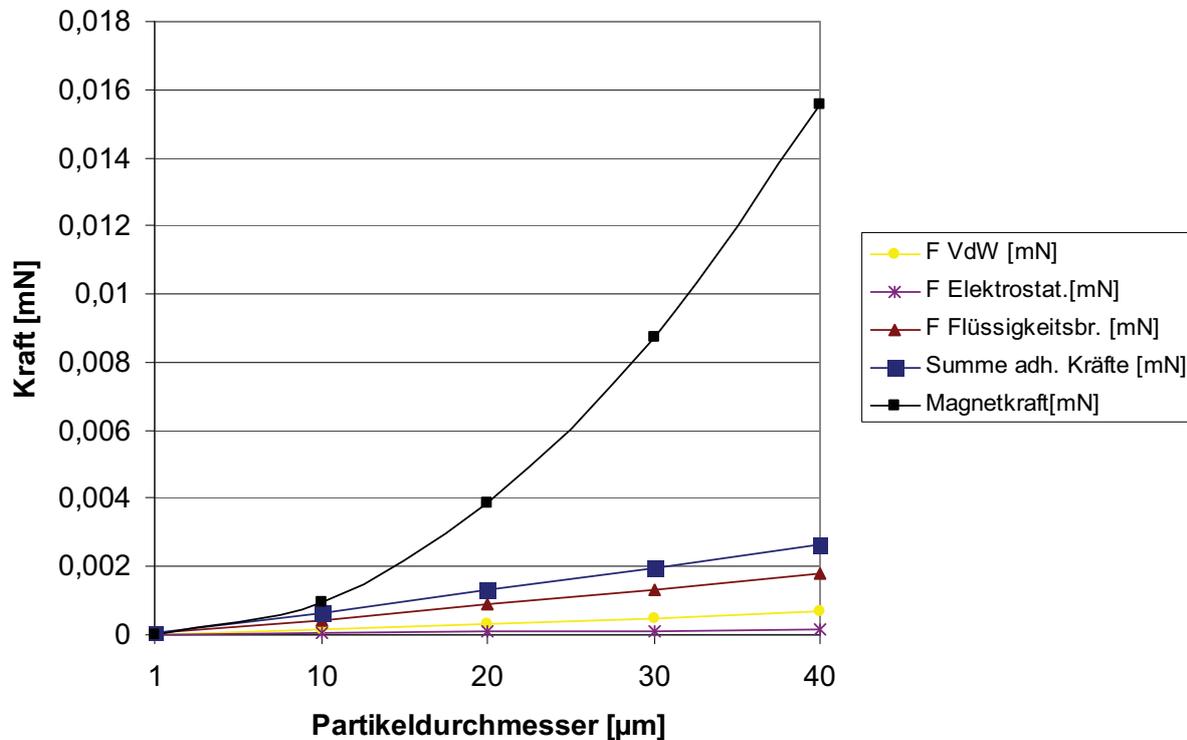


Abbildung 3 Kräftebilanz

Wie aus Abbildung 3 ersichtlich sollte selbst unter schlechten Umgebungsbedingungen, z.B. hoher Luftfeuchte, starker elektrostatischer Aufladung etc. eine Trennung bis in den Korngrößenbereich von 10 – 20 µm möglich sein.

3.2 Empirisch ermittelte Grenzen

Zur Überprüfung der auf theoretischem Wege ermittelten Grenzen einer Magnettrennung wurden Versuche mit Pulvern von bekannter Zusammensetzung und Korngrößenverteilung durchgeführt. Hierzu wurde zerkleinerter Quarzsand im Korngrößenbereich von 0 – 51 µm und Eisenoxidpulver im Korngrößenbereich von 0 – 63 µm eingesetzt.

Die Korngrößenverteilungen sind in Abb. 4 und 5 zu sehen.

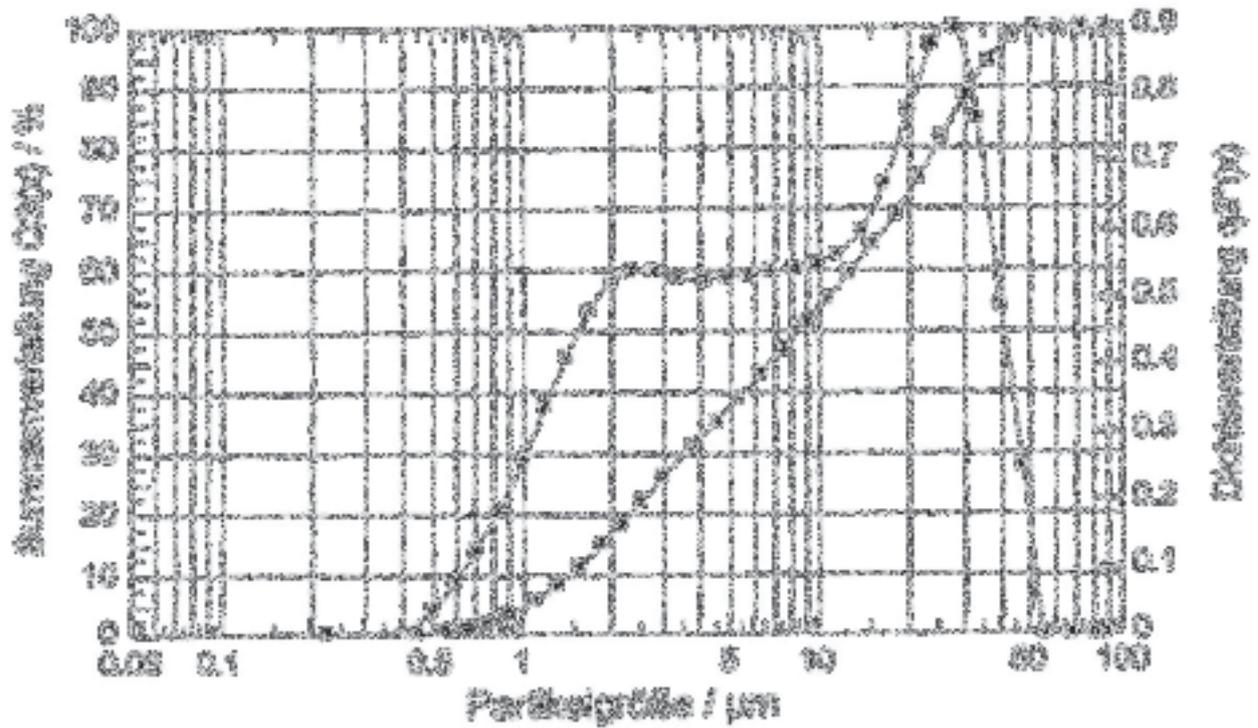


Abbildung 4 Korngrößenverteilung zerkleinerter Quarzsand

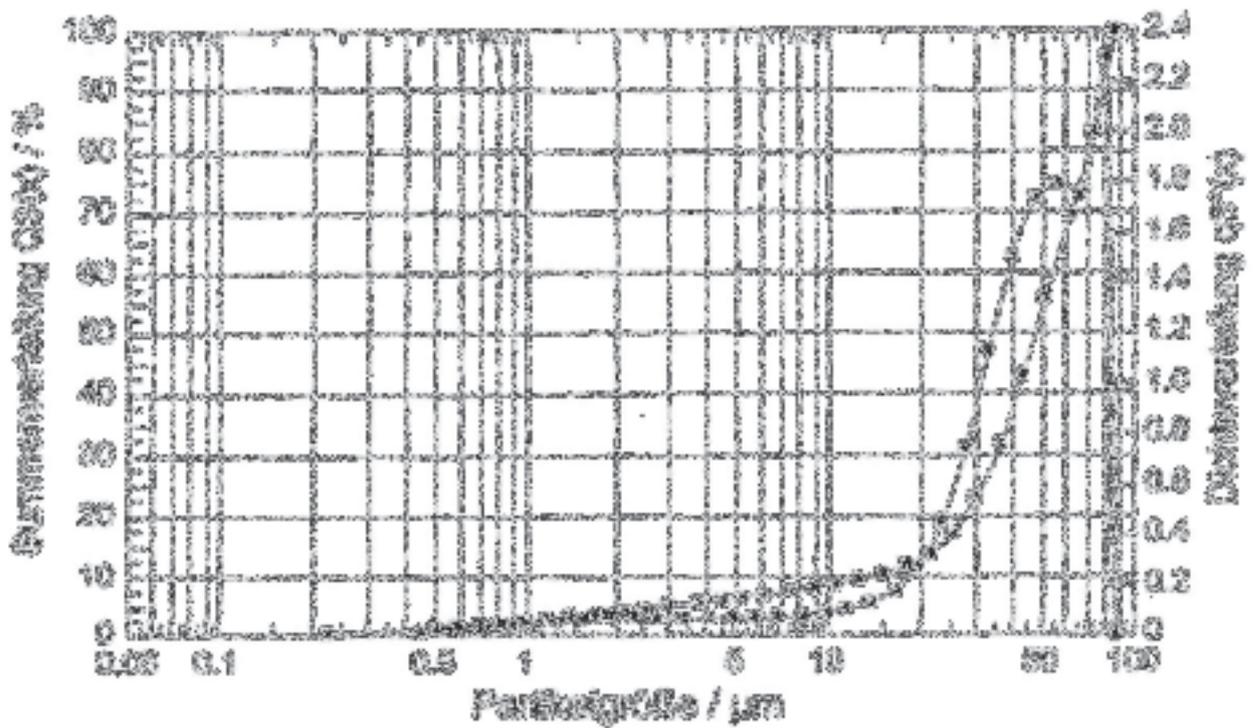


Abbildung 5 Korngrößenverteilung Eisenoxidpulver

Repräsentativ für die durchgeführten Versuche wird in Abbildung 6 ein Trennergebnis eines Versuches mit einer Massenzusammensetzung von 50% Quarzsand und 50 % Eisenoxidpulver gewählt.

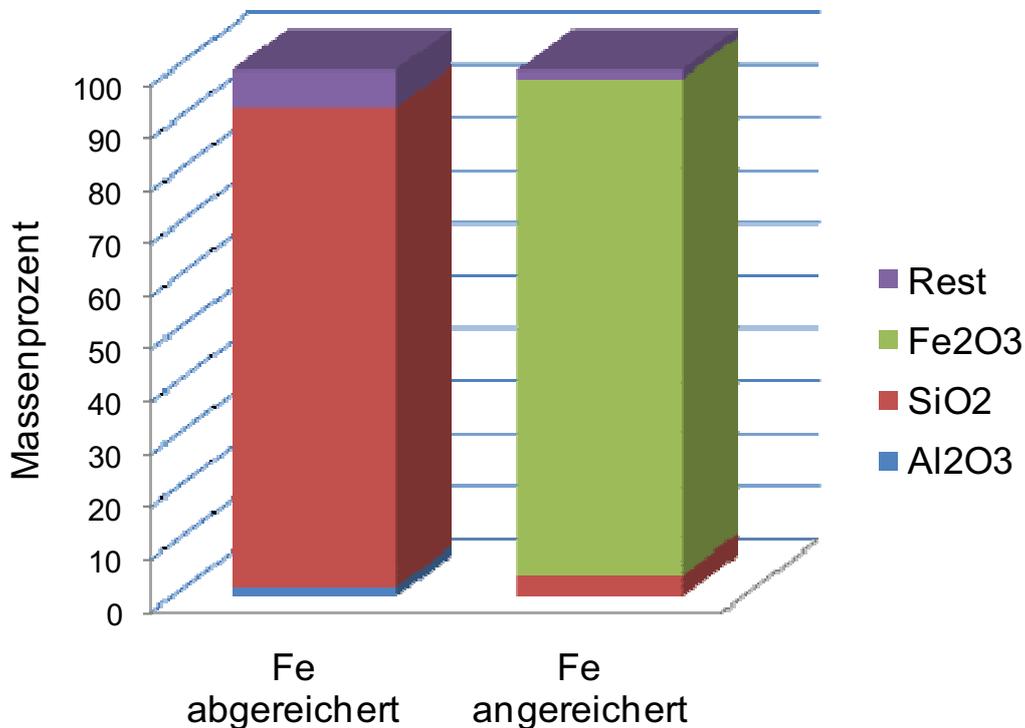


Abbildung 6 Beispiel eines Trennergebnisses

Das Ergebnis zeigt, dass auch bei Feinstpartikeln eine trockenmagnetische Trennung erfolgreich sein kann. Notwendig für eine erfolgreiche Trennung sind die richtige Prozessführung und möglichst geringe Feststoffbrückenbindungen zwischen den Partikeln. Hilfreich für eine Trennung ist es Bedingungen zu schaffen, die zu möglichst geringen interpartikulären Bindekräften führen.

4 Zusammenfassung

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass eine trockenmagnetische Trennung von Partikeln bis in den Bereich von 10 µm physikalisch möglich sein sollte. Der empirische Nachweis für Partikel der entsprechenden Korngrößen belegt dies. Das dargestellte Verfahren wird durch den Einsatz moderner Werkstoffe ermöglicht, wie z.B. von Neodym –Eisen – Bor Magneten, die entsprechend hohe Energiedichten auf sehr engem Raum bieten.

Die wirtschaftliche Verwertbarkeit des neuen Trennverfahrens wird zurzeit für mehrere Anwendungsfälle evaluiert. Potentielle Einsatzgebiete stellen z.B. die Abtrennung magnetisierbarer Materialien aus Schleifstäuben, Filterstäuben, Strahlstäuben, Schleifmit-

telstäuben, mineralhaltigen Erzen etc. dar. Weitere Untersuchungen welche Stäube im großtechnischen Einsatz behandelt werden können, werden am I.A.R. in einer Pilotanlage durchgeführt. Besonderes Augenmerk muss bei der Auswertung der Versuche auf die angewendeten Analyseverfahren und auf die Pulvergenese gelegt werden, um eine realistische Bewertung des Trennerfolgs vornehmen zu können.

5 Literatur

- | | | |
|-------------|------|--|
| Franzreb M. | 2003 | Magnettechnologie in der Verfahrenstechnik wässriger Medien, Forschungszentrum Karlsruhe, Institut für Technische Chemie, wissenschaftliche Berichte FZKA 6916, Habilitationsschrift |
| Laurila E. | 1954 | <i>Zur Theorie der trockenen magnetischen Aufbereitung des feinverteilten starkmagnetischen Materials.</i> Helsinki, Suomalainen Tiedeakatemia, Dissertation |

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Ing. Oliver Pikhard
Institut für Aufbereitung & Recycling (I.A.R.), RWTH Aachen
Wüllnerstr. 2
D-52062 Aachen
Telefon +49 241 80-95713
Email pikhard@ifa.rwth-aachen.de
Website: www.iar.rwth-aachen.de

Niedertemperatur-Tunnelrockner zur optimierten Wertstoffgewinnung

Reinhard Schu

EcoEnergy Gesellschaft für Energie- und Umwelttechnik mbH, Walkenried

Low Temperature Drying as Key Technology for Waste Recycling

Abstract

Recycling and energy recovery from waste and biomass are more and more important in waste management as well as global energy supply.

Recycling materials from waste are recovered increasingly by automatic sorting technologies for example by Near infrared technology. The efficiency of these technologies increases significantly with better pre-treatment of the waste. The treatment for automatic sorting can be optimized by drying to get a better recovery rate and quality. High temperature Industrial dryers with short retention time and high drying temperature are already in use for waste drying. The material has to be shredded to a particle size of < 60 mm. The relatively small particle size makes recycling of the material extremely difficult. The paper presents a new process for low temperature drying of waste, using a waste adapted belt dryer with recirculating air. The dryer can process material with a particle size up to 400 mm which makes it ideal as pre-treatment for automatic sorting systems. The dryer is heated with low temperature industrial waste heat at only 95 °C.

Zusammenfassung

Wertstoff- und Energiegewinnung aus Abfall und Biomasse spielen bei der Abfallwirtschaft und globalen Energieversorgung eine immer wichtigere Rolle. Zur Wertstoffgewinnung werden zunehmend automatische Sortiertechniken wie z. B. die Nahinfrarottechnik eingesetzt. Diese arbeiten umso effektiver, je besser die vorgeschaltete Abfallaufbereitung erfolgt. Durch eine Trocknung des Abfalls kann die Aufbereitungstechnik optimiert werden und damit die Sortierquote und -qualität der Wertstoffe wesentlich verbessert werden.

Intensivrockner mit kurzen Verweilzeiten und hohen Trocknungstemperaturen werden bereits zur Abfalltrocknung eingesetzt. Das Material ist für Intensivrockner auf eine Korngröße < ca. 60 mm zu zerkleinern. Aufgrund der notwendigen Zerkleinerung ist eine anschließende Wertstofftrennung kaum noch möglich. Mit dem innovativen Niedertemperatur-Tunnelrockner kann der Abfall in der für die anschließende automatische Sortierung optimalen Kongrößenverteilung von 40 mm – 400 mm getrocknet werden. Für die Trocknung reicht ein Abwärmenniveau von 95°C aus.

Keywords

Abfalltrocknung, Wertstoffgewinnung, Recycling, automatische Sortierung, NIR, Trommelrockner, Tunnelrockner, Niedertemperaturtunnelrockner, Bandrockner, Trockenstabilisierung

1 Einleitung

Die separate Sammlung von Wertstoffen wie Papier, Glas, Metall, Elektronikschrott und Bioabfall zur stofflichen Verwertung ist allgemein anerkannt; heiß diskutiert wird demgegenüber die Sinnhaftigkeit der getrennten Sammlung von Verpackungsabfällen.

Die positive Entwicklung der werkstofflichen Verwertung von Abfällen ist zum einen der rasanten technischen Entwicklung von automatischen Abfallsortiersystemen wie der Nah-Infrarot-Sortiertechnik (NIR) zur Erzeugung sortenreiner Kunststoffe und zum anderen der Ölpreisentwicklung zu verdanken.

Sortenreine Fraktionen für eine werkstoffliche Verwertung können zwar grundsätzlich auch ohne vorherige Trocknung durch optische Sortiersysteme gewonnen werden, wesentlich für die Funktion der NIR-Technik bzgl. Abscheidegrad und Sortenreinheit ist jedoch die Vorbehandlung. Schlüsseltechnologie der Erzeugung von werkstofflich verwertbaren, sortenreinen Abfallfraktionen ist neben den automatischen Sortiersystemen die Trocknungstechnik mit angepasster Aufbereitung zur Erzeugung von geeigneten Vorprodukten.

2 (Werk)stoffliche versus energetische Verwertung

Eine optimierte stoffliche Verwertung von Abfällen weist eine wesentlich höhere Energierückgewinnung auf als eine Müllverbrennung.

Die weitere Differenzierung in rohstoffliche und werkstoffliche Verwertung steht im Zusammenhang mit der Struktur und der Produktion von Kunststoffen.

Zur Produktion von 1 kg Kunststoff werden ca. 1,8 l bis 2,3 l Rohöl als Rohstoff und Energieäquivalent benötigt. Der Brennwert von Rohöl liegt bei 41 MJ/kg

Die Produktionsenergie entfällt zum größten Teil auf die Synthese von Monomeren durch Polymerisation oder Polykondensation. Bei der werkstofflichen Verwertung bleibt diese Strukturenergie erhalten, während bei der rohstofflichen Verwertung diese Energie vernichtet wird. 70 % bis 90 % der Prozessenergie gehen bei der rohstofflichen gegenüber der werkstofflichen Verwertung als Strukturenergie verloren. Ohne eine angepasste Vorbehandlung kann eine automatische Sortierung diesen Ansprüchen nicht gerecht werden. Abfälle mit Oberflächenfeuchte und Schmutzanhaftungen lassen sich zwar über NIR- und Röntgentechnik erkennen, die Erkennungsquote und Sortenreinheit lässt sich jedoch mit einer Trocknung bzw. Waschung mit

anschließender Trocknung und angepasster Aufbereitung vor der automatischen Sortierung wesentlich verbessern.

Tabelle 1 Energiebedarf bei der Produktion von Verpackungen, verändert nach (GUA GESELLSCHAFT FÜR UMFASSENDE ANALYSEN ET AL., 2004)

Material	Gesamtenergiebedarf (inkl. Rohstoffenergie) MJ/kg Produkt	Material	Gesamtenergiebedarf (inkl. Rohstoffenergie) MJ/kg Produkt
LDPE Folie	91,81	Weißblech	35,79
HDPE Folie	99,80	Aluminium	193,27
PP Spritzguss	118,84	Weißglas	12,74
PVC Folie	66,25	Wellpappe	19,82
PS (high impact)	91,81	Papier, Karton	44,79
PET Flasche	101,44	Verbunde Papierbasis	55,80
PET Folie	109,19	Holz	17,67

3 Abfalltrocknung

Aus dem Stand der Technik ist es bekannt, zur weitgehenden Aufbereitung von Abfällen diese zunächst einer Trocknung zu unterziehen. Die Trocknung verbessert die Qualität der Aufbereitung und die Verwertungsmöglichkeiten für die zu separierenden Teilfraktionen. Darüber hinaus kann durch eine Trocknung auch der Heizwert des getrockneten Gutes angehoben werden. Bekannte Verfahren zur Abfalltrocknung sind biologische Trockenstabilisierungsverfahren und thermische Verfahren, ausgeführt als Trommeltrockner und Bandrockner. Bisher ist keine kommerzielle Anwendung eines Trocknungsverfahrens als Konditionierung vor einer sortenreinen Fraktionierung zur werkstofflichen Verwertung bekannt.

3.1 Trockenstabilisierungsverfahren

Trockenstabilisierungsverfahren in Restabfallbehandlungsanlagen wurden in der Vergangenheit von den Firmen Herhof Umwelttechnik GmbH, Lentjes GmbH, Nehlsen GmbH & Co. KG, Wehrle Umwelt GmbH und Herhof GmbH realisiert.

Trockenstabilisierungsverfahren eignen sich grundsätzlich zur Vorbehandlung vor einer automatischen Sortierung, wie dies auch die Versuche mit Trockenstabilat unter

Begleitung des Dualen Systems Deutschland AG 2004 gezeigt haben (CHRISTIANI, 2005), (JUNG, 2005).

Positiv zu bewerten für eine nachfolgende Wertstoffsartierung ist der geringe erforderliche Zerkleinerungsgrad gegenüber anderen Trocknungssystemen von < 150 mm und teilweise < 250 mm.

Über den Rotteprozess werden ca. 60 kg Biomasse pro Tonne Abfall verbraucht, das entspricht ca. 300 kWh/Mg Abfallinput.

Pro Tonne Einsatzmaterial werden ca. 300 kg Wasser verdampft. Im Weiteren werden die Kenndaten des Trockners auf die Wasserverdampfungsleistung normiert:

Tabelle 2 Trockenstabilisierung nach und eigenen Berechnungen

Parameter	pro t Wasserverdampfung*
Temperatur	Eintritt: 20 °C - Austritt 60 °C
Abluftemissionen:	10.000 - 16.500 Nm ³ /t
Stromverbrauch:	120 - 180 kWh/t
Erdgasverbrauch RTO:	80 - 150 kWh/t
Wärmeeinsatz (aus Rotteprozess):	850 – 1.000 kWh/t

*Bezug ist nur der Anteil des Verfahrens, der für die Abfalltrocknung benötigt wird

Tabelle 3 Trockenstabilisanlagen nach (ASA E.V., 2007) und eigenen Berechnungen

	Abfalldurchsatz t/a	theor. Leistung t H ₂ O/h
Trockenstabilat-Verfahren Herhof		
MBS ZAB Nuthe-Spree (Niederlehme)	135.000	5,50
MBS Aßlar	155.000	6,40
MBS Osnabrück	90.000	3,70
MBS Westerwald (Rennerod)	100.000	4,00
MBS Trier-Mertesdorf	180.000	7,40
BMA Dresden	105.000	4,30
Trockenstabilisierung Lentjes		
MBA Wetterau	49.000	2,00
Trockenstabilisierung Nehlsen		
MBV Lübben Ratsvorwerk/Niederlausitz	28.000	1,20
MBS Vogtland	65.000	2,30
MBV-/EBS Anlage Stralsund	70.000	2,70
Trockenstabilisierung Wehrle Umwelt		
MBA Kahlenberg (100.000 t/a gesamt)	55.000	3,00

3.2 Trommeltrockner

Alle in Deutschland betriebenen Trommeltrocknungsanlagen für die Ersatzbrennstoffkonfektionierung wurden von der Firma Vandenbroek geliefert.

Tabelle 4 Trommeltrockner zur EBS-Konfektionierung in Deutschland nach eigenen Berechnungen

	Abfalldurchsatz t/a	Leistung t H ₂ O/h
Trommeltrockner Vandenbroek		
SBS ECOWEST, Ennigerloh	160.000	2,5 - 3,5
MPS Chemnitz (2 Trockner)	143.000	(2x) 4,5
MPS Berlin-Reinickendorf	160.000	5 - 7
MPS Berlin-Pankow	160.000	5 - 7

Neben den oben genannten Trocknern wurden noch weitere Trommeltrockner in Lünen von der Firma Remondis (FENDEL; 2002) und in Hoyerswerda von der SVZ zur Brennstoffaufbereitung betrieben, sind aber heute nicht mehr in Betrieb.

Tabelle 5 Trommeltrocknerkenndaten nach (HOFFMANN ET AL., 2001), (KRAGTING ET AL., 2002, 2004 UND 2006) und eigenen Berechnungen

Parameter	pro t Wasserverdampfung
Temperatur	Eintritt: 350 °C - Austritt 105 °C
Abgasemission	3.000 – 4.000 Nm ³ /t
Stromverbrauch	40 – 80 kWh/t
Erdgasverbrauch RTO	25 - 50 kWh/t
Wärmeeinsatz Trocknung (Erd-, Bio- oder Deponiegas)	850 kWh/t

Trommeltrockner mit Inputspezifikationen < 60 mm Korngröße sind als Vorschaltanlage vor einer optischen Sortierung zur Erzeugung sortenreiner Werkstoffe nur bedingt geeignet. Weiterentwicklungen der Trommeltrockner für gröbere Abfallfraktionen und eine angepasste Sortiertechnik können die Eignung der Trommeltrocknung für die Gewinnung sortenreiner Werkstoffe verbessern.

3.3 Bandtrockner

Neue Klärschlammrockner werden heute zunehmend entweder als Bandtrockner oder als solare Trocknungsanlagen installiert. Hauptgrund für diese Trendwende ist die Möglichkeit zur Nutzung von Abwärme bzw. Umgebungswärme oder solarer Energie.

Die Energiekosten betragen mehr als 50 % der gesamten Trocknungskosten und stellen ein hohes Optimierungspotential, sowohl bzgl. der Energiemenge als auch des Energieniveaus dar.

Bandrockner werden zunehmend auch für die Abfalltrocknung eingesetzt, die heutigen Systeme sind jedoch auf eine Korngröße < 40 mm angewiesen.

Tabelle 6 Bandrockner für Siedlungsabfälle in Deutschland nach (KLEIN ABWASSER- UND SCHLAMMTECHNIK GMBH, 2007), (SCHRÖDER, 2004), (SEVAR ENTSORGUNGSANLAGEN GMBH, 2007)

	Abfall-durchsatz t/a	Leistung t H ₂ O/h	Temperatur- Heizmedium	Energiebedarf therm./elektr. kWh/ t H ₂ O	Abluft- menge Nm ³ / t H ₂ O
Amandus Kahl GmbH & Co. KG					
EBS-Aufbereitungsanlage Wilmsdorf	100.000	2,5 – 3	Dampf 120°C	900/50	10.000
Klein Abwasser- und Schlamntechnik GmbH					
MBA Wiefels	113.500	2,4	Abgas BHKW 485 °C	895/45	3.500
MBA Sachsenhagen (Schaumburg)	75.000	1		700/80	2.000
Sevar Entsorgungs- anlagen GmbH					
MBA Südniedersachsen (Deiderode)	133.000	2,25	Abgas BHKW	835/62	350

Bemerkenswert sind die Maßnahmen zur Abluftminimierung und Wärmerückgewinnung bei den Bandtrocknungssystemen.

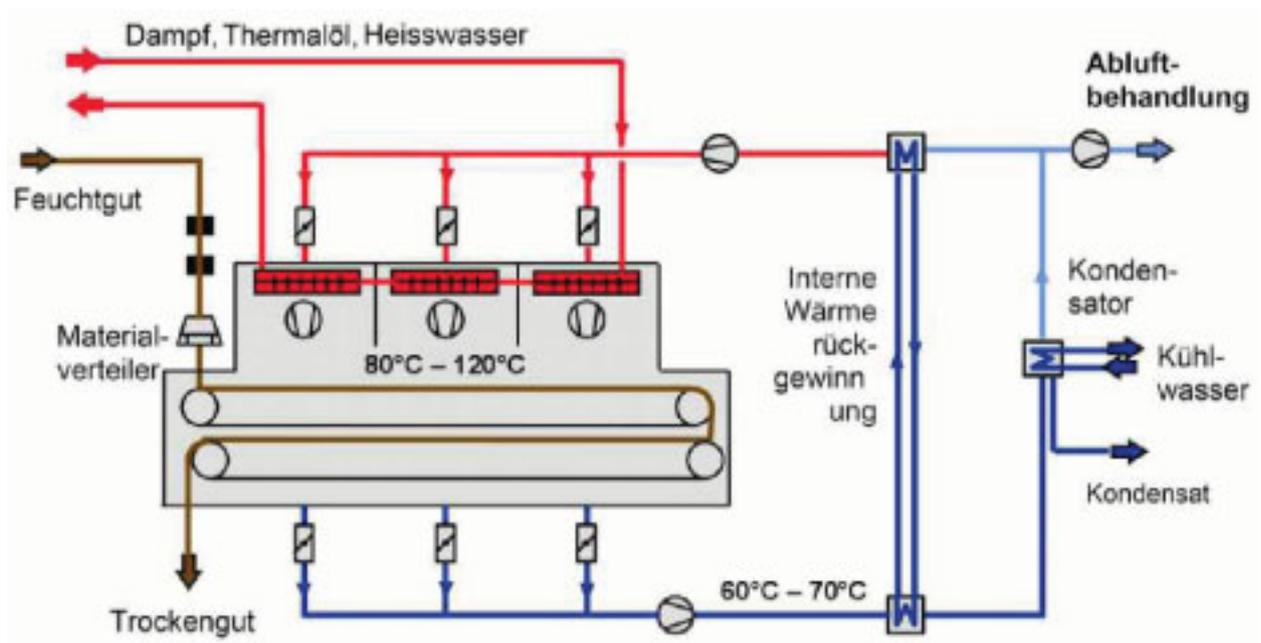


Abbildung 1 Verfahrensschema Bandrockner der Fa. Sevar Entsorgungsanlagen GmbH (SEVAR ENTSORGUNGSANLAGEN GMBH, 2007)

4 Trocknung zur optimierten Wertstoffgewinnung

Automatische optische Sortiersysteme haben die Möglichkeiten der sortenreinen Werkstoffgewinnung revolutioniert. Wesentlich für die automatische Sortierung ist dabei eine angepasste Aufbereitung und Dosierung.

In den folgenden Aufbereitungstechniken sind trockene Abfälle besser geeignet und es wird ein besseres Trennergebnis erzielt:

- Siebtechnik
- Windsichtung
- Ballistischer Sichter
- Vereinzelung

Die Trocknung von Abfällen mit hohen Restfeuchtegehalten, wie Siebüberlauf aus der Restabfallbehandlung und Gewerbeabfälle, stellt die effektivste Optimierung der optischen Sortiertechnik dar. Die sortierten Wertstoff-Fractionen sind zudem trocken, geruchsarm und hygienisiert.

Die wesentlichen Kenndaten der bisher eingesetzten Trocknungssysteme sind in der nachfolgenden Tabelle gegenübergestellt.

Tabelle 7 Vergleich der bestehenden Trocknungssysteme für Rest- und Gewerbeabfall

Parameter	pro t/H ₂ O	Trocken-stabilisierung	Trommel-Trockner (Brenngas)	Trommel-Trockner (Abwärme)	Bandtrockner (Abwärme)
Inputspezifikation		< 200 mm, biogener Anteil	< 60 mm	< 40 mm (Gärrest)	< 40 mm (Gärrest)
Verweilzeit		6 – 10 Tage	10 – 20 min.	10 – 20 min.	10 -20 min.
Heizmedium		Rotte (Biomasse)	Erdgas	Abwärme	Abwärme
Temperatur Trocknungsluft Eintritt/Austritt		20 °C/ 60 °C	350 °C/ 105 °C	350 °C/ 105 °C	80 - 120°C/ 40 - 80°C
Abgasemission	Nm ³	10.000 – 16.500	3.000 - 5.000	3.000 - 4.000	350 – 3.500
Stromverbrauch	kWh	160 – 180	40 - 80	40 - 80	40 - 80
Erdgasverbrauch RTO	kWh	80 -150	25 - 50	25 - 50	7 - 70
Wärmeeinsatz Trocknung	kWh	850	850	850	700 - 900
Elektr. Energieäquivalent	kWh	420 – 480	470 - 530	140 - 195	154 - 205
Kondensat zur Entsorgung	kg	0	0	0	0 - 1.000

Da unterschiedliche Energieträger eingesetzt werden, wurde ein elektrisches Energieäquivalent definiert. Je nach Energieträger sind nach dem Stand der Technik unterschiedliche Nettowirkungsgrade bei der Verstromung möglich.

Es wurden folgende Annahmen getroffen:

Erdgas: 50% elektrischer Nettowirkungsgrad in GuD Kraftwerken

Biomasse: 26% elektrischer Nettowirkungsgrad in Biomassekraftwerken

Abwärme: 10% elektrischer Nettowirkungsgrad in einer Dampfturbine bei Dampf (3 bar/133 °C)

Nach energetischen Kriterien und aus emissionstechnischer Sicht ist bei thermischen Trocknungssystemen ein Abwärmenutzungskonzept zu präferieren.

Die Inputkriterien der thermischen Trocknung erschweren jedoch bisher noch eine effektive Wertstoffsartierung, da die Wertstoffe vor der thermischen Trocknung entweder aufgrund der kurzen Verweilzeiten oder um einen störungsfreien Betrieb zu gewährleisten auf Korngrößen < 40 mm bzw. < 60 mm zerkleinert werden müssen.

5 Niedertemperatur-Tunnelrockner

Bei dem Niedertemperatur-Tunnelrockner handelt es sich um einen an den Abfall adaptierten, kontinuierlichen Bandrockner im Umluftbetrieb, als Band wird ein belüftbares Pendelbodensystem eingesetzt.

Zur Beheizung wird Niedertemperaturabwärme verwendet. Im Trockner kann Material bis zu einer Korngröße von 400 mm verarbeitet werden. Die Fraktion sollte aus einem Siebschnitt 80 mm bis 300 mm und grob zerkleinertem Siebüberlauf > 300 mm bestehen, um eine möglichst geringe Zerkleinerungswirkung zu haben.

Folgende technische Daten für einen Durchsatz von 100.000 t/a Gewerbeabfall wurden angesetzt:

Tabelle 8 Auslegungsdaten Tunnelrockner

Parameter		Daten
Wasserverdampfungsleistung	t/h	3
Verweilzeit im Tunnel	Std.	8 - 24
Inputspezifikation	mm	40 - 300
Dichte Abfallinput	kg/m ³	70 - 200
Heizmedium	Abwärme	> 95°C
Temperatur Trocknung Eintritt/Austritt		85°C/45°C-50°C
Abluftemissionen Trocknung	Nm ³ /t H ₂ O	350 - 700
Stromverbrauch Trocknung	kWh/t H ₂ O	80
Erdgasverbrauch RTO	kWh/t H ₂ O	7 - 14
Wärmeeinsatz Trocknung	kWh/t H ₂ O	1.000
Elektr. Energieäquivalent	kWh/t H ₂ O	190
Kondensat zur Entsorgung	kg/t H ₂ O	0
Anzahl Tunnel	Stück	2
Schütthöhe im Tunnel	m	ca. 6,0
effektive Breite Belüftung Tunnel	m	10,0 m
Beheizungslänge	m	30,0 m
Kühlänge	m	4 m
Fläche Belüftungsboden Beheizung	m ²	2 x 300
Flächenbelastung Trocknungsgut	Kg/m ²	800
Belastung Belüftungsboden Beheizung	Nm ³ /(m ² xh)	350

Die Zuführung in den Tunnel erfolgt mit einem Schachtzuführsystem, wobei das Trockengut gleichzeitig eine Abdichtung gegenüber dem Zuführsystem darstellt. Die Schütthöhe im Tunnelrockner muss zur optimalen Wasserdampfsättigung der Umluft möglichst hoch gewählt werden und beträgt ca. 6 m.

Zur Einstellung der Schütthöhe kann ein deckenseitig angeordneter verstellbarer Abstreifer eingesetzt werden. Zur Förderung des Trocknungsgutes durch den Tunnelrockner wird ein Pendelbodensystem eingesetzt, das einen Massenfluss des durch das System getragenen Trockengutes erlaubt.

Das getrocknete Material aus dem Tunnelrockner wird ausgetragen mit einem Pendelbodensystem sowie einer Pendelklappe am Austrag, die zusätzlich mit einem Haspelsystem zum dosierten Austrag aus dem Tunnel versehen ist und gleichzeitig einen Luftabschluss gegenüber dem Austrittssystem darstellt. Auf diese Weise wird der Einbruch an Falschluff minimiert und Abluft vermieden.

Der Einsatz von Dosier-einrichtungen zur Dosierung des Materialaustrags erlaubt einen effektiven und störungsfreien Betrieb der nachfolgenden Aufbereitungsaggregate.

Die folgenden Abbildungen zeigen Schnitt und Draufsicht des Tunneltrockners für einen Durchsatz von 100.000 t/a Gewerbeabfälle bzw. einer Trocknungsleistung von ca. 3 t/h Wasserverdampfung.

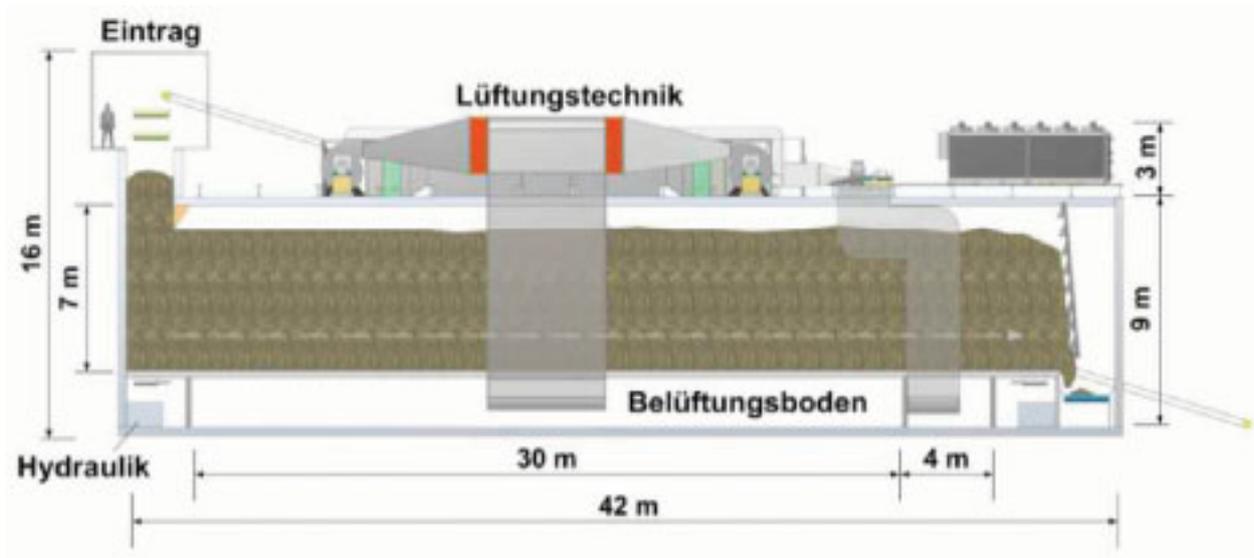


Abbildung 2 Schnitt des Tunneltrockners

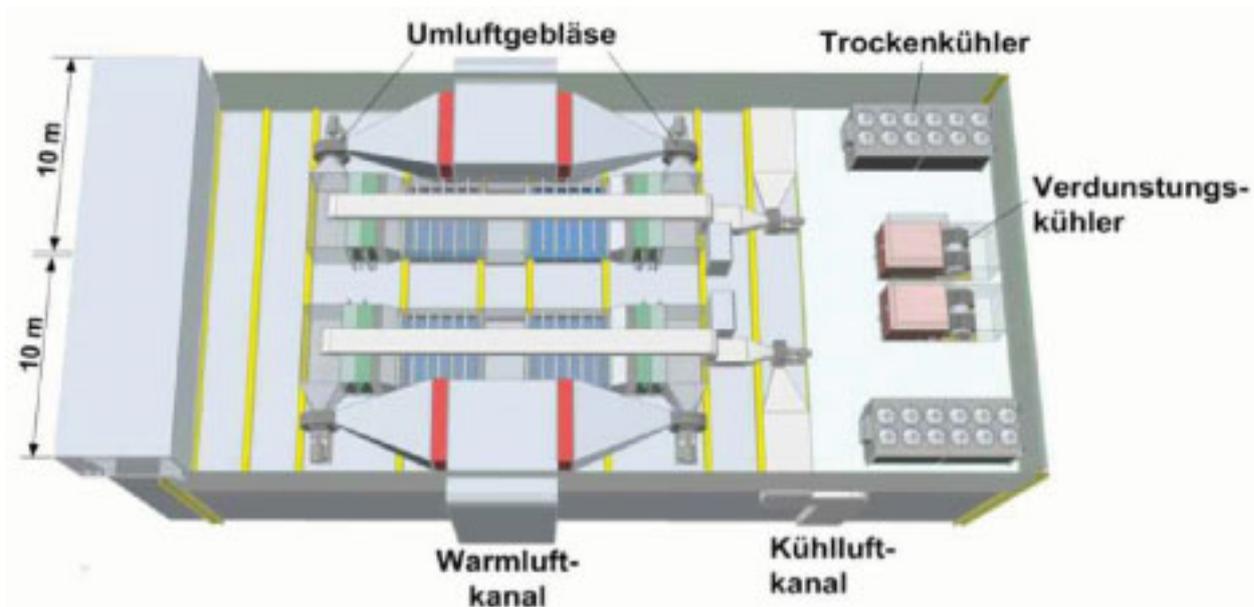


Abbildung 3 Draufsicht des Tunneltrockners

Aufbereitung nach der Trocknung

Die der Windsichtung vorgeschaltete Siebung bei 40 mm dient der Abtrennung des Feingutes, da dieses die Sauberkeit der Flugfraktion verschlechtern würde. Die Windsichtung kann ein- oder zweistufig ausgeführt werden. Als zweite Sichterstufe kann auch ein ballistischer Sichter eingesetzt werden, der durch die 1. Windsichterstufe

erheblich entlastet wird. Die Windsichtung und der ballistische Sichter arbeiten bei trockenen Abfällen deutlich trennschärfer als bei feuchten Abfällen.

Mit der Windsichtung werden vor allem flächige Bestandteile wie Folien und PPK abgetrennt. Die Flugfraktion ist trockenstabilisiert und kann entweder direkt energetisch oder nach einer weiteren Aufbereitung stofflich verwertet werden. Mit optischen Sortiersystemen kann diese Fraktion nach Papier und Kunststoffsorten getrennt werden.

Aus dem Schwergut werden Fe- und NE-Metalle abgeschieden. Durch Siebung und Windsichtung wird der Staubanteil der Schwerfraktion reduziert. Die staubfreie und trockene Schwerfraktion von 40 mm bis 400 mm ist ideal aufbereitet für die weitere optischen Sortierung (Nah-Infrarot, Röntgen).

Hier werden alle optisch erfassbaren Wertstoffe abgetrennt. Verwertbare Produktfraktionen werden mit einem optischen Sortiersystem in ein oder zwei Wertstofffraktionen ausgeschleust. Die weitere Aufbereitung der Wertfraktionen erfolgt effektiv in einer separaten Anlage mit mehreren kleineren optischen Sortiersystem in Reihenschaltung. Durch eine zweistufige NIR-Sortierung können höhere Reinheitsgrade erzielt werden als durch eine einstufige NIR-Sortierung aus der gesamten Schwergutfraktion.

Um eine Durchtrocknung der verbleibenden Grobstoffe zu ermöglichen, wird die nicht erkannte Schwerfraktion auf < 40 mm zerkleinert und wieder dem Trocknungsprozess zugeführt und bei der Siebung < 40 mm als Brennstofffraktion abgeschieden.

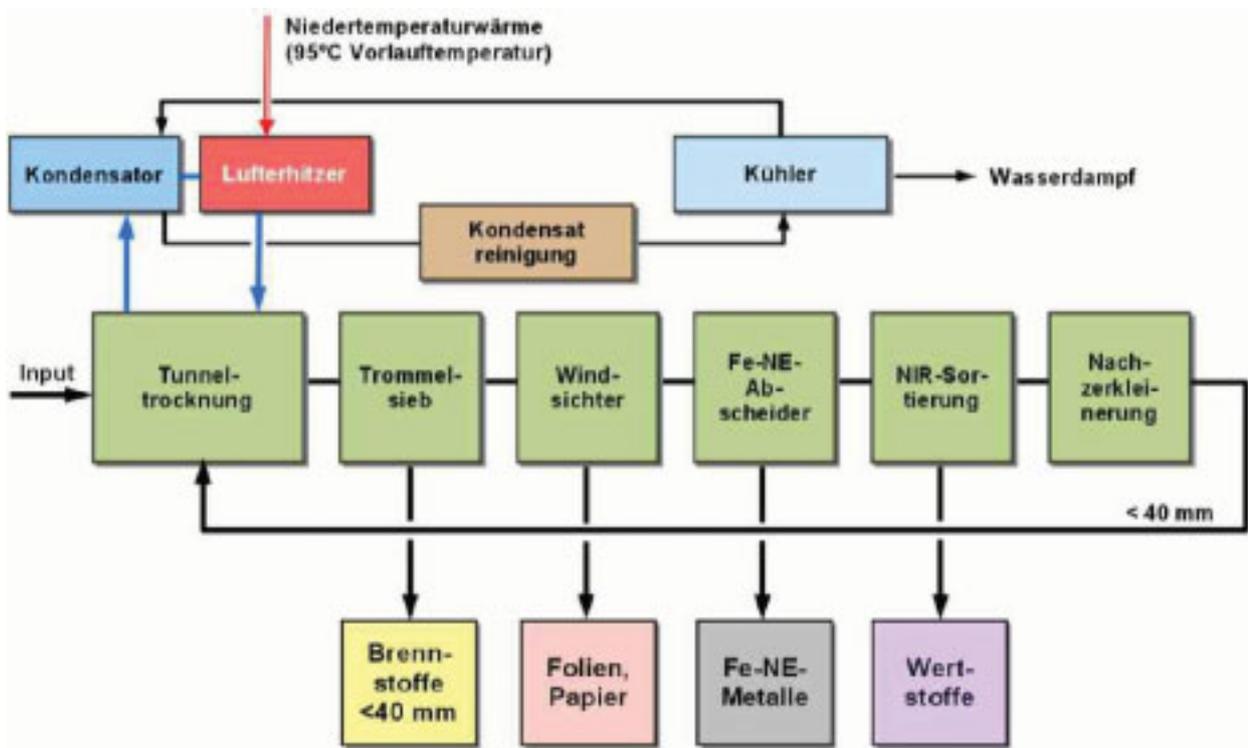


Abbildung 4 Blockfließbild Tunneltrockner

Lüftungstechnik

Bei dem konzipierten Niedertemperatur-Tunnelrockner wird Umluft verwendet, die im Kreislauf zur Kondensation gekühlt und wieder aufgeheizt wird. Die Aufheizung der abgekühlten Umluft wird vorrangig bis zu einem Temperaturniveau von ca. 85 °C durchgeführt, um zu hohe Temperaturen im Trocknungsgut und damit Brandgefährdungen (vgl. Richtlinie 1999/92/EG vom 16. Dezember 1999) und negative Produktveränderungen der Kunststofffraktionen zu vermeiden. Zudem kann durch das niedrige Temperaturniveau preiswerte Abwärme bei ca. 95 °C verwendet werden, beispielsweise vom BHKW oder Niedertemperaturwärme aus Kraftwerksprozessen.

In der Kondensation wird die Umluft von etwa 45 °C bis 50 °C auf 30 °C bis 35 °C, abhängig von den klimatischen Bedingungen, abgekühlt. Dabei werden die in der Umluft enthaltenen Staub sowie Schad- und Geruchsstoffe, z. B. Ammoniak und Schwefelwasserstoff ausgewaschen. Das Kondensat/Waschwasser ist schadstoffhaltig und wird vor der Verwendung als Zusatzwasser im Kühlturm in einer Abwasserreinigungsanlage geklärt.

Durch die Kreislaufführung der Umluft kann die Trocknung weitgehend abluftfrei betrieben werden. Es entsteht gerade nur soviel Abluft, wie aus Undichtigkeitsgründen aus dem System abgesaugt werden muss.

Die Trocknung sowie die Befüllung und/oder Entleerung des Tunnelrockners wird vollautomatisch durchgeführt.

In dem folgenden Sankey-Diagramm ist eine angenommene Stoffstromverteilung aus einem Abfallinput Restabfall-Siebüberlauf > 80 mm und Gewerbeabfällen dargestellt.

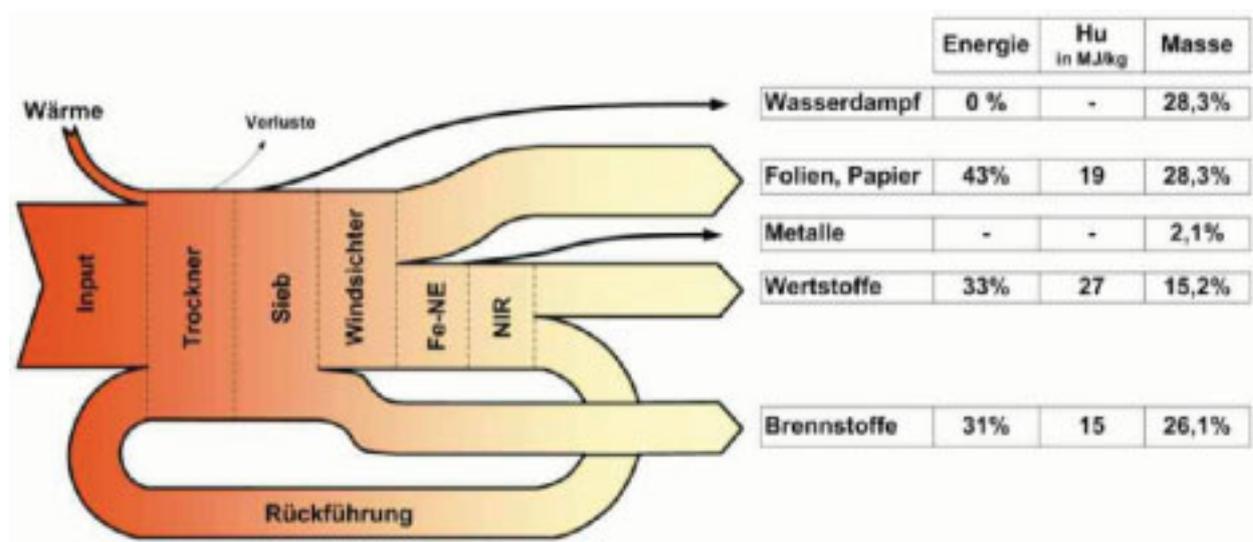


Abbildung 5 Sankey-Diagramm Tunnelrocknung mit optimierter Wertstoffgewinnung

Wie zu erkennen ist, stellen die Wertstoffe zwar einen geringen Massenanteil von ca. 15 % dar, jedoch beträgt der Energieanteil dieser Fraktion 1/3 der gesamten Abfallfraktion.

Die Fraktion Folien/Papier könnte über NIR-Sortierung weiter in werkstofflich verwertbare Folien- und Papierfraktionen getrennt werden.

In Abbildung 6 ist der erwartete Massenfluss nochmals übersichtlich dargestellt.

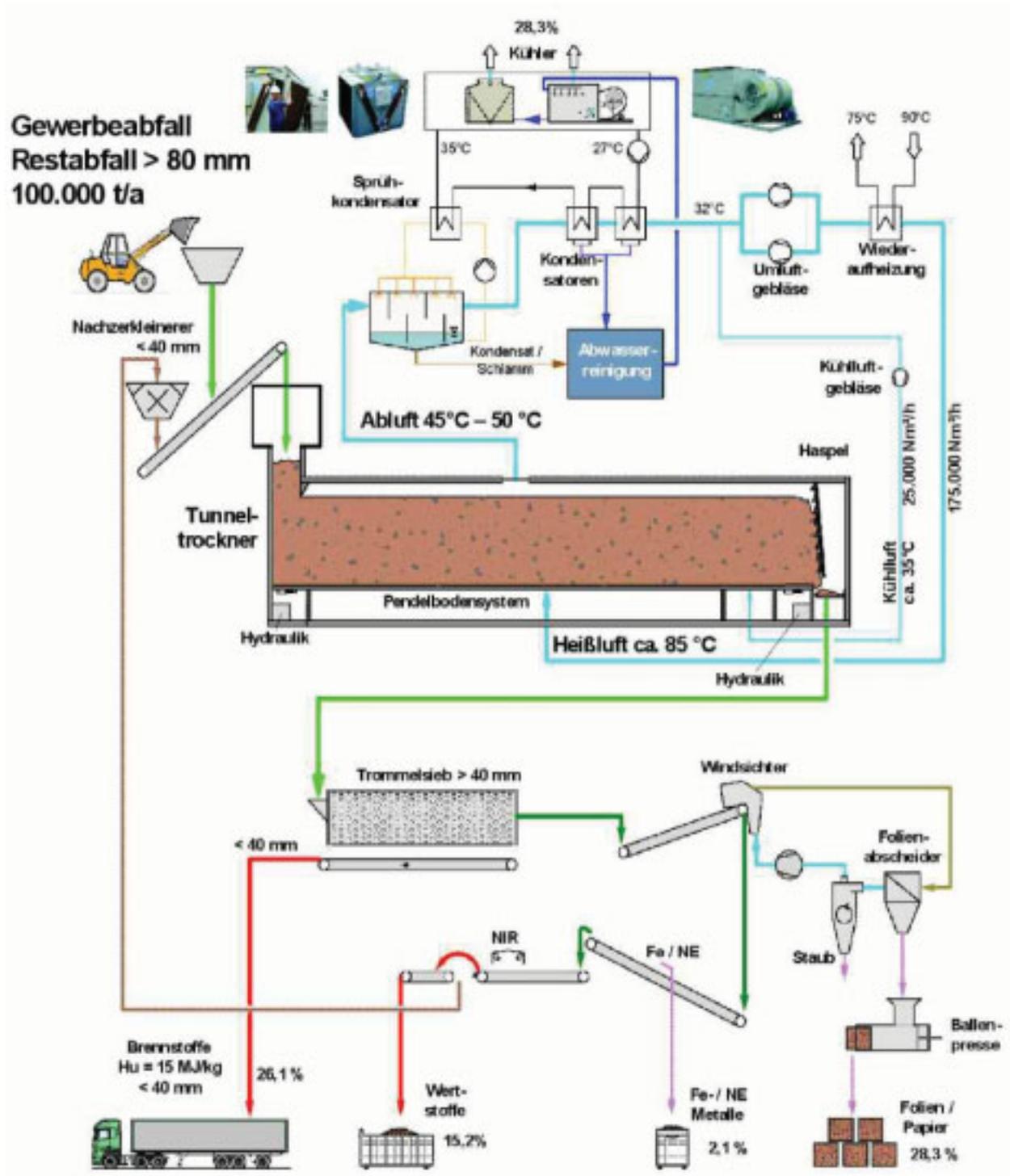


Abbildung 6 Fließbild Tunnelrockner

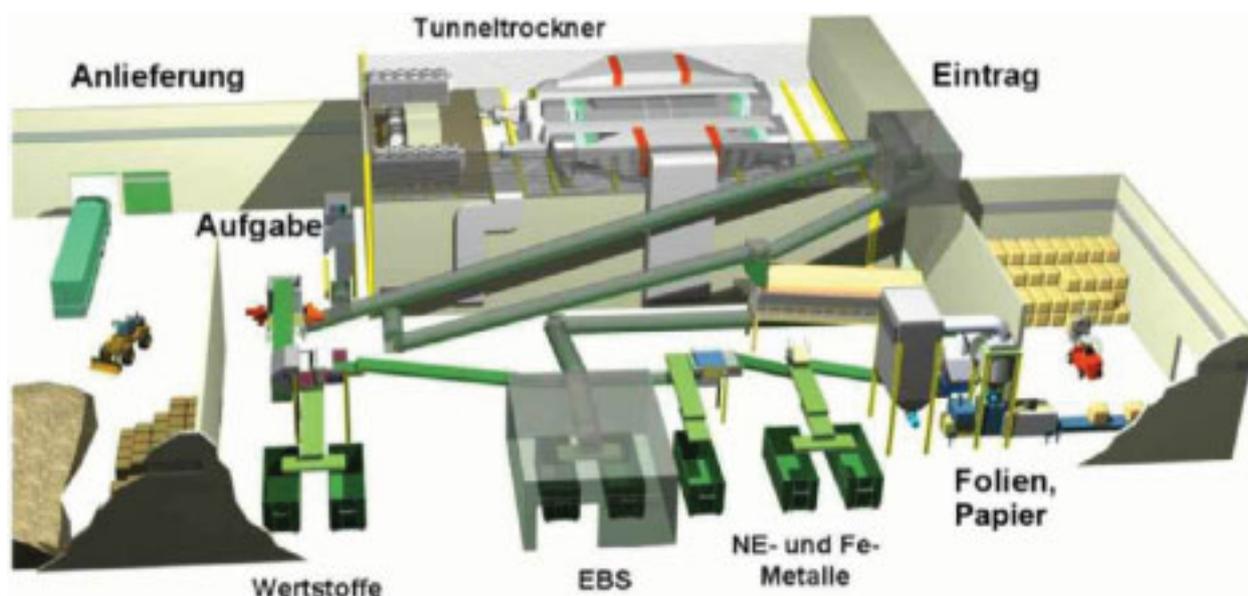


Abbildung 7 Integration Tunnelrockner in eine Wertstoffsortieranlage

6 Zusammenfassung und Ausblick

Die höchste Form der Energierückgewinnung aus Abfällen liegt, wenn nicht vermeidbar oder wiederverwendbar, in einer intelligenten werkstofflichen Verwertung, aber nicht um jeden Preis. Durch den Niedertemperatur-Tunnelrockner als Konditionierung der Abfälle vor einer weiteren automatischen Sortierung wird nicht nur die Erfassungsquote der Wertstoffe erhöht, sondern auch deren Qualität.

7 Literaturverzeichnis

- | | | |
|---|------|---|
| ASA (Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung) e.V. | 2007 | MBA-Steckbriefe 2007/2008 |
| Christiani, J. | 2005 | Entwicklungspotentiale der Verpackungsverwertung aus technologischer Sicht - exemplarisch anhand der Einbindung eines GiG-Konzeptes in Trockenstabilatanlagen. In: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung IX, Verlag: Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, Seite 71-75 |
| GUA Gesellschaft für umfassende Analysen GmbH; GVM Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH | 2004 | Verpacken ohne Kunststoff – Auswirkungen auf Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen. Studie, Endbericht. Wien, Download: http://www.bkv-gmbh.de/site/Verpacken%202004/GUA_Kurzfassung.pdf Stand: 01.08.2007 |

- Jung, G. 2005 Restmüll-/LVP-Versuche in Rheinland-Pfalz - Perspektiven für die Abfallwirtschaft. In: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung IX. Verlag: Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, Seite 65-70
- Fendel, A. 2002 Umsetzung von Projekten des Hauses Rethmann zur Herstellung von Ersatzbrennstoffen. In: Thomé-Kozmiensky (Hrsg.): Ersatzbrennstoffe, Band 2. TK-Verlag, Neuruppin, Seite. 269-276
- Hoffmann, E. 2001 Trocknung - Voraussetzung für die Ersatzbrennstoffherstellung, In: Karl J. Thomé-Kozmiensky (Hrsg.): Reformbedarf in der Abfallwirtschaft, Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Seite 411-416
- Kragting, M; Hoffmann, E. 2002 Thermische Trocknung der heizwertreichen Restabfallfraktion mit Trommeltrocknungsanlagen von Vandenbroek In: Karl J. Thomé-Kozmiensky (Hrsg.): Ersatzbrennstoffe, Band 2, Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Seite 383-390
- Kragting, M; Hoffmann, E. 2004 Physikalische Trocknung der heizwertreichen Restabfallfraktion, Witzenhausen-Institut - Bio- und Restabfallbehandlung VIII; K. Wiemer, M. Kern Witzenhausen, Seite 600-607
- Kragting, M; Hoffmann, E. 2006 Trommeltrockner für alternative Brennstoffe, WLB „Wasser, Luft und Boden“ - Zeitschrift für Umwelttechnik, Vereinigte Fachverlage GmbH, Mainz - Ausgabe März/April 2006 (Seite 54-56)
- Klein Abwasser- und Schlammtechnik GmbH 2007 Firmeninformationen
- Schröder, P. 2004 Herstellung von Ersatzbrennstoff aus Berliner Hausmüll mit einem mechanischen Aufbereitungsverfahren. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Ersatzbrennstoffe 4: TK Verlag Neuruppin, S. 225-232
- Sevar Entsorgungsanlagen GmbH 2007 Firmeninformationen

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Ing. Reinhard Schu
EcoEnergy Gesellschaft für Energie- und Umwelttechnik mbH
Bei dem Gerichte 9
D-37445 Walkenried
Telefon +49 5525 20 96 10
Email: Reinhard.Schu@EcoEnergy.de
Website: www.EcoEnergy.de

Schwankungsparameter in der Abfallwirtschaft

Nico Schmalbein

Lehrstuhl für Aufbereitung und Recycling fester Abfallstoffe, RWTH Aachen

Fluctuating parameters in the waste management business

Abstract

The prizes for primary raw materials increased significantly in the last years. The materials contained in municipal solid waste materials offer the possibility to extract secondary raw materials after adequate processing. They can, in some cases substitute primary resources and thereby add to a more sustainable resource supply. The fluctuations in the generation and composition of municipal solid waste materials provide high conditions to the process design, engineering and operation.

Zusammenfassung

Die Preise für Primärrohstoffe sind in den letzten Jahren signifikant gestiegen. Die in Siedlungsabfällen enthaltenen Materialien bieten die Möglichkeit, nach ausreichender Behandlung Sekundärrohstoffe zu gewinnen. Diese können in einigen Bereichen Primärrohstoffe substituieren und so zu einer nachhaltigeren Rohstoffversorgung beitragen. Die Schwankungen im Anfall und der Zusammensetzung von Siedlungsabfällen stellen dabei hohe Anforderungen an die Prozessdimensionierung, die angewandte Verfahrenstechnik und den Anlagenbetrieb dar.

Keywords

Schwankungen, Sekundärrohstoffe, Aufbereitung, Verfahrenstechnik, fluctuations, municipal solid waste materials, processing, process engineering

1 Einleitung

Die Entwicklung der Abfallwirtschaft zur Kreislaufwirtschaft ist sowohl aus ökologischen wie auch ökonomischen Gründen von Bedeutung. Die wachsende Verknappung von Energie- und Fertigungsrohstoffen und den daraus resultierend steigenden Rohstoffpreisen zeigt einen zukünftigen Bedarf neuer Quellen für einige Materialien. Auch wenn viele der in Abfällen enthaltenen Stoffe ebenfalls aus nicht nachwachsenden Rohstoffen gewonnen werden, besteht die Möglichkeit zur erneuten oder weiteren Nutzung von Stoffgruppen wie beispielsweise Kunststoffen, Metallen oder Papier. Es besteht also einerseits die Möglichkeit bereits verbrauchte Materialien durch einen Kreislauf in neue Produkte zu überführen wie auch andererseits die Chance, die in einigen Materialien chemisch gebundene Energie zu nutzen.

1.1 Veränderungen einer Branche

Seit sich mit dem Inkrafttreten der TASI im Juni 2005 die Massenströme aus der Deponierung in andere Verwertungs- bzw. Entsorgungswege verschoben haben, ist das Bewusstsein für den Bedarf an wirtschaftlich-technischen Lösungen gewachsen [ifeu 2005]. Ein wichtiger Aspekt ist der wachsende Bedarf an Fertigungs- und Energierohstoffen. Auf Dauer wird das in Abfällen enthaltene Potential noch stärker als bisher genutzt werden müssen um diesen Bedarf zu decken [Hoffmeyer 2005]. Die Erkenntnis, dass sich ein Teil der im Abfall enthaltenen Materialien nutzen lässt ist nicht neu, jedoch verändern sich die Anforderungen an Sekundärrohstoffe und die Bedingungen für eine möglichst effiziente wirtschaftliche Nutzung.

Im Gegensatz zu geologischen Lagerstätten für Primärrohstoffe, die sich über lange Zeiträume ausgebildet haben, sind Lagerstätten für Sekundärrohstoffe in vergleichsweise kurzer Zeit entstanden. Auch die Erschöpfung der Lagerstätten richtet sich nicht nach den abgebauten/gesammelten Mengen sondern nach dem Güterverbrauch der Bewohner und der Besiedlungsdichte. Ein Beispiel für den Vergleich in der Förderung von Primär- und Sekundärrohstoffen besteht im Rheinischen Braunkohlerevier. Dort werden jährlich auf ca. 2.500 km², 96 Mio. Tonnen Braunkohle gefördert. Im Vergleich werden in dem gleichen Gebiet jährlich ca. 0,6 Mio. Tonnen an Siedlungsabfällen gesammelt [Destatis 2007]. Hinzu kommt, dass die Entstehung, Verfügbarkeit und Zusammensetzung der ‚abbaubaren‘ Sekundärrohstoffe nicht mit denen in Primärlagerstätten vergleichbar sind. Beispielsweise ist der Abbau von Sekundärrohstoffen in Form von Siedlungs- und Gewerbeabfällen nicht nach rein wirtschaftlichen Gesichtspunkten möglich. Grund dafür ist die Notwendigkeit der Abfallsammlung unter seuchenhygienischen Gesichtspunkten. Es kann also nicht nach Marktlage für die Produkte und dem Wertstoffgehalt des geförderten Rohstoffes über die Möglichkeit des Abbaus entschieden werden. Diese Begleitumstände erschweren einen Übergang der Sekundärrohstoffgewinnung aus der Abfallwirtschaft in eine wirtschaftlich stabile Kreislaufwirtschaft. Das Problem ist, dass die entstehenden sozialen Kosten nicht ausreichend berücksichtigt werden. Einige Materialien werden schon seit längerer Zeit aus Gründen der wirtschaftlichen Vermarktung aus Abfällen aussortiert, wobei sich der Fokus in den letzten Jahren verschoben hat.

Die in Abfällen enthaltenen Metalle werden beispielsweise seit den 80er Jahren aus Abfällen separiert, da sie einerseits ein begehrter Sekundärrohstoff und andererseits ein Störfaktor für die meisten Weiterverarbeitungsprozesse sind [Pretz 2006]. Des Weiteren werden bestimmte Abfälle wie Altglas und Altpapier getrennt gesammelt, da es sich so als leichter erwiesen hat, die Anforderungen der weiterverarbeitenden Industrie durch eine Getrennterfassung zu erfüllen. Alle weiteren Stoffe die in Hausmüll und Gewerbeabfällen vermischt gesammelt werden, müssen aufbereitet werden um die industriellen

Abfallforschungstage 2008 www.wasteconsult.de

Anforderungen an Sekundärrohstoffe zu erfüllen. Abbildung 1 zeigt die Gewinnungs- und Verbrauchskette von Primär- und Sekundärrohstoffen. Auch wenn die verwendeten Technologien teilweise unterschiedlicher Natur sind, sind die Hauptschritte vergleichbar. Die Sammlung von Abfällen wird dementsprechend als Urban-Mining (urbaner Abbau) bezeichnet [Weber 2006]. Die Einführung einer solchen Bezeichnung bedeutet einen wesentlichen Schritt weg von einem zu beseitigenden Reststoff, hin zu einer Rohstoffquelle. Es lässt sich nicht bestreiten, dass es immer noch signifikante Unterschiede zwischen diesen beiden Industriezweigen gibt, jedoch sind auch die Übereinstimmungen nicht von der Hand zu weisen. So ist beispielsweise davon auszugehen, dass durch die Existenz menschlicher Behausungen auf absehbare Zeit weiterhin Abfälle erzeugt werden. Folglich können urbane Gebiete für die Dauer ihrer Nutzung auch als Quelle für Abfälle und somit Sekundärrohstoffe betrachtet werden.

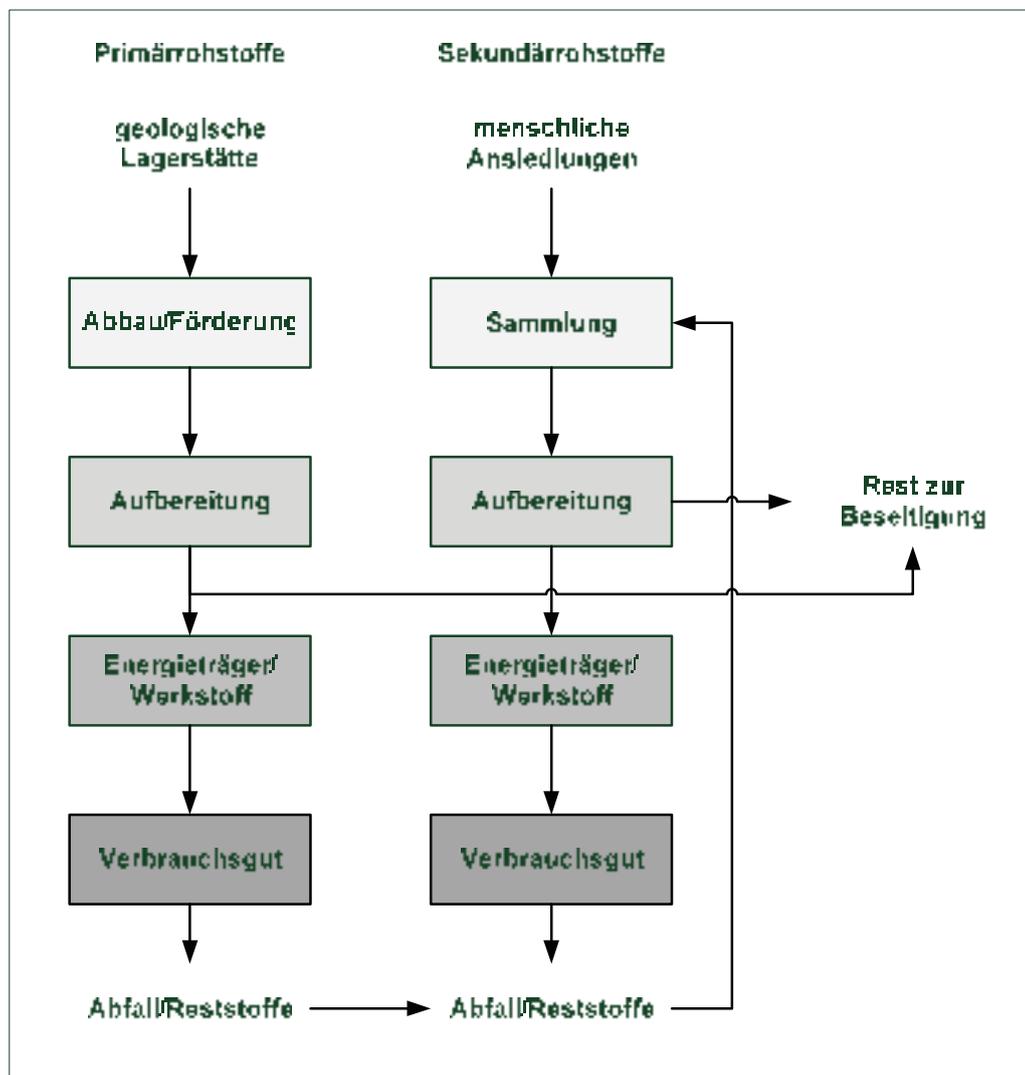


Abbildung 1 Vergleich der Nutzung von Primär- und Sekundärrohstoffen

2 Schwankungsparameter

Da der Lehrstuhl für Aufbereitung und Recycling fester Abfallstoffe sich hauptsächlich mit den verfahrenstechnischen Aspekten der Abfallaufbereitung beschäftigt, werden die Auswirkungen von externen und internen Schwankungsparametern auf den Betrieb von Abfallbehandlungsanlagen betrachtet.

An dieser Stelle wird eine erste Einteilung in innerbetriebliche und außerbetriebliche Einflussfaktoren durchgeführt. Die außerbetrieblichen Faktoren müssen berücksichtigt werden, können sich allerdings ohne Einflussnahme des Anlagenbetreibers ändern, wogegen dies bei den innerbetrieblichen Faktoren prinzipiell nicht der Fall ist. In der Praxis zeigt sich allerdings, dass sowohl die zeitliche Distanz zwischen Planung und Inbetriebnahme und eine fehlende Überwachung des Anlagenbetriebs auch hier zu Diskrepanzen zwischen geplantem und realem Betrieb führen können.

Außerbetriebliche Faktoren:

- Rechtliche und politische Rahmenbedingungen
- Besiedlungsstruktur im Anschlussgebiet der Anlage
- Art der Abfalltrennung im Anschlussgebiet der Anlage
- Behälterstruktur im Anschlussgebiet der Anlage
- Sammlung

Innerbetriebliche Faktoren:

- Anlieferung
- Anlagenbeschickung
- Verfügbarkeit

2.1 Außerbetriebliche Faktoren

Wie in der Einleitung zu Kapitel 2 bereits angemerkt, entziehen sich diese Faktoren teilweise oder komplett der Einflussnahme des Anlagenbetreibers, sollten aber soweit möglich doch berücksichtigt werden.

Die rechtlichen und politischen Rahmenbedingungen gehören zu den nur indirekt beeinflussbaren Faktoren, sollen aber an dieser Stelle erwähnt werden. Des Weiteren wird deutlich, dass sich einige der außerbetrieblichen Faktoren untereinander beeinflussen. Durch die Änderungen von politischen Programmen kann beispielsweise die Art der Getrenntsammlung verändert werden und so im Falle einer Zusammenlegung zweier

zuvor getrennt gesammelter Abfallströme die Zusammensetzung und die Eigenschaften des zu behandelten Materialstroms verändert werden. Auch die gesetzlichen Rahmenbedingungen können maßgeblichen Einfluss auf die generelle Abfallzusammensetzung haben. Dies soll Anhand des im Jahre 2003 eingeführten Pflichtpfandes für Einweggetränkeverpackungen beispielhaft erläutert werden. Nach Angaben des statistischen Bundesamtes, in einer Pressemitteilung vom Februar 2005, hat sich mit Einfuhr des so genannten Dosenpfandes die Zusammensetzung der Leichtverpackungsabfälle verändert. Am deutlichsten wird dieser Veränderung bei Betrachtung der Daten, die durch die Gesellschaft für Verpackungsmarktforschungen mbH (GVM) im August des Jahres 2006 veröffentlicht wurden [GVM 2007]. Die folgende Abbildung 2 zeigt die mengenmäßige Entwicklung für sechs verschiedene in Leichtverpackungsabfällen enthaltene Stoffgruppen für die Jahre 1991, 1995 und 2000 bis 2005.

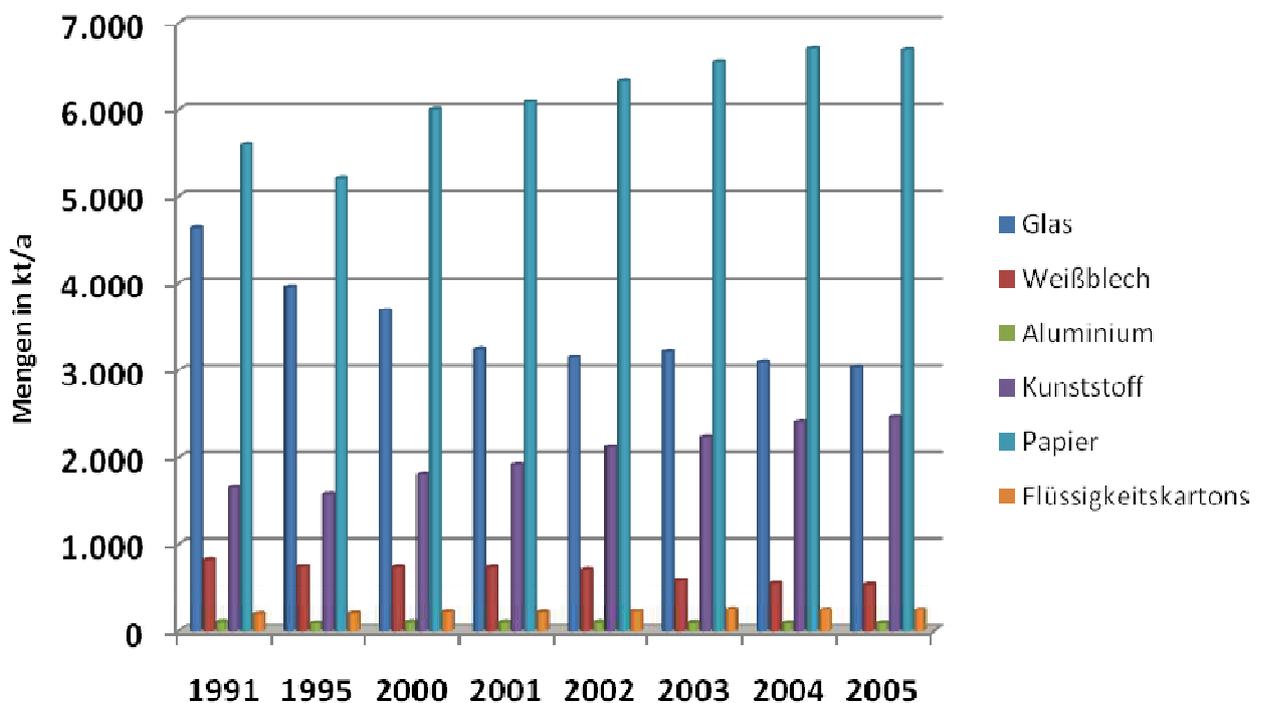


Abbildung 2 Mengenentwicklung von in LVP-Abfällen enthaltenen Stoffgruppen [GVM 2007]

Im Einzelnen soll an dieser Stelle nun die Stoffgruppe der Weißblechverpackungen betrachtet werden. Es wird deutlich, dass im Jahr 2003 ein Rückgang der Mengen von fast 18 Prozent im Vergleich zum Vorjahr stattgefunden hat.

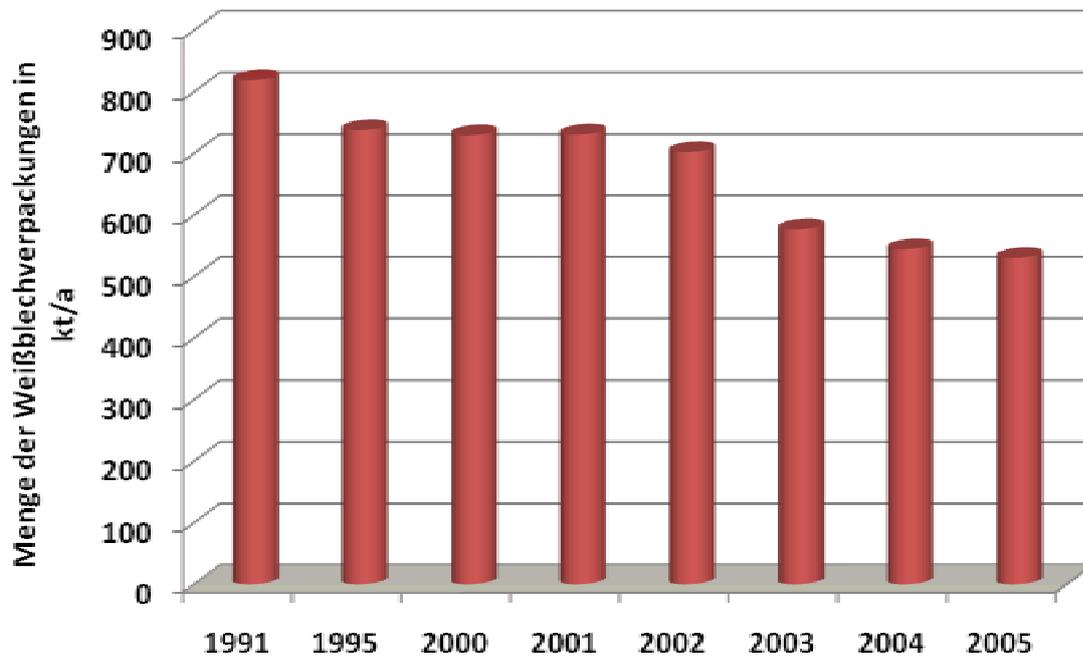


Abbildung 3 Mengenentwicklung von Abfällen aus Weißblechverpackungen [GVM 2007]

Diese Entwicklung dient als Beispiel für Auswirkungen auf die Abfallzusammensetzung durch Entscheidungen des Gesetzgebers. Das Resultat bestand im beschriebenen Fall in einem verstärkten Rückgang in der Nutzung von Weißblechverpackungen durch die Getränkeindustrie. Andere Verordnungen haben bewirkt, dass sich Stoffströme aus der allgemeinen Siedlungsabfallentsorgung in gesonderte Erfassungssysteme verschoben haben oder, dass Stoffströme die durch die Kommunen erfasst wurden, jetzt durch private Abnehmer gesammelt werden. Ein Beispiel dafür resultiert aus §10 Abs. 1 des Gesetzes über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten (ElektroG - Elektro- und Elektronikgerätegesetz). Durch dieses Gesetz werden die Hersteller von Elektronikgeräten verpflichtet, die an Stellen des öffentlich rechtlichen Entsorgungsträger gesammelten Altgeräte abzuholen und zu entsorgen.

2.1.1 Berücksichtigung der außerbetrieblichen Faktoren

Die außerbetrieblichen Schwankungsparameter entziehen sich in den meisten Fällen dem Einfluss der Anlagenplaner/-betreiber und können nur bedingt abgeschätzt werden. Es ist jedoch trotzdem ratsam, die rechtliche Entwicklung zum Beginn einer Projektplanungsphase so wie die Gegebenheiten und die eventuell vorhandenen möglichen Einflussmöglichkeiten in einer Region zu überprüfen. In Fällen wo diese Vorauswertung nicht stattgefunden hat, wurden bereits existierende Anlagen in gleicher Bauform in einem anderen Gebiet der Bundesrepublik nachgebaut und das Ausbringen an speziellen Wertstofffraktionen wie am Ort der ersten Anlage garantiert. Da allerdings im Einzugs-

gebiet der neu gebauten Anlage grundsätzlich geringere Mengen dieser Wertstoffe im Abfall vorhanden waren, konnten die vertraglich festgelegten Quoten nicht erfüllt werden. Es liegt daher grundsätzlich im Interesse des Planers, als Funktion garantierende Instanz, die Rahmenbedingungen eines Projekts vorab zu überprüfen.

2.2 Innerbetriebliche Faktoren

Die innerbetrieblichen Faktoren können im Gegensatz zu den außerbetrieblichen Faktoren im Rahmen der Planung einer Anlage direkt berücksichtigt werden. An jedem Punkt an dem das zu behandelnde Material innerhalb eines Prozesses bewegt oder behandelt wird, gibt es unterschiedliche Schwankungsparameter. In der folgenden Liste werden diese Parameter aufgelistet und anschließend an einigen Beispielen erläutert.

Innerbetriebliche Schwankungsparameter:

- Anlieferungsmengen
- Kontinuität der Prozessbeschickung
- Vereinzelung von Volumenströmen
- Stoffgruppenverteilung
- Korngrößenverteilung
- Wassergehalt

'Rohstoffcharakterisierung' und Stoffgruppenverteilung

Um die Problematik des Mediums Abfall zu konkretisieren ist es dienlich als erstes zu ermitteln, wo die Gemeinsamkeit aller im Abfall enthaltenen Materialien liegt. Dabei handelt es sich nicht um physikalische Eigenschaften sondern um die Tatsache, dass Abfälle Materialien sind, die ihre ursprüngliche Zweckbestimmung verloren haben und derer sich ihr Besitzer entledigen will beziehungsweise nach §3 des KrW-/AbfG entledigen muss. Dieser Umstand hat deutlichen Einfluss auf die charakteristischen Merkmale des Abfalls. Die einzige hervorstechende Eigenschaft, die bei ausnahmslos allen Stoffen im Abfall gleich ist, ist kein physikalisches Merkmal sondern eine Einteilung entsprechend der ursprünglichen Zweckbestimmung des Ausgangsmaterials [Thomé-Kozmiensky 2008]. Da sich diese Eigenschaft nicht für technische Prozesse nutzen lässt, kann die Suche nach einer 'best practise' Technik nur eine Annäherung an das sein, was eine möglichst große Anzahl von Materialien in der für den jeweiligen Prozessabschnitt gewünschten Weise so effektiv wie möglich behandelt.

Da Abfälle bereits im Sammelgefäß, spätestens aber im Sammelfahrzeug eine Vielzahl loser Verbunde bildet, ist eine Vorzerkleinerung vor der weiteren Behandlung häufig unerlässlich. In Abbildung 4 sind die Ergebnisse einer Serie von Sortieranalysen des Lehrstuhls für Aufbereitung und Recycling fester Abfallstoffe dargestellt. Es wird deutlich, dass die in den einzelnen Stoffgruppen enthaltenen Materialien sich in ihrer Festigkeit, Härte und ihrem Verformungsverhalten deutlich unterscheiden. Dies ist bei der Wahl des zu verwendenden Vorzerkleinerers ein wesentlicher Auswahlparameter.

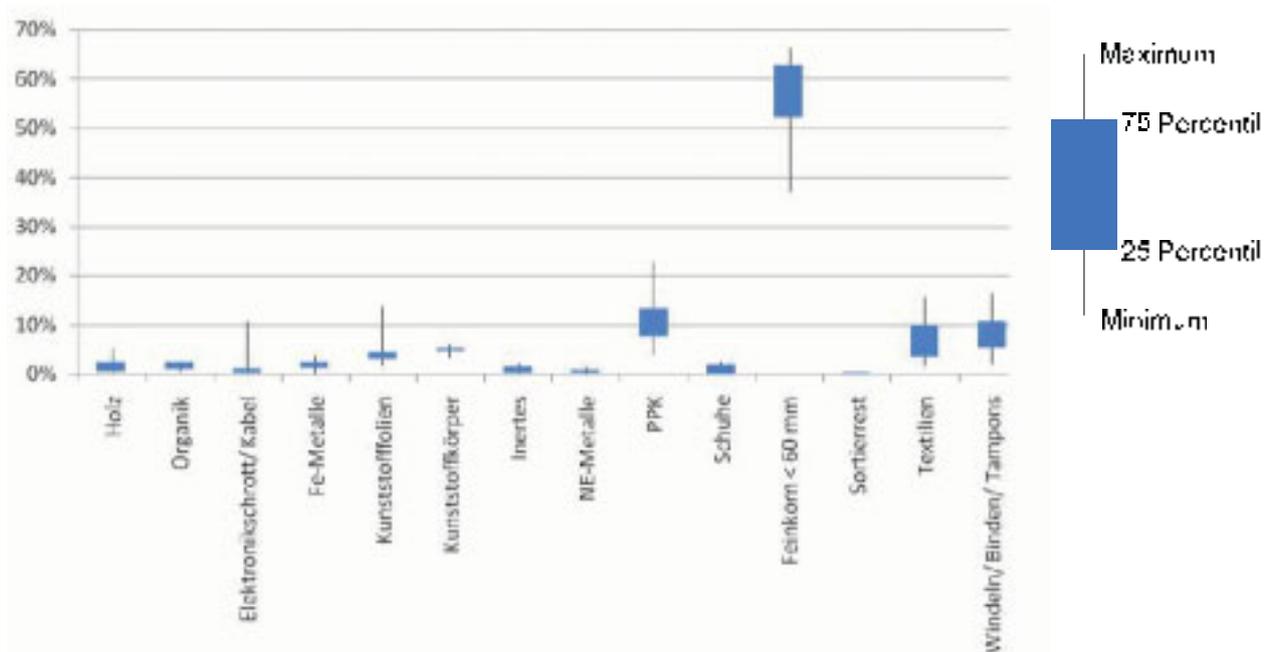


Abbildung 4: Schwankungen im Stoffgruppengehalt von unbehandeltem Hausmüll

Da sowohl die Mengen als auch die Zusammensetzungen schwanken, ist die Wahl der idealen Technik für einen Standort äußerst kompliziert. Die Frage die sich im Anschluss an eine gefällte Entscheidung für eine Prozesslinie stellt, ist ob und wie die gewählte Technik bei Spitzenereignissen reagiert. Diese Spitzenereignisse können sowohl hohe Durchsätze wie auch hohe Konzentrationen an schwer aufzubereitbaren Stoffgruppen für das jeweilige Aggregat sein.

Anlieferungsmengen

Der in Kapitel 2.1 bereits eingeführte Faktor der Anlieferung ist bereits von elementarer Bedeutung. Bei einer jährlichen Gesamtanlieferung von ca. 70.000 t würde eine Umrechnung auf 52 Wochen im Jahr, die täglich angelieferte Menge bei ca. 1.350 Tonnen pro Woche liegen. Der Graph in Abbildung 5 zeigt reale Werte für Schwankungen der wöchentlichen Anlieferung um diesen als Nulllinie dargestellten, gemittelten Wert.

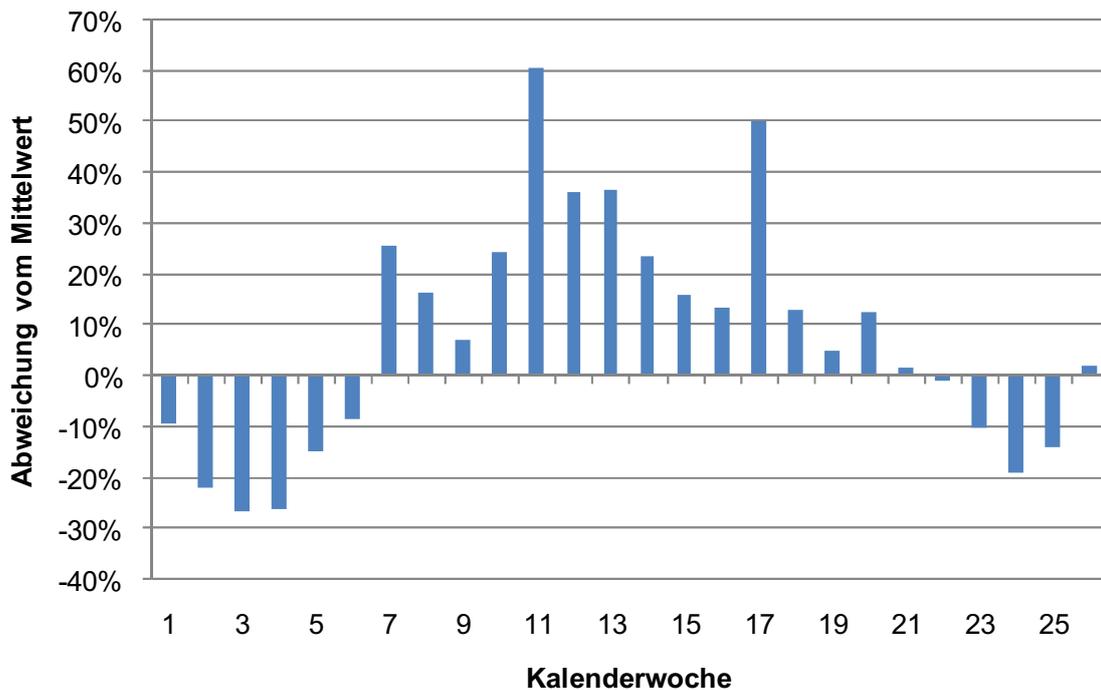


Abbildung 5 Abweichung der wöchentlichen Anlieferungsmengen vom Jahresmittel

Wird die Anlieferungsfläche einer Anlage auf einen solchen Mittelwert ausgelegt und fehlen die Ausweichkapazitäten, so hat dies Folgen für den Anlagenbetrieb. Bei allen Ereignissen welche Oberhalb der Null Prozentlinie liegen, kommt es im Falle einer Dimensionierung um den Wochenmittelwert zu einem Mengenaufstau in der Anlieferung. Eine gängige Reaktion auf solche Überlastzustände ist eine Verstärkung der Anlagenbeschickung und ein Auslagern von angelieferten Mengen auf nicht zugelassene Lagerflächen. Steigt die Beschickung der Anlage, also der Massendurchsatz pro Zeit, so verringert sich der Wirkungsgrad der meisten Trennprozesse. Da besonders Aggregate wie Fe-Metallscheider, NE-Metallscheider und sensorgestützte Sortiersysteme (bsp. Nah-Infrarot (NIR)) auf stark vereinzelt Monoschichten in der Aufgabe angewiesen sind, sollten Überfrachtungen aufgrund schwankender Beschickung ausdrücklich vermieden werden. Die Auslagerung von überschüssigen Mengen in der Anlieferung auf nicht als Lagerflächen zugelassene Flächen sollte aus rechtlichen- und sicherheitstechnischen Gründen vermieden werden.

Da diese Schwankungen nicht in wiederkehrenden Mustern verlaufen, lassen sie sich Anlieferungsdaten, falls vorhanden, nur verwenden um eine Aussage über die Größe und die Häufigkeit von Spitzenlasten in der Anlieferung zu kalkulieren. Mit Hilfe dieser Daten kann die Notwendigkeit zur Errichtung von Pufferflächen, die den Genehmigungsanforderungen an Lagerflächen für Abfälle entsprechen ermittelt werden.

Kontinuität der Prozessbeschickung

Da bei der Auslegung von Anlagen, wie erwähnt, mit auf die Anzahl der Betriebsstunden gemittelten Jahresdurchsatz gerechnet wird, werden auch die einzelnen Aggregate auf möglichst kontinuierliche und gleichbleibende Massen- und Volumenströme ausgelegt. In jeder Anlage, in welcher Inputmaterialien angeliefert werden, existiert eine Schnittstelle zwischen der betrieblichen Logistik und der Prozesslinie zur Materialverarbeitung. Im Gegensatz zu beispielsweise Schüttgütern oder Gütern mit gleichmäßiger Stückform ist die Erzeugung eines kontinuierlichen Volumenstroms an dieser Schnittstelle bei unbehandelten Siedlungsabfällen nicht möglich. Der Grund liegt im heterogenen Materialverhalten von Abfällen. Da das Korngrößenspektrum in der Anlieferung der Anlage nur durch die Größe des größten Sammelbehälters begrenzt ist und die Materialien durch ihre Struktur zu Einschlüssen neigen ist das Fließverhalten der Abfälle nach Aufgabe auf die erste Stufe des kontinuierlichen Prozesses unregelmäßig. Da zwischen der ersten Prozessstufe und dem Lager in der Anlieferung immer ein diskontinuierlicher und ein kontinuierlicher Prozess miteinander verknüpft werden, handelt es sich dort um eine Verknüpfung, die technisch relativ simpel aber organisatorisch sehr anspruchsvoll ist.

Vereinzelung der Volumenströme

Nahezu alle Sortieraggregate sprechen spezielle Eigenschaften einzelner Materialien an. Werden die zu sortierenden Stoffströme nicht vereinzelte, so hat dies unterschiedliche Auswirkungen. Bei Fe-Scheidern kann eine Überlagerung verschiedener Teile zu fehlaustragen sowohl in das Fe-Produkt wie auch den gereinigten Stoffstrom führen. Werden die abzuscheidenden Metalle von leichten dünnwandigen Materialien wie Kunststoffen überlagert, so werden diese mit großer Wahrscheinlichkeit in das Fe-Produkt ausgetragen, wogegen Überlagerungen durch schwere, dickwandige Materialien wie mineralische Stoffe oder Hölzer dazu führen können, dass Fe-Metalle im zu reinigenden Stoffstrom verbleiben, da die Kraft des Magnetfeldes nicht stark genug ist, sowohl den Metallkörper wie auch den überlagernden nichtmetallischen Körper auszutragen. Ähnlich wie bei der Eisenmetallabscheidung verhält es sich bei Siebprozessen und NE-Metallabscheidern. Im Falle von automatischen Sortieraggregaten ist die Vereinzelung noch wichtiger, da hier meist ein Sensorikprozess, welcher auf die Stoffstromoberfläche begrenzt ist und nur eine Eindringtiefe von wenigen Millimetern besitzt, eine Klassifizierung des Materials vornimmt. So werden bei Techniken wie der NIR (Nah-Infrarot-Sensorik) oder der Bilderfassung mittels Kameras überlagerte Objekte gar nicht wahrgenommen und entziehen sich so der Erfassung und Abtrennung. Selbst im Falle von Röntgensensoren ist die Effizienz der folgenden Austrageinheit von einer bestmöglichen Vereinzelung abhängig.

2.2.1 Berücksichtigung der innerbetrieblichen Faktoren

Im Gegensatz zu den außerbetrieblichen Faktoren können die aus den innerbetrieblichen Faktoren resultierenden Probleme in der Planung besser berücksichtigt werden. Im Rahmen der Prozessdimensionierung muss das Auftreten von Spitzenereignissen stärker berücksichtigt werden um häufigen Anlagenausfällen durch maschinelle Überlastungen vorzubeugen und die Effizienz der einzelnen Verfahrensschritte zu optimieren.

3 Fazit

Seit dem Einschränken der Ablagerungsmöglichkeiten von unbehandelten Siedlungsabfällen ist die technische Entwicklung der automatischen Sortierprozesse maßgeblich vorangeschritten. Aufgrund der physikalischen Rahmenbedingungen vieler Sortierprozesse hängt deren Effizienz von den für sie idealen Betriebsbedingungen ab. Da durch die Sortierung meist der wesentliche Schritt in der Behandlung vom Abfall zu einzelnen Sekundärrohstoffen stattfindet, muss verstärkt über die Idealisierung von Betriebsabläufen nachgedacht werden. In der Aufbereitung von Primärrohstoffen ist dies bereits seit langem der Fall, da sowohl die Aufbereitungsprozesse wie auch die Abnehmer der erzeugten Güter auf gleichbleibende Qualitäten angewiesen sind.

Die Schwierigkeit liegt für die Erzeuger von Sekundärrohstoffen in der Heterogenität der Ausgangsmaterialien. Je weniger differenziert verschiedene Stoffgruppen bereits beim Erzeuger von Abfällen gesammelt werden, desto mehr Materialien mit unterschiedlichen Eigenschaften werden vermischt und erschweren die anschließende Aufbereitung. Die Schwankungen in den entstehenden Mengen und der Zusammensetzung sind vielfältig und lassen sich kaum vorhersagen. Dementsprechend ist es von ausschlaggebender Bedeutung Anlagen zur Aufbereitung von Abfällen diesen Umständen entsprechend auszulegen. In welcher Form dies geschieht hängt von jeder konkreten Verfahrenslinie selbst ab. Die Gesamtbetrachtung von Anlagen unter dem Aspekt der Prüfung von Betriebsabläufen findet in der Regel ohne anschließende Veröffentlichung der Ergebnisse statt. Daher finden sich in der Fachliteratur nur wenige Veröffentlichungen die das Thema der Betriebsabläufe behandeln. Da dieses Thema für die technischen Aspekte der Aufbereitung von Abfällen allerdings unerlässlich ist, wird dessen Behandlung eine wichtige Rolle bei der Entwicklung zu einer effizienten Sekundärrohstoffversorgung spielen.

