

**Matthias Kühle-Weidemeier**

**Internationale Tagung  
MBA 2007**

**Mechanisch-biologische Abfallbehandlung und  
automatische Abfallsortierung**

**Tagungsband  
(Originalsprachenausgabe)**

**22. - 24. Mai 2007**

**wasteconsult**  

---

**INTERNATIONAL**

**Cuvillier Verlag**

## **Bibliografische Information Der Deutschen Bibliothek**

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

1. Aufl. - Göttingen : Cuvillier, 2007

978-3-86727-237-7

© CUVILLIER VERLAG, Göttingen 2007

Nonnenstieg 8, 37075 Göttingen

Telefon: 0551-54724-0

Telefax: 0551-54724-21

[www.cuvillier.de](http://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, 2007

Gedruckt auf säurefreiem Papier

978-3-86727-237-7

Tel: +43 (0) 5578 77005  
Fax: +43 (0) 5578 77005 300  
Email: [info@environtec.at](mailto:info@environtec.at)



**Our products range:**

- Manholes / Gas domes
- Gravel / fine filters
- Low pressure and pressure less gasholders
- Gas flares
- Gas blowers / compressors
- Gas flow meters
- Gas chill (wash) dryer
- Desulphurisation plants



## Design, supply and installation of (Biological) Gas treatment systems

As a company with many years experience and a motivated workforce, we work for local authorities, companies engaged in plant engineering and construction and well as for private investors.

We operate in the field of gas purification/gas storage and the utilisation of gas – all in one.

### Our Mission

We specialise in selling and marketing high quality components for gas equipment used in clarification plants and biological gas facilities at advantageous prices for optimum benefit to our customers. We are primarily a manufacturer of systems and, if required, are able to supply turn-key facilities to any part of the world.



For further information, visit  
[www.environtec.at](http://www.environtec.at)



### 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

- 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:

- 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)



Foto Geosol



Foto Geosol

#### Betriebsgebäude mit Photovoltaik ausrüsten

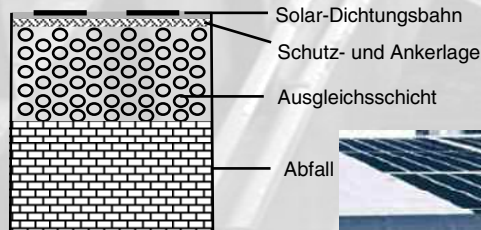
- Einzelnen oder als Kombination mit Freiflächenkonzept
- **Wesentlich höhere Einspeisevergütung als bei Freiflächenanlagen**
- Geringe statische Anforderungen bei Folienvariante
- Ideal für großflächige Hallendächer
- Auch aus nicht verformbaren Modulen auf leichtem Gestell herstellbar



Foto Ingenieurbüro Mencke & Tegtmeier

## DepoSolar®

### Das innovative Konzept von Wasteconsult Deponieabdichtung mit integrierten Solarzellen



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.

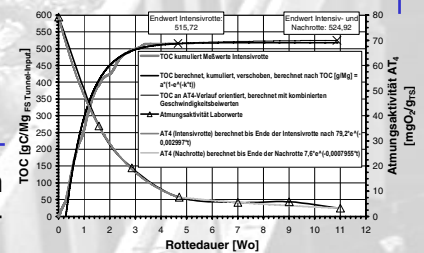


#### Pilotversuche

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.



### 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



# Inhalt

## I Allgemeine und internationale Aspekte der MBA

<b>Erfahrungen aus Abfallbehandlungsvorhaben in Indien.</b> <i>Kurian Joseph</i>	1
<b>Biogas aus der Behandlung von Siedlungsabfällen und Abfällen aus der Landwirtschaft – eine wertvolle erneuerbare Energiequelle für China.</b> <i>Raninger, B.; Zhao, Y.; Ji, R.; Li, A; Bidlingmaier, W.; Li, R.; Li, R.</i>	12
<b>Mechanisch-biologische Abfallbehandlung als wirksame Alternative zur Deponierung in Shiraz.</b> <i>Sabouri, M.; Gheytsi, F.</i>	30
<b>Die Rolle alternativer Abfalltechnologien auf dem Weg zur nachhaltigen Abfallwirtschaft in Australien</b> <i>Gamble, D.</i>	41
<b>Erfahrungen mit der MBA in Griechenland: Probleme, Trends und Perspektiven</b> <i>Haritopoulou, T.; Lasaridi, K.</i>	51
<b>Kann MBA die Lösung zur Einhaltung der EU-Deponierichtlinie in Portugal sein?</b> <i>Pires, A.; Martinho, M.G.; Silveira, A.</i>	63
<b>Förderung der Akzeptanz fortschrittlicher Abfallbehandlungstechniken in Großbritannien</b> <i>Gandy, S.</i>	73
<b>Novelle der Europäischen Abfallrahmenrichtlinie</b> <i>Hagmann, J.</i>	81
<b>MBA: Technik von gestern oder Synergie mit einer CO<sub>2</sub>-emissionsarmen Wirtschaft?</b> <i>Archer, E.</i>	90
<b>Was kann MBA leisten im Hinblick auf verschiedene Zielvorgaben in Europa?</b> <i>Müller, W.</i>	92
<b>Aktuelle Entwicklungen im Bereich der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Österreich</b> <i>Neubauer, C.</i>	106
<b>Darstellung der Materialbilanz aus Messungen beim Routineprozeß einer MBA in Venedig</b> <i>Nicosia, S.; Lanza, P.A.; Spataro, G.; Casarin, F.</i>	118