Literatur

- ifeu; 2005 Beitrag der Abfallwirtschaft zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland. Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH. Heidelberg
- Hoffmeyer, P.; 2005 Bio- und Restabfallbehandlung IX. Selbsttragende Ressourcenwirtschaft. Witzenhausen-Institut für Abfall, Energie und Umwelt, Witzenhausen, ISBN 3-928673-45-9.
- Destatis; 2007 Erhebung über Haushaltsabfälle – Vorläufiger Endbericht 2006. Statistische Bundesamt – Zweigstelle Bonn.
- Pretz, T.; Gillner, R.; 2006 Recycling Magazin 22/2006. Die Entwicklung der modernen Recyclingtechnik.
- Weber, B.; 2006 Sekundär-Rohstoffe 10/2006. „Urban Mining“ sichert Rohstoffe.
- GVM; 2007 Entwicklung des Verpackungsverbrauchs. Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung. 2007
- Thomé-Kozmiensky, K. J.; 2008 Energie aus Abfall Band 4. Abfallaufkommen und –entsorgung. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, ISBN 978-3-935317-32-0
- Thiel, S.;

Anschrift der Verfasser:

Dipl.-Ing. Nico Schmalbein
Lehrstuhl für Aufbereitung und Recycling fester Abfallstoffe

Wüllnerstr. 2

D- Aachen

Telefon +49 241 809 5702

Email: schmalbein (at) ifa.rwth-aachen.de

Website: www.iar.rwth-aachen.de

Multivariate statistische Methoden als Werkzeug für eine vereinfachte Auswertung abfallwirtschaftlicher Fragestellungen

Katharina Meissl¹, Ena Smidt¹, Johannes Tintner¹ und Manfred Schwanninger²

¹ Institut für Abfallwirtschaft, Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt
Universität für Bodenkultur Wien;

² Department für Chemie, Universität für Bodenkultur Wien

Multivariate data analyses as an evaluation tool for waste management questions

Abstract

Multivariate data analysis is a helpful tool to handle huge data sets. Fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy which is applied in waste management research generates many data points for each sample. Multivariate data analysis was used for parameter prediction by means of infrared spectroscopy. Models were developed to predict humic acid contents and respiration activity of composts as well as respiration activity and gas forming potential of mechanically-biologically pretreated (MBT) waste. Furthermore, a classification model was developed to distinguish waste materials like bio-waste compost, MBT-material and old landfill material by means of FTIR spectroscopy. Stabilization effects by in-situ aeration of an abandoned landfill were monitored using FTIR spectroscopy. Cluster analysis was successfully applied to differentiate between initial and aerated samples. The present study gives an overview of the mentioned evaluation tools based on multivariate data analysis.

Zusammenfassung

Bei zahlreichen abfallwirtschaftlichen Fragestellungen wird eine große Datenmenge generiert. Zur Unterstützung der Interpretation werden multivariate statistische Methoden verwendet. Die Infrarotspektroskopie ist eine in der Abfallwirtschaft bereits erprobte Analyse-methode. Zahlreiche Untersuchungen werden mittels Infrarotspektroskopie und multivariaten statistischen Methoden gemacht. Bereits erprobt ist eine Klassifizierung von Infrarotspektren bezüglich ihrer Zugehörigkeit zu den Materialklassen „Bioabfallkompost“, „MBA-Material“ und „Altablagerungs-Material“. Weiters sind Vorhersagemodelle für die Bestimmung des Gehaltes an Huminsäuren und der Atmungsaktivität für Bioabfallkomposte entwickelt worden. Für MBA-Material ist ein vorläufiges Modell für die Vorhersage der Atmungsaktivität und Gasbildung erarbeitet worden. Ein weiteres bereits erprobtes Anwendungsgebiet ist das Monitoring des Belüftungserfolges einer In-Situ Aerobisierung einer Altablagerung basierend auf der Charakteristik der Infrarotspektren. Im Zuge dieser Arbeit ist ein Überblick über diese Anwendungen gegeben.

Keywords

Multivariate Datenanalyse, Klassifizierung, Vorhersagemodelle Fourier Transformation Infrarot Spektroskopie, Multivariate data analysis, classification, parameter prediction, Fourier transform infrared spectroscopy

1 Einleitung

In allen abfallwirtschaftlichen Bereichen werden große Datenmengen generiert. Zur besseren Überschaubarkeit und Unterstützung der Interpretation, kann man sich der multivariaten Statistik bedienen (Esbensen, 2002). Dabei werden die analysierten Daten visuell als Punkte in einem Raum „anschaulich“ dargestellt. Zum Beispiel werden bei der multivariaten statistischen Methode der Hauptkomponentenanalyse Variablen mit vielen Eigenschaften auf einige wenige latente Faktoren reduziert. Weiters ist die Anwendung von multivariaten Verfahren dann vorteilhaft, wenn das Resultat einer Messung nicht ein Einzelwert ist, sondern viele Messpunkte aufgenommen werden (z.B. Infrarotspektrum). Auf der Basis multivariater Statistik können Modelle für verschiedene Fragestellungen entwickelt werden. Zur raschen quantitativen Bestimmung aufwändiger Parameter eignen sich Modelle zur Parametervorhersage aus dem Spektrum. Bei der Verwendung der Infrarotspektroskopie ist die Anwendung der multivariaten statistischen Verfahren für die Auswertung sehr hilfreich. Die Analysenmethode liefert pro Probe über 1000 Datenpunkte. Moron und Cozzolino (2004), Pöllänen et al. (2005) und Zahng et al. (2005) bedienen sich in ihren Arbeiten auch der multivariaten Datenanalyse. Bereits erprobt ist eine Klassifizierung von Infrarotspektren bezüglich ihrer Zugehörigkeit zu den Materialklassen „Bioabfallkompost“, „MBA-Material“ und „Altablagerungs-Material“ (Smidt et al., in press). Weiters wurde über Infrarotspektren ein Modell zur Vorhersage des Gehaltes an Huminsäuren und der Atmungsaktivität für Bioabfallkomposte erstellt (Meissl et al., 2007). Für MBA-Material sind noch nicht validierte Modelle für die Vorhersage der Atmungsaktivität und Gasbildung erarbeitet worden. Ein weiteres Anwendungsbeispiel ist das Monitoring des Belüftungserfolges einer In-Situ Aerobisierung einer Altablagerung basierend auf der Charakteristik der Infrarotspektren (Tesar et al., 2007). Es soll im Zuge dieser Arbeit ein Überblick über die bereits bestehenden Auswertungen und aktuellen Fragestellungen gegeben werden.

2 Material und Methoden

2.1 Materialien

Für die Analysen wurde das Material Kompost luftgetrocknet und in der Scheibenschwingmühle gemahlen. Der mechanisch-biologisch behandelte Restmüll (MBA-Material) und das Altablagerungsmaterial wurden bei 105°C getrocknet und mit der Zentrifugalmühle gemahlen. Alle Materialien wurden nach dem Mahlschritt auf <0,63 mm abgeseibt.

2.2 Analytische Methoden

Für die infrarotspektroskopischen Untersuchungen wurden KBr (Kaliumbromid) Presslinge mit 200 mg KBr und 2 mg Probe für 3 Minuten unter einem Druck von 75 kN/cm^2 angefertigt und im Transmissionsmodus unter Umgebungsbedingungen gemessen. Dabei wird der Wellenzahlbereich von $4000\text{-}400 \text{ cm}^{-1}$ aufgenommen. Es werden 32 Scans gemittelt und gegen den Hintergrund korrigiert.

Die Atmungsaktivität wurde im Sapromat (Voith Sulzer) nach BINNER ET AL. (1998) gemessen. Die Gasspendensumme wird im Inkubationsversuch nach BINNER ET AL. (1998) bestimmt.

Die Huminsäurebestimmung erfolgte nach GERZABEK ET AL. (1993).

2.3 Multivariate Datenanalyse

2.3.1 Hauptkomponentenanalyse (PCA)

Bei einer Hauptkomponentenanalyse versucht man, aus Variablen mit vielen Eigenschaften einige wenige latente Faktoren zu extrahieren, die für diese Eigenschaften bestimmend sind. Mathematisch wird eine Hauptachsentransformation durchgeführt: Man minimiert die Korrelation mehrdimensionaler Merkmale durch Überführung in einen Vektorraum mit neuer Basis. Die Daten liegen dabei als Punktwolke in einem n -dimensionalen kartesischen Koordinatensystem vor. Die erste Achse (1. Hauptkomponente = PC 1) wird so durch die Punktwolke gelegt, dass die Varianz der Daten in dieser Richtung maximal ist. Die Varianz von Daten ist ein Maß für ihren Informationsgehalt. Die zweite Achse (2. Hauptkomponente = PC 2) steht senkrecht auf die ersten Achse. In ihrer Richtung ist die Varianz am zweitgrößten usw. Für die n -dimensionale Datenmatrix gibt es also grundsätzlich n viele Achsen, die aufeinander senkrecht stehen. Sie sind orthogonal. Die Gesamtvarianz der Daten ist die Summe dieser "Achsenvarianzen". Die Scores zeigen die Position der Proben entlang der Hauptkomponenten des Modells. Die Loadings zeigen, durch welche Variablen und wie stark eine Hauptkomponente beeinflusst wird.

2.3.2 Parametervorhersage (PLS-R)

Partial Least Squares Regression (PLS-R) Modelle basieren auf den Hauptkomponenten sowohl der unabhängigen Variablen X , als auch der abhängigen Variablen Y . Die zentrale Idee besteht darin, für die Matrizes X und Y die Hauptkomponenten getrennt zu berechnen und ein Regressionsmodell zwischen den Scores der Hauptkomponenten zu erstellen. Eine geeignete Modellvalidierung ist durchzuführen. In dieser Arbeit wurde eine volle Kreuzvalidierung durchgeführt und zur Prüfung der Stabilität des Modells wurde das Datenset geteilt (1:1 und eine 2:1). Bei der Teilung des Datensets wird der

eine Teil als Kalibrationsset und der andere als Testset verwendet und umgekehrt. Wenn das Modell stabil ist, sind die verwendete Anzahl an Hauptkomponenten, das Bestimmtheitsmaß und die Vorhersagefehler bei allen Validierungsvarianten sehr ähnlich.

2.3.3 Clusteranalyse

Bei der Clusteranalyse werden die spektralen Distanzen zwischen allen Spektren berechnet, um wie bei der PCA die Datenstruktur zu erfassen. Die beiden Spektren mit der größten Ähnlichkeit (d.h. die Spektren mit der kleinsten spektralen Distanz) werden in einem Cluster zusammengefasst. Anschließend werden die Distanzen zwischen diesem Cluster und allen anderen Spektren berechnet. Dazu stehen mehrere mathematische Methoden (Ward's Algorithm, Single Linkage, Complete Linkage...) zur Verfügung. Diese Prozedur wird solange wiederholt, bis nur noch ein großes Cluster übrig bleibt. Die Distanzen der Cluster zueinander kann dann interpretiert werden.

3 Ergebnisse und Diskussion

Im Folgenden werden einige Anwendungsbeispiele (Forschungsergebnisse) erläutert.

3.1 Klassifizierung von Bioabfallkomposten basierend auf ihrer Charakteristik im Infrarotspektrum

Um festzustellen, ob sich die Materialien Kompost, MBA-Material und Altablagerungsmaterial in ihrer spektroskopischen Charakteristik unterscheiden, wurde eine Hauptkomponentenanalyse angewandt. Spektrale Bereiche, die zur Trennung der verschiedenen Abfallmaterialien verwendet wurden, sind 3000-2800, 1800-1394, und 1375-400 cm^{-1} . In diesen Bereichen liegen die Absorptionsbanden der funktionellen Gruppen, die die „chemischen“ Unterschiede der verschiedenen Materialien widerspiegeln. PC 1 in Abbildung 1c zeigt den Einfluss der Organikbanden bei 2920, 2850 und 1640 cm^{-1} sowie den Einfluss der Anorganik (Carbonat bei 1430 und 875 cm^{-1}). PC 2 zeigt Unterschiede bei den Wellenzahlen 1640 und 1170-900 cm^{-1} , die organischen Verbindungen zugeordnet werden können. Diese Unterschiede sind durch die verschiedenen Inputmaterialien bei MBA- und Altablagerungs - Material zurückzuführen und zeigen sich in einer großen Streuung der MBA-Materialien und der Altablagerungen im Scores plot (Abbildung 1a). Die dritte Hauptkomponente (PC 3) trennt die Komposte deutlich von den anderen beiden Materialien. Der Loadings plot (Abbildung 1d) zeigt, dass dafür Wellenzahlenbereiche verantwortlich sind, die vorwiegend organischer Natur sind. Der Pfeil in Abbildung 1b soll zeigen, dass hier eine zeitliche Entwicklung von MBA-Material zu Altablagerungen durch Mineralisierung/ Stabilisierung stattfindet.

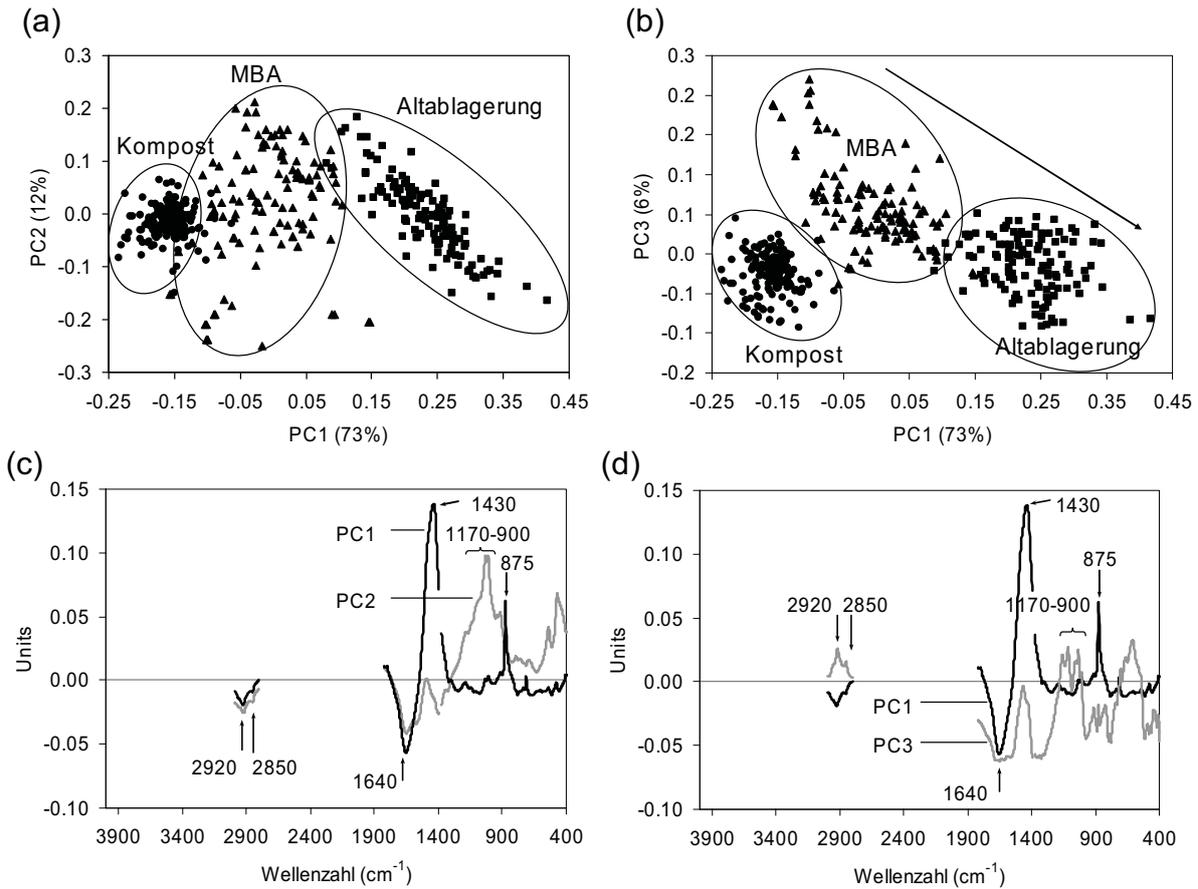


Abbildung 1 PCA der untersuchten Abfallarten: Kompost, MBA-Material, Altablagerungen (a-b) Scores plots, (c-d) zugehörige Loading plots

Auf Grundlage der in Abbildung 1 dargestellten Hauptkomponentenanalyse wurde ein Klassifizierungsmodell erstellt. Die Definition der Klasse „Kompost“ orientiert sich an den österreichischen Komposten mit getrennt gesammeltem biogenem Inputmaterial, das in einem aeroben, biologischen Prozess behandelt wurde. Die angestrebte Qualität der Organik setzt die getrennte Sammlung der Bioabfallfraktion und eine klare Unterscheidung zu MBA-Material voraus. Basierend auf den Infrarotspektren wurde für jede definierte Klasse ein Modell erstellt. Die Abbildung 2a zeigt die Modelldistanzen der Klasse „Komposte“ und „MBA-Materialien“ zu einander. Als Testset wurden Spektren „unbekannter“ Komposte mit diesem Modell klassifiziert. In Abbildung 2b ist zu erkennen, dass mehrere Komposte aufgrund ihrer Behandlungsverfahren oder Ausgangsmaterialien (z. B. Anaerobrückstände oder Klärschlammkomposte) nicht dem für das Modell definierten Kompostkriterium entsprechen und nicht der Klasse Bioabfallkomposte zugeordnet werden. Von SMIDT ET AL. (in, press) wurden noch weitere Testsetvalidierungen zur Prüfung des Modells durchgeführt.

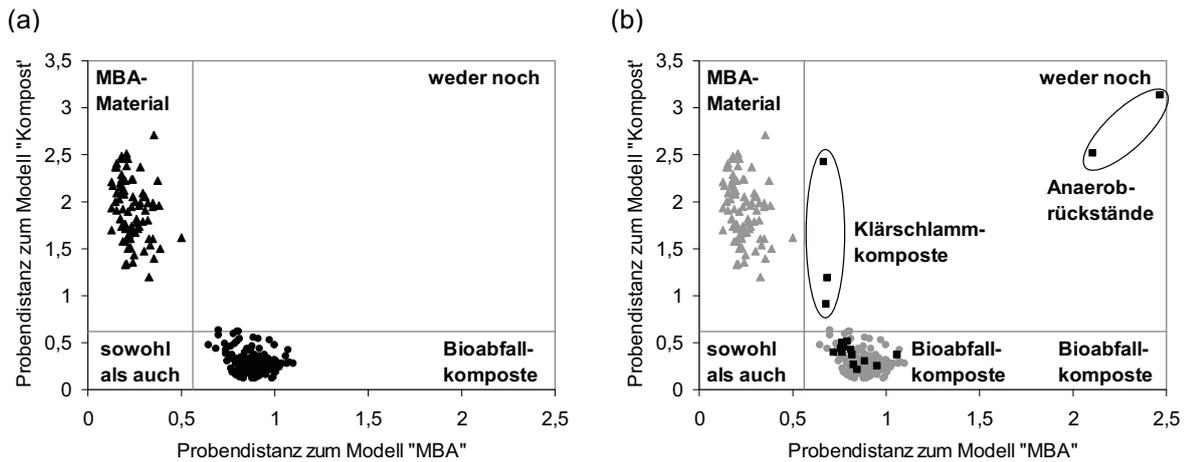


Abbildung 2 (a) Klassifikationsmodell für Bioabfallkomposte und MBA – Material basierend auf ihren Infrarotspektren; (b) Anwendungsbeispiel des Klassifizierungsmodells (unbekannte Proben = dunkle Quadrate)

Dieses Klassifizierungsmodell ermöglicht nun eine einfache und schnelle Zuordnung von unbekanntem Proben zu den definierten Abfallmaterialien.

3.2 Bestimmung des Huminsäuregehaltes und der Atmungsaktivität in Bioabfallkomposten mittels Vorhersagemodell basierend auf der Infrarotspektroskopie

Die quantitative Vorhersage von Parametern aus dem Spektrum ist besonders dann interessant, wenn die Referenzmethode zeitaufwändig, störungsanfällig oder schwierig ist. Es war daher eine Forschungsfrage, den Huminsäuregehalt und die Atmungsaktivität von Komposten mithilfe des Infrarotspektrums und einem Vorhersagemodell zu bestimmen. Zur quantitativen Vorhersage eignet sich die Partial Least Squares – Regression (PLS - Regression). Eine ausführliche Abhandlung der Modellerstellung und Modellvalidierung wurde von MEISSEL ET AL. (2007) publiziert. Im Folgenden sind die aktualisierten Vorhersagemodelle näher erläutert.

Abbildung 3 zeigt den ausgewählten Bereich aus den Infrarotspektren für die quantitative Vorhersage der Huminsäuren. Die Bande bei 1595 cm^{-1} entsteht durch die Humifizierung während des Kompostierprozesses. Diese Bande ist den aromatischen Verbindungen zuzuordnen. Die Carbonylgruppe verschiedener Verbindungen absorbiert im Wellenzahlbereich zwischen 1740 und 1720 cm^{-1} . Diese Verbindungen nehmen mit zunehmender Stabilisierung/ Humifizierung ab. Die Abnahme der entsprechenden Bande im Spektrum ist daher ein weiterer Indikator für den Stabilisierungsprozess.

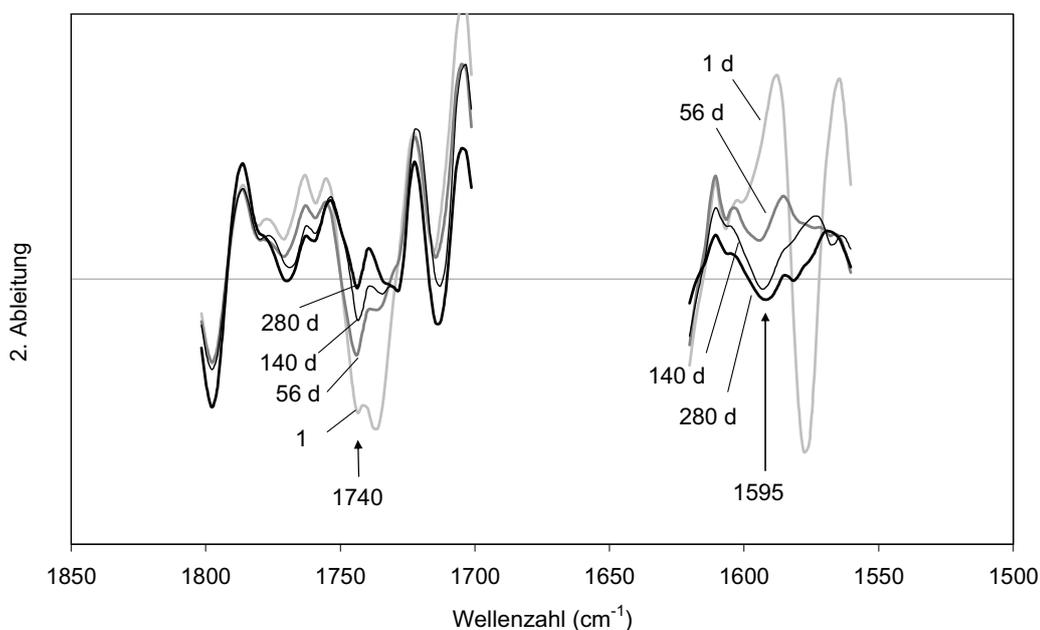


Abbildung 3 Ausgewählte Bereiche der Infrarotspektren (2. Ableitung) für die quantitative Vorhersage der Huminsäuregehalte

Die für die Erstellung des Vorhersagemodells der Atmungsaktivität verwendeten Wellenzahlenbereiche 3000-2800, 1788-1533, 1348-1201 cm^{-1} wurden in Abbildung 4 hervorgehoben. Diese können organischen Verbindungen zugeordnet werden und eine Veränderung durch Stabilisierungs- und Mineralisierungsprozesse während des Kompostierprozesses wird beobachtet. Die Anorganikbanden Carbonat bei 1420 und 875 cm^{-1} , Nitrat bei 1384 cm^{-1} und Silikat bei 1030 cm^{-1} wurden nicht verwendet.

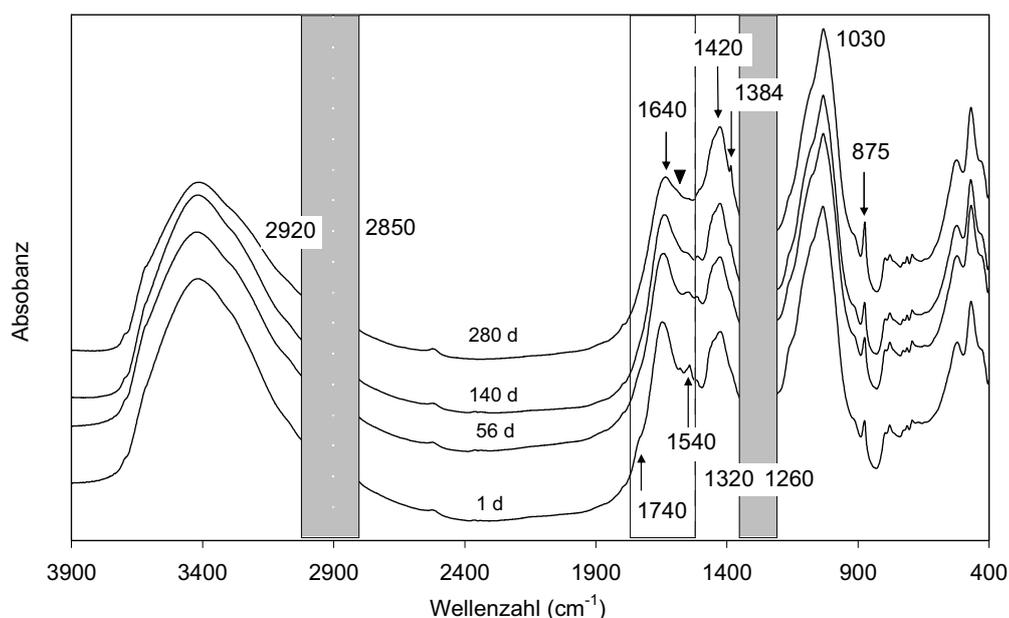


Abbildung 4 Ausgewählte Bereiche der Infrarotspektren für die quantitative Vorhersage der Atmungsaktivität

Abbildung 5 zeigt die Vorhersagemodelle für Huminsäuregehalte und Atmungsaktivitäten. Das Huminsäuremodell (HS - Kompost) beinhaltet 465, das Atmungsaktivitätsmodell (AT_4 - Kompost) 258 Kalibrationsproben. Die Kennzahlen der Modelle sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

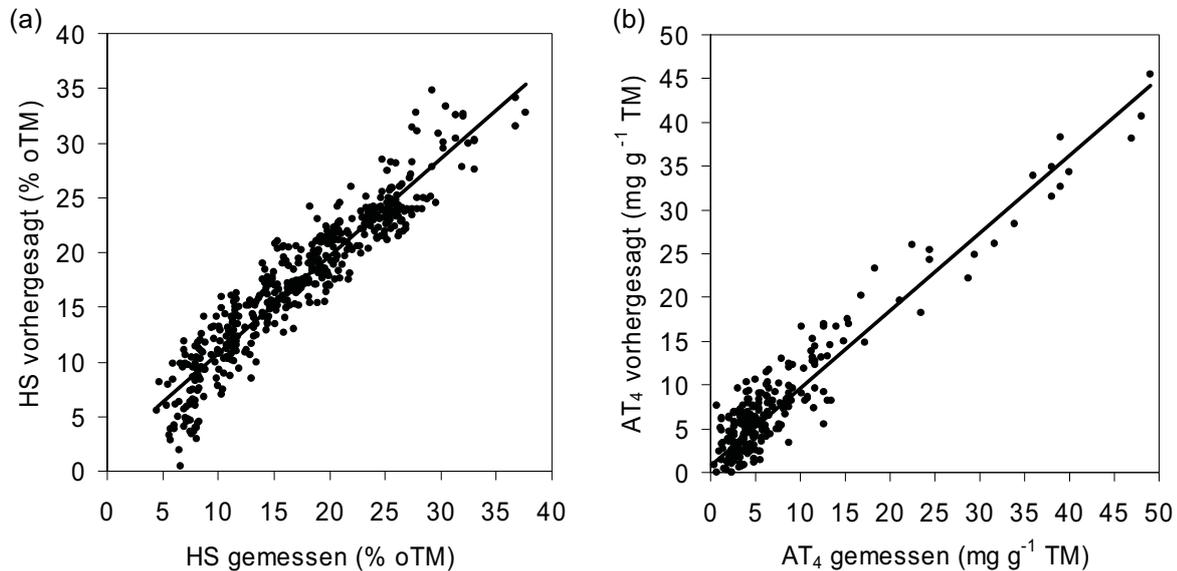


Abbildung 5 Vorhersagemodelle basierend auf einer Partial Least Squares Regression (PLS-R) von (a) den aus Infrarotspektren vorhergesagten und quantitativ bestimmten Huminsäuregehalten in Komposten, und (b) den aus Infrarotspektren vorhergesagten Atmungsaktivitäten und dem quantitativ bestimmten Sauerstoffverbrauch (AT_4)

Tabelle 1 Information zu den Modellen

Modell	HS - Kompost	AT_4 - Kompost
Bereich	0-40 % oTM	0-50 mg O_2 /g TM
Anzahl der verwendeten Proben	465	258
Regressionskoeffizient R^2	88	88
Mittlerer Vorhersagefehler	2,4 % oTM	2,9 mg O_2 /g TM

Die beiden vorgestellten Modelle sind bereits mittels Testsetvalidierung validiert und damit verifiziert.

3.3 Bestimmung der Atmungsaktivität und Gasspendensumme mittels Vorhersagemodell basierend auf der Infrarotspektroskopie

Da immer wieder Probleme bei der Bestimmung der Atmungsaktivität und der Gasspendensumme auftreten (BINNER, 2006), ist eine aktuelle Forschungsfrage, diese beiden biologischen Parameter über das Infrarotspektrum vorherzusagen. In Abbildung 6

werden jeweils die vorläufigen Vorhersagemodelle für die Atmungsaktivität (AT_4) und die Gasspendensumme (GS_{21}) dargestellt. Für die Berechnung wurden die Spektralbereiche 3000-2800, 1788-1533 und 1348-1201 cm^{-1} verwendet. Die Kennzahlen der Modelle sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

Tabelle 2 Information zu den Modellen

Modell	AT_4 - MBA	GS_{21} - MBA
Bereich	0-55 mg O_2 /g TM	0-30 NI/kg TM
Anzahl der verwendeten Proben	75	41
Regressionskoeffizient R^2	0.9	0.6
Mittlerer Vorhersagefehler	3,9 mg O_2 /g TM	4,8 NI/kg TM

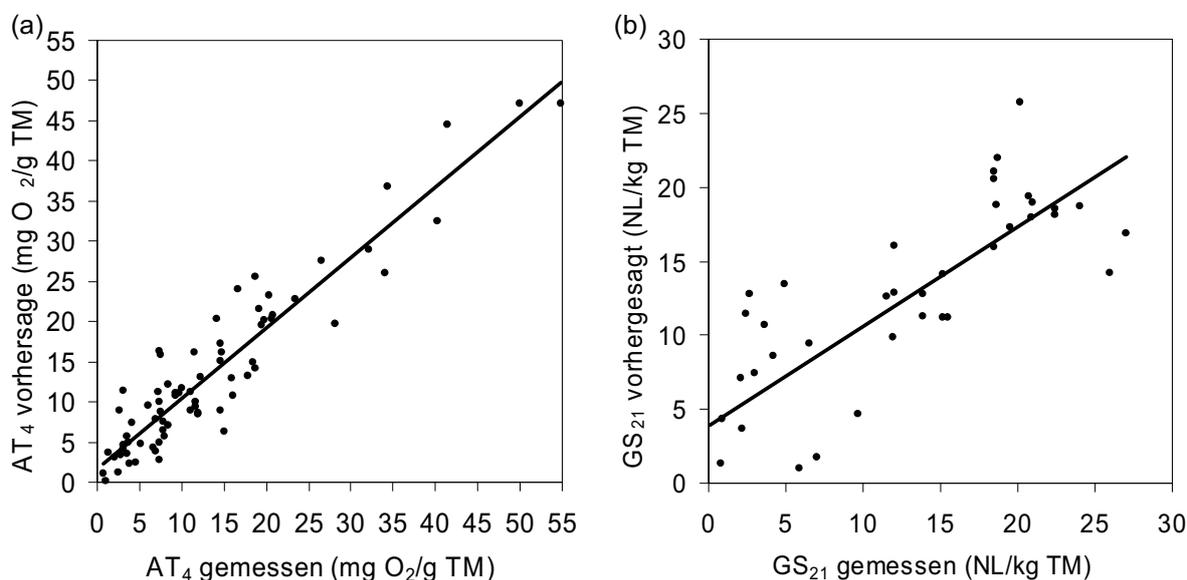


Abbildung 6 Vorhersagemodelle basierend auf einer Partial Least Squares Regression (PLS-R) von (a) den aus Infrarotspektren vorhergesagten und quantitativ bestimmten Atmungsaktivitäten (AT_4) und (b) den aus Infrarotspektren vorhergesagten und quantitativ bestimmten Gasspendensummen (GS_{21}) von MBA-Material

Diese beiden Modelle müssen noch mit zusätzlichen Proben erweitert werden. Weiters wird noch daran geforscht, welche Wellenzahlbereiche des Infrarotspektrums die Vorhersage der Parameter gegebenenfalls noch verbessern. Bei einer Probenzahl von etwa 100 können die Modelle validiert und einem Praxistest unterzogen werden.

3.4 Monitoring des Belüftungserfolges einer In-Situ Aerobisierung einer Altablagerung basierend auf der Charakteristik der Infrarotspektren

Zur Überprüfung des Belüftungserfolges (In-Situ Aerobisierung) einer Altablagerung wurde eine Clusteranalyse der aufgenommenen Infrarotspektren von Proben vor deren In-Situ Aerobisierung (original, I), sowie nach Belüftungsversuchen im Labor (stabilisiert, III und IV) durchgeführt (TESAR ET AL., 2007). Im dargestellten Beispiel wurde für die Erstellung des Modells der spektrale Bereich 3000-2800, 1790-1530, 1350-1200cm⁻¹ und der Ward's Algorithmus herangezogen (Abbildung 7). Die spektroskopische Charakteristik lässt weiters eine Unterscheidung der Länge der Belüftungszeit zu (vgl. Abbildung 7). Das Modell wurde anschließend mit Proben aus der belüfteten Altlast getestet. Die Testproben wurden mittels des erstellten Modells klassifiziert. Das Ergebnis der Klassifizierung wurde durch den Vergleich der Verteilungen stabilitätsrelevanter Parameter (z.B. AT₄, TOC,...) in den beiden Gruppen des Kalibrationssets und des Testsets geprüft. Die Gegenüberstellung der Verteilung für z.B. AT₄ und TOC ergab mittels t-test, dass die beiden Gruppen (original und stabilisiert) sich jeweils signifikant voneinander unterscheiden ($p < 0.001$).

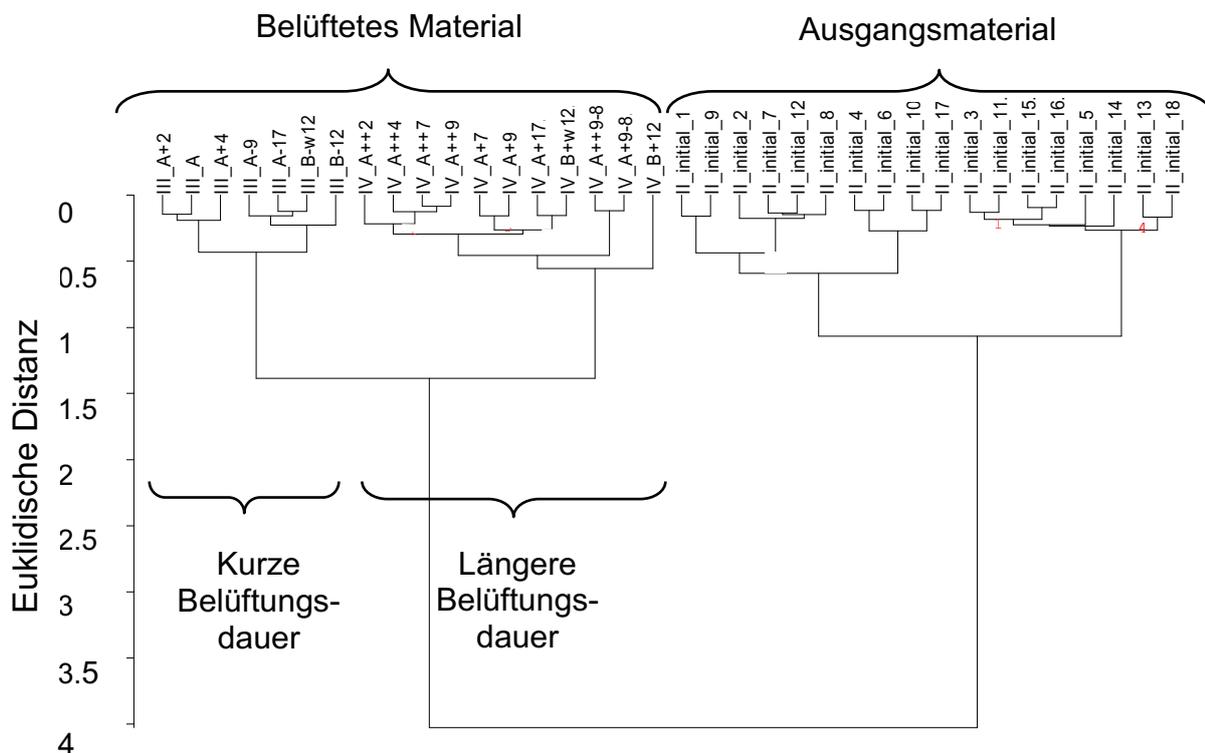


Abbildung 7 Clusteranalyse der Infrarotspektren von unbelüftetem und in-situ belüftetem Altablagerungsmaterial

4 Zusammenfassung

Multivariate statistische Methoden sind ein nützliches Werkzeug, um große Datenmengen leichter interpretieren zu können. Vor allem bei Analysen deren Ergebnis eine Kurve mit vielen Datenpunkten ist, haben sich diese Methoden bewährt. In der vorgestellten Arbeit wurden mit Hilfe dieser Methoden Modelle zur

- Klassifizierung von Kompost, MBA-Material und Altablagerungsmaterial,
- Vorhersage des Huminsäuregehalts und der Atmungsaktivität von Komposten,
- Vorhersage der Atmungsaktivität und der Gasspendensumme von MBA-Material, sowie
- Überprüfung des Belüftungserfolges einer In-Situ Aerobisierung einer Altablagerung entwickelt.

Diese Auswertemethoden sollen auch bei weiteren abfallwirtschaftlichen Fragestellungen und der Interpretation von großen Datensätzen eingesetzt werden.

5 Literatur

- | | | |
|---|------|---|
| Binner, E., Zach, A., Widerrin, M., und Lechner, P. | 1998 | Auswahl und Anwendbarkeit von Parametern zur Charakterisierung des Endproduktes aus mechanisch-biologischen Restmüllbehandlungsverfahren. Wien, Schriftenreihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie |
| Binner, E. | 2006 | Beurteilung der Reaktivität von Abfällen - Anwendbarkeit der für mechanisch-biologisch behandelten Restabfall entwickelten Methoden bei anderen Abfällen. In: Matthias Kühle-Weidemeier (Eds.): Abfallforschungstage 2006 „Auf dem Weg in eine nachhaltige Abfallwirtschaft“, 16. – 17. May 2006, Hannover, Germany; Proceedings, Cuvillier Verlag, pp. 63-77 |
| Esbensen K. H. | 2002 | Multivariate Data Analysis -in practice, Alborg University, Esbjerg, 2002 |
| Gerzabek, M.H., Danneber, O., Kandeler, E. | 1993 | Bestimmung des Humifizierungsgrades. In Bodenbiologische Arbeitsmethoden. Schinner F., Öhlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R., Eds; Springer Verlag, pp. 107-109 |
| Meissl, K., Smidt, E. und Schwanninger, M. | 2007 | Prediction of humic acid content and respiration activity of biogenic waste by means of Fourier Transform Infra-red (FTIR) spectra and partial least squares regression (PLS-R) models, Talanta 72, pp. 791-799 |

- Moron, A., Cozzolino, D., 2004 Determination of potentially mineralizable nitrogen and nitrogen in particulate organic matter fractions in soil by visible and near-infrared reflectance spectroscopy, *Journal of Agricultural Science* 142, pp. 335-343
- Pöllänen, K., Hakkinen, A., 2005 IR spectroscopy together with multivariate data analysis as a process analytical tool for in-line monitoring of crystallization process and solid-state analysis of crystalline product, *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis* 38, pp. 275-284
- Reinikainen, S.P., Rantanen, J., Karjalainen, M., Louhi-Kultanen, M., Nystrom, L.
- Smidt, E., Meissl, K., in press Classification of waste materials using Fourier transform infrared spectroscopy and soft independent modeling of class analogy, *Waste Management*,
- Schwanninger, M, Lechner, P.
- Tesar, M., Prantl, R., Lechner, P. 2007 Application of FT-IR for assessment of the biological stability of landfilled municipal solid waste (MSW) during in-situ aeration, *Journal of Environmental Monitoring* 9, pp. 110-118
- Zhang, A.D., Zeng, W.X., 2005 Multivariate analysis of infrared spectra for monitoring and understanding the kinetics and mechanisms of adsorption processes, *Applied Spectroscopy* 59, pp. 47-55
- Niemczyk, T.M., Keenan, M.R., Haaland, D.M.

Anschrift der Verfasserin

DI Katharina Meissl

Institut für Abfallwirtschaft, Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt, Universität für Bodenkultur Wien

Muthgasse 107

A-1190 Wien

Telefon +43 -1 381 99 00 - 345

Email: katharina.meissl@boku.ac.at

Website: www.wau.boku.ac.at/abf.html

Stoffstromanalyse und Modellierung von mechanischen Aufbereitungsprozessen für Elektro- und Elektronikaltgeräte

Perrine Chancerel, Susanne Rotter

Technische Universität Berlin

Institut für Technischen Umweltschutz, Fachgebiet Abfallwirtschaft

Substance flow analysis and modelling of mechanical pre-processes for waste electrical and electronic equipments

Abstract

The aim of mechanical pre-processing of waste electrical and electronic equipment (WEEE) is to produce material fractions with an adequate quality for material recovery, energy recovery and disposal. A material flow analysis was carried out in two pre-processing plants, in order to depict the material and substance flows. This paper describes the methodological and practical approaches that were used to carry out the substance flow analysis, and how, based on the collected data, the processes were modelled.

Zusammenfassung

Die mechanische Aufbereitung von Elektro- und Elektronikaltgeräten zielt hauptsächlich auf die Erzeugung von Materialfraktionen mit geeigneter Qualität für die anschließenden Verwertungs- und Entsorgungsprozesse ab. Zu den Aufgaben der Aufbereitung gehört sowohl die Wertstoffanreicherung in Fraktionen zur Verwertung als auch die Entfrachtung von Schad- und Störstoffen. In zwei unterschiedlichen Aufbereitungsanlagen für Elektro- und Elektronikaltgeräte wurden Stoffstromanalysen durchgeführt, um die Stoff- und Materialflüsse durch die Aufbereitungsprozesse bis hin zu den Outputs zu beschreiben. In diesem Beitrag wird erläutert, welche methodischen und praktischen Ansätze angewandt wurden, um Stoffstromanalysen von Aufbereitungsanlagen für Elektro- und Elektronikaltgeräten durchzuführen, und wie aus den erhobenen Daten die Prozesse modelliert wurden.

Keywords

Elektro- und Elektronikaltgeräte, Aufbereitung, Stoffstromanalyse, Prozessmodellierung, Waste electrical and electronic equipment (WEEE), Pre-processing, Substance flow analysis, Material flow analysis, Process modelling

Aufgrund der zunehmenden Ressourcenknappheit und der Notwendigkeit, die Freisetzung von Schadstoffen aus menschlichen Aktivitäten in die Umwelt zu minimieren, kommt der Verwertung von Elektro- und Elektronikaltgeräten eine immer größere Bedeutung zu. Der hohe Wertstoffgehalt dieser Abfälle lässt erwarten, dass in diesem Bereich zukünftig neue ökonomische Anreize für einen Wandel der Abfallwirtschaft hin zur Ressourcenwirtschaft entstehen.

1 Mechanische Aufbereitung von Elektro(nik)altgeräten

1.1 Elektro- und Elektronikaltgeräte

Die Herstellung von Elektro- und Elektronikgeräten ist einer der am schnellsten wachsenden Industriesektoren. Ständige technische Innovationen führen zu einer stetigen Marktexpansion und gleichzeitig zur Verkürzung der Produktlebenszeiten elektrischer und elektronischer Geräte. Dies führt zu einer schnellen Zunahme des Aufkommens an Elektro- und Elektronikaltgeräten (EAG), die in den Abfallstrom gelangen. In Deutschland fällt derzeit jährlich eine Gesamtmenge von etwa 1,8 Millionen Tonnen EAG (BVSE, 1998) an.

Elektro- und Elektronikaltgeräte sind durch eine komplexe Mischung von Materialien und Bauteilen bis in den mikroskopischen Verbund gekennzeichnet. Neben rückgewinnbaren Wertstoffen wie Kunststoff, Eisen, Aluminium, Kupfer oder Gold enthalten diese Geräte auch relevante Konzentrationen an gesundheits- und umweltgefährdenden Stoffen, die bei einer nicht sachgemäßen Entsorgung freigesetzt werden können (MORF ET AL., 2004).

Als Reaktion auf die rasante Mengenentwicklung elektrischer und elektronischer Altgeräte, dem damit verbundenen Ressourcenverbrauch und der Umweltbelastung, hat das Europäische Parlament und der Rat der Europäischen Union am 27. Januar 2003 die Richtlinie 2002/96/EG über Elektro- und Elektronikgeräte (WEEE – Waste Electric and Electronic Equipment) und die Richtlinie 2002/95/EG zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten (RoHS - Restriction of the Use of Certain Hazardous Substances in Electrical and Electronic Equipment) verabschiedet. Mit dem Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten (ELEKTROG) wurden diese Richtlinien 2005 in deutsches Recht umgesetzt.

Neben der Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten beinhaltet die Zielstellung des Elektro- und Elektronikgerätegesetzes insbesondere die getrennte Sammlung von durchschnittlich 4 kg Altgeräte aus privaten Haushalten pro Einwohner und Jahr. Die erfassten Geräte sollen einer Behandlung und Verwertung zugeführt werden, wobei je nach Gerätekategorie (z.B. Haushaltsgroßgeräte, Informations- und Telekommunikationsgeräte, Haushaltskleingeräte, Spielzeug sowie Sport- und Freizeitgeräte) Quoten der Verwertung, Wiederverwendung und stofflichen Verwertung zwischen 50 % und 80 % erfüllt werden müssen.

Das ElektroG setzt eine geteilte Herstellerverantwortung für Elektroaltgeräte um. Dabei ist der Aufbau herstellerindividueller Rücknahmesysteme möglich, spielt jedoch in der Praxis bislang keine große Rolle (CHANCEREL ET AL., 2007). Es ist davon auszugehen,

dass im Bereich der Kleingeräte ein größerer Anteil der Geräte derzeit noch über den Restabfall entsorgt wird. Aus Sortieranalysen ergeben sich durchschnittliche Gehalte von 0,8 bis 1,5 Gewichts-% für kleine Elektro- und Elektronikaltgeräten im Restabfall, was 0,7 bis 1,1 Kilogramm pro Einwohner und pro Jahr entspricht (ROTTER, JANZ, 2006).

1.2 Ziele der mechanischen Aufbereitung

Die mechanische Aufbereitung von Elektro- und Elektronikaltgeräten zielt hauptsächlich auf die Erzeugung von Materialfraktionen mit geeigneter Qualität für die anschließenden Verwertungs- und Entsorgungsprozesse ab. Für die Konzeption von Aufbereitungsanlagen sind unterschiedliche Technologien anwendbar (manuelle Schadstoffentfrachtung, Demontage, Zerkleinerung, automatisierte Sortiertechnologien etc.). Zu den Aufgaben der Aufbereitung gehört sowohl die Wertstoffanreicherung in Fraktionen zur Verwertung als auch die Entfrachtung von Schad- und Störstoffen, die anschließend den Vorschriften gemäß entsorgt werden müssen. Die Aufbereitungsprozesse bestimmen, welche Stoffe welchen Verwertungsprozessen bzw. Entsorgungswegen zugeführt werden und spielen deshalb eine große Rolle für die Rückgewinnung von Ressourcen.

2 Das Konzept Stoffstromanalyse

Ziel der Stoffstromanalyse ist es, vollständige und konsistente Daten über Ströme und Lagerbestände eines bestimmten Stoffs zu liefern (BRUNNER ET AL., 2004). Dies ist nicht nur auf Elementebene anwendbar, wenn der Massenerhaltungssatz gilt. Für organische Schadstoffe wie Dioxine, polybromierte Flammschutzmittel oder PCB wird auch der Zerstörungs- bzw. Bildungsgrad berücksichtigt.

Im Rahmen der vorliegenden Forschungsarbeit werden mehrere Schad- und Wertstoffströme untersucht, um ihre Flüsse durch die Aufbereitungsprozesse und ihren Verbleib in den Outputs zu beschreiben. Die ausgewählten Stoffe sollen repräsentativ für die Ziele und Schwierigkeiten der Verwertung von Elektro- und Elektronikaltgeräten sein. In diesem Sinn werden sowohl die Wertstoffe Kupfer, Eisen, Aluminium, Gold und Silber, als auch Schadstoffe wie Schwermetalle (Blei, Quecksilber und Cadmium) betrachtet.

In der Studie von MORF ET AL. (2004) wurde bereits der Ansatz der Stoffflussanalyse gewählt. Die Verteilung der Stoffe aus dem Inputmaterial einer Entsorgungsanlage für Elektro- und Elektronikkleingeräteschrott in die Outputprodukte wurde experimentell ermittelt. Diese Stoffflussanalyse erlaubte eine ganzheitliche Darstellung des untersuchten Prozesses, anhand derer Optimierungspotenziale des Verarbeitungsprozesses erkannt und für betriebliche und abfallwirtschaftliche Entscheidungen genutzt werden können. REUTER ET AL. (2005) berichtet über eine Stoffstromanalyse der Verwertung von

1153 Altfahrzeugen. Der methodische Ansatz und die praktische Vorgehensweise lassen sich von den Fahrzeugen auf die Altgeräte übertragen.

Die vorliegende Untersuchung liefert Daten über weitere Aufbereitungsprozesse und konzentriert sich auf Geräte der Informations- und Telekommunikationstechnik und der Unterhaltungselektronik.

3 Experimentelle Durchführung der Stoffstromanalyse

3.1 Systemgrenze

Die Definition der Grenzen der Untersuchung umfasst folgende fünf Aspekte: (1) zeitliche Grenze, (2) örtliche Grenze, (3) Wahl der Prozesse, (4) Wahl der Güter und (5) Wahl der Stoffe (MORF ET AL., 2004).

Die zeitliche Grenze war in der vorliegenden Studie der Zeitpunkt (Januar 2008) und die Länge der Untersuchung (5 bis 10 Stunden). Die örtliche Grenze ist Deutschland, als Herkunftsland der Altgeräte. Es wird angenommen, dass die für die Stoffstromanalyse betrachteten Altgeräte repräsentativ für die Anfang 2008 angefallenden Altgeräte in Deutschland Anfang sind. Als Prozesse werden zwei unterschiedliche Aufbereitungsanlagen gewählt. Betrachtet wurden Geräte der Sammelgruppe 3 laut ElektroG: Informations- und Telekommunikationstechnik (Kategorie 3 laut ElektroG) und Unterhaltungselektronik (Kategorie 4), wobei Fernseh- und Computermonitore ausgeschlossen wurden. Der Verbleib von Metallen (Basismetalle wie Aluminium und Kupfer, Schwermetalle wie Blei und Cadmium, Edelmetalle wie Gold, Silber und Palladium) wurde betrachtet.

3.2 Methode zur Durchführung der Analyse

Abbildung 1 zeigt die Materialfraktionen, die als Output einer beispielhaften Aufbereitungsanlage für Elektro- und Elektronikaltgeräte erzeugt werden. Der Aufbereitungsprozess wird als „Black Box“ betrachtet.

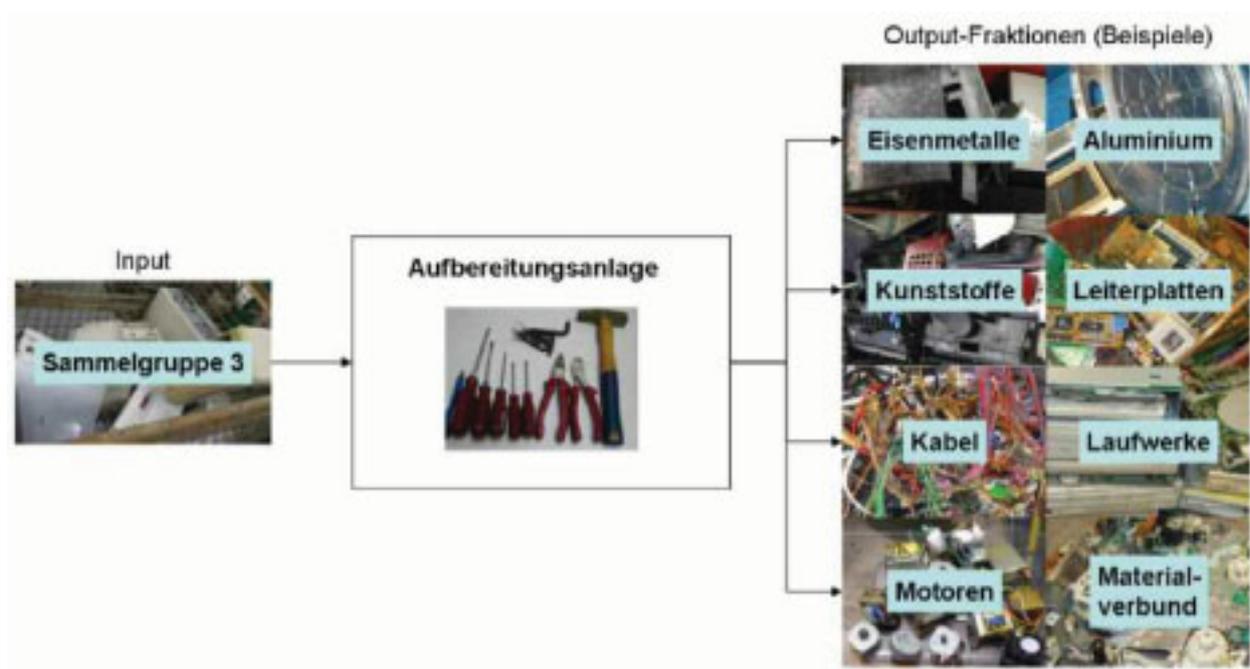


Abbildung 1 Input und Output einer Aufbereitungsanlage für Elektro(nik)altgeräte

Bei der Stoffstromanalyse werden für jede Fraktion (sowohl Input als auch Outputs) folgende Daten erhoben:

- Masse der Fraktion (Wägung)
- Qualitative Beschreibung (äußere Erscheinung, „Untergruppen“, enthaltene Materialien, Farbe etc.)
- Quantitative Untersuchung (Stückzahl, Masse der „Untergruppen“, Masse der verschiedenen Materialien, ggf. analytische Bestimmung der chemischen Zusammensetzung der Fraktion)

Unter „Untergruppen“ werden verschiedene Bestandteile der Fraktionen verstanden. Zum Beispiel besteht der Input aus Altgeräten, die man nach Gerätetyp und Gerätekategorie zuordnen kann. Auch die Outputfraktionen können in homogenere Untergruppen geteilt werden. Beispielweise kann man die externen Kabel von den dünnen internen Kabeln unterscheiden, oder in der Outputfraktion „Eisenmetalle“ kann man die Störstoffe (Kleber, kleine Kunststoff- und Gummiteile, kleine Stücke von Nicht-Eisen-Metallen) trennen und separat wiegen. In der Kunststoff-Fraktion wurden die Kunststoffteile je nach Kunststoffart sortiert. Die Untergliederung dient einer genaueren quantifizierten Beschreibung der Fraktionen.

Zwei Anlagen wurden mit der gleichen Methode untersucht. In der einen Anlage werden die Altgeräte manuell demontiert, während in der anderen Anlage hauptsächlich automatisierte Verfahren angewandt werden.

4 Auswertung der Ergebnisse

Zur Auswertung der Daten wird die kostenlose Software STAN benutzt. STAN (kurz für SToffflussANalyse) wurde von der Technische Universität Wien entwickelt und ermöglicht, Güter- und Stoffflussanalysen durchzuführen. Die Software verwendet mathematisch-statistische Werkzeuge wie Datenausgleichsrechnung und Fehlerfortpflanzung, um Datenunsicherheiten zu berücksichtigen (mehr Informationen unter www.iwa.tuwien.ac.at).

4.1 Massenbilanz

In diesem Beitrag wird eine Untersuchung erläutert, in der 171 kg von Altgeräten der Sammelgruppe 3 nach ElektroG manuell demontiert wurden. Der Input beinhaltete Computer, Drucker, DVD-Player, Telefone, etc.

Als erste Auswertung der erfassten Daten wurde eine einfache Massenbilanz erstellt (Abbildung 2).

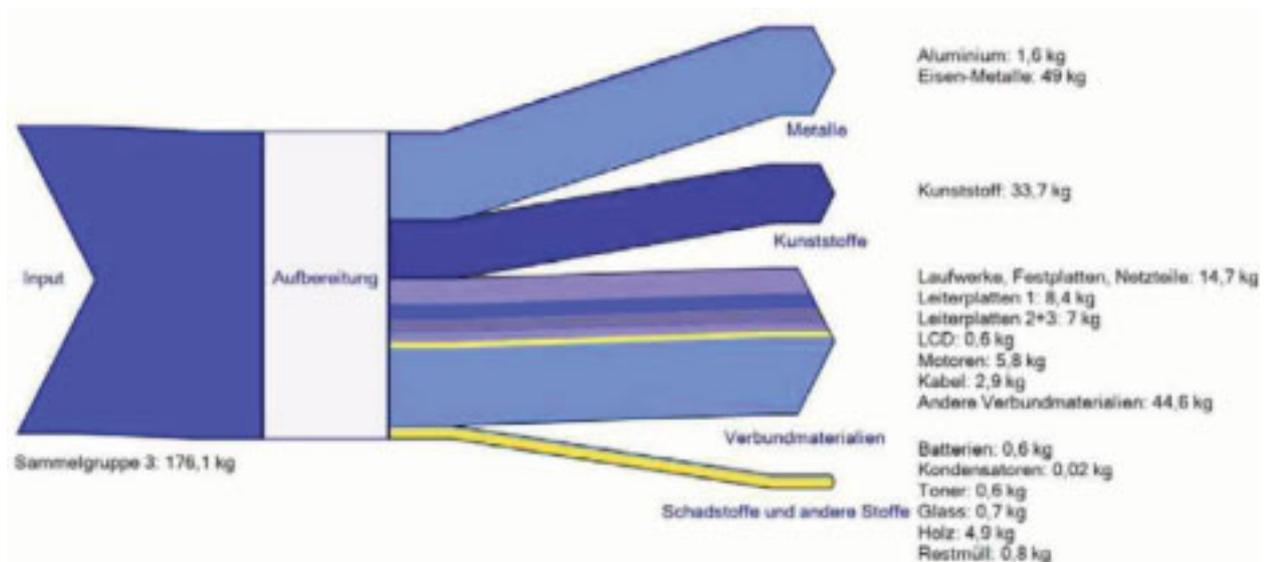


Abbildung 2 Massenbilanz des manuellen Aufbereitungsprozesses von Elektro- und Elektronikaltgeräten der Sammelgruppe 3

Die Massenbilanz zeigt, dass die Fraktion der Eisenmetalle 28 Gew.-% und die Kunststofffraktionen (größere Kunststoffstücke) 19 Gew.-% des Outputs ausmachen. Eine weitere wichtige Fraktion bilden die Verbundmaterialien (24%). Die Schadstoffe Batterien, Kondensatoren und Toner sind mit 0,7 Gew.-% vorhanden.

Dabei ist zu beachten, dass die Fraktionen nicht rein sind. In der Kunststofffraktion befinden sich beispielsweise kleine Metallteile, die übersehen worden sind oder die so eng mit dem Kunststoff verbunden sind, dass sie nicht getrennt werden konnten.

4.2 Stoffstromanalyse am Beispiel Kupfer und Gold

Zur Analyse der Stoffströme werden Angaben über die Konzentration des untersuchten Stoffs in allen Outputfraktionen benötigt. Diese Daten kommen aus (1) der Literatur, (2) der analytischen Bestimmung der chemischen Zusammensetzung oder aus (3) Abschätzungen.

Zur systematischen Organisation der Daten bezüglich der Charakteristiken der Altgeräte und deren Bauteile wurde eine Datenbank aufgebaut, die sowohl Daten aus Veröffentlichungen als auch Daten aus eigenen Untersuchungen beinhaltet. Neben der Zusammensetzung der Altgeräte erfasst die Datenbank u.a. Analysenergebnisse aus der Bestimmung der chemischen Zusammensetzung von Bauteilen (CHANCEREL, ROTTER, 2007). Stehen mehrere Analysenergebnisse von vergleichbaren Bauteilen (z.B. Leiterplatten aus Computer) zur Verfügung, wird der Median der Ergebnisse für die Stoffstromanalyse genutzt.

Die genaueste und aufwendigste Methode, um die Konzentration des untersuchten Stoffes in den Outputfraktionen zu bestimmen, besteht darin, chemische Analysen durchzuführen. Für Metalle kommen mehrere Analytikmethoden in Frage, wie zum Beispiel Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA), Atomabsorptionsspektroskopie (AAS) oder Emissionsspektroskopie mittels induktiv gekoppelten Plasmas (ICP).

Möglich ist außerdem eine Abschätzung der Konzentration an bestimmten Stoffen durch Sortieranalyse und/oder visuelle Abschätzung.

Im Allgemeinen wird die Masse der Stoffe in den Outputfraktionen berechnet, indem die Masse der Output-Fraktionen mit der Konzentration am Stoff in der Fraktion multipliziert wird. Die Konzentrationen an Kupfer und Gold der Output-Fraktionen, die für die Auswertung der Daten angenommen wurden, stellt Tabelle 1 dar. Diese Werte sind natürlich mit Unsicherheiten verbunden. Der Gehalt des Inputs an Kupfer (Gold) wird als Summe der Gehalt an Kupfer (Gold) der Outputfraktionen berechnet.

Tabelle 1 Kupfer- und Gold-Konzentration in den Output-Fraktionen der Aufbereitungsanlage

Output-Fraktionen	Konzentration Kupfer (ppm)	Annahme basierend auf den Daten von	Konzentration Gold (ppm)	Annahme basierend auf den Daten von
Aluminium	0	Eigene Annahme	0	Eigene Annahme
Batterien	25000	BAUMANN ET AL., 1993	0	Eigene Annahme
CD-Laufwerke	12000	1)	15	1)
Diskettenlaufwerke	38000	1)	10	1)
Eisen-Metalle	2200	DEFRA, 2006	0	Eigene Annahme

Output-Fractionen	Konzentration Kupfer (ppm)	Annahme basierend auf den Daten von	Konzentration Gold (ppm)	Annahme basierend auf den Daten von
Festplatten	62000	1)	60	1)
Glass	0	Eigene Annahme	0	Eigene Annahme
Holz	0	Eigene Annahme	0	Eigene Annahme
Kabel	350000	OEKOPOL, 2004	0	Eigene Annahme
Kondensatoren	43500	WICHMANN ET AL., 2002	0	WICHMANN ET AL., 2002
Kunststoffe	2800	DEFRA, 2006	3	2)
LCD	4300	MÜLLER, 2005	0	Eigene Annahme
Leiterplatten 1 (hochwertige Leiterplatten)	200000	HAGELÜKEN, 2007	250	HAGELÜKEN, 2007
Leiterplatten 2+3 (minderwertige Leiterplatten)	210000	HUISMAN ET AL., 2007	50	Annahme basierend auf mehreren Literaturquellen
Motor	250000	DEFRA, 2004	0	Eigene Annahme
Mischschrott	10000	Eigene Annahme	3	2)
Computer-Netzteile	70000	1)	10	1)
Processor	109500	WICHMANN ET AL., 2002	315	WICHMANN ET AL., 2002
Restmüll	0	Visuelle Abschätzung	0	Eigene Annahme
Tastaturen	28000	1)	5	1)
Toner	2800	Annahme: wie Kunststoff	0	Eigene Annahme

1) Bestimmung durch eigene Demontageuntersuchung und die in Tabelle 1 angegebenen Konzentration von Leiterplatten und Kabeln an Kupfer und Gold

2) Annahme aufgrund der Anwesenheit von wenigen Leiterplatten in der Kunststofffraktion

Kupfer

Für alle Output-Fractionen werden die in Tabelle 1 dargestellten Gehalte an Kupfer angenommen. Abbildung 3 stellt die Massenbilanz für Kupfer dar.

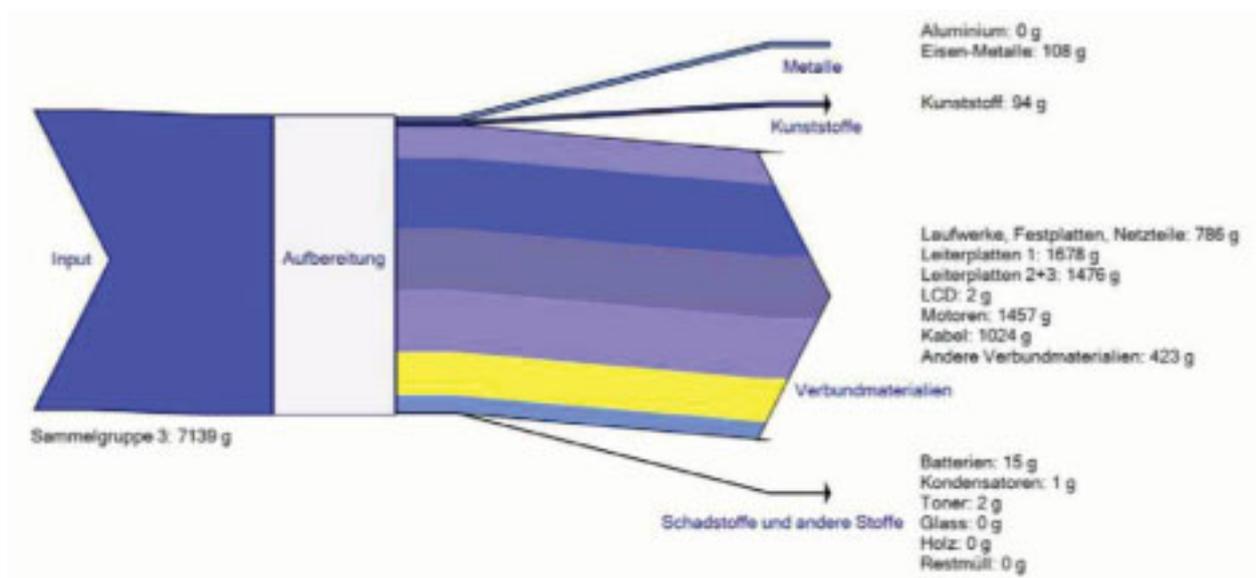


Abbildung 3 Massenbilanz von Kupfer im manuellen Aufbereitungsprozess

Abbildung 3 zeigt, dass es etwas mehr als 7 kg von Kupfer in den untersuchten Altgeräten gab. Nach der Aufbereitung wurde das Kupfer Verbundmaterialien wie hauptsächlich Leiterplatten, Motoren und Kabel zugeteilt. Die Rückgewinnung des Kupfers setzt voraus, dass nachgeschaltete Prozesse das Kupfer aus den Verbundmaterialien trennen.

Gold

Durch den gleichen methodischen Ansatz wie bei Kupfer wird Abbildung 4 erstellt.

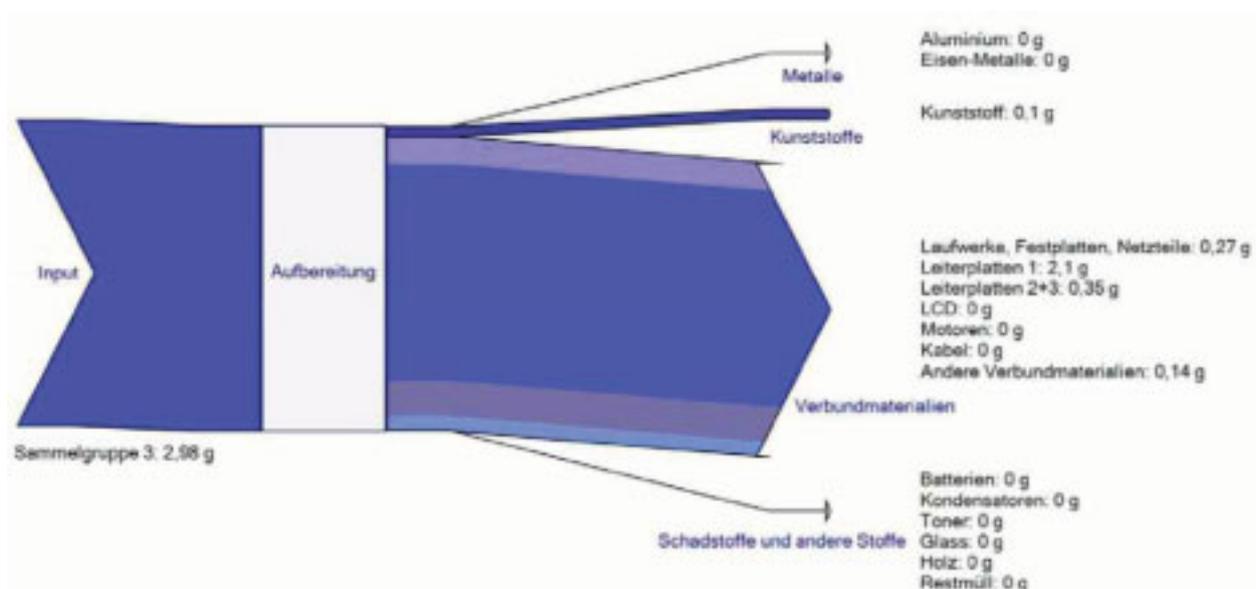


Abbildung 4 Massenbilanz von Gold im manuellen Aufbereitungsprozess

Wie im Fall von Kupfer wird festgestellt, dass das Gold in den Verbundmaterialien zu finden ist. Dabei spielen die hochwertigen Leiterplatten (Leiterplatten 1) die größte Rolle. 70 Gew.-% des gesamten Golds befinden sich in dieser Outputfraktion.

In wieweit das Gold zurück gewonnen wird, hängt davon ab, zu welchen nach der Aufbereitung angeschlossenen Verwertungsprozessen die einzelnen Outputfraktionen geführt werden. Basierend auf der Stoffstromanalyse können Optimierungspotenziale identifiziert werden, um die Menge der durch die gesamte Prozesskette zurück gewonnenen Metalle zu erhöhen. Der mit der Gewinnung von zusätzlichen Ressourcen verbundene Aufwand muss im Vergleich zur Menge an zusätzlich zurück gewonnenen Ressourcen nicht unverhältnismäßig sein.

5 Von der Stoffstromanalyse zur Prozessmodellierung

Mit der gleichen Methode wurde eine automatisierte Aufbereitungsanlage untersucht. Die Daten aus der Stoffstromanalyse dienen als Wissensbasis für eine anschließende Prozessmodellierung. Ziel der Modellierung ist es, den Einfluss von Veränderungen der Inputeigenschaften auf die Verteilung der Stoff- und Materialflüsse abzubilden.

Durch die Stoffstromanalyse werden Informationen über die Menge und Zusammensetzung der Outputfraktionen von verschiedenen Aufbereitungsprozessen gesammelt. Für ein ähnliches Inputmaterial (in diesem Fall Altgeräte der Sammelgruppe 3) haben die untersuchten Aufbereitungsprozesse eine unterschiedliche Anzahl von Outputfraktionen mit unterschiedlicher Qualität geliefert. Die qualitative und quantitative Untersuchung der Outputfraktionen haben ermöglicht, die Qualität der Outputfraktionen je nach angewandtem Prozess zu beschreiben.

Die Eigenschaften des Inputmaterials werden aus einer Datenbank über Charakteristiken von Elektro(nik)altgeräten aufgerufen (CHANCEREL, ROTTER, 2007). Die Verknüpfung mit der Datenbank ermöglicht die Abbildung der Effekte von Variationen der Eigenschaften des Inputs. Durch die Stoffstromanalyse wurde beschrieben, wie die in den Altgeräten enthaltenen Materialien je nach Aufbereitungsprozess in die Outputfraktionen verteilt werden. Basierend auf diesen Daten berechnet das Modell die Menge und die Konzentration an untersuchten Stoffen aller Outputfraktionen je nach Charakteristiken des Inputs. Abbildung 5 zeigt, wie die gesammelten Informationen in die Modellierung der Prozesse integriert werden. Zur Entwicklung des Modells werden die Software MatLab und Simulink genutzt.

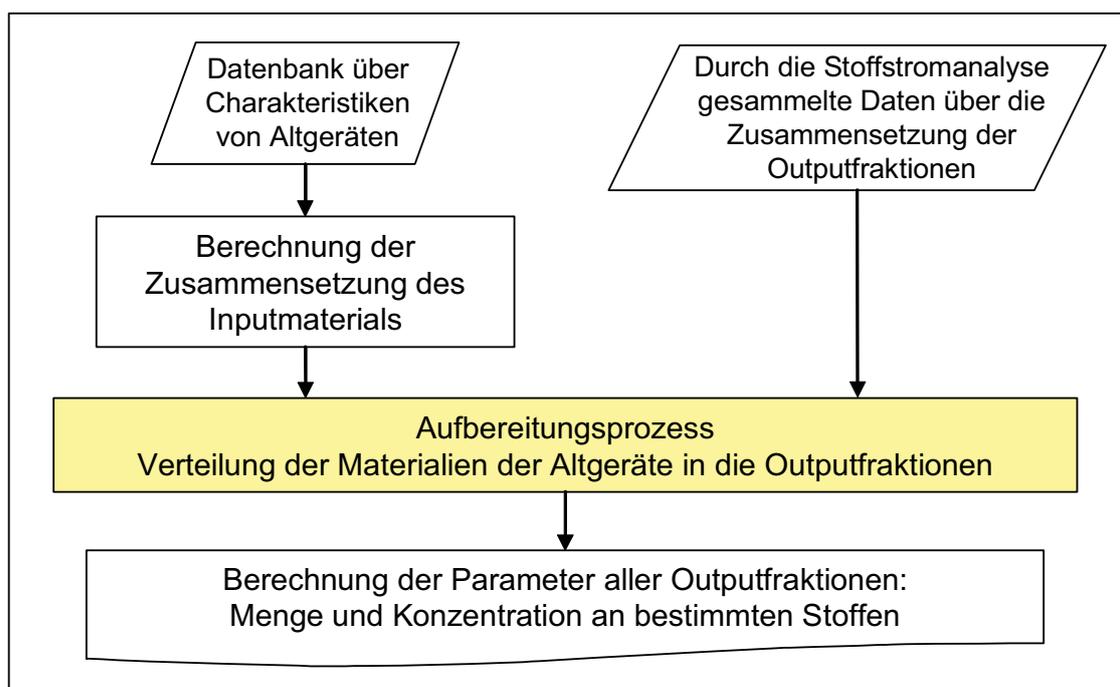


Abbildung 5 Massenbilanz von Gold im manuellen Aufbereitungsprozess

Mit dieser Methode können für verschiedene Mischungen von Altgeräten die Auswirkungen der beiden untersuchten Aufbereitungsprozesse auf die Verteilung der Stoffe modelliert werden. Durch Extrapolation der experimentellen Daten wird zukünftig die Modellierung auf weitere Aufbereitungsprozesse erweitert.

Die Untersuchungen liefern neue praxisorientierte Ansätze für die Modellierung von Aufbereitungsprozessen aus experimentellen Daten. Der Nutzen von Stoffflussanalysen für ressourcenrelevante Fragestellungen wird hier am Beispiel der Aufbereitung von Elektro- und Elektronikaltgeräten gezeigt. Die angewendete Methode ist über das Beispiel der Elektro- und Elektronikaltgeräte hinaus auf andere Abfallarten übertragbar.

Danksagung: Die Autorinnen bedanken sich bei dem Werkstatt Frankfurt e.V. für die Zusammenarbeit. Die Deutsche Bundesstiftung Umwelt fördert dieses Forschungsprojekt im Rahmen des Stipendienprogramms.

Literatur

- | | | |
|--|------|--|
| Baumann W.; Muth A.; | 1993 | Abfallverhalten neuartiger Batterien - Mengen, Inhaltsstoffe, Verwertungs- und Behandlungsmethoden von Batterien. Umweltbundesamt, Forschungsbericht 103 10 610, Texte 36/93. Berlin |
| Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung e.V. (BVSE) | 1998 | Elektronikschrottreycling – Fakten, Zahlen und Verfahren. Informationsschrift der bvse-recyconsult GmbH. Bonn |

- Chancerel, P.; Rotter, V.S.; 2007 Recycling oriented characterisation of WEEE. Proceedings of Eco-X conference 2007, Wien, Österreich, S. 205-212
- Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) 2004 WEEE & Hazardous Waste. AEA Technology commissioned by DEFRA. Oxfordshire, United Kingdom
- Hagelüken, C.; van Kerckhoven, T.; 2007 Improving resource recovery from electronic scrap recycling - an holistic approach. Proceedings of Eco-X conference, Wien
- Huisman, J. et al.; 2007 Review of Directive 2002/96 on Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) (Final Report). Bonn
- Morf, L.; Taverna, R.; 2004 Metallische und nichtmetallische Stoffe im Elektronikschrott – Stoffflussanalyse. Schriftenreihe Umwelt Nr. 374, Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern.
- Reuter, M.A.; Boin, U.M.J.; 2005 The metrics of material and metal ecology: harmonizing the resource, technology and environmental cycles. Elsevier Science, Amsterdam, ISBN 0-444-51137-7.
- van Schaik A.; Verhoef, E.; Heiskanen, K.; Yang, Y.; Georgalli, G.;
- Rotter, S.; Janz, A.; 2006 Charakterisierung elektrischer und elektronischer Altgeräte (EAG) - 1. Teil: Mengenprognosen und und Zusammensetzung von Kleingeräten. Müll und Abfall 7, S. 365-373.
- Wichmann, H., Sprenger, R., Dettmer, F.T., Schmidt-Nädler, C. Bahadir, M.: 2002 Wert- und Schadstoffpotentiale von elektronischen Bauteilen. Verein Deutscher Ingenieure, Fortschritt-Berichte VDI Reihe 15 Nr. 239, Düsseldorf

Anschrift der Verfasserinnen:

Perrine Chancerel, Vera Susanne Rotter
 Technische Universität Berlin
 Institut für Technischen Umweltschutz, Fachgebiet Abfallwirtschaft
 Sekr. Z2
 Straße des 17. Juni 135
 D-10623 Berlin
 Telefon +49 30 314 79250

Email: chancerel@ut.tu-berlin.de
 Website: itu107.ut.tu-berlin.de/naw

Neue Probenahmemethode für Sekundärstoffe aus Abfallbehandlungs- und Verwertungsanlagen

Sylvia Schade-Dannewitz, Jürgen Poerschke, Sebastian Döring

Fachhochschule Nordhausen

New sampling method for secondary material from waste treatment or recycling facilities

Abstract

At the University of Applied Sciences Nordhausen a new method of sampling secondary materials has been developed. The method is called the "Pressing-drill-method". Compared with conventional methods it could be proved that errors were reduced considerably. The first results of modelling mixtures and real mixtures of secondary materials will be discussed.

Zusammenfassung

An der Fachhochschule Nordhausen wurde eine neue Methode zur Probenentnahme für Sekundärstoffe entwickelt, die sogenannte „Pressbohrmethode“. Es konnte nachgewiesen werden, dass die Fehler im Vergleich zu den bisherigen Standardmethoden deutlich reduziert werden konnten. Erste Ergebnisse an Modellgemischen und realen Sekundärstoffgemischen werden vorgestellt.

Keywords

Probenahme, Pressbohrmethode, Ersatzbrennstoff, Qualitätssicherung, Analysenprobe
Sampling Method, Refuse Derived Fuel, Quality assurance, Pre-treatment, analysis sample

1 Einleitung

1.1 Stand der Technik zur Gewinnung einer Analysenprobe

Aufgrund der großen Heterogenität von Abfallströmen ist die Beschreibung des Stoffbestandes außerordentlich schwierig. Zudem besteht das Problem, dass diese Stoffsysteme als Massengüter auftreten und somit auf wirtschaftliche Weise nur über Teilmengen, die Proben, beurteilt werden können. Obwohl bekannt ist, dass Abfälle und Recyclingstoffe in Bezug auf physikalische, chemische und biologische Zusammensetzung, die Größe und Form ihrer Bestandteile sowie das technologische Verhalten wie Fließfähigkeit, Mischbarkeit, Verdichtung, Zerkleinerung u.a. mit den traditionellen mineralischen und bergbaulichen Schüttgütern nicht zu vergleichen sind, werden in zahlreichen Prüfvorschriften Methoden angewandt, die eigentlich für körnige, rieselfähige und homogene Schüttgüter mit nicht zu breiter Korngrößenverteilung aus der Aufbereitung mi-

neralischer Rohstoffe entwickelt worden sind. Beispiele für diese einfache Applikation sind:

- Probenentnahme-, Probenaufbereitungs- und Analysenvorschriften für Sekundärbrennstoffe im Rahmen des RAL-Gütezeichens 724 „Sekundärbrennstoffe“ und RAL-Gütezeichens 727 „Bestimmung des biogenen Anteils in Sekundärbrennstoffen gemäß RAL-GZ 724 und anderen festen Ersatzbrennstoffen, Stand 11.01.2008 [1]
- Probenentnahme, Probenaufbereitung und Analytik des MBA-Deponats nach Richtlinie PN 98 Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA), (Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung/Beseitigung von Abfällen; LAGA PN 98 - Grundregeln für die Entnahme von Proben aus festen und stichfesten Abfällen sowie abgelagerten Materialien, Stand 2002) [2]

So wurde u.a. von RASEMANN [3] festgestellt, dass durch Anwendung dieser Methoden auf Abfälle Untersuchungsergebnisse zustande kommen, die mitunter Abweichungen von bis zu 1.000% vom „wahren“ Ergebnis aufweisen. Aktuelle Untersuchungen von KETELSEN [4] zur Analytik von MBA-Material zeigen Abweichungen der Analyseergebnisse aus der gleichen Abfallprobe selbst aus zertifizierten Laboren um über 100%. Neben hohen Streubreiten zwischen Analysewerten aus Parallelproben kommt es auch häufig zu Diskrepanzen zwischen Deklaration und Kontrollanalyse, das bedeutet, dass die im Rahmen von Eigen- oder Fremdüberwachung erzielten Analyseergebnisse erhebliche Abweichungen von den beim Verwerter erzielten Analysewerten aufweisen [5, 6, 7, 8]. Die Abfallprobenaufbereitung für Sekundärstoffe erfolgt generell mehrstufig über Probenteilung und -zerkleinerung, um die Laborprobe großer Menge und grober Körnung zu einer Analysenprobe von wenigen Gramm mit einer Körnung von wenigen Millimetern aufzubereiten. Dabei muss berücksichtigt werden, dass im Rahmen der Probenvorbereitung die Herstellung einer homogenen und repräsentativen Analysenprobe das übergeordnete Ziel ist, wobei die Analysenprobe mit dem Prüfgut hinsichtlich der zu prüfenden Eigenschaften innerhalb eines festgelegten Vertrauensbereichs übereinstimmen muss. Durch die Wahl der Probenentnahmemethode und weitergehenden Probenaufbereitung unterscheiden sich die Analyseergebnisse zu ein und demselben Austragsstoff entscheidend. Die Genauigkeit der Probenteilung hängt auch von der Teilungsmethode bzw. dem Teilungsgerät ab.

Die Vorschriften die zur Zeit für die Probenahme z.B. von EBS angewandt werden basieren u.a. auf umfangreichen Untersuchungen von FLAMME [Dissertation, 9] und wenden im Wesentlichen Methoden aus der Probenahme mineralischer Schüttgüter an, wie z.B. die „**Teilungskreuzmethode**“ und „**Riffelteiler**“ (vgl. Abbildung 1). Diese Methoden stellen bei der Probenentnahme im Outputstrom sämtlicher Aufbereitungs-

Abfallforschungstage 2008 www.wasteconsult.de

anlagen für die Produktion von Ersatzbrennstoffen einen Standard im Rahmen der Prüfung von Sekundärbrennstoffen dar [1]. Des Weiteren wird diese Methode für die Probenahme von MBA-Austragsmaterial (Deponat) angewandt und ist Standard im Rahmen der PN 98 für die ASA [2, 10].

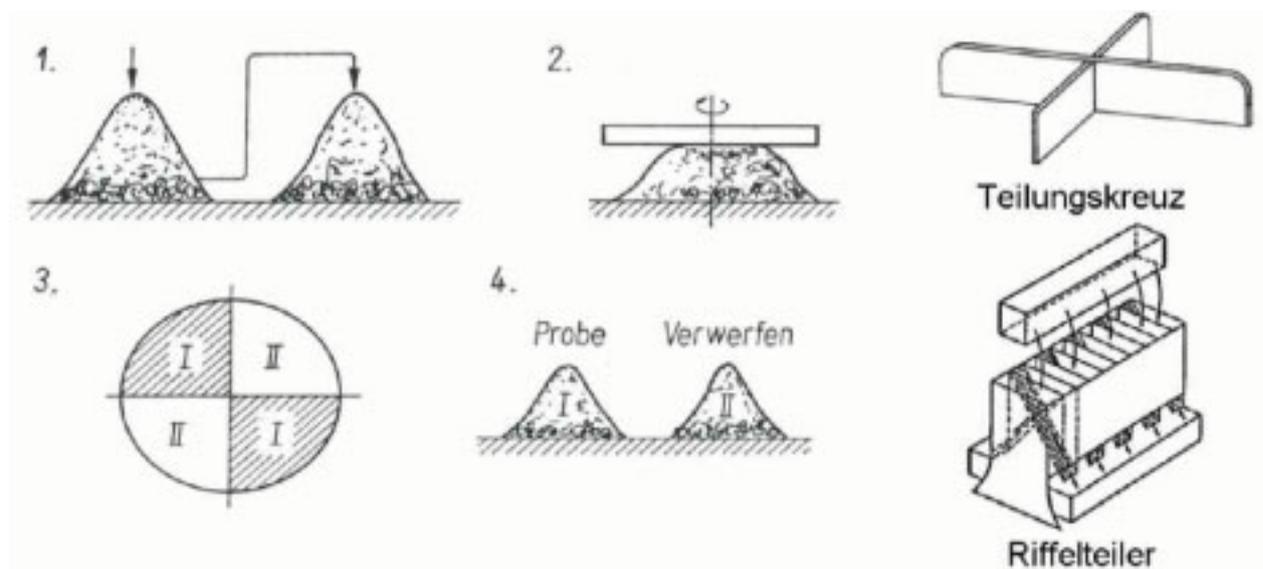


Abbildung 1 Teilungskreuzmethode und Riffelteiler

Ergebnisse der BGS aus einem Laborvergleich zur Chloranalytik deuten darauf hin, dass trotz vermeintlicher einheitlicher Probenmaterialien aufgrund der Probenvorbereitung in einem zentralen Labor dies mit den o.g. Methoden nicht realisierbar war. Beispielhaft hierfür sind die Ergebnisse für den Chlorgehalt in einem Sekundärbrennstoff aus Gewerbeabfällen im Abbildung 2 [8] aufgezeigt, woraus sich z.B. für die Fraktion < 1 mm bezüglich des Chlorgehaltes eine Standardabweichung von 0,32 % bei einem Mittelwert von 1,12 % ergibt.

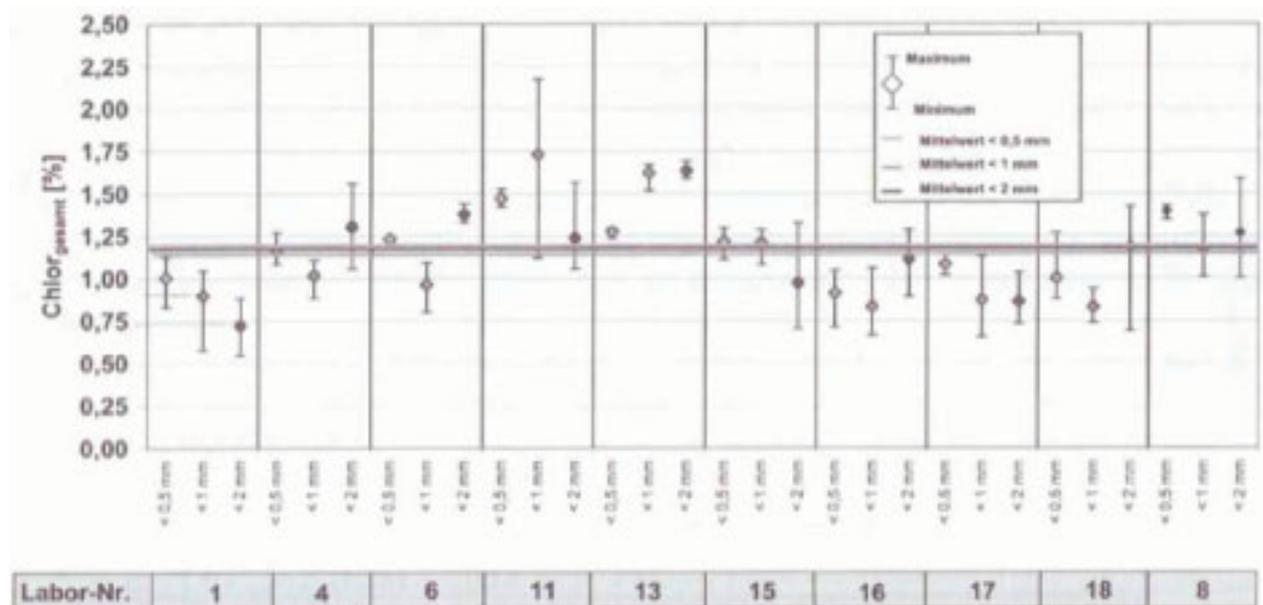


Abbildung 2 Gehalt an Gesamtchlor im Sekundärbrennstoff aus Gewerbeabfällen, ermittelt von 10 Vergleichslaboren [8]

1.2 Anregung zur Weiterentwicklung

Würfelmethode

Alternativ hat ZWIESELE im Rahmen seiner Dissertation 2004 einen neuen Ansatz für die Probenahme heterogener Abfälle geringer Schüttdichte, die so genannte „Würfelmethode“, entwickelt [11]. Die „Würfelmethode“ geht von der Grundidee aus, eine größere Probemenge in einer geometrisch definierten Form so zu verdichten (900 kg/m^3), dass der entstandene Formkörper außerhalb der Presse einer Teilung in mehreren Stufen bis hin zur Gewinnung einer Analysenprobe unterzogen werden kann. Es konnte an Modellgemischen praktisch der Nachweis geführt werden, dass bei der Würfelmethode weniger subjektive Entscheidungen im Rahmen der Teilchenzuordnung vorgenommen werden müssen und damit weniger systematische Fehlerquellen bestehen. Der hierbei notwendige apparative Aufwand zur Umsetzung dieser Methode ist besonders durch den Schneidprozess immens (geschätzte Investitionskosten: 1 Mio. Euro). Zudem ist die Methode für sehr viele Sekundärstoffsysteme überhaupt nicht anwendbar, da kein formstabiler Körper als Voraussetzung für den Schneidprozess herstellbar ist. Die Würfelmethode hat sich somit als nicht praxistauglich erwiesen.

Pressbohrmethode

Unsere Entwicklung der „Pressbohrmethode“ basiert auf der Grundidee der Komprimierung des Probematerials in eine geometrisch definierte Form und nachfolgender wahr-scheinlichkeits-proportionaler Probenentnahme mittels Bohrungen direkt aus dem verpressten Zustand, wobei der praktikable Einsatz im Vordergrund steht.

2 Pressbohrmethode

2.1 Verfahrensaufbau

Nach der Probenahme vom Band und Überführung in die Vorrichtung erfolgt zunächst eine durchschnittliche Verdichtung des Materials um den Faktor 10, so dass ein sehr formstabiler Zylinder entsteht. In der Probe enthaltenes Wasser wird durch kleine Öffnungen in der Form ausgepresst. Die Entnahme von Analysenproben erfolgt nunmehr durch wahrscheinlichkeits-proportionale Beprobung mittels Werkzeug über Bohrlöcher (vgl. Abbildung 3) Das Stoffsystem liegt durch den Pressdruck als kompaktes Stoffgefüge vor, so dass Entmischungerscheinungen aufgrund verschiedener Stoffdichten, breiter Korngrößenverteilung sowie differierender Geometrie vermieden werden. Bei der Pressbohrmethode handelt es sich demzufolge um eine Quasi-Festkörperbeprobung.



Abbildung 3 Pressbohrmethode

2.2 Vorteile der Pressbohrmethode

Vor allem der Vorteil der geringen Entmischung und damit sich ergebende weniger subjektive Entscheidungen bei der Teilchenzuordnung verringern die systematischen Fehlerquellen drastisch. Die Pressbohrmethode zeichnet sich durch einen wesentlich geringeren apparativen Aufwand aus. Im Vergleich zur Würfelteilungsmethode entfällt z.B. das Schneiden in Teilwürfel, so dass der Pressdruck deutlich reduziert werden kann. Zudem ist keine zusätzliche Energie für Trocknung des komprimierten Materials notwendig. Insgesamt ist die Pressbohrmethode bedeutend kostengünstiger.

3 Untersuchungen zur Repräsentativität der Pressbohrmethode an Modellgemischen

3.1 Modellkomponenten

Anhand typischer Stofffraktionen von Ersatzbrennstoffen wurden zunächst Zwei-Komponenten-Gemische modelliert. Beispielhaft sind hierfür Holzspäne-Textilien-Gemisch, Pappe-Folie-Gemisch, Holzspäne-Folie-Gemisch sowie ein Packseide-Folie-Gemisch getestet worden. Die Mischung der Komponenten wurde mittels Labor-mischer (horizontaler Einwellenmischer mit zwangsläufiger Mischgutbewegung) vorgenommen. In der Abbildung 4 sind die Einzelkomponenten Holzspäne und Textilien bzw. das vereinigte Modellgemisch aus beiden Einzelkomponenten zu sehen.



Abbildung 4 Einzelkomponenten Holzspäne / Textilien im Verhältnis von 70:30 M.-% und daraus hergestelltes Modellgemisch

3.2 Analyse der Modellgemische über die Wiederfindungsrate

3.2.1 Sortieranalyse

Zur Feststellung der repräsentativen Entnahme von Proben nach der Pressbohrmethode kann zunächst als einfache Größe die Wiederfindungsrate WFR genutzt werden. WFR ist der Quotient aus dem Messwert x_{Ist} einer Messung und des wahren Wertes x_{Soll} .

$$WFR = \frac{x_{Ist}}{x_{Soll}} \quad (1)$$

Für 2-Komponenten-Gemische ist die Bestimmung der Wiederfindungsrate relativ einfach realisierbar, da der wahre Wert x_{Soll} bereits vorher bekannt ist. Untersuchungsmerkmal x ist damit der Anteil a einzelner Stoffkomponenten am Gemisch bezogen auf die Masse.

$$WFR = \frac{a_{Ist}}{a_{Soll}} \quad (2)$$

Zur weiteren Analyse ist es erforderlich, ein geeignetes Sortiermerkmal zu identifizieren und technisch umzusetzen. Im einfachsten Fall kann hierzu die Bestimmung der Anteile a_{Ist} über händisches Sortieren und anschließender Wägung der Einzelmassen erfolgen. Der Anteil a_{Ist} einer Komponente an der Gesamtmasse ist der Quotient aus der Masse der separierten Komponente zur Gesamtmasse der analysierten Probe.

$$a_{Ist} = \frac{m_{Ist}}{m_{Ges}} \quad (3)$$

Oftmals lässt es das Probenmaterial nicht zu, eine augenscheinliche Trennung der Komponenten vorzunehmen, so dass andere Möglichkeiten zur Bestimmung der Wiederfindungsrate herangezogen werden müssen.

3.2.2 Brennwertbestimmung

Erlaubt die Matrix der entnommenen Proben keine händische Sortierung, z.B. wenn die Komponenten S1 und S2 so stark verpresst wurden, dass sie sich nicht mehr ohne Weiteres voneinander trennen lassen, kann die Bestimmung der Massenanteile über die experimentelle Ermittlung des Brennwertes H_s erfolgen. Bei einem Stoffgemisch aus zwei Modellkomponenten, die sich ausreichend im Brennwert unterscheiden ($H_{S1} \gg H_{S2}$), kann der Brennwert der Mischprobe zur Ermittlung der anteiligen Zusammensetzung herangezogen werden. Der Brennwert eines Gemisches mit n verschiedenen Stoffen ergibt sich zu

$$H_{S,Ges.} = a_1 \cdot H_{S1} + a_2 \cdot H_{S2} + \dots + a_n \cdot H_{S,n} \quad (4)$$

wobei a_i die Massenanteile der einzelnen Komponenten S_i sind ($i=1,2,3,\dots,n$).

Es besteht also ein linearer Zusammenhang zwischen dem Brennwert der Probe $H_{S,Ges}$ und den Brennwerten der Einzelkomponenten $H_{S,n}$. Sind bei einem Zweistoffgemisch die Brennwerte H_{S1} und H_{S2} der Komponenten bekannt, ergeben sich aus $a_1+a_2=1$ die Massenanteile der Einzelkomponenten. Mit Hilfe dieses Zusammenhangs wurden für die Zwei-Komponenten-Modellgemische Kalibriergeraden erstellt, die eine eindeutige Bestimmung der Massenanteile (a_1 und a_2) einer Probe über den ermittelten Brennwert $H_{S,Ges.}$ ermöglicht.

4 Untersuchungen zur Repräsentativität der Pressbohrmethode an realen Sekundärstoffen aus Abfallbehandlungs- und Verwertungsanlagen

4.1 Untersuchungen zu Heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen

Das Ziel dieser Untersuchungen bestand im Nachweis, dass sich die Fehleranfälligkeit durch die Anwendung der Pressbohrmethode deutlich reduzieren lässt. Als ausgewählte Leitparameter wurden jeweils der Brenn- bzw. Heizwert und der Gesamtchlorgehalt bestimmt.

4.2 Untersuchungen im Rahmen eines Ringversuches der BGS

Die FH Nordhausen beteiligte sich im Rahmen des jüngst (Februar / März 2008) durchgeführten Ringversuches der BGS zur Untersuchung von Sekundärbrennstoffen. Hierzu sollten 4 unzerkleinerte Proben nach den Probenahme-, Probenaufbereitungs- und Analysenvorschriften der BGS bestimmt werden. Am Beispiel der Bestimmung des Brenn- bzw. Heizwertes wird der Vergleich der standardmäßigen Anwendung der Probenahme- und Probenaufbereitung und der Pressbohrmethode vorgenommen. Laut BGS-Vorschrift ist der Brennwert gemäß DIN 51900 aus mindestens zwei Einzelmessungen zu bestimmen und als Mittelwert aus den beiden Einzelmessungen anzugeben [1].

5 Ergebnisse zur Anwendung der Pressbohrmethode

5.1 Ergebnisse mit Modellgemischen

5.1.1 Wiederfindungsrate über Sortieranalyse

Aus dem Diagramm 2 wird der hohe Grad der Wiederfindung am Beispiel des Modellgemisches Pappe/Folie deutlich. Das Gemisch wurde im Verhältnis 70 Masse-% Pappe und 30 Masse-% Folie verpresst und anschließend mittels Pressbohrmethode beprobt. Die Sortieranalyse der Bohrproben hat ergeben, dass die Einzelkomponenten nahezu in dem Masseverhältnis wiedergefunden werden konnten, wie diese ursprünglich gemischt wurden (Abbildung 5). Für Pappe ergibt sich z.B. eine Wiederfindungsrate von 0,99% und eine Standardabweichung von 5,63 Masse-% als Durchschnittswert von sechs analysierten Proben (Abbildung 6).

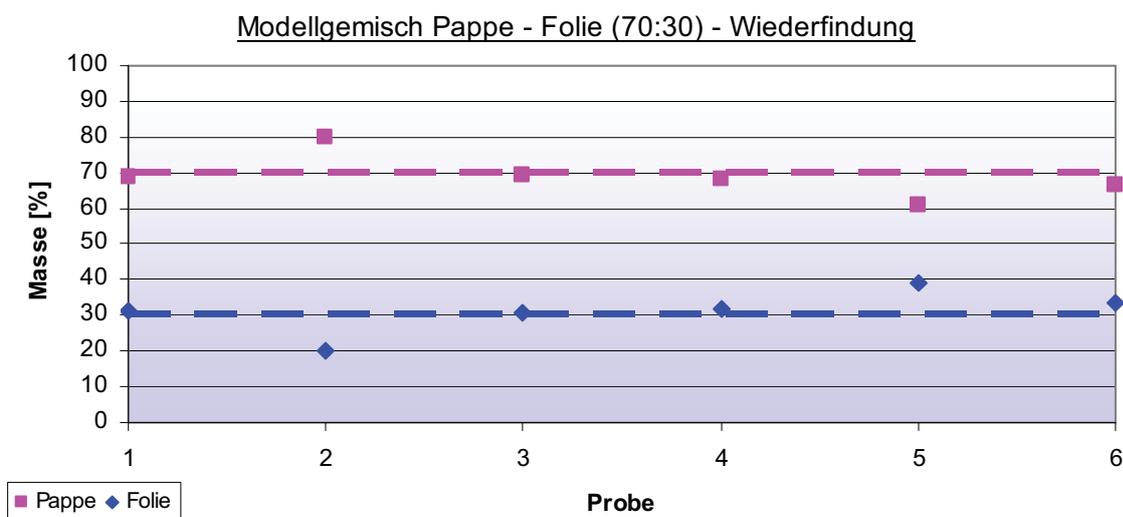


Abbildung 5 Wiederfindung der Einzelkomponenten aus dem Modellgemisch Pappe/Folie bei einem Mischungsverhältnis 70:30 über Sortieranalyse

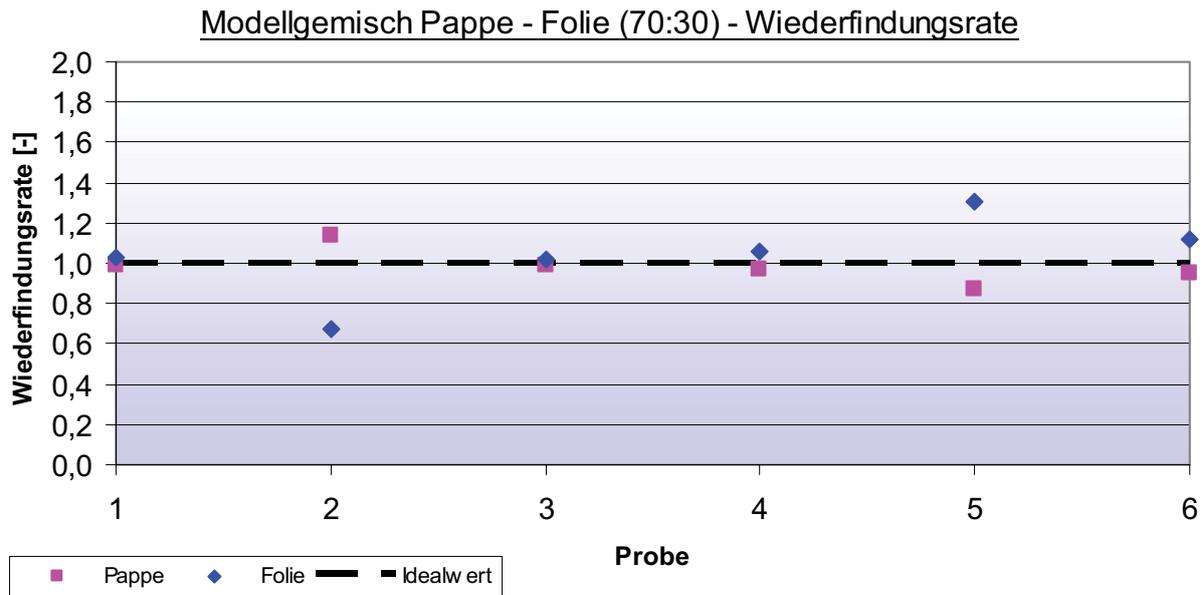


Abbildung 6 Wiederfindungsrate der Einzelkomponenten aus dem Modellgemisch Pappe/Folie bei einem Mischungsverhältnis 70:30 über Sortieranalyse

5.1.2 Wiederfindungsrate über die Brennwertbestimmung

Das Modellgemisch Packseide/Folie (Masseverhältnis 90:10) konnte nach der Verpressung nicht per Sortierung analysiert werden, so dass die Brennwertmethode zur Anwendung kam. Aus Abbildung 7 lässt sich über die Kalibrierfunktion ein Anteil von 11,5 Masse-% Folie ermitteln, wobei der Brennwert des Gemisches als Mittelwert von 6 Einzelmessungen mit einer Standardabweichung von 178,25 kJ/kg resultiert.

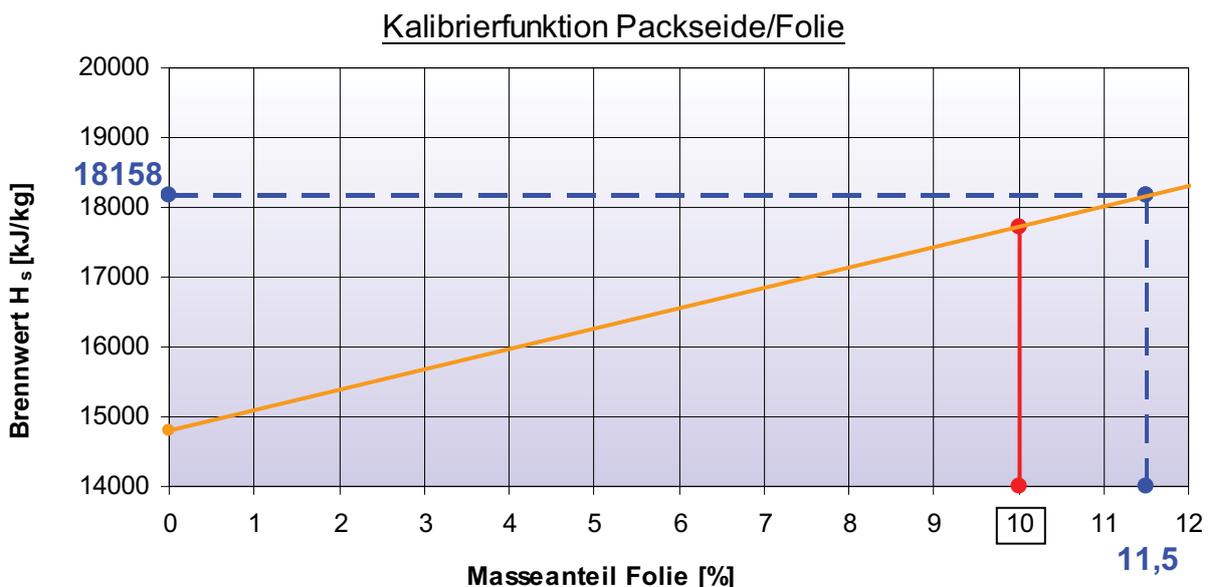


Abbildung 7 Wiederfindung der Einzelkomponenten aus dem Modellgemisch Packseide/Folie bei einem Mischungsverhältnis 90:10 über den Brennwert

5.2 Ergebnisse zu Heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen

Als Bewertungsmaßstab dient die Standardabweichung, welche jeweils für den Heizwert und den Gesamtchlorgehalt ermittelt wurde. In den Abbildung 8 und 9 sind für mit der Pressbohrmethode gewonnene Analysenproben die Werte aus jeweils 9 Einzelmessungen dargestellt. Für die analysierte heizwertreiche Fraktion aus Siedlungsabfällen ergibt sich somit eine Standardabweichung für den Heizwert H_i von 191,85 kJ/kg und den Gesamtchlorgehalt von 0,13 %. Vergleichsanalysen die nach der Standardmethode mit dem selben Material durchgeführt wurden weisen höhere Standardabweichungen sowohl für den Heizwert (356,10 kJ/kg) als auch den Chlorgehalt (0,36 %) auf.

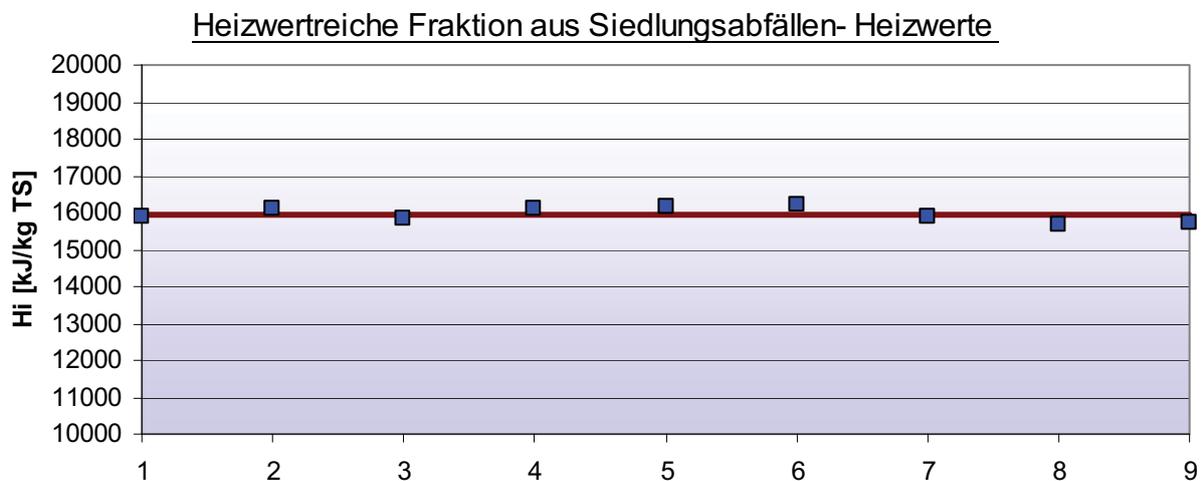


Abbildung 8 Heizwerte für eine heizwertreiche Fraktion aus Siedlungsabfällen, Analysenproben mit Pressbohrmethode gewonnen

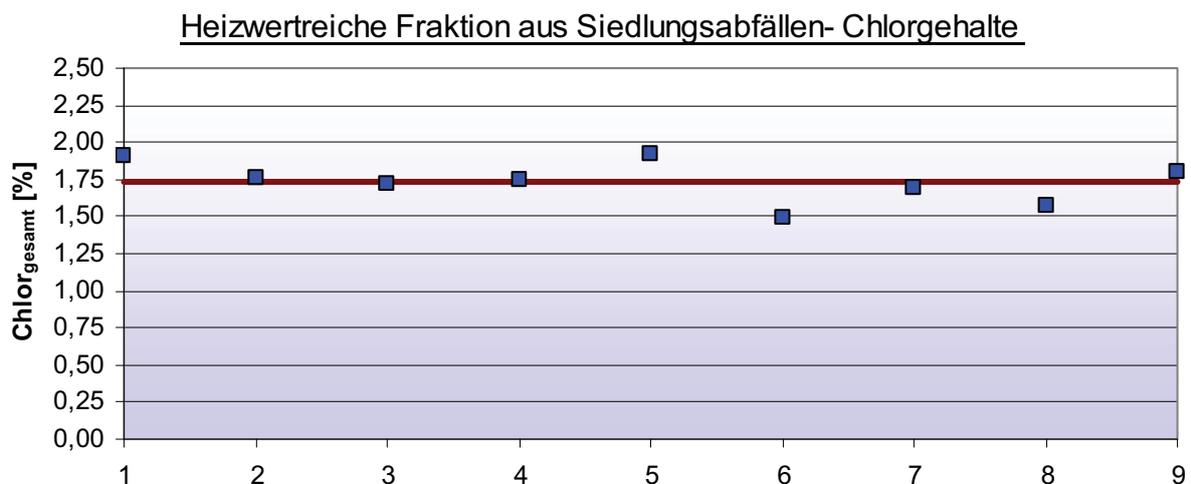


Abbildung 9 Chlorgehalt für eine heizwertreiche Fraktion aus Siedlungsabfällen, Analysenproben mit Pressbohrmethode gewonnen

5.3 Ergebnisse zu Untersuchungen im Rahmen des Ringversuches der BGS

Im Abbildung 10 ist ein unmittelbarer Vergleich der Heizwerte angestellt, welche zum einen aus der klassischen Probenaufbereitung und zum anderen mit der Pressbohrmethode für vier unterschiedliche Materialien im Rahmen eines Ringversuches der BGS resultieren. Hieraus lässt sich ableiten, dass der Fehler durch Anwendung der bisherigen Standardmethoden wesentlich größer ist, hier dargestellt an Hand der Abweichung der Heizwerte innerhalb der Doppelbestimmung. Bei konsequenter Anwendung der Pressbohrmethode reduziert sich die Abweichung auf ein Minimum.

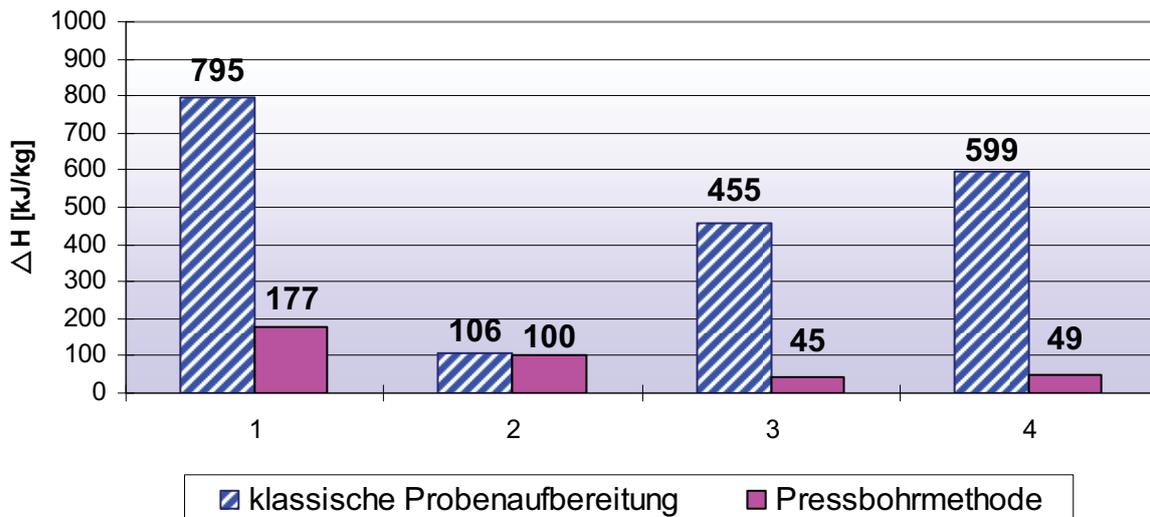


Abbildung 10 Abweichung der Heizwerte innerhalb der Doppelbestimmung beim Vergleich der BGS-Standardmethode und der Pressbohrmethode

6 Ausblick

Die ersten Ergebnisse zur Anwendung der Pressbohrmethode sind sehr viel versprechend. Im nächsten Schritt muss die Applikation auf die unterschiedlichsten Spezifikationen von Sekundärstoffen erfolgen. Die Entwicklung eines Prototypen ist vorgesehen.

7 Literatur

- 1 RAL 2008 Probenahme-, Probenaufbereitungs- und Analysenvorschriften für Sekundärbrennstoffe im Rahmen des RAL-Gütezeichens Sekundärbrennstoffe. 01/2008, RAL
- 2 LAGA 2002 Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen und chemischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung / Beseitigung von Abfällen- LAGA PN 98 - Grundregeln für die Entnahme von Proben aus festen und stichfesten Abfällen sowie abgelagerten Materialien. Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (Hrsg.). Berlin. Erich Schmidt Verlag

- | | | | |
|----|------------------------------------|------|---|
| 3 | RASEMANN, W.
(Hrsg.) | 2005 | Handbuch Probenahme und Qualitätssicherung bei der Untersuchung und Bewertung von Stoffsystemen. Band 1. Institut für Qualitätssicherung von Stoffsystemen. Freiberg e.V. IQS, ISBN 3-86012-262-2 |
| 4 | Ketelsen K. ;
Bahn, S. | 2007 | Schwankungsbreiten von Analysenergebnissen und Entwicklung von Analysenstandards. 10. Münsteraner Abfallwirtschaftstage, ISBN 3-9811142-1-3 |
| 5 | DOEDENS, H. | 2007 | Stand bei der Einhaltung der Ablagerungskriterien in MBA. 10. Münsteraner Abfallwirtschaftstage, ISBN 3-9811142-1-3 |
| 6 | THIEL,S.;
KOZMIENSKY ,
K.-J. | 2007 | Energetische Verwertung von Ersatzbrennstoffen. 10. Münsteraner Abfallwirtschaftstage. ISBN 3-9811142-1-3 |
| 7 | RADDE, C.-A. | 2007 | Zwischenlagerung von Abfällen in Deutschland -Ursachen, Umfang, Perspektiven -. 10. Münsteraner Abfallwirtschaftstage, ISBN 3-9811142-1-3 |
| 8 | FLAMME, S. ;
HAMS, S. | 2007 | Chlor – ein Dauerthema bei der Abfallwirtschaft. 10. Münsteraner Abfallwirtschaftstage, ISBN 3-9811142-1-3 |
| 9 | FLAMME , S. | 2002 | Energetische Verwertung von Sekundärbrennstoffen in industriellen Anlagen – Ableitung von Maßnahmen zur umweltverträglichen Verwertung. Dissertation. Wuppertal: Bergische Universität – Gesamthochschule Wuppertal, ISBN 3-9806149-4-8 |
| 10 | ASA | 2007 | Konzept der Probenahme, Probenaufbereitung und Analyse von MBA- Austragsmaterial gem. AbfAbIV. Entwurf Stand Aug. 2006; Enningerloh; unveröffentlicht |
| 11 | ZWISELE, B. | 2004 | Entwicklung einer neuen Probenahmemethode für heterogene Abfälle geringer Schüttdichte. Dissertation. TU Berlin. Rhombos Verlag, ISBN 3-937231-42-0 |
| 12 | CEN | 2006 | Technische Spezifikation für Feste Sekundärbrennstoffe, EUROPÄISCHES KOMITEE FÜR NORMUNG, prCEN/TS 15442 – Schluss-Entwurf |

Anschrift der Verfasser(innen)

Prof. Dr.-Ing. Sylvia Schade-Dannewitz

Dr. rer. nat. J. Poerschke

Dipl.-Ing. S. Döring

Fachhochschule Nordhausen

D-99734 Nordhausen

Telefon +49 3631 420 300

Email: schade@fh-nordhausen.de

Website: www.fachhochschule-nordhausen.de

Chloranalytik in heizwertreichen Abfällen - nicht mehr (als) nötig!

Ralf Ketelhut

stoffstromdesign, Sortierkontor, Neumünster

Chemical Analysis of Chlorine in refuse-derived fuel – not (more than) necessary!

Abstract

Goal of the investigation, co-funded by the Ministry for Agriculture, Environment and Rural Areas of Schleswig-Holstein, Germany, was to develop a profound system for quality management for re-fuse-derived fuel (RDF).

The project covered 12 RDF, two heavy but high caloric fractions and two PVC-fractions gained by automatic picking. Each quality has been defined by separating ferrous and non-ferrous metals, minerals, organics, synthetic polymers, chlorinated polymers and fine grain. The sorted fractions were analyzed for the contents of water, ashes, chlorine and 29 further chemical elements by RFA.

Concerning the accompanying elements vanadium, chromium and copper are striking. Other heavy metals are included in the fine grain. The medium chlorine contents in RDF ranges between 0.5 and 1.1%. The heavy fractions do not fulfill deposition requirements. Separated PVC-fractions, which contain around 15% chlorine, can neither be used for material nor for energetic recycling and pose a severe problem.

The recommended sample sizes for chlorine analysis ranges between 12 and 60 kg for RDF and reach values up to 250 kg for pre-products.

Waste sorting and statistical evaluation help a lot to overcome uncertainties of sample preparation and chemical analysis for chlorine. Exploratory investigations can be done without chlorine analysis. For continuous quality management chemical analysis can be reduced to a minimum.

Zusammenfassung

Der Trend zur Produktion von Ersatzbrennstoffen (EBS) aus Hausmüll und Gewerbeabfällen hält unvermindert an. Für den Einsatz von EBS in den verschiedenen Verbrennungsanlagen gewinnt die aussagesichere Definition der Materialqualitäten mehr und mehr an Bedeutung. Dabei geht es immer wieder um den Gehalt an Störstoffen und insbesondere um den Chlorgehalt. Allerdings ist es angesichts der Heterogenität der verarbeiteten Inputmaterialien nach wie vor schwierig, belastbare Aussagen über die Materialqualität zu gewinnen.

Eine mit Unterstützung des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein durchgeführte Untersuchung hatte zum Ziel, die Qualitätssicherung von Ersatzbrennstoffen auf eine solide Grundlage zu stellen. Im Rahmen des Projektes wurden insgesamt sieben EBS-Vorprodukte, fünf EBS, zwei heizwertreiche Schwerstofffraktionen sowie zwei abgetrennte PVC-Fractionen in jeweils sieben Einzelproben sortiert und hinsichtlich ihres Gehaltes an Feinfraktion, Fe- und NE-Metallen, Mineralik, Organik, Kunststoffen und Chlorfrachtträgern definiert.

Die fraktionierten Mischproben wurden in Bezug auf den Gehalt an Wasser, Asche, Chlor sowie 29 weiterer Elemente mittels RFA analysiert. Im Ergebnis zeigen sich die EBS trotz heterogener Inputs von guter Qualität. Bei den Begleitelementen fallen im Material > 15 mm Chrom, Vanadium, Antimon und Kupfer auf. Andere Schwermetalle sind überwiegend im Feinkorn enthalten.

Die Chlorgehalte der EBS liegen im zwischen 0,5% und 1,1%, während in EBS-Vorprodukten bis zu 5% gefunden werden. Die Abreicherung von PVC ist insbesondere für Gewerbeabfälle angezeigt. Die Schwerstofffraktionen erfüllen die Deponievoraussetzungen nicht. Abgetrennte PVC-Fraktionen weisen Chlorgehalte um 15% auf. Sie sind derzeit nicht verwertbar und stellen ein echtes Entsorgungsproblem dar.

Durch Sortieranalysen können die möglichen Fehler in der Probenaufbereitung und Analytik vermindert werden. Für die kontinuierliche Qualitätssicherung bietet es sich an, analytische Untersuchungen auf ein Mindestmaß zu reduzieren. Für orientierende Untersuchungen kann sogar gänzlich darauf verzichtet werden.

Keywords

EBS, Chlor, Sortieranalysen, Probenahme, Qualitätssicherung, PVC.
RDF, Chlorine, Waste Sorting, Sampling, Quality Management, PVC

1 Einleitung

Der Trend zur Produktion von Ersatzbrennstoffen (EBS) aus Hausmüll und Gewerbeabfällen hält unvermindert an, dabei gewinnt die aussagesichere Definition der Materialqualitäten mehr und mehr an Bedeutung. Es geht um den Gehalt an Störstoffen und insbesondere um den Chlorgehalt.

Angesichts der Heterogenität der verarbeiteten Inputmaterialien ist es schwierig, belastbare Aussagen über die Materialqualität zu gewinnen. Nachdem in artikelbezogenen Sortieranalysen neuartige Ansatzpunkte zur Charakterisierung heterogener Abfälle gewonnen werden konnten, sollte die Systematik mit Unterstützung des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein auch für die Qualitätssicherung in der Ersatzbrennstoffaufbereitung eingesetzt werden.

Zielsetzungen der Untersuchung waren, die Qualitätssicherung von Ersatzbrennstoffen auf eine valide Grundlage zu stellen und von der Probenahme bis hin zur chemischen Analytik eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse (insbesondere für den Chlorgehalt) herzustellen.

2 Vorgehensweise

Im Rahmen des Projektes wurden insgesamt

- 5 Ersatzbrennstoffe (EBS)
- 7 EBS-Vorprodukte (EBS-VP)

- heizwertreiche Schwerstofffraktionen sowie
- 2 mit Nahinfrarot abgetrennte PVC-Fraktionen

in jeweils sieben Tages-Mischproben charakterisiert.

Jede Tagesmischprobe wurde in mindestens acht Einzelproben über einen längeren Zeitraum aus dem fallenden Strom der produzierenden Anlagen gewonnen. Die Tagesproben wurden ins Sortierkontor verbracht. Der Feinkornanteil < 15 mm wurde abgeseibt und für eine Anlagensammelprobe zurückgestellt. Die Artikel > 15 mm wurden in die Fraktionen

- Fe-Metall (Neodym magnetisierbar)
- NE-Metall (Aluminium, Kupfer etc.)
- Mineralik (Glas, Steine, Keramik)
- native Organik (PPK, Pflanzen, Tierprodukte, Naturfasertextilien)
- Beilstein positive Kunststoffe (FT)
- Beilstein negative Kunststoffe (NFT)

sortiert. Von jeder Sortierfraktion der Tagesproben wurden Stückmassenverteilungen erstellt. Von den Sortierfraktionen Organik und NFT wurden jeweils Rückstellproben für eine Anlagen-Mischprobe gebildet, die gefundenen FT wurden vollzählig in die Anlagenmischprobe übernommen.

Die fraktionierten Anlagenmischproben wurden mit einem 11 kW Shredder der Firma Tria unter Einsatz eines 15 mm Rundlochbleches vorzerkleinert, mit der Schüttkegelmethode auf ein Volumen von 5 Litern (ca. 10.000 Teile) eingengt und gemeinsam mit den Anlagenmischproben des Materials < 15 mm zur chemischen Analyse übergeben.

Dort wurden die Proben in zwei weiteren Zerkleinerungsaggregaten auf eine Korngröße von 0,5 mm gebracht und mittels wellenlängendispersiver Röntgenfluoreszenzspektrometrie (WDXRF) auf 30 chemische Elemente inklusive Chlor analysiert. Weiterhin wurden der Wassergehalt sowie der Aschegehalt der Proben bestimmt.

Die 76 Rückstellproben < 0,5 mm der fraktionierten Anlagenproben wurden zur Absicherung der Chloranalytik parallel nach DIN 51577 auf ihren Chlorgehalt untersucht.

3 Ergebnisse

Bei den EBS-Vorprodukten finden sich vier Fraktionen, die aus klassischen Gewerbe- und Bauabfällen entstehen. Weitere zwei Fraktionen werden als abgesaugte Leichtfrak-

tionen ebenfalls aus Bau- und Gewerbeabfallsortieranlagen gewonnen. Eine Fraktion entstammt einer Anlage, die vorwiegend Sperrmüll zerkleinert und sortiert.

Bei den betrachteten fünf Ersatzbrennstofffraktionen handelt es sich in zwei Fällen um Material aus der Hausmüllaufbereitung. In den anderen drei Anlagen wird EBS vornehmlich aus Gewerbeabfall hergestellt. In zwei der Anlagen erfolgt eine automatische PVC-Abreicherung mittels Nahinfrarotererkennung.

3.1 Feinkorn < 15 mm

Die Feinkorngehalte wurden durch Sortierung auf einem 15 mm Rundlochblech abgetrennt und durch Verwiegung tagesprobenspezifisch ermittelt.

Die in insgesamt 38 Untersuchungen ermittelten Gehalte der Vorproduktebene liegen für nicht vorzerkleinerte Gewerbeabfallfraktionen im Mittel bei 4,5%. Mit einer Aussage-sicherheit von 95% liegen die Feinkorngehalte unterhalb von 10,7 Gew%. Werden die Abfälle vorzerkleinert, erreicht der Feinkorngehalt Werte um die 30 Gew%.

Die Feinkorngehalte in den EBS-Fraktionen sind aufgrund der Zerkleinerung des Brennstoffes durchweg höher als in den Vorprodukten. Die in insgesamt 38 Untersuchungen ermittelten Gehalte liegen im Mittel bei 35 Gew%. In 5% der Fälle werden Feinkorngehalte > 60 Gew% erreicht.

3.2 Fe-Metall

In die Fe-Fraktion wurden alle Artikel sortiert, deren Eigengewicht von einem Neodym-Magneten getragen wird.

Die Stückzahlgehalte neodym-magnetisierbarer Artikel liegen bei typischen Gewerbeab-fällen im Mittel unter 1%. Werte oberhalb von 2% werden nicht erreicht. Bei abgesaugten Leichtfraktionen ist der Fe-Metallgehalt vernachlässigbar. Typische Massengehalte für Fe-Metall in EBS-Vorprodukten liegen zwischen 1 und 3,5 Gew%.

Die Stückzahlgehalte neodym-magnetisierbarer Artikel sind bei den Ersatzbrennstoffen deutlich geringer. In einem EBS waren keine Fe-Metalle in den Sortierproben nachweisbar. Die Stückzahlgehalte liegen sicher unter 1%, der Mittelwert erreicht 0,3%. Die Massengehalte der einzelnen Fraktionen liegen in der Regel unter 1 Gew%.

3.3 NE-Metall

Sortiertechnisch können nur solche Artikel erfasst werden, die visuell bzw. mit dem Neodym-Magneten als „nicht Neodym-magnetisierbare Metalle“ identifiziert werden können. Dies gilt in der Regel für Aluminium, Kupfer, Messing, Zinn, Zink, Blei sowie nicht magnetisierbare Stähle. Bei mit Aluminium beschichteten bzw. bedampften Kunststoff-Abfallforschungstage 2008 www.wasteconsult.de

folien oder Papieren ist die Zuordnung schwierig. Hier müssen die Sortierspezifikationen entsprechend der Anforderungen des Verwerterers im Einzelfall festgelegt werden.

Die Stückzahlgehalte liegen für Gewerbeabfälle inklusive der Leichtfraktionen im Mittel bei etwa 1%, das 95er-Perzentil weist einen Wert von 2% aus. Die auf den Anlagen gefundenen Massengehalte liegen im Mittel unter 2 Gew%. Das Vorprodukt aus Sperrmüll wies einen vernachlässigbaren NE-Gehalt auf.

Die Stückzahlgehalte für NE-Metalle im EBS liegen im Mittel etwa bei 1,5%, das 95er Perzentil weist einen Wert von 3 Gew% aus. Die auf den Anlagen gefundenen Massengehalte an NE-Metallen liegen entweder knapp oberhalb von 1 Gew% oder deutlich darunter.

3.4 Mineralik

Als mineralische Bestandteile fallen vor allem Glas, Steine und Baureststoffe an. In den Leichtfraktionen wie auch in der aus Sperrmüll produzierten Fraktion war der Mineralikgehalt erwartungsgemäß vernachlässigbar. Die anderen Proben zeigten auch innerhalb der Anlagenproben ein heterogenes Bild mit teilweise unerwartet hohen Stückzahlgehalten. Bei einem Mittelwert von 3,5% werden in Vorprodukten Stückzahlgehalte von bis zu 10% gefunden. Auch die ermittelten Massengehalte liegen recht hoch. Die anlagenspezifischen Mittelwerte liegen zwischen 3,5 und 15 Gew%.

Die Stückzahlgehalte an Mineralik im EBS sind anlagenspezifisch sehr unterschiedlich. 95% der Werte aus 38 Untersuchungen liegen unter 3,5%, der Mittelwert stellt sich bei 1,2% ein. Die ermittelten Massengehalte der Einzeluntersuchungen zeigen Werte zwischen 1 und 4 Gew%.

3.5 Organik

Die Organikfraktion ist vielfach von Papier dominiert. Die Stückzahlgehalte erreichen im Mittel knapp 60%. 95% der 45 untersuchten Proben zeigten Stückzahlgehalte zwischen 45 und 76%. Die Stückzahlgehalte in EBS aus Sperrmüll sowie in den Fraktionen aus der Metallaufbereitung liegen deutlich niedriger, aber auch hier werden im Mittel 22% erreicht. Für die Massengehalte an Organik auf den Anlagen zeigen sich klar definierte Unterschiede. Jede Fraktion hat quasi „ihren typischen“ Organikgehalt. In der Regel ist von einem Organikgehalt zwischen 30 und 50% auszugehen.

3.6 NFT

Beilstein negative Kunststoffe sind neben der Organikfraktion Hauptbestandteile der EBS Vorprodukte. Die Stückzahlgehalte liegen im Mittel bei etwa 40%. In den Einzelfraktionen sind Gehalte zwischen 25 und 55% angetroffen worden.

3.7 FT

Chlorfrachträger umfassen im Wesentlichen PVC-Artikel. Es reagieren aber auch einzelne geschäumte Kunststoffartikel im Beilsteintest positiv. Anlagen, die mit gemischtem Gewerbeabfall bestückt werden, weisen im Mittel Stückzahlgehalte um die 4% auf. Das in 38 Sortierungen ermittelte 95er-Perzentil liegt bei 7%.

Auf der Ebene der Ersatzbrennstoffe liegen die gefundenen Stückzahlgehalte anlagen-spezifisch im Bereich von 0,5 bis etwa 6%. Im Mittel handelt es sich bei etwa 2,5% aller Artikel > 15 mm um Chlorfrachträger.

3.8 Chloranalysen

Obwohl in beiden Labors identisches Probenmaterial < 0,5 mm eingesetzt worden ist, sind die Ergebnisse der fraktionierten Untersuchungen insgesamt uneinheitlich. Die Werte schwanken ohne erkennbare Systematik um bis zu 30% um den Mittelwert. Für die Ermittlung der Chlorwerte ist mit den Mittelwerten aus Labor A und B gerechnet worden. Die in 75 Sortierungen ermittelten Einzelwerte führen auf einen Mittelwert von 2,2 Gew%. 95% aller Werte liegen unterhalb von 6,1%.

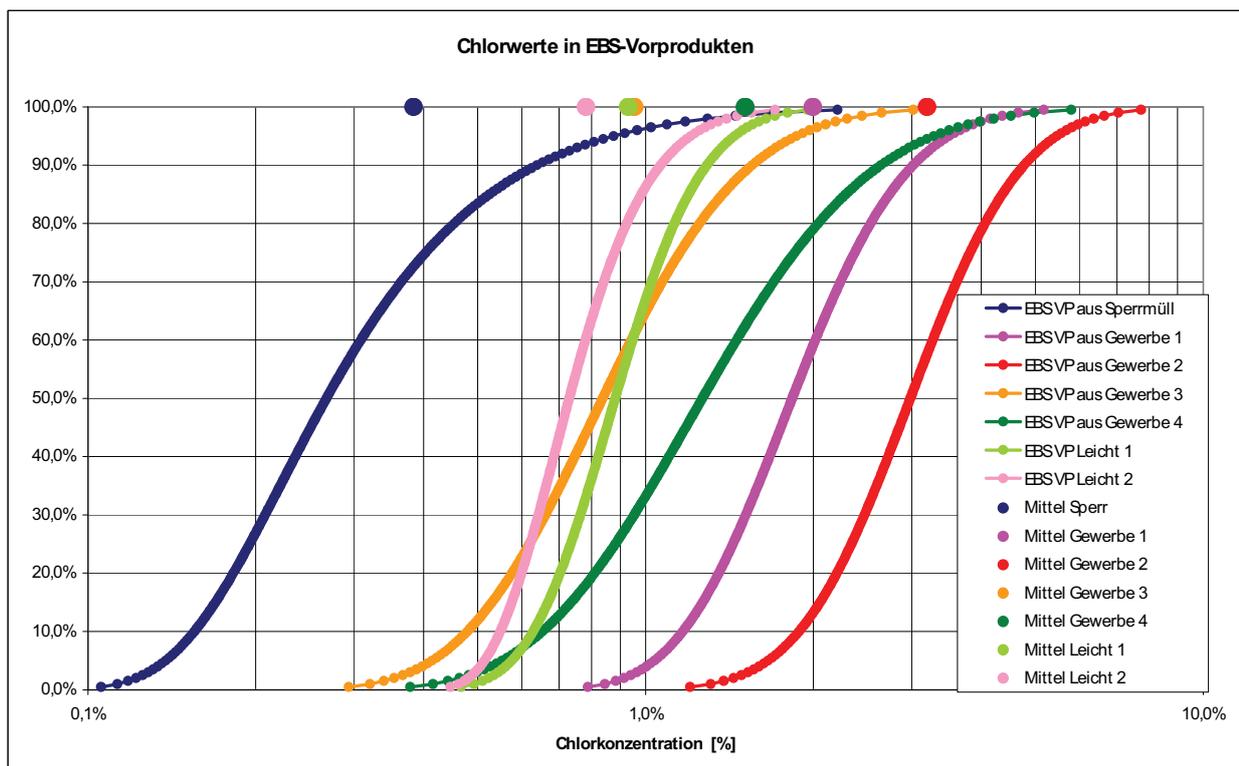


Abbildung 1 Chlorwerte in EBS-Vorprodukten

Der typische Spezifikationswert von 1 Gew% kann nur vom Vorprodukt aus Sperrmüll mit 95% Aussagesicherheit eingehalten werden. Für alle anderen Fraktionen wäre eine Chloranreicherung erforderlich. Der Anteil des durch die Frachträger eingetragenen

Chlors liegt auf der Vorproduktebene zwischen 45 und über 90%. Im Mittel liegt die durch Frachträger eingetragene Chlorfracht bei 72%.

Auch bei den EBS schwanken die analytisch bestimmten Chlorwerte um bis zu 30% um den Mittelwert. Die in 38 EBS-Sortierungen ermittelten Einzelwerte führen auf einen Mittelwert von knapp unter 1%. Der typische Spezifikationswert von 1 Gew% Chlor wird damit im Mittel erreicht, von 40% der Proben jedoch auch überschritten. Extremwerte oberhalb von 2% sind bei sorgfältig durchgeführter Probenahme ebenso unwahrscheinlich wie das Unterschreiten der 0,5%-Marke.

Für die auf der Basis der Probenkampagnen entwickelten anlagenspezifischen Chlorprognosen ergeben sich je nach Input und technischen Möglichkeiten durchaus qualitative Unterschiede:

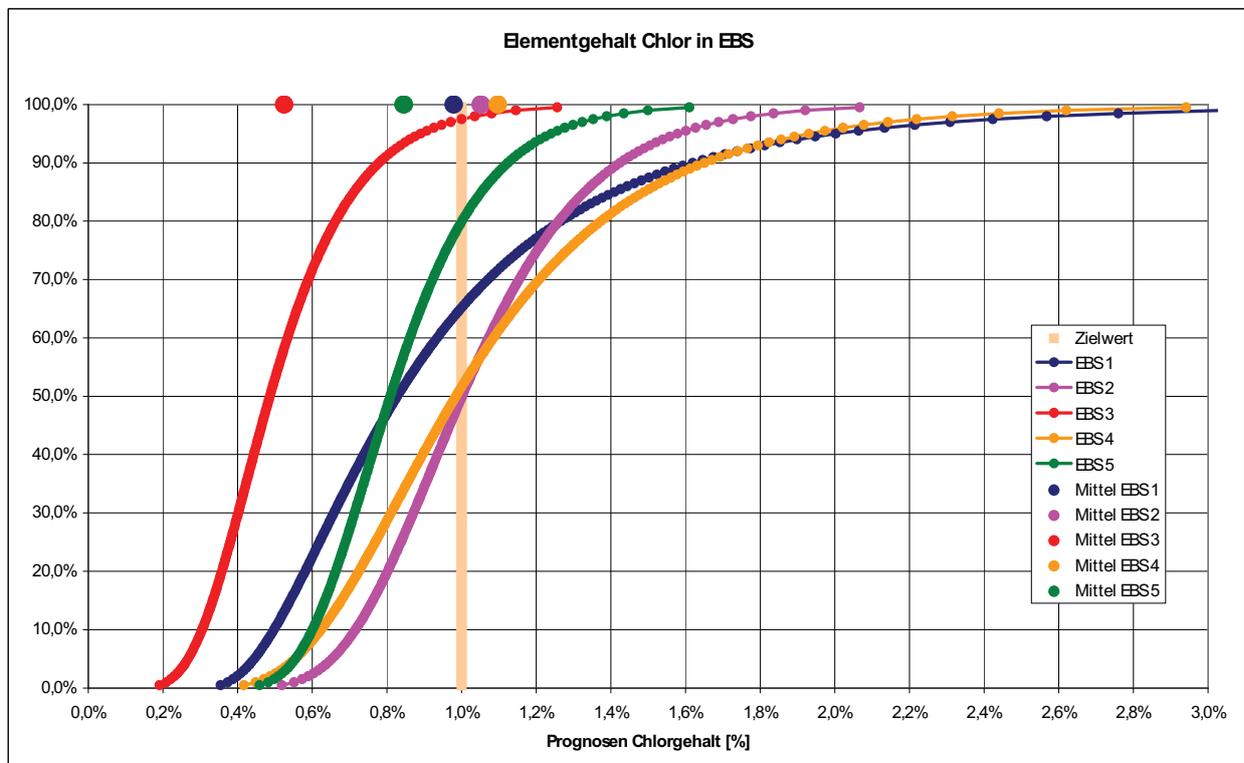


Abbildung 2 Chlorgehalte in Ersatzbrennstoffen

3.9 Begleitelemente

Die Analytik der Begleitelemente erfolgte ebenfalls auf der Ebene der Sortierfraktionen. Die angegebenen Werte beziehen sich auf die Trockensubstanz. Im Gegensatz zu den Chlorwerten bleibt unklar, inwieweit die Probenmassen für das Erreichen einer guten Aussagesicherheit wirklich ausreichend waren. Die erforderlichen Probenmassen wären elementspezifisch zu ermitteln.

Als Vergleichsmaßstab werden die 80er Perzentile der RAL 724 herangezogen, für Kupfer mangels Verfügbarkeit das 50er Perzentil. In der Gesamtübersicht zeigt sich, dass die an der x-Achse angegebenen Werte abgesehen von Vanadium und Kupfer von den meisten Vorprodukten mit wenigen Ausnahmen deutlich unterschritten werden.

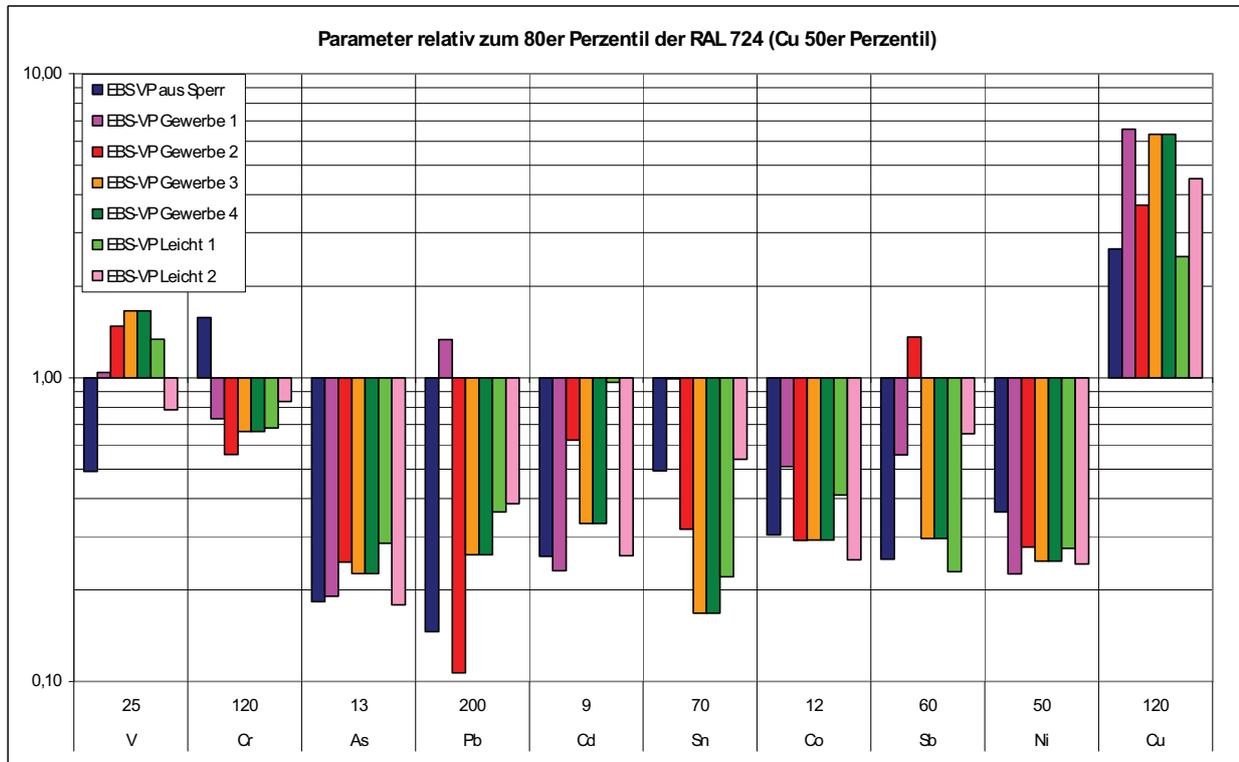


Abbildung 3 Schwermetallgehalte in EBS-Vorprodukten im Vergleich zu Perzentilen der RAL 724

Einzelne Überschreitungen gibt es für Vorprodukte aus Gewerbeabfall bei den Elementen Vanadium, Chrom, Blei und Antimon. Bemerkenswert ist der ermittelte hohe Kupfergehalt aller Fraktionen. Der analytisch ermittelte Kupfergehalt erreicht einen Mittelwert von 707 mg/kg Trockenmasse.

Für die untersuchten EBS ergibt sich eine Erhöhung der Werte für Vanadium und Chrom. Möglicher Weise ist dies auf den Eintrag aus Schneidwerkzeugen zurückzuführen. Erwähnenswert erscheinen weiterhin der Parameter Antimon sowie die schon auf der Vorproduktebene erwähnten auffällig hoch gemessenen Kupfergehalte (Vergleich zum 50er Perzentil).

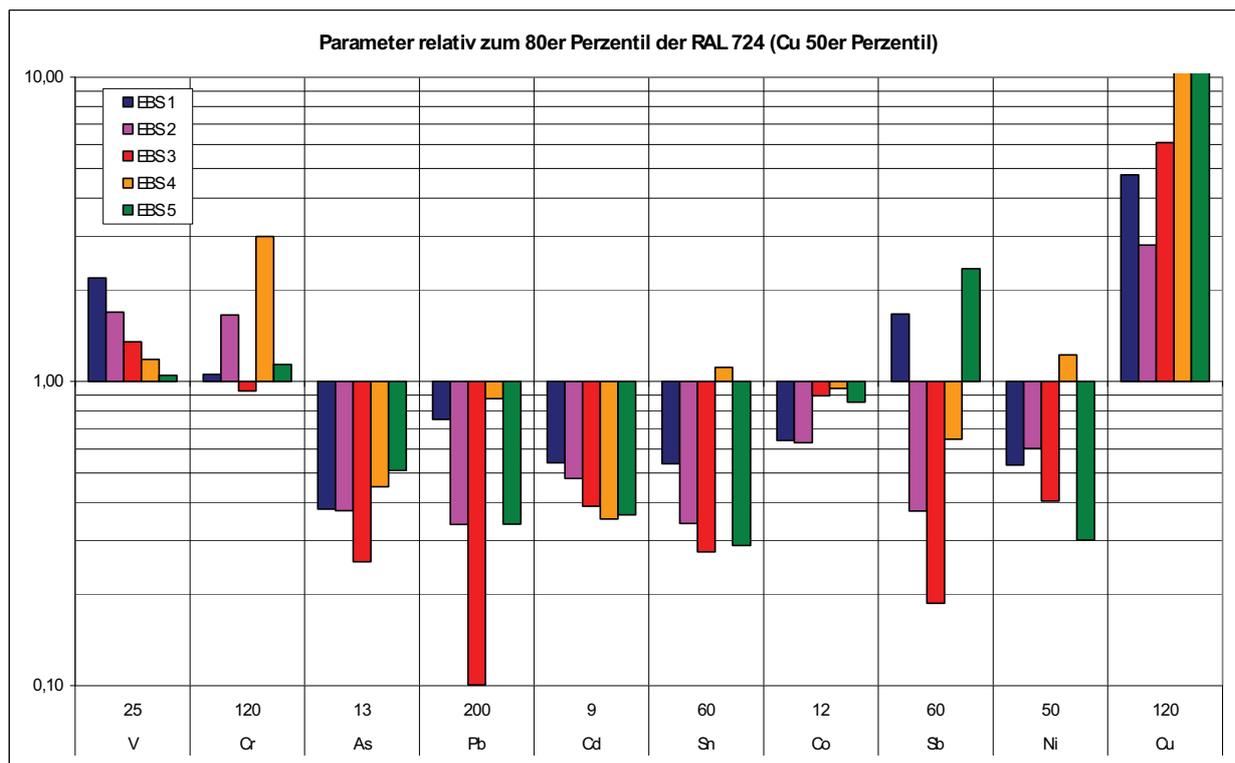


Abbildung 4 Schwermetallgehalte in EBS im Vergleich zu Perzentilen der RAL 724

4 Sonderfraktionen

Neben den EBS-Vorprodukten und den Ersatzbrennstoffen sind im Rahmen des Projektes vier weitere Fraktionen untersucht worden. Es handelt sich je zwei Mal um heizwertreiche Schwerstofffraktionen (sogenannte „Turnschuhfraktionen“) sowie um in den Brennstoffaufbereitungsanlagen abgesteuertes PVC.

4.1 Heizwertreiche Schwerstofffraktionen

Diese Fraktionen weisen einerseits einen sehr hohen Mineralikanteil auf, andererseits sind sie zu heizwertreich, um Deponiefähigkeit zu erreichen. Folgende Aspekte sind in den Untersuchungen aufgefallen.

- Der Stückzahlgehalt mineralischer Artikel liegt im Mittel bei ca. 27%. Die Massegehalte können je nach Anlageninput variieren. Sie liegen jedoch in der Regel deutlich über 25 Gew%.
- Der Gehalt an NE-Metallen liegt mit 2 bis 3 Gew% relativ hoch, während der Fe-Metallgehalt deutlich unter 1 Gew% liegt.
- Wenn PVC-Artikel in der Anlage anzutreffen sind, dann sind sie auch in der Schwerstofffraktion enthalten. Die Chlorgehalte können trotz der hohen Mineralkanteile Werte um 2 Gew% erreichen

4.2 PVC-Fraktionen

Für die separierten PVC-Fraktionen wäre prinzipiell ein stoffliches Recycling anzustreben. Allerdings zeigen sich die Frachträger recht heterogen. Die Sortieranalysen ergeben, dass PVC-Fraktionen im Mittel lediglich 28% echte Frachträger enthalten. Ein höherer Frachträgergehalt als 50% wird in der Praxis nicht erreicht. Die Chlorgehalte der Fraktionen liegen in der Größenordnung von etwa 15 Gew%. Die Störstoffgehalte sind gering.

5 Eintragspfade

In Bezug auf die Eintragspfade ist es aufschlussreich, zu betrachten, welche Parameter in den untersuchten Teilfraktionen an- oder auch abgereichert vorliegen. Zu diesem Zweck ist aus den vorliegenden Analysendaten der Sortierfraktionen ein „durchschnittliches EBS-Vorprodukt“ berechnet worden.

Dieses rechnerische Vorprodukt weist folgende Zusammensetzung auf:

- Feinkorn < 15 mm 10,2 Gew%
- Organik 41,1 Gew%
- NFT 35,9 Gew%
- FT 6,6 Gew%
- Mineralik, Fe- und
 NE-Metalle 6,2 Gew%

Die nachfolgend dargestellten Frachtanteile lassen die Gruppe Mineralik und Metalle unberücksichtigt, da sie nicht analysiert worden sind.

Bezogen auf die dargestellten Massengehalte ergeben sich für die analysierten Parameter in den betrachteten Fraktionen An- bzw. Abreicherungen, die die Eintragspfade der Parameter sichtbar machen. Für die Fraktionen wurde mit den Mittelwerten aus jeweils 16 vorliegenden Untersuchungen gerechnet.

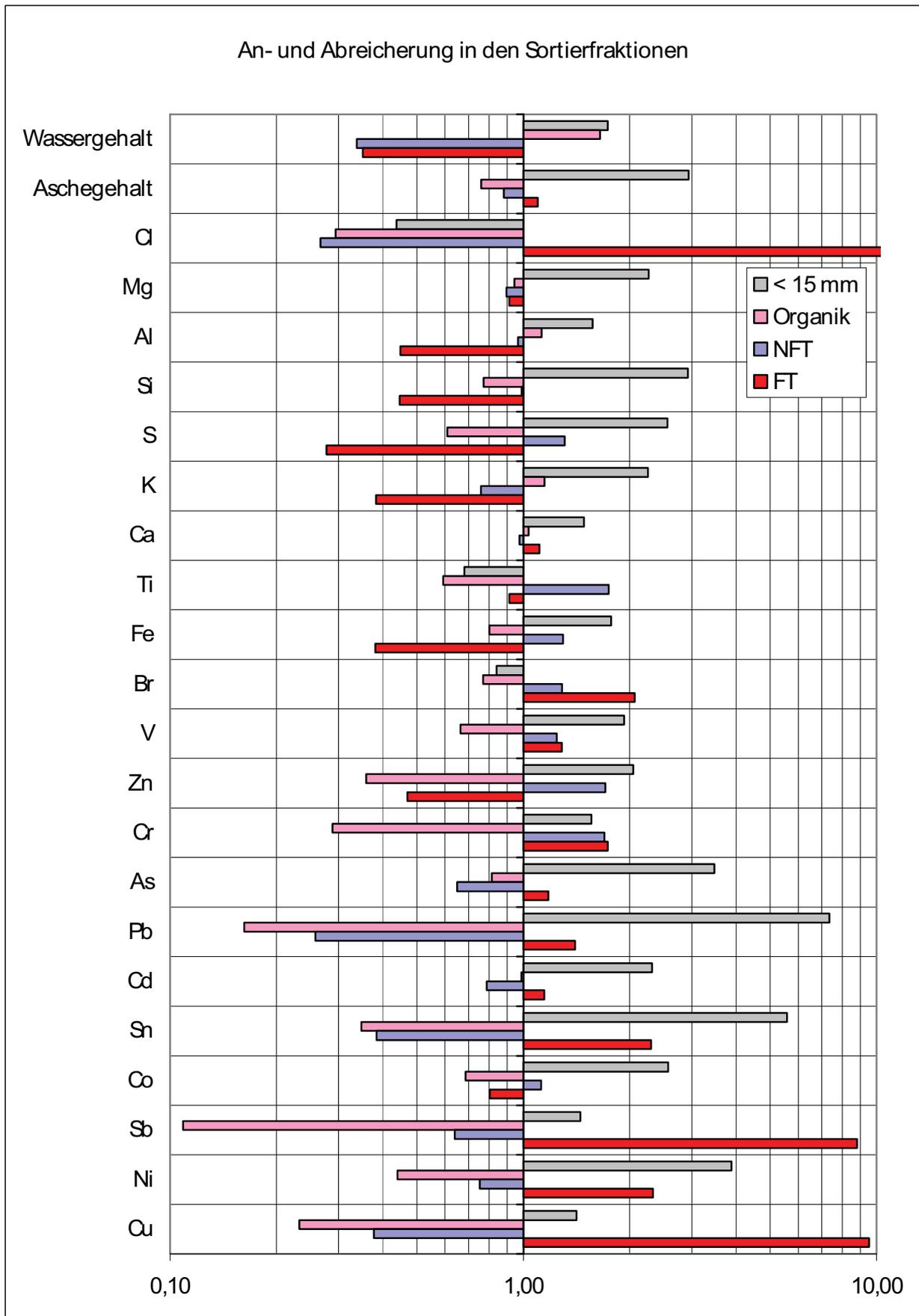


Abbildung 5 Elementspezifische An- und Abreicherungen in einem theoretischen mittleren EBS

Die Feinfraktion erweist sich als Konzentrat. Mit Ausnahme von Chlor, Brom und Titan finden sich alle Parameter angereichert wider. Für die drei genannten Elemente gibt es relevante großtechnische Anwendungen in synthetischen Produkten: Chlor als PVC, Titandioxid als Standardweißpigment und Brom als Flammschutzmittel. Alle anderen Elemente erscheinen vergleichsweise mobil.

Die Organikfraktion ist gering belastet. Die erhöhten Gehalte an Wasser, Aluminium, Kalium und Calcium sind erwartungsgemäß. Nichtfrachträger zeigen das Spektrum großtechnisch relevanter Kunststoffadditive (Ti, Fe, V, Zn, Cr, Co) sowie erhöhte Brom und Schwefelgehalte. Ersteres mag auf den Einsatz von Flammschutzmitteln zurückzuführen sein, der Schwefel deutet ggf. auf die Präsenz von Gummi oder auch Sulfaten als Additiv hin.

Die Frachträgerfraktion zeigt neben der erwarteten Chloranreicherung sehr hohe Gehalte an Kupfer (Kabel!) und Antimon (Flammschutzmittel wie auch Brom). Die erhöhten Gehalte an Zinn, Cadmium, Blei und Calcium überraschen nicht, da die Elemente bei der PVC-Additivierung eingesetzt werden. Überraschend ist eher, dass das ebenfalls eingesetzte Zink keine Anreicherung erfährt. Der Einsatz von Zinkverbindungen wie z.B. Zinkoxid ist allerdings bei der Kunststoffadditivierung weit verbreitet.

Die Verstärkte Präsenz von Vanadium, Chrom, Arsen und Nickel ist nicht unmittelbar erklärbar. Insgesamt wird erkennbar, dass die Abtrennung von Chlorfrachträgern nicht nur den Eintrag von Chlor sondern auch die Gehalte einer Vielzahl unerwünschter Begleitelemente vermindern kann.

6 Mindestprobenmassen Chloranalytik

Auf der Basis eines Ansatzes, dass in einer Analysenprobe zur Messung des Chlorgehaltes mit einer Aussagesicherheit von 90% mindestens 200 Chlorfrachträger enthalten sein sollten, sind die empfohlenen Mindestprobenmassen vergleichend kalkuliert worden. Die angegebenen Werte stellen für alle betrachteten Fraktionen sicher, dass mit 90% Aussagesicherheit 200 Frachträger enthalten sind.

Für die chemische Analyse von Begleitelementen ist die Ableitung schwierig, da die Stückzahlgehalte für Frachträger nur gemutmaßt werden können. Hier wird empfohlen mindestens mit den für die Chloranalyse empfohlenen Mengen zu arbeiten. Für höhere Aussagesicherheiten sollten die Massen verdoppelt werden.

6.1 Ersatzbrennstoffe

Die empfohlenen Mindestprobenmassen für die Ersatzbrennstoffe fasst nachfolgende Tabelle zusammen.

Tabelle 1 Mindestprobenmassen für Chloranalytik in EBS

EBS	10er Perzentil Stückzahl FT	Stückzahl für 200 FT	mittleres Artikelgewicht [g]	Mindestprobenmasse [kg]
EBS 1	1,7%	11.538	1,14	23,3
EBS 2	0,6%	36.171	1,26	59,6
EBS 3	2,4%	8.292	0,74	11,7
EBS 4	2,0%	10.043	2,56	39,1
EBS 5	1,3%	15.025	2,80	53,0

Die Mindestprobenmassen liegen zwischen knapp 12 und fast 60 kg. Niedrige Frachtträgergehalte führen auf hohe Probenmassen.

6.2 EBS-Vorprodukte

Für die Ebene der Vorprodukte erreichen die Probenmassen höhere Werte.

Tabelle 2 Mindestprobenmassen für Chloranalytik in EBS-Vorprodukten

EBS-VP	10er Perzentil Stückzahl FT	Stückzahl für 200 FT	mittleres Artikelgewicht [g]	Mindestprobenmasse [kg]
EBS-VP 1	1,8%	11.175	20,5	244,6
EBS-VP 2	2,3%	8.881	10,7	97,5
EBS-VP 3	4,1%	4.855	9,8	49,0
EBS-VP 4	2,1%	9.416	7,3	72,3
EBS-VP 5	0,6%	35.366	1,5	58,1
EBS-VP 6	2,3%	8.617	0,7	9,6
EBS-VP 7	0,4%	47.642	4,1	229,0

Es ist davon auszugehen, dass die angegebenen Werte kaum in der Praxis realisiert werden.

6.3 Schwerstofffraktionen

Für die Schwerstofffraktionen macht eine Aufbereitung zur Analytik schon wegen der hohen Mineralikgehalte kaum Sinn. Die Werte erreichen folgende Dimensionen:

Tabelle 3 Mindestprobenmassen Chloranalytik in heizwertreichen Schwerstoffen

Schwerstoffe	10er Perzentil Stückzahl FT	Stückzahl für 200 FT	mittleres Artikelgewicht [g]	Mindestprobenmasse [kg]
Schwer 1	1,2%	17.116	20,7	365,3
Schwer 2	6,7%	3.001	14,7	46,8

6.4 PVC-Fractionen

Aufgrund des hohen Frachtträgergehaltes sind die empfohlenen Probenmassen zur Untersuchung der PVC-Fractionen dagegen überraschend niedrig:

Tabelle 4 Mindestprobenmassen Chloranalytik in PVC

PVC	10er Perzentil Stückzahl FT	Stückzahl für 200 FT	mittleres Artikelgewicht [g]	Mindestprobenmasse [kg]
PVC 1	15,1%	1.324	3,4	4,8
PVC 2	24,3%	824	3,4	3,0

7 Diskussion

Mit dem artikelbezogenen Ansatz und der Durchführung von Sortieranalysen konnte den Zielsetzungen einer einheitlichen Probenahme und der validen Bestimmung von Störstoff- und Chlorgehalten für Materialien verschiedener Aufbereitungsebenen voll entsprochen werden. Sortieranalysen ermöglichen mit der Erstellung von Stückmassenverteilungen und unter Einsatz angewandter statistischer Methoden die Ermittlung von Massengehalten als statistische Verteilungen mit zugehörigen Vertrauensbereichen.

Die analytische Bestimmung von Chlor bedarf für eine aussagesichere Bestimmung großer Probenmassen, die für EBS bis zu 60 kg und für EBS-Vorprodukte bis zu 250 kg umfassen. Die aliquote Aufbereitung dieser Probenmassen bis zu einer Analysenprobe von 2 bis 5 Gramm ist aufwändig und birgt das Risiko systematischer Fehler. Darüber führt die Analytik selbst bei identischem, fein vermahlenem Probenmaterial auf zum Teil stark divergierende Ergebnisse. Durch Sortieranalysen können die Fehler in der Probenaufbereitung und Analytik vermieden werden. Für die kontinuierliche Qualitätssicherung bietet es sich an, analytische Untersuchungen auf ein Mindestmaß zu reduzieren. Für orientierende Untersuchungen kann sogar gänzlich darauf verzichtet werden.

Die in Brennstoffaufbereitungsanlagen erzeugten Schwerstofffraktionen erfüllen die Deponievoraussetzungen nicht. Sie sind sehr heterogen, gehören aufbereitet und sollten angesichts von Mineralikgehalten > 25Gew% nicht direkt in eine Verbrennungsanlage gelangen.

Hinsichtlich der mit automatischer Sortiertechnik erzeugten PVC-Fractionen wäre für eine Verwertung zumindest eine Abtrennung der Nichtfrachtträger erforderlich, die mehr als 50% der enthaltenen Artikel ausmachen. Darüber hinaus ist angesichts der Heterogenität der Frachtträger unklar, ob eine reine Fraktion verwertet werden könnte. Damit werden abgetrennte PVC-Fractionen zu einem echten Entsorgungsproblem, da die Deponierung zurzeit rechtlich nicht möglich ist und andererseits in Mitteleuropa kaum ein

mengenmäßig relevanter und ökonomisch interessanter Verwertungsweg für das Material offen steht.

Eine Verbrennung des Materials erscheint ebenso wenig zielführend wie die Einstufung als besonders überwachungsbedürftig, da dieses aufgrund identischer Zusammensetzung in Konsequenz bedeuten würde, PVC-Produkte als gefährlich einzustufen.

Hier ist der Gesetzgeber gefordert, denn der Wunsch nach hochwertigen, sprich chlorarmen, Ersatzbrennstoffen führt angesichts der im Abfall zukünftig weiter ansteigenden PVC-Präsenz notwendiger Weise dazu, dass hoch chlorhaltige Abfallfraktionen entstehen. Auch die Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt ist aus der Erzeugerverantwortung heraus gefordert, gemeinsam mit Ihren Mitgliedsunternehmen gangbare Verwertungswege aufzuzeigen.

8 Literatur

- Bilitewski, B.; 2007 Klassierung reicht nicht. In: Müllmagazin 3/2007, Seite 14 ff
Schirmer, M.;
Hoffmann, G
- Bonner, Vier- 2007 Herstellung und Verwertung von Ersatzbrennstoffen unter besonde-
tel rer Berücksichtigung des Werkstoffes PVC. Studienarbeit an der FH
Köln unter Co-Betreuung der AGPU
http://www.agpu.de/fileadmin/user_upload/diplomarbeiten/StudienarbeitPVC_Endfassung3.pdf
- Ketelhut 2004: Schadstoffentfrachtung und Qualitätssicherung heizwertreicher Ab-
fälle - Abschlussbericht. Neumünster: 21. Dezember 2004
- Ketelhut 2005 Abfälle sauber definieren Vortrag auf der 11. Freiburger Probenah-
metagung
- Ketelhut 2006 Abfälle sauber definieren Teil I: physikalische Parameter In: Müll und
Abfall 1/2006, Seite 35 ff, Abfälle sauber definieren Teil II: chemische
Parameter In: Müll und Abfall 2/2006, Seite 84ff
- Ketelhut 2006 Fortschritte bei Probenahme und Qualitätssicherung von Abfällen.
Vortrag auf der 12. Freiburger Probenahmetagung . Freiberg: 4. No-
vember 2006
- Ketelhut 2007 Sortieranalysen zur Qualitätssicherung von Abfällen. In: Eckstedt, H.
(Hrsg.) 10. Dialog Abfallwirtschaft MV, 12. Juni 2007 in Rostock,
Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät,
Rostock, 2007, Seite 45ff
- LfU 2003 Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg]: Zusammensetzung und
Schadstoffgehalte von Siedlungsabfällen, Augsburg: 2003
[http://www.abfallratgeber-bayern.de/arba/allgifu.nsf/44CC5F699519542EC1256EB4002C9874/\\$file/zus_schad_siedabf.pdf](http://www.abfallratgeber-bayern.de/arba/allgifu.nsf/44CC5F699519542EC1256EB4002C9874/$file/zus_schad_siedabf.pdf)

- | | | |
|----------|------|--|
| LfUG | 1998 | Richtlinie zur einheitlichen Abfallanalytik in Sachsen Teile I, II und III: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. April 1998
http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfug-internet/SabfaWeb/sabfaweb-nt/ |
| RAL | 2003 | Probenahme-, Probenaufbereitungs- und Analysenvorschriften für Sekundärbrennstoffe im Rahmen des RAL-Gütezeichens Sekundärbrennstoffe Stand: November 2003. Berlin RAL |
| Schirmer | 2007 | Ersatzbrennstoffe und Chlor – ein noch immer ungelöstes Problem. In: Faulstich, M.; Urban, A. I.; Bilitewski B. (Hrsg.): 12. Fachtagung Thermische Abfallbehandlung Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik Universität Kassel, Seite 186 ff |

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Ing. Ralf Ketelhut
stoffstromdesign ralf ketelhut
Sortierkontor
Haart 224
D-24539 Neumünster
Telefon +49 4321 78 39 211
Email: ketelhut@stoffstromdesign.de
Website: www.stoffstromdesign.de

Flug- und Ausbrandverhalten von Ersatzbrennstoffen in Zementdrehrohrofen

Philipp Danz¹, Thomas Marzi¹, Asja Mrotzek¹, Luigi Di Matteo², Günther Marotz²,

¹Fraunhofer UMSICHT, Oberhausen, ²Di Matteo Förderanlagen GmbH & Co. KG, Beckum

Flight and Burnout Behaviour of Refuse Derived Fuels in Cement Rotary Kilns

Abstract

The article describes a cooperation project between a plant constructor of pneumatic systems for cement kilns and a research institute. The results of this project will be used for the optimisation of pneumatic systems and the identification and separation of critical RDF fractions. For the determination of the flight and combustion behaviour of RDF in a rotating tubular kiln, experimental parameters about RDF fractions are needed and have to be combined in a model. Therefore the trajectories of single RDF fractions are determined and the combustion of the particles is calculated during their way through the flame.

Experimental information about the dwell time of RDF particles in the flame and about the trajectories are investigated through air separation. The results are the specific trajectory lengths and their dependence of the jet velocity. If additional data about the sink rates are available the trajectory length can be used for the calculation of the average particle velocity and the trajectory. The sink velocity is determined through a special sink velocity determination chute, constructed by Fraunhofer UMSICHT. These data are combined with a particle model, which describes the combustion behaviour of the particles. The combustion model considers the shrinking of the particle, the release of the volatile matter and the gasification of the fixed carbon during the combustion process. The release of the volatile matter and their calorific value respectively the fixed carbon gasification is measured by analytical methods, which are developed by some of the authors.

Zusammenfassung

Der Beitrag beschreibt ein Kooperationsprojekt eines Anlagenbauers pneumatischer Fördersysteme für Brennstoffe der Zementindustrie und eines Forschungsinstitutes. Die Ergebnisse dieses Projekts werden zur Optimierung der Fördersysteme und der Identifizierung problematischer EBS-Fraktionen (EBS = Ersatzbrennstoff) genutzt. Um das Flug- und Verbrennungsverhalten von EBS in einem Zement-Drehrohrofen zu bestimmen, werden experimentell bestimmte Parameter benötigt, die in einem Rechenmodell zusammengeführt werden können. Mittels eines solchen Modells soll die Flugbahn einzelner Partikel durch eine Brennerflamme im Drehrohrofen berechnet werden.

Experimentelle Informationen über die Verweilzeit der EBS-Partikel in der Brennerflamme und über die Flugbahn werden durch ein Windsichtungsverfahren ermittelt, das als Ergebnis die spezifische Flugweite und deren Abhängigkeit von der Austrittsgeschwindigkeit liefert. Bei gleichzeitiger Bestimmung der Sinkgeschwindigkeit können die Ergebnisse genutzt werden, um die Flugbahn und durchschnittliche Fluggeschwindigkeit zu ermitteln. Die Sinkgeschwindigkeit wird in einem speziellen Fallschacht, der bei Fraunhofer UMSICHT entwickelt wurde, bestimmt. Diese Daten werden mit einem Mo-

dell zur Beschreibung des Verbrennungsverhaltens kombiniert. Das Verbrennungsmodell berücksichtigt das Schrumpfen des Partikels, die Freisetzung flüchtiger Bestandteile und die Vergasung des fixen Kohlenstoffs während des Verbrennungsprozesses. Die hierzu notwendigen Daten, wie z. B. die Freisetzungsgeschwindigkeit der flüchtigen Bestandteile und deren Heizwerte in Abhängigkeit von der Temperatur, werden durch analytische Methoden bestimmt, die teilweise von Autoren dieses Beitrags entwickelt wurden.

Keywords

Ersatzbrennstoff, Sekundärbrennstoff, Flüchtigensfreisetzung, Flugverhalten, Drehrohröfen, Heizwert, Zündung

Refuse Derived Fuel, Devolatilisation, Flight Characteristics, Rotary Kiln, Heating Value, Ignition

1 Ersatzbrennstoffe in der Zementindustrie

Zemente haben als Grundbaustoff für die unterschiedlichsten Bauaufgaben eine große Bedeutung. Rohstoffe für die Herstellung von Portlandzementklinker sind Kalksteine und Tone, die in gemahlener und getrockneter Form in Drehrohröfen zu Zementklinker verarbeitet werden. In Abbildung 1 ist ein solcher Drehrohröfen dargestellt. Bevor das Rohmehl in den Ofen gelangt, wird es in Vorwärmanlagen durch die Abgase des Ofens auf 800 °C am Ofeneingang aufgeheizt und Kohlendioxid wird aus dem Kalk freigesetzt. Durch die Drehung des geneigt liegenden Rohrs bewegt sich das Mehl von der Aufgabestelle zur Flamme am unteren Ofenende. In diesem Bereich liegen Brenngastemperaturen von etwa 2000 °C vor und das Material wird bei Temperaturen um 1450 °C gesintert. Ein nachgeschalteter Kühler kühlt das Produkt auf 100 bis 300 °C ab (VEREIN DEUTSCHER ZEMENTWERKE 2006).

Die Herstellung von Zementen ist ein energieintensiver Prozess. So beträgt der theoretische thermische Energiebedarf für ein produziertes Kilogramm Klinker etwa 3 MJ (VEREIN DEUTSCHER ZEMENTWERKE 2005). Vor diesem Hintergrund wird aus Kosten- und Umweltschutzgründen versucht, den Einsatz teurer fossiler Energieträger zu reduzieren. Neben Maßnahmen zu einer energieeffizienten Prozessgestaltung werden diese Ziele vor allem durch die Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen (EBS), wie Tiermehl, Altreifen und hochkalorischen Fraktionen aus Siedlungs- und Gewerbeabfällen erreicht. Die Anforderungen an den Ersatzbrennstoff aus der Sicht der Zementindustrie richten sich an Form und Schadstoffgehalt sowie an die chemische Zusammensetzung der Brennstoffe. Im Brennerkopf und Calcinator werden blasfähige Ersatzbrennstoffe wie Fluff und Tiermehl eingesetzt. Grobstückige Brennstoffe wie Altreifen können z. B. am Drehrohrkopf aufgeben werden. Die Zufuhr der Ersatzbrennstoffe über den Brenner erfolgt z. B. mittels zweier vertikal übereinander liegender Rohre (s. Foto, Abbildung 1). Durch pneumatische Förderung werden sie in das Drehrohr eingeblasen. Neben den Ersatzbrennstoffen wird durch den Ringspalt Steinkohle und durch die außen liegenden

Rohre Verbrennungsluft eingedüst. Durch die Ausrichtung der Verbrennungsluftrohre kann eine Verdrallung erreicht werden, wodurch die Flammenform beeinflusst werden kann (SCHLÄFFER 2007). Während die Verwendung der pulverförmigen und flüssigen Brennstoffe Stand der Technik in der Zementindustrie ist, existiert relativ wenig Wissen über das Verbrennungsverhalten der eingedüsten Ersatzbrennstoffe, die aus festen Gewerbe- und Siedlungsabfällen hergestellt werden.

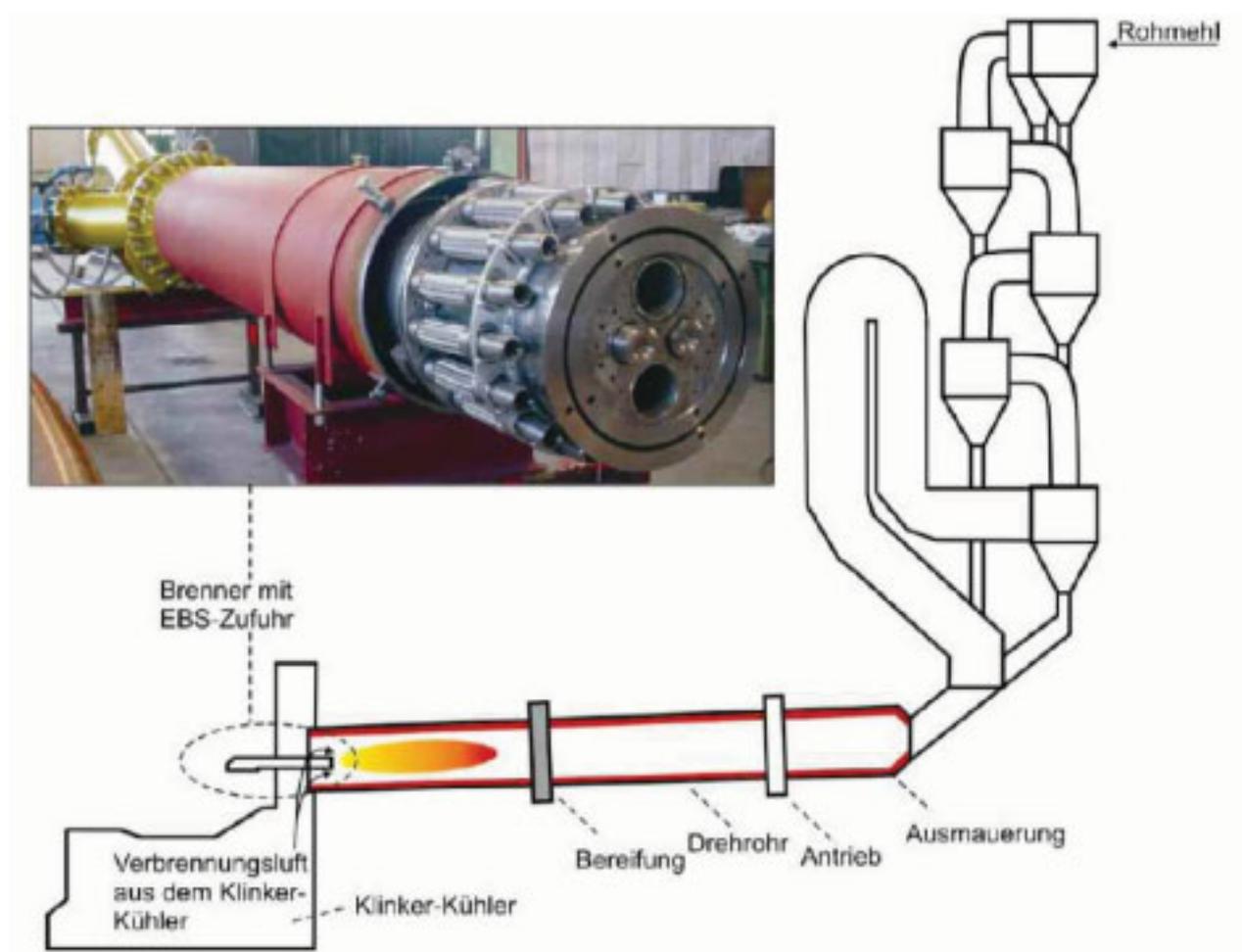


Abbildung 1 Schematische Darstellung des Klinkerbrennens (nach SCHOLZ 2002) mit Brenner der Fa. Unitherm Cemcon (aus: SCHLÄFFER 2007)

2 Flugverhalten und Ausbrand von Ersatzbrennstoffen im Ofen

Das Flug- und Ausbrandverhalten von Ersatzbrennstoffen in Zementdrehrohröfen ist weitgehend unbekannt. Teilweise vorliegende Produktverfärbungen geben jedoch Hinweise darauf, dass nicht alle Brennstoffpartikel auf ihrem Weg durch die heiße Flammenzone des Brenners vollständig ausbrennen. Gründe hierfür können zum einen, durch die physikalischen Partikeleigenschaften und die Art der pneumatischen Förderung beeinflusste, unterschiedliche Flugbahnen der Partikel sein. Hieraus resultieren

verschiedene Verweilzeiten für die jeweiligen Partikel in der heißen Flammenzone. In Kombination mit den brennstofftechnischen Eigenschaften, wie Partikelgröße und -oberfläche, Flüchtiganteil und Freisetzungsgeschwindigkeit der Flüchtigen ergeben sich hieraus mehr oder weniger optimale Bedingungen für einen vollständigen Partikelausbrand (BAIER 2004). Ein unvollständiger Partikelausbrand führt zu einer Wirkungsgradverschlechterung, da die im Brennstoff enthaltene Energie nicht vollständig freigesetzt wird, zu Kohlenmonoxidspitzen im Rauchgas des Drehrohrofens sowie zu einer schlechteren Klinkerqualität. Das im Folgenden vorgestellte Kooperationsprojekt zwischen dem Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT und der Di Matteo Förderanlagen GmbH & Co. KG hat das Ziel das Flug- und Ausbrandverhalten unterschiedlicher Ersatzbrennstoffe zu beschreiben. Hierdurch sollen pneumatische Fördereinrichtungen vor dem skizzierten Hintergrund optimiert bzw. kritische Brennstoffkomponenten ausgeschlossen werden.

3 Untersuchungen zur Beschreibung des Ausbrandverhaltens während der Flugphase

Um das Flugverhalten von Ersatzbrennstoffen im Drehrohr und die daraus resultierende Verweilzeit sowie den Ausbrand zu beurteilen, müssen Informationen zum Flug- und Ausbrandverhalten für einzelne Fraktionen des Ersatzbrennstoffs vorliegen. Hierzu soll zunächst die Flugbahn für verschiedene Ersatzbrennstofffraktionen bestimmt werden und, unter Annahme eines konstanten Temperaturprofils der Brennerflamme, der Ausbrand der Partikel auf ihrem Weg durch die Flamme berechnet werden.

Um Aussagen zur Verweilzeit der Ersatzbrennstoffpartikel in der heißen Brennerzone zu erhalten, soll die Flugbahn der Partikel im Drehrohr ermittelt werden. Hierzu kommt u. a. ein Windsichtungsverfahren zum Einsatz. Durch die Windsichtung werden Informationen zur Flugweite unterschiedlicher Ersatzbrennstofffraktionen in Abhängigkeit der Eindüsgeschwindigkeit erhalten. Mit Hilfe der Flugweite kann die durchschnittliche Fluggeschwindigkeit und Flugbahn berechnet werden. Die Ermittlung der Sinkgeschwindigkeit erfolgt nach dem in Abschnitt 3.1 beschriebenen Verfahren. Anhand der Ergebnisse soll überschlüssig ein Flugbahnmodell für Partikel in Abhängigkeit des Materials (Dichte und Form) erstellt werden.

Bei der Bestimmung des Ausbrandverhaltens ist zu berücksichtigen, dass sich der Verbrennungsvorgang in mehrere Schritte untergliedert, die sich zu einem komplexen Gesamtprozess überlagern. So wird der Brennstoff nach der Trocknung durch Energiezufuhr thermisch zersetzt. Dabei werden chemische Bindungen in der Struktur des Brennstoffs aufgebrochen und die gebildeten Produkte freigesetzt. Sie werden als „flüchtige Bestandteile“ oder „Flüchtige“ bezeichnet und initiieren durch ihre Zündung den eigentlichen Verbrennungsprozess. Durch die exotherme Oxidation der Flüchtigen

Abfallforschungstage 2008 www.wasteconsult.de

wird Energie freigesetzt, die wiederum zur erneuten Flüchtigfreisetzung führt. Während der Entgasung der Flüchtigen bildet sich eine kohlenstoffhaltige Phase, der sogenannte Restkoks bzw. fixe Kohlenstoff (C_{fix}). Er zündet nach oder während der Verbrennung der flüchtigen Bestandteile unter Beteiligung von Vergasungsreaktionen. Da die flüchtigen Bestandteile schneller brennen als der Koks, ist die Flüchtigfreisetzung maßgeblich für das Zündverhalten verantwortlich. Die Restkokumsetzung ist der letzte Schritt der Verbrennung. Als Asche verbleibt der anorganische Brennstoffanteil.

Um den Verbrennungsvorgang auf Ersatzbrennstoffpartikel zu übertragen, wird ein Partikelmodell angenommen, dass die Abnahme des Partikeldurchmessers, die Freisetzung der Flüchtigen und den Ausbrand des fixen Kohlenstoffs wiedergibt. Zur Anwendung kommt ein Partikel-Modell, dass in Anlehnung an (LEVENSPIEL 1972) entwickelt wird (s. Abbildung 2). Die flüchtigen Bestandteile werden als Flüssigkeit mit einer gewissen Verdampfungsenthalpie angenommen, die den aus fixem Kohlenstoff bestehenden Kern umgeben. Unter dem Einfluss der Außentemperatur, in diesem Fall die unterschiedlichen Temperaturzonen der Brennerflamme, werden die Flüchtigen freigesetzt. Erst nachdem der endotherme Vorgang der Flüchtigfreisetzung abgeschlossen ist, kann die Verbrennung des fixen Kohlenstoffs erfolgen. Dabei verringert sich unter dem Einfluss eines bestimmten Temperaturniveaus über die Zeit der Durchmesser d_p des Partikels. Da die eingesetzten Ersatzbrennstoffe einen sehr niedrigen Ascheanteil aufweisen, wird das Partikel aschefrei modelliert, d. h. dessen Durchmesser d_p verringert sich solange, bis er den Wert $d_p = 0$ annimmt.

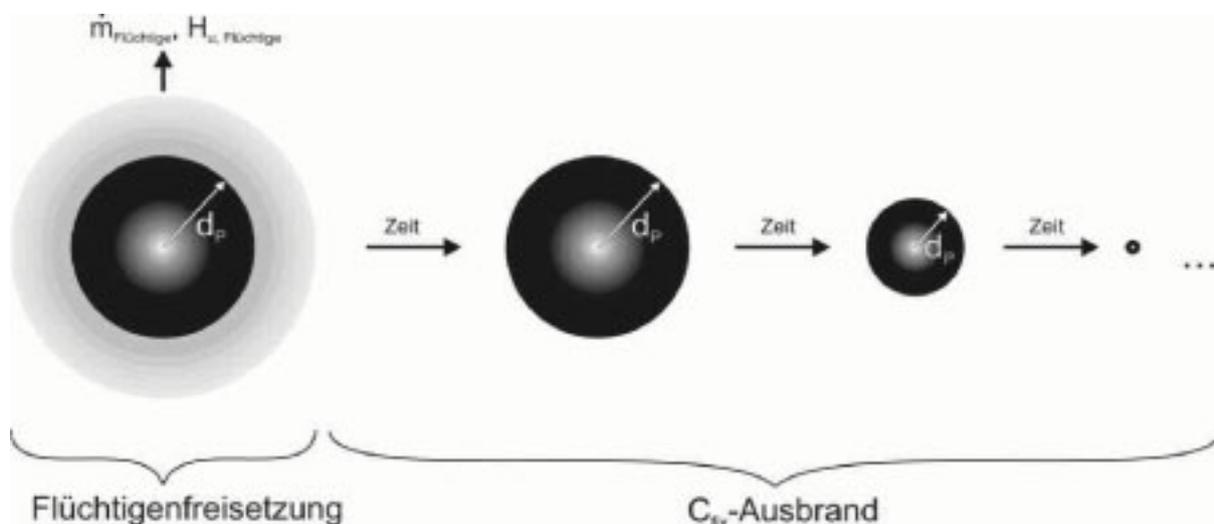


Abbildung 2 Partikelmodell

Im laufenden Projekt werden die folgenden Einflussparameter untersucht werden und rechnerisch miteinander kombiniert:

Flugeigenschaften:	<ul style="list-style-type: none"> • Sinkgeschwindigkeit • Flugweite bei Querstromsichtung
Ausbrandeigenschaften:	<ul style="list-style-type: none"> • Flüchtigenfreisetzung <ul style="list-style-type: none"> - Heizwert und Zusammensetzung - Freisetzungsgeschwindigkeit • C_{fix}-Ausbrand
Physikalische Eigenschaften	<ul style="list-style-type: none"> • Partikelgröße • Partikeloberflächen.

Die genannten Parameter sind für erste halbquantitative Bewertungen ausreichend. Weitere Einflussgrößen, wie die Verdrallung der Verbrennungsluft, Turbulenzen in der Flamme, Reynoldszahlen, iterative Rückkopplung zwischen der Verbrennungsenergie aus der Flüchtigenfreisetzung und der Flammentemperatur werden zunächst nicht betrachtet, sollen aber in einem Nachfolgeprojekt in die Betrachtungen integriert werden. Nachfolgend werden die empirischen Methoden zur Ermittlung der Sinkgeschwindigkeit, der Querstromsichtung, der Flüchtigenfreisetzung und des C_{fix}-Ausbrands vorgestellt.

3.1 Sinkgeschwindigkeit

Die Sinkgeschwindigkeit von homogenen, kugelförmigen, definierten Stoffen kann, wenn die einzelnen Stoffwerte bekannt sind, mit Hilfe von Gleichung 1 (STIEß 1995) berechnet werden:

$$w_f^2 = \frac{4}{3} \cdot \frac{\rho_P - \rho_F}{\rho_F} \cdot \frac{g \cdot d}{c_w(Re_d)} \quad (1)$$

w_f - Sinkgeschwindigkeit, ρ_P - Partikeldichte, ρ_F - Fluidichte, g - Erdbeschleunigung, d - Kugeldurchmesser, $c_w(Re_d)$ - c_w -Wert (Beiwert für den Luftwiderstand) in Abhängigkeit vom Kugeldurchmesser

Diese Vorgehensweise ist bei Ersatzbrennstoffen nicht ohne weiteres möglich, da die zur Berechnung notwendigen c_w -Werte nicht vorliegen. Die Heterogenität der Ersatzbrennstoffe lässt nur Aussagen zu Korngrößen in bestimmten Schwankungsbereichen und ungefähren Zusammensetzungen zu. Aus diesem Grund soll die Sinkgeschwindigkeit experimentell am Einzelkorn bestimmt werden. Dies erfolgt für eine große Partikelanzahl, so dass auf Grundlage der Ergebnisse Verteilungskurven erstellt werden können. Durch diese statistische Vorgehensweise werden Sinkgeschwindigkeitsklassen ermittelt, die den einzelnen Ersatzbrennstoff-Fractionen zugeordnet werden können. Untersuchungsergebnisse von Baier (Baier 2006) mit ähnlicher Zielsetzung, die mittels Windsichter ermittelt wurden, sind in Abbildung 3 dargestellt.

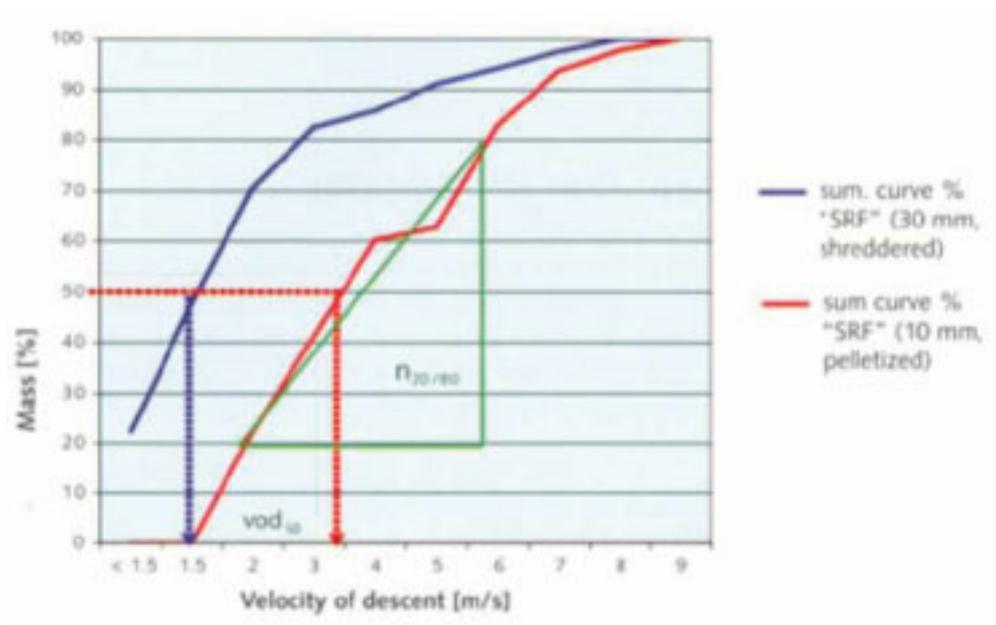


Abbildung 3 Volumetrische und gewichtsmäßige Klassierung des Brennstoffs in Fraktionen gleicher Sinkgeschwindigkeit in Luft (Baier 2006)

Abbildung 4 zeigt die zu den geplanten Untersuchungen eingesetzte Apparatur. Der Fallschacht ist transparent gestaltet, um Wandberührungen der Partikel zu erkennen und in diesem Fall das Messergebnis nicht zu werten. Der komplette Aufbau ist antistatisch beschichtet, bzw. elektrisch leitend, so dass statische Aufladungen vermieden werden, die das Sinkverhalten der Partikel beeinflussen könnten.

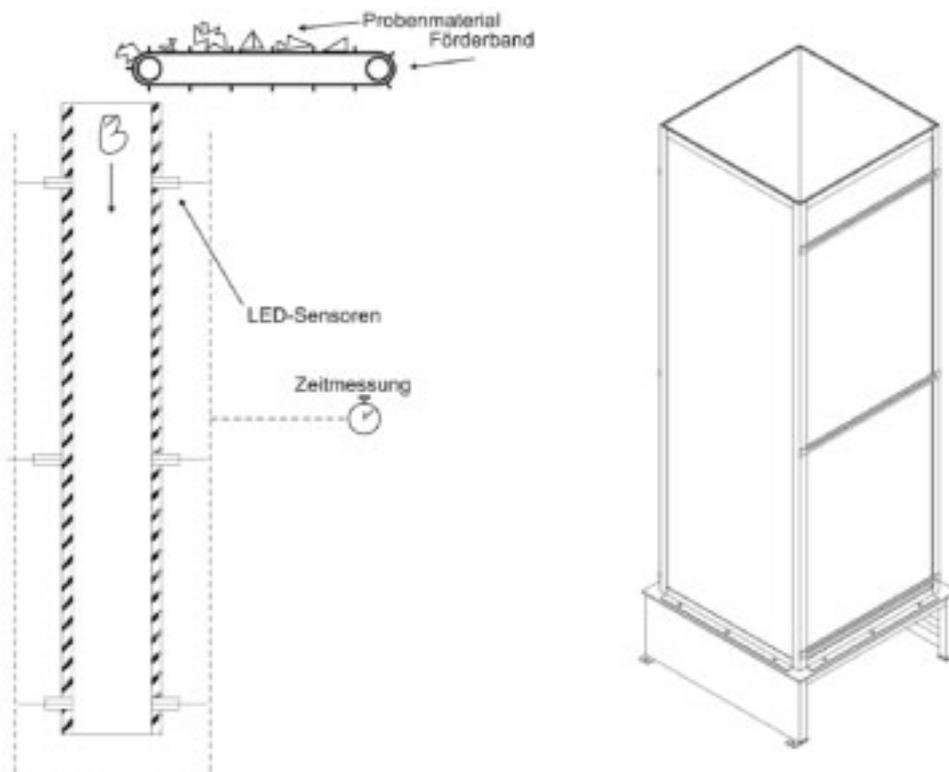


Abbildung 4 Fallschacht-Apparatur zur Bestimmung der Sinkgeschwindigkeit

3.2 Querstromsichtung im Schwerfeld

Die Querstromsichtung im Schwerfeld ist ein Prinzip der Windsichtung. Durch sie erfolgt die Trennung des Partikelstroms in mehrere Kornklassen, aufgrund unterschiedlicher Sinkgeschwindigkeiten. Da sie von der Größe, Form und Dichte der Partikel abhängt, wird durch Windsichten sowohl klassiert als auch sortiert. Partikel aus einheitlichen Stoffen werden nach ihrer Korngröße klassiert, während Partikel einheitlicher Größe, aber verschiedener Form und Dichte nach diesen beiden Kriterien sortiert werden (STIEß 1995). Ähnliche Prozesse spielen auch beim Transport der Brennstoffpartikel durch die Flamme des Drehrohrofens eine Rolle.

Um Aussagen darüber treffen zu können, welche Fraktionen der Ersatzbrennstoffe, bei unvollständigem Ausbrand in die einzelnen Abschnitte des Ofens gelangen, ist eine Apparatur entwickelt worden, wie sie in Abbildung 5 schematisch beschrieben ist. Die Ersatzbrennstoffe werden mit Drücken, wie sie in der Zementindustrie üblich sind, pneumatisch in diesen Querstromsichter gefördert. Die Austrittsöffnung entspricht der Auslegung in einer realen Anlage. In den Feldern I – V (exemplarisch) sollen sich unterschiedliche Fraktionen ablagern. Wo welches Partikel zum Liegen kommt ist abhängig von seiner Dichte und seiner Form. Es kann angenommen werden, dass im ersten Sektor eher große, leichte und im letzten Sektor eher kleine, schwere Partikel landen werden. Die so gewonnenen Fraktionen können nun auf die im nachfolgenden Abschnitt beschriebenen Parameter hin untersucht werden.

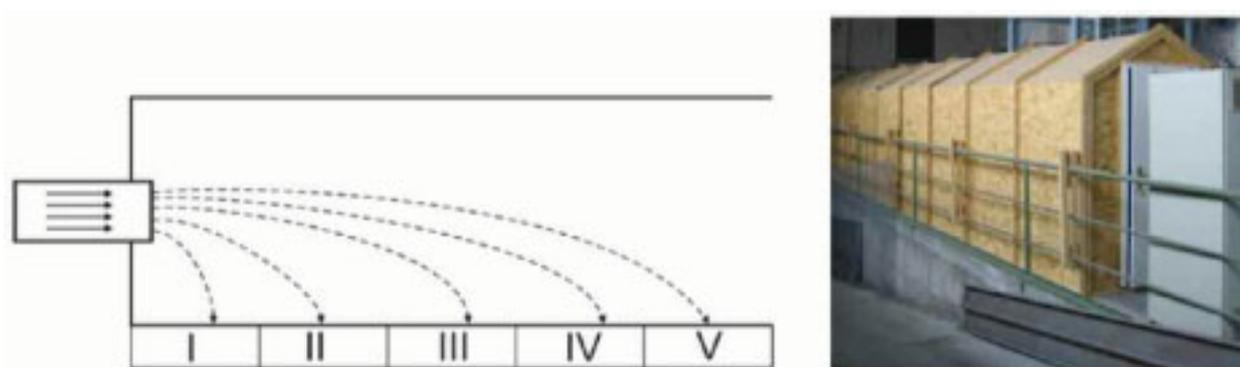


Abbildung 5 Querstromsichter im Schwerfeld (Prinzipdarstellung) und Fotografie

3.3 Flüchtigensfreisetzung und C_{fix} -Anteil

Die Flüchtigensfreisetzung wird mit Hilfe spezieller von Fraunhofer UMSICHT entwickelter Untersuchungsmethoden untersucht (MARZI 2005, MARZI 2006, MARZI 2007). Hierzu kommen konventionelle analytische Messsysteme zum Einsatz, die für die Untersuchungen nur leicht modifiziert werden müssen.

3.3.1 Heizwert und Zusammensetzung

Zur Ermittlung des Heizwertes und der Zusammensetzung der Flüchtigen wird der Verbrennungsprozess experimentell in seine Teilprozesse zerlegt. Im ersten Schritt wird die zu untersuchende Probe unter Sauerstoffmangel bei unterschiedlichen Temperaturen zersetzt. Aufgrund der komplexen Zusammensetzung des gebildeten Substanzgemisches ist eine analytische Charakterisierung nur eingeschränkt und mit hohem Aufwand möglich. Deshalb werden die flüchtigen Bestandteile in einem zweiten Schritt verbrannt und die Produkte CO_2 , N_2 und H_2O bestimmt. Hierdurch lässt sich ein charakteristischer »Fingerprint« für den Brennstoff ermitteln, der die Freisetzung C-, N-, und H-haltiger Zersetzungsprodukte in Abhängigkeit von der Temperatur beschreibt. Aus der Zusammensetzung der flüchtigen Bestandteile kann durch Anwendung der Berechnungsformel von Boie (BOIE 1957) ihr Heizwert berechnet werden. Durch die anschließende Oxidation des Zersetzungsrückstands bei $900\text{ }^\circ\text{C}$ wird ebenfalls dessen Zusammensetzung ermittelt. Hierdurch werden Anteil, Zusammensetzung und Heizwert des fixen Kohlenstoffs (C_{fix}) erhalten.