## **II Kurzpräsentationen**

<b>Betriebserfahrungen mit der Nehlsen-MBS-Anlage Stralsund</b> <i>Breuer, W.</i>	130
<b>MBA Konzepte eines international tätigen Anlagenbauunternehmens</b> <i>Pilz, G.</i>	145
<b>Mechanisch-biologische Behandlung mit dem Konzept 3A-Biogas</b> <i>Müller, H.</i>	159
<b>Forschungs- und Entwicklungsergebnisse des MBA Prozesses NEW EARTH in Grossbritannien</b> <i>Lübke, A.</i>	165
<b>Umbau und Optimierung bestehender MBA-Anlagen mit BTA Technologie</b> <i>Rahn, T.; Bozano Gandolfi, P.</i>	179

## **III Betriebserfahrungen und Optimierung von MBA**

<b>Sachstand MBA in Deutschland</b> <i>Kühle-Weidemeier, M.; Langer, U.; Hohmann, F.; Butz, W.</i>	189
<b>Neue nationale Vorgaben für MBA: Erfahrungen der ersten zwei Jahre aus Sicht eines Anlagenbetreibers</b> <i>Warnstedt, A.; Dach, J.; Müller, G.</i>	206
<b>Eignung von MBA zur Behandlung unterschiedlicher Abfallarten</b> <i>Scotti, S.; Minetti, C.</i>	223
<b>Zukunftsfähige MBA-Konzepte – Vision 2020</b> <i>Schu, R.</i>	235
<b>MBA-Betrieb Wilsum – Erfahrungsbericht</b> <i>Schrap, H.; Hoffmann, W.</i>	247
<b>Schwachstellenanalyse am Beispiel der MBA Wilsum</b> <i>Scheffold, K.-H.</i>	258
<b>Optimierung des Betriebes der MBA Schwanebeck</b> <i>Kleinke, M.</i>	275
<b>Bau und Inbetriebnahme der MBA Kahlenberg – Ergebnisse eines durch die EU geförderten begleitenden Forschungsvorhabens</b> <i>Schneider, R.; Rettenberger, G.</i>	285

## **IV Mechanische Behandlung und automatische Sortierung**

- Perspektiven der sensorgestützten Sortierung fester Abfallstoffe** 299  
*Killmann, D.; Scharrenbach, T.; Pretz, T.*
- Automatische Sortiersysteme für Anwendungen in der Abfallsortierung** 312  
*Habich, U.*
- Metallsortierung in der Abfallwirtschaft: Qualitätssteigerung und ökonomisches Standbein** 321  
*Kohaupt, U.*
- Erkennung und Charakterisierung von Abfallbestandteilen auf Grundlage von Hyperspektralbildern** 330  
*Serranti, S.; Bonifazi, G.*
- IVU-Richtlinie und beste verfügbare Techniken (BREF) für den Bereich der Sortiertechnik** 341  
*Kalmbach, S.*
- Untersuchungen zur Trennbarkeit von dynamisch getrockneten Restabfällen – erste Ergebnisse** 353  
*Bartha, B.; Brummack, J.*
- Simulation mechanischer Aufbereitungsprozesse in der Abfallbehandlung.** 364  
*Zwisele, B.; Rosenkranz, S.; Nordwig, A.*
- Optimierung von Ersatzbrennstoffen aus dem MBA Prozeß** 377  
*Ibbetson, C.; Wengenroth, K.*
- Anwendung mechanischer Vorbehandlung zur Gewinnung von Ersatzbrennstoffen aus rückgebautem Deponiematerial** 390  
*Visvanathan, C.; Norbu, T.; Chimchaisri, C.; Charnnok, B.*

## **V Verwertung und Vermarktung**

- Kapazitätsentwicklung von Ersatzbrennstoffkraftwerken in Deutschland als Absatzmarkt für die mechanisch-biologische Aufbereitung** 402  
*Greiner, T.*
- Ausschreibung und Vertragsgestaltung für die Verwertung von Ersatzbrennstoffen** 408  
*Michels, N.*
- Erfahrungen mit der Aufbereitung und Verwertung von Ersatzbrennstoffen aus Gewerbeabfällen** 420  
*Oetjen-Dehne, R.; Kalvelage, M.*

<b>Optimierter Umgang mit gewerblichen Abfällen</b>	433
<i>Knappe, F.; Vogt, R.</i>	

## **VI Biologische Behandlung**

<b>Kritische Analyse der biologischen Trocknung von Abfällen mit hohem Wassergehalt. Eine rumänische Fallstudie</b>	448
<i>Rada, E.C.; Ragazzi, M.; Apostol, T.; Panaitescu, V.</i>	

<b>Wirtschaftlichkeitsbetrachtung der Wärmeenergiegewinnung aus der aeroben Behandlung der organischen Abfallfraktion</b>	460
<i>Goriatti, V.; Di Maria, F.; Benavoli, M.; Zoppitelli, M.</i>	

<b>Prozeßoptimierung von Intensivrotteverfahren</b>	475
<i>Mähl, B.</i>	

<b>Trockenfermentation, ideal für die biologische Fraktion?</b>	486
<i>Caviezel, M.</i>	