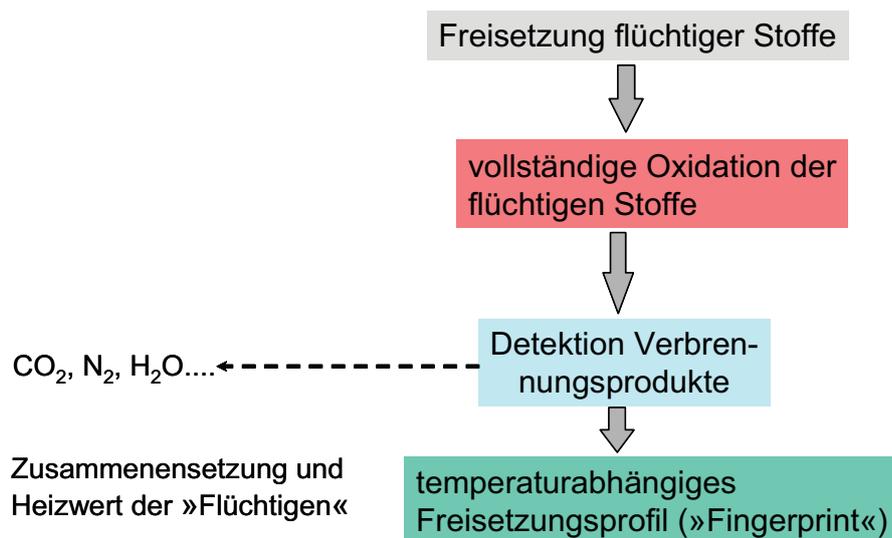


Abbildung 6 Erfassung von Zusammensetzung, Menge und Heizwert der Flüchtigen

Die Messungen werden mit einem handelsüblichen Elementaranalysator durchgeführt (Abbildung 6 und Abbildung 7). Er besteht aus drei hintereinander geschalteten Öfen. Im Normalbetrieb erfolgt die Bestimmung der Elementarzusammensetzung durch die Verbrennung einer Probe im ersten Ofen bei $900\text{ }^\circ\text{C}$ bis $1150\text{ }^\circ\text{C}$. Im zweiten Ofen werden die gebildeten Verbrennungsprodukte nachoxidiert. Nachgeschaltet ist ein Reduktionsofen, in dem Stickoxide zu molekularem Stickstoff reduziert und überschüssiger Sauerstoff, sowie Chlor und Schwefelverbindungen zurückgehalten werden. Der gebildete Stickstoff wird direkt zum Wärmeleitfähigkeitsdetektor (WLD) transportiert und dort quantitativ erfasst. Ebenfalls zu quantifizierende Gase wie CO_2 und H_2O , die sich aus dem Kohlenstoff- und Wasserstoffanteil der Brennstoffe bilden, werden von spezifisch wirkenden Adsorptionsfallen zurückgehalten, nacheinander kontrolliert thermisch freige-

setzt und ebenfalls mit Hilfe des Wärmeleitfähigkeitsdetektors erfasst. Nach der quantitativen Erfassung der Gase N_2 , CO_2 und H_2O wird der C-, H- und N-Gehalt des Brennstoffs berechnet.

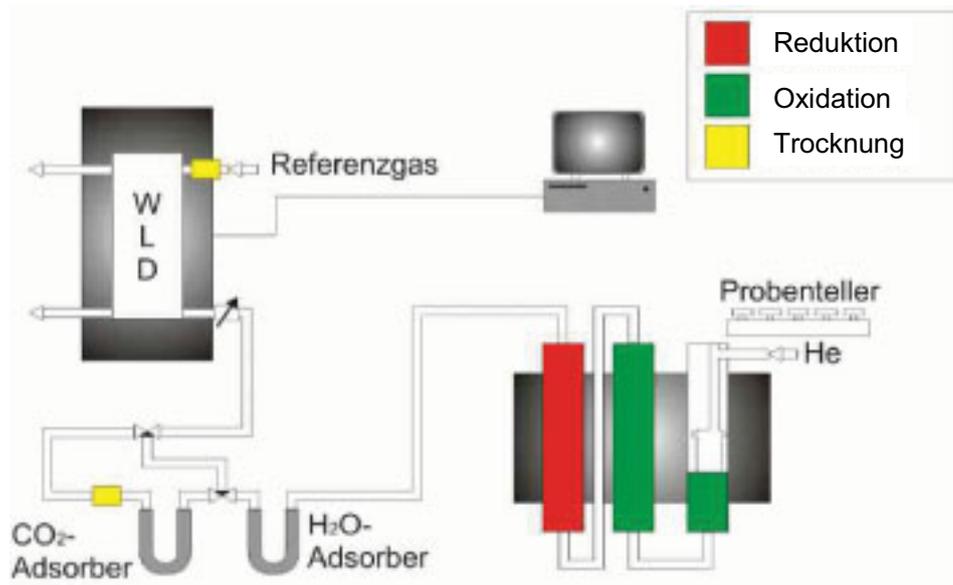


Abbildung 7 Messung mit angepasstem Elementaranalysator, sauerstofffreie Umsetzung im rechten Ofen bei unterschiedlichen Temperaturen

Um das thermische Freisetzungsverhalten der flüchtigen Bestandteile zu bestimmen, wurde die oben beschriebene konventionelle Vorgehensweise modifiziert und der erste Ofen hierzu ohne Zuführung von Sauerstoff betrieben. Dabei werden die flüchtigen Bestandteile freigesetzt und im zweiten Ofen mit Hilfe eines Oxidationsmittels oxidiert. Die Zersetzung im ersten Ofen erfolgt bei unterschiedlichen Temperaturen. Abbildung 8 zeigt Ergebnisse für zwei untersuchte Siedlungsabfallfraktionen (MARZI 2007).

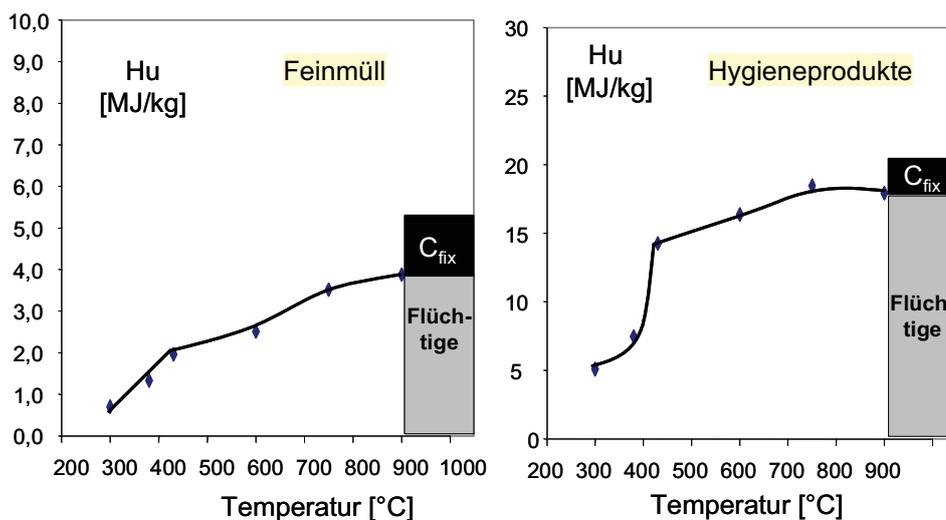


Abbildung 8 Freisetzung von Flüchtigen und deren Heizwertinventar in Abhängigkeit von der Temperatur für die Abfallfraktionen „Feinmüll“ und „Hygieneprodukte“

3.3.2 Freisetzungsgeschwindigkeit

Durch die unter 3.3.1 beschriebene Methode werden Informationen zur Art, Menge und Heizwert, der bei unterschiedlichen Temperaturen freigesetzten Flüchtigen erhalten. Informationen zur Freisetzungsgeschwindigkeit liegen jedoch hierdurch noch nicht vor. Aus diesem Grund wurde ein handelsübliches Gerät zur Bestimmung des organischen Kohlenstoffgehalts (TOC) modifiziert, um zeitabhängig die Freisetzung kohlenstoffhaltiger flüchtiger Stoffe bei unterschiedlichen Temperaturen zu untersuchen. Die Vorgehensweise ist ähnlich wie in Abschnitt 3.3.1 dargestellt, jedoch wird das in der Oxidationszone gebildete CO_2 kontinuierlich erfasst, so dass Aussagen zur Freisetzungsgeschwindigkeit der Flüchtigen möglich sind. Die Kombination der beiden Untersuchungsmethoden liefert als charakteristische Kenngröße ein dreidimensionales Freisetzungsprofil für den Brennstoff (Abbildung 9).

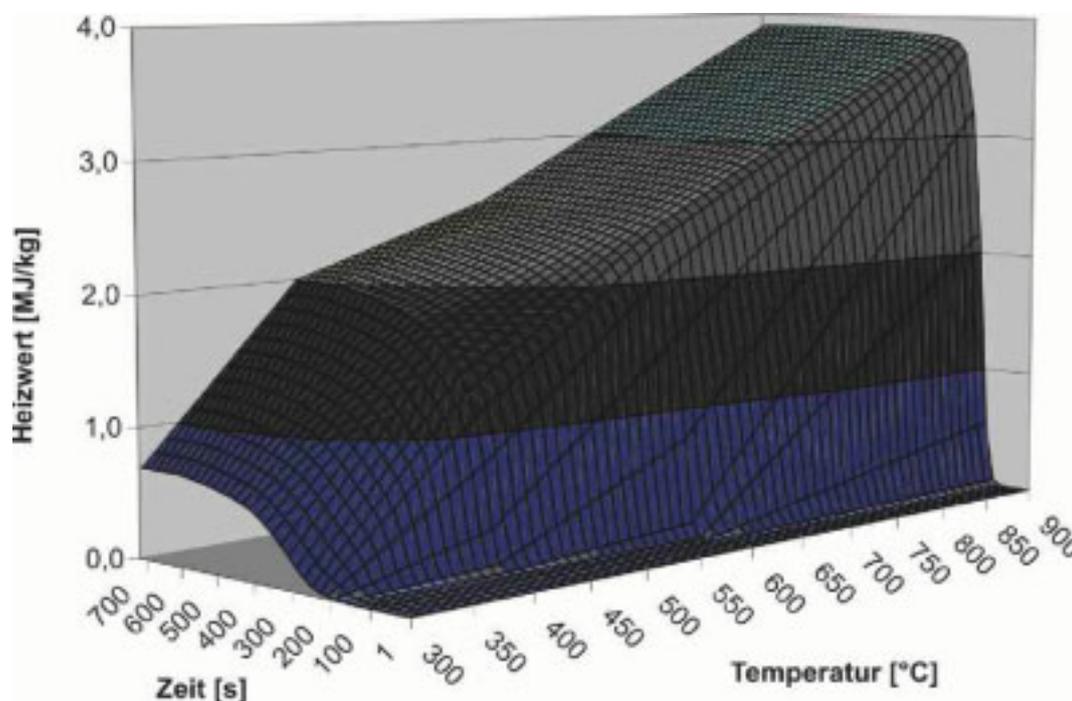


Abbildung 9 Freisetzung von Flüchtigen und deren Heizwertinventar in Abhängigkeit von Temperatur und Reaktionszeit für die Fraktion „Feinmüll“ (MARZI 2007)

4 Zusammenfassung und Ausblick

Im vorliegenden Beitrag wird ein Projekt beschrieben, in dem mit Hilfe mechanischer Trennverfahren und chemisch analytischer Methoden das Flug- und Ausbrandverhalten unterschiedlicher Ersatzbrennstoffe im Zementdrehrohröfen beschrieben werden soll. Hierzu wurden Verfahren zur Ermittlung der Sinkgeschwindigkeit sowie zur Windsichtung entwickelt. Zur Bestimmung des Ausbrandverhaltens kommen analytische Laborgeräte zum Einsatz, die zwar in ihren Grundsätzen auf handelsüblichen Routinemethoden wie der Elementaranalyse oder der TOC-Bestimmung beruhen, allerdings eigens

für die beschriebene Aufgabenstellung methodisch weiterentwickelt wurden. Erste Ergebnisse sind für den Sommer 2008 zu erwarten. Weitere Optimierung der verwendeten Rechen- und Versuchsmodelle sind im Anschluss an das Projekt als Folgevorhaben vorgesehen.

Bei den vorgestellten Untersuchungen handelt es sich um ein Kooperationsprojekt zwischen dem Fraunhofer Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT und der Di Matteo Förderanlagen GmbH & Co. KG. Es wird im AIF PRO INNO II-Programm unter der Projektnummer KF0024904WZ7 gefördert.

5 Literatur

- | | | |
|--------------------------------------|------|--|
| Baier, H. | 2004 | »Sekundärbrennstoffaufbereitung in der Praxis - Die SBS-Anlage Ennigerloh.« Aufbereitung und Verwertung von Sekundärbrennstoffen nach 2005. VDI-Seminar 438306. Hamm, 2004. |
| Baier, H. | 2006 | »Ersatzbrennstoffe für den Einsatz in Mitverbrennungsanlagen.« ZKG International Band 59 (3). 2006. |
| Boie, W. | 1957 | »Vom Brennstoff zum Rauchgas.« B.G. Teubner Verlagsgesellschaft. Leipzig, 1957. |
| Levenspiel, O. | 1972 | »Chemical Reaction Engineering.« John Wiley & Sons. New York, 1972. |
| Marzi, T.; Keldenich, K.; Görner, K. | 2005 | »Energetische Verwertung von Ersatzbrennstoffen - Entwicklung einer Methodik zur Erfassung der feuerungstechnischen Brennstoffeigenschaften« Müll und Abfall (11/05). 2005. |
| Marzi, T.; Mrotek, A.; Görner, K. | 2006 | »Ersatz- und Sekundärbrennstoff aus Abfällen – Entwicklung eines Verfahrens zur Bestimmung des Verbrennungsverhaltens«; Abfallforschungstage 2006, Hannover, In: Kühle-Weidemeier, M.: Abfallforschungstage 2006: Abfalltagung mit wissenschaftlichem Schwerpunkt, 16.-17. Mai 2006, Hannover. Göttingen: Cuvillier Verlag, 2006, S. 69-82 |
| Marzi, T.; Mrotek, A.; Görner, K. | 2007 | »Combustion behaviour of refuse derived fuels- development of a characterisation method«, International Waste Management and landfill Symposium 11, 2007 Cagliari in: Cossu R. Sardinia 2007, 11 th International Waste Management and landfill Symposium Executive summaries, Cagliari: CISA 2007 |

-
- | | | |
|---------------------------------------|------|---|
| Schläffer, P.; Werner, A.; Haider, M. | 2007 | »Untersuchung der Verbrennungsgüte und der Flammenstruktur für unterschiedliche feste Brennstoffmischungen in einem Zement-Drehrohröfen.« 23. Deutscher Flammentag. Berlin, 2007. |
| Scholz, R.; Harnaut, T. | 2002 | »Energetische Bewertung und Optimierung von Verfahren der thermischen Abfallbehandlung am Beispiel des Klinkerbrennprozesses und des Schrotteinschmelzens.« 13. DVV-Kolloquium. 2002. |
| Stieß, M. | 1995 | »Mechanische Verfahrenstechnik 1.« Springer-Verlag Berlin-Heidelberg. Heidelberg, 1995. |
| Verein Deutscher Zementwerke e.V. | 2005 | Umweltdaten der deutschen Zementindustrie, 2005 |
| Verein Deutscher Zementwerke e.V. | 2006 | Zement-Merkblatt Betontechnik, Zemente und ihre Herstellung, B 1 1, 2006 |

Anschrift der Verfasser(innen)

Dipl.-Ing. (FH) Philipp Danz, Dr. rer. nat. Thomas Marzi, Dipl.-Ing. Asja Mrotzek

Fraunhofer UMSICHT

Osterfelder Str. 3

D-46047 Oberhausen

Telefon +49 208 85 98 11 70

Email philipp.danz@umsicht.fraunhofer.de

thomas.marzi@umsicht.fraunhofer.de

asja.mrotzek@umsicht.fraunhofer.de

Website: www.umsicht.fraunhofer.de

Dr.-Ing. Luigi Di Matteo, Günther Marotz

DI MATTEO Förderanlagen GmbH & Co. KG

Römerstr. 6-16

D-59269 Beckum

Telefon +49 3677 62 875

Email luigi@dimatteo.de

Website: www.dimatteo.de

Thermische Klärschlamm-Verwertung im Pyrobustor® entlastet die Umwelt und spart Energie

Uwe Neumann

EISENMANN Anlagenbau GmbH & Co. KG; Holzgerlingen

Thermal Treatment of Sewage Sludge in the Pyrobustor® Relieves the Environment and Saves Energy

Abstract

The Pyrobustor® which was developed by EISENMANN is a dual-chamber rotary kiln without brick lining which has already proven to perform well in several applications for sewage sludge disposal and in which the processes of pyrolysis and oxidation take place consecutively. The advantages of the Pyrobustor will be described by two examples.

Zusammenfassung

Der von EISENMANN entwickelte Pyrobustor® ist ein ausmauerungsfreier Zweikammer-Drehrohrofen, in dem die Prozesse Pyrolyse und Verbrennung nacheinander ablaufen und der sich bereits mehrfach bei der thermischen Verwertung von Klärschlamm bewährt hat. Die Vorteile des Pyrobustor® werden anhand von zwei Praxisbeispielen aufgezeigt.

Keywords

Klärschlamm, Pyrolyse, Klärschlamm Entsorgung, Drehrohrofen, Pyrobustor®
sewage sludge, pyrolysis, sewage sludge disposal, rotary kiln, Pyrobustor®

Die aktuelle Klärschlammproblematik ist gekennzeichnet durch fehlenden Deponieraum und mangelnde ortsnahe Verwendungsmöglichkeiten. Als Problemlösung bietet sich der Pyrobustor an, mit dem vorgetrockneter Klärschlamm auf vorteilhafte Weise dezentral in nutzbare Wärme und deponierfähige inerte Asche umgesetzt wird. Dabei laufen die Verfahrensschritte Pyrolyse und Verbrennung nacheinander ab. Wie die hier dargestellten Praxisfälle belegen, sparen die Betreiber solcher Anlagen Primärenergie, minimieren das Abfallaufkommen und gewinnen Entsorgungssicherheit.

1 Die Klärschlammproblematik

Klärschlamm entwickelt sich europaweit zum akuten Problem. Einerseits nimmt das Aufkommen, u.a. dank verbesserter Abwasseraufbereitungsverfahren, stetig zu. Andererseits fehlt es an Deponieraum, und mancherorts - so z.B. in Deutschland - ist eine Deponierung nur noch nach aufwändiger Vorbehandlung erlaubt. Der über lange Zeit praktizierte Einsatz als Düngemittel in der Landwirtschaft stößt zunehmend auf

gesundheitliche Bedenken. Verschärfte Anforderungen an Grenzwerte für Schwermetalle und organische Schadstoffe schränken diesen Weg bereits deutlich ein.

Auch die thermische Klärschlamm-trocknung zu Granulat oder Pellets erwies sich letztendlich als nur vorübergehende Lösung. Zwar werden Klärschlammvolumen und -gewicht erheblich reduziert. Eine anschließende Deponierung stößt jedoch auf Schwierigkeiten, weil der Zersetzungsprozess fortschreitet, sobald Wasser zur Trockenmasse gelangt. Von der angestrebten Inertisierung kann also keine Rede sein. Der Einsatz von getrocknetem Klärschlamm als Zusatzbrennstoff in Kraftwerken ist unter anderem aus Gründen der Wirkungsgradoptimierung und der Rauchgasreinigung nur in begrenzten Umfang möglich. Die Verbrennung in zentralen Großanlagen wiederum erwies sich nicht zuletzt aufgrund meist sehr weiter Transportwege als umständlich und kostenaufwändig. Angesichts des von uns allen geforderten Klimaschutzes sollten im Übrigen alle Entsorgungstechniken, die häufige Transporte über lange Strecken mit zwangsläufig entsprechender CO₂-Belastung der Umwelt erfordern, hinterfragt werden.

Im Zuge der Diskussion über schwindende Phosphorvorkommen sollten zukünftige Fortschritte im Bereich der Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm-Asche berücksichtigt werden. Aktuell konzentrieren sich viele Forschungsprojekte auf wirtschaftlich realisierbare Lösungen der Phosphorrückgewinnung. Voraussetzung hierfür ist, dass Asche mit einem hohen Phosphorgehalt vorhanden ist, z.B. von Mono-Verbrennungsanlagen für Klärschlamm oder Tiermehl. Deshalb sollte die Möglichkeit der Aschespeicherung auf speziellen Deponien in Betracht gezogen werden, bis wirtschaftliche Verfahren der Phosphorrückgewinnung vorhanden sind.

2 Lösungsansatz Pyrobustor®

Zur Lösung der geschilderten Problematik wurde ein dezentral einsetzbares Verfahren entwickelt, das speziell auf mittlere bis kleinere Kläranlagenbetreiber zugeschnitten ist. Im Pyrobustor wird auf vorteilhafte Weise Klärschlamm in nutzbare Wärme und deponierfähige inerte Asche umgesetzt. Der Pyrobustor kann direkt auf dem Kläranlagengelände installiert werden. Er lässt sich bereits bei geringen Durchsätzen (Richtwert ab ca. 400 kg/h Trockengranulat mit ca. 10 % Restfeuchte) wirtschaftlich nutzen. Bei Prozessende verbleibt nur noch etwa ein Drittel des Trockengranulat-Volumens als Asche, die aufgrund des geringen Glühverlustes von ca. 2 % auf einer Deponie der Klasse 1 nach der deutschen Abfallablagereungsverordnung bzw. einer Deponie für Inertabfälle nach der EU-Richtlinie abgelagert oder ggf. auch (siehe späteres Praxisbeispiel 1) einer Weiterverwendung zugeführt werden kann.

Betreiber, wie z.B. Kommunen oder auch - siehe nochmals später beschriebene Praxisfälle - Zusammenschlüsse mehrerer Kommunen gewinnen mit Einsatz des Pyrobustors vor allem Entsorgungssicherheit. Sie machen sich damit unabhängig von der zurückweichenden landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung bzw. von den kaum über längere Zeiträume überschaubaren Kosten, die an Großverbrennungsanlagen zu entrichten sind.

2.1 Der Pyrobustor®: Aufbau und Funktion

Der Pyrobustor (siehe Abbildung 1) ist ein ausmauerungsfreier Zweikammer-Drehrohrofen, in dem die Verfahrensschritte Pyrolyse und Verbrennung nacheinander ablaufen. Er besteht aus einer drehbar gelagerten Verbrennungskammer und einer in deren Innenraum gelegenen, drehfest mit ihr verbundenen Pyrolysekammer, beide in Trommelform. In beiden Trommeln sind schraubenförmig Transport- und Mischschaufeln angeordnet, die das zu behandelnde Material kontinuierlich in Richtung Verbrennung und Ascheausstrag fördern. Beschickungsseitig sind beide Trommeln gegenüber den feststehenden Wandteilen abgedichtet, so dass sich zwei getrennte Abzüge für Pyrolysegas und Rauchgas ergeben.

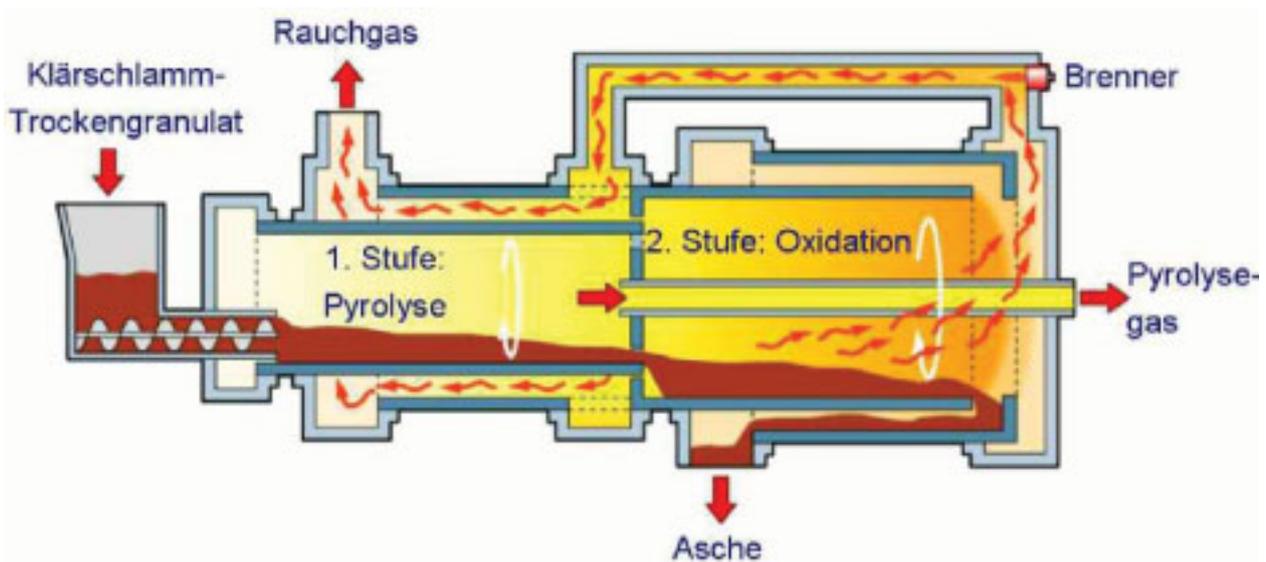


Abbildung 1 Funktionsprinzip des Zweikammer-Drehrohrofens Pyrobustor®

Über eine Beschickungseinrichtung (Stopfschnecke) gelangt das zu behandelnde Material in die Pyrolysekammer. Das durch den unter Sauerstoffmangel ablaufenden Verschwelungsprozess entstehende Pyrolysegas wird direkt in eine Nachbrennkammer geleitet, während der erzeugte Koks über eine Materialschleuse in die Verbrennungskammer gelangt. Der bei der Verbrennung entstehende Rauchgasstrom wird (vor der späteren Reinigung und weiteren Energienutzung) weiter erhitzt und durch einen Ringspalt an der Pyrolysekammer vorbei geführt. Er gibt dabei einen Teil seiner Wärmeenergie an diese ab. Der Wärmebedarf des dort ablaufenden Prozesses wird

Abfallforschungstage 2008 www.wasteconsult.de

dadurch gedeckt. Die anfallende Asche wird in Richtung Ascheaustrag gefördert, wobei ein Teil ihrer Wärmeenergie wieder an die Verbrennungskammer abgegeben wird.

3 Gesamtkonzept Thermische Klärschlammbehandlung

Neben dem Pyrobustor bietet EISENMANN als Generalunternehmer alle für die thermische Klärschlammbehandlung erforderlichen Anlagenkomponenten an, um eine einwandfreie Funktion der Gesamtanlage sicherzustellen, allen Gesetzesforderungen Rechnung zu tragen und die energetischen Vorteile optimal nutzen zu können.

3.1 Klärschlamm-Konditionierung

In einer Vorstufe wird der zu behandelnde Klärschlamm zu Granulat oder Pellets mit ca. 80 - 90% Trockensubstanz getrocknet. Für den Trocknungsprozess kann aus der späteren thermischen Behandlung im Pyrobustor zurückgewonnene Wärme genutzt werden.

Das getrocknete Material wird zweckmäßigerweise in einem Silo bevorratet, von welchem aus der Vorlagebehälter des Pyrobustors befüllt wird. Aus diesem Vorlagebehälter wird es über einen stufenlos regelbaren Schneckenförderer gezielt dem kontinuierlich arbeitenden Pyrobustor zugeführt.

3.2 Nachbehandlung und Wärmenutzung

Wichtige nachgeschaltete Behandlungsstufen sind Vorentstaubung und Nachverbrennung, Wärmeauskopplung und Rauchgas-Nachreinigung (siehe Abbildung 2). Nach dem Verlassen des Pyrobustors werden die mit Staub beladenen Rauchgase über einen Zyklon geführt, wo der größte Teil der mitgerissenen Staubpartikel abgeschieden und dann über eine Schleuse ausgetragen wird.

Die Einhaltung der gesetzlich vorgeschriebenen Mindestverbrennungstemperatur von 850 °C bei einer Verweilzeit von 2 Sekunden erfolgt in einer Brennkammer in welcher das im Pyrobustor gewonnene Pyrolysegas mitverbrannt wird. Dabei wird durch schnelle und gleichmäßige Vermischung von Heißgas und Abgas eine hohe Turbulenz erzeugt, wodurch ein sehr rascher Wärmeübergang erreicht wird.

Im anschließenden Abhitzesystem werden die heißen Rauchgase auf die Betriebstemperatur des nachgeschalteten Gewebefilters abgekühlt. Dabei wird die Verbrennungswärme (siehe auch später beschriebene Praxisfälle) entsprechend den individuellen betrieblichen Gegebenheiten beispielsweise zur Thermalölerwärmung, Heißwasserbereitung oder Dampferzeugung genutzt. Aus dieser Konzeption resultiert eine beträchtliche Einsparung an Primärenergie.

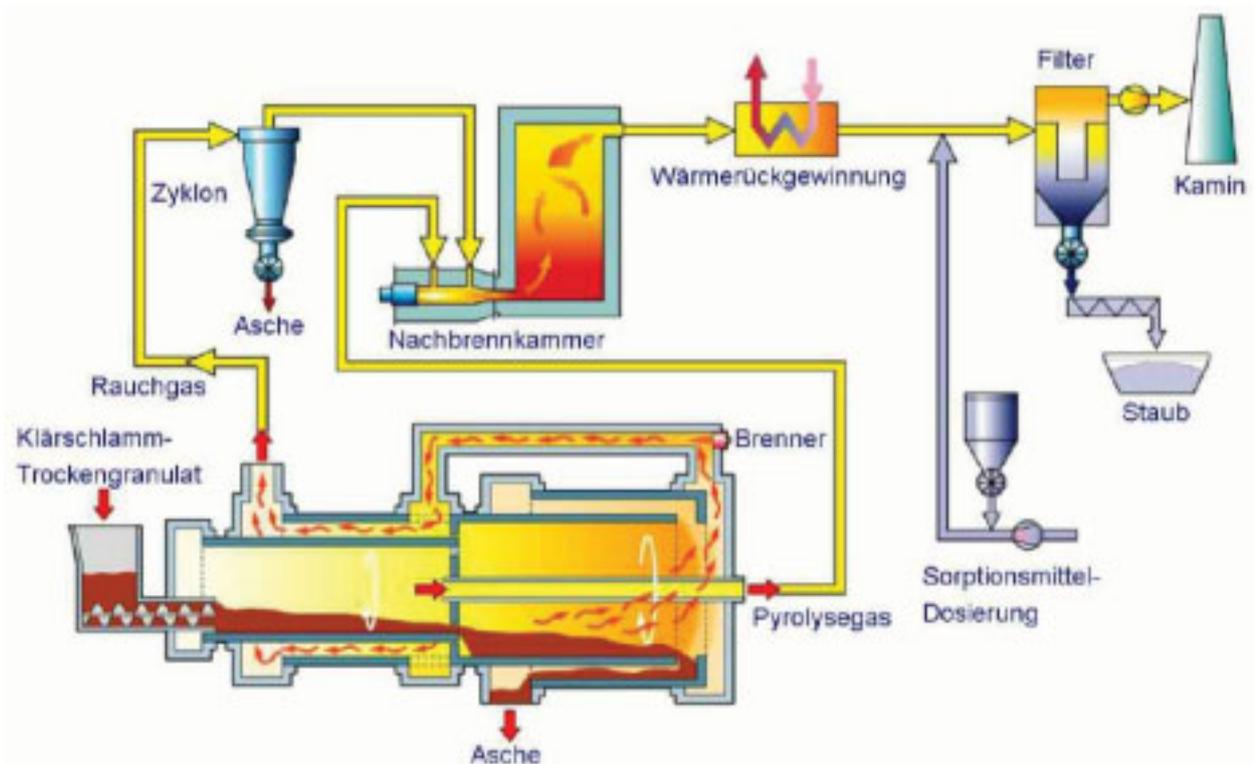


Abbildung 2 Thermische Klärschlammverwertung im Pyrobustor®

Die Rauchgase werden im Gewebefilter feinstaubt. Zusätzlich wird ihnen vor Eintritt in den Filter ein Sorbens zur Abscheidung saurer Rauchgasbestandteile und Einbindung eventueller Schwermetalle beigemischt. Die gesetzlich vorgeschriebenen Emissionsgrenzwerte werden sicher eingehalten. Nach der Entstaubung fördert ein Saugzuggebläse die abgekühlten, gereinigten Rauchgase in den Kamin.

4 Blick in die Praxis

Thermische Klärschlammbehandlung im Pyrobustor stößt angesichts der sich verschärfenden Entsorgungsproblematik zurzeit auf starkes Interesse vor allem im kommunalen Bereich. Eine Entscheidung für diese Konzeption wird den Interessenten dadurch erleichtert, dass - wie im Folgenden beschrieben - bereits konkrete Praxiserfahrungen vorhanden sind.

4.1 Praxisbeispiel 1

Im touristisch stark frequentierten Pustertal in Südtirol / Italien existiert seit 1996 die erste und einzige Abwasserreinigungsanlage in Mitteleuropa, die unterirdisch in einer Kaverne - und zwar im Berg Tobl - untergebracht ist. Die Betreibergesellschaft entsorgt die häuslichen Abwässer aus einem Zusammenschluss von zurzeit 14 Gemeinden mit einem Einzugsgebiet von 1.150 Quadratkilometern. Um die anfallende Menge von jährlich ca. 16.000 t Klärschlamm mit 20 - 25 % Trockensubstanz (entsprechend ca.

400.000 Einwohnergleichwerten) in Volumen und Gewicht zu minimieren, schaffte man bereits 1998 eine thermische Trocknungsanlage an. Durch Trocknung auf bis zu 85 % Trockensubstanz und anschließende Pelletierung wird das Schlammaufkommen auf rund ein Viertel reduziert.

Diese ca. 4.500 t Klärschlamm pellets wurden zunächst per Lkw in die nicht gerade nahe gelegene Poebene transportiert und dort als landwirtschaftliches Düngemittel verwendet. Um zu einer besseren Lösung zu kommen, startete die Betreibergesellschaft ARA Pustertal 2003 einen Ideenwettbewerb, aus dem die von EISENMANN vorgeschlagene Pyrobustor-Anlage als Sieger hervorging. 2005 aufgebaut und optimiert, arbeitet die Anlage seit Anfang 2006 im Dauerbetrieb.

Die installierte Pyrobustor-Anlage zur kontinuierlichen Veraschung von Klärschlamm-Trockenpellets mit einem Heizwert bis 12.000 kJ/kg und 10 bis 20 % Rest-feuchte ist für eine Durchsatzleistung von 550 kg/h bei über 8.000 Betriebsstunden jährlich ausgelegt. Der vollautomatische Betrieb wird über SPS gesteuert und über PC-Anlagensvisualisierung überwacht.



Abbildung 3 Pyrobustor® bei der ARA Pustertal

Aus einem Vorlagebehälter werden die thermisch zu behandelnden Pellets per Schneckenförderer in den Pyrobustor (siehe Abbildung 3) eindosiert. Dort werden sie, wie unter 2.1 beschrieben, zuerst durch Pyrolyse verschwelt und danach zu inerter Asche verbrannt. Diese Asche mit nur 8 bis 10 % des Ausgangsgewichts könnte problemlos auf jeder Hausmülldeponie abgelagert werden. Der Anlagenbetreiber fand jedoch eine Möglichkeit umweltfreundlicher Wiederverwertung: Das Restprodukt wird ebenso wie die Filterasche aufbereitet und als Deponieabdeckmaterial recycelt.

Höchst positiv ist auch die energetische Seite der Investition: Die Verbrennungswärme dient zur Erhitzung von Thermalöl, das den Klärschlammrockner beheizt. Aus dieser Konzeption resultiert eine Einsparung von bis zu 65 % der früher für den Trocknungsprozess aufgewendeten Primärenergie. Nach Aussage des leitenden Ingenieurs der Betreibergesellschaft werden so - quasi als angenehmer Nebeneffekt - jährlich immerhin auch 1.300 t CO₂ weniger an die Atmosphäre abgegeben. Im Übrigen bewertet er die getroffene regionale Lösung der Klärschlammproblematik als zukunftsweisenden Schritt, denn sie gewährleistet Unabhängigkeit und Entsorgungssicherheit.



Abbildung 4 Wärmerückgewinnung zur Erhitzung von Thermalöl

4.2 Praxisbeispiel II

Vermeidung von Klärschlamm-Tourismus und Schutz vor unkalkulierbaren Kosten durch ortsnahe Entsorgung in Eigenregie - so lautet auch die Zielsetzung im zweiten Praxisfall. Unter Federführung der Stadtwerke Crailsheim GmbH gründeten 27 süddeutsche Kommunen die KSV - Die regionale Klärschlammverwertungs GmbH, die mit bewährten Techniken eine soweit bekannt europaweit bislang einmalige Idee realisiert: Sie betreibt regionale Klärschlamm Entsorgung durch thermische Verwertung im Pyrobustor in Kombination mit einem Biomasse-Hheizkraftwerk und erreicht durch diesen Anlagenverbund eine besonders hohe Effizienz.

Aus den beteiligten Gemeinden mit insgesamt rund 200.000 Einwohnern stehen jährlich etwa 18.000 t an nur mechanisch entwässertem Klärschlamm mit rund 25 % Trockensubstanz an, die vor der thermischen Verwertung im Pyrobustor zu Granulat mit

rund 88 % Trockensubstanz umgesetzt werden. Als für den Trocknungsprozess benötigte Energie dient die bei der Stromerzeugung anfallende Abwärme aus dem Biomasse-Heizkraftwerk.

Das 9 MW-Biomasse-Heizkraftwerk verarbeitet pro Tag rund 250 t Holz-Hackschnitzel aus den Wäldern der Region. Es kann bis zu 72 Mio. kWh Strom in das angeschlossene städtische Stromnetz einspeisen - eine Menge, die zur Versorgung von 18.000 - 20.000 Einwohnern ausreicht. Für den aus nachwachsenden Rohstoffen erzeugten Strom wird nach dem deutschen Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) für 20 Jahre eine Vergütung gewährt.

Der Pyrobustor ist ausgelegt für einen Durchsatz von 650 kg/h gleich 5.070 t Trockengranulat/Jahr (bei jährlich 7.800 Betriebsstunden) mit einem Heizwert von ca. 12.200 kJ/kg. (Zu Aufbau und Funktion siehe wieder Punkt 2.1, zur Nachbehandlung Punkt 3.2.) Der hinter der Brennkammer aus dem System ausgeschleuste Wärmeüberschuss wird allerdings in diesem Fall zur Dampferzeugung genutzt, welcher in das zentrale Dampfnetz des Biomasseheizkraftwerks eingespeist wird. Der Energiekreislauf ist damit geschlossen. Primärenergie in Form fossiler Brennstoffe benötigt der Anlagenverbund praktisch nicht.

Der Standort in einem nahe der Autobahn gelegenen, noch wachsenden Industriegebiet ist sehr gut gewählt. Die KSV GmbH kann so die nicht für die Klärschlamm-trocknung benötigte Wärme günstig an benachbarte Betriebe abgeben. Die gewählte Anlagenkonzeption stößt im Übrigen auch bei der Bevölkerung auf breite Zustimmung. Dies wohl nicht zuletzt deshalb, weil man Ökonomie und Ökologie in Einklang bringt und von Anfang an größter Wert auf Transparenz und gründliche Information der Öffentlichkeit gelegt worden ist.



Abbildung 5 Pyrobustor für die KSV GmbH

5 Resümee

Zur Lösung der vielerorts bestehenden Klärschlammproblematik ist der Einsatz des hier vorgestellten Pyrobustors ein wichtiger Beitrag. Mit ihm wird Klärschlamm auf vorteilhafte Weise in nutzbare Wärme und deponierfähige inerte Asche umgesetzt. Baugrößen für Durchsätze bereits ab ca. 400 kg/h Trockengranulat mit ca. 10 % Restfeuchte machen die Problemlösung auch für Betreiber mittlerer bis kleiner Kläranlagen hochinteressant. Insbesondere bietet sich an, die Pyrobustor-Anlage auf dem Kläranlagengelände in direkter Verbindung zur Klärschlamm-trocknung zu errichten. Die aus dem Klärschlamm gewonnene Energie kann so über die prozessinterne Verwendung hinaus ohne großen Aufwand beim Trocknungsprozess genutzt werden. Selbstverständlich ist die Art der Wärmenutzung zur Einsparung von Primärenergie jedoch fallspezifisch wählbar.

Damit bietet der Einsatz des Pyrobustors ökonomische wie ökologische Vorteile, allen voran Entsorgungssicherheit.

Anschrift des Verfassers

Dr.-Ing. Uwe Neumann
Leiter Projektierung/Verkauf von Anlagen zur thermischen bzw. stofflichen
Abfallverwertung
EISENMANN Anlagenbau GmbH & Co. KG
Daimlerstr. 5
D-71085 Holzgerlingen
Tel. (07031) 78-2918
E-mail uwe.neumann@eisenmann.de
Website: www.eisenmann.de

Stand der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Deutschland

Matthias Kühle-Weidemeier, Ulrich Langer

Wasteconsult international, Langenhagen

Abstract

More than 7 million Mg (tons) of mixed municipal solid waste are annually treated in Germany by mechanical (MA), mechanical-biological treatment (MBT), mechanical-biological drying (MBS) or mechanical-physical drying (MPS) treatment. Especially the launch of those plants that comprise biological treatment steps was often accompanied by severe technical problems. This led to controversial statements in the press and other public media. The German Environment Agency (Umweltbundesamt) wanted to get an overview about the real situation to allow an objective, factual evaluation of the current situation. In the framework of the environment research plan (UFOPlan) Wasteconsult international received the order for data collection and evaluation. The present paper summarises the most important results concerning mass balance, the compliance of landfill criteria and compliance of boundary values for exhaust gas.

Inhaltsangabe

in Deutschland durchlaufen mehr als 7 Mio. Mg (t) Restabfälle pro Jahr eine Behandlung in mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA), mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen mit biologischer Trocknung (MBS), mechanisch-physikalischen Anlagen (MPS) oder rein mechanischen Abfallbehandlungsanlagen (MA). Die Inbetriebnahme vieler Anlagen mit biologischen Verfahrensstufen war mit erheblichen technischen Problemen verbunden, die zu kontroversen Äußerungen über diese Verfahren in den Medien und in der Fachöffentlichkeit führten. Das Umweltbundesamt wollte sich daher einen umfassenden Überblick über die gegenwärtige Situation der Anlagen und ggf. bestehende Probleme verschaffen, um eine sachliche Bewertung auf Basis einer gesicherten Datengrundlage zu ermöglichen. Im Rahmen des Umweltforschungsplanes (UFOPlan) wurde die Firma Wasteconsult international mit der Durchführung einer Datenerhebung und deren Auswertung beauftragt. Der vorliegende Artikel faßt die wesentlichen Ergebnisse des Vorhabens zu den Punkten Massenbilanz, Einhaltung der Ablagerungskriterien und Einhaltung der Abluftgrenzwerte zusammen.

Keywords

Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV), mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA), Erfahrung, Grenzwerte, 30. BImSchV, Anhang 23 AbwV

1 Einleitung

in Deutschland durchlaufen mehr als 7 Mio. Mg/a Restabfälle eine Behandlung in mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA), mechanisch-biologischen Anlagen mit biologischer Trocknung (MBS), mechanisch-physikalischen Anlagen (MPS) oder rein mechanischen Anlagen (MA). Die „kalten“ Verfahren sind somit zu einer tragenden Säule der Siedlungsabfallentsorgung geworden. Die Inbetriebnahme vieler An-

lagen mit biologischen Verfahrensstufen war mit erheblichen technischen Problemen verbunden, die zu kontroversen Äußerungen über diese Verfahren in den Medien und in der Fachöffentlichkeit führten. Das Umweltbundesamt wollte sich daher einen umfassenden Überblick über die gegenwärtige Situation verschaffen und beauftragte im Rahmen des Umweltforschungsplanes (UFOPlan) die Firma Wasteconsult international mit einer Untersuchung zum Sachstand der MBA, deren wichtigste Ergebnisse wir hier zusammenfassen.

2 Wichtige Rahmenbedingungen für die MBA

Bereits in Anhang B der TA-Siedlungsabfall (TASi) vom 14. Mai 1993 wurden Grenzwerte für die Ablagerung auf Deponien festgelegt, die z.B. von Hausmüll nur nach einer Vorbehandlung erreicht werden können. Für die vollständige Einhaltung wurde eine zwölfjährige Übergangsphase bis zum 1.6.2005 eingeräumt.

Einige der in Anhang B festgelegten Grenzwerte, z.B. der Glühverlust von 5 Gew.-%, können beim Hausmüll nur durch thermische Behandlung eingehalten werden. Diese indirekte Festlegung auf thermische Verfahren wurde teilweise kritisiert. In Folge dessen wurden auf Bundesebene und in einzelnen Bundesländern, vor allem Niedersachsen, Vorhaben zur Untersuchung der Eignung der MBA als Alternative bzw. Ergänzung zur MVA durchgeführt.

In Niedersachsen wurden bei Bassum, Lüneburg und Wiefels großtechnische Pilotanlagen mit hohem Technisierungsgrad errichtet, die intensive wissenschaftliche Begleitung erhielten und ab 1997 den Betrieb aufnahmen. In Bayern gab es mit der MBA Erbschwang ein ähnliches Projekt.

Aus den Ergebnissen der Forschungsvorhaben wurde schlussgefolgert, dass auch durch MBA ein umweltverträglich ablagerbares Deponat erzeugt werden kann. Die Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV) vom 1. März 2001 enthielt daher als Neuerung Zuordnungskriterien und weitergehende deponietechnische Anforderungen für die Ablagerung mechanisch-biologisch behandelter Abfälle. Hinzu kamen immissionsrechtliche Bestimmungen in der 30. BImSchV und Anhang 23 der AbwV für Abwasser aus der MBA.

Die Gesamtheit der Anforderungen wurde von keiner bestehenden Anlage erfüllt. In den verbleibenden 4 Jahren bis zum 1.6.2005 mussten daher 45 MBAs erheblich umgebaut oder völlig neu errichtet werden. Bei den Anlagen kamen sehr unterschiedliche, mitunter nicht großtechnisch erprobte, Behandlungskonzepte zum Einsatz, die zudem an jedem Standort unterschiedlichsten Anforderungen und Zielen der Betreiber angepasst werden mussten.

Planung und Ausführung der Anlagen wurden von wenigen Ingenieurbüros und einigen mittelständischen Anlagenbauern übernommen. Wie die aufgetretenen Probleme / Engpässe zeigten, die sich in verspäteter Fertigstellung und Aufnahme des Regelbetriebs äußerten, überstieg die große Zahl der gleichzeitig in kurzer Zeit zu realisierenden Anlagen die Leistungsfähigkeit der wenigen beteiligten Firmen zum Teil deutlich. Dies wurde dadurch verschärft, dass einige Betreiber Ausschreibung und Vergabe lange hinauszögerten.

Zu den erheblichen technischen und logistischen Anforderungen kam ein harter Preiskampf, der in Verbindung mit leichtfertig(?) übernommenen Garantien für zuvor nicht ausreichend erprobte Verfahrensschritte die wirtschaftliche Existenz der beteiligten Anlagenbauer gefährdete oder vernichtete. Die Insolvenz der Firmen Babcock-Borsig, Farmatic, Heese, Herhof und Horstmann überschattete die Umsetzung zahlreicher MBA-Projekte.

3 Erhebung der Daten

Die im Vorhaben berücksichtigten Anlagen sind in Tabelle 1 eingetragen. Zwei am gleichen Standort existierende mechanische und biologische Behandlungsanlagen wurden in den Untersuchungen zu den Mengenströmen und der Einhaltung von Grenzwerten zusammengefasst und entsprechend Ihrer Technik als aerobe MBA behandelt.

Von insgesamt 78 untersuchten Anlagen stellten 1 BA, 10 MA, 2 MBA und 2 MBS bis zum Ende der Projektlaufzeit keine Daten zur Verfügung. Von diesen Anlagen wurden Daten in der Literatur, im Internet, bei den Landesumweltämtern sowie den Regierungspräsidien recherchiert.

Schwerpunkt der Untersuchungen waren diejenigen Anlagen, für die AbfAbIV und / oder die 30. BImSchV sowie Anhang 23 der AbwV gelten, also mechanisch-biologische Anlagen (MBA) vor der Deponierung und mechanisch-biologische Trocknungsanlagen (MBS).

Tabelle 1 Ermittelte und berücksichtigte Anlagen

Bundesland, (Anzahl)	Typ	Anz.	Anlage
Baden-Württemberg (6)	MA	3	Heilbronn, Mannheim, Ostalbkreis (Ellert)
	MBA	3	Buchen, Heilbronn, Kahlenberg (Hauptziel Brennstoffherzeugung)
Bayern (1)	MBA	1	Erbenschwang
Berlin (3)	MA	1	Köpenick
	MPS	2	Pankow, Reinickendorf
Brandenburg (12)	MA	6	Premnitz, Recyclingcenter Jänschwalde, Recyclingpark Brandenburg, Schöneiche, Schwedt, Wilmersdorf
	MBA	5	Freienhufen (Schwarze Elster), Niederlausitz (Lübben-Ratsvorwerk, brennstofforientiert), Schöneiche, Schwanebeck, Vorketzin
	MBS	1	Nuthe Spree
Bremen (1)	MA	1	Bremen
Hessen (3)	MA	1	Diemelsee-Flechtendorf
	MBS	2	Aßlar, Wetterau
Mecklenburg-Vorpommern (4)	MA	1	Ihlenberg
	MBA	2	Rosenow, Rostock
	MBS	1	Stralsund
Niedersachsen (12)	MA	2	Mansie, Oldenburg-Neuenwege
	MBA	9	Bassum, Großefehn, Hannover, Lüneburg, Osterholz, Sachsenhagen, Südniedersachsen, Wiefels, Wilsum
	MBS	1	Osnabrück
Nordrhein-Westfalen (15)	MA	11	Bochum, Ennigerloh, Erwitte, Haus Forst, Köln-Heumar, Köln-Niehl, Krefeld, Meschede-Enste, Olpe, Paderborn, Viersen
	BA	1	Ennigerloh
	MBA	3	Gescher, Pohlsche-Heide, Münster
	MBS	2	Erfstadt, Neuss
Rheinland-Pfalz (5)	MBA	3	Kaiserslautern, Linkenbach, Singhofen
	MBS	2	Mertesdorf, Westerwald (Rennerod)
Sachsen (6)	MA	2	Delitzsch, Zwickau
	MBA	1	Cröbern
	MBS	2	Dresden, Vogtland
	MPS	1	Chemnitz
Sachsen-Anhalt (2)	MA	1	Edersleben
	MBA	1	Gardelegen
Schleswig-Holstein (2)	MBA	1	Lübeck
	MBS	1	Neumünster
Thüringen (4)	BA	1	Nentzelsrode
	MA	1	Nentzelsrode
	MBA	2	Erfurt-Ost, Wiewärthe

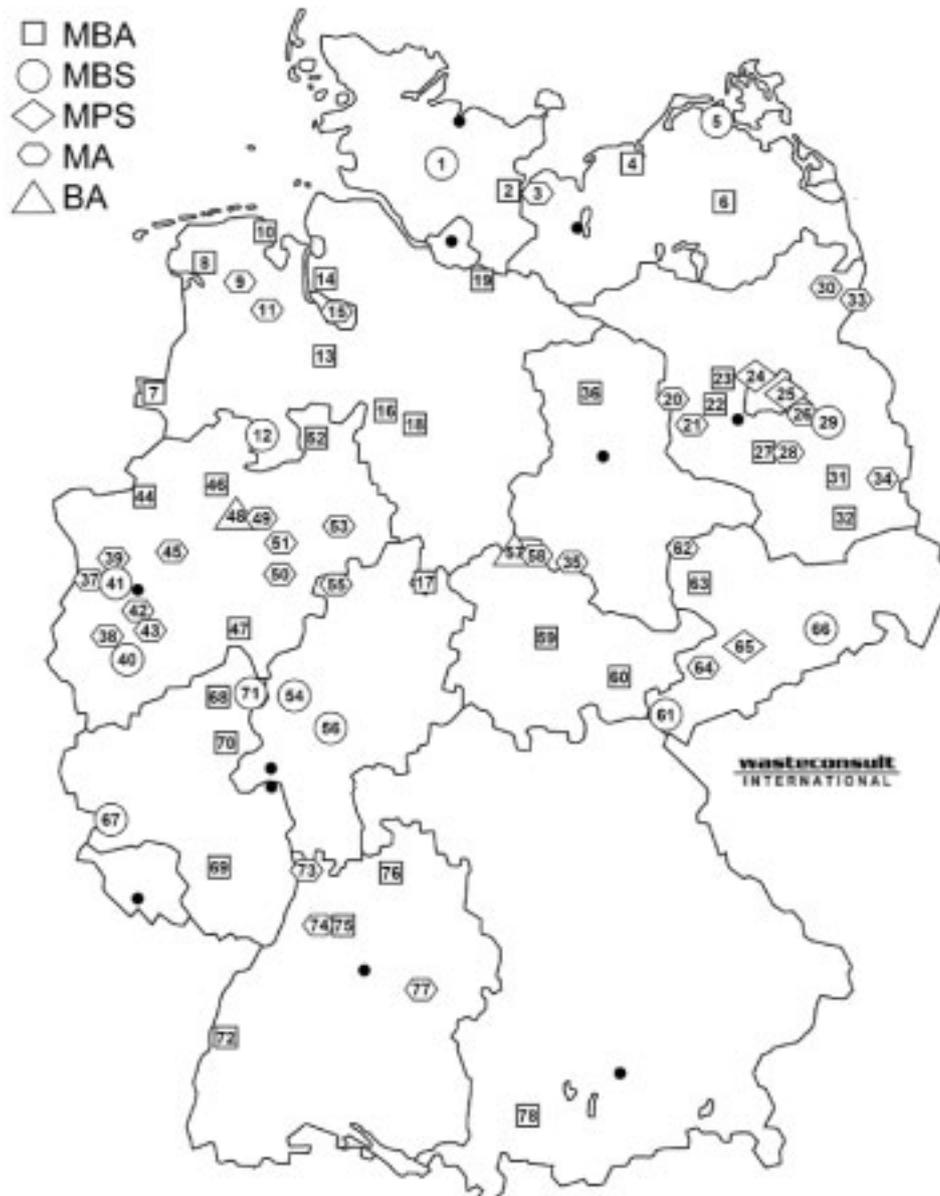


Abbildung 1 Lageplan mechanische, mechanisch-biologische und mechanisch-physikalische Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland

4 Stoffströme und behandelte Abfallmengen

In Abbildung 2 sind die aus den gesamten betrachteten Anlagen kommenden Stoffströme dargestellt (Hochrechnung). Bei der Betrachtung der Behandlungskapazität ist zu beachten, dass 3,6 Mio. Mg des Anlagenoutputs weiterer Behandlung oder energetischer Verwertung bedürfen.

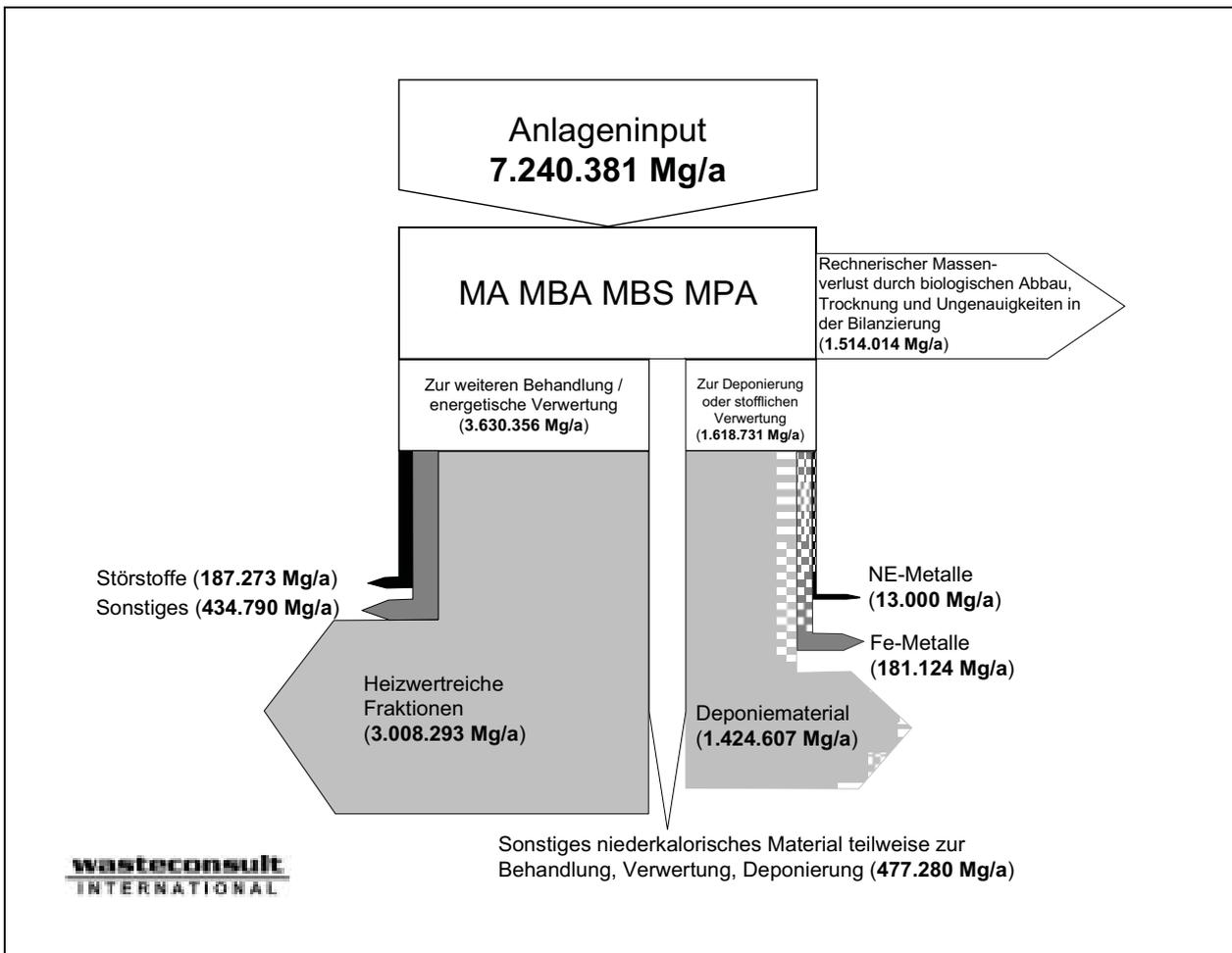


Abbildung 2 Auf den gesamten Anlagenbestand hochgerechnete Stoffströme 2006

Tabelle 2 zeigt den Anlagenbestand der unterschiedlichen Verfahrenstypen und die hochgerechneten, tatsächlichen Durchsätze im Jahr 2006. Das insbesondere bei den MA nicht ganz plausible Input / Output Verhältnis dürfte auf Ungenauigkeiten in der Massenbilanzierung der Anlagen zurückzuführen sein.

Tabelle 2 Gesamtanlagenzahl und hochgerechnete, tatsächlich behandelte Abfallmenge 2006

Anlagentyp	Anzahl	Input [Mg/a]	Output [Mg/a]
MA	30	2.333.040	2.006.666
MBA*	33*	3.082.898	2.339.407
MBS	12	1.361.443	1.071.135
MPS	3	463.000	309.160
Summe	76* (78)	7.240.381	5.726.367

*inkl. 2 getrennt genehmigter BA / MA Kombinationen an jeweils einem Standort

Die Fraktionen der Outputmaterialien sind je nach Anlagentyp, also nach Zielrichtung der Anlage, sehr unterschiedlich aufgeteilt. In Abbildung 3 ist dies mit Ausnahme der MA dargestellt.

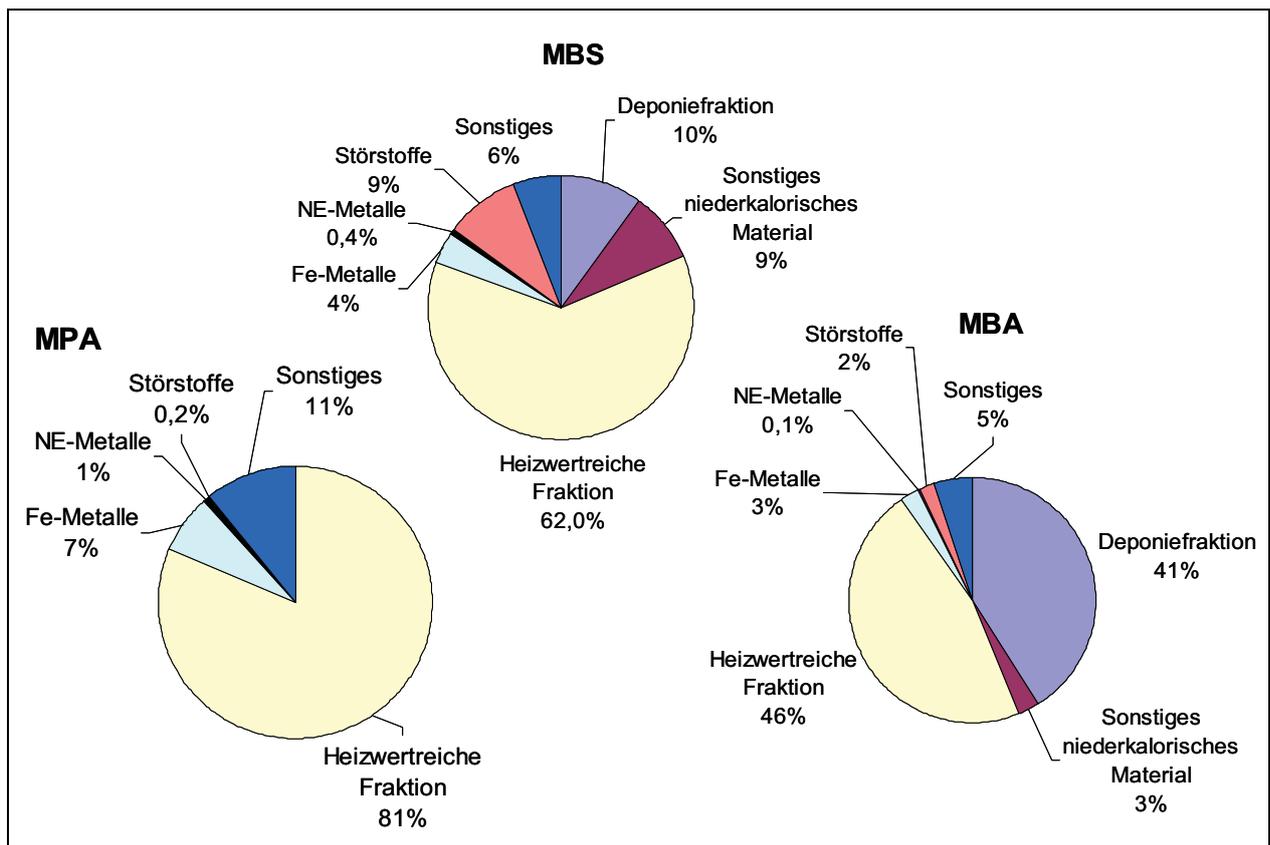


Abbildung 3 Fraktionierung der Outputströme in Bezug auf den Gesamtoutput (ohne Rotte- und Trocknungsverlust) der verschiedenen Anlagenkonzepte

5 Einhaltung der Ablagerungsgrenzwerte

5.1 Betriebsprobleme und Anpassung der Abfallbehandlungstechnik

Etliche Anlagen mussten hinsichtlich der Betriebsweise oder der technischen Ausstattung verändert werden, um zuverlässig ein AbfAbIV-konformes Deponat zu erzeugen.

An vielen Anlagen wurde die Zerkleinerungstechnik verbessert (z.B. höherer Zerkleinerungsgrad) oder um zusätzliche Aggregate ergänzt. Ebenso wurden häufig die Sieblinien auf einen feineren Siebschnitt umgestellt.

Bei der biologischen Behandlung wurden Änderungen hinsichtlich Dauer und Bewirtschaftung der Nachrotte vorgenommen. Ebenso erfolgten Verbesserungen an der Belüftungs- und Bewässerung. Bei manchen Anlagen mit anaeroben Stufen wurde eine zusätzliche Reinigung oder externe Entsorgung von Prozesswasser ergänzt. Örtlich waren auch Maßnahmen zur Brandfrüherkennung notwendig.

Folgende auch weiterhin auftretende Probleme wurden genannt:

Mechanik:

- Verstopfungen durch Bänder, Verklebungen /Stillstände / Schäden durch Störstoffe
- Hoher Verschleiß, Änderung der Zerkleinerungsgrade und Siebschnitte durch Verschleiß

Biologie

- Hoher Reinigungsaufwand, insbesondere bei der Belüftung
- Verschleiß, z.B. bei Schubböden
- Eingeschränkte Möglichkeiten zur Hallenentlüftung
- Ammoniakfreisetzung, anaerobe Zonen in der Rotte
- Instabiler Prozess in der Vergärung
- Hoher Arbeitseinsatz und Maschinenausfälle in der Nassaufbereitung
- Schwimmdeckenbildung, Schaumbildung, Dekanterprobleme
- Schwankungen in der Trocknung, zu nasser Rotteoutput

5.2 Einhaltung der Ablagerungsparameter

Abbildung 4 zeigt, welcher Anteil der Anlagen die wichtigsten, vom Behandlungsverfahren beeinflussten Parameter gem. Anhang 2 der AbfAbIV durchgehend eingehalten hat. Die Situation hat sich 2007 weiter verbessert, da 2 der Anlagen, die die Ablagerungsgrenzwerte nicht einhalten konnten, 2007 stillgelegt wurden. Auch durch die Optimierung der übrigen Anlagen hat sich die Situation weiter entspannt.

Bei den anaeroben Anlagen gibt es erkennbar größere Probleme (Abbildung 5). Davon sind hauptsächlich Perkolationsanlagen und Anlagen mit Vollstrom-Nassvergärung betroffen.

Als besonders kritischer Parameter stellte sich bei vielen Anlagen der TOC im Eluat heraus. Der Grenzwert für den TOC (bzw. DOC ab 2007) im Eluat wurde in der ab Februar 2007 geltenden Fassung der AbfAbIV von 250 auf 300mg/L erhöht und die zulässige Streubreite erheblich ausgedehnt. Das hat den Anteil der Anlagen weiter erhöht, die ein deponiefähiges Material erzeugen, wie aus Abbildung 6 abzuleiten ist.

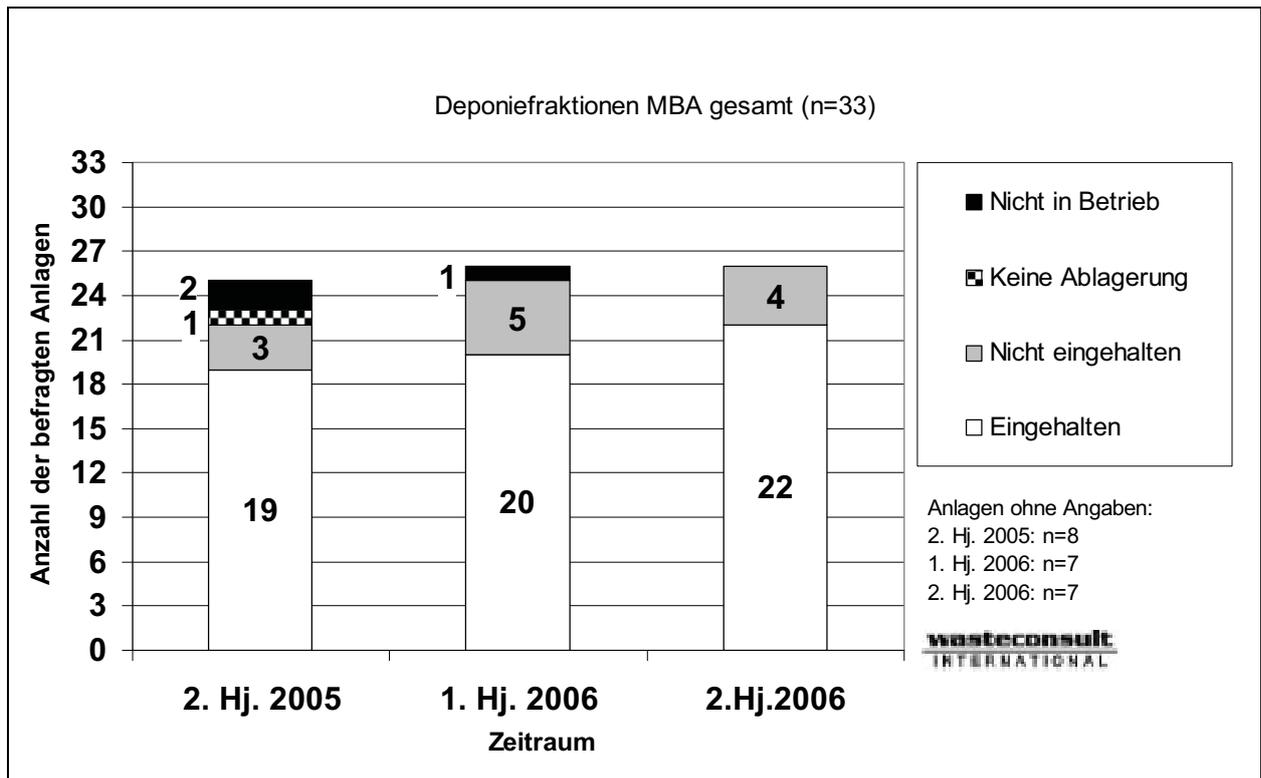


Abbildung 4 MBA gesamt: Gleichzeitige Einhaltung der Grenzwerte AT4/GB21, TOC im Eluat und oberer Heizwert (Ho)/TOC TS der Deponiefraktion

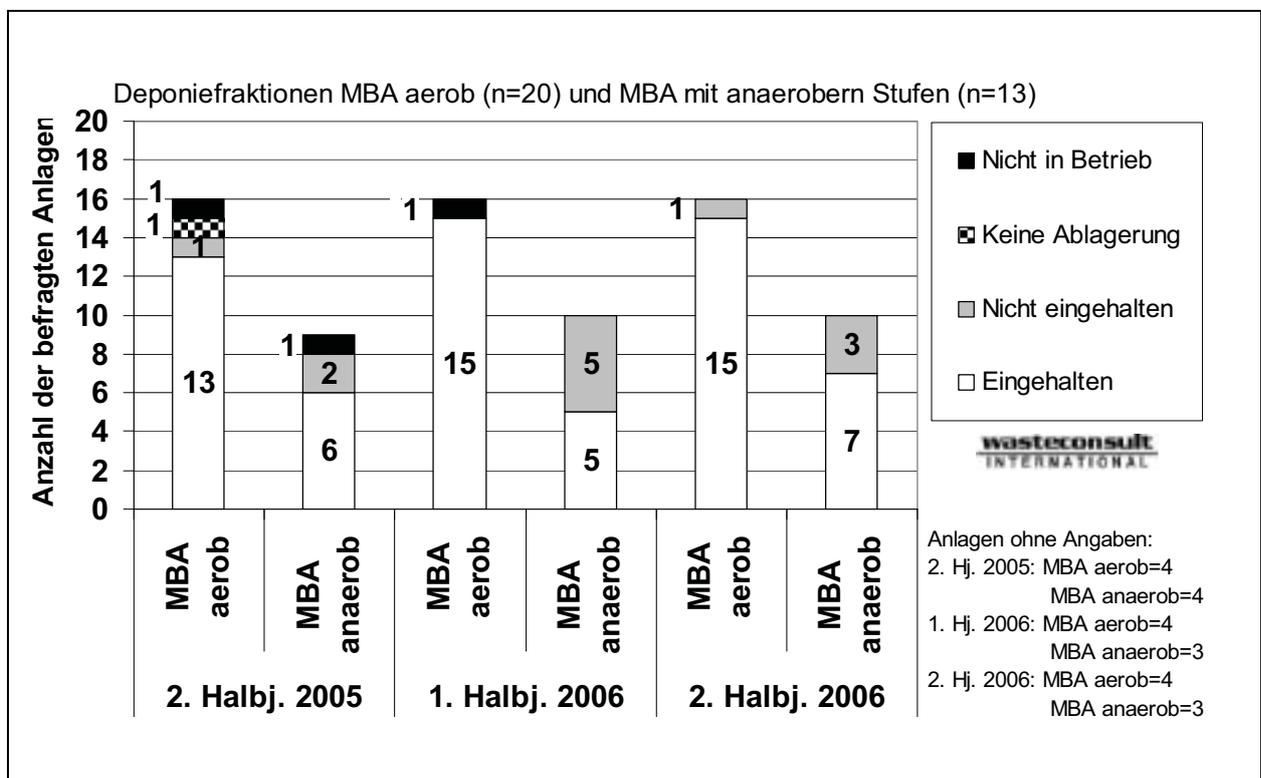


Abbildung 5 Einhaltung AT4/GB21, TOC im Eluat und Ho/TOC TS bei aeroben und Anlagen mit anaeroben Verfahrensstufen

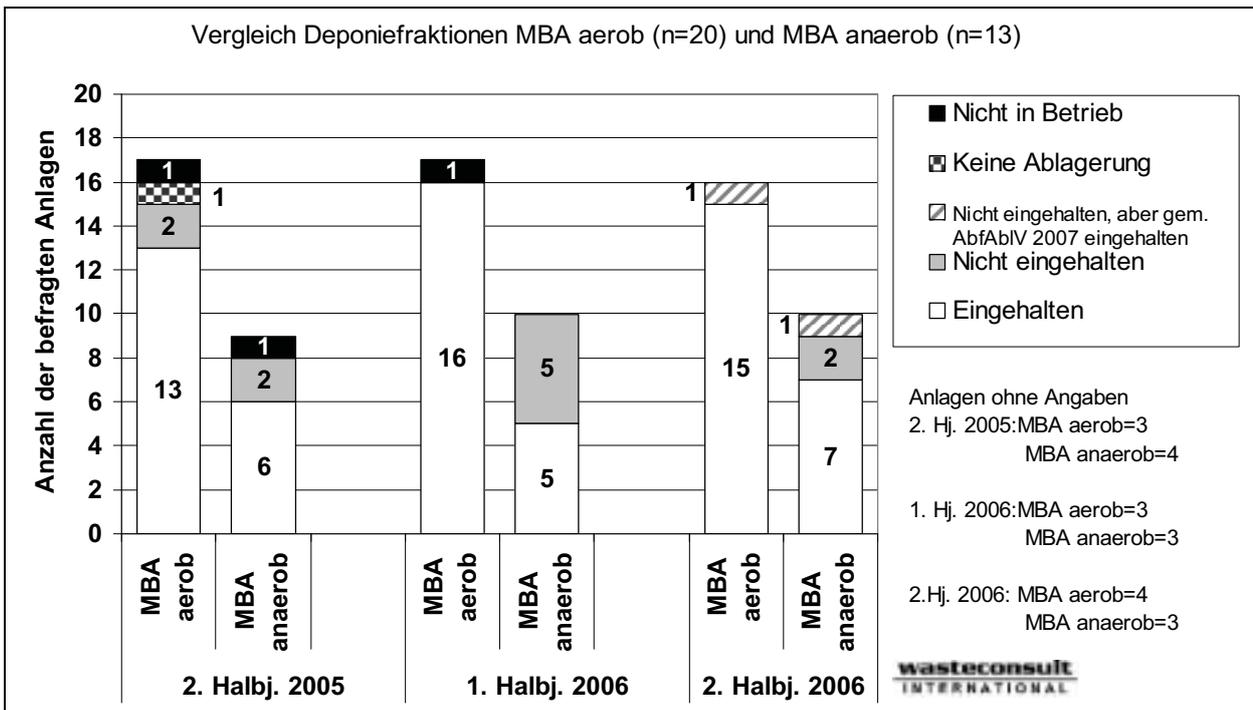


Abbildung 6 MBA aerob / anaerob: Einhaltung Grenzwert TOC-Eluat

6 Abluftbehandlung

6.1 Betriebsprobleme und Anpassung der Abluftbehandlung

Zu erheblichen Problemen kam es vor allem bei der regenerativ-thermischen Abluftbehandlung (RTO). Neben Korrosion führten vor allem Siliziumablagerungen in den Wärmetauschern zu erheblichem Wartungsaufwand und damit zu Funktionseinschränkungen der Anlagen. In etlichen Fällen waren die RTOs auch zu klein dimensioniert worden, so dass eine zusätzliche Linie nachgerüstet werden musste.

Neben einer Vergrößerung der RTO-Kapazität wurden zur Problemlösung vor allem verkürzte Wartungsintervalle, die Isolierung von Leitungen und Behältern und Verbesserungen an der Messtechnik durchgeführt.

Trotzdem treten nach wie vor folgende Probleme häufig auf:

- **Siloxanverblockung der RTO**
- **Korrosion**
- Hoher Energieverbrauch
- Ausfall von Mess- und Regeltechnik, insbes. Staubmessung (z.B. durch Kondensat)
- Zu geringe Verfügbarkeit

6.2 Einhaltung von Grenzwerten der 30. BImSchV

Die nachgerüsteten RTO-Linien und verkürzte Wartungsintervalle haben zu einer auch auf der Abluftseite wesentlich verbesserten Situation geführt.

Probleme traten jedoch nicht nur mit den Abluftbehandlungsanlagen selbst auf, sondern auch bei der Emissionsmesstechnik. Es ist davon auszugehen, dass z.B. Überschreitungen des mit der üblichen Technik leicht einzuhaltenden Parameters Gesamtstaub zu einem wesentlichen Teil auf Störungen in der Messtechnik und nicht auf wirklich erhöhte Emissionen zurückzuführen sind.

Stellvertretend für die in der 30. BImSchV aufgeführten Parameter ist in Abbildung 7 die Situation hinsichtlich der Einhaltung der Grenzwerte für die Emission organischer Stoffe (VOC) dargestellt.

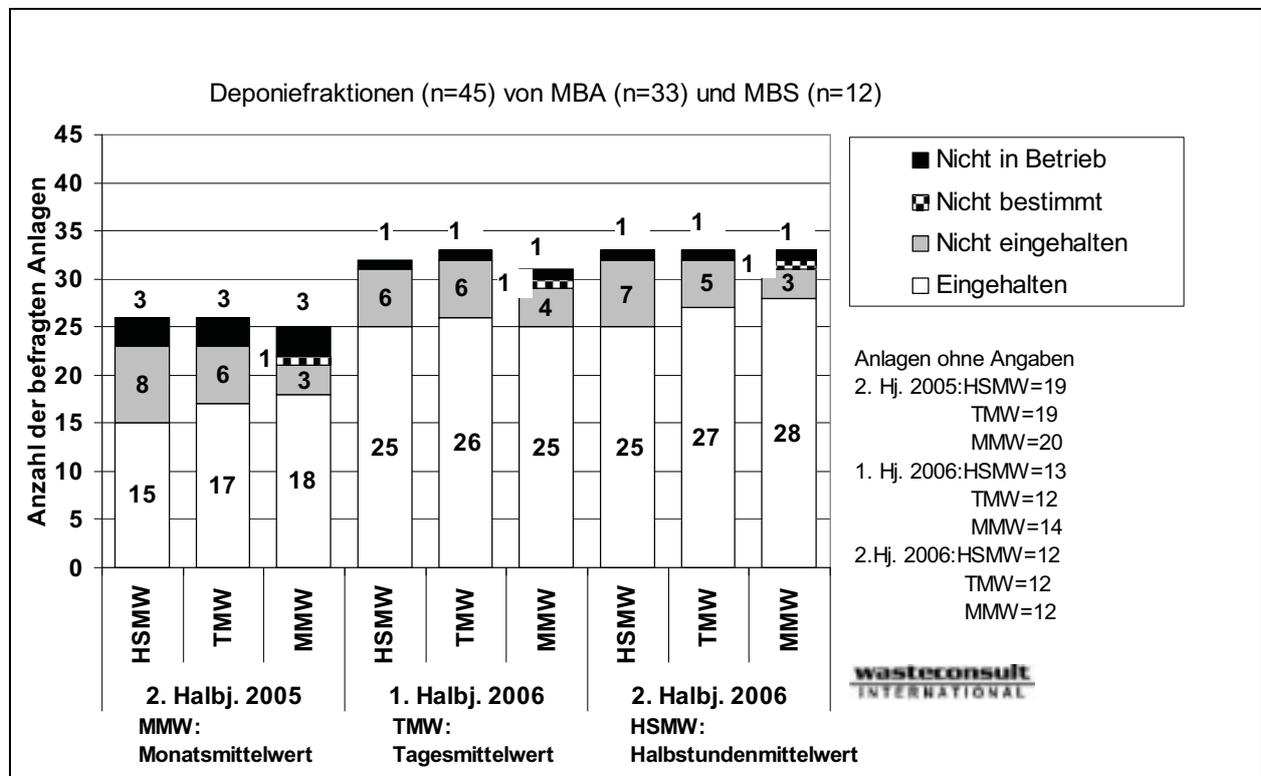


Abbildung 7 Einhaltung Grenzwerte Emission organischer Stoffe (VOC) MBA + MBS (45 Anlagen)

6.3 Geruchsprobleme

17% aller im Vorhaben betrachteten Anlagen bestätigten das Auftreten von Geruchsproblemen. Diese entstanden vor allem beim Umschlag von Abfällen sowie beim Umgang mit Rottematerial. Auch benachbarte Deponien und Zwischenlager wurden als Geruchsquelle im weiteren Sinne benannt. Dies ist besonders beim Umgang mit Beschwerden von Anwohnern zu berücksichtigen. Von außen ist schwer zu unterscheiden,

ob MBA, Kompostierung, Zwischenlager oder Deponie die Quelle einer möglichen Geruchsbelastung sind.

7 Fazit und Ausblick

Mit der großtechnischen Einführung der MBA wurde unter schwierigen Rahmenbedingungen eine anspruchsvolle Pionieraufgabe übernommen. Nicht alle errichteten Anlagen haben sich bewährt, was sich in der Stilllegung mehrerer Anlagen widerspiegelt. Nicht anders sah es aber bei der Jahrzehnte dauernden Fortentwicklung der thermischen Abfallbehandlungsanlagen aus, die auch von spektakulären Fehlschlägen z.B. bei Pyrolyseanlagen überschattet wurde.

Die bei den MBA bestehenden Probleme konnten in großem Umfang gelöst oder deutlich reduziert werden. Die MBA hat sich als geeignete Technik zur Behandlung von Siedlungsabfall entsprechend der gesetzlichen Vorgaben erwiesen. Die noch bestehenden Schwierigkeiten konzentrieren sich im Wesentlichen auf Anlagen mit anaeroben Verfahrensstufen. Doch diese Anlagen haben neben der Gewinnung von Biogas teilweise noch einen weiteren Zukunftsvorteil:

Angesichts stark steigender Sekundärrohstoffpreise und der vom Gesetzgeber angestrebten (weitgehend) deponiefreien Zukunft kommt der MBA als Stofftrennungsanlage steigende Bedeutung zu. Neben sensorgestützten Sortierverfahren, die mittelfristig in die (trocken-)mechanische Aufbereitung der meisten MBAs Eingang finden werden, bieten die nassmechanischen Stufen der Vollstromvergärungsanlagen ein großes Potenzial, weitere Stoffgruppen auszuschleusen.

Die MBA ist also keineswegs eine Zwischenlösung, sondern eine auf einem interessanten Entwicklungsweg befindliche Technik. Der Anteil ihrer zu deponierenden oder thermisch zu verwertenden Outputströme wird langfristig zu Gunsten stofflich verwertbarer Sekundärrohstoffe zurückgehen. Das starke Wachstum der von Wasteconsult veranstalteten internationalen Tagung und Fachausstellung „MBA und automatische Abfallsortierung“ (künftig Waste-to-Resources) ist ein Indiz für das Zukunftspotenzial dieser Technik.

8 Literatur

- | | | | |
|-----|--|------|--|
| [1] | AbfAbIV | 2001 | Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerungsverordnung – AbfAbIV) vom 20. Februar 2001; BGBl. I, S. 305., zuletzt geändert 2006. |
| [2] | ARBEITSGEMEINSCHAFT
STOFFSPEZIFISCHE ABFALL-
BEHANDLUNG (ASA E.V.) | 2007 | MBA-Steckbriefe 2007/2008 |

- [3] Doedens, H.;
von Felde, D.;
Cuhls, C.;
Ketelsen, K.;
Bröker, E.;
Fehre, E.;
Giebel, B. 2000 Wissenschaftliche Begleitung der drei großtechnischen Demonstrationsanlagen zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen in Niedersachsen. Endbericht. Institut für Siedlungswasserwirtschaft u. Abfalltechnik der Universität Hannover, Hannover und Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft und Entsorgung, Hannover.
- [4] Hertel, M;
Hoppenheidt, K.;
Kottmair, A.;
Krist, H.;
Muecke, W.;
Rommel, W;
Roth, U.;
Ziegler, C.;
Baumann, J.;
Huber, W. 2001 Wissenschaftliche Begleitung der MBA Erbenschwang. Endbericht zum Forschungsvorhaben B30 im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen. Bayerisches Institut für angewandte Umweltforschung und –technik – BifA GmbH, Augsburg, in Zusammenarbeit mit Abfallwirtschaft & Umwelttechnik Ing.-Ges. bRmbH, Augsburg und Erbenschwanger Verwertungs- und Abfallentsorgungsgesellschaft mbH, Ingenried.
- [5] LAGA 2004 Bericht der LAGA zur 63. Umweltministerkonferenz. Umsetzung der Abfallablagerungsverordnung. - 3. Fortschreibung -, Stand 31.8.04
- [6] Soyez, K.;
Koller, M.;
Thrän, D.;
Schorr, T. 2000 Endbericht zum BMBF-Verbundvorhaben Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen. Universität Potsdam

Anschrift der Verfasser

Dr.-Ing. Matthias Kühle-Weidemeier,
Dr. Dipl.-Ing. Ulrich Langer
Wasteconsult international
Robert-Koch-Str. 48 b
D-30853 Langenhagen
Telefon +49 511 23 59 383
Email: info @wasteconsult.de
Website: www.wasteconsult.de

Praxisorientierte Forschung auf dem Gebiet der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung

Gerhard Pilz, Torsten Baumann

STRABAG Umwelthanlagen GmbH, Linz - Dresden

Practice orientated research in the field of MBT

Abstract

MBT's are producing environmentally safe landfill material, biogas and other recyclable products. The responsibility for the knowledge on the properties and conditions of the waste bears the plant constructor to a large extent. Thus the risk management requires comprehensive know-how, which can be obtained only by practice orientated research and due to the manifold results from start-up and commissioning.

Zusammenfassung

Durch mechanisch-biologische Abfallbehandlung können umweltverträglich ablagerbares Deponat, Biogas und sonstige verwertbare Produkte erzeugt werden. Die Kenntnis über die Beschaffenheit der Abfälle liegt dabei weitgehend in der Verantwortung des Anlagenbauunternehmens. Das Risikomanagement fordert daher umfangreiches Fachwissen, welches nur durch praxisorientierte Forschung und durch die vielfältigen Ergebnisse aus der Nachweisführung bei Inbetriebnahmen gewonnen werden kann.

Keywords

MBA, Rotte, Biogas, Brennstoff, Ablagerungsparameter, MBT, composting, anaerobic digestion, RDF, landfill criteria.

1 Einleitung

Die Errichtung von mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen zählt in der Europäischen Union aus Gründen des Klimaschutzes zur nachhaltigen Abfallwirtschaft. Im Mittelpunkt steht dabei die Reduzierung der Treibhausgase aus den Hausmülldeponien, indem das Ablagern von unbehandelten Siedlungsabfällen verboten wurde. Strikte Anforderungen hiezu werden in Ausschreibungen meist generell abgefragt, somit liegen die Ausarbeitung der technischen Lösung, das verfahrenstechnische Konzept und das Risiko beim Anlagenbauunternehmen. Daher ist auf dem Gebiet der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung hohe Kompetenz erforderlich, um diese Anforderungen dem Auftraggeber in Form von Gewährleistungen zusichern zu können.

Die gängigen Angaben in Ausschreibungen beschränken sich meistens auf eine mehr oder weniger repräsentative Sortieranalyse nach Komponenten (Papier, Kunststoff, Glas, Metall, Organik, usw.), ganz selten mit Daten zu den einzelnen Komponenten sondern häufig nur Angaben über Wassergehalt, Glühverlust und Heizwert als Summenparameter des Hausmülls. Die Kenntnis über die tatsächliche Beschaffenheit von

Komponenten oder deren möglichen Variationen liegt somit weitgehend in der Verantwortung des Anlagenbauunternehmens. Dies bedingt umfangreiche praxisorientierte Grundlagenforschung und die Nachweisführung erfordert einen erheblichen Aufwand an Probenumfang und Analytik.

Der Fundus an vielfältigen Forschungsarbeiten seit den 1970er Jahren durch die Vorgängerfirmen von STRABAG Umwelthanlagen inklusive zahlreicher betreuter Diplomarbeiten umfasst heute ein Spektrum, welches ermöglicht sich für die meisten Aufgabenstellungen bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung ein eigenes Bild zu machen. Dennoch sind die Arbeiten niemals abgeschlossen, sondern es kommen laufend neue Anforderungen und damit neuer Bedarf an praxisorientierter Forschung.

2 Stoffliche Eigenschaften des Abfalls

2.1 Sortierung und/oder bio-chemische Analyse

Am Anfang jeder neuen Aufgabenstellung steht der Hausmüll - meist verpackt in Säcken und deren Inhalt kaum überschaubar. Dabei könnte sogar der Eindruck entstehen, dass wohl nicht viel Unterschied zwischen den einzelnen Beispielen bestehen wird.

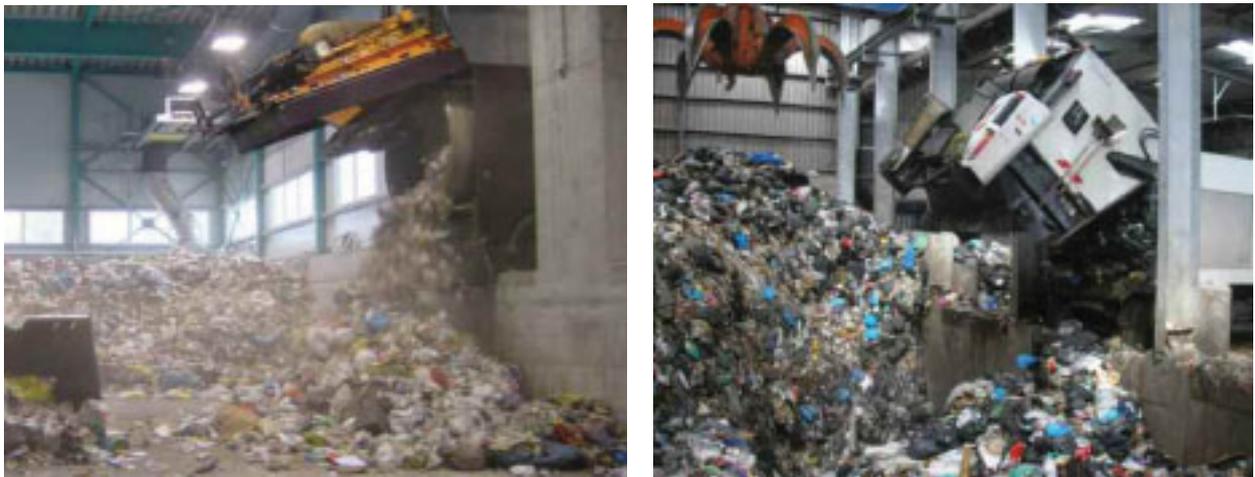


Abbildung 1 Angelieferter Hausmüll in den MBA's Linz und Lorient

Für die Sammellogistik besteht am wenigsten Unterschied, die Müllsammelfahrzeuge sind weltweit sehr ähnlich. Aber welche Einflüsse haben einerseits Lebensgewohnheiten der Menschen im Sammelgebiet und andererseits Sammelsysteme oder Sammelzyklen auf die Abfallqualität? Wie genau kann eine repräsentative Abfallanalyse durch Stichproben ermittelt werden? Welche Abfallmengen sind erforderlich, um ein möglichst repräsentatives Ergebnis einer Analyse zu erzielen?

Optisch nicht erkennbare Unterschiede der beiden Restabfälle bei der Anlieferung, beispielsweise in Linz und Lorient, sind jedoch ganz wesentlich:

Tabelle 1 Restabfallvergleich (Mittelwerte aus eigenen Analysen 2004/06):

	Organik	Papier	Feinanteil	Wassergehalt
MBA Lorient	17%	17%	11%	42%
MBA Linz	4%	13%	25%	35%

Erfahrungsgemäß sind die Unterschiede zwischen einzelnen Projekten immer sehr gravierend. Zur ersten Einschätzung sind daher Sortieranalysen sehr wichtig, um insbesondere die physikalischen Eigenschaften, wie Wasser- oder Störstoffgehalt, abschätzen zu können. Daraus können auch erste Stoffstromverteilungen für bestimmte Aufbereitungsschritte abgeleitet und grobe Massenbilanzen ermittelt werden. Das erleichtert eine Verfahrensvorentscheidung für die Behandlung und/oder Verwertung von Hausmüllfraktionen.

Die zu sortierenden Abfallmengen müssen dabei aus typischen Sammelgebieten stammen und im ausgewogenen Verhältnis zur Gesamtabfallmenge stehen. Daraus lassen sich überschlägig Biologie und Endprodukte abschätzen. Diese Herangehensweise hat große Bedeutung für Vorentscheidungen in Ländern, die selbst noch keine regelmäßigen Abfalluntersuchungen durchführen sondern bestenfalls die Abfallmengen, die zur Deponierung gelangen, erfassen.

In der EU liegen meistens genauere Daten über die stoffliche Zusammensetzung der Abfälle vor. Andererseits werden aber auch wesentlich höhere Ziele angestrebt, beispielsweise Biogasausbeute, Abbaugrad der organischen Trockensubstanz oder Stabilitätsparameter.

Der biologische Abbau – sei es anaerob oder aerob - kann über bio-chemische Parameter ausreichend genau bestimmt werden. Wichtige Parameter der Stoffgruppen im Ausgangsmaterial sind dabei Glühverlust, abbaubare Organik, Atmungsaktivität, Nährstoffverhältnis, Cellulosegehalt, usw. Diese Daten sind jedoch äußerst selten in einer Leistungsbeschreibung enthalten und müssen somit vom Anlagenbauunternehmen selbst beigebracht werden, wobei diese Daten die Auslegung von Anlagen neben der rein mengenmäßigen/volumetrischen/hydraulischen Dimensionierung ganz wesentlich beeinflussen, wenn nicht sogar über die Funktionstüchtigkeit einer Anlage entscheiden.

2.2 Auswirkungen auf die Auslegung von Anlagen

2.2.1 Zerkleinerungscharakteristik

Im Rahmen einer betreuten Diplomarbeit konnten aufgrund der unterschiedlichen Zerkleinerungscharakteristika der zum Einsatz gekommenen Vorzerkleinerer erhebliche Unterschiede in der Massenverteilung sowie deutliche Qualitätsunterschiede in den

Hauptfraktionen der MBA ermittelt werden. Nachfolgend exemplarisch zwei der fünf verschiedenen Testaggregate zum Vergleich:

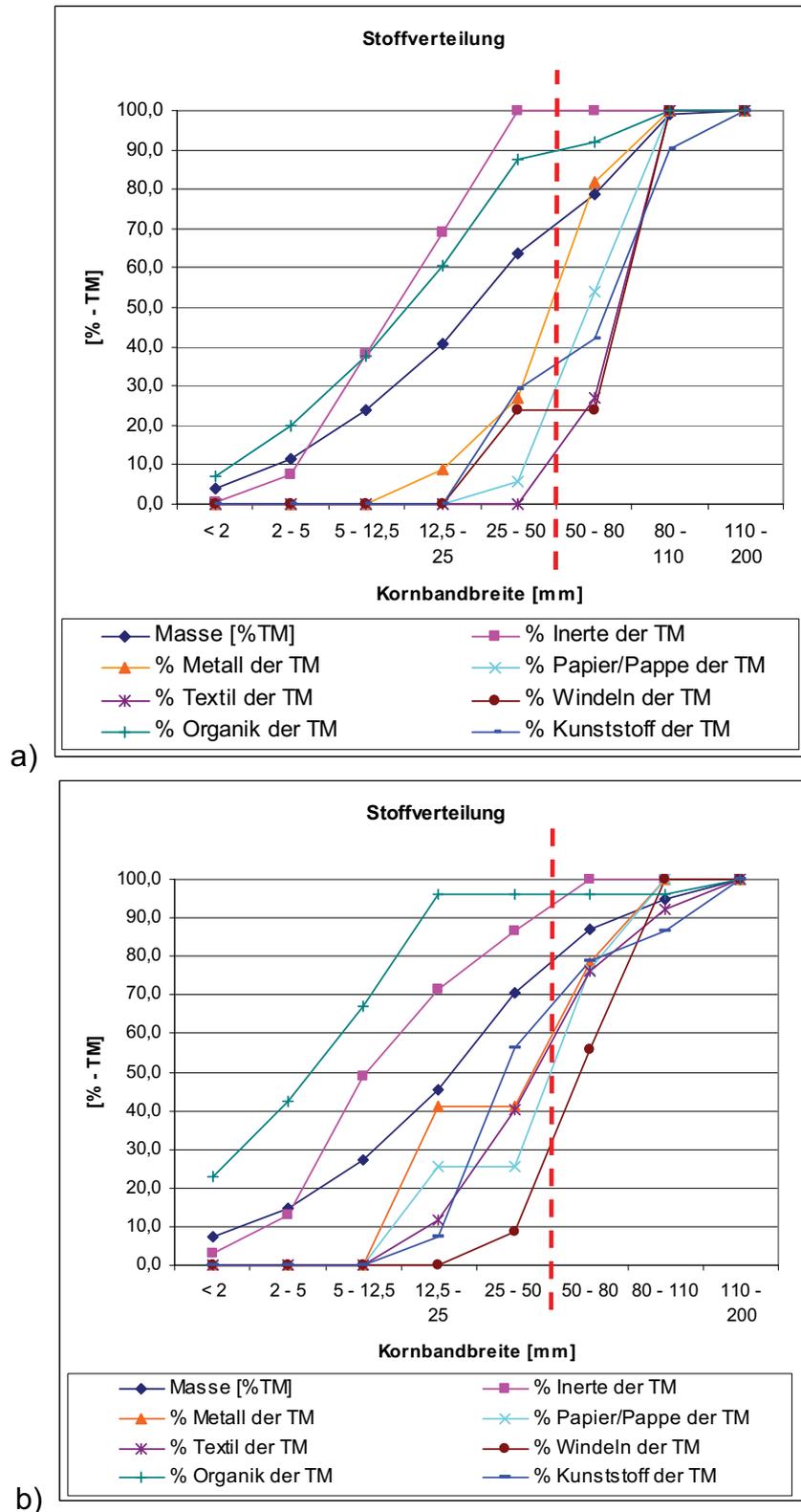


Abbildung 2 Stoffgruppenverteilung a) [A] und b) [E]

Mit dem Zerkleinerer [A] ist eine gute sowie selektive Zerkleinerung verbunden, die bewirkt, dass nasse und Glühverlust arme Abfallkomponenten in einer engen Kornband-

breite angereichert sind. Nachfolgende Abbildung zeigt den Siebschnitt 50mm (ca. 70%-Masse) und dessen detaillierte Verteilung von verschiedenen Stoffgruppen. Insbesondere wird sichtbar, dass einerseits die gesamten Inerten und rund 90% der Organik in der Kornfraktion <50mm verteilt sind, und andererseits die heizwertreichen Stoffgruppen in der Kornbandbreite >50mm angereichert sind. An dieser Stelle muss darauf hingewiesen werden, dass diese 50mm aus einer Laborsiebung stammen. Großtechnisch entspricht dies etwa einer Lochung von 80mm einer Polygonsiebtrommel.

Mit dem Zerkleinerer [E] ist eine sehr effiziente Zerkleinerung verbunden. Obige Abbildung zeigt wieder den Siebschnitt 50mm (ca. 80%-Masse) und ebenso die detaillierte Verteilung von verschiedenen Stoffgruppen. Hier wird deutlich, dass dabei einerseits nur rund 90% der Inerten bzw. rund 95% der nativen Organik in der Kornfraktion <50mm verteilt sind, aber andererseits im Kornband <50mm ganz offensichtlich auch heizwertreiche Stoffgruppen enthalten sind.

2.2.2 Abbaubare Organik

Abgesehen vom trivialen Unterschied zwischen nativer Organik und Kunststoff-Organik ist zu berücksichtigen, dass die native Organik aus bestimmten Anteilen abbaubarer und resistenter organischer Substanz besteht, wobei weiters noch in leicht abbaubar und schwer abbaubar unterschieden werden muss, wenn der biologische Prozess relativ kurz eingestellt ist. Dies trifft vor allem bei der anaeroben Behandlung zu und hat somit substanzielle Auswirkungen, insbesondere auf die Biogasausbeute, oder bei der aeroben Behandlung, wenn es um die Berechnung der Reaktionswärme des exothermen Rotteprozesses bzw. die Dimensionierung der Prozessluftmenge und der Kühlleistung geht.