<b>Sand im Getriebe der Vergärung?</b>	494
<i>Schu, K.; Schu, R.</i>	

## **VII Analyse von Abfalleigenschaften**

<b>Probenahme und Aufbereitung von Abfallproben</b>	507
<i>Kühle-Weidemeier, M.; Hohmann, F.</i>	

<b>Maschinenteknik für die Aufbereitung von Abfallproben</b>	508
<i>Graf, J.</i>	

<b>Bewertung der biologischen Aktivität von Restabfall – Ein Vergleich von anaeroben Testmethoden in Deutschland und England</b>	518
<i>Bockreis, A., Müller, W.; Steinberg, I.</i>	

<b>Thermische Analyse zur Prozess- und Qualitätskontrolle bei der mechanisch-biologischen Behandlung</b>	529
<i>Smidt, E.; Tintner, J.</i>	

## **VIII Emissionen und Emissionsbehandlung**

<b>Maßgeschneidertes Abluftmanagement für MBA –</b>	539
<i>Bisdorf, R.; Fliegensdörfer, T.</i>	

<b>Betriebserfahrungen und Optimierungspotenzial von regenerativen thermischen Oxidationsanlagen (RTO) im Anwendungsumfeld der MBA</b>	553
<i>Neese, O.; Carlowitz, O.; Reindorf, T.</i>	



---

<b>Ökoeffizienz der regenerativ thermischen Oxidation im Hinblick auf die Vermeidung klimawirksamer Emissionen</b>	567
<i>Dach, J.; Warnstedt, A.; Siemion, J.; Müller, G.</i>	

<b>Ergebnisse von Laborversuchen zur Behandlung von Sickerwässern aus mechanisch und mechanisch-biologische behandelten Abfällen in der Frühphase der Ablagerung.</b>	580
<i>Kaparaju, P.L.N.; Rintala, J.A.</i>	

## **IX Poster**

<b>Modelling of Landfilling Acceptance of Residue from Refused Derived Fuel Generation</b>	590
<i>Ragazzi M., Venturi M., Rada E.C., Apostol T.</i>	

<b>Study on Selected Odorous Compounds at the Barycz Municipal Landfill Site in Krakow, Poland</b>	600
<i>Sadowska-Rociek, A.; Kurdziel, M.; Piejko, K.; Szczepaniec-Cieciak, E.</i>	

<b>Interpretation Approaches of Infrared-Spectroscopic Waste Analysis in Order to Assess Biological Stability</b>	612
<i>Tesar, M.; Meissl, K.</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.

# Lessons from Municipal Solid Waste Processing Initiatives in India

**Dr. Kurian Joseph**

Assistant Professor in Environmental Engineering  
Centre for Environmental Studies, Anna University, Chennai

## Erfahrungen aus Abfallvorbehandlungsvorhaben in Indien

### Abstract

About 40 million tonnes of municipal waste is generated in India every year. The waste management scenario continues to be grim, even though there have been some commendable initiatives by scattered municipalities, individuals, groups and NGOs. As of today, open dumps are the major mode of waste disposal. Composting, biomethanation and thermal processing are being attempted as the options for waste processing. This paper analyses the performance of such waste processing initiatives in India, identifies the key constraints and presents suggestions for improvement.

### Keywords

Waste processing, Composting, Biomethanation, RDF, Waste to energy

## 1 Introduction

Municipal solid waste (MSW) includes household garbage and rubbish, street sweeping, construction and demolition debris, sanitation residues, trade and non hazardous industrial refuse and treated bio-medical solid waste. The management of MSW is an area of universal concern for both the developed and developing world. It is a major problem in Indian cities and towns with the urban areas of India producing about 40 million tons of solid waste from household and commercial activities every year. As the Solid Waste Management (SWM) is of local nature it is the responsibility of the State which in turn has entrusted it to local authorities who carry out the solid waste management in areas under their control using mostly their own funds, staff and equipment. The urban local bodies spend approximately Rs.500 to Rs.1500 (approx. USD 12 - 36) per tonne on solid waste for collection, transportation, treatment and disposal. About 60-70% of this amount is spent on collection, 20-30% on transportation and less than 5% on processing and final disposal. Out of the total municipal waste collected, about 94% is disposed by open dumping and the rest is composted (VISVANATHAN ET AL.,2004).

The 2001 Census has put the number of urban centres as 5144 out of which 464 centres have a population greater than 1 lakh. According to the Central Pollution Control Board (CPCB) the average waste generated for small towns is 0.1 kg per person per day; for medium towns/city is 0.3 to 0.4 kg per person per day; and for large cities around 0.5 kg per person per day (CPCB, 2000). The typical rate of increase of waste

generation in Indian cities has been estimated at around 1.3% annually. The expected generation of MSW in 2025 will therefore be around 700 grams per capita per day. Considering that the urban population of India is expected to grow to 45% of total from the prevailing 28%, the magnitude of problem is likely to grow to even larger proportions (WORLD BANK, 2006).

The socio-economic structure of the Indian society not only makes per capita generation of waste much less compared to that of the western societies, it has also brought in a system of waste recycling and reusing not common in developed societies, though these systems are fast losing ground. A substantial amount of MSW is recycled and reused through the primary intervention of ragpickers and second-hand markets, though there are problems like the health hazard to the ragpickers and the degradation and devaluation of the recyclables.

Since the experience in the towns all over India regarding waste processing has not been encouraging and since the States were not observed to take any specific initiative in this regard various committees were appointed by the Central Government and as a result of these committees various projects were initiated. The two leading methods of waste processing being adopted in India include composting (aerobic composting, anaerobic, vermicomposting, etc.) and waste-to-energy (bio-methanation, pelletisation, incineration) (CPHEEO,2000). The larger (50-60%) proportion of organic matter in Indian MSW indicates the desirability of biological processing of wastes. This paper is aimed at analyzing the performance of these waste processing plants on technical aspects (i.e. processing technology and quality of product), the type of management and performance, institutional aspects (i.e. government policies and regulations, stakeholder cooperation) and environmental health aspects. This also includes aspects such as the technology maturity, input quality/ quantity flexibility and local availability of technology and expertise.

## **2 Historic and Regulatory Perspective**

The history of waste processing in India dates back to 1934, when Mr. Howard, a British Sanitary Engineer put garbage in the form of windrows (known as 'Indore Process') followed by 'Bangalore Process' carried out by Prof. Acharya and his team at IARI during the late 40's and early 50's (CPHEEO, 2000). Composting of municipal garbage started in a big way in the late 70's when about a dozen mechanical compost plants were set up across the country. Due to technical problems and financial losses all of them were closed down, except the Karnataka Compost Development Corporation (KCDC) in Bangalore. During 1984 a plant for processing 300 tonnes garbage to produce about 3 MW of power was set up in Delhi with technical assistance from Denmark. The plant was not successful. 1999-2000 is regarded as a land mark year so far as recovery of energy

from wastes is concerned. A project for producing 105 tpd fuel pellets from MSW in Hyderabad has been installed by SELCO international Ltd. (SIL) based on technology provided by Department of Science and Technology, New Delhi. 5 MW Power Project based on high rate biomethanation of MSW to process 500-600 tonnes per day of Municipal Solid Waste of Lucknow city, was not able to operate to its full capacity due to high level of inerts in the waste(IPE, 2006).

At the national policy level, the Ministry of Environment and Forests has recently legislated the Municipal Waste Management and Handling Rules (MoEF, 2000). These Rules are applicable to every municipal authority responsible for collection, segregation, storage, transportation, processing and disposal of municipal solid wastes. The rules require that the municipal authorities shall adopt suitable technology or combination of such technologies to make use of wastes so as to minimize burden on landfill. The biodegradable wastes shall be processed by composting, vermicomposting, anaerobic digestion or any other appropriate biological processing for stabilization of wastes. It shall be ensured that compost or any other end product shall comply with specified standards. Mixed waste containing recoverable resources shall follow the route of recycling. Incineration with or without energy recovery including pelletisation can also be used for processing wastes in specific cases. Municipal authority or the operator of a facility wishing to use other state-of-the-art technologies shall approach the Central Pollution Control Board (CPCB) to get the standards laid down before applying for grant of authorisation. An April 2004 study of 128 cities by Mr P U Asnani had 50% compliance for Waste Processing in only 8 % of 128 cities.

### **3 Composting Plants**

In the seventies the Government of India gave subsidies compost plants in the major cities, but the initiative failed and most of the plants were abandoned due to reasons such as the following.

- Technology applied was often too complicated and not adapted to local circumstances
- Over mechanization and Choice of technologies without due analysis of waste characteristics
- Financial and marketing aspects were usually ignored resulting in high operational costs
- Management and technical expertise was often not sufficiently available;
- Absence of supportive institutional environments such as the legal and policy framework or economic circumstances

- Poor quality of process outputs due to the use of mixed municipal waste with lot of inerts
- Low skill/managerial inputs reduced the operating efficiencies resulting in high cost of production; and
- Poor quality of finished compost resulting in problems in marketability

The problems were further compounded due to large distances between compost production centers and the compost utilisation centers, namely the farmlands. The resulting cost of transportation made marketing even more uneconomical.

The scenario changed radically with the entry of a private operator (Excel India Ltd.) in the early 90's. They reduced mechanization by almost eliminating the pre-processing stages while post-screening stages were introduced to improve the quality by better removal of contaminants. Bio-inoculum was sprayed over the windrows for suppressing bad odour. These plants have been successful in marketing their compost and have been able to sustain their production. A windrow based compost plant set-up by Poabs Envirotech Private Limited (POABS) of 300 TPD capacity came into operation in July 2000 is operating effectively at Thiruvananthapuram, in Kerala. on 30 acres of land on contract for 30 years with Trivandrum Corporation under Built, Operate and Transfer (BOT) scheme. It is the first and very unique plant in the whole of India having the facility to process MSW into Organic Bio Manure under one roof of 1,25,000 square feet. Though this plant is considered as a model plant the project has not addressed the issue of managing the rejects from the plant that accounted for about 50% of the waste feed. The improper disposal of such residues has raised lot of public criticism of the plant.

During the same period, several NGOs have also started promoting waste recycling through community-based/involved decentralized backyard composting plants with aerobic, vermi-composting and anaerobic / trench composting. Many of the individual and community efforts have found success not only because of the community participation but also because of the emphasis on at-source segregation, better individual responsibility and the relatively smaller scale of operation. Though, the Decentralised composting at home or neighbourhood or campus level, attempted sporadically in various cities, is successful with strong individual commitment or NGO funding, but has not really taken off as it should.