Jede Stoffgruppe für sich hat bestimmte bio-chemische Eigenschaften. Weiters ist zu berücksichtigen, dass die Mono-Stoffgruppen für sich völlig anders reagieren als die Stoffgruppen im homogenisierten Zustand. Besonders ausgeprägt ist diese Tatsache bei der Stoffgruppe Papier/Pappe (PPK).

Die tatsächlich freiwerdende Energie durch biologische Behandlung in Form von Biogas oder fühlbarer Wärme hängt somit einerseits direkt vom Anteil der abbaubaren organischen Substanz an der Organik und andererseits von der Reaktionsenergie der leicht abbaubaren Anteile ab, welche erfahrungsgemäß deutlich über dem Mittelwert liegt.

Tabelle 2 Reaktionsenergie einzelner Stoffgruppen als H_o

	PPK	pflanzl. Abfall	Restabfall <80mm
H_o [MJ/kg TM]	13 - 18	14 - 17	10 - 19

Umfangreiche eigene Messungen der Enthalpie in der Prozessabluft von Kompostieranlagen haben beispielsweise für Bioabfall, mit geringen Speiseresten bzw. Fettanteilen, Werte zwischen 12 und 14 MJ/kg abgebauter TM ergeben (verglichen mit der Massenbilanz des Glühverlustes vor und nach der Kompostierung). Weitere Energiewerte von abfalltypischen Stoffen sind beispielsweise Öle und Fette mit 30 bis 35 MJ/kg, das heißt ein 10% Anteil in Bioabfällen erhöht deren Energieinhalt um etwa 2 MJ/kg TM. Interessant auch die Mitverarbeitung von kommunalem Klärschlamm mit 15 bis 21 MJ/kg.

3 Stoffstromverteilung in MBA-Konzepten – Möglichkeiten und Grenzen

3.1 Einflüsse auf Reinheit und Verwertbarkeit von Fraktionen

Prinzipiell steht bei MBA Konzepten eine Erzeugung eines biologisch zu behandelnden Stoffstromes im Vordergrund. Ausgehend von der Abfallzusammensetzung des MBA-Inputs ist ein Massenanteil von 25 bis 60 % typisch für den biologisch zu behandelnden Stoffstrom. Für den Erfolg einer MBA ist demzufolge eine konkrete Zielsetzung für den restlichen Massenanteil erforderlich. Übliche Wege sind die Erzeugung neuer Stoffgemische (zur weiteren Verwertung, Behandlung usw.) und die Erzeugung relativ reiner Stofffraktionen im Sinne eines Recycling (z. B. Fe-Metalle).

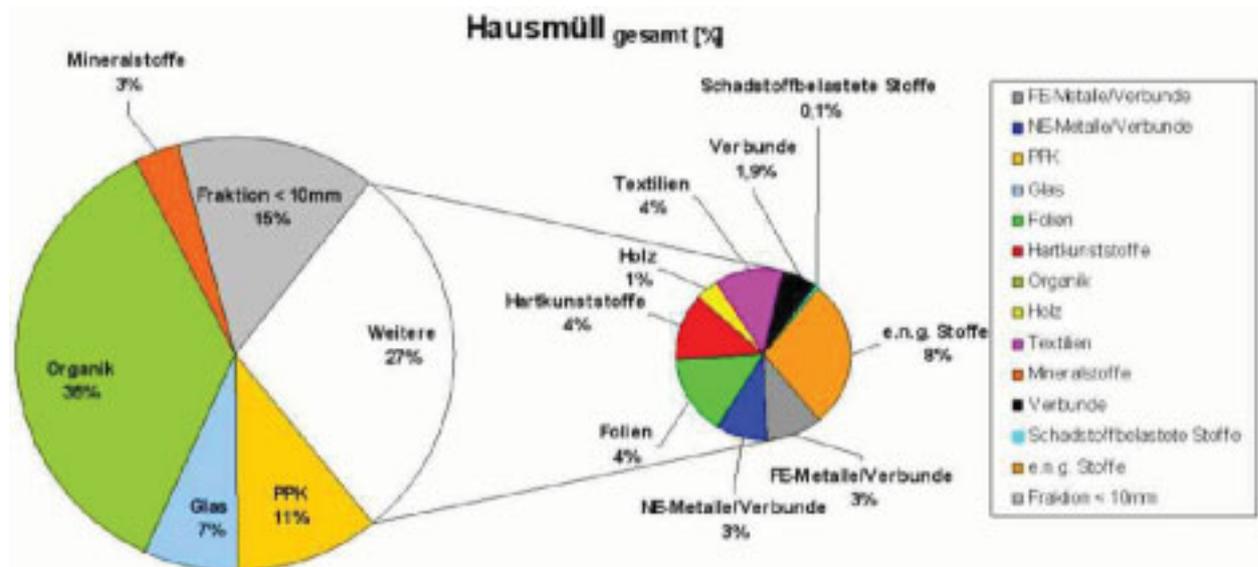


Abbildung 3 Hausmüllzusammensetzung

Entsprechend der typischen Hausmüll-Zusammensetzung lässt sich beispielsweise folgende Verwertungsmatrix aufstellen:

Tabelle 3 Verwertungsmatrix

Stofffraktion (Hausmüll)	Stoffliche Verwertung Standard	Stoffliche Verwertung möglich	Biologische Behandlung	Neue Misch-Fractionen	Ggf. separate Ablagerungs-Fraktion
Fe-Metalle	X				
Ne-Metalle		X		X	
Papier, Pappe, Kartonagen		X	X	X	
Glas		X		X	X
Kunststoffe		X		X	
Organik			X	(x)	
Holz		X		X	
Textilien				X	
Mineralstoffe				X	X
Verbunde		X		X	
Schadstoffbel. Stoffe					
Feinfraktion (< 10 mm)			X	X	

Die Bandbreite an möglichen Kombinationen ist groß. Tatsächlich sind bereits verschiedene Anwendungen innerhalb von MBA-Anlagen im Einsatz.

Um abschätzen zu können, welches Stoffstromverteilungs-Konzept geeignet ist, sind grundsätzlich genaue Analyse der abschöpfbaren Anteile erforderlich. Meist sind dafür eine umfangreiche Sortieranalyse (aufgeteilt in Korngrößenklassen) und die begleitende Erfassung chemisch-physikalischer Parameter erforderlich. Unbedingt zu berücksichtigen ist, dass die Stofffraktionen im Hausmüll auf keinen Fall bezüglich Reinheit und Verwertbarkeit den Eigenschaften der gleichen Stofffraktion aus einer Getrenntsammlung entsprechen. Gründe hierfür sind – neben dem realisierbaren technischen Abscheidegrad von Stofffraktionen:

- die über den Hausmüll entsorgten Abfälle sind i. W. „Reste“ schlechter Qualität
- viele Abfallbestandteile liegen als praktisch nicht trennbare Verbunde vor
- durch Sammlung, Transport und erste Aufbereitungsschritte erfolgt häufig ein weiteres „Verschmutzen“ der Stofffraktionen

In der Nichtbeachtung oben aufgeführter Punkte sind häufig konzeptionelle Fehleinschätzungen in Form nicht realisierbarer Zielgrößen zu suchen. Beispiele für Qualitäten von Stofffraktionen:

- Papier / verschmutzt, hoher Wasseranteil
- Folien / hoher Anteil an (organischen)Verschmutzungen, Anhaftungen
- Fe-Metalle / hoher Verbundanteil

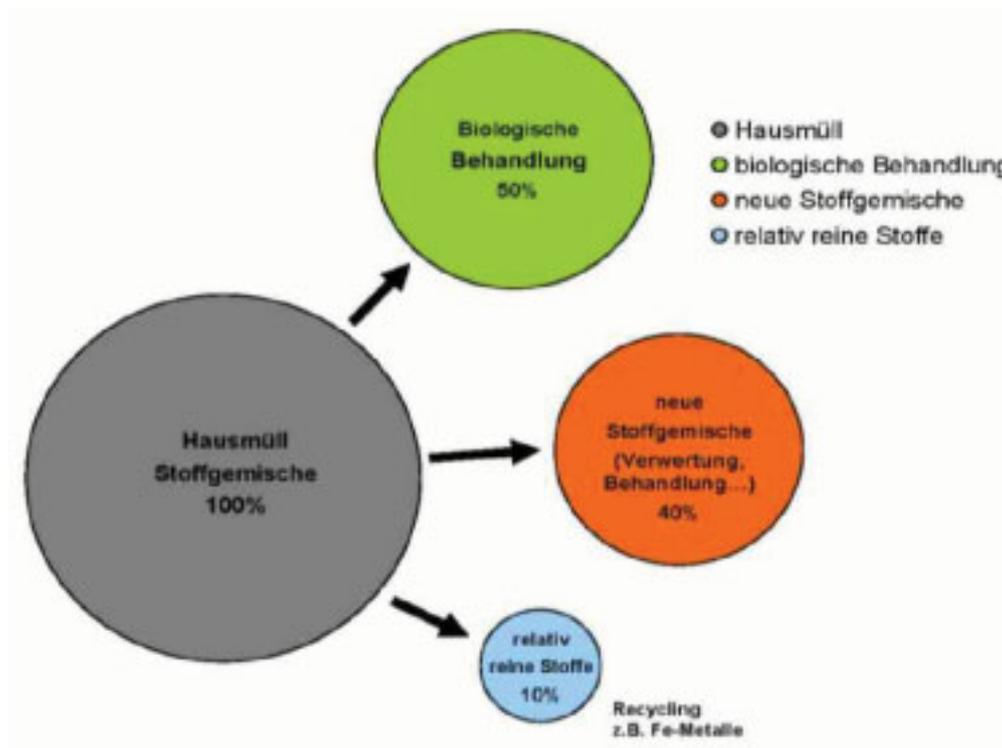


Abbildung 4 Beispiel für eine prinzipielle Stoffstromteilung in einer MBA

3.2 Papier/Pappe – Verwertung: thermisch, stofflich oder biologisch

3.2.1 Stoffliche Eigenschaften

Papier/Pappe und Karton (PPK) ist ein Sammelbegriff in den üblichen Abfallanalysen, wobei zu berücksichtigen ist, dass sehr große Unterschiede einerseits stofflich je nach Art des Papiers sowie der Pappe bzw. Karton und andererseits beim Wassergehalt dieser Stoffgruppe je nach Sammellogistik bestehen. Das beeinflusst die Verwertungsmöglichkeiten aber sehr wesentlich.

In vielen EU Mitgliedsstaaten wird Altpapier nicht konsequent getrennt gesammelt, so dass Papier und Pappe im Hausmüll 20 bis 30 Masse-% betragen können. Die Gegenüberstellung mit typischen Brennwerten H_o in MJ/kg TM zeigt bereits wie unterschiedlich die Arten sind. Dazu kommen aber noch die Unterschiede beim Wassergehalt.

Tabelle 4 PPK (Mittelwerte)

	Wellpappe	Tageszeitung	Prospekte	Kataloge	Säcke	Verbunde
Anteil	40%	20%	15%	15%	5%	5%
H_o	18	17	13	13	15	21

3.2.2 Verwertungsmöglichkeiten

Neben der vorrangig stofflichen Verwertung von Altpapier aus der getrennten Sammlung stellt sich die Frage der Nutzbarmachung der restlichen Papier/Pappeanteile im Hausmüll – sei es als Brennstoff (RDF) oder als Substrat für die biologische Behandlung. Für letztere Verwertungsmöglichkeit sind jedoch die verfahrenstechnischen Auslegungsgrundlagen von vorrangiger Bedeutung: was kann, wie viel, in welcher Zeit biologisch umgesetzt werden?

Das Abbauverhalten von PPK in einem Gemisch mit nativer Organik wurde sowohl im Labormaßstab als auch großtechnisch in einer Biogasanlage überprüft. Das Ergebnis sind deutliche Steigerungen der Energieausbeute, die Papier und Pappe durch den höheren Brennwert bringen können, vorausgesetzt dass PPK in jener Kornbandbreite des Hausmülls vorliegt, der zur biologischen Behandlung geht. Wird für eine anaerobe Behandlung eine Fraktion kleiner 50mm eingesetzt, kann diese durch Zerkleinerung in einer Homogenisiertrommel oder durch Aussortierung von PPK bzw. Nachzerkleinerung hergestellt werden. Abbildung 5 zeigt den Trend des Celluloseabbaus und belegt, dass beispielsweise die Biogasausbeute entscheidend gesteigert werden kann, wenn Papierabfälle im Hausmüll enthalten sind und auch verfügbar gemacht werden.

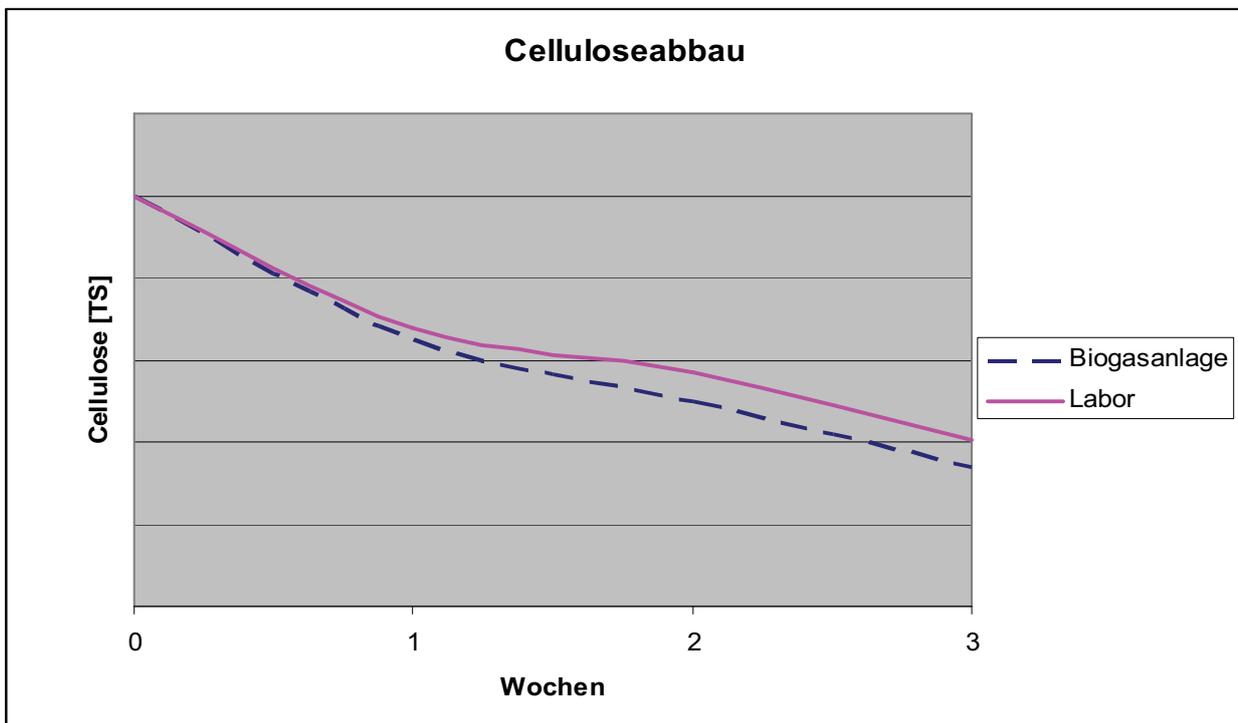


Abbildung 5 Abbauverhalten von Papier und Pappe als Cellulose

4 Biologische Behandlung von Abfallfraktionen

4.1 Biogasgewinnung aus Hausmüll

4.1.1 Rahmenbedingungen

Im Unterschied zu der bewährten Vergärung von getrennt gesammelten Bioabfällen, gewerblichen organischen Reststoffen oder NAWARO's im Agrarbereich ist die anaerobe Behandlung von Hausmüll nicht unproblematisch. Insbesondere der hohe Gehalt an nicht vergärbaren, strukturreichen Müllkomponenten wie Holz, Glas, Metall, aber auch beschichteten Papier-/ Papp- Fraktionen und anderen Kontaminationen erschweren die Nutzung als Gärsubstrat.

Aufwendige Sortierungen und Aufbereitungen vor der Vergärung sind erforderlich, um mit den vorhandenen Anaerobtechnologien einen effizienten und stabilen Prozess betreiben zu können. Entsprechend der im Gärreaktor eingestellten Trockensubstanzkonzentrationen wird zwischen Nass – und Trockenvergärung unterschieden. Die Betriebsfähigkeit beider Systeme für die Vergärung von vorbehandelten Hausmüllfraktionen mit angereichertem Gehalt an umsetzbarer Bioorganik wird nachfolgend betrachtet.

Die Betriebspraxis zeigt, dass auch die Trocken- und Nassvergärungstechnologien wie jedes technische System nur innerhalb spezifischer Einsatzgrenzen optimal zu betreiben sind. Damit haben beide Systeme in der anaeroben Abfallbehandlung ihre Berechtigung. In vielen Fällen lässt sich an Hand der Standortbedingungen, des zu verarbeitenden Materials und der Zielstellungen für die Verwertung bzw. Entsorgung der Gärprodukte eine klare Präferenz für das eine oder andere Verfahren definieren. Schwieriger wird die Entscheidungsfindung im Überlappungsbereich der Einsatzmöglichkeiten, da hier häufig sekundäre Faktoren den Ausschlag geben, die nur durch umfangreiche Recherchen zu verifizieren sind.

Aus der Sicht eines Anlagenbauunternehmens, das beide Technologien (vgl. Abbildung „Nass“ und „Trocken“) im Angebot hat und nach Möglichkeit im Sinne einer standortspezifisch optimierten Problemlösung einzusetzen versucht, sollen deshalb an Hand der Betriebserfahrungen mit den unterschiedlichen Systemen einige Einsatzbedingungen und -grenzen präsentiert werden. Die vorliegenden Erfahrungen bestätigen, dass keine einfache Systemzuordnung zu gegebenen Einsatzfällen möglich ist. Nur eine komplexe Analyse unter Berücksichtigung von Anlagenzielstellung, spezifischen Standortbedingungen und dem Genehmigungsrahmen ermöglichen eine Entscheidung für den Einsatz eines der beiden Systeme.

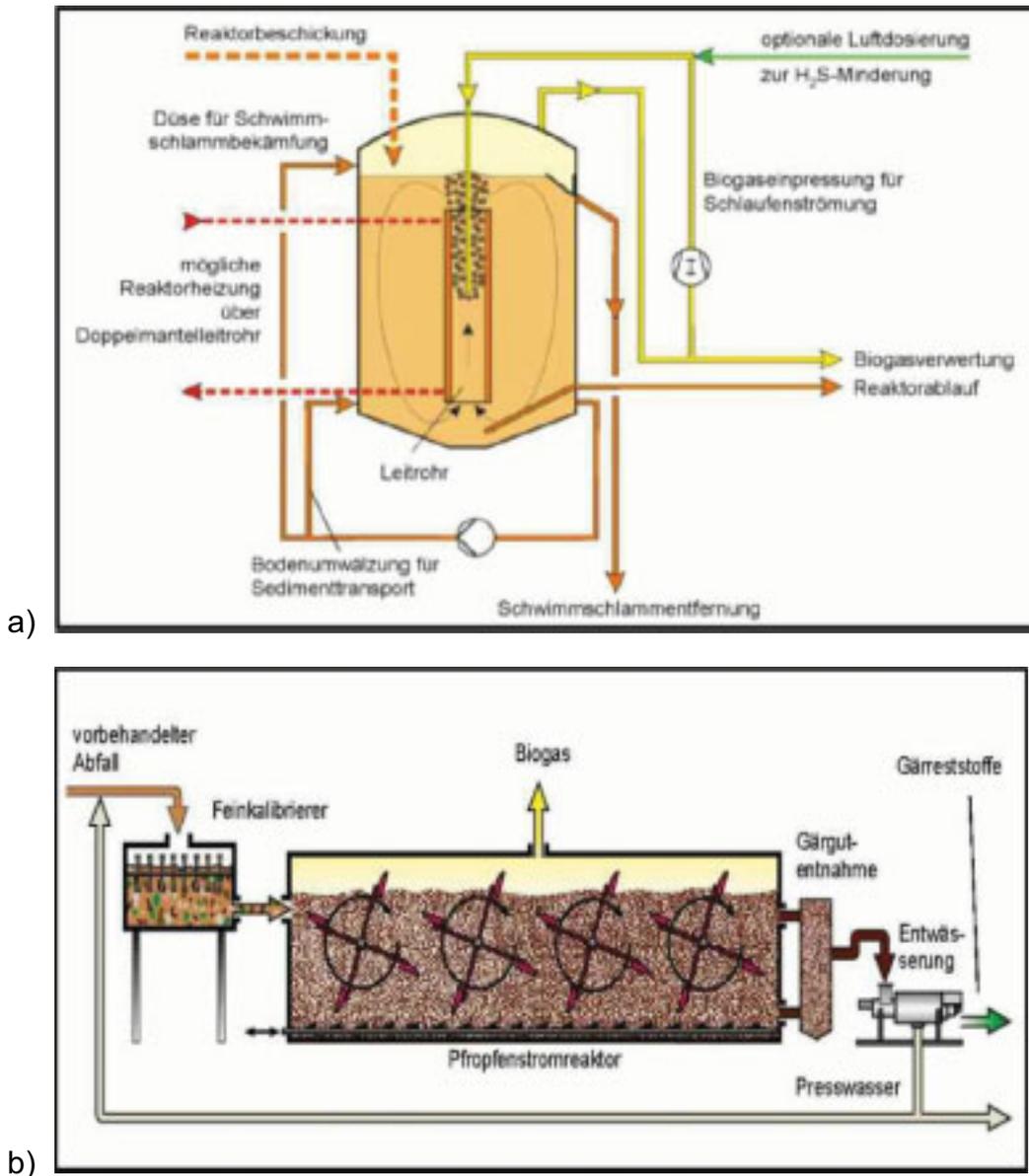


Abbildung 6 a) Nasse und b) Trockene Vergärung

4.1.2 Einsatzkriterien

4.1.2.1 Weitgehende Stabilisierung

Sofern an die Gärrestqualität einschließlich einer eventuellen Nachrotte keine hohen Zertifizierungsansprüche gestellt werden sondern eine Stabilisierung an sich das Ziel ist und das Gärüberschusswasser keiner weiteren Behandlung zur Gewährleistung definierter Einleitbedingungen unterliegt, ist die Trockenvergärung ein empfehlenswertes Verfahren. Allerdings sind die Trockenfermenter in ihrer realisierbaren Größe bautechnisch begrenzt, so dass große Anlagenkapazitäten nur durch Parallelbetrieb einer größeren Anzahl von Einzelreaktoren erreicht werden können.

Dafür gibt es ein betriebstechnisch bedingtes Gesamtkostenoptimum, das je nach eingesetztem Fermentertyp bei drei bis fünf Reaktoren liegt.

4.1.2.2 Hohe Kompostqualität

Bei großen Anlagenkapazitäten und/oder hohen Anforderungen an die Kompostqualität sowie der Notwendigkeit einer weiteren Aufbereitung des Gärüberschusswassers zur Einhaltung definierter Einleitparameter erscheint der Einsatz der Nassvergärung sinnvoll. In diesem Fall ist eine Dekanterstufe ein bewährtes Trennverfahren für die suspendierte Restfeststofffraktion im Fermenterablauf.

Der Ablauf aus einem Trockenfermenter mit seinem hohen Gehalt an grob strukturierten Störstoffen kann nicht direkt über einen Dekanter entwässert werden. Hier ist eine aufwendige zweistufige Technologie erforderlich, bei der zuerst mittels Pressschneckenseparator die Störstoffe abgetrennt werden. Anschließend kann das Pressschneckenkonzentrat mit seinem hohen Gehalt an nur noch feinpartikulären Feststoffen weiter mittels Dekantierung von Feststoff entlastet werden. Der hohe Aufwand einer Vorbehandlung zur umfassenden Störstoffabscheidung vor der Vergärung vermeidet weitgehend eine Schadstoffmobilisierung insbesondere in der Hydrolysephase.

So erbrachte der Gärrestkompost aus einer Nassvergärungsanlage für aufbereiteten Gemischtmüll eine bessere Qualität als sie der Kompost aus der direkten Kompostierung von getrennt gesammelten Bioabfällen aufweist.

4.1.2.3 Trockenmasse im Input

Überschreiten die Trockenmasskonzentrationen im zu behandelnden Input 45 % TS, sollte der Einsatz einer Trockenvergärung als Vorzugsvariante geprüft werden, da die prozessinterne Verdünnung auf den TS-Gehalt der Nassvergärung von kleiner 15 % TS zu großen Stoffströmen um den Reaktor und entsprechend der gewählten Gärverweilzeit auch zu großen Reaktionsvolumina führt. Außerdem ist mit herkömmlicher Entwässerungstechnik für den Gärrest nur mit einer TS-Konzentration im Kuchen bis zu 35 % TS zu rechnen, so dass im Extremfall die Masse des Gärrestes auf Grund ihres höheren Feuchtegehaltes größer als die des Fermenterinputs sein kann.

4.1.3 Betriebsparameter

Der Feuchteaustrag über das Gärprodukt wird durch den Wassergehalt des Input bestimmt und ist für Trocken- und Nassvergärung gleich, solange bei letzterer die Substratverdünnung über einen anlageninternen Prozesswasserkreislauf realisiert wird. Fremdwasser gelangt in der Regel in die Anlagen in Form von Spül- und Reinigungswässern und durch das Verdünnungswasser für Flockungshilfsmittel bei Einsatz von Dekanterzentrifugen oder auch Siebbandpressen zur Feststoffabtrennung aus dem Gärablauf.

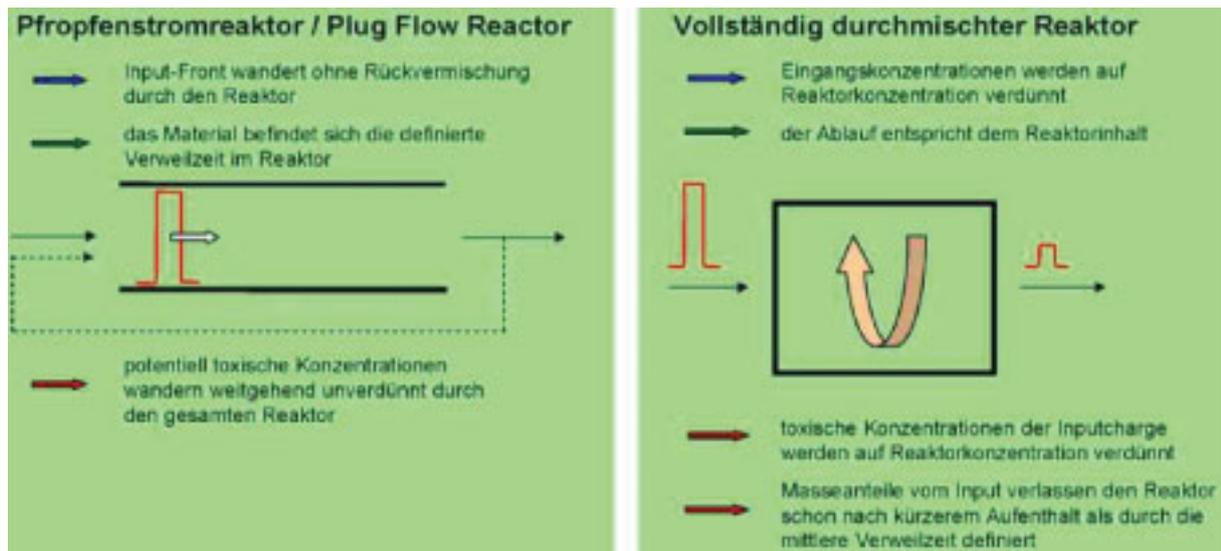


Abbildung 7 Strömungsformen

Die verfügbaren technologischen Möglichkeiten für ein effektives Stoffstrommanagement führen dazu, dass für die Nassvergärung bevorzugt voll durchmischte Reaktoren eingesetzt werden während die Trockenvergärung auf Basis eines quasi-kontinuierlichen Prozesses in der Regel eine mehr oder weniger ausgeprägte Pfropfenstromcharakteristik aufweist (vgl. Abbildung 7 „Strömungsformen“).

Die sich daraus ergebenden unterschiedlichen Konzentrationsprofile haben Auswirkungen auf die Inbetriebnahme, die Substratdosierung und die Prozessempfindlichkeit gegenüber verändertem Input sowie biotoxischen Schadstoffkonzentrationen.

Beim Pfropfenstromreaktor lassen sich durch die konstruktive Gestaltung und das Betriebsregime Kurzschlussströmungen weitgehend vermeiden und damit ein definierter Substratabbau und eine ggf. erforderliche Produkthygienisierung gewährleisten.

Im Dosierbereich des Inputs besteht jedoch die Gefahr einer Inhibierung der Biozönose infolge von pH-Wert-Spitzen oder toxisch wirkenden Konzentrationsstößen. Diese können im ungünstigsten Fall als Front durch den Reaktor wandern und die biologische Aktivität zum Erliegen bringen. Besonders sensibel ist dabei die Inbetriebnahmephase mit noch nicht ausreichend adaptierter Anaerobiologie. Daraus resultieren lange Anfahrphasen einschließlich erforderlicher pH-Regulierungen bis zum stabilen Betrieb.

Die Nassvergärung ist in dieser Beziehung wesentlich unempfindlicher, da Eingangskonzentrationen sofort auf das niedrige Niveau des gesamten Reaktionsvolumens verdünnt werden. Inbetriebnahmephasen sind hier wesentlich kürzer und qualitative Veränderungen im Input werden in weiten Bereichen toleriert.

Es besteht allerdings mehr oder minder die Wahrscheinlichkeit von Kurzschlussströmungen zwischen Fermentereintritt und –austritt sofern zur gleichen Zeit beschickt und abgezogen wird.

Die nachfolgende Tabelle beinhaltet den Vergleich der Input- und Betriebswerte für zwei Anlagen zur Vergärung einer durch Vorbehandlung angereicherten Siebschnittfraktion aus Hausmüll, wobei alternativ Nass- bzw. Trockenvergärung zum Einsatz gekommen ist. Als Ausgangsmaterial für die Vergärung dient jeweils ein Siebschnitt kleiner 70 mm. Dieser wird für die Nassvergärung einer intensiven weiteren Aufbereitung unterzogen, um flotier- und sedimentierfähige Bestandteile, soweit mit technologisch vertretbarem Aufwand möglich, aus der viskosen Maische zu entfernen und ein Substrat mit ca. 7 % TS für die Gärfermentereinspeisung zu erzeugen.

Der Input für die Trockenvergärung erfährt nach der Siebung nur eine weitere mechanische Zerkleinerung auf kleiner 40 mm, um für das mechanische Fermentereintragungssystem geeignet zu sein. Dabei erfolgt eine TS-Einstellung auf ca. 30% mittels geringer Mengen Zentrats vom Fermenterablauf. OTS-Abbau und Biogasertrag zeigen für beide Systeme einschließlich der unterschiedlichen Prozesstemperaturen keine signifikanten Unterschiede.

Tabelle 5 Betriebsparameter für die Vergärung von Hausmüll

Parameter	Nassvergärung	Trockenvergärung
Input Gesamtabfall davon Rest- und Gemischtmüll davon Bioabfall	TS=51% 276 000 t/a 177 00 t/a 99 000 t/a	100 000 t/a
in Aufbereitung Vergärung davon Rest- und Gemischtmüll davon Bioabfall	Siebschnitt <70 mm 130 000 ... 160 000 t/a 93 000 ... 115 000 t/a TS=44% OTS=66%TS 37 000 ... 45 000 t/a	Siebschnitt <70 mm 15 000 t/a TS=41 ... 58% OTS=65 ... 43%TS
Inputaufbereitung Maische zur Vergärung	Pulper/Siebtrommel TS=6,5 ... 7,3% Partikel <5 mm 624 000 t/a	Hammermühle nach aerober Konditionierung TS=38% nach Anmischung mit Zentrat: TS=30%, Partikel <40 mm 14 250 t/a
Prozesstemperatur	mesophil	mesophil
hydraulische Verweilzeit organische Raumbelastung	15 (19 ... 11) d 3,6 kg(OTS)/(m ³ .d)	25 d (mit Zentrat) 6 ... 8 kg(OTS)/(m ³ .d)
Ablauf-TS	1,8 ... 2,3%	23%
entwässerter Feststoff	TS=29 ... 31% OTS<=59% 60 000 t/a	TS=35 ... 45%
Zentrat-TS	<1,3 %	12 ... 18%
OTS-Abbau pH	51 ... 65% 8,4	ca. 55% (50 ... 60%) 8,2
Biogasertrag	108 ... 133 m ³ N.t (Input vor Aufbereitung) 14 850 000 m ³ /a	104 ... 134 m ³ N.t (Input vor Aufbereitung) 1 685 000 m ³ /a
Methangehalt im Gas	ca. 66 Vol.-%	<70 Vol.-%
Kompost nach Tunnelrotte TS OTS pH	≤77% (Bioabfall direkt kompostiert ≤73% ≤43% TS (Bioabfall direkt kompostiert ≤35% TS 7,5 (Bioabfall direkt kompostiert 6)	

Die in der Regel knappe Budgetierung der Projekte zwingt meist zu einer wenig flexiblen Prozessgestaltung, die in engen Grenzen auf die Behandlung des in den Ausschreibungsunterlagen definierten Input zugeschnitten ist. Andererseits bestätigt die Erfahrung, dass in den wenigsten Anlagen ein definitionsgemäßes Material zur Verarbeitung kommt. Hier hat die Trockenvergärung den Vorteil, dass im verschleißintensiven Bereich der mechanischen Abfallaufbereitung weniger komplexe Technik zum Einsatz kommt. Es muss dann jedoch auch der Fermenterablauf mit möglichst einfachen

technischen Mitteln seiner weiteren Verarbeitung zuführbar sein. Insbesondere jede Art von Fest-Flüssig-Trenntechnik führt bei den störstoffreichen, abrasiven Reststoffen zu permanenten Problemen.

Nicht unerwähnt bleiben sollen landschaftsgestalterische und architektonische Gesichtspunkte bei der Prozessauswahl. Stehende Reaktoren, die bei der Nassvergärung zumindest für große Anlagenkapazitäten dominieren, bringen häufig Probleme bezüglich der Einhaltung lokal vorgeschriebener Bauhöhenbegrenzungen für Industriebauten oder sind z. B. in touristisch genutzten Gebieten als Landschaftsbild beeinträchtigend überhaupt nicht erwünscht. In solchen Fällen kann die Einhausung liegender (Trocken-) Fermenter den Industrieanlagencharakter weitgehend kaschieren und damit die Bevölkerungsakzeptanz zur Errichtung einer Vergärungsanlage erhöhen.

4.2 Rotteergebnisse mit unterschiedlichem MBA-Input

Stabilitäts- bzw. Ablagerungsparameter für Restabfall(fraktionen) gehören durch gesetzliche Regelungen zu den strengst überwachten Abfalleigenschaften und stehen daher auch im Mittelpunkt bei der Anlagenplanung. Im Folgenden wird beispielhaft auf die biologischen Abbauparameter Atmungsaktivität (AT_4) und Gesamtkohlenstoff (TOC) im Eluat bei unterschiedlichem MBA-Input eingegangen.

Einerseits charakterisieren diese Parameter recht gut die biologische Abbaubarkeit von den sehr heterogenen MBA-Abfallstoffgemischen, andererseits liegen für diese Parameter genügend viele Werte vor. Nachfolgende Abbildungen stellen den Verlauf von AT_4 und TOC (Eluat) über die Behandlungsdauer bei jeweils unterschiedlichem MBA-Input dar. Die dargestellten Fälle erfuhren prozesstechnisch fast identische Behandlung in einer ähnlich dimensionierten Tunnelrotte. Die Kurven basieren auf Mittelwerten aus einer Vielzahl von Einzelproben über einen mehrmonatigen Untersuchungszeitraum. Die prinzipielle Charakteristik des Rottematerials ist in folgender Tabelle dargestellt:

Tabelle 6 MBA-Input der Abbildungen 8 und 9

Farbe der Linie	Charakteristik
Blau	MBA Input, Hausmüll < 40 mm, 3 Fälle Getrennte Sammlung von Bioabfällen
Rot	MBA Input, Hausmüll < 150 mm, 1 Fall Keine Getrenntsammlung von Bioabfällen
Grün	MBA Input, Hausmüll, gesamte Kornfraktion (nur vorzerkleinert), 1 Fall Getrennte Sammlung von Bioabfällen

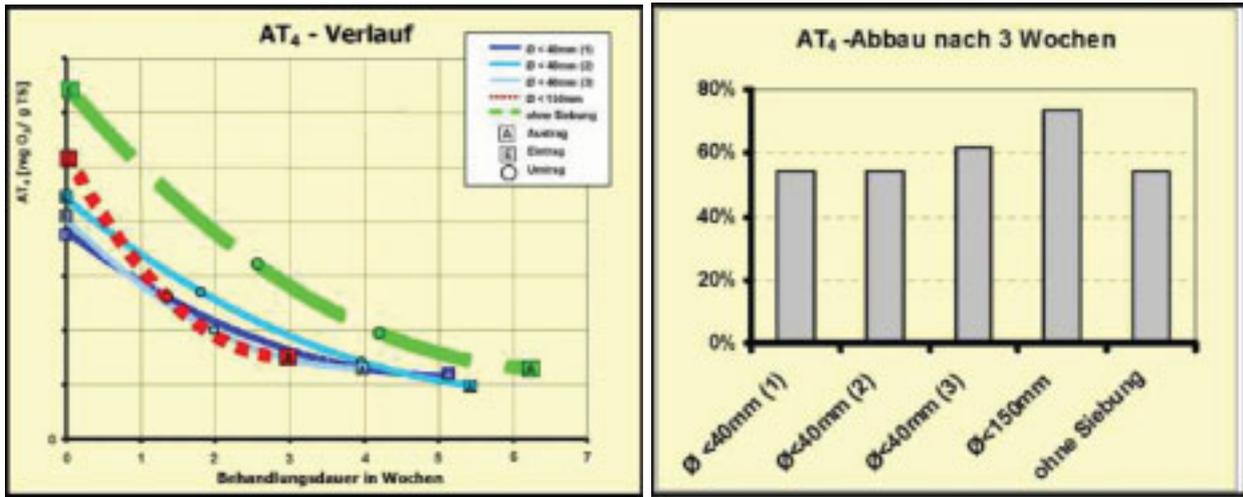


Abbildung 8 MBA Rotteverlauf als AT₄

Prinzipiell zeigen alle Darstellungen den erwarteten asymptotischen Verlauf einer biologischen Abbaukurve. Im Detail unterscheiden sich die Ausgangswerte vor Rottebeginn und die erreichbaren Rotteergebnisse pro Behandlungsdauer erheblich. Genau hier liegt die Problematik im Hinblick auf die Definition der Prozessziele und der sich daraus ergebenden Dimensionierung der Anlage, insbesondere der Rotte.

Häufig liegen keine bzw. nur ungenügend gesicherte Daten – in Bezug auf biologische Parameter - für den Anlageninput vor. Die Variation auf die absoluten Werte (Mittelwerte!) des MBA-Inputs kann bis zu einem Faktor 2 schwanken.

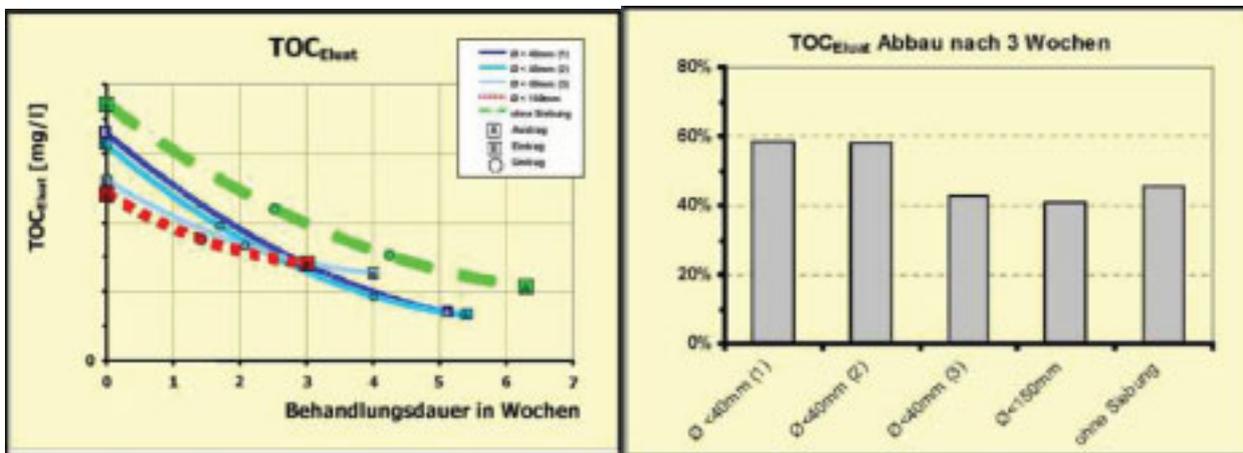


Abbildung 9 MBA Rotteverlauf als TOC (Eluat)

Demzufolge stellt die Zielstellung auf die Erzielung eines absoluten Abbauwertes eines Parameters bei ungesicherter Ausgangslage ein kaum kalkulierbares Risiko dar. Hier bietet sich alternativ die Festlegung eines Abbaugrades an, wobei auch dieser zu definierende Abbaugrad einen Bezug auf eine Bandbreite des Ausgangswertes des Parameters haben sollte.

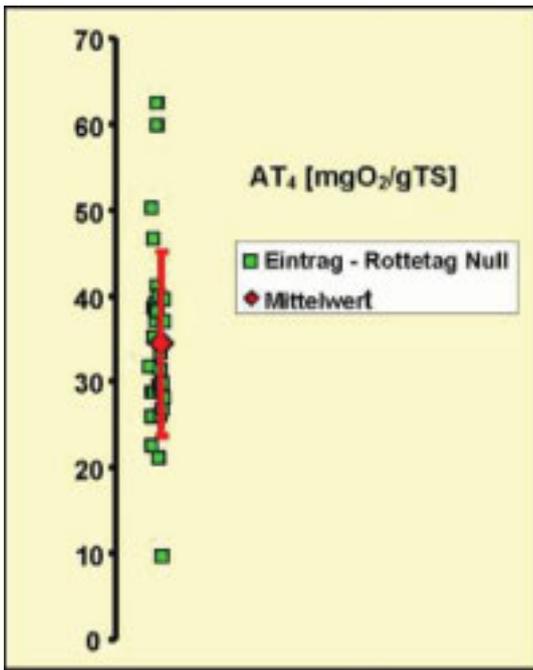


Abbildung 10 Schwankungsbreite bei der Nachweisführung

Tabelle 7 Definition / Zielsetzung des Rotteergebnisses

	Prozessziel	Reale Erreichbarkeit
bisher üblich	Parameter X \leq > Wert Y Einheit Z z.B.: AT ₄ \leq 5 mg O ₂ / g TS	- ungewiss, da Ausgangswert nicht bekannt / definiert - hohes Risiko
Vorschlag	Für Parameter X gilt: Abbaugrad \geq A1 % (bei Parameter Input \geq Wert Y1 Einheit Z) Abbaugrad \geq A2 % (bei Parameter Input \geq Wert Y2 Einheit Z und \leq Wert Y1 Einheit Z) usw. z. B.: Abbaugrad AT ₄ > 60 % bei Input AT ₄ > 50 mg O ₂ / g TS Abbaugrad AT ₄ > 50 % bei Input AT ₄ > 30 und <50 mg O ₂ / g TS	- kalkulierbares Risiko trotz ungewisser Ausgangslage

Für die Nachweisführung der Parameter kommt erschwerend hinzu, dass die Einzelwerte der Parameter objektiv bis zu einem Faktor 5 und mehr schwanken (vgl. Abbildung 10). Die Nachweisführung stellt somit an Probenumfang und Nachweiszeitraum einen nicht zu vernachlässigenden hohen Aufwand dar.

5 Literatur

- | | | |
|----------------------------------|------|--|
| Pilz, G. | 2005 | ANS Tagung Leipzig. Erfolgreiche Umsetzung der Deponieverordnung mit der MBA Linz, Österreich. Verlag Orbit e.V., ISBN 3-935974-07-8. |
| Pilz, G. | 2002 | 14. Kasseler Abfallforum. Möglichkeiten und Grenzen der Aufbereitung von Sekundärbrennstoffen aus Sicht der Linde-KCA. Verlag Witzhausen-Institut, ISBN 3-928673-38-6. |
| Weissgärber, H.;
Langhans, G. | 1993 | Vergärung von Bioabfällen, Technik des Linde KCA-Verfahrens. Abfallwirtschaftsjournal, EF-Verlag. |
| Hanke, R.; Lugscheider, W. | 1987 | Konzepte der Abfallwirtschaft 1, Abfallaufbereitung, Gewinnung von Sekundärrohstoffen durch mechanische Aufbereitung von kommunalen Haushaltsabfällen. EF-Verlag. |
| Hanke, R. | 1985 | Grundlagen der Kompostiertechnik, Forschungsarbeiten der VOEST-ALPINE AG. EF-Verlag. |

Anschrift der Verfasser:

Dipl.-Ing. Gerhard Pilz
 STRABAG Umweltanlagen GmbH, Büro Linz
 vormals Linde-KCA Umweltanlagen GmbH
 Schatzdorferstraße 9
 4021 Linz, Austria
 Telefon +43 732 3731 820
 Email gerhard.pilz@strabag.com
 Website: www.strabag-umweltanlagen.com

Dipl.-Ing. Torsten Baumann
 STRABAG Umweltanlagen GmbH
 vormals Linde-KCA Umweltanlagen GmbH
 Wilsdruffer Straße 25-29
 01067 Dresden, Germany
 Telefon +49 351 26359 3102
 Email torsten.baumann@strabag.com
 Website: www.strabag-umweltanlagen.com

Energieeffizienz der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung

Rainer Wallmann* und Jürgen Hake**

*HAWK, Göttingen, ** Ingenieurgesellschaft Witzenhausen, Witzenhausen

Energy efficiency of mechanical-biological treatment of residual waste

Abstract

The results of the survey on energy efficiency of MBT plants presented in this publication represent a reliable data basis to describe the current situation of MBT in Germany and to develop and implement further measures of optimization.

It makes clear that by the energetic recovery of separated waste materials of high calorific value a high energy efficiency of MBT plants can be reached. The results also show that classic MBT plants with respective design may achieve similarly high separation rates of a high calorific fraction as mechanical-biological stabilization plants (MBS). In addition, a further increase of the MBT energy efficiency can be accomplished by integrating an anaerobic digestion unit or by providing biogas as renewable energy source. Compared to waste incineration, MBT - combined with respectively high-quality recovery plants for the high calorific fraction - can be regarded nearly equal from a point of view of energy policy.

Zusammenfassung

Die im Rahmen der vorliegenden Veröffentlichung dargestellten Ergebnisse einer Umfrage zur Energieeffizienz von MBA-Anlagen stellen eine belastbare Datengrundlage zur Beschreibung der aktuellen Situation der MBA in Deutschland sowie zur Entwicklung und Umsetzung weitergehender Optimierungsmaßnahmen dar.

Es wird insbesondere deutlich, dass durch die energetische Verwertung der separierten heizwertreichen Abfallstoffe eine hohe Energieeffizienz für MBA-Anlagen erreicht werden kann. Die Untersuchungsergebnisse zeigen weiterhin, dass bei entsprechender Anlagengestaltung durch klassische MBA-Anlagen ähnlich hohe HWR-Abscheideraten wie bei MBS-Anlagen erzielt werden können. Darüber hinaus kann eine weitere Erhöhung der Energieeffizienz der MBA durch die Integration einer Vergärungsstufe bzw. die Bereitstellung von Biogas als regenerativen Energieträger erzielt werden.

Im Vergleich zur Müllverbrennung (MVA) ist die MBA - kombiniert mit entsprechenden hochwertigen Verwertungsanlagen für die HWR-Fraktion - aus energiepolitischen Gesichtspunkten nahezu gleichwertig zu betrachten.

Keywords

MBA, Energiebilanzierung, Energieeffizienz, Energetische Verwertung, heizwertreiche Abfallstoffe, Vergärung

MBT, energy balance, energy efficiency, energetic recovery, waste materials of high calorific value, anaerobic digestion

1 Einleitung

In Deutschland werden derzeit 46 mechanisch-biologische Anlagen (MBA) betrieben, die Siedlungsabfälle durch mechanische Aufbereitung und biologische Behandlung in verschiedene Stoffströme aufteilen und diese stoffstromspezifischen Verwertungen (heizwertreiche Bestandteile und Metalle) bzw. der Ablagerung auf Deponien zuführen (ASA, 2007). Neben den klassischen MBA-Konzepten mit Deponierung des biologisch behandelten Abfallstromes (Endrotte-MBA) verfolgen dabei auch einige Anlagen das Konzept der mechanisch-biologischen Stabilisierung (MBS), wobei die biologische Behandlung nicht das Ziel eines maximalen Organikabbaus sondern vielmehr die Trocknung der Abfälle und Bereitstellung einer möglichst großen Brennstofffraktion mit optimierten Brennstoffeigenschaften darstellt. Darüber hinaus existieren in Deutschland 2 Anlagen zur mechanisch-physikalischen Abfallbehandlung (MPS), die im Gegensatz zum MBS-Verfahren keine biologische, sondern eine physikalische Trocknung mittels eines gasbeheizten Trommeltrockners einsetzen. Insgesamt wurden in Deutschland im Jahr 2007 durch die beschriebenen 48 Anlagen (MBA/MBS/MPS) ca. 5,6 Mio. Megagramm (1 Mg = 1 Tonne) Siedlungsabfälle behandelt (ASA, 2007).

Seit dem 1. Juni 2005 sind die Vorgaben der Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV) und seit dem 1. März 2006 die Vorgaben der 30. Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (30. BImSchV) durch MBA-Anlagen einzuhalten. In der bisherigen Betriebszeit traten in einzelnen Anlagen Probleme mit dem Einhalten der Ablagerungskriterien der AbfAbIV auf, die jedoch mittlerweile weitestgehend durch Umsetzung von Optimierungsmaßnahmen behoben werden konnten. Die Abluftgrenzwerte der 30. BImSchV konnten in den meisten Anlagen problemlos eingehalten werden, während in Einzelfällen Nachrüstungen der Behandlungskapazität erforderlich waren. Weitere Probleme traten im Bereich der Abluftbehandlung durch Verblockungen der Wärmetauscher und Korrosion bei den regenerativ-thermischen Oxidationsanlagen (RTO) auf, die zu Anpassungen der Wartungsintervalle und z.T. Austausch einzelner Anlagenbereiche durch höherwertige Materialien bzw. Beschichtungen führten bzw. noch führen werden.

Bereits im Jahr 2002 wurden die ersten Erkenntnisse zum Energieverbrauch und zur Energiebereitstellung von MBA-Anlagen auf Basis der damals bereits in Betrieb befindlichen Anlagen ermittelt und veröffentlicht (Wallmann und Fricke, 2002). Um diese Daten zu aktualisieren und einen möglichst repräsentativen Stand der aktuell in Betrieb befindlichen MBA-Anlagen zu ermitteln, wurde im Dezember 2007 von den Autoren eine entsprechende Umfrage bei den MBA-Betreibern in Deutschland durchgeführt. Die Darstellung und Bewertung der Ergebnisse dieser Umfrage ist Gegenstand der vorlie-

genden Veröffentlichung und Grundlage für eine weitergehende Bewertung und Optimierung der MBA-Technologie.

An dieser Stelle sei allen MBA-Betreibern, die sich an der Umfrage beteiligt haben, sowie der Arbeitsgemeinschaft Stoffstromspezifische Abfallbehandlung (ASA) e.V., die den Fragebogen an Ihre Mitglieder verschickt hat, ganz herzlich gedankt.

2 Umfrage bei MBA-Betreibern und Datenauswertung

Um den Aufwand für die Anlagenbetreiber zu minimieren und damit die Rücklaufquote zu erhöhen, wurde der Fragebogen auf die wesentlichen Aspekte, die zur Bewertung der Energiebilanz der Anlagen erforderlich sind, begrenzt. Die Verschickung der Fragebögen erfolgte in digitaler Form über die ASA an alle ASA-Mitglieder sowie auch durch die Autoren an weitere MBA-Betreiber, die nicht in der ASA organisiert sind. Im Rahmen der Umfrage wurden folgende Daten für einen vom Anlagenbetreiber jeweils frei zu wählenden „möglichst repräsentativen“ Betrachtungszeitraum abgefragt:

- Anlagenart,
- Abfalldurchsatz der MBA,
- ggf. Abfalldurchsatz der Vergärungsstufe,
- ggf. TS- und oTS-Gehalt des Vergärungsinputs,
- spezifische Abluftmenge (RTO und ggf. Biofilter),
- Verbrauch an Erd-, Bio- und/oder Deponiegas sowie Propan,
- Verbrauch an Strom und Diesel, differenziert nach Anlagenbereichen,
- Anteil separierter heizwertreicher Abfallbestandteile (HWR-Fraktion),
- Heizwert der HWR-Fraktion sowie
- ggf. Biogasproduktion und Verwertungsart des Biogases.

Die Betreiberangaben wurden ausgewertet, z.T. normiert und einer Plausibilitätsprüfung unterzogen. Z.T. wurden die Daten nach telefonischer Abstimmung mit den Betreibern ergänzt.

Neben der in den folgenden Kapiteln enthaltenen Darstellung der einzelnen Ergebnisse der Umfrage (Kapitel 4.1) erfolgt in Kapitel 4.2 eine zusammenfassende Bilanzierung aller erfassten Energieströme.

3 Ergebnisse

Die Ergebnisdarstellung ist in einen ersten Teil zur Darstellung der Umfrageergebnisse für die einzelnen Teilbereiche (Kapitel 3.1) sowie einen zweiten Teil zur zusammenfassenden Bilanzierung der Daten (Kapitel 3.2) gegliedert.

3.1 Ergebnisse der Umfrage

In den folgenden Kapiteln werden die Ergebnisse der Umfrage nach einzelnen Bereichen gegliedert dargestellt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass jede Anlage durch ihre spezifischen Rahmenbedingungen geprägt ist und daher in vielen Bereichen sehr starke Schwankungen bei den einzelnen Angaben zu den Energieaufwendungen auftreten. Die wesentlichen Abweichungen konnten im Rahmen der Plausibilitätsprüfung durch die konkreten Bedingungen im Anlagenbetrieb erklärt werden. In Einzelfällen wurden nicht nachvollziehbare Daten von der Auswertung ausgeschlossen.

3.1.1 Berücksichtigte Anlagen

An der Umfrage haben sich insgesamt 21 Betreiber von Anlagen beteiligt. Dies entspricht ca. 44 % der derzeit in Deutschland in Betrieb befindlichen MBA/MBS/MPS-Anlagen.

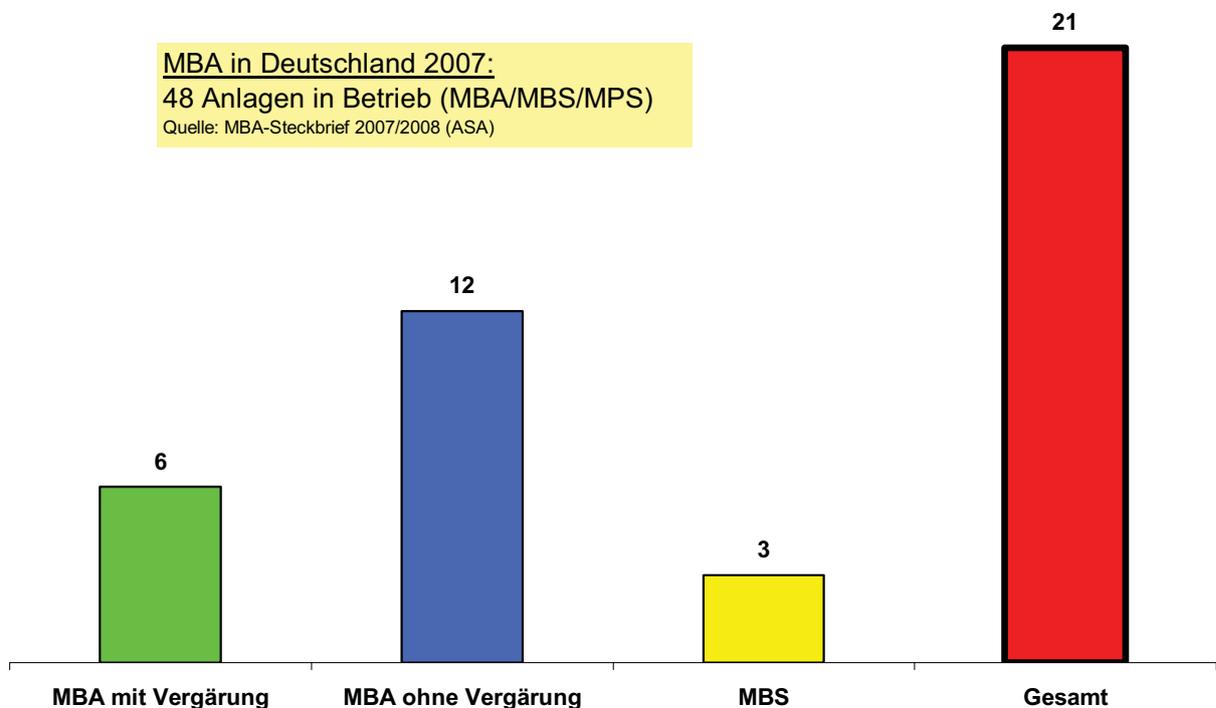


Abbildung 1 Anzahl der ausgewerteten MBA-Anlagen

Derzeit werden in Deutschland 10 MBA-Anlagen mit Vergärungsstufen betrieben. Darüber hinaus ist in einer Anlage die mechanische Aufbereitung bereits in Betrieb, während sich die als Nassvergärung vorgesehene biologische Behandlungsstufe noch in der Bauphase befindet. In der Umfrage werden die Daten von 6 MBA mit Vergärungsstufen berücksichtigt, wobei die Vergärung bisher nur bei 5 der Anlagen in Betrieb ist. Weiterhin wurden bei der Auswertung der Energiedaten 12 MBA-Anlagen mit rein aerober biologischer Behandlungsstufe sowie 3 MBS-Anlagen berücksichtigt (Abb. 1).

Den durch die Umfrage ermittelten Energiedaten liegt eine behandelte Siedlungsabfallmenge von ca. 1,9 Mio. Mg zu Grunde (Abb. 2). Dies entspricht ca. 34 % der in Deutschland jährlich durch MBA-, MBS- bzw. MPS-Anlagen behandelten Abfallmenge von ca. 5,6 Mio. Mg (ASA, 2007).

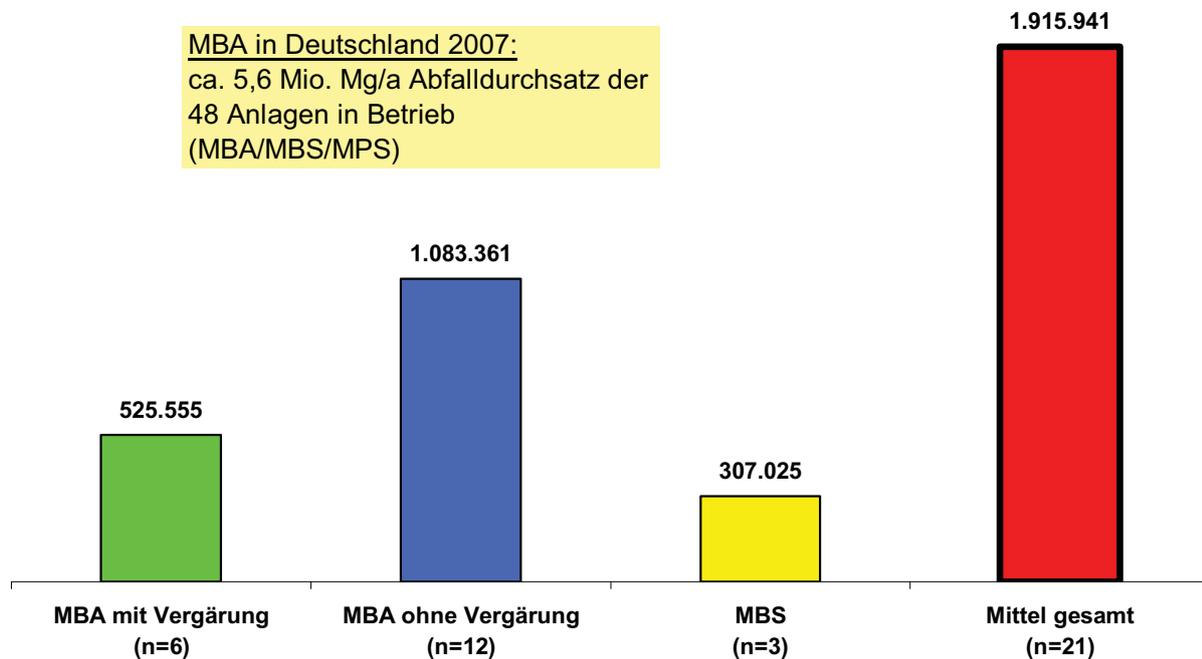


Abbildung 2 Abfalldurchsatz der untersuchten Anlagen im Betrachtungszeitraum (Mg Anlagen-Input)

Vor diesem Hintergrund wird deutlich, dass die Datengrundlage der in den folgenden Kapiteln dargestellten Ergebnisse der Umfrage durchaus als „repräsentativ“ bezeichnet werden kann.

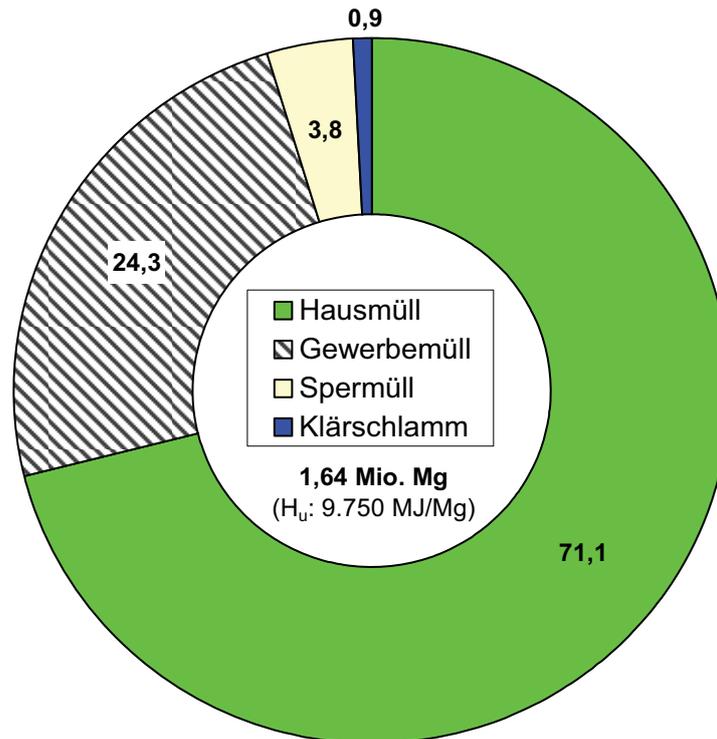


Abbildung 3 Zusammensetzung des Abfallinputs der Untersuchungsanlagen (%)

Auf Basis der im MBA-Steckbrief 2007/2008 (ASA, 2007) ausgewiesenen Abfall-Inputmengen der im Rahmen der Umfrage beteiligten Anlagen konnte die in Abb. 3 dargestellte mittlere Zusammensetzung des Anlageninputs berechnet werden. Insgesamt wurden dabei 1,64 Mio. Mg angelieferter Abfälle ausgewertet.

Erwartungsgemäß stellt der Hausmüll mit ca. 71 % die größte in MBA behandelte Abfallart dar. Danach folgt Gewerbemüll mit ca. 24 %, der vermutlich zu einem hohen Anteil aus hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen bzw. Geschäftsmüll besteht. Vergleichsweise unbedeutend ist dagegen die Anlieferung von Sperrmüll mit ca. 4 % und von Klärschlamm mit ca. 1 % des Anlageninputs (Abb. 3).

3.1.2 Abluftmenge

In allen berücksichtigten Abfallbehandlungsanlagen werden zur Abluftbehandlung thermische Verfahren eingesetzt. Überwiegend sind die Abluftbehandlungsanlagen dabei als regenerativ-thermische Oxidationsanlagen (RTO) ausgeführt, während die Abluft in 2 MBA als Zuluft in nahe gelegenen Kraftwerken verwertet wird.

Darüber hinaus werden in 10 der untersuchten Anlagen zusätzlich zur RTO auch Biofilter zur Behandlung der weniger stark belasteten Abluftströme aus dem Bereich der Abfallanlieferung und mechanischen Aufbereitung eingesetzt (Abb. 4).

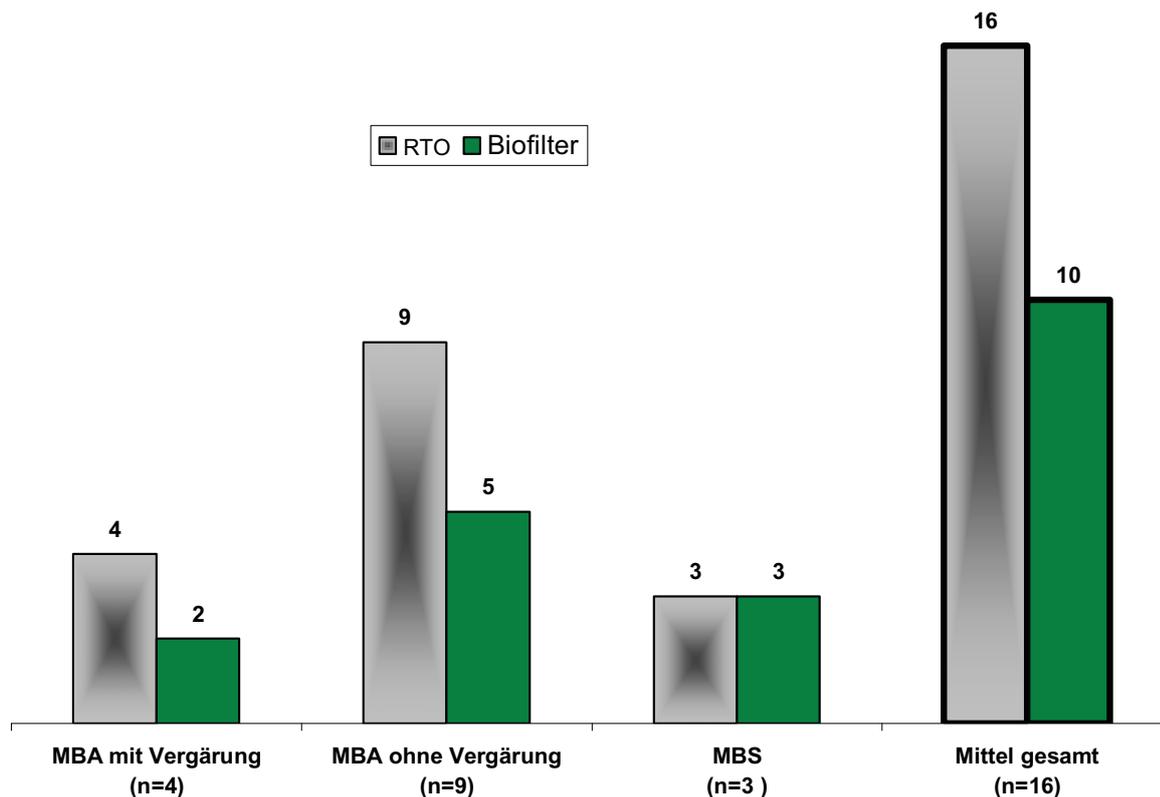


Abbildung 4 Auswahl der eingesetzten Abluftbehandlungsverfahren (Anzahl RTO/Biofilter)

In einer der betrachteten Anlagen ist die bereits installierte RTO-Anlage noch nicht in Betrieb, da die biologische Abfallbehandlungsstufe noch in der Bauphase ist. Zwei weitere Anlagen wurden bei der Auswertung der Abluftströme nicht berücksichtigt, da die Daten im Betrachtungszeitraum nicht vergleichbar waren.

Die mittleren spezifischen Abluftmengen in Nm^3 je Mg Anlageninput sind in Abb. 5 dargestellt. Erwartungsgemäß weisen die Anlagen mit Vergärungsstufe geringere Abluftmengen auf, da der anaerobe biologische Behandlungsschritt in einem geschlossenen und damit weitestgehend abluftfreien System stattfindet. Die mittleren spezifischen Gesamt-Abluftmengen (RTO und Biofilter) liegen bei ca. $4.300 \text{ Nm}^3/\text{Mg}$ für die MBA mit Vergärungsstufen, bei ca. $5.400 \text{ Nm}^3/\text{Mg}$ für die MBA ohne Vergärungsstufe und bei ca. $8.800 \text{ Nm}^3/\text{Mg}$ für die untersuchten MBS-Anlagen.

Die Feststellung, dass MBS-Anlagen deutlich höhere Abluftmengen als die klassischen MBA-Anlagen aufweisen, ist vor dem Hintergrund, dass in der durchgeführten Umfrage nur 3 MBS-Anlagen ausgewertet wurden, nur als Tendenz zu deuten und müsste durch Auswertung weiterer Anlagendaten geprüft werden.

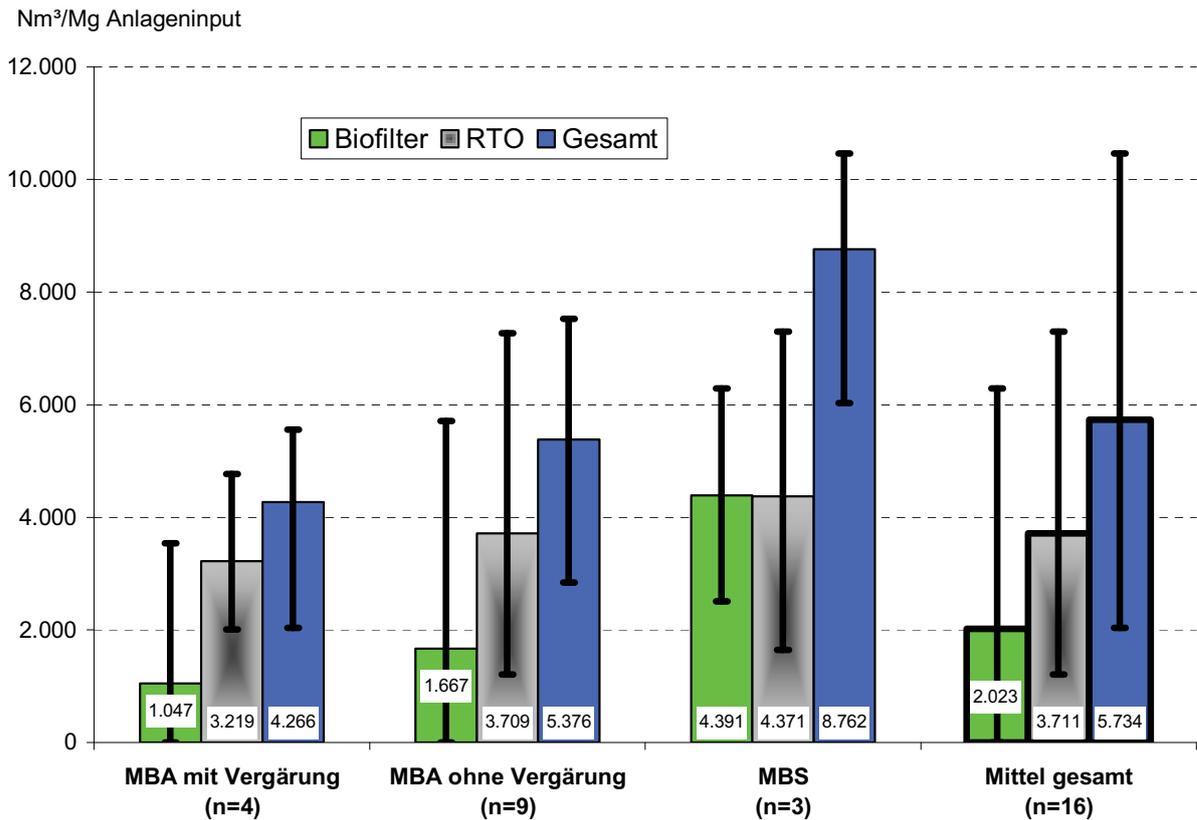


Abbildung 5 Mittlere spezifische Abluftmengen der Untersuchungsanlagen (Fehlerbalken entsprechen der Spanne zwischen minimalem und maximalem Wert)

Insgesamt werden ca. 65 % der Gesamt-Abluftmenge über RTO-Anlagen behandelt. Der RTO-Anteil bei den berücksichtigten MBS-Anlagen liegt dabei mit ca. 50 % deutlich geringer als bei den klassischen MBA-Anlagen mit und ohne Vergärungsstufe (ca. 75 bzw. 67 %).

3.1.3 Gasverbrauch

Der Gasverbrauch der betrachteten MBA-Anlagen bezieht sich nahezu ausschließlich auf die Abluftbehandlung bzw. die RTO. Ausnahmen stellen dabei die Vergärungsanlagen dar, die z.T. Biogas zur Aufheizung der Fermenter einsetzen. Bei den in Deutschland in Betrieb befindlichen MPS-Anlagen wird darüber hinaus Erdgas als Brenngas für die Trocknung der Abfälle im Trommeltrockner eingesetzt.

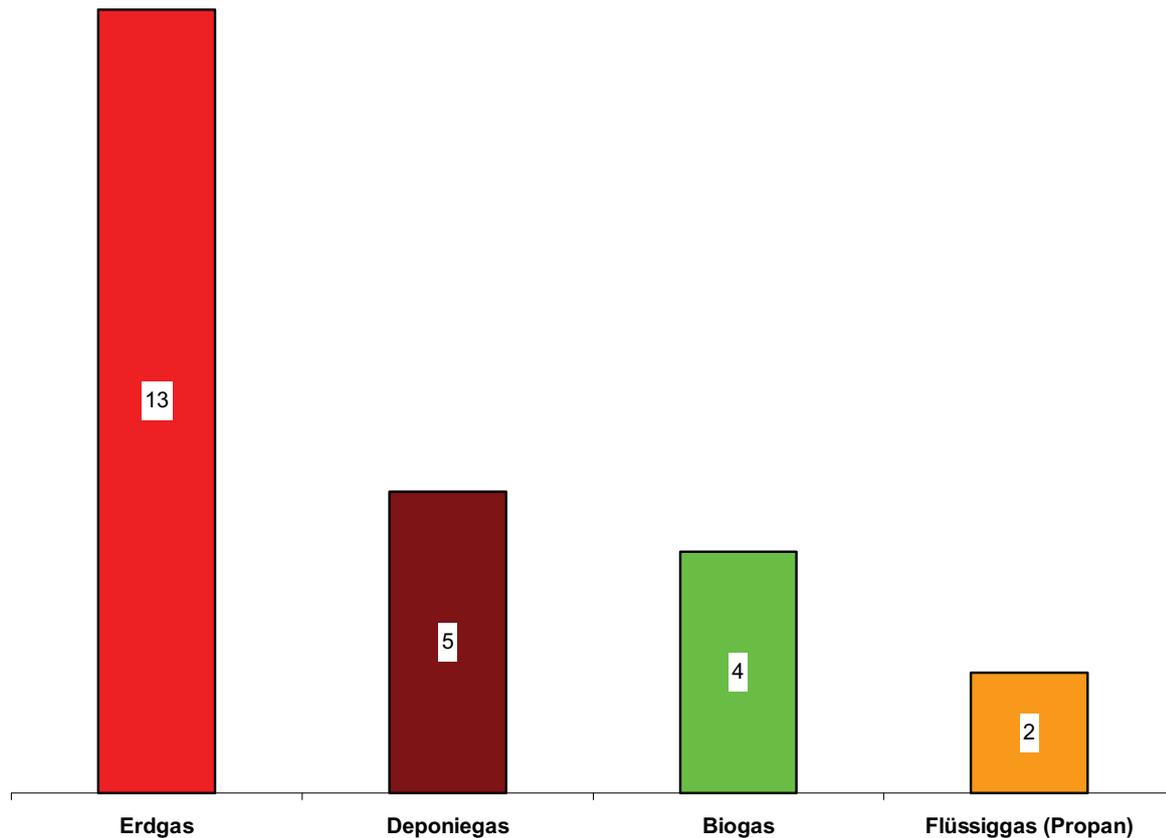


Abbildung 6 RTO-Brenngase der Untersuchungsanlagen (Anzahl; z.T. Mehrfachnennungen)

Abbildung 6 zeigt, welche Gasarten bei den untersuchten Anlagen als RTO-Brenngas genutzt werden. Der überwiegende Teil der untersuchten Anlagen setzt Erdgas als RTO-Brenngas ein (13). In 5 Anlagen wird Deponiegas und in 2 Anlagen Propan (Flüssiggas) eingesetzt. In 4 der 5 MBA-Anlagen mit Vergärungsstufe wird ein Teil des erzeugten Biogases als RTO-Brenngas verwertet, während in einer Vergärungsanlage keine RTO installiert ist, da die Abluft in einem nahe gelegenen Kraftwerk als Zuluft entsorgt wird. In 4 Anlagen werden Erdgas und Deponiegas bzw. Erdgas und Biogas eingesetzt, während in einer Anlage eine Mischung aus Deponie- und Biogas verwertet wird.

Die Heizwerte der eingesetzten Gase sind in Abb. 7 als Mittelwerte aufgeführt, wobei die Fehlerbalken die Spanne zwischen den Minimal- und Maximalwerten beschreiben.

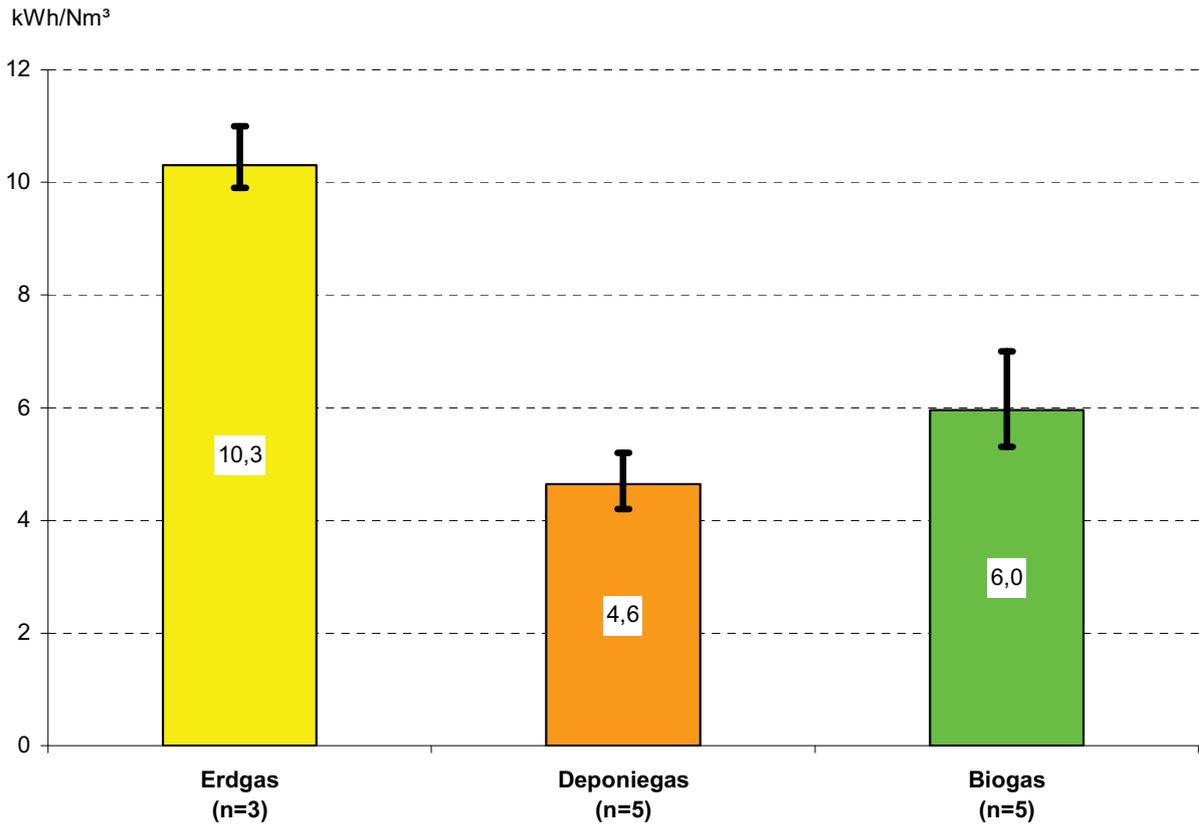


Abbildung 7 Mittlerer Heizwert H_u der RTO-Brenngase (Fehlerbalken entsprechen der Spanne zwischen minimalem und maximalem Wert)

Die mittleren Gasverbräuche der RTO-Anlagen sind in Abb. 8 ausgewiesen. Auffällig ist dabei, dass der Energieverbrauch mit zunehmendem Erdgasanteil von den MBA-Anlagen mit Vergärung (weitestgehend Bio- und Deponiegas), über MBA ohne Vergärung (überwiegend Erdgas) bis zu den MBS-Anlagen (ausschließlich Erdgas) von 15,8 über 14,4 auf 13,6 kWh zur Behandlung von 1.000 Nm³ Abluft sinkt. Dies ist vermutlich durch die höhere Energiedichte und geringere Wassergehalte im Erdgas zu erklären, wodurch eine höhere Energieeffizienz beim Einsatz von Erdgas erreicht wird.

Bei 10 der ausgewerteten 18 RTO-Anlagen liegt der Gasverbrauch zwischen 16 und 21 kWh/1.000 Nm³, während einzelne Anlagen deutlich geringere Werte zwischen 7,6 und 9 kWh/1.000 Nm³ aufweisen. Im Rahmen der Plausibilitätsprüfung konnte bei einzelnen Anlagen festgestellt werden, dass durch erhöhte Kohlenstoffgehalte in der Abluft z.T. autotherme Betriebsbedingungen der RTO erreicht werden, wodurch der reduzierte Brenngasverbrauch zu erklären ist.

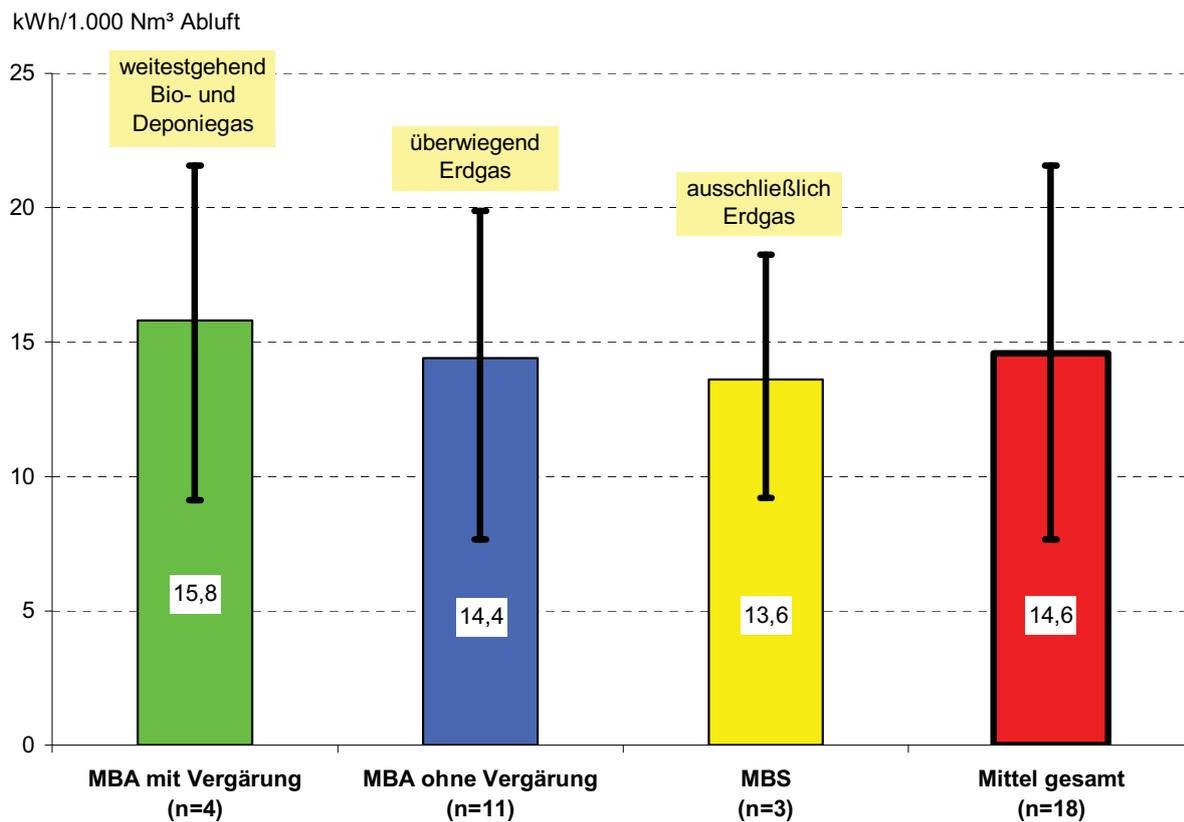


Abbildung 8 Mittlerer spezifischer Gasverbrauch der RTO-Anlagen (Fehlerbalken entsprechen der Spanne zwischen minimalem und maximalem Wert)

3.1.4 Stromverbrauch

Der mittlere Stromverbrauch der berücksichtigten Anlagen liegt bei 46,1 kWh je Mg Anlageninput (Abb. 9). Erwartungsgemäß weisen die MBS-Anlagen mit 81,1 kWh/Mg einen deutlich höheren Stromverbrauch auf, der durch die erhöhte Lüftungsleistung (siehe Abb. 5) sowie die aufwendigere Trenntechnik zu erklären ist. Der etwas höhere Stromaufwand der MBA-Anlagen mit Vergärungsstufe (44,7 kWh/Mg) gegenüber MBA ohne Vergärung (37 kWh/Mg) ist ebenfalls nachvollziehbar und insbesondere durch die spezifische Aufbereitung des Vergärungsinputs sowie die Entwässerung der Gärreste zu erklären.

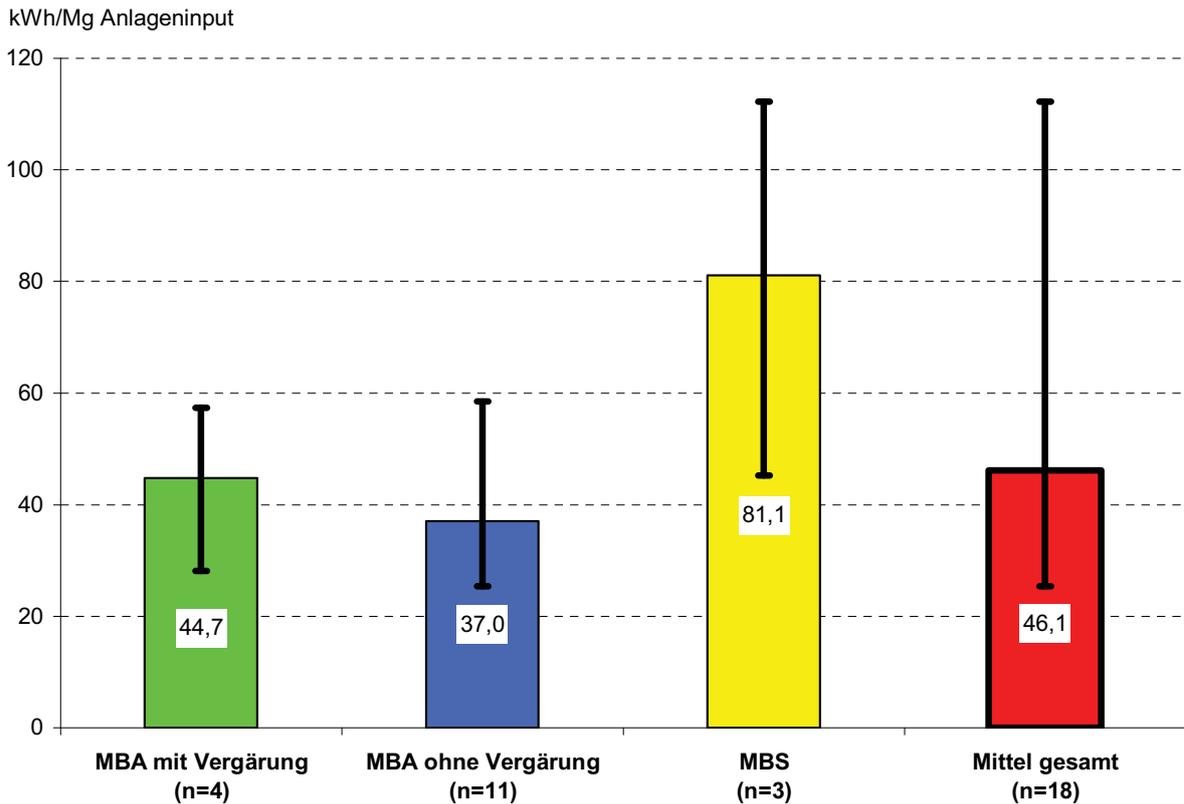


Abbildung 9 Mittlerer Stromverbrauch der MBA-Anlagen (Fehlerbalken entsprechen der Spanne zwischen minimalem und maximalem Wert)

Für die Abluftbehandlung wurden spezifische Stromaufwendungen von 2,8 bis 3,4 kWh/1.000 Nm³ Abluft ermittelt (Abb. 10). Dabei konnten jedoch nur von vergleichsweise wenig Anlagen konkrete Werte angegeben werden, da in zahlreichen Anlagen keine separate Stromverbrauchserfassung für diesen Bereich möglich ist.

Die angegebenen Werte beinhalten neben dem Strombedarf der RTO auch den des i.d.R. sauer betriebenen vorgeschalteten Abluftwäschers und ggf. auch des Biofilters. Vor diesem Hintergrund ist davon auszugehen, dass für die RTO ca. 2 bis 2,5 kWh Strom je 1.000 Nm³ behandelter Abluft benötigt werden.

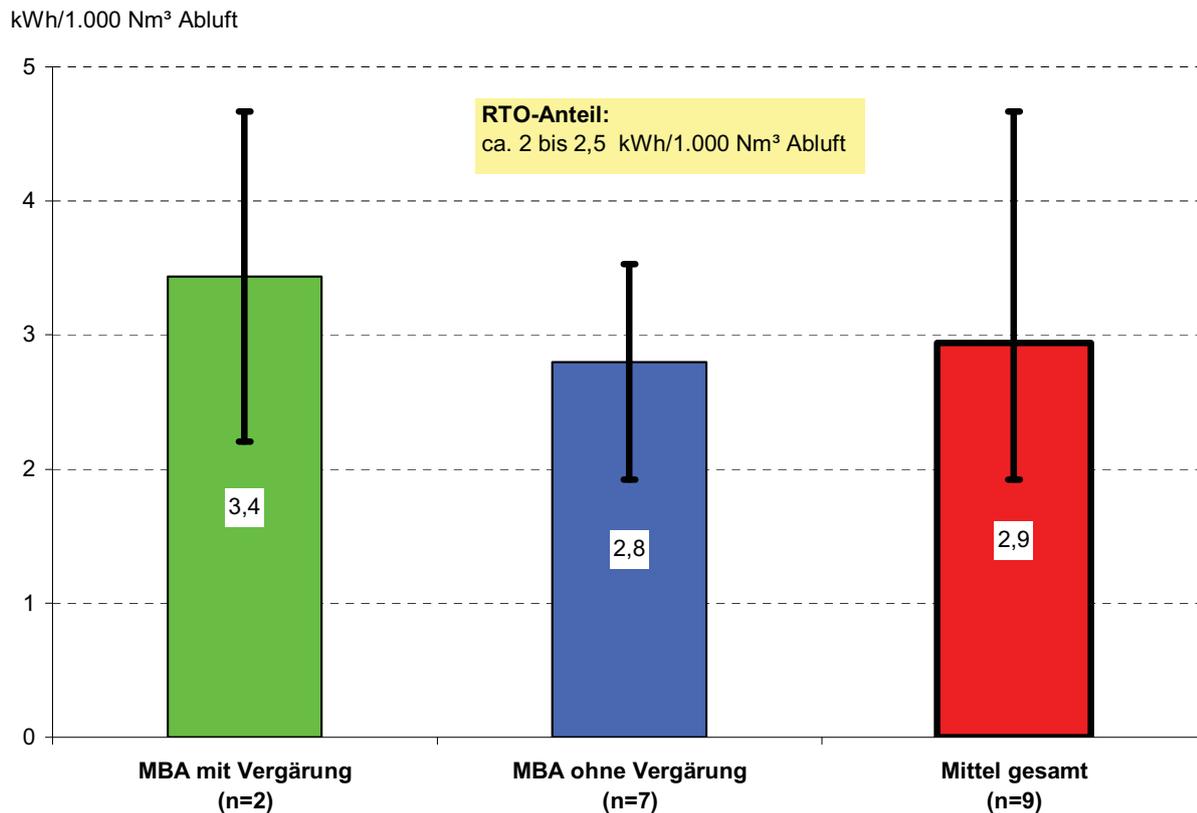


Abbildung 10 Mittlerer Stromverbrauch für die Abluftbehandlung (Fehlerbalken entsprechen der Spanne zwischen minimalem und maximalem Wert)

3.1.5 Dieselverbrauch

Im Mittel aller untersuchten Anlagen wurden 9,9 kWh bzw. ca. 1 Liter Diesel je Mg Anlageninput verbraucht (Abb. 11). Erwartungsgemäß lag der mittlere Dieselbedarf bei den MBS-Anlagen mit 4,3 kWh/Mg deutlich unter den Werten für die klassischen MBA Anlagen mit (11,2 kWh/Mg) bzw. ohne Vergärungsstufe (11 kWh/Mg). Dies ist u.a. dadurch zu erklären, dass die MBS-Anlagen überwiegend mit Tiefbunkern ausgestattet sind, wodurch für die Abfallaufgabe keine dieselbetriebenen Aggregate eingesetzt werden. Darüber hinaus findet bei MBS-Anlagen kein Umsetzen der Abfälle während der biologischen Behandlung statt, das bei herkömmlichen MBA-Anlagen z.T. mit dieselbetriebenen Aggregaten wird.

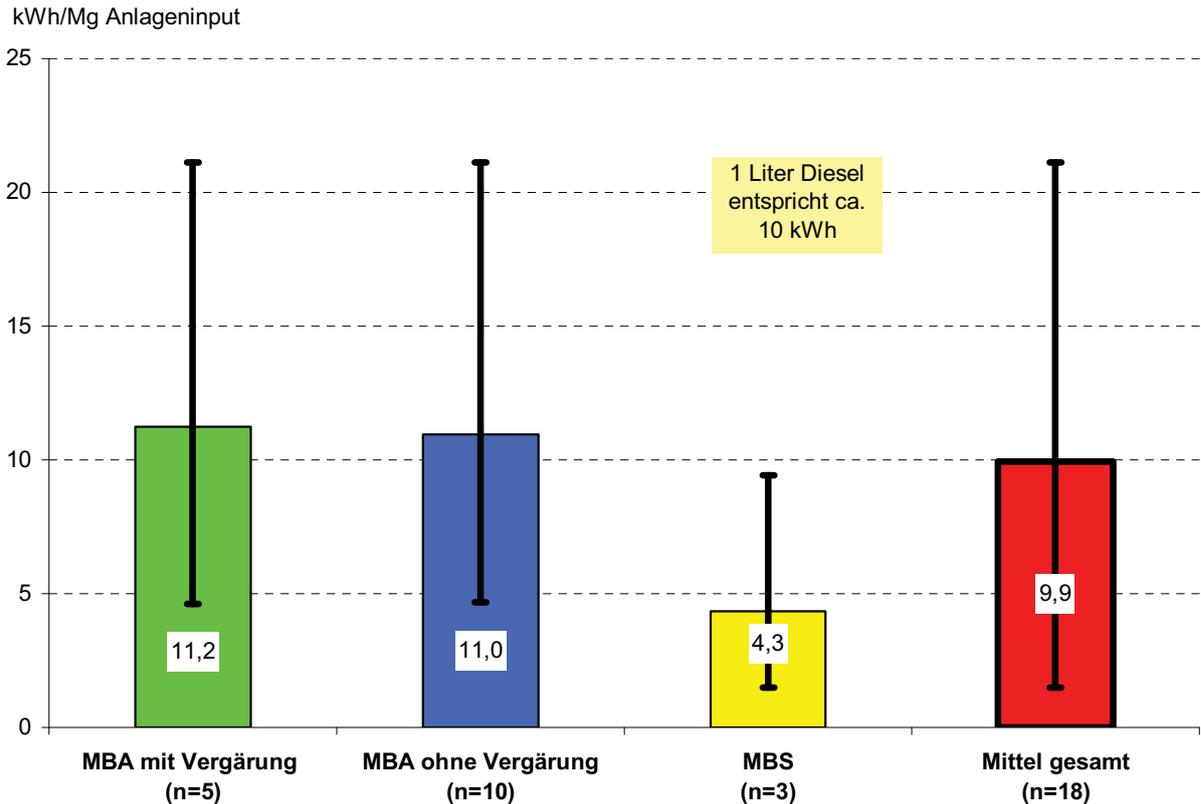


Abbildung 11 Mittlerer Dieserverbrauch der MBA-Anlagen (Fehlerbalken entsprechen der Spanne zwischen minimalem und maximalem Wert)

Beim Dieserverbrauch wurden ebenfalls erhebliche Schwankungen zwischen den einzelnen Anlagen festgestellt, die maßgeblich u.a. davon abhängen, ob das Umsetzen während der Rotte bei den klassischen Endrotte-MBA mittels Radlader bzw. dieselbetriebenen Umsetzer oder durch strombetriebene Aggregate erfolgt. Als weitere Einflußfaktoren auf die Höhe des Dieserverbrauches wurden das Alter der Radlader und LKW sowie die Zuordnung der Maßnahmen, insbesondere im Grenzbereich zwischen MBA und Deponie, identifiziert.

3.1.6 Heizwertreiche Fraktion

Im Mittel wurden in den untersuchten Anlagen im Betrachtungszeitraum 45,9 % des Anlageninputs als heizwertreiche Fraktion im Rahmen der Abfallaufbereitung separiert und Anlagen zur energetischen Verwertung bzw. thermischen Behandlung zugeführt (Abb. 12). Bei den 3 untersuchten MBS-Anlagen wurden im Mittel 50,9 % als HWR-Fraktion abgetrennt, während der mittlere HWR-Anteil bei 17 klassischen MBA-Anlagen bei 45 % lag.

Der im Rahmen der Untersuchung festgestellte deutliche Unterschied zwischen den MBA-Anlagen mit (51,6 %) bzw. ohne Vergärungsstufe (41,4 %) ist nach Einschätzung der Autoren nicht wesentlich durch die Existenz der Vergärungsstufe, sondern vielmehr durch die spezifischen Rahmenbedingungen der Einzelanlagen zu erklären. Dies wird

auch dadurch bestätigt, dass die Spanne der HWR-Anteile der 4 Anlagen mit Vergärungsstufe im mittleren Bereich der HWR-Spanne der Anlagen ohne Vergärungsstufe liegt.