Composting is a proven technology worldwide, albeit for source segregated wastes. It is expected that segregation will improve in the coming years, with composting capacity increased and composting technology modernized. It is likely that a market for compost may take long to develop in the absence of segregated waste input, and subsidy given to fertilizers. Consequently it is recommended that strategy towards sale of compost

should change. Composting should be regarded as a treatment option rather than a self supporting project. Compost may be given away to the public or to government agencies for use in horticulture or alternatively be used as landfill cover or used for closure of open dumps. The real challenge is to generate markets for the finished compost. A recent study (CPCB, 2006) has recommended that the compost plants shall be fed only source separated organic waste to ensure that the heavy metals in the compost are within limits.

Public perception and confidence in composting is generally positive and the product is well supported in the market place. The amenity impacts of open windrow composting are considerable, with such facilities generating many complaints regarding odour and dust emissions. Control of local odour dispersion is remaining as a key factor in siting of such facilities. Employment impacts are low in the composting process but moderate in product sales and indirect activities.

## 4 Biomethanation Plants

The Ministry of Non-conventional Energy Sources (MNES), Government of India declared a National Master Plan in 1994, which incorporates biomethanation as one of the major waste-to-energy options to be developed and adopted in the country (CPHEEO, 2000). It can generate biogas of about 250–350m<sup>3</sup>/tonne of waste and about 20% of the waste as manure. A biomethanation plant based on 16 tons of vegetable market waste and 4 tons of slaughterhouse waste generated in Vijayawada Municipal Corporation in Andhrapradesh was commissioned in February 2004 . M/s Mailhem Engineers Pvt. Ltd. (MEPL), Pune did the Engineering Company for Design, Detailed Engineering, Supply, Construction, Erection, Testing and Commissioning of the Plant on a turnkey basis. Sewage from the nearby treatment plant was also used for dilution of the mixed waste in the plant. The plant is daily generating about 1600 cu. m of biogas and 5 tonnes of organic manure. The biogas so produced is being used for generation of electricity. Another 0.3 MW power project utilising vegetable market wastes at Koyembedu Market Complex, Chennai is also in operation .

The Lucknow city producing around 1800 MT of MSW daily setup a plant to handle minimum of 300 TPD of municipal waste using the bio-methanation process for conversion of waste to energy with help of a BIMA digester, a technology that is being used in over 50 WTE plants worldwide. This project was designed as the first solid waste power project in Indian which the MNES identified as a full-scale national demonstration plant. Although the project was initiated in 1998, the project got delayed because of finalisation of land transfers, government guarantee, identification of financiers and other related formalities, which could be completed only by August 2001. The plant construction was completed in August 2003. The project was executed on a Build Operate and

Transfer (BOO) basis. While firms from Austria and Singapore were providing the technical inputs, Indian firms provided human resource for execution. The Lucknow plant has been plagued by non-availability of “acceptable waste” despite the city’s total waste generation of 1650 tons a day. The plant is currently non-operational due to the inability of the plant to receive quality waste. Most waste transported contained less than 50-70% inorganics, which rendered operations unviable. This is again because of inordinately high inerts in Indian waste, far higher than in comparable Asian countries. Hence, the “rejected” truckloads of untreated waste lie in growing hillocks around the entire plant. The failure of the plant have led to the evaluation of the waste to energy projects in the country by an Expert committee constituted under the direction of the Hon. Supreme court of India. The committee was of the opinion that the problem faced in the operation of the Lucknow plant may be attributed both to the ineffective segregation system and the quality of MSW available for the plant.

Public perception and confidence in anaerobic digestion is expected to be fair. Amenity impacts are low due to the process being enclosed. Employment impacts are moderate in process operations due to the capital intensity of the operations, but moderate in process control and asset management. However, the overall performance of the Biomethanation Plant is greatly influenced by the input feed specification and the plant requires segregated biodegradable MSW (e.g., hotel and restaurant waste, market waste) for optimal plant performance rather than un-segregated MSW. The homogeneity of the feed material is an important parameter from the efficiency point of view. The solid waste management system needs to be modified and improved to make it compatible with the requirements of BT covering source separation collection of solid waste. Or else the applicability will be limited to highly organic and homogenous waste streams like Market wastes.

## **5 Thermal Processing Plants**

In the early 1980s, the Indian Commission on Alternative Energy Sources (now, Department of Non-Conventional Energy Sources) with the support of the Danish Firm Volund Miljoteknik A/S set up a small (300 t/day) research and development waste incineration plant with two 150-TPD Rotary Kiln Incineration units, designed to burn waste that averaged 5,000 kJ/kg with a moisture content of approximately 15%. The system was projected to produce 3.7 MW. The plant was put into trial operation in March 1987, and operated for 8–10 hours per day during the initial start-up period and was subsequently shut down in 1990 due to mismatch of quality of incoming feed with plant design.

The waste that was available for the plant was very different in composition, moisture content, and energy content than that initially tested. These wastes turned out to have a



very high percentage of inert material, in the form of dirt, sand, silt, rock, and ashes. This also resulted in a waste stream with a density of 500–1,000 kg/m<sup>3</sup>, which was far above the design parameters. The energy content of the waste was only about 50% of the design value. The plant was designed for a MSW having a calorific value of 1463 kcal/kg. But in actual operation, it was realized that the heat content of the MSW was only 660 to 750 kcal/kg. As it could not sustain combustion, there was a need of large quantities of auxiliary fuel and hence the combustion air. But the burners and the air supply arrangements could not cope up with the load. The high inert content of the MSW also caused the failure of the ash handling system.

The operational difficulties and the failures were mainly due to the difference between the design assumptions and the actual field scenario. For self-sustaining combustion, there should be a heat content of at least 2500 kcal/kg (about 5000 Btu/lb). Usually below 1500 kcal/kg, it is not recommended for incineration. Indian MSW is infamous for its low heat content (770 to 1000 kcal/kg, on dry basis, sometimes as low as 600 kcal/kg), high moisture content (30 to 55 % by weight) and high inert contents (30 to 50 % by weight). It is a fact that Indian MSW is not directly suitable for incineration. Waste preparation is a must for incinerating Indian MSW. Waste should be dried, inerts removed and heat content improved to about 2500 kcal/kg.

The perception that incinerators are very damaging to health persists. A solid waste and energy recycling facility “SWERF®” was proposed in 2003 to be setup at Perungudi dumpsite in Chennai for the conversion of 600 MTPD of municipal solid waste to 14.85 Mw electricity through the Pyrolysis and Gasification route at a project cost of Rs.180 Crores. The proposal did not materialize due to public protests.

Vijayawada, a city of one million launched a WTE plant to generate electricity from MSW. This was the first plant in the country to be set up with financial assistance from the United Nations Development Programme (UNDP) and the MNES. The capacity of the power plant is 6 MW and is aimed to process 500 MT of MSW per day (Good Governance India, 2004). The processing of MSW was earlier established only on a pilot scale at 2 MT per hour plant by TIFAC under aegis of Department of science and technology, GOI.

The twin cities of Hyderabad and Secundrabad producing around 2200 MT of waste every day Setup a WTE plant in 1999 based on the RDF Technology ( IPE, 2006). Located next to the Ganganaguda municipal land dump (20 acres), which receives 1300 MT of garbage every day from Hyderabad city. It was set up by the Andhra Pradesh Technology Development & Promotion Centre (APTDC) and Selco International Ltd. The installed capacity of the plant is 1000 TPD and it can manufacture 200-250 TPD of fuel pellets. Currently, the plant is processing only 100-150 TPD of garbage. A power plant (with air cooled condenser) was setup later at Shar Nagar (about 40 km from the

RDF plant) at a cost of Rs. 28 Crores and is currently in operation. The extent of MSW processed by the Plant is still unclear as it uses lot of biomass (high-calorie paddy-husk and / or wood wastes) in addition to the MSW.

The lessons from these waste to energy plants are that in order to determine whether an thermal processing project is a feasible waste management alternative for Indian Cities, the following questions should be addressed:

- When source reduction, reuse, recycling, composting, and waste-stream growth patterns and is the characteristics of the remaining waste stream sufficient to support an energy recovery facility operating at or near capacity over the life of the project?
- Is there a buyer for the energy (RDF/electricity/steam) produced by the energy recovery facility?
- Is there strong political and public support for a WTE facility?

If the answer to any of these questions is “no,” it probably will not work, and other options should be considered.

## **6 Processing of Construction and Demolition Wastes**

The fairly high (30- 50%) inert content of the waste stream has seen to interfere with the performance and in many cases caused the failure of the waste processing plants as had happened in Lucknow. This category of waste is mostly the result of street cleaning that removes wastes from drain cleaning, new construction, renovation, demolition and reconstruction activities comprising of sand, gravel, concrete, stone, bricks, wood, metal, glass, plastic, paper etc. Presently management of such waste from construction and demolition activities in India, comprise of the following elements:

- Re-use of materials salvaged in good condition during demolition.
- Re-melting metal items through scrap dealers.
- Disposal of other items to low lying sites or used for filling material in new construction.

Concrete and masonry constitute more than 50% of waste generated by the C&D activities and there is a huge unexplored scope of recycling of this waste by converting it to aggregate. MSW Rules requires that the construction or demolition wastes or debris shall be separately collected and disposed off. But this is rarely followed and it gets mixed with other wastes causing problems to their biological or thermal processing.

The generators of construction waste / debris must be made responsible for its separate disposal. Any mixing of construction waste with normal municipal waste should be pe-

nalized heavily. The construction waste is best collected by giving a concession or a contract to a private operator who shall, at a pre-determined rate take away the debris/construction waste from the generator and takes care of its lawful disposal. The private operator should be allowed to collect the charges directly from the generator. The operator can "sell" such debris to other construction sites that require land filling. It can be used for developing playgrounds, etc or making bricks and tiles. Municipal bodies can also earmark certain sites where generators can dump their debris. Private operator / municipal body can rent out special bins for debris collection and storage.

## 7 Conclusions

The analysis of waste processing initiatives in India supports the need to develop Integrated Waste Management Plans for all major urban centres in India. Many of the failures described in this paper have less to do with technology than lack of knowledge of waste characteristics and poor shortsighted policies. Proper segregation of waste into different components and their separate collection can definitely lead to remarkable changes in the entire system. Proper segregation would lead to better options and opportunities for scientific processing and disposal of waste. This would be a long drawn exercise as it involves attitudinal changes in people and will have to be done with careful planning, in a phased manner. To start with, the municipalities must change their own habits and immediately practice the discipline of collecting inerts (road dust, drain silt, debris) in a separate trip from garbage. Appropriate provisions should be made for the ultimate disposal/utilization of the byproducts/residues from the waste processing facilities.