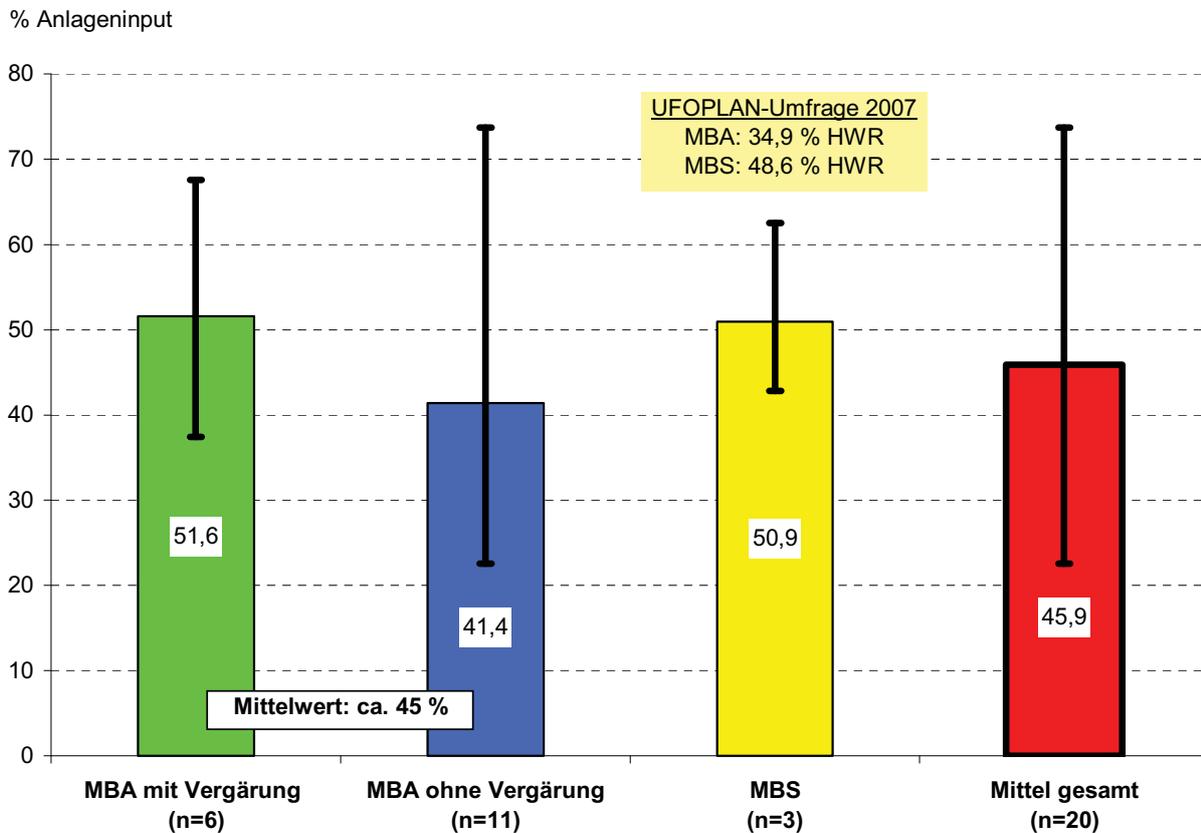


Abbildung 12 Mittlerer Anteil separierter heizwertreicher Fraktionen der MBA-Anlagen (Fehlerbalken entsprechen der Spanne zwischen minimalem und maximalem Wert)

Im Rahmen der im Jahr 2007 durchgeführten UFOPLAN-Umfrage wurden für die MBS-Anlagen in Deutschland mit 48,6 % ein geringfügig bzw. für die klassischen MBA-Anlagen mit 34,9 % deutlich niedrigere HWR-Anteile ermittelt (Kühle-Weidemeier et al., 2007).

Die mittleren Heizwerte H_u der heizwertreichen Fraktionen der verschiedenen Anlagentypen sind in Abb. 13 aufgeführt. Mit 14.000 MJ/Mg lag der mittlere H_u der HWR-Fraktion bei den MBS-Anlagen geringfügig über dem mittleren Wert der klassischen MBA-Anlagen von ca. 13.300 MJ/Mg.

Der in Abb. 13 aufgeführte Maximalwert von 15.700 MJ/Mg wurde von einer MBA ohne Vergärungsstufe angegeben. Der vergleichsweise hohe Wert ist durch den relativ geringen HWR-Anteil von 23 % des Anlageninputs zu erklären. In Anlagen mit Windsichtung zur weitergehenden Auftrennung der HWR-Fraktion wurden auch einzelne Teilströme mit höheren Heizwerten bis zu 17.000 MJ/Mg ermittelt.

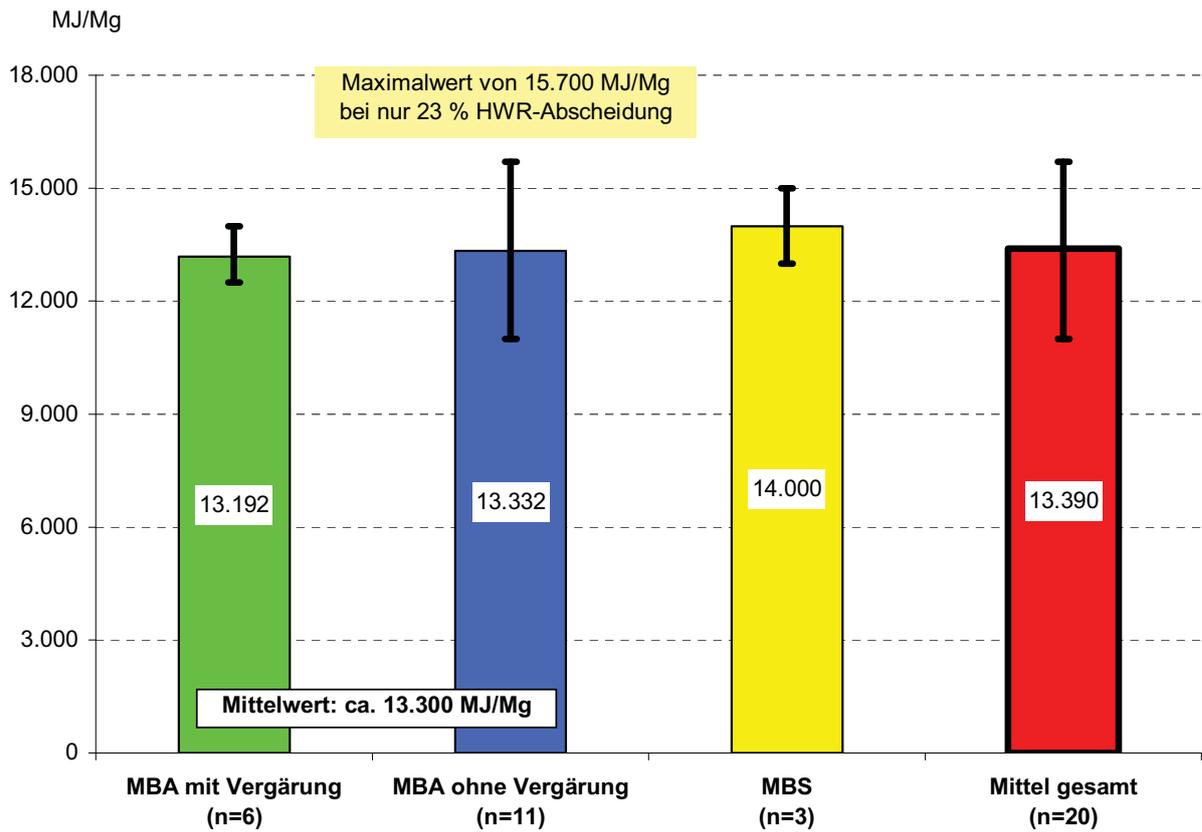


Abbildung 13 Mittlerer Heizwert H_u der heizwertreichen Fraktionen der MBA-Anlagen (Fehlerbalken entsprechen der Spanne zwischen minimalem und maximalem Wert)

Aus den in Abb. 12 und Abb. 13 aufgeführten Daten wurden die in Abb. 14 enthaltenen Heizwertfrachten je Mg Anlageninput berechnet. Im Mittel der klassischen MBA-Anlagen werden demnach durch die für die energetische Verwertung bereit gestellte HWR-Fraktion ca. 1.600 kWh/Mg Anlageninput als Heizwertfracht bereitgestellt, während dieser Wert bei den MBS-Anlagen ca. 2.000 kWh/Mg beträgt (Abb. 14 und Tab. 1).

Die Energieform der als Sekundärbrennstoffe bezeichneten HWR-Fraktion entspricht einer primären Energiestufe, da wie Gas, Öl und Kohle eine weitergehende thermische Umwandlung erforderlich ist, um Endenergie (Strom und/oder Wärme) bereitzustellen.

Bei einer energetischen Verwertung dieser Sekundärbrennstoffe in Kraftwerken bzw. Heiz(kraft)werken könnten Brennstoffausnutzungsgrade von 20 % (reine Stromerzeugung) bis zu 75 % (reine Dampferzeugung bzw. -nutzung) erreicht werden. Für die untersuchten Anlagen könnten demnach im Mittel je Mg Anlageninput Endenergiebereitstellungen von 320 bzw. 400 kWh Strom oder bis zu 1.200 bzw. 1.500 kWh Wärme berechnet werden (siehe Tab. 1).

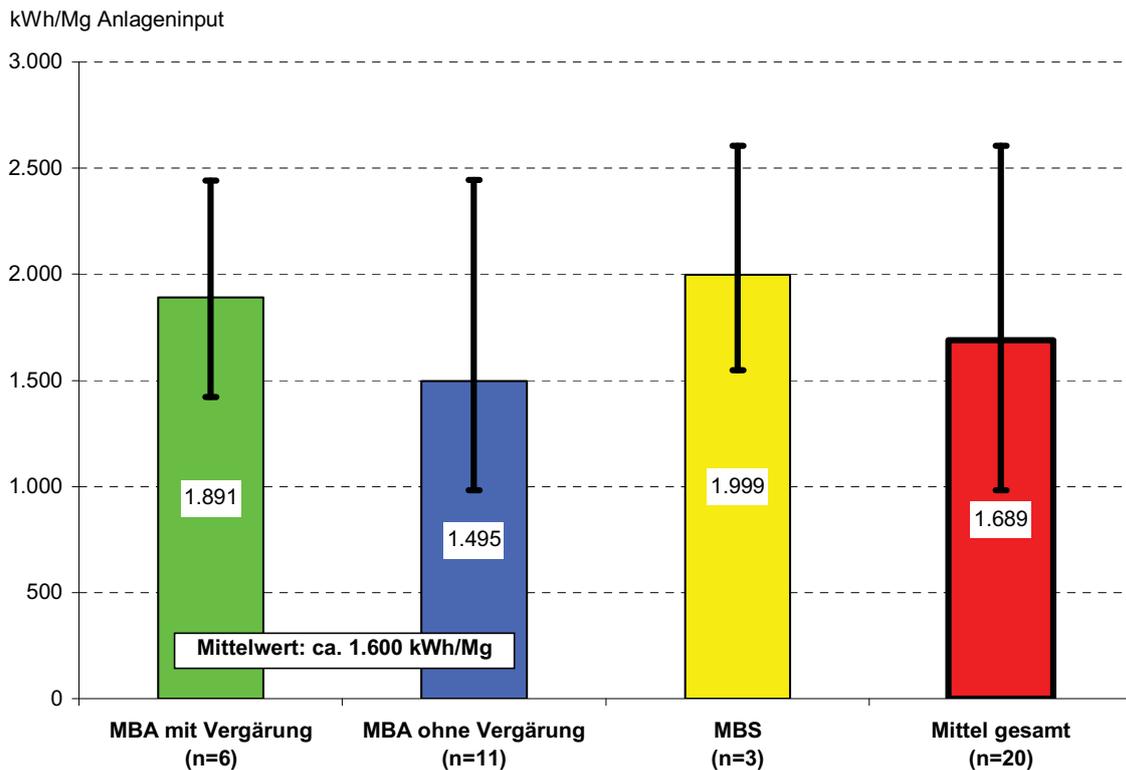


Abbildung 14 Mittlere Heizwertfrachten der HWR-Fractionen der MBA-Anlagen (Fehlerbalken entsprechen der Spanne zwischen minimalem und maximalem Wert)

Die angegebenen Daten für die Strom- bzw. Wärmebereitstellung aus der HWR-Fraktion sind alternativ zueinander zu betrachten. Bei Anlagen mit gleichzeitiger elektrischer und thermischer Energieerzeugung werden jeweils entsprechend geringere Brennstoffausnutzungsgrade für Strom und Wärme erreicht. Diese liegen in der Summe unter 75 %, da der höchste Wirkungsgrad bei einer vollständigen Wärmeerzeugung erzielt wird.

Tabelle 1 Berechnete mittlere Heizwertfrachten der separierten HWR-Fractionen und daraus potentiell zu erzeugende Strom- bzw. Wärmemengen, bezogen auf den Anlageninput (Spanne zwischen minimalen und maximalen Werten in Klammern)

Anlagenart	Heizwertfracht * (kWh/Mg Anlageninput) * siehe Abb. 14	Potentielle Strom- bereitstellung (kWh/Mg bei 20 % Brennstoffausnut- zungsgrad)	Potentielle Wärme- bereitstellung (kWh/Mg bei 75 % Brennstoffausnut- zungsgrad)
klassische MBA ¹⁾	1.600 (1.000-2.400)	320 (200-480)	1.200 (750-1.800)
MBS	2.000 (1.600-2.600)	400 (320-520)	1.500 (1.200-1.950)

¹⁾ mit und ohne Vergärung

3.1.7 Biogas-Erzeugung bei MBA mit Vergärungsstufe

Ein wesentlicher Vorteil der MBA mit integrierter Vergärungsstufe ist die Bereitstellung von Biogas als regenerativen Energieträger. Von den untersuchten 5 Vergärungsanlagen ist 1 als Nassvergärung und 4 als Trockenvergärung ausgeführt. Von den 4 Trockenvergärungsanlagen arbeiten 2 im Teilstrom- bzw. 2 im Vollstromverfahren.

Im Rahmen der Umfrage wurden von den Betreibern der 5 Vergärungsanlagen die in Abb. 15 aufgeführten Biogaserträge genannt bzw. aus den Angaben der Betreiber durch die Autoren berechnet und auf einen Methangehalt von 60 Vol.-% normiert. Bezogen auf den gesamten Anlageninput (Frischmasse) ergibt sich ein mittlerer Biogasertrag von 45 Nm³/Mg bei einer anlagenspezifischen Spanne von 9 bis 65 Nm³/Mg. Der vergleichsweise geringe Mittelwert resultiert daraus, dass bei der Auswertung 2 Teilstrom-Vergärungsanlagen berücksichtigt wurden, die mit 9 bzw. 26 Nm³/Mg Anlageninput – bei Bezug auf den gesamten Anlageninput – vergleichsweise geringe Biogaserträge aufweisen. Im Gegensatz dazu wurden für die Vollstrom-Vergärungsanlagen Biogaserträge zwischen 60 und 65 Nm³/Mg Anlageninput berechnet. Der Median aller 5 Anlagen liegt bei 60 Nm³/Mg Anlageninput.

Bezogen auf die Frischmasse des Vergärungsinputs entspricht dies einem mittleren Biogasertrag von 126 Nm³/Mg bei einer anlagenspezifischen Spanne von 83 bis 195 Nm³/Mg (Median: 114 Nm³/Mg).

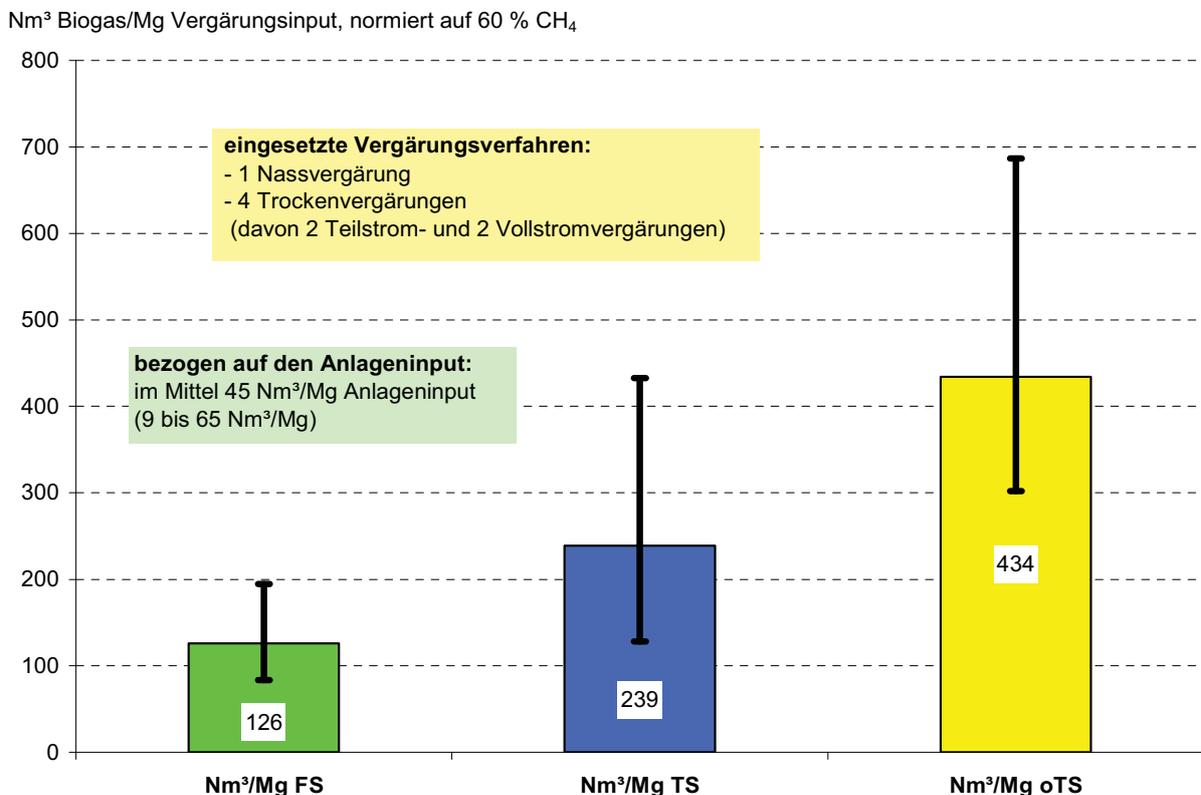


Abbildung 15 Mittlerer Biogasertrag der MBA-Anlagen mit Vergärungsstufe (n=5), bezogen auf die Frischsubstanz (FS), Trockensubstanz (TS) und organische Trockensubstanz

(oTS) des Vergärungsinputs (Fehlerbalken entsprechen der Spanne zwischen minimalem und maximalem Wert)

Zur besseren Vergleichbarkeit der Biogaserträge der einzelnen Anlagen sind die Daten darüber hinaus mit Bezug auf die Trockensubstanz (TS) bzw. die organische Trockensubstanz (oTS) des Vergärungsinputs als Mittelwerte in Abb. 15 aufgeführt.

Die Erzeugung von Biogas erfolgt durch den mikrobiellen Abbau des biologisch abbaubaren Anteiles der oTS (oTS_{bio}), wodurch die höchste Vergleichbarkeit der Anlagen durch den Bezug der Biogaserträge auf diesen Parameter gegeben wäre. Da den Anlagenbetreibern jedoch keine ausreichenden oTS_{bio} -Werte vorliegen, konnte diese Berechnung nicht durchgeführt werden.

In Abb. 16 sind die Anteile des in BHKW verwerteten Biogases der 5 betrachteten Vergärungsanlagen dargestellt. Demnach werden in 3 Anlagen ca. 50 % des erzeugten Biogases in BHKW verwertet, während in 1 Anlage 92 % und in 1 Anlage das gesamte in der Anlage erzeugte Biogas in BHKW gelangt. Die Differenz zur insgesamt erzeugten Biogasmenge wird anlagenintern als RTO-Brenngas oder zur Erwärmung der Fermenter verwertet. Z.T. geht Biogas auch in einzelnen Betriebsphasen über die Notfackel verloren, wenn keine vollständige Verwertung möglich ist.

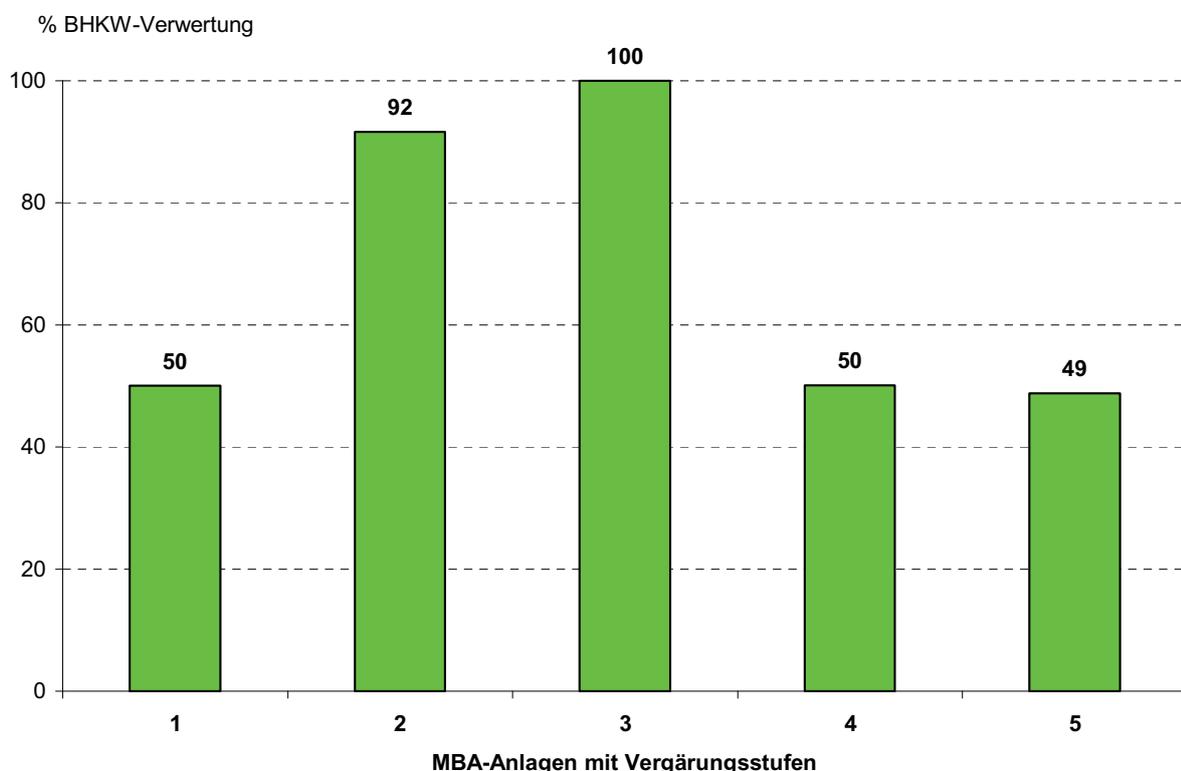


Abbildung 16 Anteil der Biogasverwertung im BHKW der MBA-Anlagen

Würde das gesamte Biogas in BHKW mit einem Gesamtwirkungsgrad von 80 % (37 % elektrisch und 43 % thermisch) verwertet werden, könnten im Mittel der untersuchten

Anlagen je Mg Anlageninput 99 kWh Strom und 115 kWh Wärme erzeugt werden (Tab. 2). Rechnet man dabei nicht mit dem Mittelwert, sondern mit dem Median der untersuchten Anlagen (60 Nm³/Mg), so ergeben sich je Mg Anlageninput 133 kWh Strom und 155 kWh Wärme.

Tabelle 2 Mittlere Biogaserzeugung und daraus potentiell zu erzeugende Strom- bzw. Wärmemengen (in Klammern sind die minimalen und maximalen Werte aufgeführt)

Biogaserzeugung (Nm ³ /Mg Anlageninput *)	Heizwertfracht (kWh/Mg Anlageninput)	Potentielle Strom- und Wärmebereitstellung (kWh/Mg Anlageninput **)	
* normiert auf 60 % CH ₄		** BHKW-Wirkungsgrad von 37 % elektrisch und 43 % thermisch	
45 (9-65)	268 (55-393)	99 (20-145)	115 (24-167)

3.2 Energiebilanz der MBA

3.2.1 Endenergie-Bilanzierung der untersuchten Anlagen

In Tab. 3 sind die Endenergie-Aufwendungen und -Erträge der untersuchten MBA-Anlagen zusammenfassend aufgeführt.

Bei der Berechnung der Strom- und Wärmeerträge wurde für die HWR-Verwertung beispielhaft von einer vollständigen Verstromung mit einem Brennstoffausnutzungsgrad von 20 % bzw. alternativ dazu von einer vollständigen Wärmenutzung mit einem Brennstoffausnutzungsgrad von 75 % ausgegangen (siehe Kapitel 4.1.6). Diese Ansätze sind alternativ zueinander zu betrachten, d.h., dass entweder Strom oder Wärme erzeugt werden. Je nach Art des Kraftwerkes sind in konkreten Verwertungsanlagen auch Mischvarianten mit gleichzeitiger Strom- und Wärmebereitstellung möglich, wobei jedoch der Gesamt-Brennstoffausnutzungsgrad unter 75 % liegt, da der maximale Wirkungsgrad bei vollständiger Wärmenutzung erreicht wird.

Bei der Berechnung der Strom- und Wärmeerträge für die Biogasverwertung wurde von einem Gesamtwirkungsgrad des BHKW von 80 % ausgegangen, 37 % elektrisch zur Stromerzeugung und 43 % thermisch zur Wärmeerzeugung. Diese Werte sind gleichzeitig realisierbar, so dass die in Tab. 3 aufgeführte Strom- bzw. Wärmebereitstellungen für die Biogasverwertung nicht alternativ, sondern additiv zu betrachten sind. Eine vollständige Nutzung der BHKW-Wärme ist jedoch bei MBA-Anlagen i.d.R. nicht möglich, da keine ausreichenden Wärmeabnehmer im Einzugsgebiet bestehen.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass bei MBA-Anlagen mit Vergärungsstufe die mittlere potentiell erzeugbare Strommenge durch die HWR-Verwertung etwa um den Faktor 3 höher ist als durch die Biogasverwertung (siehe Tab. 3). Die in einer MBA mit

Vergärungsstufe durch eine vollständige Biogasverwertung im BHKW erzeugte Strommenge liegt im Mittel der untersuchten Anlagen etwa um den Faktor 2 höher als der Stromverbrauch der gesamten MBA-Anlage.

Tabelle 3 Übersicht der Energieaufwendungen und -erträge der untersuchten MBA-Anlagen (Mittelwerte in kWh/Mg Anlageninput mit Min- und Max-Werten in Klammern)

kWh je Mg Anlageninput (Mittelwert mit Min- und Max-Wert in Klammern)	Aufwand				Ertrag HWR-Verwertung ¹⁾		Ertrag Biogasverwertung ²⁾	
	Strom	Gas (RTO)	Diesel	Wärme	Strom	Wärme	Strom	Wärme
MBA ohne Vergärung	37 (25-59)	56 (25-98)	11 (5-21)	-	320 (200-480)	1.200 (750- 1.800)	-	-
MBA mit Vergärung	45 (28-57)	52 (22-88)	11 (5-21)	20 (10-30) ³⁾			99 (20-145)	115 (24-167)
MBS	81 (45-112)	82 (38-110)	4 (2-9)	-	400 (320-520)	1.500 (1.200- 1.950)	-	-

¹⁾ Brennstoffausnutzungsgrad: 20 % elektrisch oder 75 % thermisch (alternativ zueinander)

²⁾ bei vollst. Biogasverwertung im BHKW; Wirkungsgrad: 37 % elektrisch und 43% thermisch (additiv zueinander)

³⁾ nach Wallmann und Fricke (2002)

Bereits im Jahr 2002 wurden Daten zur Energiebilanzierung für MBA-Anlagen veröffentlicht (Wallmann und Fricke, 2002). Die Werte wurden auf Basis der wenigen damals bereits in Betrieb befindlichen MBA-Anlagen sowie durch großtechnische Versuche ohne Berücksichtigung des heutigen Standards der 30. BImSchV und der AbfAbIV ermittelt.

Wallmann und Fricke (2002) haben für den Stromverbrauch der MBA Werte zwischen 40 und 70 kWh/Mg für Anlagen ohne Vergärungsstufe bzw. 50 bis 80 kWh/Mg Anlageninput für Anlagen mit Vergärungsstufe angegeben. Die aktuell ermittelten Daten liegen im unteren Bereich dieser Werten (siehe Tab. 3) und zeigen, dass sich im Rahmen der großtechnischen Umsetzung der MBA in den letzten Jahren weitergehende Einsparpotentiale ergeben haben.

Der Dieserverbrauch wurde von Wallmann und Fricke (2002) mit ca. 5 kWh bzw. ca. 0,5 Liter je Mg Anlageninput angegeben, während die aktuell ausgewerteten Anlagen bei ca. 11 kWh bzw. ca. 1 Liter Dieserverbrauch je Mg Anlageninput liegen (Tab. 3).

Weiterhin wurde von Wallmann und Fricke (2002) - ausschließlich auf Basis halbtechnischer und großtechnischer Versuche - ein Biogasertrag von 60 bis 90 Nm³/Mg Anlageninput bei einem Methangehalt von 64 % ermittelt (entspricht 64 bis 96 Nm³/Mg bei 60 % Methan). Diese vergleichsweise hohen Werte wurden in Versuchen mit optimalen Rah-

menbedingungen ermittelt und wurden im arithmetischen Mittel der ausgewerteten Anlagen mit $45 \text{ Nm}^3/\text{Mg}$ nicht erreicht. Der Median (geographisches Mittel) der 5 untersuchten Anlagen liegt jedoch mit $60 \text{ Nm}^3/\text{Mg}$ nur geringfügig unter der bereits 2002 ermittelten Spanne. Bei den beteiligten Vollstrom-Vergärungsanlagen konnten Biogaserträge zwischen 60 und $65 \text{ Nm}^3/\text{Mg}$ Anlageninput erreicht werden (siehe Kapitel 4.1.7).

Durch weitere Optimierungsmaßnahmen sollte zukünftig versucht werden, die Biogaserträge weitergehend zu erhöhen. Nach Einschätzung der Autoren sind dabei Werte bis zu $100 \text{ Nm}^3/\text{Mg}$ Anlageninput möglich. Neben Verbesserungen der Vergärungstechnologie werden weitere relevante Optimierungspotentiale insbesondere im Bereich des Stoffstrommanagements der Anlagen, zur Erhöhung der Verfügbarkeit der biologisch abbaubaren organischen Substanz für die Vergärung, erwartet.

3.2.2 Primärenergie-Bilanzierung der untersuchten Anlagen

Die verschiedenen in Kapitel 4.2.1 zusammenfassend aufgeführten Energieformen bzw. -träger (Strom, Gas, Diesel und Wärme) können auf Grund Ihrer unterschiedlichen energetischen Wertigkeiten nicht direkt miteinander verglichen bzw. bilanziert werden, obwohl alle in derselben Einheit (kWh) angegeben werden.

Eine gemeinsame Energiebilanzierung kann daher nur auf einer vergleichbaren „primären“ Energiestufe erfolgen. Auf der Ertragsseite können die ermittelten Heizwertfrachten für Biogas und die separierte heizwertreiche Fraktion als „primärenergieähnlich“ bezeichnet werden, da sie als Brennstoff zur Erzeugung von Endenergie (Strom und Wärme) eingesetzt werden können. Der auf der Aufwandsseite in Tab. 3 aufgeführte Strom stellt jedoch eine so genannte Endenergieform und Erdgas und Diesel aufbereitete Primärenergieträger dar. Die für die Bereitstellung von Strom, Erdgas und Diesel erforderlichen Primärenergienmengen können z.B. GEMIS (2007) entnommen werden und sind als Faktoren in Abb. 17 aufgeführt.

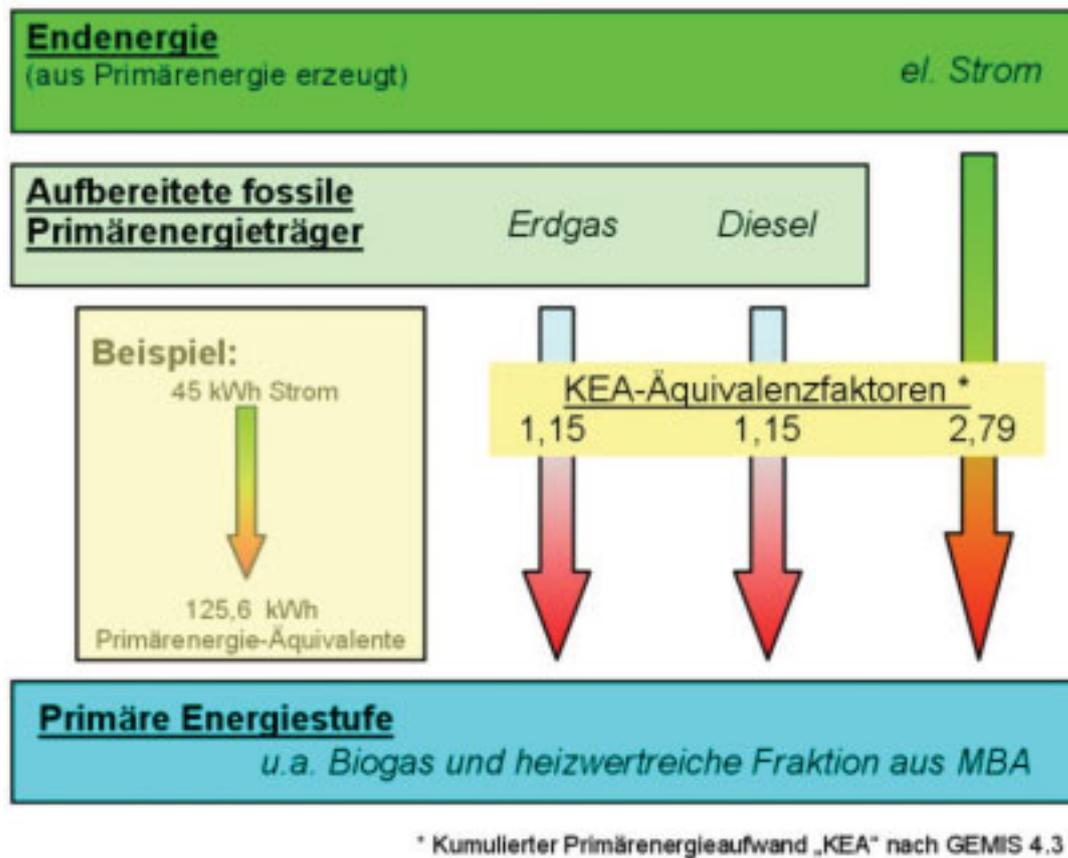


Abbildung 17 Berechnung der kumulierten Primärenergieaufwendungen (KEA) für Strom, Diesel und Erdgas

Durch die Umrechnung der Verbrauchsdaten der ausgewerteten MBA-Anlagen für Strom, Erdgas und Diesel in Primärenergie-Äquivalente sind diese auf einer primären Energiestufe mit den Heizwertfrachten der HWR-Fraktion (so genannte Sekundär-brennstoffe) sowie des in der MBA erzeugten Biogases vergleich- bzw. bilanzierbar.

Auf dieser Basis sind in Abb. 18 die mittleren „Primärenergie“-Bereitstellungsquoten der MBA-Anlagen im Vergleich zum Anlageninput dargestellt. Der Gesamt-Energieinput in die Abfallbehandlungsanlagen resultiert demnach zu 98 % aus dem Heizwert des zu behandelnden Abfalles, während die in Primärenergie-Äquivalente umgerechneten Aufwendungen für Strom, Erdgas und Diesel ca. 2 % des Energieeintrages in die Anlagen darstellen.

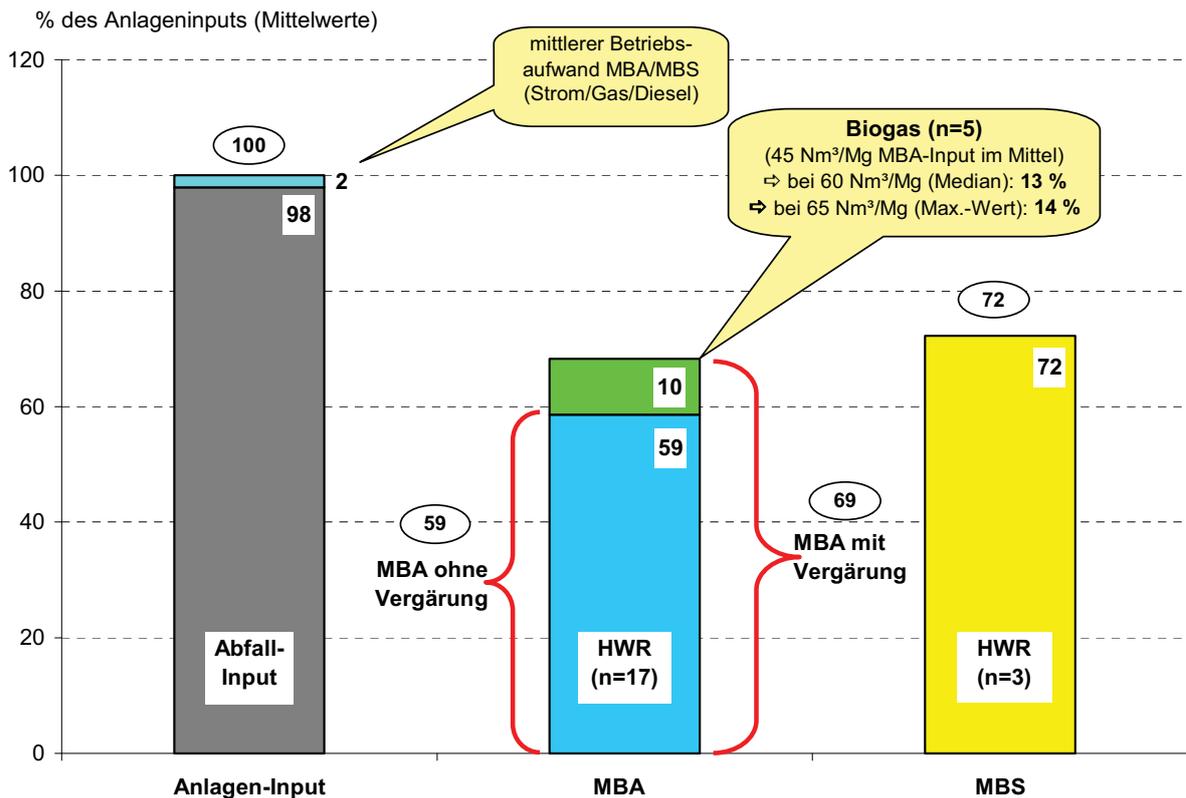


Abbildung 18 Mittlere „Primärenergie“-Bereitstellungsquoten der untersuchten Anlagen im Vergleich zum Anlageninput

Im Vergleich zum Gesamt-Energieinput der Anlagen können durch die untersuchten MBS-Anlagen im Mittel 72 % des Energieeintrages in Form eines Sekundärbrennstoffes (Trockenstabilat) für Kraftwerke zur Erzeugung von Endenergie (Strom und/oder Wärme) bereitgestellt werden. Dagegen liegt die Brennstoff-Bereitstellungsquote der klassischen MBA-Anlagen (HWR-Fraktion der MBA) mit 59 % im Mittel der untersuchten 17 Anlagen erwartungsgemäß niedriger. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass bei den bestehenden Endrotte-MBA überwiegend versucht wird, die HWR-Fraktion aus wirtschaftlichen Gründen möglichst gering zu halten. Die Daten von einzelnen Anlagen zeigen jedoch, dass auch bei klassischen MBA-Konzepten ähnlich hohe HWR-Abscheideraten erzielt werden können wie bei den MBS-Anlagen.

Durch die Biogaserzeugung kann die Primärenergie-Bereitstellungsquote der MBA mit Vergärungsstufe im Mittel um weitere 10 %-Punkte erhöht werden (bei 45 Nm³/Mg Anlageninput; siehe Abb. 18). Unter Berücksichtigung des im Rahmen der Auswertung ermittelten Medians der Biogasproduktion von 60 Nm³/Mg würde dieser Wert auf 13 % und bei Ansatz des im Rahmen der Umfrage maximal ermittelten Wertes von 65 Nm³/Mg auf 14 % erhöht werden. Wie bereits in Kapitel 4.1.7 angesprochen, ist der vergleichsweise geringe Mittelwert der Biogaserträge bei Bezug auf den Anlageninput durch die beteiligten Teilstromanlagen zu erklären, während die an der Umfrage beteiligten Vollstrom-Vergärungsanlagen Biogaserträge zwischen 60 und 65 Nm³/Mg Anlageninput aufweisen.

In Kombination mit einer hohen HWR-Bereitstellung können demnach durch MBA mit Vergärungsstufe durchaus bis zu über 80 % des Energieeintrages in die Anlage wieder als Primärenergieträger für Verwertungsanlagen bereitgestellt werden.

4 Schlussfolgerungen

Die im Rahmen der vorliegenden Veröffentlichung dargestellten Ergebnisse einer Umfrage zur Energieeffizienz von MBA-Anlagen stellen eine belastbare Datengrundlage zur Beschreibung der aktuellen Situation der MBA in Deutschland sowie zur Entwicklung und Umsetzung weitergehender Optimierungsmaßnahmen dar. Außerhalb der MBA erfolgende Transportvorgänge (z.B. Transport der HWR-Fraktion zur energetischen Verwertung) wurden im Rahmen der Untersuchung nicht berücksichtigt.

Es wird insbesondere deutlich, dass durch die energetische Verwertung der separierten heizwertreichen Abfallstoffe eine hohe Energieeffizienz für MBA-Anlagen erreicht werden kann. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt steht dem gegenüber, dass die HWR-Verwertung, insbesondere in klassischen Müllverbrennungsanlagen, noch vergleichsweise teuer ist, wodurch die MBA-Betreiber i.d.R. aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten heraus derzeit noch darauf bedacht sind, die HWR-Fraktion möglichst gering zu halten. Mit zunehmender Knappheit fossiler Energieträger und entsprechendem Anstieg der Energiekosten wird sich diese Tendenz jedoch vermutlich bereits in den nächsten Jahren wandeln. Dieser Trend wird auch durch die in den nächsten Jahren deutlich zunehmenden Kapazitäten zur energetischen Verwertung von Sekundärbrennstoffen gestärkt, die bereits heute durch umfangreiche Planungs- und Bauaktivitäten absehbar sind.

Durch die hohe Flexibilität des Anlagenbetriebes können in den bestehenden Anlagen entsprechende technische Umstellungen auf einen MBA-Betrieb mit maximaler Brennstoffbereitstellung i.d.R. problemlos durchgeführt werden, wenn die Rahmenbedingungen dies fordern bzw. die betriebswirtschaftlich sinnvoll ist.

Die Untersuchungsergebnisse zeigen weiterhin, dass bei entsprechender Anlagengestaltung durch klassische MBA-Anlagen ähnlich hohe HWR-Abscheideraten wie bei MBS-Anlagen erzielt werden können. Darüber hinaus kann eine weitere Erhöhung der Energieeffizienz der MBA durch die Integration einer Vergärungsstufe bzw. die Bereitstellung von Biogas als regenerativen Energieträger erzielt werden. Dabei weisen Vollstrom-Vergärungsanlagen eine deutlich höhere Energieeffizienz auf als Anlagen, die nur einen Teil der biologisch abbaubaren organischen Substanz in die Vergärung eintragen (Teilstrom-Anlagen).

Im Vergleich zur Müllverbrennung (MVA), wo bei maximaler Wärmeerzeugung mit vollständiger -nutzung ebenfalls Brennstoffausnutzungsgrade von bis zu 75 % möglich sind, diese jedoch aus standortspezifischen Gesichtspunkten i.d.R. nicht erreicht wer-

den, ist die MBA - kombiniert mit entsprechenden hochwertigen Verwertungsanlagen für die HWR-Fraktion - aus energiepolitischen Gesichtspunkten nahezu gleichwertig zu betrachten. Vor dem Hintergrund der nicht zuletzt aus klimapolitischen Aspekten zunehmenden Forderungen nach Steigerung der Energieeffizienz ist davon auszugehen, dass auch bei MVA in diesem Sinne zunehmend Anpassungen einzelner bestehender Anlagenkonzepte gefordert werden. Verschiedene Anlagen mit ausschließlicher Stromerzeugung bzw. reduzierter Fernwärmeauskopplung werden mittelfristig gegenüber hocheffizienten Ansätzen mit ganzjähriger maximaler Wärmenutzung nicht bestehen können.

5 Literaturverzeichnis

- | | | |
|--|------|--|
| ASA | 2007 | MBA-Steckbriefe 2007/2008 der Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung (ASA) e.V., Stand Februar 2007 |
| GEMIS | 2007 | Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS), Version 4.4 |
| Kühle-Weidemeier, M.;
Langer, U.; Hohmann, F. | 2007 | Anlagen zur mechanischbiologischen Restabfallbehandlung, Schlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA), Förderkennzeichen (UFOPLAN) 206 33 301 |
| Wallmann, R. und Fricke, K. | 2002 | Energiebilanz bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen und bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung, in: ATV-Handbuch - Mechanische und biologische Verfahren der Abfallbehandlung, S. 385-388, ATV-DVKW (Hrsg.), ISBN 3-433-01470-1, Verlage Ernst & Sohn, Berlin |

Anschrift der Verfasser

Prof. Dr.-Ing. Rainer Wallmann
HAWK - Hochschule für Angewandte
Wissenschaft und Kunst
FH Hildesheim/ Holzminden/ Göttingen
Fakultät Ressourcenmanagement
Fachgebiet Nachhaltige Energie- und
Umwelttechnik NEUTec
Büsgenweg 1a
37077 Göttingen
Tel.: +49-551-5032-245
Website: www.hawk-hhg.de

Jürgen Hake
Ingenieurgesellschaft Witzenhausen
Pöyry Environment GmbH – Abteilung IGW
Bisshäuser Aue 12
37213 Witzenhausen
Email: j.hake@igw-witzenhausen.de

Huminstoffbildung während der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen

Jörn Heerenklage ¹⁾, Ena Smidt ²⁾, Estelle Redon ³⁾, Martijn Praagh ⁴⁾,
Hanna Modin ⁴⁾, Rainer Stegmann ¹⁾

¹⁾Technische Universität Hamburg-Harburg, Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft, Gruppe Bio-Konversion und Emissionsminderung, Hamburg

²⁾ Universität für Bodenkultur, Wien, ³⁾ Veolia Environnement, Limay, Frankreich, ⁴⁾ Lund University, Schweden

Humification processes while the mechanical — biological pre treatment of residual waste materials

Abstract

The research study on mechanical-biological pre-treated wastes has shown, that the emission potential can be reduced of appr. 95% while the aerobic treatment in a container system of a large-scale treatment plant. Humification processes can be detected, Humic substances are build up while the aerobic processes and can be analyzed in the organic matter and in the eluate. The humic substances are part of the analyzed TOC in the organic matter and in the DOC of the Eluate

Zusammenfassung

Die Untersuchungen von mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfällen haben gezeigt, dass im Rahmen einer 9 wöchigen Rotte im Containersystem die organikreiche Fraktion stabilisiert - und das Emissionspotentials um ca. 95 % verringert werden kann. Darüber hinaus erfolgt durch biologische Abbau- und Umbauprozesse der Aufbau einer Huminstoffmatrix, die einerseits im Feststoff als auch im Eluat des untersuchten Materials nachzuweisen ist. Ein Teil des organischen Kohlenstoffgehaltes im Feststoff als auch im Eluat ist den Huminstoffen zuzuordnen.

Keywords

Huminstoffbildung, mechanisch-biologische Vorbehandlung, Restabfall, Humification processes, mechanical-biological pre treatment, residual waste

1 Einleitung

Die mechanisch-biologische Vorbehandlung (MBV) von Restabfällen wird in Deutschland seit dem 1. Juni 2005 großtechnisch umgesetzt. In der Anfangsphase befanden sich noch MBA-Anlagen im Bau bzw. in der Einfahrphase. Bereits zu diesem Zeitpunkt kristallisierte sich heraus, dass die Zuordnungswerte der Abfallablagerversordnung (Anhang 2) (Anonymus, 2001) z.T. nur bedingt eingehalten werden können. Als besonders kritisch war der gelöste organische Kohlenstoffgehalt (DOC) im Eluat einzustufen, da der Zuordnungswert von 250 mg/l in vielen Fällen nur teilweise eingehalten werden konnte. Mittlerweile wurde der Zuordnungswert auf 300 mg/l und der Grenzwert von

300mg/l auf 600 g/l erhöht. Über die genaue Charakteristik der organischen Substanz und des DOC im Eluat wurde vielfach diskutiert. Da es sich beim gesamten organischen Kohlenstoffgehalt (TOC) im Feststoff und beim DOC im Eluat um Summenparameter handelt, lässt die Bewertung der Ergebnisse keine detaillierten Aussagen hinsichtlich der ökologischen oder toxikologischen Relevanz zu (Dach et al, 2007).

Im Rahmen einer biologischen Vorbehandlung kann es zur Bildung von Huminstoffen in der organischen Matrix kommen. Diese bestehen in der Regel zu 50% aus Kohlenstoff und werden somit beim TOC im Feststoff und im DOC des Eluats mit erfasst (Van den Bergh, 2001). Ein höherer Anteil an Huminstoffen im Feststoff bzw. Eluat könnte die Parameter TOC und DOC überbewerten, da die Huminstoffe als Kohlenstoffsenske zu betrachten sind und langfristig gebunden werden. In den vorliegenden Untersuchungen sollte festgestellt werden, wie weit sich der biologisch vorzubehandelnde Restabfall stabilisieren lässt, ob Huminstoffe gebildet werden und welchen Anteil diese am Kohlenstoff haben.

2 Material und Methoden

Für die Untersuchungen zur Beurteilung der Stabilität von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen wurden auf einer großtechnischen Anlage zur Vorbehandlung von Restabfällen Probenmaterialien entnommen und (im Labor der Technischen Universität Hamburg-Harburg am Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft, Gruppe Bio-Konversion und Emissionsminderung) analysiert (Praagh et al, 2007; Modin, 2007). Bei den untersuchten Materialien handelt es sich um die organikreichen Fraktionen eines Restabfalls (heizwertreiche Fraktion zuvor abgetrennt), die über einen Zeitraum von bis zu 9 Wochen aerob in Containern behandelt wurden. Insgesamt wurden 4 Materialien mit einer Behandlungszeit von 0, 2, 6 und 9 Wochen untersucht. Für die Analysen in der Originalsubstanz und im Eluat wurden die Materialien mittels Schneidmühle auf einen Durchmesser von $d < 10$ mm zerkleinert und bis zur Analyse eingefroren. Ein Teil des Probenmaterials wurde bei einer Temperatur von $T = 105^\circ\text{C}$ getrocknet und anschließend auf einen Durchmesser von 0,25 mm mittels Schneid- und Zentrifugalmühle zerkleinert.

Die Untersuchungen zur Bestimmung der Atmungsaktivität AT_4 , des Gaspotenzials GB_{21} und die Durchführung der Elution erfolgten anhand der Vorgaben der Abfallablagereungsverordnung (Anhang 2)(Anonymus, 2001). Die Untersuchungen zur Atmungsaktivität wurden im Sapromat (Fa. Voith) durchgeführt. Die Analyse des Gaspotenzials erfolgte mittels der volumetrischen Testmethode im Eudiometer (Heerenklage, J und Stegmann, R., 2006). Bei der Elution erfolgte die Filtration mittels Cross-Flow Filtration auf kleiner $d < 0,45 \mu\text{m}$ ($0,1 \text{ m}^2$ ULTRAN Slice, Schleicher & Schuell, Dassel, Germany) bei einem Druck von maximal 6 bar bzw. mittels Druckfiltration (Type ME25, Cellulose

mixed ester, und Spartan 30/0,45 µm RC, 30mm, Whatmann plc, UK) (Anonymus, 2001). Der gelöste organische Kohlenstoffgehalt im Eluat wurde nach DIN 38409 – H3 mit dem Analyzer multi N/C (Analytik Jena) bestimmt. Die Messung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) erfolgt nach der Methode DIN 38409-H41 und die des Biologischen Sauerstoffbedarfs (BSB₅) nach der Verdünnungsmethode DIN 38409-H51. Die Untersuchungen hinsichtlich des Cellulose- und Ligninanteils nach Van Soest (1963) im Feststoff wurden im Labor von Veolia Environnement (Limay, Frankreich) durchgeführt. Die Bestimmung der Fuolvosäuren und der Huminsäuren erfolgten im Labor der Universität für Bodenkultur in Wien nach der modifizierten Methode von Danneberg (Gerzabek et al., 1993). Die Analyse des Huminstoffgehaltes im Eluat erfolgte an der TUHH durch photometrische Bestimmung bei 530 nm eines NaOH/Na-Oxalat-Gemisches.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Reduzierung des Emissionspotenzials während der Rotte

Die charakteristischen Daten der 4 untersuchten Materialien aus der mechanisch-biologischen Vorbehandlung sind in Tabelle 1 zusammenfassend dargestellt. Der nach der Probenahme ermittelte Gehalt der Trockensubstanz (TS) variiert zwischen 54 Gew.-% und 66 Gew.-% in der Feuchtmasse (FM). Die organische Trockenmasse (oTM) weist zu Beginn des Rotteprozesses einen Gehalt von 43 Gew.-% TM auf. Nach 9 Wochen Behandlung in der Rotte reduziert sich der organische Trockensubstanzgehalt (oTM) um ca. 40 % auf 26 Gew.-% in der Trockenmasse. Der gesamte organische Kohlenstoffgehalt (TOC) reduziert sich während der aeroben Behandlung von 19 Gew.-% um ca. 32 % auf 12 Gew.-% in der Trockenmasse.

Tabelle 1 Charakterisierung der untersuchten Probematerialien

Behandlungsdauer	TS [Gew.-% FM]	oTM [Gew.-% TM]	TOC [Gew.-% TM]	TOC [Gew.-% oTM]	N-gesamt [Gew.-% TM]	C/N [-]
0 Wochen	54	43	19	44,2	0,99	19,2
2 Wochen	54	44	20	45,5	1,0	20,0
6 Wochen	67	28	13	46,4	0,84	15,5
9 Wochen	66	26	12	46,2	0,78	15,4

Der Stickstoffgehalt verringert sich von 0,99 Gew.-% TM bis zum Ende der Behandlung auf 0,78 Gew.-% TM. Das C/N-Verhältnis nimmt infolge der C-Mineralisierung und N-Immobilisierung von 19,2 zu Beginn der Rotte auf 15,4 nach der Behandlung ab und kann als erster Indikator der Humifizierung verwendet werden (Pichler und Kögel-Abfallforschungstage 2008 www.wasteconsult.de)

Knaber, 1999). Der Kohlenstoffgehalt steigt in der organischen Substanz von 44,2 Gew.-% oTM auf 46,2 Gew.-% oTM geringfügig an. Nach Pichler und Kögel-Knaber (1999) ist dies darauf zurückzuführen, dass bevorzugt Komponenten mit niedrigem C-Gehalt (Kohlenhydrate) mineralisiert werden. Die z.T. geringfügig erhöhten Konzentrationen des Materials nach 2 Wochen Rotte gegenüber dem Rotteinput können auf Inhomogenitäten zurückgeführt werden.

Der erfolgreiche Rotteverlauf kann u.a. anhand der Stabilitätskriterien Atmungsaktivität AT_4 und Gaspotenzials GB_{21} aufgezeigt werden. In Abbildung 1 ist der Kurvenverlauf beider Parameter über den Zeitraum der Behandlung von 9 Wochen dargestellt. Die Atmungsaktivität im Rotteinput von 79,4 mg O_2 /gTM verringert sich bis zum Ende der Rotte um 95 % auf 4,1 mg O_2 /gTM. Das Gaspotenzial GB_{21} reduziert sich von 246 l/kg TM um 97% auf 6,5 l/kg TM. Beide Parameter halten die Zuordnungswerte (5 mg O_2 /gTM bzw. 20 l/kg TM) der AbfAbIV (Anhang 2) (Anonymus, 2001) ein.

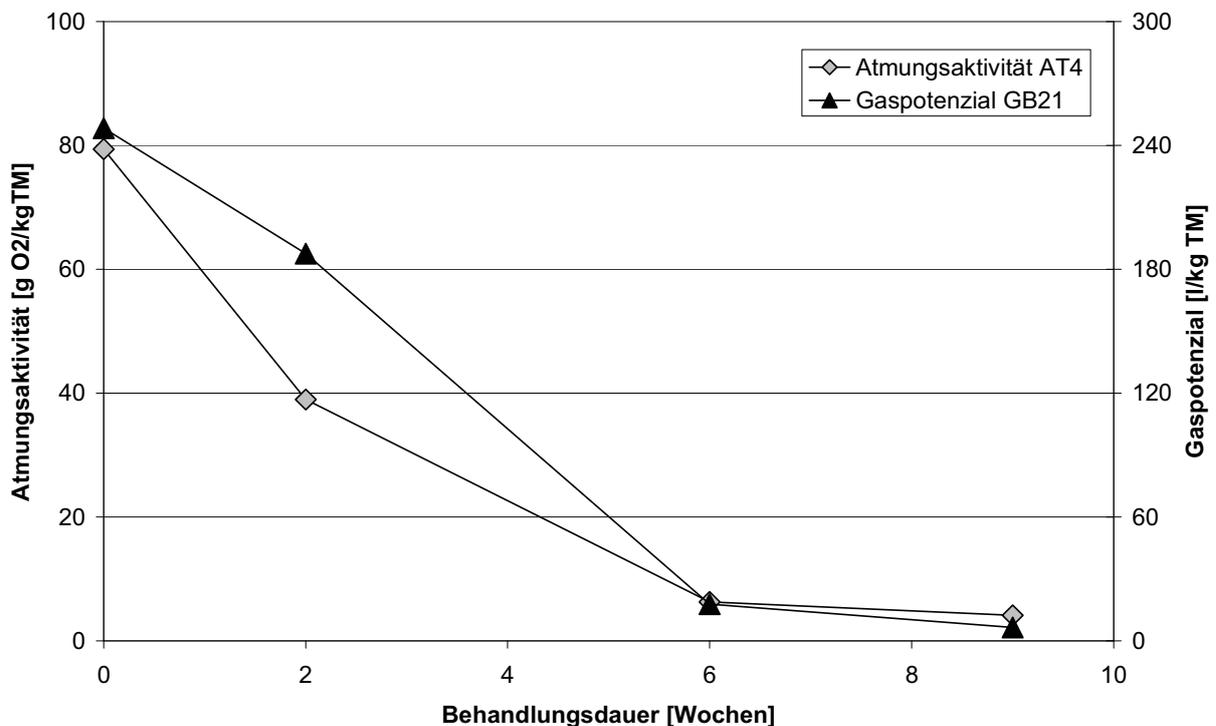


Abbildung 1 Verlauf der Atmungsaktivität AT_4 und des Gaspotenzials GB_{21} der untersuchten Materialien während der 9-wöchigen Rotte

Der DOC im Eluat verringert sich von 3620 mg/l auf 181 mg/l und liegt ebenfalls unter dem Zuordnungswert der AbfAbIV von 300 mg/l. Um das Stabilitätsverhalten des Eluats zu beschreiben, wurden zusätzlich die in der Abwasserbehandlung gebräuchlichen Parameter Biologischer Sauerstoffbedarf BSB_5 und Chemischer Sauerstoffbedarf CSB analysiert. Beide Parameter sind zusammen mit dem DOC in Abbildung 2 über den Behandlungszeitraum von 9 Wochen dargestellt. Das Verhältnis BSB_5 /CSB verringert sich

von anfänglich 0,52 auf 0,08 am Rotteende und weist somit auf ein nur noch biologisch schwer abbaubares Eluat hin. Entsprechend verringert sich das BSB_5/DOC -Verhältnis von 1,69 zu Beginn der Rotte auf 0,27 nach 9-wöchiger Behandlungsdauer.

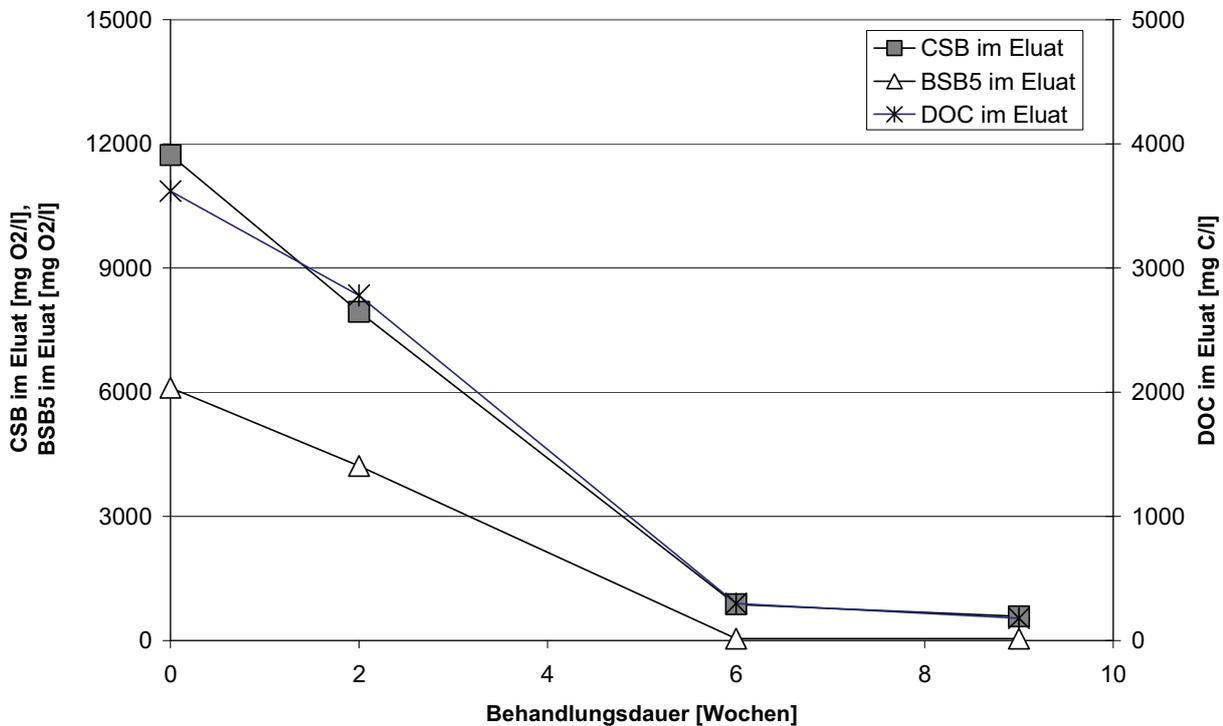


Abbildung 2 Verlauf des DOC-, CSB-, BSB₅-Gehaltes im Eluat der untersuchten MBA-Materialien

3.2 Charakterisierung der organischen Substanz

Die Huminstoffe entstehen durch komplizierte, erst z.T. aufgeklärte chemisch-physikalische und mikrobielle Prozesse aus pflanzlichen und tierischen Rückständen. Als wichtigste Ausgangsstoffe werden Cellulose und Lignin, z.T. auch Peptide gesehen. Huminstoffe sind keine Stoffe chemisch definierter Struktur, sondern kaum auftrennbare Mischungen teilweise sehr komplexer Makromoleküle mit varrierenden Molekülgrößenverteilungen, Strukturen und Funktionalitäten. Huminstoffgemische lassen sich grob nach ihrem Löslichkeitsverhalten in wässriger Phase in säurelösliche Fulvosäuren, säureunlösliche, aber alkalilösliche Huminsäuren und praktisch unlösliches Humin unterteilen. Der Kohlenstoffgehalt der Huminstoffe kann in grober Näherung mit ca. 50 Gew.-% angenommen (Van den Bergh, 2001).

Zur Charakterisierung der organischen Substanz und des Humifizierungsprozesses in den aerob behandelten Restabfallproben und der aufbereiteten Eluate wurden die Methoden der Stoffgruppenanalyse nach Van-Soest (1963) und die Bestimmung der Huminsäuregehalte eingesetzt. In der gravimetrischen van Soest-Analyse wurden die

Stoffgruppen der gelösten organischen Komponenten, der Hemicellulose, der Cellulose und des Lignins erfasst. Der mikrobiologische Abbau erfolgt in unterschiedlichen Geschwindigkeiten. Die Stärke und Hemicellulose wird 15mal so schnell, Cellulose etwa 3mal so schnell zersetzt wie Lignin (Topp, 1981). Damit verschiebt sich die Zusammensetzung der organischen Substanz in Richtung schwer abbaubare Komponenten. Durch den mikrobiellen Abbau und Umbau des Lignins entstehen Polymerisate mit huminsäureähnlichen Charakter, sodass dem Lignin bei der Bildung von Huminstoffen eine besondere Bedeutung zukommt (Toll, 1981). Zur Charakterisierung des biologischen Abbaus wird in der Regel die Veränderung des Cellulose / Lignin – Verhältnis betrachtet. Nach Pichler und Kögel-Knabner (1999) ist anstatt dem Begriff Lignin auch der Begriff „refraktäre Stoffe“ zu verwenden, da neben dem Lignin auch weitere Komponenten wie z.B. die Humine erfasst werden. In den untersuchten MBA-Materialien verringert sich der Anteil der Cellulose-Fraktion um ca. 60% nach 9 Wochen Behandlungsdauer. Demgegenüber steigt der Anteil an Lignin bzw. refraktäre Stoffe in der organischen Trockenmasse um ca. 40 Gew.-% zum Rotteende an. Das Verhältnis Cellulose / Lignin verschiebt sich von anfänglich 1,68 auf 0,48 zum Rotteende (siehe Abbildung 3). Scherer und Vollmer (1999) berichten von ähnlichen Quotienten aus der Cellulose/Lignin-Fraktion (C/L-Wert) und geben einen finalen C/L-Wert von 0,4-0,8 an. In Untersuchungen von Höring und Ehrig (1998) wurden Grenzwerte von 0,5 für den C/L-Wert beim biologischen Abbau von Restmüll erzielt. In unsortiertem Hausmüll aus Deponien wurde für alten Abfall C/L-Werte zwischen 0,55-0,7 ermittelt (Bookter und Ham, 1982; Suflita et al, 1992). Scherer und Vollmer (1999) stellen fest, dass zu Beginn einer Rotte der C/L-Wert zwischen 1 und 3 liegt und sich ein Endwert am Ende der Rotte von etwa 0,4-0,7 einstellt. Die in Abbildung 3 dargestellten Ergebnisse der eigenen Untersuchungen bestätigen diese Aussage. Das untersuchte Material nach 9 Wochen Behandlungsdauer wies einen C/L-Wert von 0,48. Sowohl die Ergebnisse des $AT_4=4,1$ mg O_2/gTM und des $GB_{21}=6,5$ l/kgTM in der Originalsubstanz (siehe Abbildung 1) als auch des Quotienten BSB_5/CSB von 0,08 im Eluat des untersuchten Materials belegen das sehr geringe Emissionspotenzial des untersuchten Materials.

Die mögliche Huminstoffbildung während der aeroben Behandlung von Restabfällen kann anhand der Konzentration der Fulvo- und Huminsäuren und deren Quotienten beschrieben werden. In den Untersuchungen der aerob behandelten MBA-Materialien stieg die Konzentration der Huminsäuren und der Fulvosäuren mit zunehmender Behandlungsdauer an. Die Konzentration der Fulvosäuren erhöhte sich von anfänglich 145 oD/gOTM auf 275 oD/gOTM nach 9 wöchiger aerober Behandlungszeit, die Konzentration der Huminsäuren erhöhte sich von 127 oD/gOTM auf 574 oD/gOTM. Der Massenanteil der Huminsäuren in der organischen Substanz erhöhte sich um den Faktor 3,2 von 2,4 % auf 7,8 % zum Behandlungsende (siehe Tabelle 2). Der Quotient der Fraktion Huminsäuren / Fulvosäuren steigt mit zunehmender Rottedauer von 0,9 auf 2,1 an

und ist in Abbildung 3 gemeinsam mit dem Quotienten Cellulose / Lignin über die Behandlungsdauer aufgetragen. Der ansteigende Quotient Huminsäuren / Fulvosäuren zeigt an, dass die von ihrer Molekülstruktur kleineren Fulvosäuren (800-9000 Da) anteilig mit zunehmender Behandlungsdauer abnehmen, gleichzeitig entwickeln sich die größeren Huminsäurestrukturen (9000-500000 Da) und können als Senke für refraktären organischen Kohlenstoff im vorbehandelten Restabfall angesehen werden. Der Kohlenstoffgehalt weist am Behandlungsende einen Gehalt von ca. 450 g je Kilogramm organischer Trockenmasse auf. Bei einem angenommenen Kohlenstoffgehalt von ca. 50% in den Huminstoffen beträgt der Anteil der Huminsäuren + Fulvosäuren am organischen Kohlenstoffgehalt in der organischen Substanz der vorbehandelten Restabfälle ca. 13 Gew.-%. Möglicherweise liegt der tatsächliche Gehalt höher, da die Fraktion Lignin z.T. mit einbezogen werden könnte. Das vorbehandelte Restabfallmaterial weist somit schon vor der Ablagerung auf der Deponie einen hohen Humifizierungsgrad auf. Im Vergleich werden bei der Kompostierung von Bioabfall und einer anschließenden Ausbringung auf landwirtschaftlichen Flächen, auf den weiterhin die Ab- und Umbauprozesse der Huminstoffe fortgesetzt werden, ca. 27 Gew.-% Humus erzeugt (Anonymus, 2004).

Tabelle 2 Huminsäuregehalte der MBA-Proben angegeben als optische Dichte (oD) und als Prozent der organischen Trockenmasse [oTM]

Behandlungsdauer	Huminsäuren [oD /goTM]	Fulvosäuren [oD / g oTM]	Huminsäuren [% oTM]
0 Wochen	127	145	2,4
2 Wochen	207	142	3,4
6 Wochen	442	247	6,2
9 Wochen	574	275	7,8

Die Ergebnisse der Untersuchungen des Kohlenstoffgehaltes im Feststoff (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffgehaltes (DOC) im Eluat zeigen, dass sich der Anteil an eluierbarem Kohlenstoff vom Feststoff (TOC) in das Eluat (DOC) während der 9-wöchigen Rotte von anfänglich 20 Gew.-% auf ca. 1,6 Gew.-% am Rotteende reduziert. Durch die aerobe Behandlung wird der verbleibende organische Kohlenstoff in der Feststoffmatrix fixiert und kann nur noch geringfügig als gelöster organischer Kohlenstoff in die Flüssigphase ausgetragen werden. Erste Analysen der Huminsäuren im filtrierten Eluat weisen Gehalte zwischen 10 und 36 mg/l auf. Nach Van den Bergh (2001) beträgt der Huminstoffgehalt in Flüssen ungefähr 3,5mg/l, in Mooregebieten liegen mehr

als 10 mg/l vor. Beim DOC im Eluat des aerob vorbehandelten Materials handelt es sich z.T. um eine Matrix, die biologisch nur noch schwer abbaubar ist und über längerfristigen Zeiträumen Um- Abbauprozessen unterworfen sein wird. Nach 6-wöchiger Rotte liegen ca. 9 Gew.-% des gelösten DOC (298 mg/l) im Eluat als Huminsäuren + Fulvosäuren (angenommener C-Gehalt ca. 50%) vor. Dieser Huminstoffanteil liegt in der gleichen Größenordnung wie in der Feststoffmatrix. Zur Verifizierung der Ergebnisse sind weitere Untersuchungen hinsichtlich des Huminstoffgehaltes im Eluat durchzuführen.

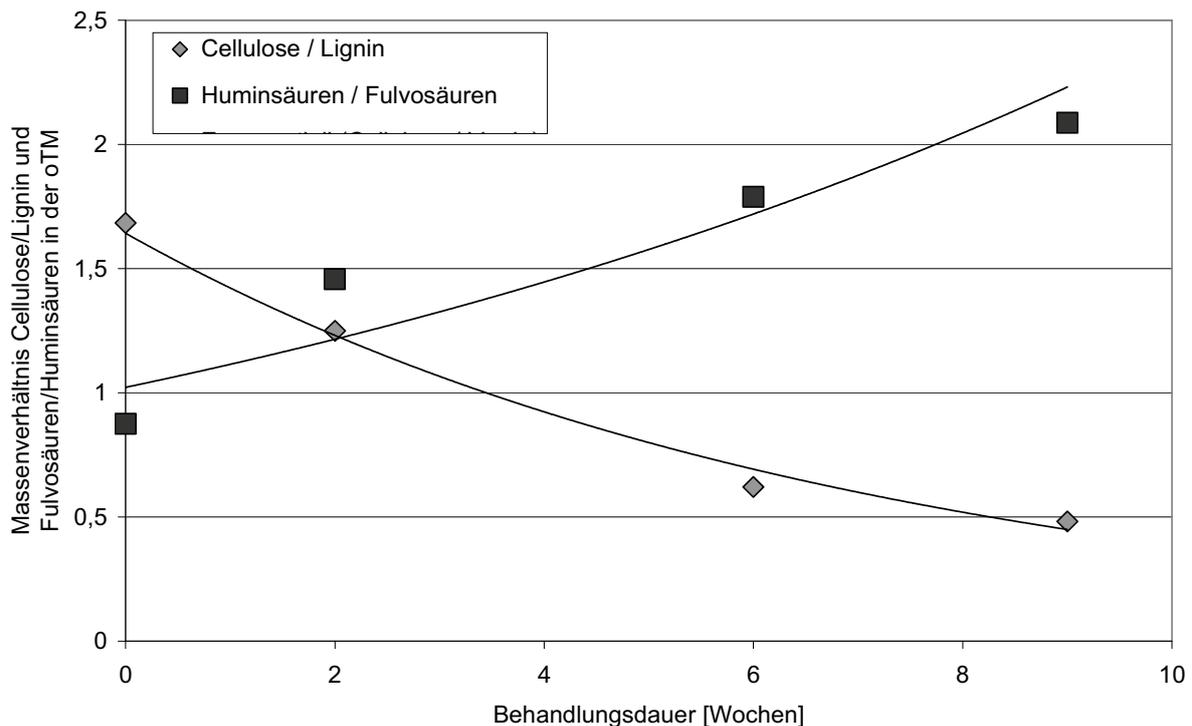


Abbildung 3 Veränderung der Massenverhältnisse von Cellulose und Lignin sowie Fulvosäuren und Huminsäuren in der organischen Trockenmasse von Restabfällen im Rahmen der aeroben Behandlung

4 Zusammenfassung

Im Rahmen einer mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen wurde die organikreiche Fraktion während einer 9-wöchigen aeroben Behandlung in Containern analysiert. Je ein Material wurde zu Beginn und zum Ende der Vorbehandlung sowie zwei weitere Materialien nach 2- und 6-wöchiger Behandlungszeit analysiert. Während der Rotte verringerte sich die biologische Aktivität hinsichtlich der Atmungsaktivität AT_4 und des Gaspotenzials GB_{21} um 95% bzw. 97%. Der gelöste organische Kohlenstoffgehalt im Eluat verringerte sich ebenfalls um 95%. Jeder dieser Parameter hielt die jeweiligen Zuordnungswerte der Abfallablagereungsverordnung (Anhang 2) (Anonymus, 2001) ein. Das 9 Wochen aerob vorbehandelte Material weist nur noch ein sehr geringes Emissionspotenzial auf und ist biologisch nur noch schwer abbaubar. Dies belegen

ebenfalls Analysen des BSB₅ und des CSB im Eluat. Der Quotient BSB₅/CSB weist nach der Rotte einen Wert von 0,08 auf. Das Material gilt somit als schwer biologisch abbaubar. Im Feststoff verringert sich das Kohlenstoff/Stickstoffverhältnis von ca. 20 auf einen Quotienten von 15 und ist somit als stabil anzusehen.

Detaillierte Untersuchungen zur Zusammensetzung der organischen Substanz zeigen auf, dass Cellulose um ca. 60% umgesetzt wird und Lignin bzw. die refraktäre Substanzen um ca. 40% (relativ betrachtet) zunehmen. Das Massenverhältnis von Cellulose/Lignin in der organischen Substanz verringert sich von anfänglich 1,68 auf 0,48 und zeigt somit eine typische Verschiebung des Cellulose/Lignin-Verhältnisses im Rahmen einer mechanisch-biologischen Vorbehandlung auf. Das Verhältnis Huminsäuren/Fulvosäuren steigt während der aeroben Behandlung von 0,9 auf 2,1 an. Huminsäuren und Fulvosäuren werden in der Feststoffmatrix gebildet und haben einen Anteil von ca. 13 Gew.-% am organischen Kohlenstoffgehalt TOC. Das Material weist somit bereits Humusgehalte auf, die auch im Rahmen einer Kompostierung von Bioabfällen erreicht werden und als stabil gelten. Weitere biologische Abbau- und Umbauprozesse der organischen Matrix können langfristig erfolgen.

Erste Analysen des Huminstoffanteils im Eluat des vorbehandelten Materials zeigen auf, dass der Huminstoffgehalt mit bis zu 36 mg/l denen von Proben aus Mooren entspricht und ebenfalls als sehr stabil einzustufen ist.

In weiteren Untersuchungen sind die Huminstoffgehalte in den Eluaten zu verifizieren.

5 Literatur

- | | | |
|----------------------------------|------|--|
| Anonymus | 2001 | Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen, Berlin 20.02.2001, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Deutschland |
| Anonymus | 2004 | Boden-, Ressourcen- und Klimaschutz durch Kompostierung in Deutschland, EPEA Internationale Umweltforschung GmbH |
| Heerenklage, J., Stegmann, R. | 2006 | Bestimmung der Stabilitätskriterien von MBA-Material in der Praxis, In: Deponietechnik 2006, Hamburger Berichte 29, S91-107, Verlag Abfall aktuell, ISBN 3-9810064-4-5 |
| Scherer, Paul A.; Vollmer, G.-R. | 1999 | Entwicklung eines einfachen Hochleistungsvergärungsverfahrens zur Behandlung von Restmüll unter hyperthermophilen Bedingungen, das gleichzeitig pasteurisiert und eine Nachrotte erspart. In: Müll und Abfall 3/99, S. 150-158, ISSN 0027-2957 |

- Soest van, P.J. 1963 Use of Detergents in the Analysis of Fibrous Feeds. II A Rapid Method for the Determination of Fiber and Lignin, J.A.O.A.C. 50, 50-55
- Amin, M., Lepom, P. 1995 Stoffgruppenanalyse zur Charakterisierung des biologisch abbaubaren Anteils der organischen Substanz in Müllproben, Müll und Abfall 4/95, S. 242-250
- Bookter, T., Ham, R. 1982 Stabilisation of solid waste in landfills. J. Environ. Engin. 108: 1089-1100
- Van den Bergh, J. 2001 Vor-Ort-Charakterisierung von aquatischen Huminstoffen und ihren Metallspezies. Dissertation an der Universität Dortmund
- Dach, J., Warnstedt, A., Müller, G. 2007 Erfahrungen und Optimierungsansätze zur Einhaltung des TOC im Eluat.
- Gerzabek, M.H., Danneberg, O., Kandeler, E. 1993 Bestimmung des Humifizierungsgrades. In: Bodenbiologische Arbeitsmethode. Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E., Margesin, R., Eds., Springer Verlag, 107-109
- Höring, K.; Ehrig, H-J. 1998 Stabilisierungsgrad und Emissionsverhalten mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfälle. Verbundvorhaben Mechanisch-biologische Behandlung von deponierenden Abfällen. Beiträge der Ergebnispräsentation 7.-8. September 1999, Potsdam
- Van Praagh, M., Heerenklage, J., Smidt, E., Modin, H., Stegmann, R., Persson, K.M. 2007 Potential Emissions from pretreated wastes with regard to organic matter and some heavy metals. In: Waste Management (submitted)
- Pichler, M., Kögel-Knabner, I. 1999 Humifizierungsprozesse und Huminstoffhaushalt während der Rotte und Deponierung von Restmüll. Verbundvorhaben Mechanisch-biologische Behandlung von deponierenden Abfällen. Beiträge der Ergebnispräsentation 7.-8. September 1999, Potsdam
- Topp, W. 1981 Biologie der Bodenorganismen, UTB, Heidelberg, ISBN 3-494-02129-5
- Modin, H. 2007 Impact of pre-treatment on the stability and leachability of three different wastes; Diplomarbeit an der Technischen Universität Hamburg-Harburg und an der Lund University (Schweden); In: Avdelning för Teknisk Vattenresurslära, ISRN LUTVDG/TVVR-07/5011+103p, ISSN-1101-9824

Anschrift der Verfasser(innen):

Jörn Heerenklage

Technische Universität Hamburg-Harburg, Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft, Gruppe Bio-Konversion und Emissionsminderung

Harburger Schloßstraße 36

D-21079 Hamburg

Telefon +49 40 42878 3526

Email heerenklage@tu-harburg.de

Website: www.tu-harburg.de/aws/

Ena Smidt

Universität für Bodenkultur Wien

Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt

Muthgasse 107

A-1190 Wien

E-mail: ena.smidt@bocu.ac.at

Website: www.bocu.ac.at

Estelle Redon

Veolia Environnement

Zone portuaire de Limay

291 avenue Dreyfous-Ducas

FR-78520 Limay

E-mail: Estelle.REDON@veolia.com

Martijn Praagh

Lund University

Water Resources Engineering

Lund University Box 117

S-22100 Lund Sweden

E-mail: martijn.van_praagh@tvrl.lth.se

Website: www.lu.se/lund-university/

Hanna Modin

Lund University

Water Resources Engineering

Lund University Box 117

S-22100 Lund Sweden

E-mail: hanna.modin@tvrl.lth.se

Website: www.lu.se/lund-university/

Rainer Stegmann

Technische Universität Hamburg-Harburg, Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft, Gruppe Bio Conversion und Emissionsminderung

Harburger Schloßstraße 36

D-21079 Hamburg

Telefon +49 40 42878 3054

Email stegmann@tu-harburg.de

Website: www.tu-harburg.de/aws/

Anwendung geotechnischer Modelle bei mechanisch biologisch aufbereitetem Abfall

Enrico Kammel und Jens Engel

Zentrum für angewandte Forschung und Technologie (ZAFT), HTW Dresden

Geotechnical models for waste processed mechanical biological treated waste

Abstract

The result of the mechanical and biological treatment of waste is a new material with special mechanical and hydraulic properties. Landfills of treated waste are similar to earth construction, like dams. To ensure the safety and the serviceability of the construction it is necessary to use calculation methods like slope stability and settlement analysis. These methods are well developed for soil mechanical proposes. An important requirement is the knowledge of the stress-strain and hydraulic behavior of the material. Different soil mechanical constitutive concepts were combined and a new concepts was developed. It is important to understand the mean influences on the behavior of the treated waste. For this reason an extensive investigation program was planed and realized with in situ and laboratory test. This paper presents the results of these tests and the first conclusions. It gives an overview about the problems and the solutions.

Zusammenfassung

Deponien sind Bauwerke, deren Standsicherheit und Gebrauchstauglichkeit rechnerisch nachzuweisen ist. Dies betrifft den Endzustand aber auch alle Zwischen- und Bauzustände. Für diese Nachweise müssen die Eigenschaften der Baustoffe durch Stoffgesetze beschrieben und die erforderlichen Kennwerte bereitgestellt werden. Mit der Ablagerung von mechanisch-biologisch aufbereitetem Abfall wird seit einigen Jahren ein neuartiges Material benutzt, dessen Eigenschaften u.a. von der Art der Herstellung und der Einbautechnologie abhängen. In diesem Beitrag werden Ergebnisse von Untersuchungen zur Beurteilung von MBA Material der Zentraldeponie Cröbern vorgestellt. Dies umfasst Laborversuche und Ergebnisse von Standsicherheits- und Verformungsrechnungen.

Keywords

waste, landfill, mechanical properties, stability

MBA-Material, Verdichtung, Scherversuche, Einaxiale Druckversuche, Ablagerungsverhalten

1 MBA-Material, Untersuchungen an MBA-Material Cröbern

Nach der "Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen" (Abfallablagerungsverordnung) [AbfAbIV, 2001] ist die Ablagerung von unbehandeltem Abfall seit Juni 2005 nicht mehr zulässig. Die mechanisch biologische Abfallbehandlung (MBA) von Siedlungsabfällen stellt ein Behandlungsverfahren dar, mit dem die Einhaltung der vorgegebenen Grenzwerte möglich ist. Das Endprodukt des Aufbereitungsprozesses ist ein Material (MBA-Material) dessen Eigenschaften wesentlich von den Abläufen beim Sortieren, der Zerkleinerung und der Verrottung bestimmt werden.

Nach bisherigen Erkenntnissen führt die Abfallbehandlung zu höheren Dichten, Verringerung der Wasserdurchlässigkeit, sowie einer veränderten Scherfestigkeit. Mittels bodenmechanischer Untersuchungen können die Eigenschaften des MBA-Materials ermittelt und anschließend auf praktische Problemstellungen angewandt werden. Da es deutschlandweit eine Vielzahl unterschiedlicher MBA-Anlagen gibt, sind auch die Eigenschaften des neuen Materials teilweise unterschiedlich. Erfahrungen hinsichtlich der Kennwerte, die für bautechnische Fragestellungen von Interesse sind, liegen noch nicht in umfassender Form vor.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens „Experimentelle und theoretische Untersuchungen zur Definition eines zeitabhängigen Stoffmodells zur Quantifizierung und Überwachung der Einbauparameter von MBA-Material“ wurden gezielt die Stoffeigenschaften des MBA-Materials der Deponie Cröbern durch Labor- und Felduntersuchungen ermittelt. Hierdurch lässt sich das Material hinreichend genau beschreiben. Im Ergebnis dieses Forschungsvorhabens soll ein Stoffmodell entwickelt werden, das die zahlenmäßige Beschreibung des Verhaltens von MBA-Material der Deponie Cröbern ermöglicht. An diesem Projekt sind neben dem Projektpartner I (Zentrum für angewandte Forschung und Technologie ZAFT e.V.), der die theoretischen Arbeiten und ausgewählte Versuche zur Bestimmung der Scherfestigkeit und der hydraulischen Eigenschaften ausführt, die Projektpartner II (GGB Gesellschaft für Geomechanik und Baumeßtechnik mbH, Espenhain) und Projektpartner III (FCB Fachbüro für Consulting und Bodenmechanik GmbH, Espenhain) beteiligt.

Im Folgenden werden Ergebnisse von Laborversuchen mitgeteilt und es werden erste Schlussfolgerungen abgeleitet, wobei bei einigen Kennwerten und Versuchen auf die Darstellungen in [Engel et al., 2007] verwiesen wird.

2 Stoffgesetze und Kennwerte für MBA-Material

2.1 Klassifizierung, Korngrößenverteilung

Die mittels Trockensiebungen [DIN 18123, 1996] ermittelte Korngrößenverteilung des MBA Materials Cröbern ist in Abbildung 1 dargestellt. Anhand der Sieblinie kann eine Benennung und Klassifizierung des Materials in Anlehnung an die bautechnische Vorgehensweise erfolgen. Der Feinkornanteil ($d < 0,063$ mm) liegt bei 1,3 % und damit unter der 5 %-Grenze, weshalb das Material als nichtbindig einzustufen ist. Nach den Partikelgrößen wäre das Material ein Kies, grobsandig, schwach mittelsandig (G, gs, ms'). Aufgrund der Ungleichförmigkeitszahl von $U > 6$ und der Krümmungszahl $C_c < 1$ ist das MBA-Material hinsichtlich der Bodengruppe als intermittierend gestuft einzuordnen. Inwieweit sich diese Klassifizierungsparameter für die näherungsweise Angabe der Berechnungskennwerte nutzen lassen, kann nur durch die Sammlung von Erfahrungen mit unterschiedlichen MBA-Materialien untersucht werden.

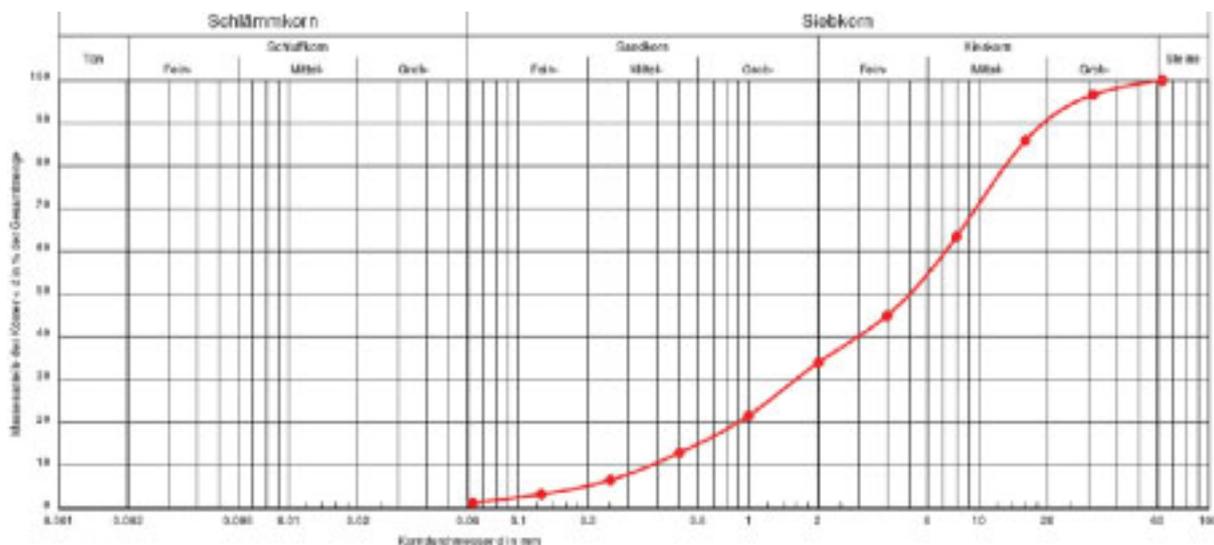


Abbildung 1 Korngrößenverteilung (Sieblinie) des MBA-Materials Cröbern

2.2 Untersuchung zur Wassergehaltsbestimmung

Nach DIN 18121 Teil 1 erfolgt die Wassergehaltsbestimmung durch Trocknung des Materials bis zur Massenkonstanz bei einer Temperatur von 105 °C im Trockenschrank. Der Wassergehalt ist definiert als Verhältnis von dem im Boden vorhandenen Wasser m_w , das bei dieser Temperatur verdampft, zur Masse der trockenen Probe m_d .

$$w = \frac{m_w}{m_d} \quad (1.1)$$

Der in der DIN 18121 festgeschriebene Stand der Technik gilt für mineralische Böden und setzt bestimmte Anforderungen an die Mindestprobenmenge und die Herstellung

repräsentativer Teilproben. Es wird darauf hingewiesen, dass bei Böden die organische Bestandteile enthalten, eine Verfälschung des Ergebnisses eintritt. Ursache dafür sind chemische Prozesse wie Oxidation oder andere Reaktionen. Aus diesem Grunde wurden im Rahmen des Versuchsprogramms an dem MBA-Material zunächst Untersuchungen zur Bestimmung des Wassergehalts durchgeführt. Durch Bestimmung der Trockenmasse nach Ofentrocknung bei unterschiedlichen Temperaturen sollten Hinweise auf den Einfluss der Temperatur festgestellt werden. Die Versuche wurden über einen längeren Zeitraum fortgesetzt und sind für 105°C in Abbildung 3 und für 60°C in Abbildung 2 dargestellt.

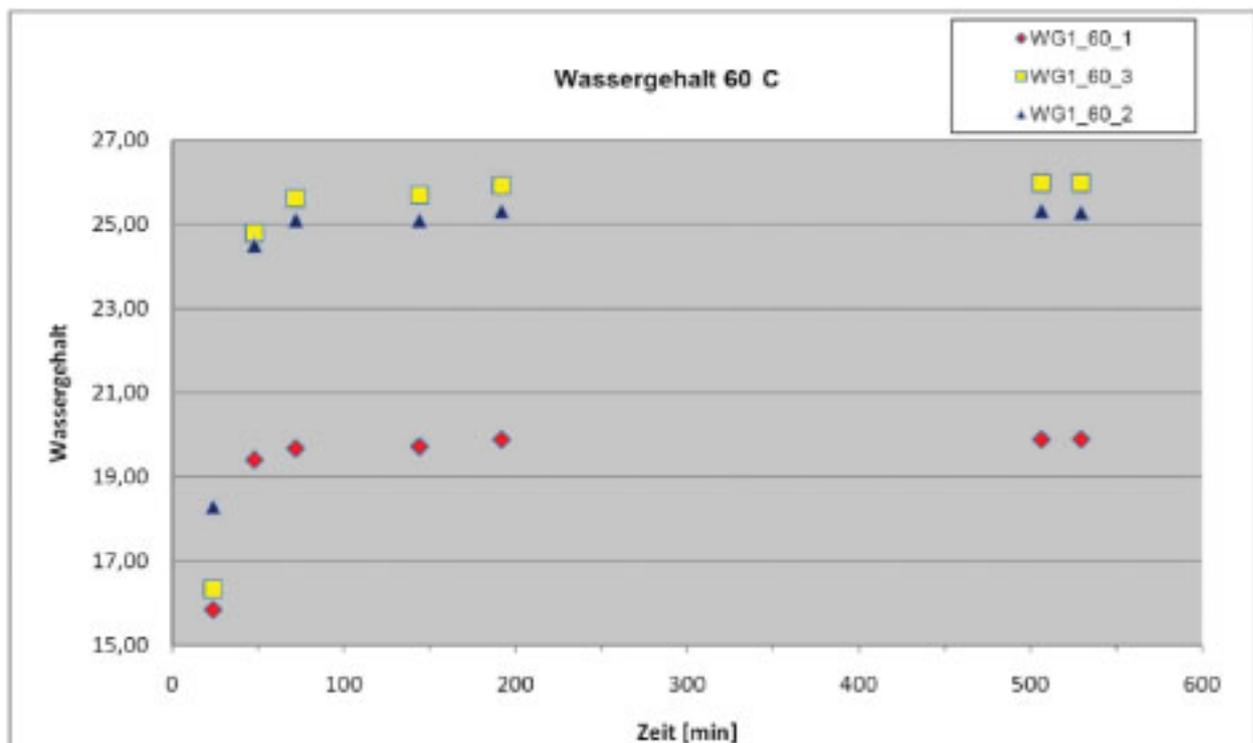


Abbildung 2 Ergebnisse zur Wassergehaltsbestimmung bei 60°C

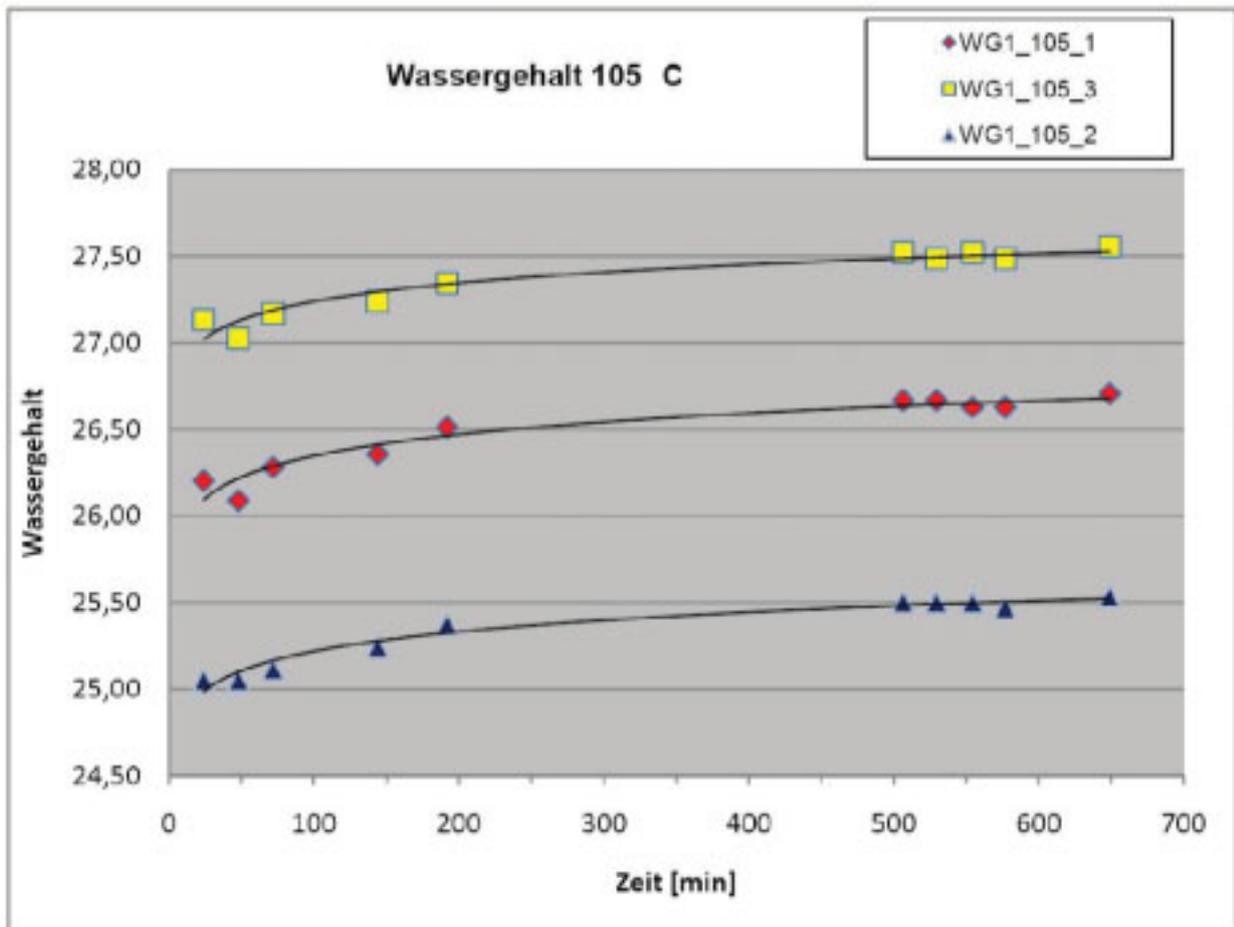


Abbildung 3 Ergebnisse zur Wassergehaltsbestimmung bei 105°C

Die Ergebnisse der Versuche zeigen, dass die Trocknung bei 60 °C einen etwas niedrigeren Wassergehalt und eine langsamere Abnahme der Masse ergibt als bei 105°C. Eine näherungsweise Massenkonstanz war bei beiden Temperaturen nach spätestens 24 Stunden festzustellen. Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Bestimmung des Wassergehalts nach 48 Stunden bei 60 °C zu ähnlichen Ergebnissen führt wie bei 105 °C nach 24 Stunden.

2.3 Verdichtungsverhalten

2.3.1 Proctordichte

Zur Ermittlung der Proctordichte wurden zwei Versuche an Material mit einem Größtkorn von 31,5 mm im B-Proctorzylinder mit einem Innendurchmesser von 150 mm durchgeführt [DIN 18127, 1997]. Es wurden pro Versuch fünf Proben mit unterschiedlichen Wassergehalten in drei Lagen eingebaut und mit jeweils 22 Schlägen und einem Fallgewicht von 4,5 kg verdichtet. Im Anschluss ist die Dichte und der Wassergehalt bestimmt worden. Die Ergebnisse sind in Tabelle 1 und in Abbildung 4 dargestellt. Auffallend ist der unterschiedliche Verlauf der Kurven und die unterschiedliche Streubreite.