After segregation of inert materials, dry-organic matter and the recyclables, the organic fraction of MSW will be suitable for composting or bio-methanation. Collection system must be efficient and effective to prevent odor problems at the source and during transit. Centralized large plants for mixed waste composting may be incompatible due to the large amount of residue (up to 50%), odor nuisance and marketability of products. Thermal processing technologies such as Mass burn incineration is not a realistic option in India for technical and financial reasons since Indian MSW have low calorific value, high moisture content and high organic matter leading to high economic and environmental costs. Though RDF based plants have been reported to be technically feasible, the details needs to be carefully considered with reference to the volumes and nature of the wastes accepted and the quantity and mode of disposal of the rejects including the emission controls.

It is also to be noted that the municipal authorities often do not have properly trained personnel for managing the waste processing activity. This has often resulted in failure of the latest equipment and facilities that were introduced in the past. It has also re-

sulted in improper decisions being taken by persons who did not have the necessary expertise. It is hence necessary that suitably trained manpower be deployed which will ensure selection and optimal utilization of various equipments, vehicles and processes. Private participation may help to address this issue to a greater extent, provided the contracts are drawn properly and executed with commitment.

Despite all that has been said above, there is countrywide a generally raised official as well as civil society consciousness about the importance of waste management which was not there a decade ago. Even better, there are two small south Indian towns, Suryapet in Andhra Pradesh (population 103,000) and Namakkal in Tamil Nadu (pop. 53,000), which are both dustbin-free “zero-garbage” towns (Good Governance India, 2004). Their highly motivated city managers and elected members, working in unison with dedication and focus to win public participation, have achieved this without any Central or State encouragement or subsidy. There lies the hope for India’s future and it would deploy more than one technology in tandem depending on the nature and the quantity of wastes.

## 8 Acknowledgement

The author wish to thank the financial support from Swedish International Development Agency (SIDA), as part of the Asian regional research programme on Sustainable Land-fill Management in Asia co-ordinated by Asian Institute of Technology (AIT), Bangkok, Thailand.

## 9 Literature

CPCB	2000	Status of Municipal Solid Waste Generation, Collection, Treatment and Disposal in Class II Cities", Central pollution control Board, New Delhi
CPCB	2000	Status of Municipal Solid Waste Generation, Collection, Treatment and Disposal in Class I Cities, Central pollution control Board, New Delhi
CPCB	2006	Characterization of MSW Compost and its application in agriculture, Central Pollution Control Board, New Delhi
CPHEEO	2000	Manual on Municipal Solid Waste Management, Central Public Health and Environmental Engineering Organization, Ministry of Urban Development, New Delhi
Good Governance India	2004	Urban waste management and best practices, Good governance India foundation, New Delhi, Vol.1, No.3, March-April 2004

---

IPE	2006	Management of solid wastes in Indian cities-draft report, Infrastructure Professionals Enterprises Pvt. Ltd, New Delhi
MoEF	2000	Municipal Solid Waste (Management & Handling) Rules, 2000, Ministry of Environment and Forests, October 3, 2000
Visvanathan.C, Josef Trankler, Zhou Gongming, Kurian Joseph, B.F.A. Basnakake, Chart Chiemchaisri	2004	Municipal Solid Waste Management in Asia, Asian Institute of Technology, Bangkok under ARRPET, ISBN 974-417-258-1
World Bank	2006	“Improving management of municipal solid waste in India- Overview and Challenges”, Environment Unit, South Asia Region, World Bank , India Country Office, New Delhi

**Author's address**

Dr. Kurian Joseph  
Assistant Professor in Environmental Engineering  
Centre for Environmental Studies, Anna University  
Chennai –600025  
India  
Telephone +91-44-22301283  
Fax +91-44-22354717  
Email [kuttiani@vsnl.com](mailto:kuttiani@vsnl.com)

# **Biogas from Municipal and Agricultural Bioorganic Waste: Renewable Energy for China**

**Bernhard Raninger <sup>°</sup>, ZHAO Youcai <sup>\*</sup>, JI Rong <sup>\*</sup>, LI Aimin <sup>\*</sup>  
Werner Bidlingmaier <sup>\*\*</sup>, LI Rundong <sup>°</sup>, LI Ronggang <sup>°°</sup>**

Institute of Clean Energy and Environmental Engineering (ICEEE), Hangkong University, Shenyang, China; CIM Frankfurt a. M. Germany; Mining University, Leoben, Austria

<sup>\*</sup> State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse (SKL), Tongji University, Shanghai and Nanjing University, Nanjing, China

<sup>\*\*</sup> Bauhaus Universität Weimar, School of Civil Engineering, Waste Management Department, Weimar, Germany

<sup>°</sup> Liaoning Key Laboratory of Clean Energy & Environmental Engineering (LNKLCE), Hangkong University, Shenyang, China

<sup>°°</sup> Agriculture Environmental Protection Monitoring Station, Jiangsu, Nanjing, China

## **Biogas kommunaler und landwirtschaftlicher biogener Abfälle: erneuerbare Energie für China**

### **Abstract**

China became in 2005 the world's largest coal consumer and second largest user of mineral oil and electricity. The Energy demand in China makes the country already to the second largest CO<sub>2</sub> producer worldwide (3,540m t CO<sub>2</sub> in 2003) and it's going to surpass the US in 2009, even though China's per capita CO<sub>2</sub> emissions will still be only three-fifths of the average in industrialised countries in 2030. The politically recognised drivers to develop renewable energies in China are the constantly growing energy demand in parallel with the need to replace fossil energy and the aspect of climate change and global warming prevention. The potential renewable energy sources are wide spread, but the availability is restricted. For biogas generation from biomass NDRC considers energy crops, agricultural waste, landfills and sewage sludge. Within this mix of resources bioorganic municipal waste (BMW) is underestimated, as its biogas potential is at least one fourth of the target for feed-in-grid biogas energy in 2020.