Tabelle 1 Zusammenfassung der Ergebnisse der Proctorversuche

Versuch Nr.	Proctorwassergehalt w_{Pr} [-]	Proctordichte ρ_{Pr} [g/cm ³]
1	0,33	1,11
2	0,33	1,08

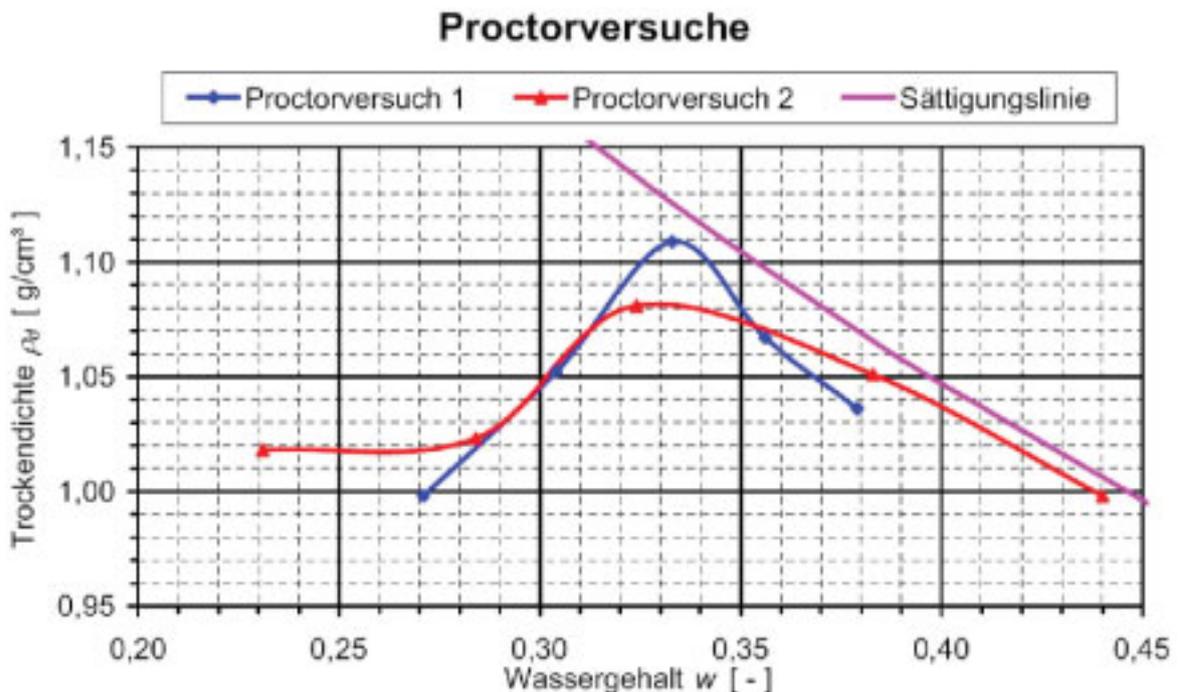


Abbildung 4 Proctorkurven des MBA-Materials Cröbern

2.3.2 Einbaudichte in situ

Zur Untersuchung des Verdichtungsverhaltens in situ sind auf der Zentraldeponie Cröbern Testfelder angelegt und beprobt worden. Diese wurden vor dem Befüllen, unmit-

telbar nach Einbau des Materials und nach 7 Tagen geodätisch vermessen. Zur Feststellung der lokalen Dichte des MBA Materials sind außerdem Proben mit dem Densitometerverfahren (Wasserersatzmethode) entnommen worden, wobei der Durchmesser der Entnahmeform 45 cm betrug. Tabelle 2 enthält die gemittelten Einbaudichten bei unterschiedlichen Verdichtungsgeräten.

Tabelle 2 Ergebnisse der Einbauversuche im Testfeld

Verdichtungsgerät	Wassergehalt w [-]	Dichte ρ [g/cm ³]	Trockendichte ρ_d [g/cm ³]
Planierraupe	0,30	1,40	1,08
Kompaktor	0,31	1,47	1,13

Beim Einbau mit dem Kompaktor wurde die größere Dichte erzielt. Mit der Annahme eine Korndichte von $\rho_s=1,80$ g/cm³ ergibt sich eine rechnerische Dichte bei Sättigung von 1,48 bzw. einer Dichte von 1,50 g/cm³.

2.4 Wasserdurchlässigkeit

Die Wasserdurchlässigkeit des MBA-Materials Cröbern wurde im Labor an sechs gestörten Proben mit unterschiedlichem Größtkorn (4 mm und 10 mm) untersucht. Zur Herstellung der Probekörper wurde das Material in einem Proctorgerät unter Verwendung eines A-Zylinders in drei Lagen eingebaut und mit 25 Schlägen je Lage verdichtet. Die Bestimmung der Durchlässigkeit erfolgte anschließend bei einem konstanten hydraulischen Gefälle von $i=30$, wobei die Durchströmung von unten nach oben stattfand. Es wurde solange durchströmt, bis ein konstanter Durchfluss festgestellt werden konnte.

In Tabelle 3 sind die Ergebnisse der Versuche zusammengestellt. Die ermittelten Durchlässigkeitsbeiwerte liegen im Mittel bei ca. $7 \cdot 10^{-10}$ m/s. Dies entspricht einem „sehr schwach durchlässigen“ Material [DIN 18130-1, 1998]. Nur bei mineralischen Böden mit hohem Feinkornanteil sind diese geringen Durchlässigkeiten zu erwarten.

Die Bezeichnungen k_{10} bzw. k_{20} in Tabelle 3 bedeuten den Durchlässigkeitsbeiwert bei einer Temperatur von 10°C bzw. 20°C. Innerhalb des abgelagerten MBA-Materials kommt es infolge chemischer Prozesse zu einer Wärmeentwicklung, was mit einem Anstieg der Wassertemperatur einhergeht. Die Annahme des k_{20} -Werts ist demnach zumindest während der restlichen Rotteprozesse realistischer.

Tabelle 3 Ergebnisse der Durchlässigkeitsversuche

Nr.	Größtkorn d_{Max} [mm]	Anfangswassergehalt w_A [-]	Anfangstro- ckendichte ρ_{dA} [g/cm ³]	Durchlässig- keitsbeiwert k_{10} [m/s]	Durchlässig- keitsbeiwert k_{20} [m/s]
1	4	0,38	0,93	$8,0 \cdot 10^{-10}$	$1,0 \cdot 10^{-9}$
2	4	0,41	0,88	$5,7 \cdot 10^{-10}$	$7,4 \cdot 10^{-10}$
3	4	0,38	0,89	$6,8 \cdot 10^{-10}$	$8,8 \cdot 10^{-10}$
4	4	0,38	0,90	$8,3 \cdot 10^{-10}$	$1,1 \cdot 10^{-9}$
5	10	0,34	0,98	$7,9 \cdot 10^{-10}$	$1,0 \cdot 10^{-9}$
6	10	0,34	0,97	$6,7 \cdot 10^{-10}$	$8,7 \cdot 10^{-10}$
7	10	0,24	0,97	$7,8 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$
8	4	0,492	0,80	$4,1 \cdot 10^{-9}$	$5,4 \cdot 10^{-10}$
9	10	0,251	0,96	$6,6 \cdot 10^{-6}$	$8,5 \cdot 10^{-6}$
10	4	0,557	0,90	$1,5 \cdot 10^{-10}$	$2,0 \cdot 10^{-10}$
11	4	0,568	0,90	$1,4 \cdot 10^{-10}$	$1,8 \cdot 10^{-10}$
12	4	0,46	1,02	$1,5 \cdot 10^{-10}$	$1,9 \cdot 10^{-10}$
13	4	0,46	1,01	$4,8 \cdot 10^{-11}$	$6,2 \cdot 10^{-11}$
14	4	0,48	1,00	$9,9 \cdot 10^{-11}$	$1,3 \cdot 10^{-10}$

In Abbildung 5 ist die zeitliche Entwicklung des Durchlässigkeitsbeiwerts grafisch dargestellt. Deutlich zu erkennen ist hierbei die Abhängigkeit der Durchlässigkeit von den Einbauparametern. Die zwei gemessenen Durchlässigkeiten im Bereich von ca. $1 \cdot 10^{-5}$ m/s sind auf den geringen Wassergehalt beim Einbau zurückzuführen.

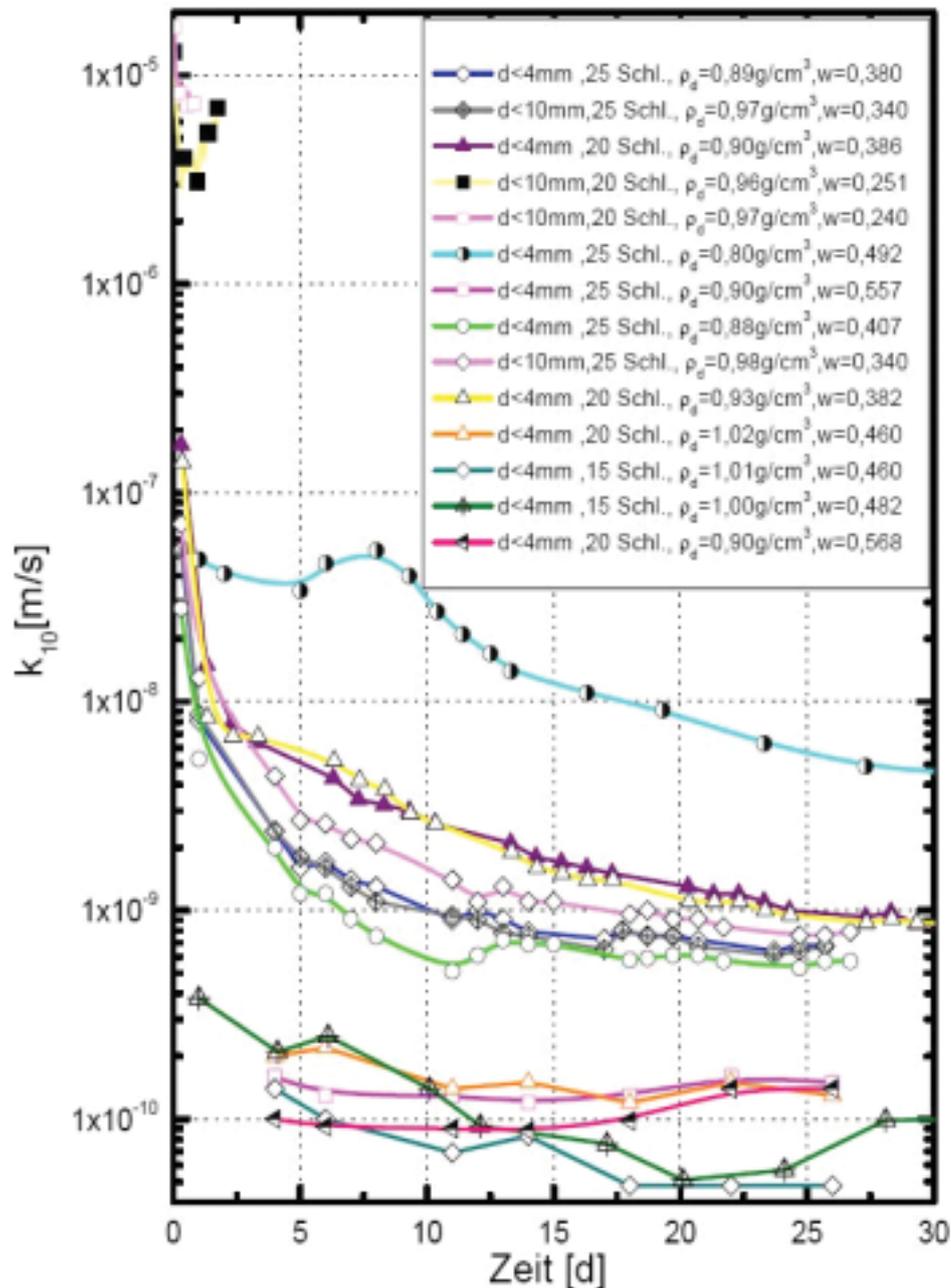


Abbildung 5 Ergebnisse der Durchlässigkeit

2.5 Rahmenscherversuch

Die Bestimmung der Scherparameter des MBA-Materials erfolgte durch Großrahmenscherversuche (100 cm x 100 cm). Dafür ist der Anteil des Materials mit der Körnung 0 - 60 mm verwendet worden. Die Vorschubgeschwindigkeit v wurde mit 10 mm/h in Anlehnung an die GDA-Empfehlungen [GDA-Empfehlungen, 1997] gewählt. Bei der Auswertung ist der veränderliche Wassergehalt berücksichtigt worden. Dazu wurden die Versuche in zwei Versuchsreihen unterteilt.

In Abbildung 6 sind die Scherspannungs-Scherweg-Diagramme und in Abbildung 7 die Scherspannungs-Normalspannungs-Diagramme für beide Versuchsreihen dargestellt.

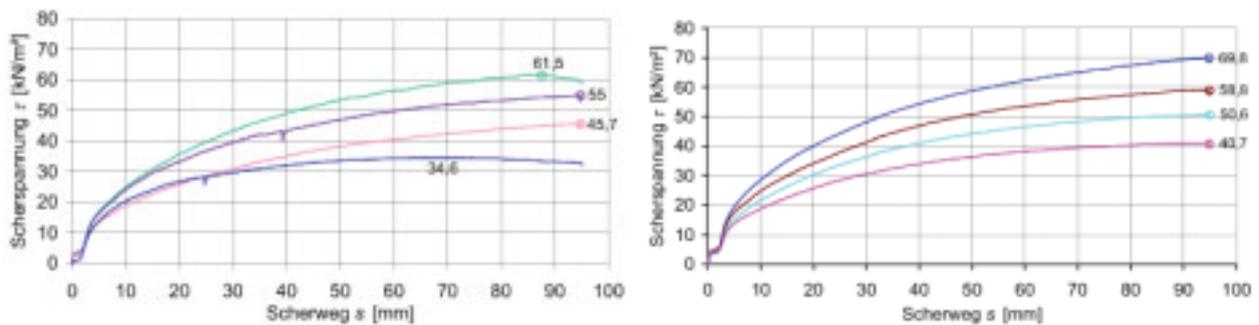


Abbildung 6 Mobilisierung der Scherfestigkeit im Rahmenscherversuch

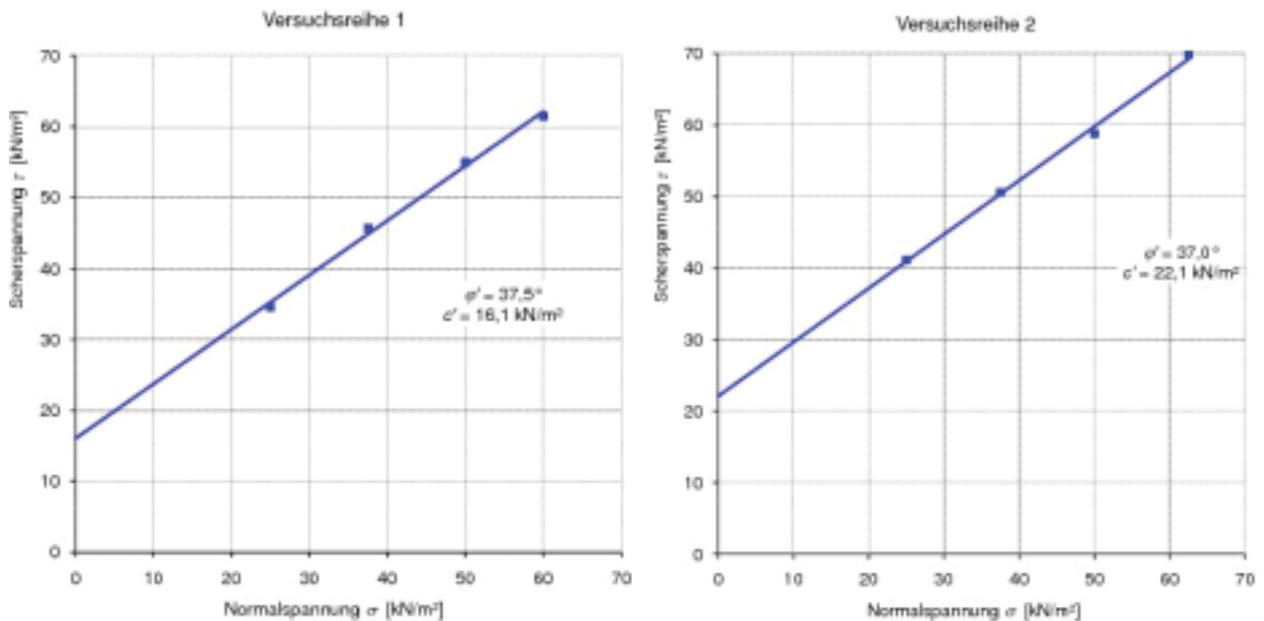


Abbildung 7 Ergebnisse der Scherversuche, Scherspannung gegen Normalspannung

Aus den τ - s -Diagrammen ist ersichtlich, dass bei einem Großteil der Versuche kein klarer Bruch erkennbar ist, die Scherspannung also bis zum Ende des maximalen Scherwegs von 95 mm ansteigt. Alle Proben wurden mit einer Dichte $\rho = 1,31 \text{ g/cm}^3$ eingebaut, woraus sich die mittleren Trockendichten $\rho_d = 0,93 \text{ g/cm}^3$ bei Versuchsreihe 1 und 0,96 bei Versuchsreihe 2 ergeben.

2.6 Spannungsabhängige Dichte

Bei Belastung eines zunächst locker geschütteten Bodens oder eines anders körnigen locker gelagerten Materials kommt es bei der statischen Belastung der Probe zu einer Verdichtung. Wie groß die Dichte nach Lastaufbringung ist, hängt unter anderem vom Boden, der Anfangsdichte und dem Wassergehalt ab. Der Zusammenhang zwischen der Auflastspannung und der Dichte wird hier als „Spannungsabhängige Dichte“ bezeichnet und zur Charakterisierung des Materialverhaltens benutzt. Die Abhängigkeit der Dichte von der Normalspannung bei unterschiedlichen Wassergehalten lässt sich mit der spannungsabhängigen Dichte beschreiben und ist typisch für ein Material. Da-

durch ist es möglich, das Setzungsverhalten von abgelagertem MBA-Material bei Änderung der Auflast oder Änderung des Wassergehalts zu beurteilen. Diese Aussagen sind insbesondere während des Betriebs von Deponien wichtig.

Zur Ermittlung der spannungsabhängigen Dichte sind mehrere Teilversuche mit unterschiedlichem Wassergehalt erforderlich. Die Versuche wurden an MBA-Material mit einem Siebschnitt von 0-60 mm durchgeführt. Nach gezielter Einstellung des Wassergehalts ist das MBA-Material in einen Proctortopf C locker geschüttet eingebaut worden. Anschließend wurde die Auflast über eine gelochte Metallplatte aufgebracht. Die seitliche Ausdehnung ist wie im Ödometerversuch behindert, eine Entwässerung des Materials nach oben ist möglich. Nach Bestimmung der Ausgangshöhe h_A wurden die Laststufen (25, 50, 100, 200, 400, 800 kN/m²) aufgegeben und die Setzungen nach Erreichen der jeweiligen Auflastspannung abgelesen. Die Setzungen wurden direkt nach Auftragen der Spannung abgelesen und entsprechen demnach den Anfangssetzungen, wie sie auf einer Deponie nach der Überfahrt mit einem Verdichtungsgerät, z.B. einem Kompaktor, entstehen. Der Kompaktor verursacht eine Auflastspannung von ca. 300 kN/m². Bei einem zu hohen Wassergehalt kommt es unter diesen Spannungen bereits zu einer Vernässung, wodurch die Befahrbarkeit verringert wird. Die festgestellten Hebungen des Versuchsmaterials bei Entlastung deuten auf teilweise elastische Eigenschaften hin.

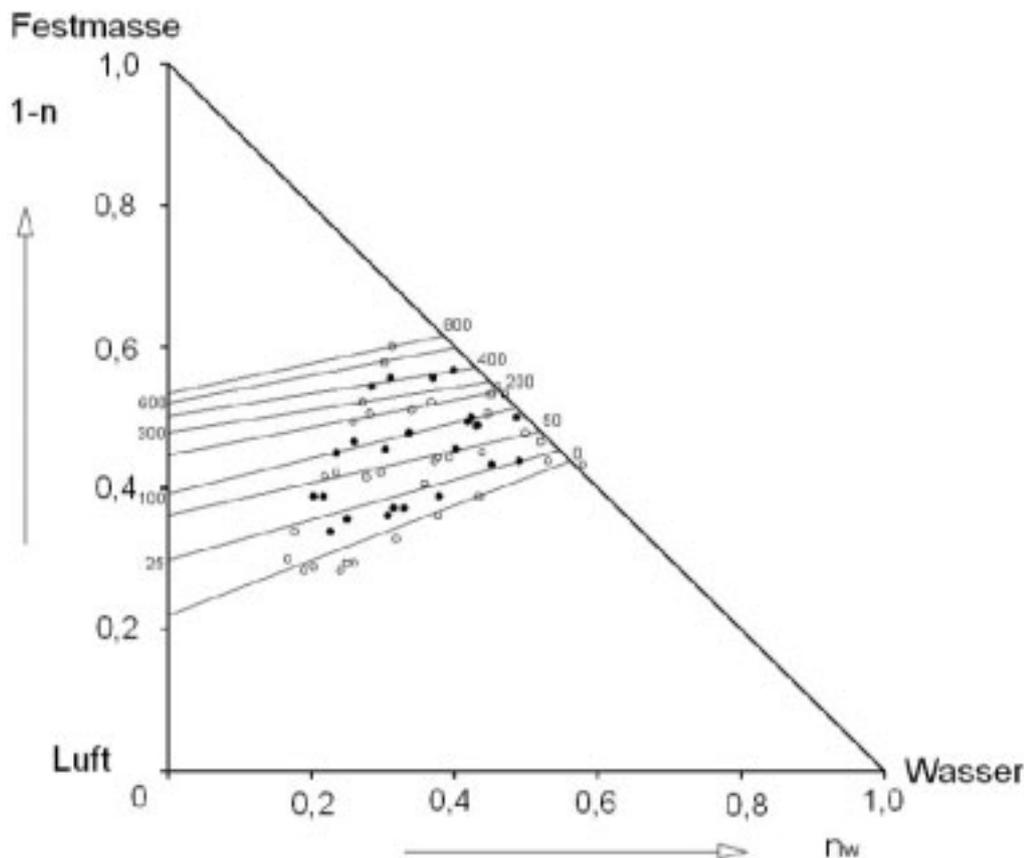


Abbildung 8 Spannungsabhängige Dichte im Koordinatensystem $1-n = \rho_d / \rho_s$; $n_w = w \rho_d / \rho_w$

3 Modell zur Beschreibung der Verdichtung

Das Ablagerungsverhalten des MBA-Materials auf der Deponie und im Labor kann mit Hilfe eines von Rudert entwickelten Dreiecknetzes beschrieben werden (siehe [Engel, 2003] und [Rudert, 1977]). Zur Erfassung der Volumen- oder Massenverhältnisse im Boden werden die Korndichte ρ_s , der Wassergehalt w und die Dichte ρ benötigt. Die Darstellung der Massen- und Volumenverhältnisse erfolgt durch Auftragung des Feststoffanteils $(1-n)$ gegen den wassergefüllten Porenraum (volumetrischer Wassergehalt) n_w . Der Vorteil der Auftragung $(n_w, 1-n)$ liegt vor allem darin, dass Linien gleicher Eigenschaften, z.B. Linien gleicher Sättigung, gleicher Wassergehalte, gleicher Spannungen, gleicher Verdichtung, als Geraden in dem Diagramm darstellbar sind. Die Ergebnisse der Labor- und Feldversuche sind in das Dreiecknetz eingezeichnet worden. Abbildung 9 zeigt die durchgeführten Proctorversuche und die Linien gleicher Wassergehalte bei $w=0,30$ und $w=0,40$. Zusätzlich wurde der Versuche zur Ermittlung der spannungsabhängigen Dichte bei einer Spannung von 400 kN/m^2 eingetragen. Hieraus wird deutlich das der Einbau des MBA-Materials auf der Deponie in Cröbern mit einem Wassergehalt von $w=0,30$ und $w=0,40$ erfolgen sollte.

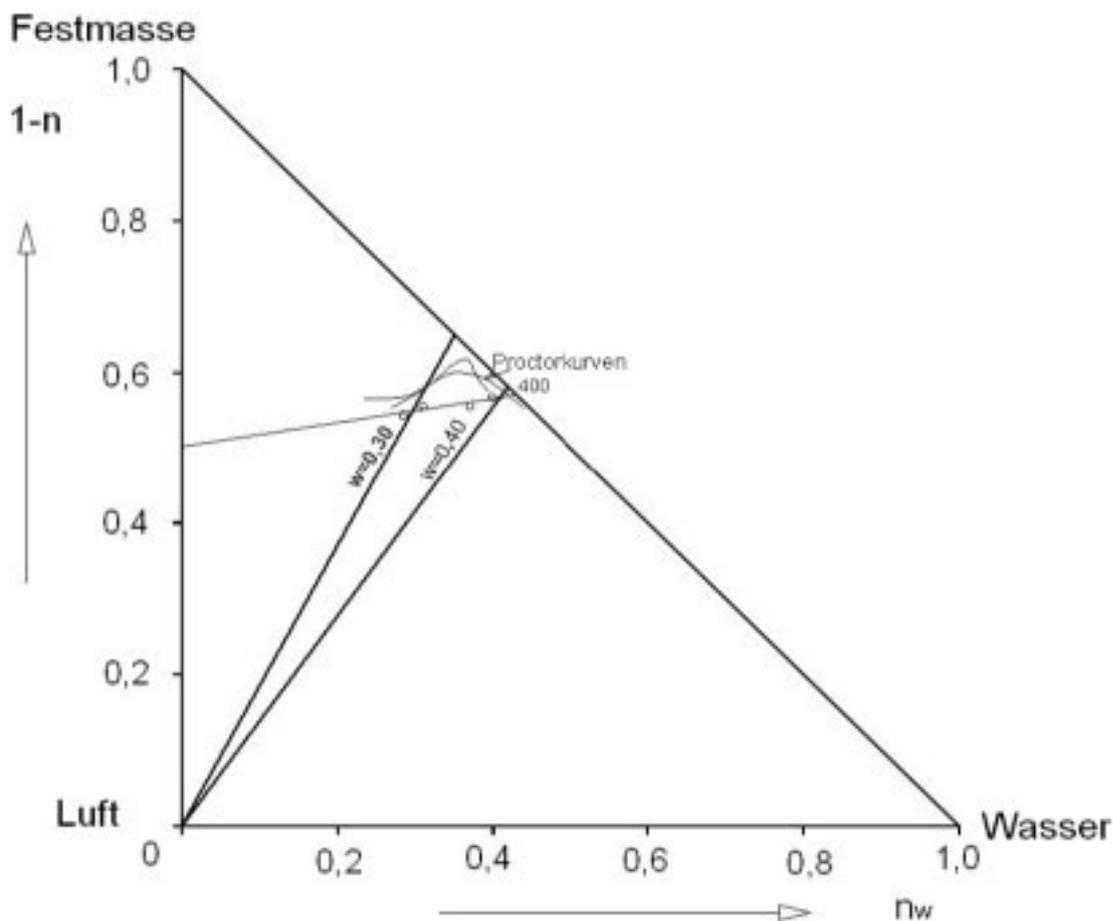


Abbildung 9 Einbauverhalten der Laborversuche, Darstellung im Koordinatensystem $1-n$ gegen $n_w = w \rho_d / \rho_w$

In Abbildung 10 ist zusätzlich das Einbauverhalten durch Eintragung der Feldversuche dargestellt. Es sind die Volumenveränderungen dargestellt, die beim Einbau im Feld mittels eines Feldkompaktors und einer Felddraupe festgestellt worden sind. Deutlich wird dabei, dass der Einbau im Feld oberhalb der Proctordichte und auf dem trockenen Ast der Proctorkurve liegt. Weiterhin ist zu erkennen, dass der Einbau mit dem Feldkompaktor zu höheren Dichten als der Einbau mittels Planierdraupe führt.

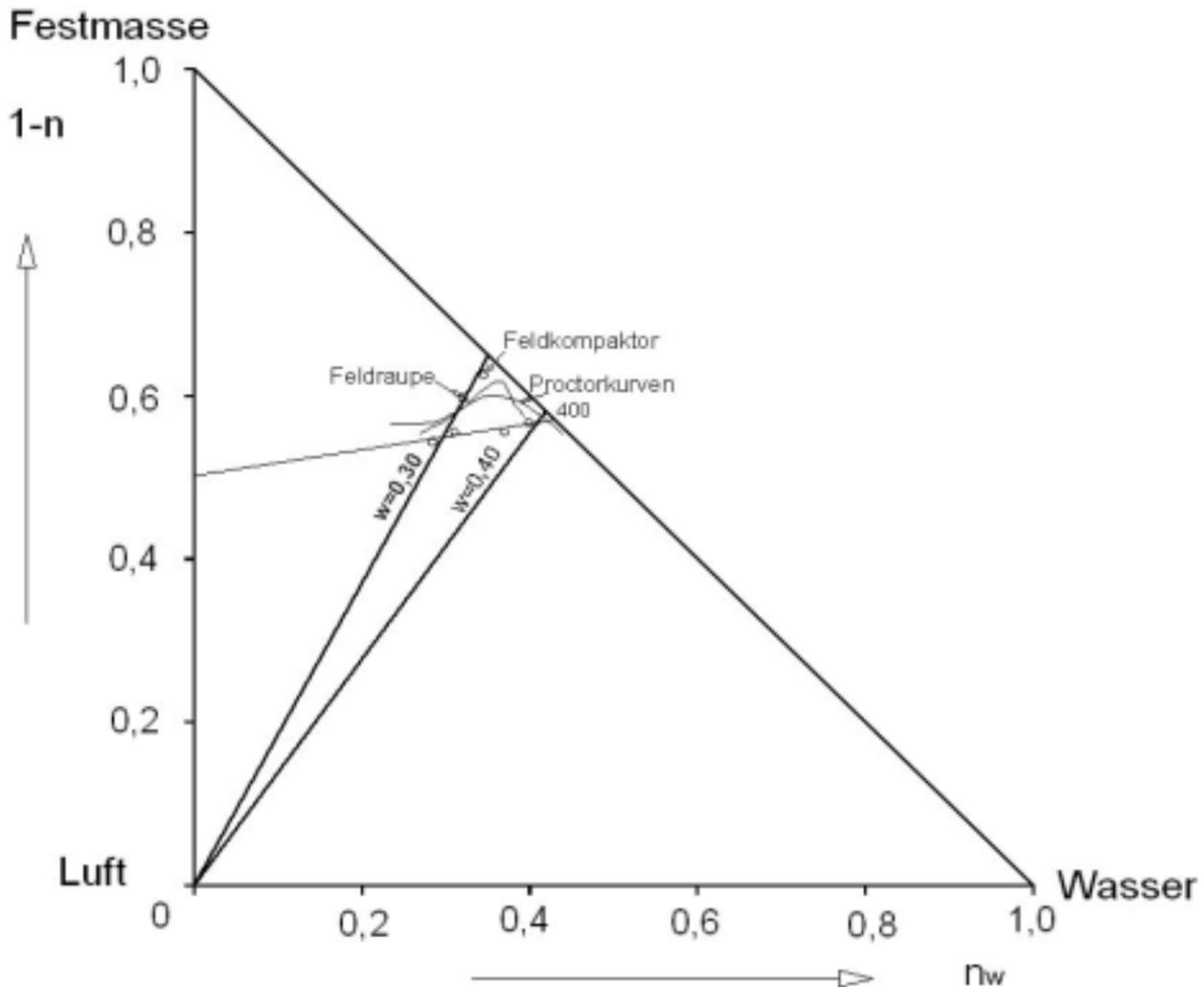


Abbildung 10 Einbauverhalten in Labor- und Feldversuchen, $1-n = \rho_d / \rho_s$; $n_w = w \rho_d / \rho_w$

4 Zusammenfassung, Ausblick

Im Rahmen des hier vorgestellten Projekts werden die bodenmechanischen Eigenschaften von MBA-Material untersucht. Die vorliegenden Ergebnisse lassen eine zahlenmäßige Beschreibung der mechanischen und hydraulischen Eigenschaften des MBA-Materials der Zentraldeponie Cröbern zu. Es ist vorgesehen, die Erfahrungen bei der Untersuchung und der Bewertung der Ergebnisse in Empfehlungen zusammenzufassen und zu einem späteren Zeitpunkt zu veröffentlichen. Mit den Modellen, die ent-

wickelt worden sind, ist es auch möglich, den Einfluss der Teilsättigung und der Strömungs- und Verformungsprozesse zu berücksichtigen.

Auf der Grundlage der nunmehr vorliegenden, abgesicherten Kenntnisse zu den Materialkennwerten und Lastannahmen, werden gegenwärtig rechnerische Untersuchungen zur Prognose der Standsicherheit und der Verformbarkeit durchgeführt. Dafür wird neben anderen, klassischen Programmen, auch die FEM benutzt. Für die Simulationen mit dem FEM-Programm PLAXIS müssen geeignete Stoffgesetze ausgesucht und die Kennwerte auf Grundlage der Versuchsergebnisse neu bestimmt werden. Die Berechnungen stehen kurz vor dem Abschluss. Auch hierüber wird in einer späteren Veröffentlichung berichtet.

5 Literatur

- | | | |
|------------------|------|---|
| DIN 18121-1 | 1998 | Baugrund – Untersuchung von Bodenproben - Wassergehalt , Teil1 : Bestimmung durch Ofentrocknung |
| DIN 18123 | 1996 | Bestimmung der Korngrößenverteilung |
| DIN 18121-1 | 1998 | Baugrund – Untersuchung von Bodenproben - Wassergehalt , Teil1 : Bestimmung durch Ofentrocknung |
| DIN 18130-1 | 1998 | Baugrund - Untersuchung von Bodenproben - Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts. Teil 1: Laborversuche |
| DIN 18127 | 1997 | Baugrund - Untersuchung von Bodenproben - Proctorversuch |
| AbfAbIV | 2001 | Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfalldeponien (Abfallablagerungsverordnung-AbfAbIV). 20. Februar 2001 |
| GDA Empfehlungen | 1997 | GDA-Empfehlungen, Geotechnik der Deponien und Altlasten, Ernst & Sohn, Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V., ISBN 3-433-01318-7. |

- Engel, J. ; Geß, S. ; Kam- 2007 Deponieworkshop Zittau- Liberec 2007. Geotechni-
mel, E. ; Al-Akel, S. ; Lauer, sche Probleme bei mechanisch-biologisch aufberei-
C. ; tetem Abfall. Tagungsband, Heft 96 der Wissen-
schaftlichen Berichte der Hochschule Zittau / Görlitz,
Zittau, ISBN 978-3-9811021-6-1.
- Rudert, J. ; 1977 TU Dresden. Beitrag zur quantitativen Erfassung der
Abhängigkeit mechanischer Eigenschaften feinkörnig
– bindiger Lockergesteine von Lockergesteinsart und
Phasenzusammensetzung. Habilitation,
- Engel, J. ; 2003 Workshop Bodenverdichtung. Verfahren zur Vorher-
sage der Eigenschaften verdichteter Böden. Techni-
sche Universität Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich
Geotechnik und Baubetrieb, ISBN 3-936310-05-X.

Anschrift der Verfasser

Dipl.-Ing.(FH) Enrico Kammel
Zentrum für angewandte Forschung und Technologie (ZAFT), HTW Dresden
Friedrich List Platz 1
D-01069 Dresden
Telefon +49 351 462 3667
Email kammel@zaft.htw-dresden.de
Website: <http://www.zaft.htw-dresden.de>

Prof. Dr.-Ing. habil Jens Engel
Zentrum für angewandte Forschung und Technologie (ZAFT), HTW Dresden
Friedrich List Platz 1
D-01069 Dresden
Telefon +49 351 462 2352
Email engel@zaft.htw-dresden.de
Website: <http://www.zaft.htw-dresden.de>

Entwicklung von abgelagertem Hausmüll aus den 80er Jahren und mechanisch-biologisch behandeltem Restmüll – ein Vergleich

Ena Smidt, Katharina Meissl, Johannes Tintner

Institut für Abfallwirtschaft, Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt
Universität für Bodenkultur, Wien

Development of deposited municipal solid waste from the eighties and MBT-material – a comparison

Abstract

Five 3-meter-deep profiles of piled up municipal solid waste (MSW) from the eighties were investigated using conventional parameters, infrared spectroscopy and thermal analysis. Depending on prevalent environmental conditions, especially on air supply, the material developed in various ways with depth. Samples from 0.1 m to 3 m depths were compared to different decomposition stages of current mechanically-biologically treated (MBT) municipal solid waste and 30-year-old landfill material containing municipal solid waste and construction waste. Differences between samples of profiles, MBT waste and old landfill material were revealed by infrared spectral and thermal analyses. Data evaluation was supported by multivariate statistical methods. The effect of mechanical-biological treatment with regard to the time frame of stabilization becomes clearly visible by comparing thermal characteristics (heat flow and enthalpies) of profile samples and MBT-material from the same plant.

Zusammenfassung

Fünf drei Meter tiefe Profile einer Ablagerung von Hausmüll mit einer Zumischung von Klärschlamm aus den 1980er Jahren wurden mit herkömmlichen Parametern, Infrarotspektroskopie und thermischer Analyse charakterisiert. Abhängig von den vorherrschenden Umweltbedingungen, vor allem vom Luftzutritt, entwickelte sich das Material unterschiedlich mit zunehmender Tiefe. Proben aus verschiedenen Tiefenstufen wurden mit heutigem MBA-Material und Material aus einer alten Deponie, die Hausmüll und Baurestmassen enthielt, verglichen. Unterschiede wurden durch infrarotspektroskopische und thermische Analyse sichtbar gemacht. Die Datenauswertung erfolgte mithilfe multivariater statistischer Verfahren. Der Effekt der biologischen Behandlung in Hinblick auf den Zeitrahmen der Stabilisierung wird durch den Vergleich thermoanalytischer Daten der Profil- und der MBA-Proben aus derselben Anlage sichtbar.

Keywords

Altablagerung Hausmüll, Profiluntersuchungen, MBA-Material, FT-IR Spektroskopie, thermische Analyse

MSW bank, profile investigations, MBT-material, FT-IR spectroscopy, thermal analysis

1 Einleitung

Seit 2004 muss nach österreichischer Deponieverordnung Restmüll vor der Ablagerung einer Behandlung unterzogen werden. Diese kann thermisch (Verbrennung) oder biologisch erfolgen. Ziel der mechanisch-biologischen Behandlung ist die Abtrennung und Verwertung der heizwertreichen Fraktion und die Reduktion von Deponieemissionen durch die biologische Vorbehandlung. Die Ablagerungsfähigkeit wird durch Grenzwerte für die biologische Aktivität unter aeroben und anaeroben Bedingungen und den Brennwert definiert.

Früher wurde Hausmüll ohne weitere Vorbehandlung abgelagert, mit den bekannten Auswirkungen unkontrollierter Emissionen aus dem Deponiekörper. Die Diskussion um die Klimarelevanz dieser Emissionen und die globalen Auswirkungen trug dazu bei, die „Qualität“ des Abfallmaterials selbst durch entsprechende Maßnahmen zu verbessern. Die Herausforderung im Forschungsbereich Abfallanalytik ist es, diese komplexe Abfallmatrix und ihr Verhalten umfassend zu charakterisieren und die Wirksamkeit von Behandlungsmaßnahmen daraus abzuleiten. Verschiedene innovative Untersuchungsmethoden für Abfälle wurden in der Literatur beschrieben (PICHLER ET AL., 2001; CHEN, 2003; MELIS UND CASTALDI, 2004; TESAR ET AL., 2007, SMIDT ET AL., 2007). In dieser Arbeit wurden Infrarotspektroskopie und thermische Analyse als Untersuchungsmethoden angewandt, die in Zukunft auch in der Praxis Anwendung finden können.

Ablagerungen von Hausmüll aus früheren Jahrzehnten werden von Seite der Behörde untersucht, um das Gefahrenpotenzial abzuschätzen und bei Bedarf notwendige Sanierungsmaßnahmen einzuleiten. Für die Forschung bieten Altablagerungen die Möglichkeit, das Langzeitverhalten und die Geschwindigkeit von Abbauvorgängen unter den herrschenden Umweltbedingungen zu studieren.

In dieser Forschungsarbeit wurde die langfristige Entwicklung einer Ablagerung von kurz gerottetem Hausmüll (mit einem Zusatz von Klärschlamm) aus den 1980er Jahren, der sich selbst überlassen war, untersucht. Hausmüll aus dieser Zeit enthielt noch die gesamte biogene Fraktion. Das mehrere Meter aufgeschichtete Material diente als Begrenzungswall einer Kläranlage. Von dem ältesten Abschnitt wurde der Randbereich abgetragen, um Profilproben über eine Tiefe von 3 Metern zu entnehmen. Bei der Ablagerung handelte es sich um eine einheitliche Fraktion, eine Voraussetzung, um die Entwicklung in Abhängigkeit von den Umgebungsbedingungen zu untersuchen.

Diese Altablagerung (Aufschüttung) von kurz gerottetem Hausmüll wurde mit heutigem MBA-Material (Input bis zum abgelagerten Material) derselben Anlage verglichen, um den Effekt der biologischen Behandlung zu dokumentieren. Zur Zeit der Probenahme war die Ablagerung 15 Jahre alt. Fünf Profile von 3 m Tiefe wurden mit je 10 Proben charakterisiert. Die Untersuchung der organischen Substanz und ihrer Entwicklung er-

folgte mithilfe von konventionellen Parametern und innovativen Methoden (Infrarotspektroskopie und thermische Analyse). Die Auswertung wurde durch multivariate statistische Verfahren (Hauptkomponentenanalyse, Diskriminanzanalyse) unterstützt. Die Infrarotspektren stellen in der Hauptkomponentenanalyse nicht nur die verschiedenen Entwicklungsstadien der organischen Substanz dar, sondern auch die unterschiedliche Zusammensetzung von Hausmüll aus den 1980er Jahren und heutigem Restmüll.

Vergleicht man die Entwicklung von heutigem MBA-Material mit jener des früher abgelagerten Hausmülls, zeigt sich, dass der abgelagerte Hausmüll auch nach 15 Jahren noch nicht die Stabilität des deponierfähigen MBA-Materials erreicht hat. Der Energieinhalt der Proben wurde als Indikator zur Beurteilung des Abbaustadiums herangezogen. Unterschiede innerhalb der Ablagerung in Abhängigkeit von der Tiefe und dem dadurch bedingten unterschiedlichen Luftzutritt sind jedoch zu erkennen.

2 Material und Methoden

2.1 Material

Verwendet wurden 3 Datensets: (1) je 10 Proben von 5 Profilen (= 50) aus verschiedenen Tiefenstufen (bis 50 cm alle 10 cm, dann in 0,5 m Abständen); (2) 89 Proben von MBA-Material aus verschiedenen Anlagen und Entwicklungsstadien (Ausgangsmaterial bis zu deponiertem Material); (3) 30 Proben einer 30 Jahre alten Hausmülldeponie

Abb. 1 zeigt das Schema der Probenahme: Seitenansicht der Ablagerung und Querschnitt mit den 5 Profilen (1 bis 5 von links nach rechts mit markierten Probenahmepunkten in Profil 1)

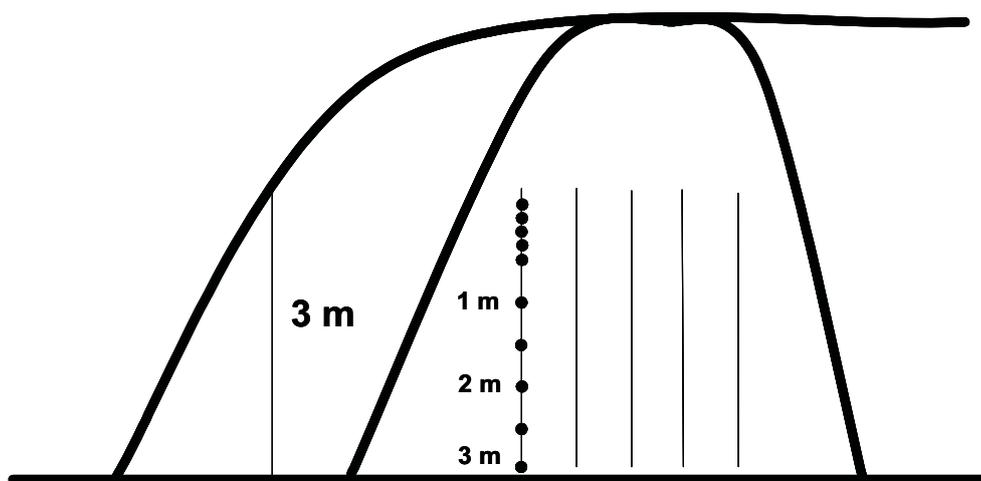


Abbildung 1 Seitenansicht der Ablagerung und Querschnitt des Probenahmeprofils (Profile; Probenahmepunkte markiert für Profil 1)

2.2 Methoden

2.2.1 Chemische und physikalische Untersuchungsmethoden

Gesamter organischer Kohlenstoff und Stickstoff wurden im CNS Analysator (VarioMax) bestimmt. Huminsäuren wurden nach GERZABEK ET AL. (1993) extrahiert. Infrarotspektroskopische Untersuchungen wurden in der KBr-Presslingstechnik durchgeführt mit einer Probenmenge von 2 mg und 200 mg KBr. Gemessen wurde unter Umgebungsbedingungen im Transmissionsmodus im mittleren Infrarotbereich ($4000 - 400 \text{ cm}^{-1}$) bei einer Auflösung von 4 cm^{-1} . 32 Scans wurden gemittelt und gegen das Spektrum von Luft als Hintergrund korrigiert (Gerät: Bruker Equinox 55). Thermische Untersuchungen unter oxidativen Bedingungen wurden mit folgenden Messparametern durchgeführt: linear steigendes Temperaturprogramm zwischen 30 und 950°C mit einer Heizrate von 10 K min^{-1} , Gasfluss 120 ml min^{-1} ($80 \% \text{ He} / 20 \% \text{ O}_2$), Probeneinwaage 16 mg , Al_2O_3 Tiegel, Gerät: STA 409 CD Skimmer (GmbH Netzsch). Ausgewertet wurden die Wärmestromkurven (Dynamische Differenzkalorimetrie) und die Massenspektren der Verbrennungsgase. Die Enthalpie wurde aus den Wärmestromkurven berechnet.

2.2.2 Multivariate statistische Methoden

Zur Auswertung der spektroskopischen und thermoanalytischen Daten wurden Hauptkomponentenanalysen (PCA) und eine Diskriminanzanalyse durchgeführt (ESBENSEN, 2002).

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Charakterisierung der Profilproben durch konventionelle Parameter

In der folgenden Tabelle 1 sind die Parameter gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), Gesamtstickstoff (TN) und die Huminsäuregehalte (HS) des Materials aus drei Tiefenstufen ($0,1 \text{ m}$, $0,5 \text{ m}$ und 3 m) angegeben. In der Tiefe von $0,5 \text{ m}$ wurden die höchsten Huminsäuregehalte gemessen. Die Tiefe von $0,5 \text{ m}$ scheint gute Voraussetzungen für die Humifizierung zu bieten. Besonders Profil 3 weist für Hausmüll bemerkenswert hohe Werte auf. Allerdings dürften sich auch die biogene Fraktion, die zu dieser Zeit nicht getrennt gesammelt wurde, günstig ausgewirkt haben. Der Anteil der Huminsäuren nimmt mit der Tiefe ab, bei gleich bleibendem oder zunehmendem Gehalt an organischer Substanz. Aerobe Verhältnisse fördern die Huminsäurebildung, obwohl zu starke Belüftung auch bevorzugt zur Mineralisierung der Organik führt. Da der Luftzutritt in dieser Ablagerung nur durch Diffusion stattfand, war die Mineralisierung eher verlangsamt. Die relativ hohen TOC Werte bestätigen diese Annahme. Ab $1,5 \text{ m}$ Tiefe (in den Profi-

len 1, 2 und 3) und ab 2 m (in den Profilen 3 und 4 im Randbereich der Ablagerung) herrschten anaerobe Bedingungen vor, was auch an der schwarz-grauen Farbe zu erkennen war. In dieser Übergangszone zwischen aeroben und anaeroben Verhältnissen wurde der stärkste Abbau der organischen Substanz festgestellt.

Tabelle 1 Zusammenfassung der Parameter TOC (in % TM), TN (in % TM) und Huminsäuregehalte (in % oTM)

Tiefe	Profil 1			Profil 2			Profil 3		
	TOC	TN	HS	TOC	TN	HS	TOC	TN	HS
0,1	14,6	0,88	5,7	14,5	0,98	7,3	11,8	0,87	7,1
0,5	16,5	0,96	9,4	16,6	0,93	12,2	17,2	1,06	19,5
3,0	19,7	0,99	2,5	20,5	0,96	2,4	17,7	0,89	2,2
	Profil 4			Profil 5					
0,1	12,5	0,68	4,2	12,2	0,65	3,3			
0,5	12,3	0,69	7,1	13,4	0,67	4,7			
3,0	17,8	0,86	2,3	16,5	0,81	3,2			

3.2 Vergleich der Profilproben mit MBA-Material und Proben einer Hausmülldeponie anhand ihrer Infrarotspektren

In einer Hauptkomponentenanalyse wurden die Proben aus den Profilen mit heutigen MBA-Materialien verschiedener Entwicklungsstadien und Material einer 30 Jahre alten Hausmülldeponie (mit Baurestmassen) anhand ihrer spektralen Charakteristik verglichen. Ausgewählt wurden zwei Wellenzahlregionen, die gute Indikatoren für den Fortschritt des Abbaus sind: die aliphatischen Methylenbanden (Wellenzahlbereich 3670 bis 2755 cm^{-1} und der Fingerprintbereich von 1750 bis 400 cm^{-1}). Abb. 2 stellt das Ergebnis der Hauptkomponentenanalyse dar. Es zeigt sich eine deutliche Gruppierung der einzelnen Materialien. Während die erste Hauptkomponente (PC1), die 63 % der Varianz erklärt, der Veränderung der organischen Komponenten zugeordnet werden kann, bilden sich Unterschiede in den mineralischen Anteilen hauptsächlich entlang der zweiten Hauptkomponente ab. Die Profilproben befinden sich zwischen dem MBA-Material und den Proben aus der alten Hausmülldeponie. Aufgrund der relativ „homogenen“ Zusammensetzung liegen die Datenpunkte enger zusammen als jene der 30 Jahre alten Hausmülldeponie.

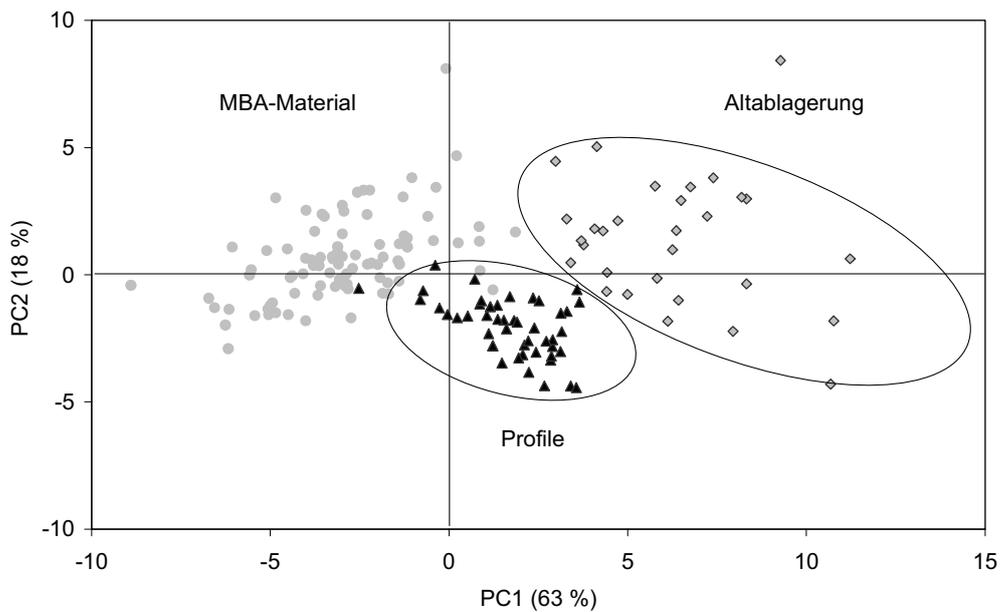


Abbildung 2 Hauptkomponentenanalyse (PCA) der Infrarotspektren der Profilproben, des MBA- und Altablagerungsmaterials (ausgewählte spektrale Bereiche: 3670-2755 cm^{-1} und 1750-400 cm^{-1})

In Abb. 3 wird der Unterschied in der Entwicklung des Materials im aeroben und anaeroben Bereich der Profile durch eine Diskriminanzanalyse verdeutlicht. Proben aus der Tiefe $\leq 1,5$ m wurden mit 1 bezeichnet, Proben aus den Schichten darüber mit -1. Aufgrund der Korrelation der Tiefe ($>1,5$ m und $\leq 1,5$ m), bzw. des Luftzutrittes mit den spektralen Merkmalen, werden die Proben voneinander getrennt.

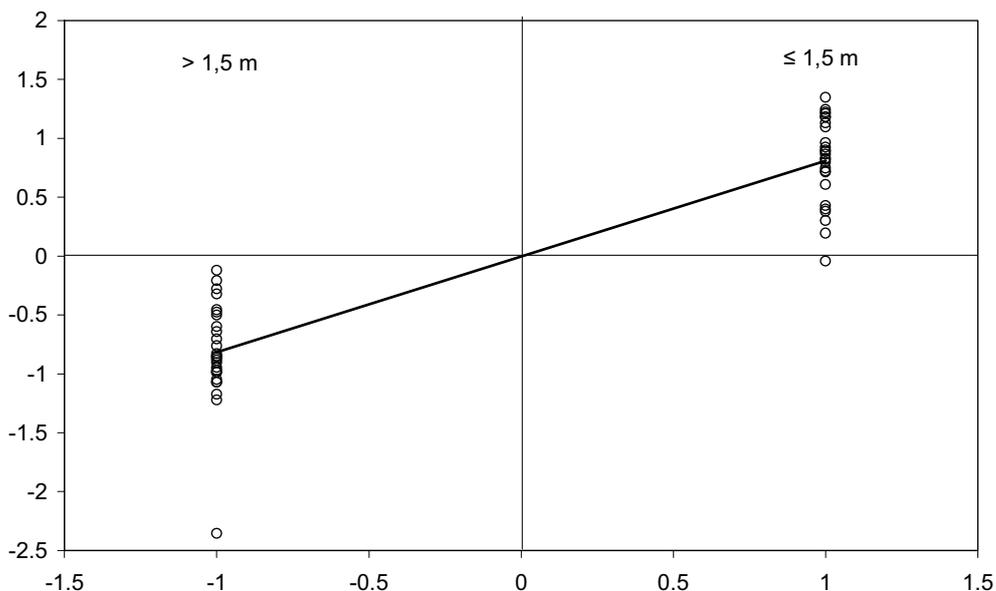


Abbildung 3 Diskriminanzanalyse basierend auf spektralen Merkmalen (Wellenzahlbereiche 4000-2740 cm^{-1} und 1150-400 cm^{-1}) zur Unterscheidung der Profilproben im aeroben und anaeroben Bereich der Ablagerung

3.3 Vergleich der Profilproben mit MBA-Material und Material aus einer Hausmülldeponie anhand von thermoanalytischen Daten

Neben der Infrarotspektroskopie ist auch die thermische Analyse geeignet, das Material umfassend mit zahlreichen Datenpunkten zu charakterisieren. In Abb. 4a und 4b sind die Wärmestromkurven dargestellt. Abb. 4a zeigt die Entwicklung von MBA-Material der Anlage, aus der auch die Profilproben stammten (MBA-3W = 3 Wochen alt, MBA-Dfr = Deponiefraktion), eine 120 Wochen alte MBA-Probe (MBA-120W) und eine Probe aus der 30 Jahre alten Hausmülldeponie.

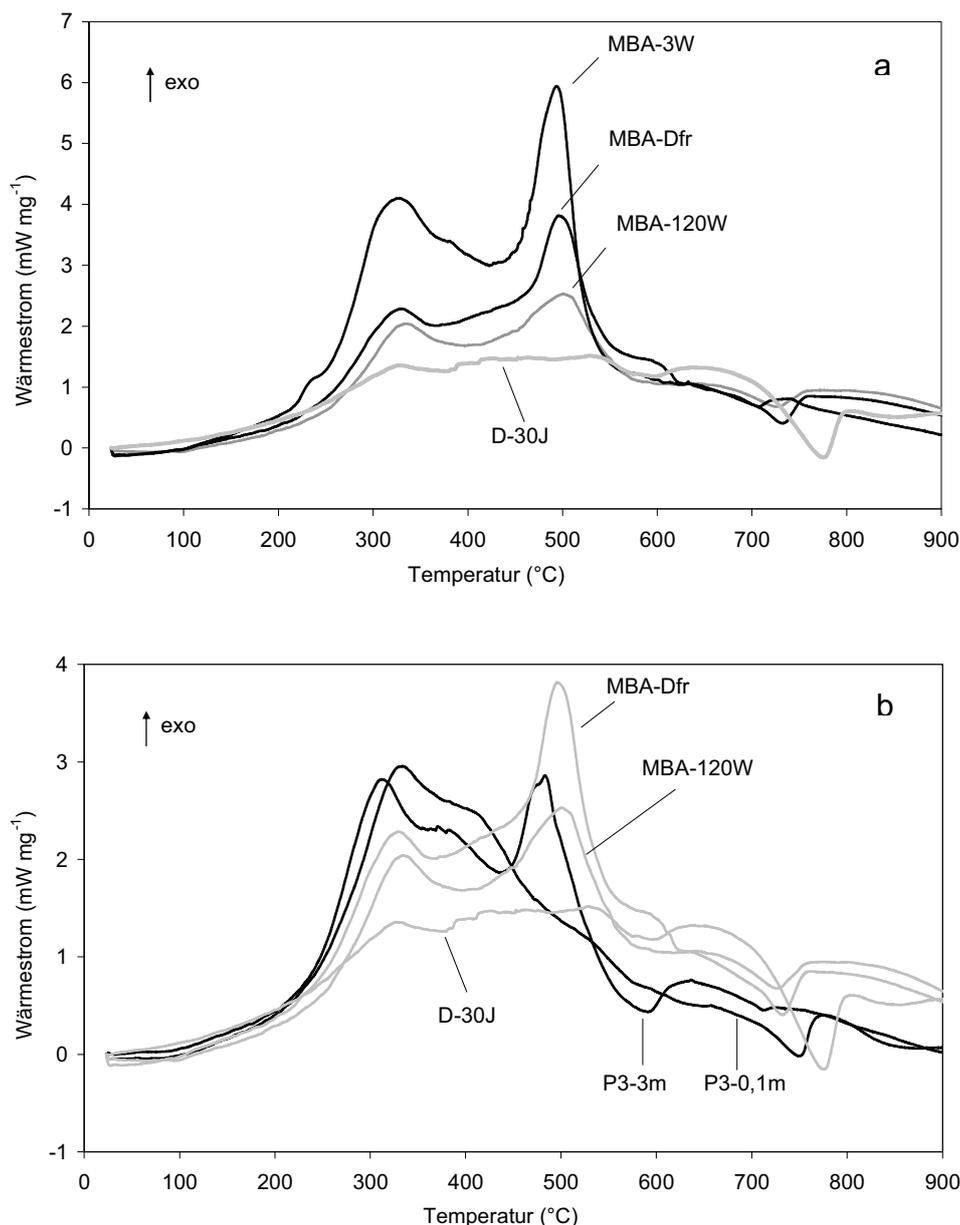


Abbildung 4 (a) Entwicklung der Wärmestromkurven während der mechanisch-biologischen Behandlung von Restmüll und in Material einer Hausmülldeponie; (b) Vergleich mit Profilproben (P3, Tiefe 0,1 m und 3 m)

Die beiden exothermen Peaks im Bereich von 330 °C und 495 °C entsprechen der Verbrennung der Organikfraktionen. Die Abnahme des Wärmestromes mit der Behandlungsdauer ist auf den Abbau der organischen Substanz zurückzuführen. Die endotherme Reaktion zwischen 700 °C und 800 °C ist dem Zerfall des Carbonats zuzuordnen. In Abb. 4b werden die Wärmestromkurven der Profilproben (Profil 3, Tiefe 0,1 m und 3 m) im Vergleich zu den MBA-Proben dargestellt. Der breite erste exotherme „Doppelpeak“ der Profilproben weist noch Charakteristika von Klärschlamm auf. In der Profilprobe aus 3 m Tiefe ist auch der zweite exotherme Peak, der in der oberflächennahen Probe fehlt, noch intensiv ausgeprägt.

In die Auswertung der thermoanalytischen Daten wurden auch die Massenspektren der Verbrennungsgase einbezogen. In einer Hauptkomponentenanalyse, in der die Massen (m/z) 43 bis 100 verwendet wurden, sind die Anfangsproben des Restmülls aus der mechanisch-biologischen Behandlung und die Profilproben entlang der ersten Hauptkomponente, die 93 % der Varianz erklärt, angeordnet. Die Proben der Profile 2 und 3 aus 3 m Tiefe (P2-3 m und P3-3 m) liegen den kurz behandelten MBA-Proben am nächsten. Aus der Position kann geschlossen werden, dass die Profilproben noch Ähnlichkeiten mit diesen MBA-Proben aufweisen, aufgrund der unterschiedlichen Zusammensetzung (Klärschlammzusatz und biogene Fraktion) aber in einer größeren Distanz zu den MBA-Proben liegen. Die fortschreitende Stabilisierung des MBA-Materials zeigt eine Verschiebung der Datenpunkte sowohl entlang der ersten (PC1), aber auch in Richtung der zweiten Hauptkomponente (PC2).

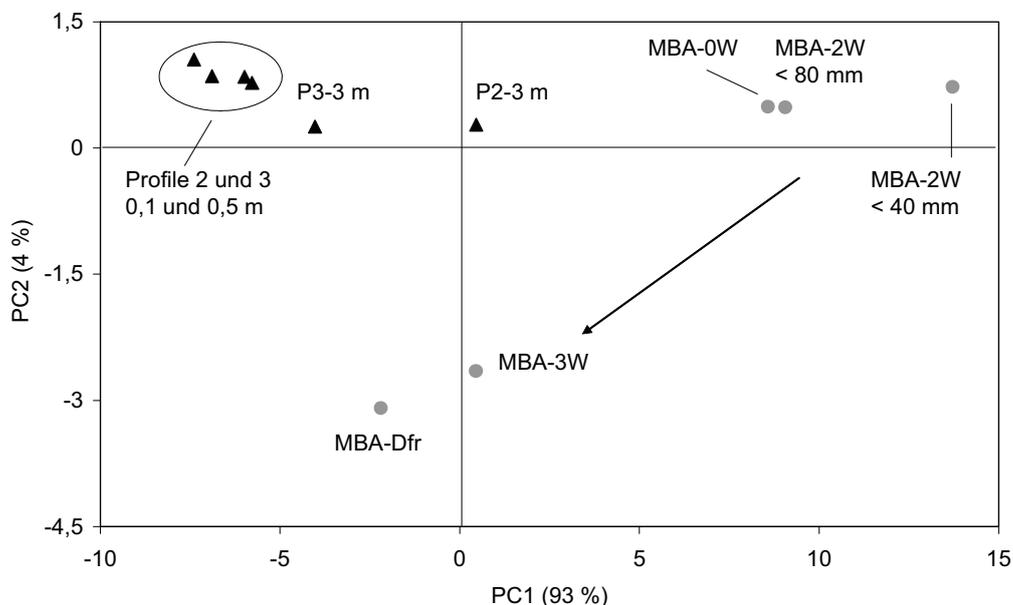


Abbildung 5 Hauptkomponentenanalyse der Massenspektren ($m/z = 43-100$) des MBA-Materials nach 0, 2 (<40 mm und <80 mm), 3 Wochen, der Deponiefraktion und der Profilproben P2 und P3 (0,1 m, 0,5 m, 3 m)

Die Veränderungen des MBA-Materials von Beginn der Behandlung (MBA-0W) bis zur Deponierung (MBA-Dfr) sind wesentlich größer als jene der Profilproben in 15 Jahren, obwohl auch dort ein auffälliger Unterschied zwischen dem oberflächennahen Material und jenem aus 3 m Tiefe besteht.

Aus den Wärmestromkurven wurde durch Integration der Fläche unter der Kurve (Basislinie zwischen 30 °C und 650 °C) die Enthalpie berechnet. Die Abbildungen 6a und 6b zeigen die Entwicklung des MBA-Materials und der Profilproben (P3). In Abb. 6a ist die Enthalpie auf die Trockenmasse (J g^{-1}) bezogen, in Abb. 6b auf die organische Trockenmasse ($\text{J g}^{-1} \text{oTM}$).

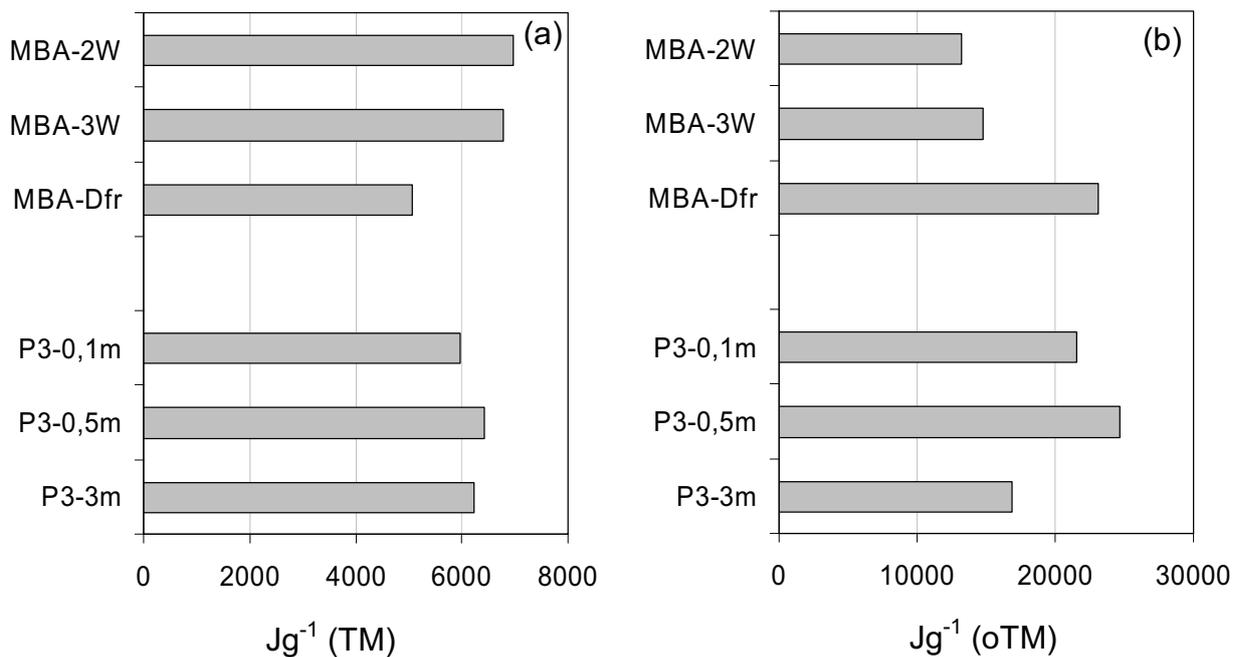


Abbildung 6 Entwicklung der Enthalpie der MBA-Proben mit der Behandlungsdauer und der Profilproben mit der Tiefe; (a) Enthalpie bezogen auf die Trockenmasse (J g^{-1}) und auf die organische Trockenmasse ($\text{J g}^{-1} \text{oTM}$)

In Abb. 6a ist die Abnahme des Energieinhaltes mit der Behandlungsdauer deutlich zu erkennen. Die Profilproben haben zwar einen geringeren Energieinhalt als das MBA-Material bis zur 3. Behandlungswoche, liegen aber noch immer über dem Wert der Deponiefraktion. Im Gesamtsystem nimmt der Energieinhalt ab, bezogen auf die organische Trockenmasse verhält es sich umgekehrt. Die organische Substanz gut stabilisierter Proben weist einen höheren Energieinhalt auf. Angereicherte schwer abbaubare Komponenten und humifiziertes Material tragen dazu bei. Das erklärt auch den hohen Wert der Profilprobe P3-0,5 m mit einem Huminsäuregehalt von 19,3 % oTM.

4 Zusammenfassung

Infrarotspektroskopische Untersuchungen und thermische Analysen zeigten, dass eine Ablagerung von Hausmüll innerhalb von 15 Jahren noch nicht den Zustand erreicht hat, in dem sich Restmüll nach wenigen Wochen der mechanisch-biologischen Behandlung befindet. Für den Vergleich von Profilproben, MBA-Material und Material einer Hausmülldeponie wurden Wärmestromkurven und Energieinhalte herangezogen. In Abhängigkeit von der Tiefe und dem Luftzutritt entwickelte sich das Material unterschiedlich. Proben aus den anaeroben Zonen konnten anhand der spektralen Charakteristik deutlich von jenen aus dem aeroben Bereich der oberflächennahen Schichten unterschieden werden. Die Charakterisierung von Altablagerungen mit modernen analytischen Methoden liefert Informationen über das Langzeitverhalten des Materials. Sie bildet die Grundlage für die Erforschung der Kinetik und der Geschwindigkeit von Umsetzungsprozessen unter Deponiebedingungen. Gleichzeitig kann die Auswirkung von heutigen Behandlungsmethoden daran gemessen werden.

5 Literatur

- | | | |
|---|------|---|
| Chen, Y.N. | 2003 | Nuclear magnetic resonance, infra-red and pyrolysis: Application of spectroscopic methodologies to maturity determination of composts. <i>Compost Science & Utilization</i> 11/2, 152-168. |
| Esbensen, K. | 2002 | Multivariate Data Analysis – in practice. Aalborg University, Esbjerg. |
| Gerzabek, M.H., Danneberg, O., Kandeler, E. | 1993 | Bestimmung des Humifizierungsgrades. In <i>Bodenbiologische Arbeitsmethoden</i> . Schinner F., Öhlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R., Eds; Springer Verlag, pp. 107-109. |
| Melis, P., Castaldi, P. | 2004 | Thermal analysis for the evaluation of the organic matter evolution during municipal solid waste aerobic composting process. <i>Thermochimica Acta</i> 413, 209-214. |
| Pichler, M., Knicker, H., Kögel-Knabner, I. | 2001 | Solid-state ¹³ C NMR spectroscopic, chemolytic and biological assessment of pretreated municipal solid waste. <i>Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology</i> 26, 83-89. |
| Smidt, E., Tintner, J., Meissl, K. | 2007 | New Approaches of Landfill Assessment and Monitoring. In: <i>Landfill Research Trends</i> , Velini A. A. (Ed.), Nova Science Publishers, Inc., pp. 191-225. |

Gekoppelte mechanische, hydraulische und biochemische Modellierung von Siedlungsabfalldeponien

S. Bente, V. Krase, U. Kowalsky, D. Dinkler

Institut für Statik, Technische Universität Braunschweig

Coupled mechanical, hydraulic and biochemical modelling of landfills

Abstract

The description of the behaviour of municipal solid waste by numerical models is of avail for long term prognosis of landfills. At the Institute for Structural Analysis models for both time dependent stress-deformation behaviour and reactive transport processes in landfills have been developed. The related project is part of the collaborative research center *Life Cycle Assessment of Structures via Innovative Monitoring* that runs at the Technical University of Braunschweig since 1998. Ongoing research aims at solving the coupled problem of stress-deformation behaviour and reactive transport. Main objective is the analysis of the effect of biodegradation on settlements and of the influence of deformation on hydraulic properties. A fully coupled model is accomplished stepwise. The current version considers the influence of deformation on different hydraulic properties as well as the concept of effective stress. The self weight of the waste is related to the waste density, which changes with ongoing degradation. Current work concentrates on the implementation of degradation dependent settlements.

Zusammenfassung

Am Institut für Statik der Technischen Universität Braunschweig werden innerhalb des Sonderforschungsbereiches SFB 477 „*Sicherstellung der Nutzungsfähigkeit von Bauwerken mit Hilfe innovativer Bauwerksüberwachung*“ numerische Modelle zur Analyse der Prozesse in Siedlungsabfalldeponien entwickelt. Ziel ist es, mit Hilfe dieser Modelle einen Beitrag zur Beurteilung des Langzeitverhaltens von Deponien leisten zu können. Modelle für die Untersuchung von gekoppeltem, mechanischem und hydraulischem Verhalten sowie für die Beschreibung von gekoppelten Transport- und Reaktionsprozessen liegen bereits vor. Gegenstand aktueller Forschung ist die Entwicklung eines voll gekoppelten Modells, dass alle wesentlichen Einflüsse zwischen mechanischen, hydraulischen und biochemischen Prozessen berücksichtigt. Beispiele hierfür sind die Veränderung der hydraulischen Eigenschaften des Abfalls infolge von Verformungen und die Auswirkungen des Abbaus organischer Substanz auf Setzungen. Das voll gekoppelte Modell wird schrittweise realisiert. Für die numerische Umsetzung wird eine Kombination aus der Finite-Elemente-Methode und einem Finite-Volumen-Verfahren verwendet. Die aktuelle Version berücksichtigt verschiedene Einflüsse von Deformation auf hydraulische Eigenschaften sowie das Konzept der effektiven Spannungen. Die Bestimmung des Eigengewichts des Abfalls erfolgt mit Hilfe der Dichten, die infolge von Abbauprozessen zeitlich veränderlich sind. Die aktuelle Arbeit konzentriert sich im Wesentlichen auf die Erfassung abbaubedingter Setzungen.

Keywords

Modellierung, Setzungen, Abbau, Transport, Finite Elemente, modelling, settlements, biodegradation, transport, finite elements

1 Einleitung

1.1 Motivation

Im Anschluß an die Ablagerungs- und Stilllegungsphase einer Deponie beginnt die Phase der Nachsorge, in der das Deponieverhalten weiterhin zu überwachen ist. Die Kontroll- und Überwachungsmaßnahmen der Nachsorge sind solange durchzuführen bis aus dem Deponieverhalten keine Beeinträchtigung des Wohles der Allgemeinheit mehr zu erwarten ist. Dabei sind die Kriterien nach §13 Abs. 5 der Deponieverordnung (DepV) zugrunde zu legen, die u. a. fordern, dass biologische Prozesse und Setzungen weitgehend abgeklungen sein müssen und die Deponie dauerhaft standsicher sein muss. Zu welchem Zeitpunkt dieser Zustand erreicht ist, ist jedoch aufgrund der Heterogenität des Materials Abfall, der vielfältigen Einflüsse von Umgebungsbedingungen auf ablaufende Prozesse sowie der Beeinflussung von Prozessen untereinander schwer abzuschätzen. Prognosen geben hier Zeiträume von 30 bis 200 Jahren an (STEGMANN ET AL., 2006). Zur Quantifizierung der Lebensdauer des Ingenieurbauwerkes Deponie und für die Bewertung deren Gefährdungspotentials werden daher in Teilprojekten des Sonderforschungsbereiches SFB 477 „Sicherstellung der Nutzungsfähigkeit von Bauwerken mit Hilfe innovativer Bauwerksüberwachung“ Modelle entwickelt, die das komplexe Langzeitverhalten von Deponien beschreiben können. Gegenstand aktueller Forschung ist die Entwicklung eines voll gekoppelten Modells, das in der Lage ist, die physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse in Deponien mit ihren wesentlichen Interaktionen zu erfassen.

1.2 Prozesse in Deponien

Abb. 1 stellt die in Deponien stattfindenden Phänomene schematisch dar. Sie können in mechanische Prozesse, Transport- und Reaktionsprozesse unterteilt werden.

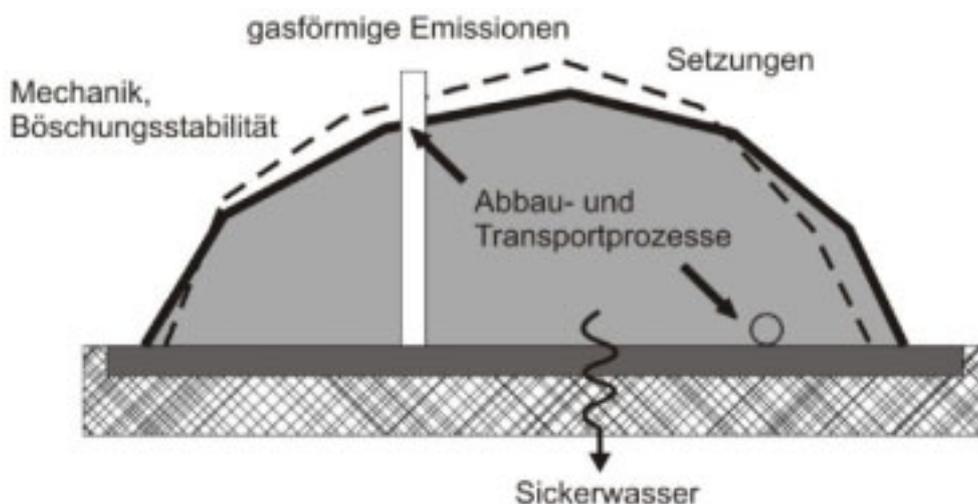


Abbildung 1 Schematische Darstellung der gekoppelten Prozesse in Deponien

Infolge des Einbauwassergehalts und aufgrund der Infiltration von Niederschlag verläuft der Abbau der im Abfall enthaltenen organischen Substanz zum größten Teil unter anaeroben Bedingungen. Es entstehen Methan und Kohlendioxid, die zusammen mit einigen Spurengasen das originäre Deponiegas bilden. Teile des Porenraumes sind mit einer flüssigen Phase gefüllt, welche die Produkte der biochemischen Reaktionen und andere lösliche Bestandteile transportiert, es wird Sickerwasser gebildet. Die Geschwindigkeit der Abbaureaktionen ist abhängig von Umgebungsbedingungen wie Temperatur, pH-Wert und Wassergehalt. Infolge des Abbaus der Organik nimmt die Menge der festen Substanz ab, was zu Setzungen führt. Diese Setzungsprozesse können über relativ lange Zeiträume andauern, da sie an die Geschwindigkeit der Abbauprozesse gekoppelt sind, welche wiederum von den Umgebungsbedingungen beeinflusst wird. Anfänglich werden Setzungen durch Einwirkung von Lasten verursacht und wachsen aufgrund von Konsolidation oder Kriechen mit der Zeit an. Abb. 2 illustriert die verschiedenen Setzungsmechanismen. Mit fortschreitendem Abbau der organischen Substanz ändert sich auch die Abfallzusammensetzung, was sich auf die mechanischen Eigenschaften der festen Phase auswirken kann.

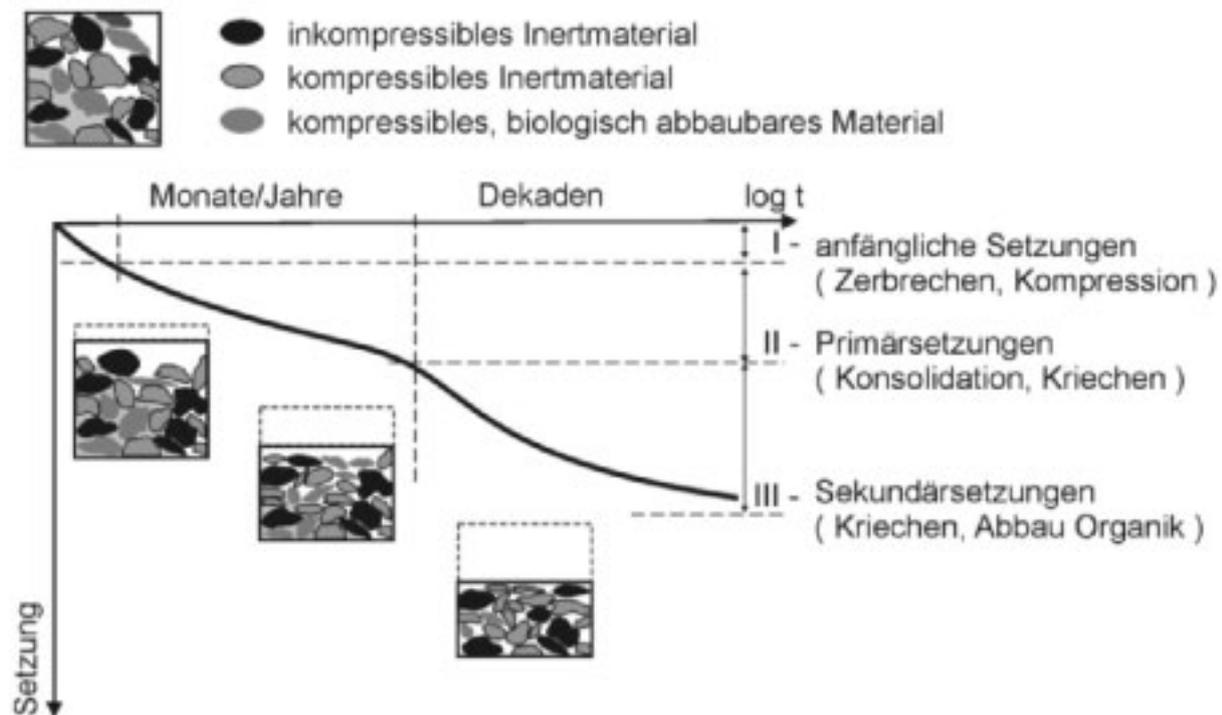


Abbildung 2 Setzungsprozesse in Deponien (nach MANASERRO ET AL., 1996)

Verformungen führen zu einer Änderung der Dichte des Abfalls und zu veränderten Festigkeitseigenschaften. Desweiteren induzieren sie eine Umlagerung von Partikeln und eine Änderung von Struktur und Volumen. Die veränderte Porosität führt zu veränderten hydraulischen Eigenschaften, die den Ablauf der Transportprozesse beeinflussen. Wegen des Einflusses des Wassergehalts auf die Abbauprozesse wirken sich diese Änderungen wiederum auf die Reaktionsgeschwindigkeiten aus. Desweiteren können Ver-

Abfallforschungstage 2008 www.wasteconsult.de

formungen zu einem Anstieg des Porendrucks führen, was sich zum einen auf die Fließgeschwindigkeiten der Fluid-Phasen auswirkt. Zum anderen geht mit einer Erhöhung des Porendrucks die Abnahme der vom Korngerüst übertragenen Spannungen und damit eine Verringerung der Scherfestigkeit einher.

2 Modellkonzept auf Basis der Theorie poröser Medien

Siedlungsabfall ist ein poröses Material, dessen Festkörperskelett aus verschiedenen Komponenten besteht und dessen Porenraum sowohl mit einer flüssigen als auch mit einer gasförmigen Phase gefüllt sein kann. Um bei der Modellierung nicht auf mikroskopischer Ebene jeden einzelnen Partikel beschreiben zu müssen, wird eine Methode benötigt, die eine Homogenisierung des Materials, also eine Betrachtung auf makroskopischer Ebene, erlaubt. Dies ist mit Hilfe der Theorie poröser Medien möglich (s. z.B. DE BOER, 2005). Ein grundlegender Aspekt in der Theorie poröser Medien ist das Konzept der Volumenanteile, Abb. 3.

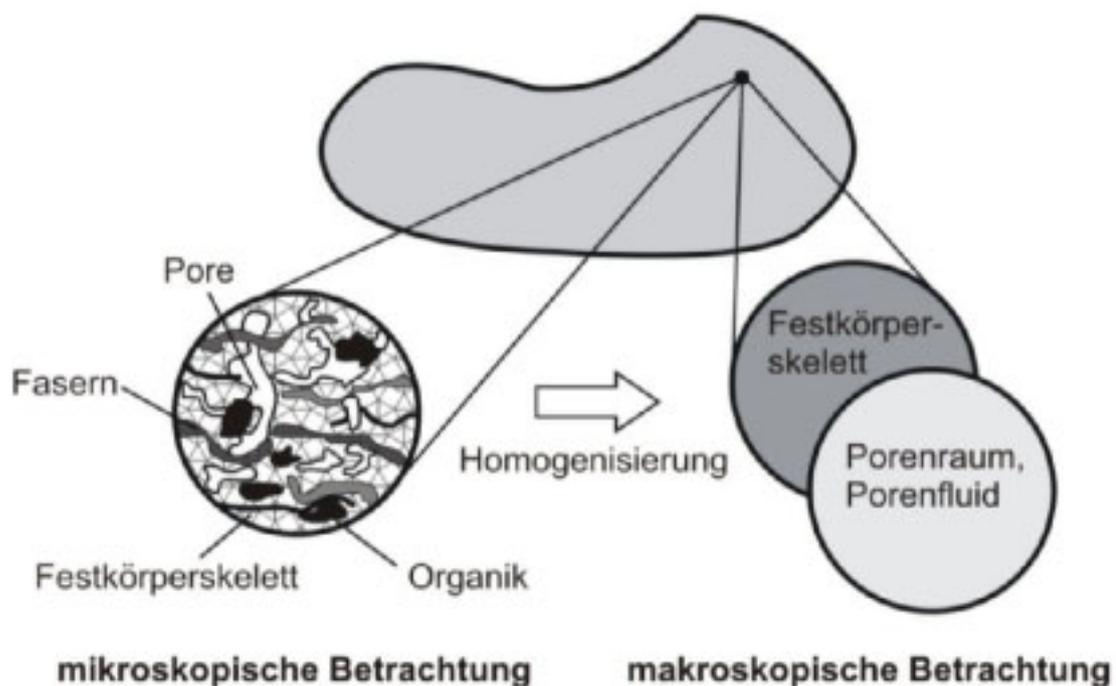
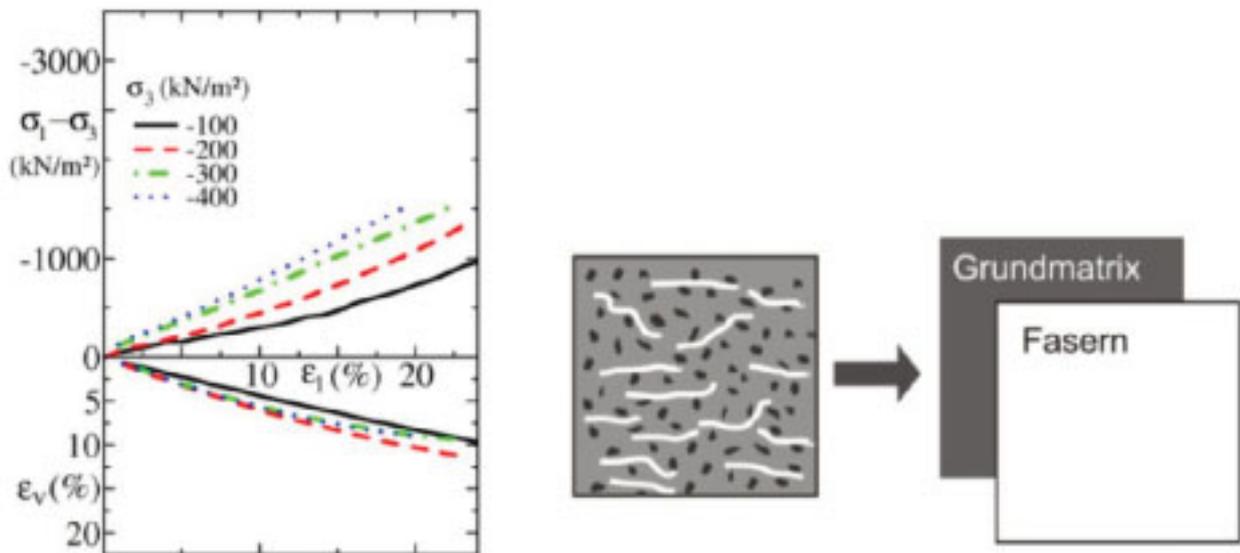


Abbildung 3 Homogenisierung mit dem Konzept der Volumenanteile

Hieraus folgt eine Betrachtung der Bestandteile des Abfalls als *überlagerte Kontinua*, bei denen jede Komponente gleichzeitig an jedem Punkt mit ihrem Volumenanteil existiert. Es ist damit möglich, Bilanzgleichungen für die gesamte Mischung oder für einzelne Komponenten zu formulieren. Im entwickelten Modell wird die Impulsbilanz, äquivalent mit dem *Prinzip der virtuellen Verschiebungen*, auf die gesamte Mischung angewendet. Zusätzlich sind Massenbilanzen für einzelne Komponenten sowie die Energiebilanz zu erfüllen. Die Bilanzgleichungen werden durch konstitutive Gleichungen ergänzt, die in den folgenden Abschnitten, 2.1 bis 2.3, erläutert werden.

2.1 Mechanische Eigenschaften

Experimente zeigen, dass der Anteil an faserartigen Bestandteilen im Abfall dessen Festigkeit beeinflusst. So konnte KOCKEL in Triaxialversuchen, Abb. 4 a), aufgrund von faserigen Bestandteilen im Abfall, die als Bewehrung wirken, keinen Bruchzustand der Probe beobachten.



a) Triaxialversuch von KOCKEL, 1995

b) Aufteilung der festen Phase in Grundmatrix eingebettete Fasern

Abbildung 4 Einfluss der faserartigen Bestandteile

Abfall verhält sich also je nach Zusammensetzung ähnlich einem Verbundwerkstoff. Das von EBERS-ERNST, 2001 entwickelte und von KRASE, 2007 modifizierte Modell berücksichtigt dies über die Beschreibung der festen Phase als eine bodenähnliche Grundmatrix mit eingebetteten Fasern, Abb. 4 b). Die Verzerrungen der beiden Anteile werden dabei als identisch angenommen. Die Materialmodelle für die Grundmatrix und für die Fasern werden getrennt formuliert. Die Bestimmung der Spannungen der Mischung ist mit den Partialspannungen möglich, die jeweils mit dem entsprechenden Volumenanteil multipliziert werden. Bei Berechnungen mit diesem Modell ist so die Vorgabe beliebiger Faseranteile möglich.

Die Ergebnisse der Triaxialversuche von KOCKEL verdeutlichen eine weitere Besonderheit bei der mechanischen Beschreibung von Siedlungsabfall. Bei der Belastung des Materials können großen Verzerrungen auftreten, so zeigen die Proben gemäß Abb. 4 a) Stauchungen bis über 20 %. Aus diesem Grund arbeitet das Modell mit einer Kinematik großer Verzerrungen. Eine Kinematik kleiner Verzerrungen, wie sie in der überwiegenden Anzahl von bauingenieurtechnischen Berechnungen, z.B. im Massivbau oder Stahlbau üblich ist, würde hier nicht die korrekten Ergebnisse liefern.

Die gesamte Verzerrung der Grundmatrix besteht aus einem spontan elastisch-plastischen sowie einem viskoplastischen Anteil. Die Spannungen aus elastischer Verzerrung werden mit einem Neo-Hooke Modell berechnet. Für die Bestimmung der spontan-plastischen Verformungsanteile ist eine Fließfläche erforderlich, die das Verhalten granularer Materialien beschreiben kann. Hier kommt eine Fließbedingung nach EHLERS, 1995 zur Anwendung, die im Wesentlichen dem Mohr-Coulomb-Kriterium entspricht. Die viskoplastische Dehnrate besteht wiederum aus zwei Anteilen. Der erste Anteil beschreibt die Spannungsabhängigkeit der Dehnrate mit einem Norton-Kriechgesetz. Ein zweiter Anteil gewährleistet, dass mit steigendem Kompaktionsgrad die Kriechrate abnimmt und der Kriechprozess so gegen einen Endzustand strebt.

Die Verzerrung der Fasern besteht aus einem elastischen und einem plastischen Anteil. Die Ermittlung der elastischen Spannungen erfolgt mit Hilfe einer transversal-isotropen Spannungs-Dehnungs-Beziehung. Diese berücksichtigt die durch die Art des Einbaus bedingte Ausrichtung der Fasern. Für die Ermittlung der plastischen Dehnungsanteile wird ein Hauptspannungskriterium verwendet. Die maximal aufnehmbare Zugspannung wird nach einem Vorschlag von KÖLSCH, 1996 berechnet. Grundlage sind großmaßstäbliche Zugversuche, die am Leichtweiß-Institut der TU Braunschweig durchgeführt wurden. Aus den Ergebnissen dieser Versuche folgert KÖLSCH, dass zwei Mechanismen für das Versagen der Probe maßgebend sind, das Versagen der Verankerung der Fasern in der Grundmatrix und das Versagen der Fasern selbst. Für die maximal aufnehmbare Zugspannung bedeutet dies, dass sie zunächst proportional zur Auflast zunimmt bis die Zugfestigkeit der Fasern erreicht ist und die übertragbare Zugspannung nicht mehr weiter gesteigert werden kann, Abb 5.

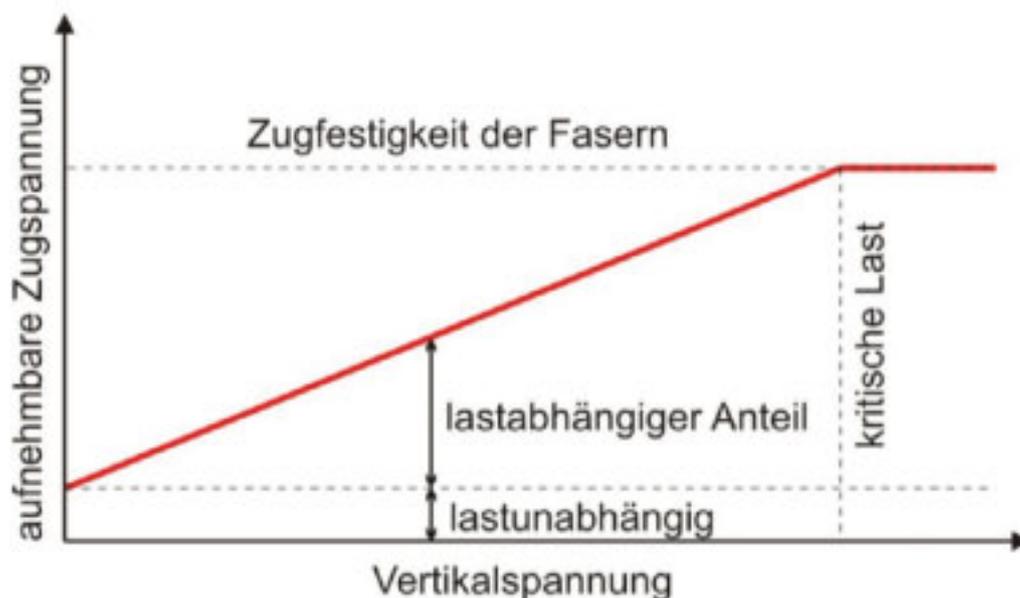


Abbildung 5 Modell für die Ermittlung der maximal aufnehmbaren Zugspannung der Fasern in Abhängigkeit von der Auflast nach KÖLSCH, 1996

2.2 Transportprozesse und hydraulische Eigenschaften

Sowohl die flüssige als auch die gasförmige Phase strömen durch das poröse Medium Abfall. Das Modell bildet diese Mehrphasenströmung mit einem verallgemeinerten Darcy-Gesetz ab. In Abhängigkeit von der Sättigung der Phasen ist es möglich, die relativen Durchlässigkeiten zu bestimmen. Im Modell wird dies mit den Ansätzen nach Brooks-Corey oder Van-Genuchten durchgeführt. Im Teilprojekt D1 des SFB 477 durchgeführte Versuche von MÜNNICH, 2005 zeigen, dass die Permeabilität eine anisotrope Größe ist. Im Sinne einer mathematischen Beschreibung ist die Permeabilität daher keine skalare Größe sondern ein Tensor 2. Stufe. Die Hauptrichtungen des Permeabilitätstensors entsprechen anfänglich der Orientierung der Fasern und der hierzu senkrechten Richtung. Von großer Bedeutung für die Beschreibung der Sickerströmung sind neben der Permeabilität die residualen Sättigungen, die für Wasser- und Gasphase anzusetzen sind. Erst ab Sättigungen, die über der residualen Sättigung liegen, ist eine Strömung möglich.

Die hydraulischen Parameter sind nicht konstant sondern verändern sich in Abhängigkeit von der Deformation. Für die Ermittlung der aktuellen Porosität ϕ_t gilt mit der Annahme einer inkompressiblen festen Phase

$$\phi_t = 1 + (\phi_0 - 1) \frac{V_0}{v_t} \quad (1)$$

mit der anfänglichen Porosität ϕ_0 und den anfänglichen und aktuellen Volumina V_0 und v_t . Die aktuelle Permeabilität $\mathbf{K}_{t,loc}$ wird in Abhängigkeit von der Ausgangs-Permeabilität \mathbf{K}_0 und dem Verhältnis von aktueller und anfänglicher Porosität nach einem Vorschlag von EIPPER, 1998 berechnet

$$\mathbf{K}_{t,loc} = \mathbf{K}_0 \left(\frac{\phi_t}{\phi_0} \right)^\kappa \quad (2)$$

Mit dem Parameter κ ist die Nichtlinearität der Abhängigkeit einstellbar. Verformungen führen auch zu veränderten Hauptrichtungen der hydraulischen Leitfähigkeit, was einer Drehung des Permeabilitätstensors entspricht. Dies gelingt mit dem Rotationstensor, der verwendet wird, um die aktuelle Ausrichtung der Fasern zu bestimmen

$$\mathbf{K}_{t,glob} = \mathbf{R} \mathbf{K}_{t,loc} \mathbf{R}^T \quad (3)$$

Die Drücke der flüssigen und gasförmigen Phase, p_w und p_g , reduzieren die effektiven Spannungen die vom Korngerüst übertragen werden. Bei den hier vorliegenden ungesättigten Verhältnissen ist die Berechnung der effektiven Spannungen mit dem Ansatz von Bishop möglich

$$\boldsymbol{\sigma}' = \boldsymbol{\sigma} + p_g \mathbf{1} - \chi(p_g - p_w) \mathbf{1} \quad (3)$$

Für viele Materialien kann nach LEWIS und SCHREFLER, 1998 für den Parameter χ die Sättigung der flüssigen Phase angesetzt werden.

2.3 Reaktionsprozesse

Für die Beschreibung der Reaktionen wurde zunächst in Zusammenarbeit mit dem Institut für Bioverfahrenstechnik ein detailliertes Modell entwickelt, das bis zu 30 Komponenten enthält (HAARSTRICK ET AL., 2001). Bereits bei der Entwicklung eines mit Transportprozessen gekoppelten Modells (HANEL, 2001) kommt das auf 2 Reaktionen reduzierte Modell nach Abb. 6 zur Anwendung, welches auch in der aktuellen Arbeit genutzt wird. Die erste Stufe des Reaktionsschemas umfasst Hydrolyse, Acidogenese und Acetogenese. In diesem Schritt reagiert organische Substanz mit Wasser zu Ethansäure, Kohlendioxid und Biomasse. Im zweiten Schritt, der Methanogenese, erfolgt die Bildung von Methan, Kohlendioxid, Wasser und Biomasse aus Ethansäure. Das Absterben der entstandenen Biomasse wird ebenfalls berücksichtigt.

1. Stufe: Hydrolyse, Acidogenese, Acetogenese 1 Organik + 0.31 H ₂ O → 0.63 C ₂ H ₄ O ₂ + 0.46 CO ₂ + 0.22 Biomasse [kg]
2. Stufe: Methanogenese 1 Essigsäure → 0.36 CH ₄ + 0.29 CO ₂ + 0.33 H ₂ O + 0.02 Biomasse [kg]

Abbildung 6 Zweistufiges Reaktionsmodell

Die Geschwindigkeiten der Reaktionen werden mit einer Monod-Kinetik berechnet. Die maximalen Reaktionsraten werden dabei in Abhängigkeit von Temperatur und Wassergehalt reduziert.

Für einzelne Komponenten wird ein Phasenwechsel berücksichtigt. So kann Wasser verdampfen und das Lösen von Kohlendioxid in der flüssigen Phase ist möglich.

Der Abbau der organischen Substanz bewirkt eine Verringerung der Partialdichte des Abfalls. Diese setzt sich zusammen aus der Dichte des Inertmaterials, also der nicht biologisch abbaubaren Substanz, der Dichte der Organik, der Biomasse und der flüssigen Phase. Die Dichte der Gasphase wird vernachlässigt

$$\rho_t = \rho_{inerts} + \rho_{org} + \rho_{bio} + \rho_w \quad (3)$$

Ohne Berücksichtigung abbaubedingter Setzungen führt dieses Vorgehen zu einer Entlastung des Deponiekörpers mit fortschreitendem Abbau und ist daher in dem in Abschnitt 4 gezeigten Beispiel noch nicht berücksichtigt.

3 Numerische Umsetzung

Für die Lösung der nichtlinearen Gleichungen des PvV, der Massenbilanzen und der Energiebilanz ist die Anwendung eines numerischen Verfahrens erforderlich. Die räumliche Diskretisierung des PvVs erfolgt mit Hilfe der Finite-Elemente-Methode. Unbekannte sind die Verschiebungen der Knoten. Zur Diskretisierung der Massenbilanzen und der Energiebilanz wird das Box-Verfahren nach HELMIG, 1997 verwendet. Unbekannte sind der Druck der flüssigen Phase, die Sättigung der Gasphase, der Massenanteil von Methan in der Gasphase, der Massenanteil von Ethansäure in der flüssigen Phase, die Temperatur, die Partialdichte der Organik und die Partialdichte der Biomasse. Um den gerichteten Charakter der konvektiven Strömung im Modell wiederzugeben, wird mit einem Upwind-Schema gearbeitet. Mit Hilfe des Newton-Raphson-Verfahrens werden stets alle Gleichungen simultan gelöst. Dieses Vorgehen entspricht einer starken Kopplung, was sich positiv auf die Konvergenz auswirkt. Alternativ dazu ist eine schrittweise Lösungsprozedur denkbar, in der Mechanik, Transport und Reaktion nacheinander gelöst werden. Dieser Ansatz wird in anderen Deponiemodellen, z.B. von McDUGALL, 2007, verfolgt.

4 Analyse einer Modelideponie

Beispielhaft wird eine Deponie gemäß Abb. 7 analysiert, um einen Teil der Möglichkeiten des Modells zu zeigen.

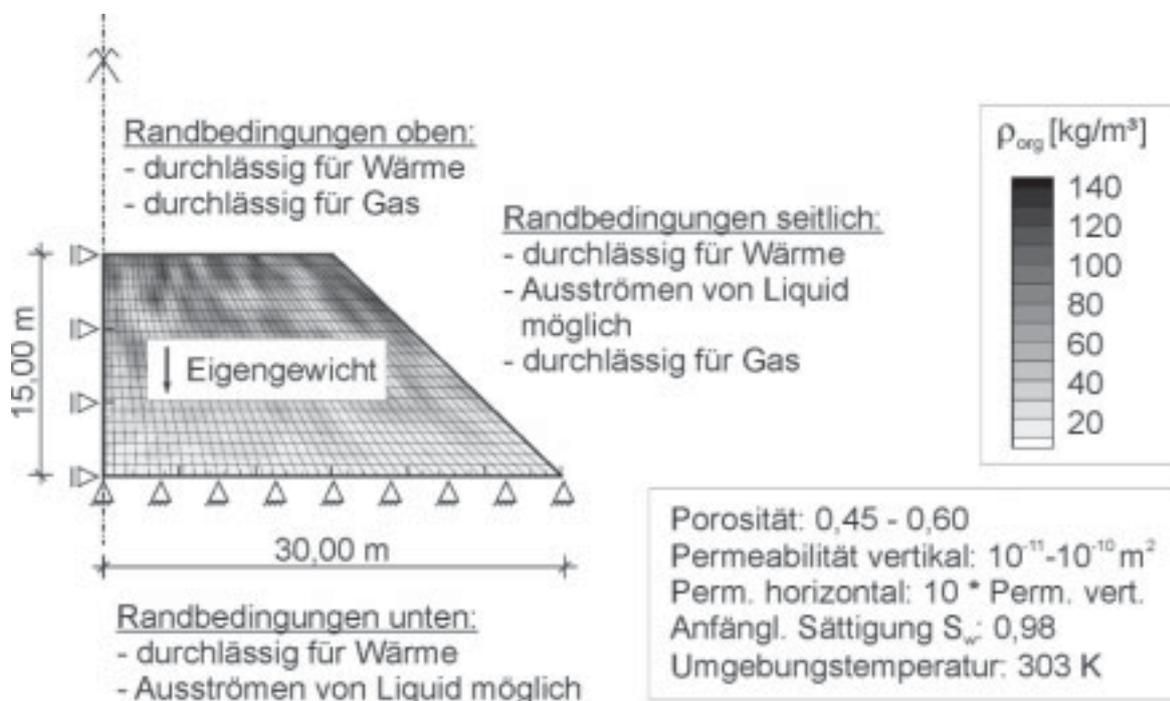


Abbildung 7 Geometrie mit Rand- und Anfangsbedingungen der untersuchten Deponie

Im Verlauf der Simulation werden Verformungen, der Abbau von verteilter organischer Substanz, die Temperaturentwicklung und die Wassersättigung nach 100 Tagen und nach ca. 28 Jahren beobachtet. Unter Ausnutzung der Symmetrie ist nur der halbe Querschnitt der Deponie zu diskretisieren.

Abb. 8 zeigt, dass die Setzungen des Deponiekörpers zu Beginn aufgrund anwachsenden Eigengewichts sehr stark ansteigen. Es folgt eine Phase geringer Zunahme der Verformungen infolge von Kriechen. Der Großteil des Abbaus organischer Substanz erfolgt zu einem späteren Zeitpunkt, wie die Darstellung der noch vorhandenen organischen Substanz nach 10.000 Tagen gemäß Abb. 9 zeigt. Die Modellbildung daraus folgender Setzungen ist Gegenstand aktueller Arbeiten. Das Kriechmodell der Grundmatrix ist zu erweitern, um diese Deformationen direkt abbilden zu können. Abb. 9 zeigt, dass die Reaktionsprozesse in den Randbereichen schneller verlaufen. Ursache hierfür ist die Temperaturentwicklung im Deponiekörper. Aus Abb. 10 ist ersichtlich, dass die Temperatur in einem großen Teil des Deponieinneren bis auf ca. 60°C ansteigt. Aufgrund des Einflusses der Temperatur auf die Reaktionsgeschwindigkeiten wird der Abbauprozess in diesen Bereichen verlangsamt. Die Randbedingungen sind so vorgegeben, dass die entstehende Wärme am oberen, seitlichen und unteren Rand abfließen kann. Daher ist die Temperatur in den Randbereichen niedriger und die Reaktionen laufen dort mit höherer Geschwindigkeit ab. Wesentliche Parameter für den Transport der Wärme sind die Wärmeleitfähigkeit des Abfalls und die Wärmeübergangskoeffizienten. Das Beispiel veranschaulicht, welche große Bedeutung diesen Parametern zukommt. Abb. 11 zeigt das Absinken der Sättigung der flüssigen Phase beginnend von einem nahezu vollgesättigten Porenraum. Infolge der gesetzten Randbedingungen kann Sickerwasser am seitlichen und unteren Rand abfließen, während über andere Ränder kein neues Wasser infiltriert. Daher kommt es zum Absinken der Wassersättigung was sich über Einflussfunktionen ebenfalls auf die Reaktionen auswirkt.

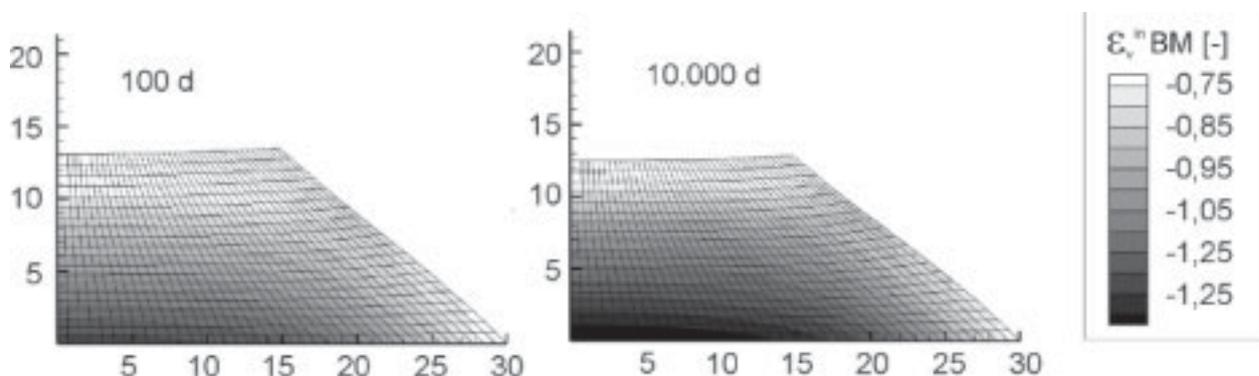


Abbildung 8 Inelastische Volumenverzerrung

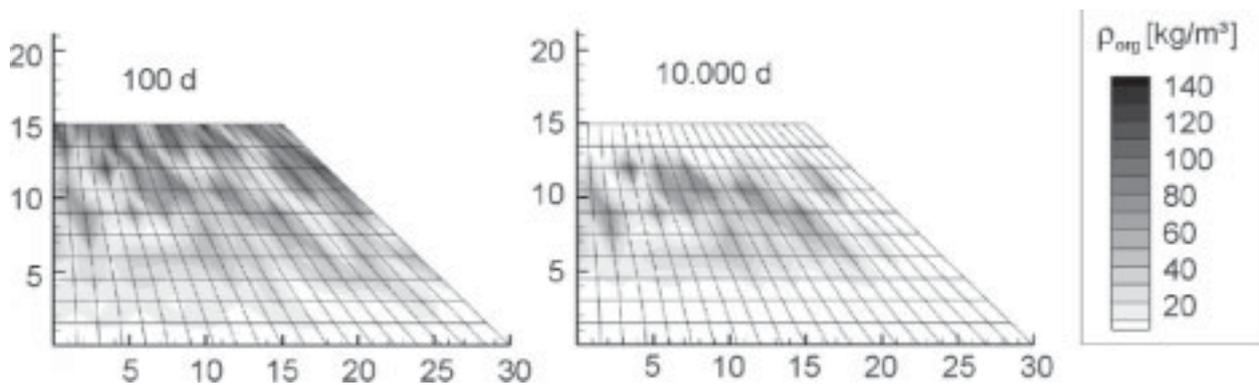


Abbildung 9 Partialedichte Organik

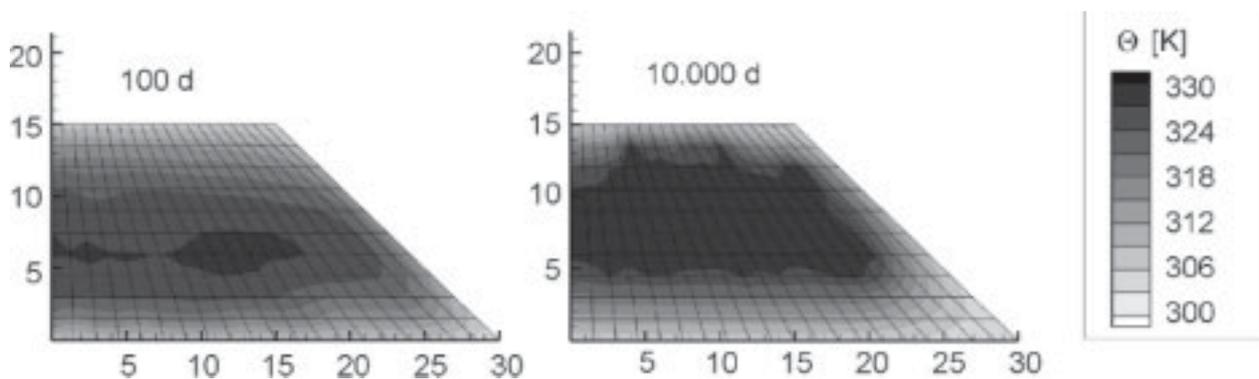


Abbildung 10 Temperatur

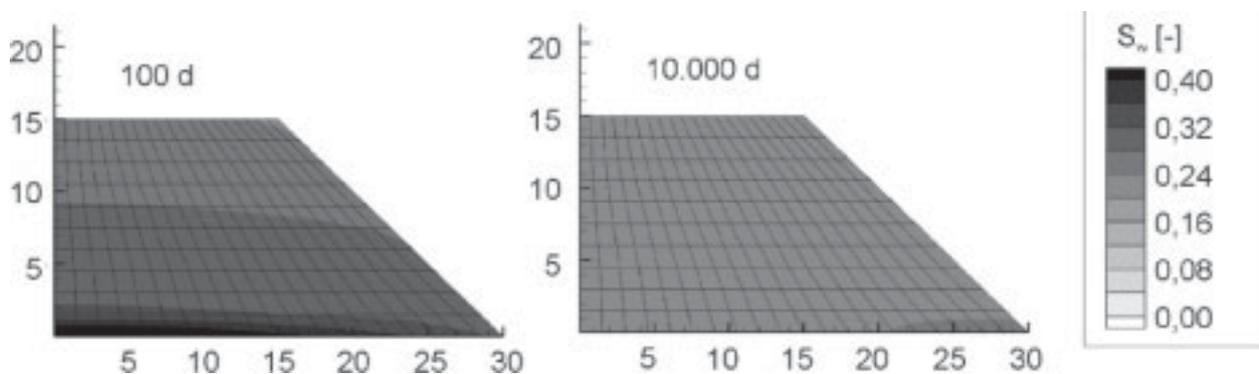


Abbildung 11 Sättigung der flüssigen Phase

5 Zusammenfassung und Ausblick

Im vorliegenden Beitrag wird ein Modell für Siedlungsabfalldeponien vorgestellt, das in der Lage ist, gekoppelte mechanische, hydraulische und biochemische Prozesse zu beschreiben. Ziel ist die Erarbeitung von Vorschlägen für Monitoringmaßnahmen und die Analyse des Langzeitverhaltens von Deponien. Bisher können spontane Verformungen infolge Last und zeitabhängige Verformungen infolge von Kriechen und Konsolidation beschrieben werden. Die Abbildung einer Mehrphasenströmung mit Phasenwechsel ist möglich. Reaktionsprozesse können mit einem zweistufigen Reaktionsschema beschrieben werden. Gegenwärtige Forschung konzentriert sich auf die direkte

Erfassung von abbaubedingten Setzungen mit Hilfe der Kopplung an das Reaktionsmodell. Das in Abschnitt 4 gezeigte Beispiel veranschaulicht, dass das Modell in der Lage ist, die bisher berücksichtigten Prozesse auf vergleichsweise großen Geometrien und über lange Zeiträume qualitativ gut wiederzugeben. Eine Beurteilung der quantitativen Ergebnisse ist nur mit der Kenntnis entsprechender Modell-Parameter und zugehöriger in-Situ-Messungen an Deponien möglich. Hierzu sind Parameterstudien und weitere experimentelle Untersuchungen erforderlich.

6 Literatur

- | | | |
|--|------|--|
| de Boer | 2005 | Trends in Continuum Mechanics of Porous Media. Springer. |
| Deponieverordnung | 2006 | Deponieverordnung vom 24. Juli 2002 (BGBl. I S. 2807), zuletzt geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 13. Dezember 2006 (BGBl. I S. 2860)" |
| Ebers-Ernst J. | 2001 | Modellierung des inelastischen Verhaltens von Siedlungsabfalldéponien. Dissertation, Institut für Statik, TU Braunschweig. |
| Ehlers W. | 1995 | A single-surface yield function for geomaterials. Archive of Applied Mechanics, 65, S. 246-259. |
| Eipper G. | 1998 | Theorie und Numerik finiter elastischer Deformationen in fluidgesättigten porösen Festkörpern. Dissertation, Institut für Mechanik, Universität Stuttgart. |
| Haarstrick A., Hempel D. C., Ostermann L., Ahrens H., Dinkler D. | 2001 | Modelling of the biodegradation of organic matter in municipal landfills. In: Waste Management & Research, 19, S. 320-331 |
| Hanel J. | 2001 | Modell zur Analyse von gekoppelten Transport- und Stoffabbauprozessen in Deponien. Dissertation, Institut für Statik, TU Braunschweig. |
| Helmig R. | 1997 | Multiphase Flow and Transport Processes in the Sub-surface. A Contribution to the Modelling of Hydrosystems. Springer. |
| Krase V., Dinkler D. | 2007 | Modelling of Stress-Deformation Behaviour of Municipal Solid Waste. Proc. Sardinia 07, 11 th International Landfill Symposium, CISA, Cagliari. |
| Kockel R. | 1995 | Scherfestigkeit von Mischabfall im Hinblick auf die Standsicherheit von Deponien. Dissertation, Institut für Grundbau, Ruhr-Universität Bochum. |

- Kölsch F. 1996 Der Einfluss der Faserbestandteile auf die Scherfestigkeit von Siedlungsabfall. Dissertation, LWI-Mitteilungen 133, TU Braunschweig
- Lewis R.W., Schrefler B.A. 1998 The Finite Element Method in the Static and Dynamic Deformation and Consolidation of Porous Media. 2nd edition. John Wiley & Sons, Chichester.
- Manassero M., Van Impe W.F., Bouazza A. 1996 Waste disposal and Containment. Proc. 2nd International Congress on Environmental Geotechnics, Osaka, Balkema, Rotterdam, Vol. 3, S. 1425-1474.
- McDougall J. 2007 A hydro-bio-mechanical model for settlement and other behaviour in landfilled waste. Computers and Geotechnics, 34, S. 229-246.
- Münnich K., Bauer J., Fricke K. 2005 Investigation on Relationship between Vertical and Horizontal Permeabilities of MBT Wastes. Proc. Sardinia 05, 10th International Landfill Symposium, CISA, Cagliari.
- Stegmann R., Heyer K.-U., Hupe K., Willand A. 2006 Deponienachsorge- Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge. Abschlussbericht, Förderkennzeichen (U-FOPLAN) 204 34 327, Umweltbundesamt

7 Danksagung

Unser Dank gilt der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die finanzielle Unterstützung.

Anschrift der Verfasser(innen)

Dipl.-Ing. Sonja Bente
Dipl.-Ing. Volker Krase
Dr.-Ing. Ursula Kowalsky
Prof. Dr.-Ing. Dieter Dinkler
Institut für Statik
Beethovenstraße 51
D-38106 Braunschweig
Telefon +49 531 391 3674
Email: sonja.bente@tu-bs.de
Website: www.statik.tu-bs.de

Ausbauasphalt und Straßenaufbruch

Vorerkundung und sachgerechter Umgang im Rahmen der Sanierung von Verkehrsflächen

Heinz Bogon

Beratender Ingenieur Bauwesen – Umwelttechnik

Pre-exploration and appropriate handling of construction asphalt waste and road cover debris at reclamation of traffic areas

Abstract

Ausbauasphalt ist ein Massenabfall, der im Rahmen des Umbaus oder der Sanierung von Straßen und anderen asphaltbefestigten Flächen anfällt. Durch früher gebräuchliche, pechhaltige Bindemittel können Ausbauasphalte in extrem hohem Maße mit schädlichen Stoffen belastet sein. Der Umgang mit pechhaltigen Ausbauasphalten ist bundes- und europaweit sehr unterschiedlich geregelt.

Auch bei den verbreitet eingesetzten industriellen Nebenprodukten im Straßenbau muss bei älteren Produkten mit schädlichen Kontaminationen gerechnet werden, da die Güteprüfungen früher keine umwelttechnischen Kriterien berücksichtigten.

Keywords

Straßenbau, Straßensanierung, Ausbauasphalt, Teer, Pech, Carbobitumen, Bitumen, industrielle Nebenprodukte bzw. Reststoffe

1 Einführung, Problemstellung

Bis in die 80er Jahre wurde Pech bzw. Teer als Bindemittel im Straßenbau eingesetzt, sowohl in reiner Form, aber auch mit Bitumen vermischt (Carbobitumen). Dabei wurde Teer für alle Schichten im Asphaltaufbau verwendet. Früher wurden auch vielfach Tränkdecken (Makadam-Bauweise) mit Teer hergestellt. In den alten Bundesländern kam überwiegend Steinkohlenteer zum Einsatz, in den neuen Bundesländern auch Braunkohlenteer.

Seit 1983 werden in Deutschland begrifflich Bitumen klar von Teeren durch die DIN 55946 getrennt. Erst 1990 wurde die Verwendung von „pechstämmigen“ Bindemitteln im Straßenbau „untersagt“ und eingestellt (durch das ARS Allgemeines Rundschreiben Straßenbau Nr. 6/90 des Bundesministeriums für Verkehr vom 21.02.90 in Verbindung mit der Einführung der ZTV bit-StB 84/90 bzw. der ZTVT-StB 86/90 im August 1990).

Viele Straßenaufbauten, die mit Teer hergestellt worden sind, wurden später mit Asphalt-schichten überbaut, so dass auch bei nach 1990 sanierten Straßen mit teerhaltigen Bindemitteln gerechnet werden muss.

In der Straßenbefestigung sind die Schadstoffe praktisch vollständig gebunden und damit für die Umwelt ungefährlich. Eine Freisetzung der PAK-Verbindungen beim Ausbau und bei der Verwertung von alten Straßenbelägen muss allerdings verhindert werden.

Im Vorfeld einer Baumaßnahme ist durch den Baulastträger zu prüfen, ob aufgrund interner Aufzeichnungen teer-/pechhaltiger Straßenaufbruch zu erwarten oder in der Vergangenheit in der betreffenden Region bereits vorgekommen ist. In solchen Verdachtsfällen ist es erforderlich, aus der Baumaßnahme vorab Bohrkern zu entnehmen und diese Bohrkern auf das Vorhandensein von teer-/pechhaltigen Bestandteilen prüfen zu lassen.

Anhand derartiger Untersuchungen kann auch bestimmt werden, ob nur bestimmte Schichten betroffen sind oder der gesamte Straßenaufbau.

Im Rahmen von umwelttechnischen Erkundungen des Straßenaufbaus sind teilweise auch industrielle Nebenprodukte bedeutsam, die regional unterschiedlich anfallen. Die für den Straßenbau geeigneten Nebenprodukte unterlagen früher keiner umwelttechnischen Kontrolle, da sie nur auf bautechnische Eignung geprüft wurden.

2 Rechtsgrundlagen für pechhaltige Ausbauasphalte

Die rechtlichen Grundlagen für pechhaltige Ausbauasphalte betreffen in erster Linie das Gefahrstoffrecht, das Arbeitsschutzrecht und das Abfallrecht. Bei Zwischenlagerung von pechhaltigen Ausbauasphalten ist auch das Immissionsschutzrecht berührt.

Verwendungsverbote (TRGS 551 bzw. Gefahrstoffrecht):

Steinkohlenteerpech, Braunkohlenteerpech, Carbobitumen oder sonstige Bindemittel mit einem Gehalt an Benzo[a]pyren von 50 mg/kg (ppm) und mehr dürfen als Bindemittel im Straßenbau nicht verwendet werden.

Erkundungspflicht (TRGS 551 bzw. Gefahrstoffrecht):

Bei Baumaßnahmen an alten Straßenbelägen ist zunächst durch die zuständige Straßenbauverwaltung zu prüfen, ob Steinkohlenteerpech, Braunkohlenteerpech- oder carbobitumenhaltiges Material im Straßenoberbau verwendet wurde. Ein Recycling dieses Materials durch Kaltfräsen oder Aufnehmen alter Steinkohlenteerpech-, Braunkohlenteerpech- oder carbobitumenhaltiges Material mit Presslufthammer oder Bagger mit anschließendem kaltem Wiedereinbau ist zulässig, sofern die Voraussetzungen nach Absatz 3 (Verwendungsverbot) erfüllt werden.

Arbeitsschutz, Emissionsschutz (TRGS 551 bzw. Gefahrstoffrecht):

Beim Umgang mit Pyrolyseprodukten aus organischem Material ist damit zu rechnen, dass Arbeitnehmer polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen ausgesetzt sind.

Nach gegenwärtigem Kenntnisstand enthält das hierbei in der Luft am Arbeitsplatz vorkommende komplexe Stoffgemisch krebserzeugende PAH.

Bei der Entfernung alter Steinkohlenteerpech-, Braunkohlenteerpech- oder carbobitumenhaltiger Straßenbeläge ist auf eine Reduktion der Staubentwicklung durch Berieselung der Flächen oder des Aufbruchmaterials mit Wasser zu achten. Weiterhin sollten die verwendeten Baumaschinen geschlossene Bedienungsstände, die mit ausreichend gereinigter Luft versorgt werden, besitzen.

Entsorgung (Abfallrecht, Abfallverzeichnisverordnung):

Pechhaltiger (teerhaltiger) Straßenaufbruch ist seit 2002 gemäß europarechtlicher Vorgabe als gefährlicher Abfall eingestuft (Abfallschlüssel 170301*: kohlenteeerhaltige Bitumengemische). Beachtenswert hierbei ist, dass teerhaltige Abfälle vor 2002 **nicht** als gefährliche Abfälle eingestuft waren.

Immissionsschutz:

Für Anlagen zur Zwischenlagerung oder Aufbereitung von bituminösem Straßenaufbruch kommen unterschiedliche immissionsschutzrechtliche Genehmigungen in Betracht, falls sie länger als 12 Monate nach Inbetriebnahme an demselben Ort betrieben werden (vgl. § 1, 4.BImSchV). Für pechhaltigen Straßenaufbruch ist eine Aufbereitung nur im Kaltmischverfahren zulässig.

3 Pechhaltige Ausbauasphalte

3.1 Zusammensetzung von Pech / Teer bzw. Bitumen

Im allgemeinen Sprachgebrauch werden die Begriffe Teer, Bitumen und Pech häufig fälschlicherweise gleichbedeutend verwendet. Pech, pechhaltige Bindemittel und Bitumen zählen im allgemeinen Sprachgebrauch zu den bituminösen Bindemitteln. Es handelt sich jedoch um sehr verschiedene Stoffe mit unterschiedlichen Eigenschaften, Inhaltsstoffen und Herkunft.

Rohteer wird im Wesentlichen bei der Verkokung von Stein- und Braunkohle sowie bei der Stadtgasgewinnung erhalten. Während dieser Pyrolyseprozesse laufen vielfältige chemische Reaktionen wie Dealkylierung, Dehydrierung, Reduktion und Ringkondensation ab. Mit steigender Temperatur bilden sich zunehmend höhermolekulare aromatische Verbindungen. Der Steinkohlenteer ist ein Gemisch aus etwa 10.000 organischen Verbindungen, von denen nur etwa 3 bis 4 % genauer bekannt sind. Vorrangig sind es Aromaten wie Benzol, Anthracen, Naphthalin, Phenole und Kresole. Braunkohlenteer enthält demgegenüber mehr aliphatische Verbindungen, darunter Parafine und Olefine, sowie niedermolekulare Aromaten, insbesondere Phenole.

Der **Teer** bildet für die chemische Industrie einen wichtigen Rohstoff und wird durch Destillation fraktioniert. Als Destillationsrückstand bei Verarbeitungstemperaturen zwischen 800 °C und 1.200 °C verbleibt als schwerste Fraktion das **Pech**, welches einen Anteil von über 80 % des Rohteers ausmacht. Von den ursprünglichen 10.000 Teerinhaltstoffen sind ca. 9.500 im Pech enthalten. Dies sind insbesondere mehrkernige Aromaten, Heteroaromaten sowie Benzol und dessen Derivate. Durch eine anschließende Aufbereitung des Peches wurde das **Straßenteerspezialpech** gewonnen, welches im Straßenbau als Bindemittel eingesetzt wurde.

Tabelle 1 Hauptunterschiede zwischen den Bindemitteln Teer und Bitumen

	Pech / Teer	Bitumen
Herstellung	aus Steinkohle durch Verkokung (entstand früher auch als Nebenprodukt der Gaswerke, in der ehemaligen DDR oft auch Braunkohlenteer)	aus Erdöl durch fraktionierte Destillation
Schadstoffgehalte	PAK ₁₆ : bis 300.000 mg/kg Phenole: bis 50 g/kg	PAK ₁₆ : bis 50 mg/kg Phenole: in Spuren

Tabelle 2 PAK- und Phenolgehalte verschiedener carbostämmiger, früher handelsüblicher Bindemittel im Vergleich zu Bitumensorten (Zusammenstellung nach Wörner et al, 2006)

Bindemittel	PAK-Gehalt (EPA) [mg/kg]	Phenol-Gehalt [mg/kg]
Rohteer	164.739	129.050
Pechbitumen	44.628	118.000
T 40/70	190.170	32.985
Braunkohlenstraßenteer	23.778	145.360
Braunkohlenschwelteer	102.795	88.000
PVC-Teer	59.649	170.600
TV 49/51	60.152	141.360
Bitumen 45 (DIN 1995 Teil 1)	24,92	k.A.
Bitumen 80 (DIN 1995 Teil 1)	21,35	k.A.
Bitumen 200 (DIN 1995 Teil 1)	27,01	k.A.

Das **Bitumen** entsteht bei der Erdölraffination als Rückstand bei der Vakuumdestillation. Seine Herstellung erfolgt also im Wesentlichen auf physikalischem Wege. Da hierbei keine Pyrolyse erfolgt, unterbleiben weitgehend die chemischen Reaktionen, die beim Teer zur Bildung aromatischer Verbindungen führen. Der Gehalt des Bitumens an Aromaten ist demzufolge signifikant niedriger als beim Teer oder Pech.

Bis zum vollständigen Ersatz des Peches wurde es zum Teil mit Bitumen verschnitten (Carbositumen). Da eine homogene Mischung von Pech und Bitumen nur im Verhältnis 3:7 oder 7:3 erfolgen kann, liegen bei diesen Bindemitteln Pechgehalte von mindestens 30 % im Bindemittel vor.

Die PAK-Gehalte von Teer liegen etwa 3 bis 4 Zehnerpotenzen höher als die von Bitumen.

3.2 Analytik

Teer ist keine einheitliche chemische Substanz, sondern eine Mischung von tausenden chemischer Verbindungen. Daher ist es nicht eindeutig, wie Teer quantitativ gemessen werden soll. In der Regel werden Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) analytisch erfasst. Da auch die PAK eine Verbindungsklasse mit einer großen Anzahl von Substanzen darstellt, muss auch hier eine Einschränkung gemacht werden. Heute wird häufig die Liste der amerikanischen Umweltbehörde EPA von 16 PAK verwendet.

Tabelle 3 Chemische Standarduntersuchung von Asphalt bzw. Teer am Beispiel des Hauptparameters PAK

Asphalt	Teer	Schadstoffe allgemein	PAK	Σ PAK ₁₆ (E-PA)	Benzo (a)pyren
Mineralstoffe und Bindemittel (Bindemittelanteil rund 5%)	Bindemittel, Vielstoffgemisch	PAK Phenole u.a.m.	Stoffgruppe der Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe	Analyse von 16 Einzelstoffen, analytische Konvention	Leitparameter, krebserzeugend

Analytik:

Es wird in der Regel die Asphaltmischung insgesamt untersucht, nicht nur das Bindemittel Teer oder Bitumen

Der Nachweis von PAK und/oder eluierbaren Phenolen kann zunächst durch Schnellverfahren erfolgen, die im Arbeitspapier Nr. 27/2 der FGSV aus dem Jahr 2000 beschrieben sind und mit denen je Schicht die Art des Bindemittels feststellbar ist. Mit diesen Verfahren ist allerdings keine quantitative Analytik möglich, sondern nur eine Ja/Nein-Aussage.

Bei heutigen Analysenpreisen ist i.d.R. eine quantitative Laboranalytik mittels GC/Ms bzw. HPLC zu empfehlen.

PAK können durch chemische Reaktionen abgebaut werden. Dies erfolgt einerseits durch Lichteinwirkung und andererseits durch mikrobiologischen Abbau mit unterschiedlicher Geschwindigkeit. Wenn PAK nicht mit Luft oder Wasser im Kontakt sind (wie in Straßenbelägen), sind sie aber sehr stabil und werden nicht abgebaut.

2- und 3-Ring-PAK sind relativ leichtflüchtig, mittelmäßig wasserlöslich und besitzen eine gewisse akute Toxizität auf aquatische Systeme. PAK mit 4 bis 6 Ringen sind schwerflüchtig, kaum wasserlöslich und deshalb weniger akut toxisch, dafür weisen sie teilweise ein großes karzinogenes Potential auf.

Tabelle 4 Analysenverfahren für Untersuchung von Asphalten auf teerhaltige Bindemittel und deren Eignung (FGSV AP 27/3, 2004)

	Σ PAK			Phenole		
	qualitativ	halb-qualitativ	quantitativ	qualitativ	halb-qualitativ	quantitativ
Schnellverfahren						
Lackansprühverfahren (Nachweis bis 50 mg/kg PAK im Ausbaumaterial)	+	-	-	-	-	-
Sublimationsverfahren (Nachweis bis 20 mg/kg PAK im Ausbaumaterial)	+	-	-	-	-	-
Dünnschichtchromatografie mit Fluoreszenzdetektion (DC) (Nachweis bis 25 mg/kg PAK im Ausbaumaterial)	+	+	-	-	-	-
Phenolverfahren (Nachw. von > 0,1 mg/l Phenol im Eluat)	-	-	-	+	+	- (+)
Laborverfahren						
Gaschromatografie mit Massenspektroskopie (GC/MS)	+	+	+	+	+	+
Hochleistungsflüssigkeitschromatografie (HPLC)	+	+	+	+	+	+

3.3 Analysenergebnisse für PAK- und Phenol

Tabelle 5 Gegenüberstellung von Analysenergebnissen für PAK und Phenole bei teerhaltigen Ausbauasphalten (Wörner et al, 2006)

Ausbaustoffe	Binde- mittel- anteil [%]	PAK ₁₆ Feststoff [mg/kg]	PAK ₁₆ Eluat Troglution [µg/l]	PAK ₁₆ Eluat DEV S4 [µg/l]	Phenolindex Eluat Troglution [mg/l]	Phenolindex Eluat DEV S4 [mg/l]
S Granulat mit Pech, steinkohlestämmig	2,7	29,4	50,8	75,6	0,02	< 0,02
B Granulat mit Pech, braunkohlestämmig	2,4	10,0	161,9	70,2	12,94	10,85
C Granulat mit Carbo- bitumen	5,6	k.A.	20,1	82,7	0,05	< 0,02
T Teersand mit Pech, steinkohlestämmig	0,4	39,2	169,9	90,6	< 0,02	0,03
X Teersand mit Pech, braunkohlestämmig	Nicht untersucht, da entsprechendes Material nicht zu beschaffen war					

3.4 Länderregelungen

Tabelle 6 Übersicht über PAK-Grenzwerte verschiedener Länder für die Verwertung teerhaltiger Ausbauasphalte (EMPA, 2006)

Land	Grenze für die Bezeichnung "teerfrei"		Grenzwerte (bez. Recyclingbaustoff) und Auflagen für die Verwendung von teerhaltigem Asphaltgranulat
	im Recyclingbaustoff	umgerechnet ² auf EPA-PAK im Bindemittel*	
Schweiz	250 ppm EPA-PAK	5000 ppm	max. 1000 ppm im Recyclingasphaltes, max. 250 ppm im neuen Belages
EU	0.1 % Teer	ca. 2500 ppm	?
Österreich	4 ppm EPA-PAK	80 ppm	Recyclingmaterial bis 20 ppm erlaubt unter Deckschicht, abhängig von der Grundwasserzone
Deutschland ³	1 ppm EPA-PAK	20 ppm	bis 25 ppm ohne Auflagen, darüber nur Kalleinbau unter Deckschicht, Grenzwerte für Eluation müssen erfüllt werden.
Niederlande	75 ppm 10NL-PAK	ca. 2200 ppm	jegliche Wiederverwertung von teerhaltigem Material ist verboten

Deutschland: Werte aus RuVA StB 01 für Bundesfernstraßen,
in einzelnen Bundesländern gelten abweichende Werte

Die Einstufung von Straßenbaustoffen und Bitumengemischen als teerhaltig (Abfallschlüssel 170301) oder nicht teerbelastet (Abfallschlüssel 170302) wird in den einzelnen Bundesländern bzw. auch im benachbarten Ausland sehr unterschiedlich gesehen.

Tabelle 7 Einstufung von Ausbauasphalt als „gefährlicher Abfall“ in Abhängigkeit vom PAK-Gehalt

Bundesland	Σ PAK ₁₆ [mg/kg]	Benzo(a)pyren [mg/kg]
Baden-Württemberg	200	
Bayern	1.000	
Brandenburg	---	50
Hessen	400	
Niedersachsen	40	
Rheinland-Pfalz	30	

3.5 Mengenrelevanz

Nach den Ergebnissen der Umweltstatistikerhebung 2004 betrug die Menge an Straßenaufbruch bundesweit 19,7 Mio. Mg (ARGE-KWTB, 2007). Als „Straßenaufbruch“ definiert sind Abfälle der Schlüsselnummer 17 03 02 (Bitumengemische mit Ausnahme derjenigen, die unter 17 03 01* fallen). Gefährliche Abfälle sind also hier nicht erfasst.

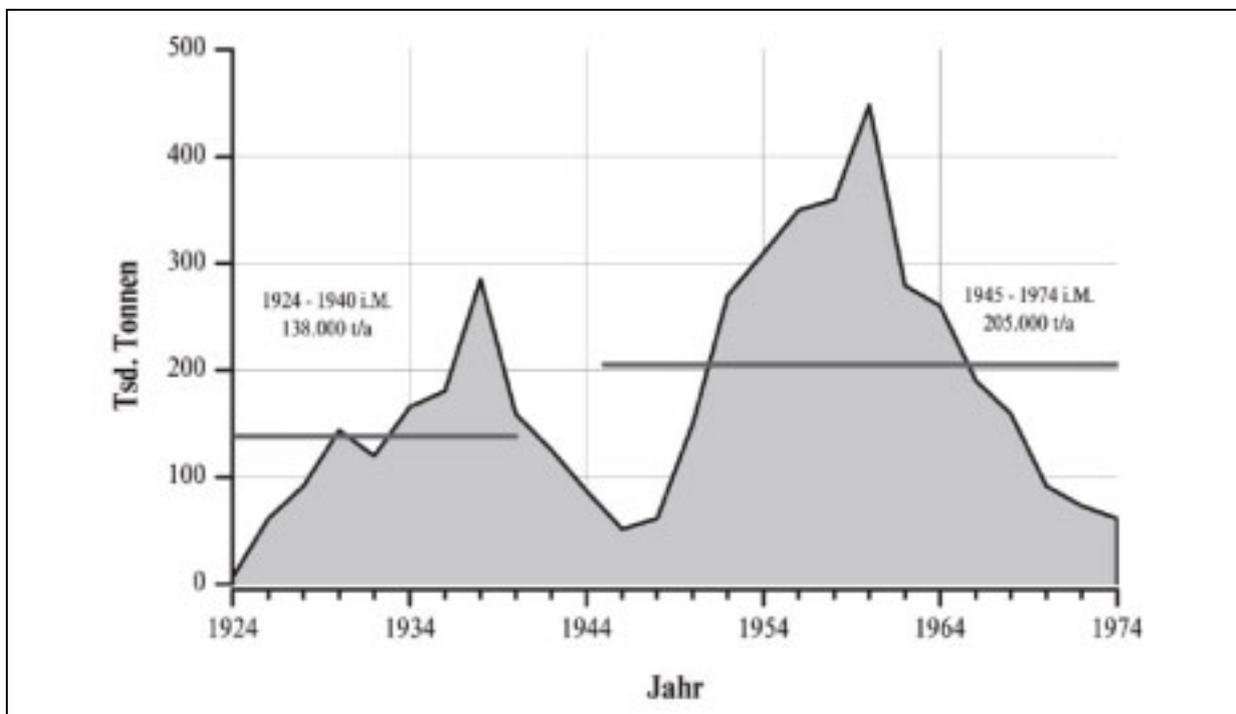


Abbildung 1 Absatzkurve für Straßenpech in Deutschland (aus Wörner et al, 2006)

Eine bundesweite Erhebung bzw. Zusammenstellung von teerhaltigen Ausbauasphalten liegt nicht vor. Die Gesamtmenge dürfte zwischen 1,0 und 2,0 Mio. Mg jährlich liegen. Über die bundesweiten Anteile von Verwertung und Beseitigung dieser Abfälle ist derzeit keine Abschätzung möglich.

Die Gesamtmenge der eingesetzten pechhaltiger Straßenbaustoffe wird mit 120.000 Mio. Mg abgeschätzt (Wörner et al, 2006), wobei die Menge durch Oberflächenbehandlung und Anstrichmittel (Haftgrund) noch deutlich höher ausfallen kann.

Tabelle 8 Mengen an teerhaltigem Straßenaufbruch in einzelnen Bundesländern

Bezugsregion	Jahr	Menge an teerhaltigem Straßenaufbruch [Mg]
Bayern	2004	105.579 rund 10% der Gesamtmenge an Straßenaufbruch, ohne Berücksichtigung kommunaler Straßenbaumaßnahmen 160.000 nach Schätzung der Straßenbauverwaltung, wobei etwa die Hälfte im Bereich des kommunalen Straßenbaus anfällt
Brandenburg	2005	49.000 nur verwerteter Anteil im Bundesfern- und Landstraßenbau
Hamburg	2004	40.000 Verwertungsquote > 80% geschätzt
Rheinland-Pfalz	2002 2003	200.300 239.400
Schleswig-Holstein	2004	30.000 Verwertungsquote > 80% geschätzt
Thüringen	2004	34.115 Auswertung von Begleitscheindaten, ohne betriebsinterne Verwertung

Tabelle 9 Einsatz von Teer (bzw. PAK) im Straßenoberbau

Bewährte und standardisierte Asphaltbauweisen gemäß RStO 01	Bindemittel Teer oder sog. Carbobitumen
Makadam-Bauweisen (Tränkdecken, Einstreudecken)	Tränkmittel Teer, auch in den ungebundenen Schottertragschichten
Haftvermittler (Haftbrücke, Haftgrund, Haftkleber, Anstrichmittel) für Schicht- und Lagenverbund	Bindemittel Teer oder sog. Carbobitumen, auch polymermodifiziert
Teersande	Bindemittel Teer

4 Industrielle Reststoffe im Straßenbau

Im Straßenbau werden große Mengen an Baustoffen benötigt. Demgegenüber entstehen in verschiedenen Industriezweigen große Mengen mineralischer Reststoffe, die einer Verwertung zugeführt werden sollten. Aus Gründen der Wirtschaftlichkeit und des Ressourcenschutzes werden daher traditionell industrielle Reststoffe im Straßenbau eingesetzt.

Im Hinblick auf die Eignung standen zunächst die bautechnischen Eigenschaften im Vordergrund. Hier wurde schon früh eine entsprechende Güteüberwachung installiert und kontinuierlich fortgeschrieben. Erst später wurden die industriellen Reststoffe nach ihrer sog. „wasserwirtschaftlichen Eignung“ hin überprüft, also in Bezug auf Schadstoffgehalt und Umweltgefährdung.

Mittlerweile existieren exakte Vorgaben in den „Richtlinien für die umweltverträgliche Anwendung von industriellen Nebenprodukten und Recycling-Baustoffen im Straßenbau (RuA-StB 01).

Tabelle 10 Industrielle Nebenprodukte bzw. Recyclingmaterialien

LDS	LD-Schlacke aus der Erzeugung von Massen- und Qualitätsstählen
EOS	Elektroofenschlacke aus der Erzeugung von Massen- und Qualitätsstählen
HOS	Hochofenstückschlacke
HS	Hüttensand
SKG	Schmelzkammergranulat
SFA	Steinkohlenflugasche aus Trocken- und Schmelzfeuerung
SKA	Kesselasche aus Steinkohlenfeuerung
WB I	Waschberge aus der Steinkohlengewinnung mit geringerer Salzbelastung
WB II	Waschberge aus der Steinkohlengewinnung mit höherer Salzbelastung
GRS	Gießereirestsand
GKOS	Gießerei-Kupolofenschlacke
GS	Gleisschotter
HMVA I	Hausmüllverbrennungsasche mit geringerer Salzbelastung
HMVA II	Hausmüllverbrennungsasche mit höherer Salzbelastung
RC	Recyclingmaterialien aus der Bauschutttaufbereitung

Tabelle 11 Untersuchungsparameter bei Ersatzbaustoffen (Säulenversuch nach DIN 19528) gemäß Ersatzbaustoffverordnung, Entwurf Nov. 2007

Ersatzbaustoff		HOS	HS	SWS	GRS	SKG	SKA	SFA	HMVA	RC	BM	GS
Parameter	Dim.											
pH-Wert		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Elektr. Leitf.	µS/cm	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Chlorid	mg/L	X		X		X	X	X	X	X		
Sulfat	mg/L	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X
Fluorid	mg/L			X	X			X				
DOC	mg/L				X						X	
PAK ₁₅	µg/L ¹¹				X					X	X	X
Antimon	µg/L	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Arsen	µg/L	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Blei	µg/L	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Cadmium	µg/L	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Chrom, ges.	µg/L	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Kupfer	µg/L	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Molybdän	µg/L	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Nickel	µg/L	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Vanadium	µg/L	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Zink	µg/L	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Atrazin	µg/L											X
Bromacil	µg/L											X
Diuron	µg/L											X
Glysothat	µg/L											X
Simazin	µg/L											X
Sonstige Herbi- zide u. Abbau- produkte nach Anhang 1-2	µg/L											X

5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Teerhaltige Abfälle werden erst seit 2002 (mit dem Übergang auf das Europäische Abfallverzeichnis) als gefährliche Abfälle eingestuft.

Teerhaltige Ausbauasphalte stellen eine mengenmäßig äußerst bedeutsame Quelle für Schadstoffe dar, insbes. für PAK. Eine belastbare, bundesweite Statistik hierzu liegt allerdings nicht vor. Es kann sehr grob geschätzt mit Mengen zwischen 1,0 und 2,0 Mio. Mg gerechnet werden, wobei die Anteile an Verwertung und Beseitigung unklar sind.

Umso erstaunlicher ist es, dass der Umgang mit teerhaltigen Ausbauasphalten bundesweit nicht einheitlich geregelt ist, sondern den Ländern überlassen bleibt, wie sie geltendes Recht interpretieren – mit sehr unterschiedlichen rechtlichen Ergebnissen.

Auch im aktuellen Arbeitsentwurf der Ersatzbaustoffverordnung sind keine näheren Ausführungen hierzu zu finden.

Nur durch eine fachgerechte repräsentative Erkundung des Straßenaufbaus im Hinblick auf Schadstoffe können die gesetzlichen Anforderungen an

- Arbeitsschutz (Dämpfe, Staub)
- Emissionsschutz/Immissionsschutz (insbes. Staub, Zwischenlagerung)
- Boden- und Gewässerschutz (Auslaugung, Immissionen)
- Entsorgung (Stofftrennung, Vermischungsverbot, Verwertung, Beseitigung)

rechtzeitig geplant, in der Bauausschreibung berücksichtigt und kostenminimiert umgesetzt werden.

Ob und inwieweit dies bisher flächendeckend, insbes. auch im Bereich des kommunalen Straßenbaus, bereits wirklich zuverlässig und in allen Bundesländern umgesetzt ist, darf bezweifelt werden, da fehlende, unklare oder stark differierende Regelungen im praktischen Vollzug hinderlich sind.

6 Literatur

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft	2001	Wasserwirtschaftliche Beurteilung der Lagerung, Aufbereitung und Verwertung von bituminösem Straßenaufbruch (Ausbauasphalt und pechhaltiger Straßenaufbruch); Merkblatt Nr. 3.4/1, Stand 20.03.2001
EMPA	2006	Auftrag zu einer Zusammenstellung von Daten zum Thema teerhaltige Beläge; im Rahmen des Projektes "Ostschweizerische Harmonisierung bei der Verwertung von Ausbauasphalt unter besonderer Berücksichtigung teerhaltiger Beläge" der BPUK-Ost; Eidg. Materialprüfungs- und Forschungsanstalt, 2006
ErsatzbaustoffV	2007	Verordnung über den Einbau von mineralischen Ersatzbaustoffen in technischen Bauwerken (Ersatzbaustoffverordnung – ErsatzbaustoffV); Arbeitsentwurf, Stand: 13.11.2007
Arbeitskreis Straßenbauabfälle Rheinland-Pfalz	2003	Leitfaden für die Behandlung von Ausbauasphalt und Straßenaufbruch mit teer-/pechtypischen Bestandteilen Leitfaden für den Geschäftsbereich des Landesbetriebes Straßen und Verkehr; Herausgeber: Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz

Arbeitskreis Straßenbauabfälle Rheinland-Pfalz	2006	Merkblatt zur Verwertung von pechhaltigem Straßenaufbruch in Verkehrsflächen außerhalb des Geschäftsbereichs des Landesbetriebes Straßen und Verkehr Rheinland-Pfalz (jetzt Landesbetrieb Mobilität Rheinland-Pfalz); Herausgeber: Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz
ARGE-KWTB	2007	5. Monitoring-Bericht Bauabfälle (Erhebung 2004) Arbeitsgemeinschaft Kreislaufwirtschaftsträger Bau, Berlin, Februar 2007
BTR RC-StB 04	2004	Brandenburgische Technische Richtlinien für die Wiederverwertung von Baustoffen im Straßenbau - Herstellung, Prüfung, Auslieferung und Einbau – Gemeinsame Richtlinien des Ministeriums für ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz und des Ministeriums für Infrastruktur und Raumordnung des Landes Brandenburg
EF Straßenpech	2003	Ergänzende Festlegungen zur Wiederverwertung pechhaltiger Straßenausbaustoffe („EF Straßenpech 2003“); Hess. Landesamt für Straßenbau und Verkehrswesen, Dez. 2003
FGSV AP27/2	2000	AP 27/2 - Prüfung von Straßenausbaumaterial auf carbostämmige Bindemittel – Schnellverfahren – Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen FGSV, 2000
FGSV AP27/3	2004	AP 27/3 - Prüfung von Straßenausbaumaterial auf carbostämmige Bindemittel – Quantitative Bestimmung – Mitteilungen und Anregungen von Mitgliedern des Arbeitskreises Laboratoriumstechnik – Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen FGSV, 2004
Franck, H.-G. Collin, G.	1968	Steinkohlenteer – Chemie, Technologie und Verwendung; Springer Verlag, 1968
LUBW	2007	Steckbrief „Bituminöser/teerhaltiger Straßenaufbruch“; Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, LUBW, 2007
Neumann, E.	1951	Der neuzeitliche Straßenbau; Springer Verlag, 3. Auflage, 1951
NGS	2005	Merkblatt zur Entsorgung von teerhaltigem Straßenaufbruch; Niedersächsische Gesellschaft zur Endablagerung von Sonderabfall mbH, NGS, Dez. 2005
RuA-StB 01	2001	Richtlinien für die umweltverträgliche Anwendung von industriellen Nebenprodukten und Recycling-Baustoffen im Straßenbau, RuA-StB 01; Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Arbeitsgruppe Mineralstoffe im Straßenbau, 2001

RuVA-StB 01	2005	Richtlinien für die umweltverträgliche Verwertung von Ausbaustoffen mit teer-/pechtypischen Bestandteilen sowie für die Verwertung von Ausbauasphalt im Straßenbau , RuVA-StB 01; Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Arbeitsgruppe Asphaltstraßen, 2001, geändert 2005
TRGS 551	2003	Teer und andere Pyrolyseprodukte aus organischem Material; Technische Regeln für Gefahrstoffe, TRGS 551, Juli 1999, geändert Mai 2003
Wörner, Th.; Faulstich, M.; Metz, G., Schieder, D.	2006	Wiederverwertung von pechhaltigen Straßenaufbruchmaterialien; BayFORREST-Projekt F 189

Anschrift des Verfassers

Dipl.-Ing. Heinz Bogon
Beratender Ingenieur,
von der Ingenieurkammer Niedersachsen ö.b.u.v. Sachverst. für Altlastuntersuchung
und -sanierung
Marschstraße 24
D-31535 Neustadt am Rbge.
Telefon +49 5032 61 631
Email: h.bogon@oekobauconsult.de
Website: www.oekobauconsult.de

Schließung von Stoffkreisläufen: Verwertung von Glycerin und Seifenwasser aus der Biodieselproduktion in Biogasanlagen

Anke Bockreis*, Iris Steinberg, Sebastian Meier***, *****

* Institut WAR, Fachgebiet Abfalltechnik, Technische Universität Darmstadt

** NEHLSSEN CONTRACTING GmbH & Co. KG Bremen

*** ISAH Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover

Closing the loops: Recycling of glycerine and soapwater from the production of biodiesel in biogas power plants

Abstract

Glycerine and soapwater are by-products from the production of biogas. In the paper the recycling of them as a co-substrate in a biogas power plant will be presented and evaluated regarding their procedural and economical impacts. For that reason, several laboratory tests regarding the gas yield and the gas composition took place as well as the analysis of some specific chemical parameters. Furthermore the results of the laboratory tests were the data base for the proportioning of a mixture of glycerine and soapwater under operating conditions of the large scale biogas power plant. These experiences will be presented with a special focus on the background of the verification of the results of the laboratory tests under large scale operating conditions. Afterwards the economics of the use of a mixture of glycerine and soapwater will be assessed

Zusammenfassung

Im Rahmen des Beitrags werden anhand eines Fallbeispiels innerhalb des Unternehmens Nehlsen die internen Verwertungswege der Nebenprodukte Glycerin und Seifenwasser aus einer Biodieselanlage als Co-Substrat in einer Biogasanlage dargestellt und hinsichtlich ihrer prozesstechnischen und wirtschaftlichen Auswirkungen bewertet. Grundlage dazu sind durchgeführte Laboruntersuchungen, deren Erkenntnisse als Basis für den Betrieb einer Biogasanlage dienen. Vorgestellt wird weiterhin eine Betrachtung der Wirtschaftlichkeit des Einsatzes des Glycerin-Seifenwasser-Gemisches.

Keywords

Glycerin, Seifenwasser, Biodiesel, Verwertung Biogasanlagen
Glycerine, soapwater, biodiesel, recycling biogas power plants

1 Motivation und Veranlassung

Für den optimalen Betrieb und letztlich die Wirtschaftlichkeit einer Vergärungsanlage mit angeschlossener Energieverwertungsanlage ist neben einer möglichst hohen Auslastung auch eine möglichst kontinuierliche Gasproduktion und –zusammensetzung

Voraussetzung. Dies ist insbesondere bei Anlagen mit wechselnden Abfallarten und -mengen von erheblicher Bedeutung.

Die Unternehmensgruppe Nehlsen betreibt eine Co-Vergärungsanlage von landwirtschaftlichen und organischen Reststoffen, wobei die organischen Reststoffe den maßgeblichen Energieträger darstellen. Das Aufkommen und die Zusammensetzung der organischen Reststoffe sind jedoch stark abhängig vom regionalen Tourismus und daher vergleichsweise schwankend.

Ziel der Untersuchungen war es, die Co-Fermentationsanlage hinsichtlich ihrer Auslastung und damit verbundenen Erhöhung und Vergleichmäßigung ihres Energieertrages zu optimieren. Die Optimierung der Anlage mittels des Dosierungsregimes (Identifikation von Art und Menge einzelner Input-Stoffe sowie deren Mischungsverhältnisse) wurde unternehmensintern durch die Abteilung Engineering der Nehlsen Contracting GmbH & Co. KG durchgeführt. Den Optimierungsprozess begleitete von analytischer Seite das Fachgebiet Abfalltechnik des Institutes WAR der TU Darmstadt.

Im Rahmen der Untersuchungen zeigte sich, dass insbesondere für den Ausgleich von Schwankungen in der Gasproduktion und einer gleichmäßigen Auslastung des BHKW ein kurzfristig verfügbares Substrat mit vergleichsweise hoher Gasbildungsrate günstig ist. Auf ihre Eignung bezüglich der genannten Eigenschaften hin wurden die Nebenprodukte einer ebenfalls zur Unternehmensgruppe Nehlsen gehörenden Biodieselanlage (BDA) untersucht. Von besonderem Interesse ist neben der Ermittlung der grundsätzlichen Eignung der Verwertbarkeit dabei auch die Verwertung einzelner Substrate aus verschiedenen Anlagen im Unternehmensverbund, um Stoffkreisläufe innerhalb des Unternehmens zu schließen.

Im Rahmen dieses Beitrags liegt der Fokus auf der Ermittlung der potentiellen Gasausbeute als Basis für eine erste Wirtschaftlichkeitsbetrachtung. Dazu wurden Untersuchungen zur Gasbildung auf Grundlage der Bestimmung der Gasbildungsrate (GB 21) durchgeführt.

2 Biodieselherstellung

Zur Herstellung von Biodiesel werden Pflanzenöl bzw. pflanzliche Altspesiefette mit ca. 10 % Methanol und verschiedenen Reagenzien (vor allem Kaliumhydroxid oder Natriumhydroxid und seltener Alkoholate oder Kaliummethylat) versetzt. Bei Normaldruck und Temperaturen um 60 °C werden die Esterbindungen der Triglyzeride des Pflanzenöls getrennt und die entstehenden Fettsäuren mit dem Methanol verestert (Umesterung). Das dabei entstehende Glycerin wird vom Biodiesel getrennt. Endprodukte sind Biodiesel, Glycerinphase und Seifenwasser.

Die im Rahmen der Untersuchungen verwendeten Produkte stammen aus der BDA Grimmen, die nach dem PPM-Verfahren arbeitet und auf dem Prozess der Umesterung von Fettsäureglyceriden im alkalischen Medium beruht.

Der Fokus dieses Beitrags liegt auf den erzeugten Produkten Glycerin und Seifenwasser. Glycerin kann nach einer Aufreinigung in unterschiedlichen Bereichen eingesetzt werden als:

- Feuchthaltemittel in der Nahrungsmittelindustrie
- Grundstoff für die chemische Industrie
- Zusatzstoff für pharmazeutische Produkte
- energiereiches Co-Substrat für Biogasanlagen

Die Eigenschaften von Glycerin und Seifenwasser sind aus Tabelle 1 zu entnehmen.

Tabelle 1 Eigenschaften von Glycerin und Seifenwasser [SDB Glycerin 2007; SDB Seifenwasser 2007]

	Glycerin	Seifenwasser
Eigenschaft	Alkalische Glycerinformulierung mit ca. 40 – 80 % Glycerin	Gemisch aus nachfolgend angeführten Stoffen mit ungefährlichen Beimengungen
Methanolgehalt	< 8 %	10 – 25 %
Flammpunkt		30 °C
Dichte	1,115 g/cm ³	nicht bestimmbar
Löslichkeit/Mischbarkeit	vollständig mischbar	vollständig mischbar
pH-Wert	9 - 11	9 - 11

3 Untersuchungsergebnisse

Glycerin und Seifenwasser wurden in verschiedenen Untersuchungen chemisch analysiert. Dargestellt werden in diesem Beitrag Ergebnisse der Untersuchungen zur Gasbildung, basierend auf der Analysenmethode zur Bestimmung der Gasbildungsrate (GB 21). Untersucht wurde die Zugabe von 100% Glycerin und 100% Seifenwasser (Probenansätze rein) im Gegensatz zu den Ansätzen, in denen Glycerin und Seifenwasser zu Abfallproben zugegeben wurden (Probenansatz angeimpft). Die Abfallproben wiesen zum Einen aufgrund ihrer Vorbehandlung kaum noch biologische Aktivität auf und hatten zum Anderen schon eine GB 21-Untersuchung durchlaufen und das Restgaspotential war somit bekannt (ausgezehrtes Material). So konnte die potenzielle Pufferkapazität der Abfallproben bei gleichzeitig einer möglichst geringen eigenen Gasbildungsaktivität genutzt werden.

Mit der Gegenüberstellung der Ansätze mit reinem Glycerin/Seifenwasser zu den so genannten angeimpften Ansätzen sollte untersucht werden, ob es bei dem alleinigen Ansatz von Glycerin und Seifenwasser zur Versäuerung oder sonstigen Hemmungen, beispielsweise in Form von Nährstoffmangel, kommt. In nachfolgender Abbildung sind die Summenkurven des gebildeten Faulgases der verschiedenen Ansätze über den Versuchszeitraum von insgesamt 34 Tagen dargestellt; jeder Kurve liegen Mehrfachansätze zugrunde. Es lässt sich eine deutliche Hemmung von sowohl Glycerin als auch Seifenwasser im reinen Ansatz feststellen. Gerade bei dem Ansatz von reinem Glycerin kommt es zu einer starken Versäuerung, so dass es hierbei zur eingeschränkten Gasbildung im Vergleich zu dem angeimpften Ansatz kommt. Diese Tendenz konnte in weiteren Versuchsreihen bestätigt werden. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass nur eine dosierte Zugabe von Glycerin und Seifenwasser in einem ausgewogenen Verhältnis zu den weiteren mengenmäßig dominierenden organischen Reststoffen in eine Vergärungsanlage erfolgen soll, um das volle Gasbildungspotenzial ausnutzen zu können. Dabei hängt die Menge stark von der Charakteristik aller eingesetzten Substrate und der Raumbelastung infolge der Menge der eingesetzten Substrate ab und ist somit anlagenspezifisch im Betrieb zu ermitteln.

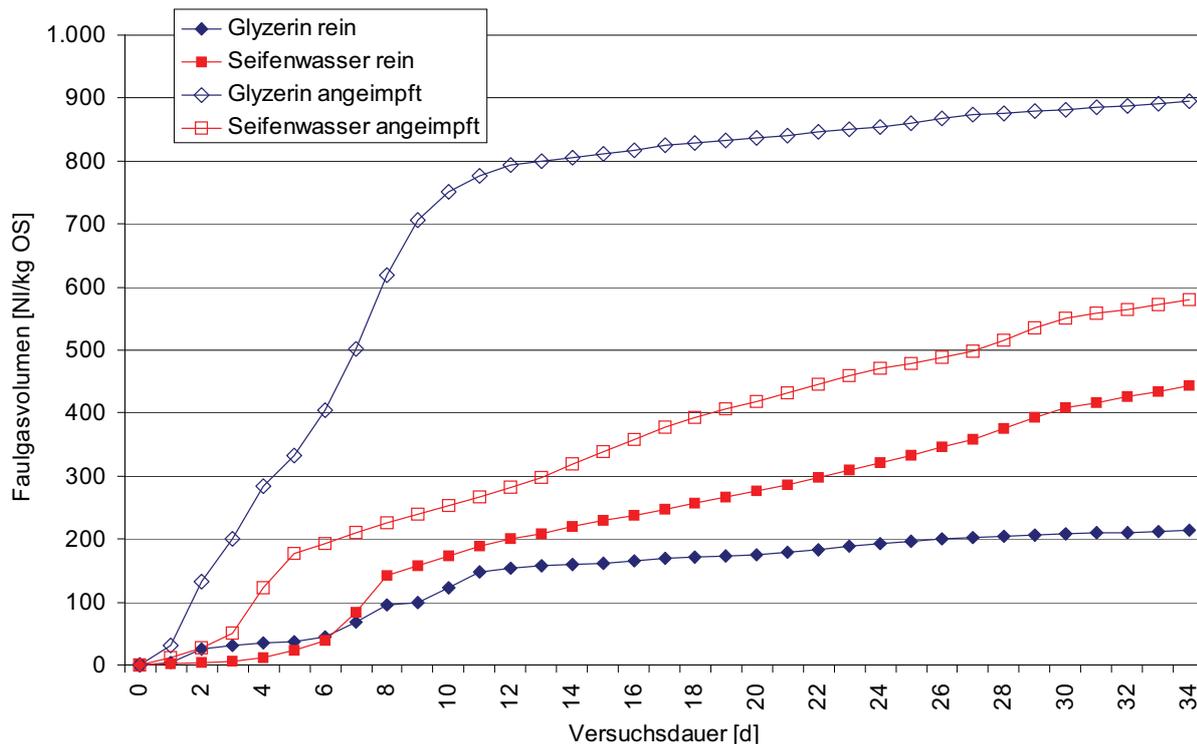


Abbildung 1 Faulgasvolumen verschiedener Ansätze von Glycerin und Seifenwasser rein und angeimpft

Aufbauend auf den vorausgegangenen Untersuchungen wurde weiterhin Glycerin und Seifenwasser nur noch im „angeimpften“ Ansatz verwendet. Dargestellt sind in nachfolgender Abbildung die Summenkurven des gebildeten Faulgases von Glycerin, Seifenwasser und einer Mischung von Glycerin und Seifenwasser im Verhältnis 1 : 2 über den Abfallforschungstage 2008 www.wasteconsult.de

Versuchszeitraum von 20 Tagen; jeder Kurve liegen Mehrfachansätze zugrunde. Bestätigt wird das größere Gasbildungspotential von Glycerin gegenüber Seifenwasser. Die Gasbildung des gemischten Ansatzes entspricht dem rechnerisch ermittelten Verhältnis zwischen der Gasbildung der Ansätze von Glycerin und Seifenwasser jeweils einzeln. Dies konnte in weiteren Versuchen bestätigt werden. Der Rückschluss auf die potenzielle Gasbildungsrate in verschiedenen Mischungsverhältnissen kann somit rechnerisch über die Anteile der Mono-Substrate abgeschätzt werden.

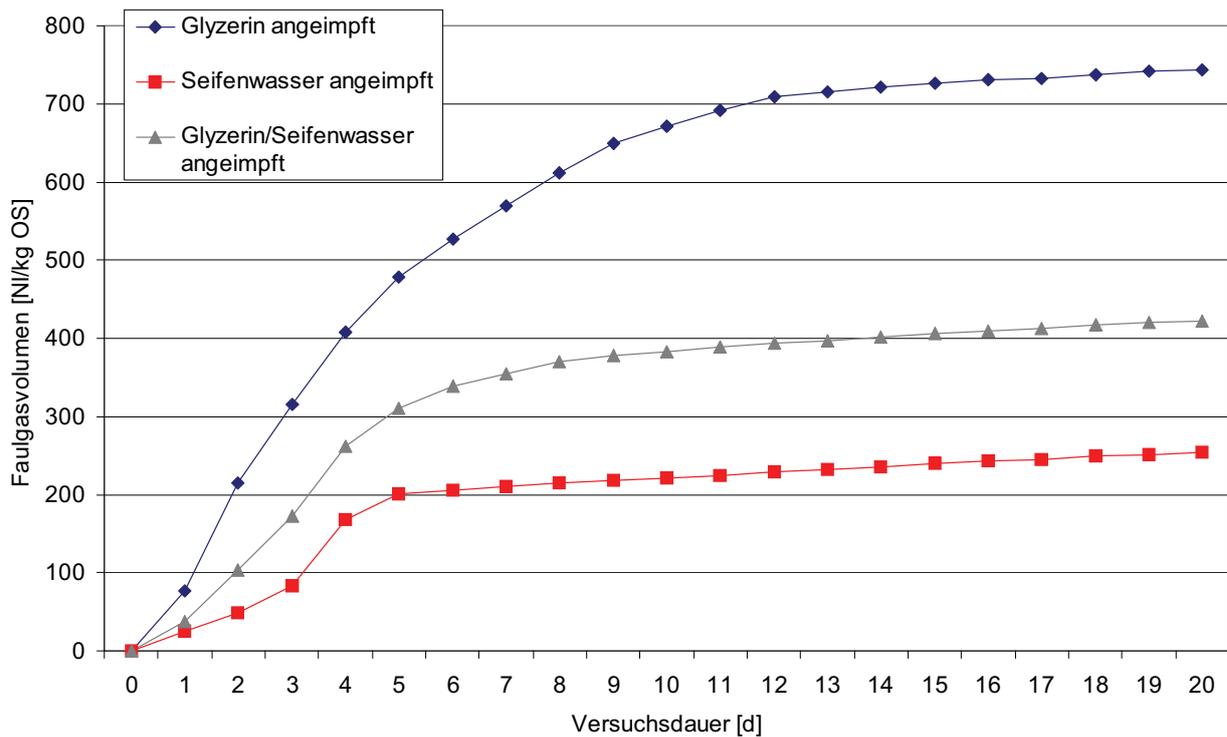


Abbildung 2 Faulgasvolumen verschiedener Ansätze von Glycerin und Seifenwasser angeimpft

Weiterhin wurde die Verfügbarkeit von Glycerin und Seifenwasser näher untersucht. In nachfolgender Abbildung sind die Summenkurven des gebildeten Faulgases Glycerin bzw. Seifenwasser über den Versuchszeitraum von 47 Tagen dargestellt; jeder Kurve liegen Mehrfachansätze zugrunde. Aufgrund der Zugabe von Glycerin bzw. Seifenwasser zu Abfallproben lässt sich deren sofortiger Abbau verbunden mit einer entsprechenden Gasproduktion erkennen. Weiterhin ersichtlich ist der erneute Anstieg der Gasbildung nach der erneuten Zugabe von Glycerin bzw. Seifenwasser. So liegt der durchschnittliche Abbau von Glycerin in einem Zeitraum von 7 d bei 750 NI/kg OS und von Seifenwasser in einem Zeitraum von 4 d bei 225 NI/kg OS. Die Kurvenverläufe zeigen, dass sowohl Glycerin als auch Seifenwasser vergleichsweise schnell verfügbar sind, insbesondere im Vergleich zu den eingesetzten pflanzlichen Reststoffen. Aus Abbildung 2 ist ersichtlich, dass am Anfang des Versuches der Hydrolysevorgang des Glycerins kürzer und damit schneller umwandelbar zu Essigsäure ist als das Seifenwasser.

Durch die schnelle Verfügbarkeit von sowohl Glycerin als auch Seifenwasser in unterschiedlicher Größenordnung bei der Gasbildung sind beide Stoffe geeignet, zur Vergleichmäßigung der Gasbildung eingesetzt zu werden und so Schwankungen im großtechnischen Betrieb auszugleichen und einen kontinuierliche Auslastung des BHKW zu begünstigen.

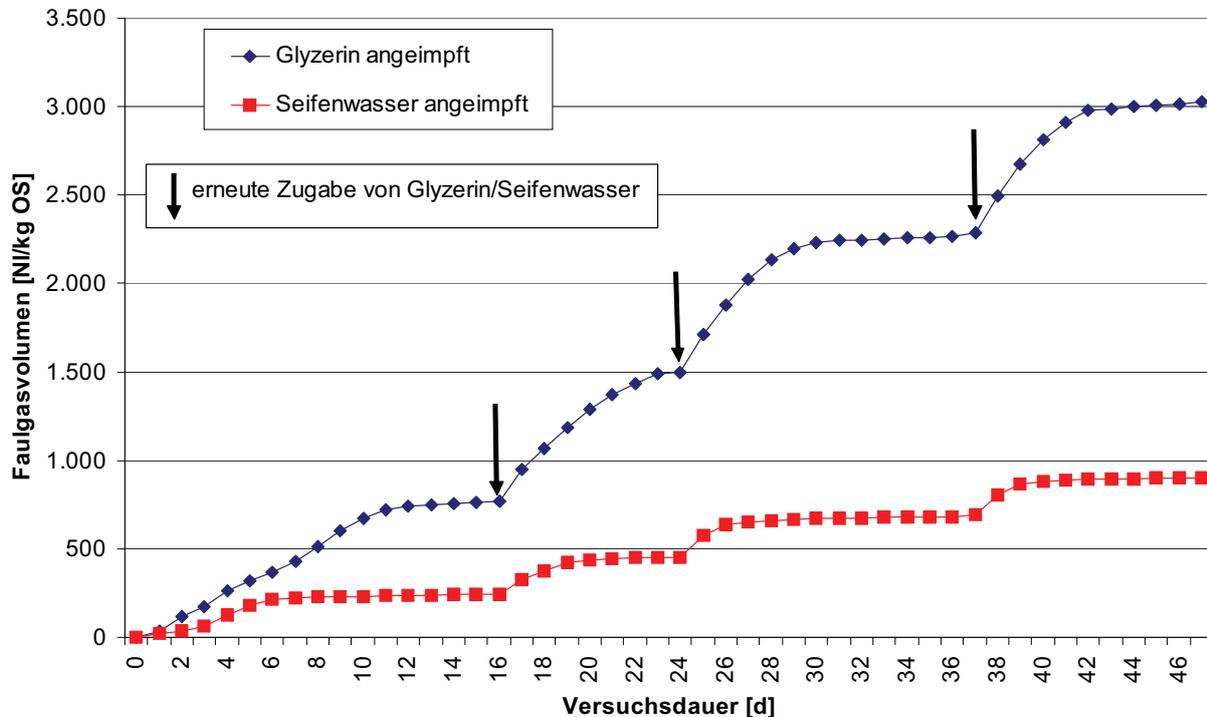


Abbildung 3 Faulgasvolumen verschiedener Ansätze von Glycerin und Seifenwasser mit erneuter Zugabe

Im realen Anlagenbetrieb konnte ein Prozessoptimum durch eine maximal einsetzbare Menge an Glycerin / Seifenwasser im Mischungsverhältnis 1 : 1 bis 1: 2 von ca. 3,6 % OS bzw. 3,4 % oTS der Gesamtmenge bestimmt werden (vgl. Abbildung 4). Hinsichtlich der Übertragbarkeit des Ergebnisses auf andere Biogasanlagen ist zu berücksichtigen, dass dieser Wert auf die anlagenspezifischen Konfiguration, den Substratarten sowie der ausgebildeten adaptierten Biozönose im Reaktor zurück zu führen ist und damit bei anderen Biogasanlagen variieren kann. AMON stellte fest, dass der Rohglyzerinanteil an der Gärgutmischung nicht mehr als 6 Gew.% betragen soll, um Hemmungen der Methangärung zu vermeiden. Als optimal zur Biogaserzeugung aus Silomaissilage, Körnermaissilage und Schweinegülle wurde die Zugabe von Rohglyzerin als leistungssteigerndes Zusatzmittel im Bereich von 3 bis 6 Gew.% angesehen [Amon et al., 2004]

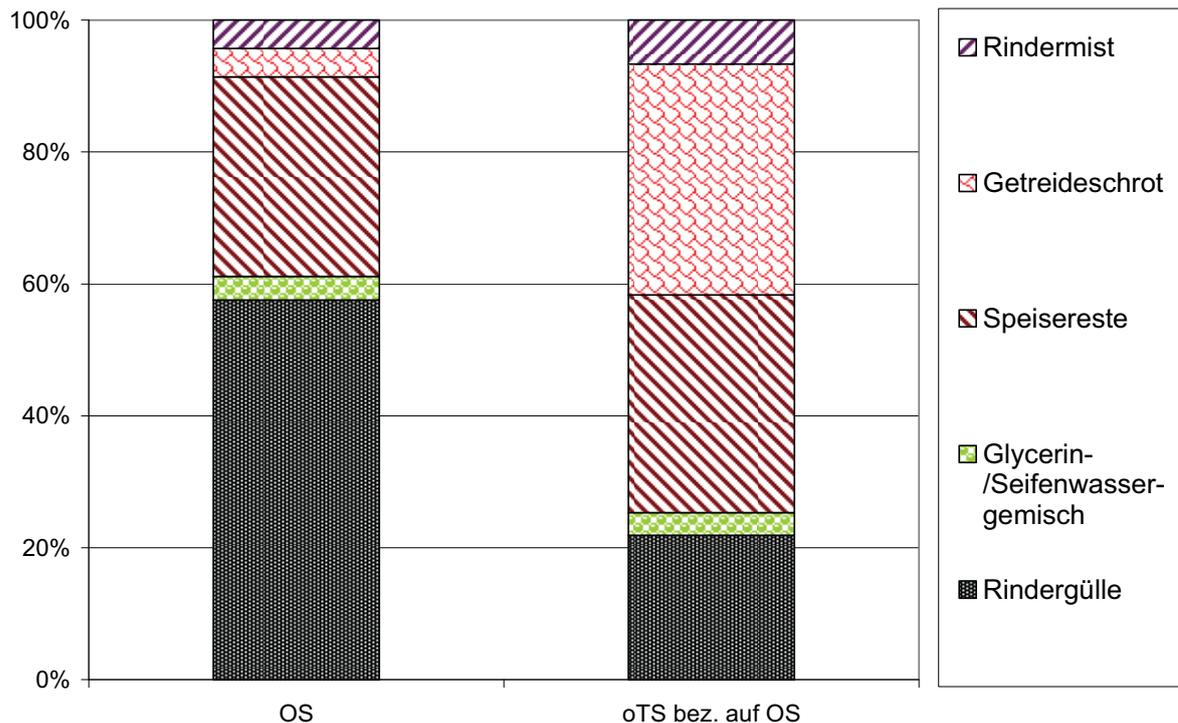


Abbildung 4 Anteile der Dosierung in die Biogasanlage in % OS und oTS bez. auf OS

4 Wirtschaftlichkeitsbetrachtung

Für den Betreiber einer Biogasanlage maßgeblich ist letztlich das Kosten-Erlös-Verhältnis aus eingesetztem Substrat und dem daraus erzielbaren Energieertrag. Aus der Rückrechnung des Energieertrages lassen sich die Grenzkosten für die spezifischen Kosten des Substrats in Abhängigkeit weiterer Kosten, wie z.B. dem Transport, ermitteln.

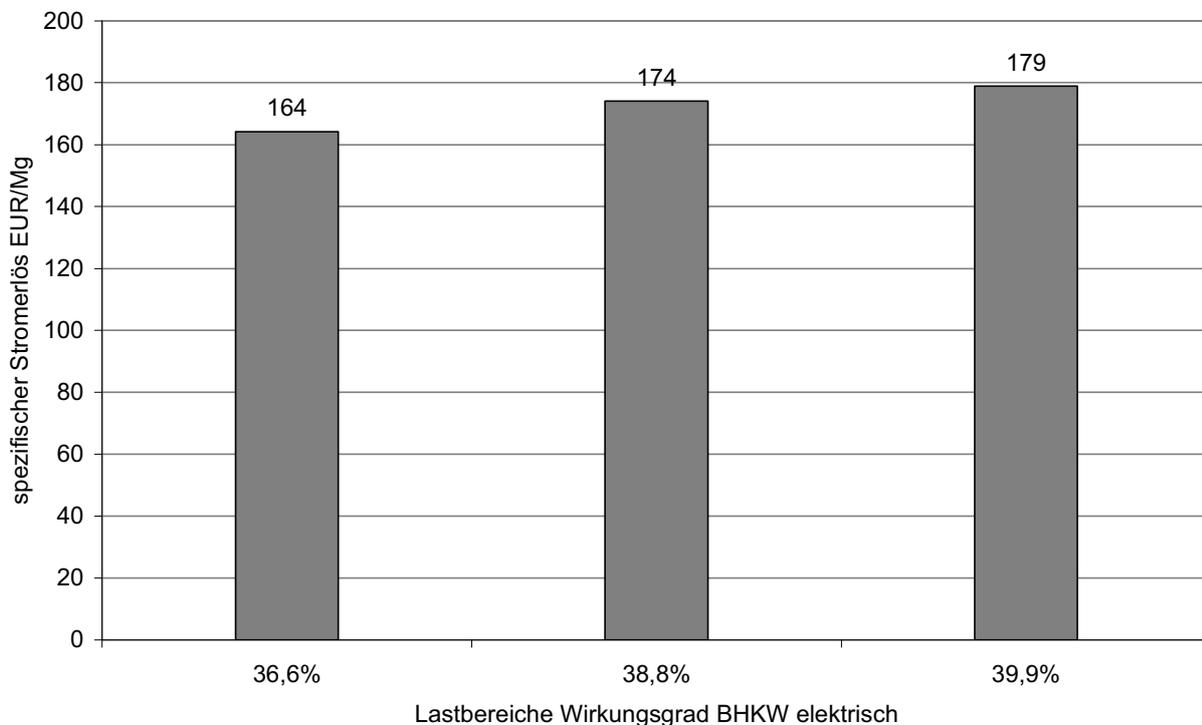
Neben dem reinen Energieerlös infolge der spezifischen Gasausbeute ist ein wesentlicher Punkt von Interesse, die Möglichkeit, das BHKW gezielt an der Grenze eines Lastbereiches in den nächst höheren zu bringen und somit den Erlös weiter zu vergrößern. Diesen Effekt zeigt die nachfolgende Abschätzung der Grenzkosten am Beispiel des Glycerins.

Die der Abschätzung zugrunde liegenden Daten und Berechnungen sind in der nachfolgenden Tabelle, die Ergebnisse in Abbildung 5 dargestellt.

Demzufolge liegen die Grenzkosten für den Substratpreis – ohne Transportkosten! - bei ca. 164 bis 179 EUR/Mg bei einer reinen Betrachtung der Stromproduktion ohne mögliche Gutschriften infolge Wärmeproduktion und ggf. sogar Wärmeverkauf.

Tabelle 2 Datengrundlage zur Ermittlung des potentiellen Strom- und Nutzwärmeerlöses aus Glycerin in Abhängigkeit verschiedener BHKW-Laststufen

Substrat		Glycerin		
Gasbildung NL/kg OS		750		
durchschnittlicher Methangehalt		60%		
Energiegehalt Methan Hu	MJ/m ³	35,883		
	kWh/m ³	9,9675		
spez. Energiegehalt Biogas	kWh/m ³	5,981		
Wirkungsgrad BHKW, elektr.		36,6%	38,8%	39,9%
Spezifischer Ertrag an elektrischer Energie	kWh el / m ³ Biogas	2,19	2,32	2,39
	kWh el / Mg OS	1.641,6	1.740,3	1.789,7
Stromerlös bei 0,1 EUR/kWh el	EUR/Mg OS	164,16	174,03	178,97
Wirkungsgrad BHKW, therm.		29,5%	28,5%	26,3%
Stromkennzahl		1,24	1,36	1,52
Spezifischer Ertrag an thermischer Energie	kWh therm / m ³ Biogas	1,76	1,70	1,57
	kWh therm / Mg OS	1.320	1.275	1.177,5
20% Nutzwärmeverkauf durch Verkauf: 2,5 Ct/kWh und KWK-Bonus: 2,0 Ct/kWh	EUR/Mg OS	13,15	13,31	13,05

**Abbildung 5** Potentieller Stromerlös / Grenzkosten aus Glycerin in Abhängigkeit verschiedener BHKW-Laststufen

SDB Seifenwasser	2007	EG-Sicherheitsdatenblatt (91/155/EWG) Seifenwasser, Stand 03.05.2007
Amon et. al.	2004	Amon, T.; Kryvoruchko, V.; Amon, B.; Schreiner, M.: Untersuchungen zur Wirkung von Rohglycerin aus der Biodieselerzeugung als leistungssteigerndes Zusatzmittel zur Biogaserzeugung aus Silomais, Körnermais, Rapspresskuchen und Schweinegülle, Ergebnisbericht. BOKU Wien 2004

Anschrift der Verfasser:

Dr.-Ing. Anke Bockreis
Technische Universität Darmstadt - University of Technology
Institut WAR, Fachgebiet Abfalltechnik
Petersenstr. 13, 64287 Darmstadt, Germany
a.bockreis@iwar.tu-darmstadt.de
www.abfalltechnik.net

Dr.-Ing. Iris Steinberg
NEHLSSEN CONTRACTING GmbH & Co. KG
Kap-Horn-Str. 3
28237 Bremen
iris.steinberg@nehlsen.com
www.nehlsen.com

Dipl.-Ing. Sebastian Meier
NEHLSSEN CONTRACTING GmbH & Co. KG
Kap-Horn-Str. 3
28237 Bremen
seit 01.11.07: ISAH Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik
Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover
Welfengarten 1
30167 Hannover
meier@isah.uni-hannover.de
www.isah.uni-hannover.de

Veröffentlichung in Zeiten der Globalisierung

Verbreiten von Expertenwissen unter bewusster Nutzung globaler Wissensströme

Werner P. Bauer

ia GmbH – Wissensmanagement und Ingenieurleistungen, München

Dissemination of Expertise

Abstract

The quality or value found by search engines is not necessarily determined by content but how authors realise traffic to their science-specific articles.

Zusammenfassung

Wer fachliche Inhalte im Internet veröffentlicht, hat damit noch lange keine Garantie, weltweit verfügbar zu sein.

Keywords

Fachartikel, Veröffentlichung, Suche, Internet, Experten

Marketing expertise, documents, experts, access

1 Einführung

1,3 Milliarden Menschen weltweit nutzen das Internet, zwei von fünf kommen aus Asien. Datennetze verändern die Wahrnehmung. Aber wer glaubt, dass allein das Einstellen eines Fachartikels ins Internet bedeutet, dass er weltweit gefunden wird, unterschätzt die Vielfalt der dort verfügbaren Informationen und die Problematik des „Findens“.

Erst Suchmaschinen machen Dateien und Informationen im Netz verfügbar. Wie die nachstehende Grafik zeigt, hat sich Google als marktbeherrschende Suchmaschine durchgesetzt. Weltweit nutzen Internetbesucher den Marktführer wodurch die Ergebnisse ihrer Recherchen einschätzbar werden. Untersuchungen zeigen, dass 75% aller Internetnutzer sich mit den Suchergebnissen der ersten drei Seiten begnügen.



Abbildung 1 Marktanteile Google

In der Konsequenz werden Suchergebnisse auf den Folgeseiten nicht mehr wahrgenommen. Firmen, Produkte und Meinungen, die nicht auf den ersten drei Seiten gelistet werden, sind demnach nicht existent - zumindest für den Besucher im Zusammenhang mit der augenblicklichen Suche.

Das Gleiche gilt auch für Fachartikel im Internet. Google Klickraten und ein besonderer Algorithmus bestimmen, ob ein Beitrag „wichtig“ genug ist für die ersten Seiten.

Trivial ist auch, dass nicht gefunden werden kann, was nicht im Internet steht.

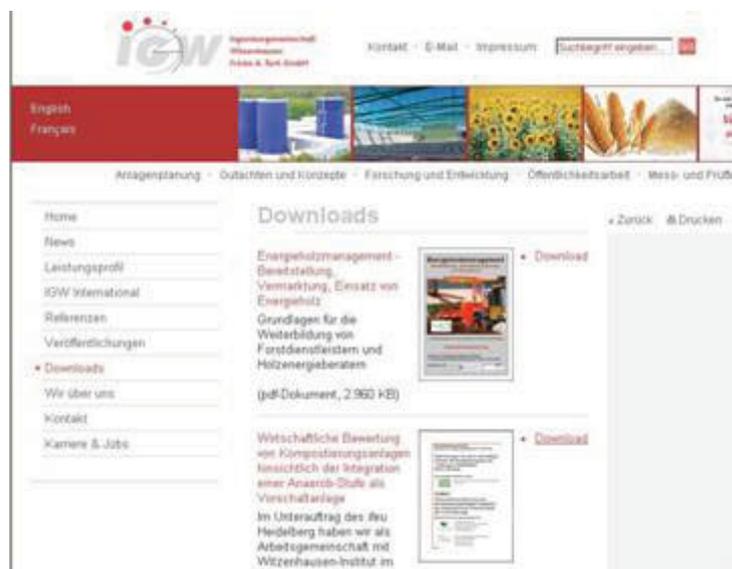


Abbildung 2 Screenshot Domain der IGW Witzenhausen / Bereich Downloads

Aber auch die Eintragungen im Internet sind nicht vollständig verfügbar. Google wie auch die kleineren Suchmaschinen durchsuchen regelmäßig die Domains im Internet,

können aber Einträge in Datenbanken nicht vollständig erfassen, sie können PDF-Dateien und auch Seiten mit Flashprogrammierung nicht richtig indizieren.

Veröffentlichungen wie etwa die in Bild 2 dargestellten beiden Gutachten der IGW-Witzenhausen im Downloadbereich ihrer Domain können über die Textpassagen gefunden werden.

Wer etwa den Suchtext „Wirtschaftliche Bewertung von Kompostierungsanlagen“ eingibt wird in der Regel das Gutachten im Downloadbereich der IGW finden.

Von Interesse für den Autor wäre jedoch Folgendes:

- Positives Suchergebnis bereits bei übergeordneten Schlagworten wie Kompostierungsanlagen oder Kompostieranlagen
- Feedback wie oft das Gutachten nachgefragt wurde (Marktinteresse)
- Information darüber, wer nachgefragt hat (Datenschutz!)

Bei der Vielzahl der bestehenden Internetseiten ist es unwahrscheinlich, die eigenen Seiten in der Form zu optimieren, dass wirklich gute Suchergebnisse erreicht werden.

Besser ist es da schon, verbands- oder branchenspezifische Angebote zur Bündelung von Inhalten im Netz zu nutzen.

In diesen Mehrwertsystemen werden Angebote vieler Anbieter gebündelt. Inhalte werden dadurch ständig erweitert. Was bedingt, dass eine größere Anzahl von Interessenten die Seiten besuchen und ein hohes Ranking der Suchmaschinen erreicht wird.

Entgegen früheren Zeiten, in denen Fachverlage und Verbände die wesentlichen Fachinformationen sammeln und verbreiteten, läuft die Meinungsbildung heute längst über das Internet.

In der Folge wird vorgestellt, wie Fachartikel über das heute am besten genutzte Wissensportal der Umweltbranche ASK verbreitet werden können. Unter bewusster Nutzung globaler Wissensströme baut ASK dabei auf sein gutes Ranking bei google und leitet die Interessenten auf das eigene Mehrwertsystem.

Wer sein Expertenwissen verbreiten will muss es den Interessenten einfach machen:

Üblicherweise sind auf Domains mit wissenschaftlichem resp. fachlichem Hintergrund Veröffentlichung der Mitarbeiter gesammelt. Meist geordnet nach Jahrgängen weist Titel für Titel auf das geballte Wissen hin.

Wird das Interesse eines Besuchers geweckt, versucht er direkt einen Download des Artikels zu erreichen. Wenn das nicht in irgendeiner Form möglich ist, wandert der Interessent – vielleicht ein potenzieller Kunde - weiter. Zumindest ist dies die Regel.

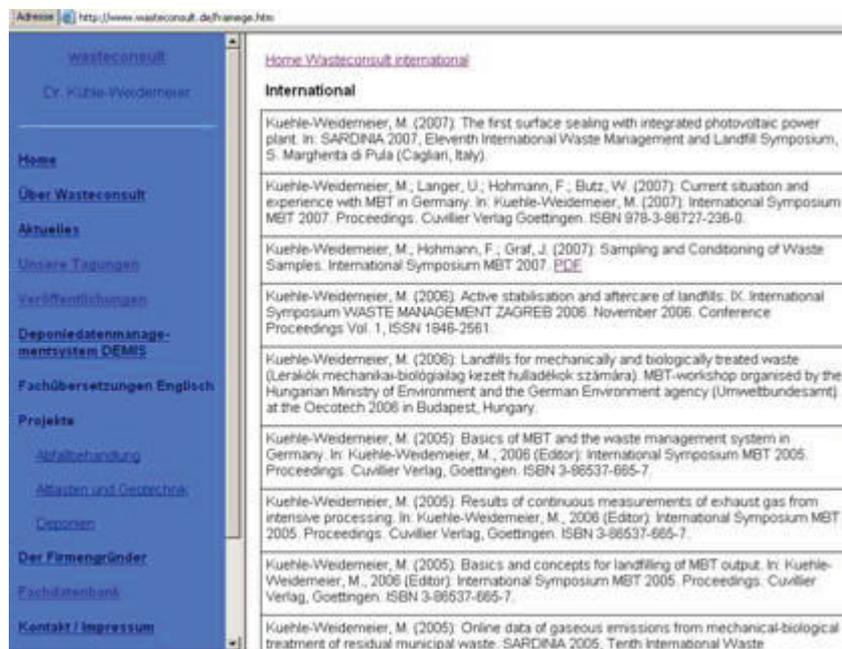


Abbildung 3 Liste im Internet mit Veröffentlichungen

Gerade wenn Autoren oder Veranstalter in einem Wissensportal vertreten sind, gibt es weiterführende Möglichkeiten auf die eigenen Referenzen hinzuweisen.

Am Beispiel der Fachbeiträge des Bayerischen Institutes für Angewandte Umweltforschung und -technik - bifa GmbH im Wissensportal www.ask-eu.de wird diese Strategie nachfolgend dargestellt.

2 Erfolgreiche Strategie bei der Online Publizierung

Das Ergebnis – hier vorweggenommen – ist eindrucksvoll. Unter ca. 10.000 Fachartikeln renommierter Autoren gelingt es dem Institut sechs Beiträge unter die Top-Fachartikel des Jahres 2007 zu platzieren.

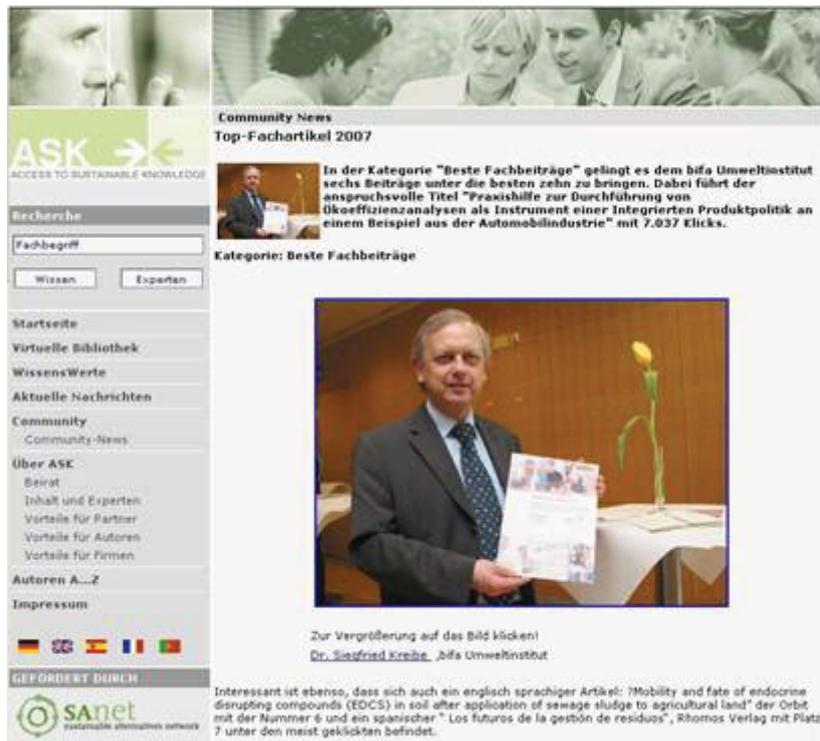


Abbildung 4 Ausschnitt aus Community News in ASK zu Top-Fachartikel 2007

Der Workflow im Umgang mit Fachartikel ist bei der bifa GmbH klar geregelt.

- In einer eigenen Kundenschrift „bifa aktuell“ werden die neuesten Nachrichten an einen breiten Interessentenkreis verteilt.
- Unter der Rubrik „Publikationen“ auf der eigenen Internetseite werden die Schriftenreihen dargestellt und auf unterschiedliche Wege des Bezugs verwiesen (siehe Bild 05)

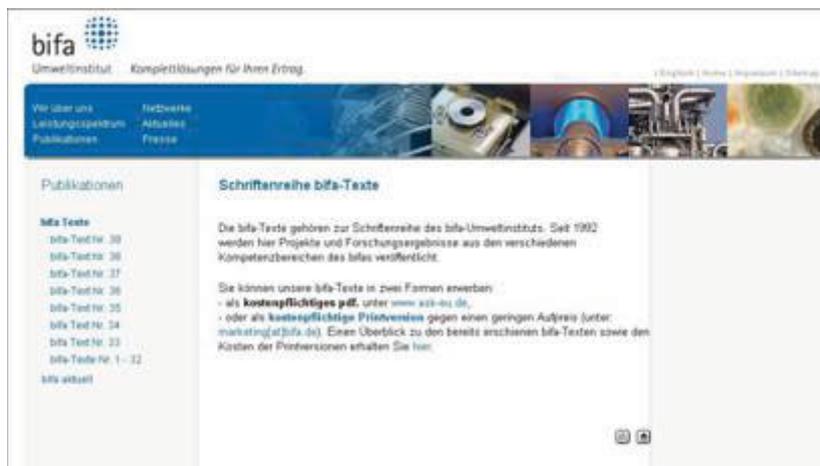


Abbildung 5 Zugriff auf die Schriftenreihe beim bifa Umweltinstitut

Bei Klick auf einen der angebotenen Texte kommt zunächst eine ausführliche Beschreibung des Inhaltes, der den Sachverhalt als Referenz hinreichend darstellt.

Neben der kostenpflichtigen Printversion ist der Bezug auch online als kostenpflichtige PDF-Datei möglich. Die Abwicklung erfolgt über das Wissensportal ASK.

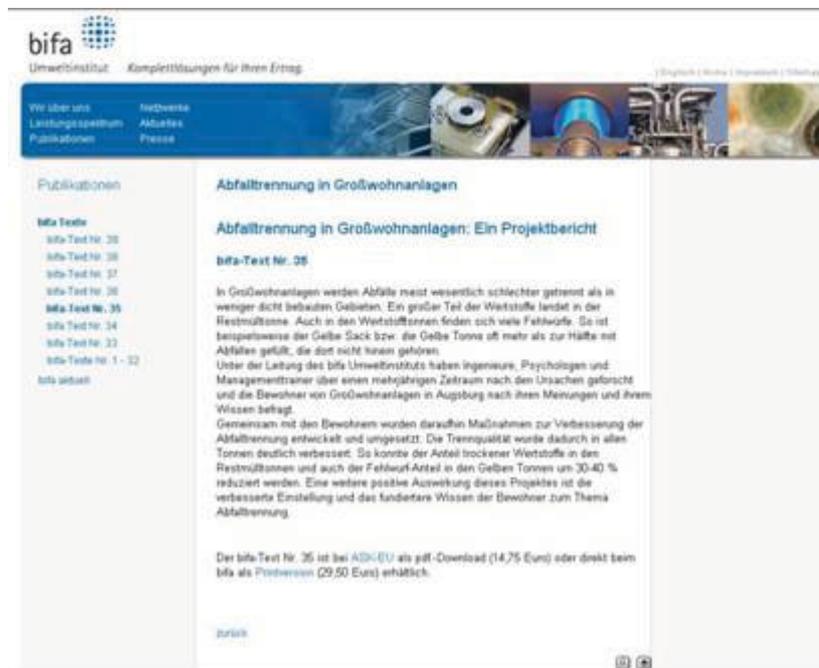


Abbildung 6 Zusammenfassung des bifa Textes Nr. 35 mit Verweis auf externen Download

Dabei werden mehrere aus Sicht eines Institutes wünschenswerte Ergebnisse erreicht:

- Erhöhte Präsenz im Internet
- Einfache Abwicklung des Online-Bezugs über den externen Dienstleister
- Bündelung der Klicks auf dem Wissensportal
- Dadurch hohes Ranking in Google und in ASK, was weitere Interessenten zur Publikation führt

Online-Darstellung im qualifizierten Kontext anderer Anbieter und im Bezug zu weiteren Referenzen der Autoren (siehe Bild 07)



Abbildung 7 Darstellung der Publikation im Bezug zu den Referenten

In den VDI-Nachrichten stellt Jürgen Laartz, Director bei McKinsey & Company acht Business Trends und in ihren Auswirkungen auf Geschäftsprozesse dar:

Daraus Punkt 8 - Aus Informationen Umsatz generieren

„Markunvollkommenheiten sind eine hervorragende Grundlage für neue Geschäftsfelder. Die Kunst ist, Daten und Informationen, die aggregiert noch nicht öffentlich zur Verfügung stehen, aus vielen Quellen auf einer Internetplattform zusammenzuführen und daraus ein neues Angebot zu formen.“ Wer mit diesen „...neuen Möglichkeiten kreativ umgeht, wird auf der Gewinnerseite stehen.“

Daraus Punkt 4. Durch Interaktion Wert schaffen

„... Wissensmanagement und AD-hoc Zusammenarbeit in wechselnden Teams – kurz Interaktionen – bestimmen das Tagesgeschäft.“

3 Zusammenfassung

Nach den Empfehlungen von McKinsey wäre es demnach sinnvoll, die eigene Publikation auch zur öffentlichen Diskussion zu stellen. Gerade hier wird deutlich, dass zukünftig durch Aggregation von Inhalten zusätzliches Wissen entsteht, Meinungen gebündelt werden und Kunden gewonnen werden.

Gerade für Veranstalter, Fachverlage und deren Autoren ist die Globalisierung – wie der Titel vermuten lässt - keine „Cholera“. Er ist vielmehr Segen für die Generierung von

neuem Wissen und Basis für eine offene Diskussion auch von komplexen Sachverhalten. Wenn diese Diskussion kontrovers sein sollte, entsteht daraus eine neue Chance, dass sich echte Experten von der Masse abheben.

4 Literatur

- Kuhndt M. 2008 Das Internet hat einen Rucksack. Aus: VDI nachrichten vom 11.04.2008
- Laartz J. 2008 Acht Businessstrends, die Sie im Auge behalten sollten. Aus: VDI nachrichten vom 29.02.2008

Verwendete Internetseiten: www.igw-witzenhausen.de
www.bifa.de
www.ask-eu.de

Anschrift des Verfassers

Dipl.-Ing. (TU) Werner P. Bauer
ia GmbH - Wissensmanagement und Ingenieurleistungen
Gotzinger Straße 48/50
D-81371 München
Telefon +49 89 189 35 160
Email: bauer@ia-gmbh.de
Website: www.ia-gmbh.de