### **Keywords**

Biogas, renewable energy China, bioorganic municipal and agricultural waste, landfill-gas, anaerobic digestion, waste management, mechanical biological treatment

## **1 Introduction**

Currently at least 100m t/a wet bioorganic matter contained in municipal solid waste (about 300m t/a MSW in 2050), 580m t/a agricultural (manure)- and agro industrial biodegradable wastes, landfills and waste water are potential sources to produce biogas as renewable energy in China. The strongly supported, but as well heavily discussed production of liquid and gaseous bio fuels from energy crops (about 50 to 100m t/a seen possible in 2020), which are somehow conflicting with food production, are in compari-

son to MSW from even limited importance. Besides energy production the Chinese development aims are, lessening of green house (GHG) gas emissions from waste storage and disposal and the reduction of CO<sub>2</sub> emissions from replacement of coal (29% of CO<sub>2</sub> will be avoided if a coal substitution of 14 to 16% by using MSW-biogas can be achieved - based on heat equivalent). Avoidance of GHG emissions contributes to lessen global warming. The current political framework in China is supportive to implement the required infrastructure jointly by authorities, entrepreneurs and farmers, but the capacities to do so have to be developed.

## 2 Key Policy Framework

The following are the main relevant policy drivers in China to foster organic waste utilisation jointly with energy production:

- (1) '*Circular Economy Policy*' inspired by Japanese and German Recycling Economy Laws and its targets till 2020, based on the '*Cleaner Production Promotion Law*' (2002) by NDRC and SEPA, including a 'Life Cycle Assessment' approach.
- (2) '*The Renewable Energy Law*' by NDRC, effective from 2006, is a framework policy, which lays out the general conditions for renewable energy to become a more important energy source, and supports various types of grid-connected renewable power generation. It includes wind, solar, water, biomass, geothermal and ocean energy. Obligations and prices are defined which enable the feed-in-grid of renewable energy into the existing power, gas or heat grids.
- (3) '*National 11<sup>th</sup> 5-Year Plan*' from 2006 till 2010, aims to
  - increase the treatment ratio of MSW after collection from 53.5% in 2005 to 60%, which implies a capacity increase from 80m t/a to 120m t/a, till 2010,
  - support the electricity generation from landfill gas and on the other hand
  - set energy efficiency targets, such as to limit energy consumption per industrial output value and to promote energy saving measures.
- (4) '*China's National Rural Biogas Construction Plan*', BCP by MOA (2003), is targeting operating 15m households biogas plants (using native organic waste) by 2006 and to make with 23m units 20% of the farmers biogas users in 2010.
- (5) '*Minimization of Environmental Pollution from Livestock Breeding Waste*', a SEPA policy (1999) triggered off by the severe impact to water bodies from diffuse pollution from intensive animal farming (Xiaoyan WANG).
- (6) '*Construction of New Socialist Countryside*' national policy, 2006 to boost modern agriculture, infrastructure, public services and the farmers' income till 2010.

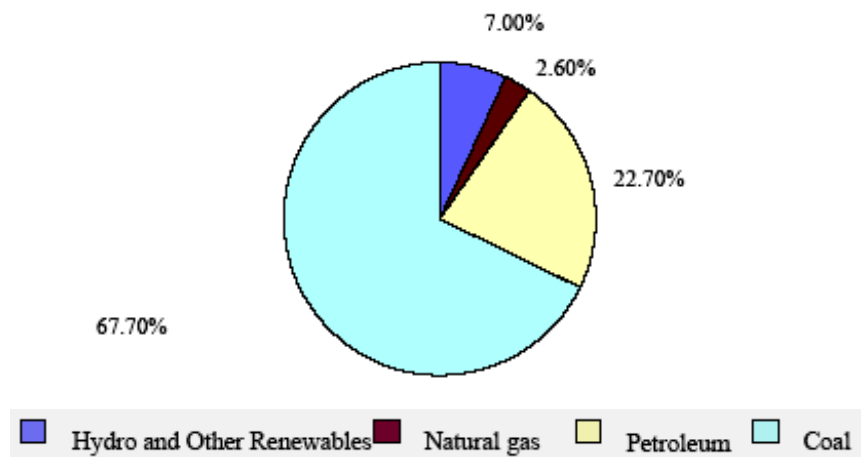
All the above-mentioned policies are supportive to develop an integrated bioorganic waste management scheme in China considering the renewable energy production within the 11<sup>th</sup> 5-Year Plan till 2010 and the long-term targets till 2020 and 2050.

### 3 Status of Biogas Production in China

China may be famous for the ability to use organic wastes for biogas production. By the end of the 19<sup>th</sup> century, simple biogas digesters appeared in southern China. In 1932 the first biogas company was opened in Shanghai with branches along the Yangtze River and in the southern provinces. China supported mass adoption of biogas in 1975 under the slogan “biogas for every household”. The Chengdu Biogas Research Institute (BIOMA) was founded in 1979 to disseminate this know-how even on international level. But the application of the biogas technology is still until today primarily limited to decentralised small-scale biogas digesters in rural areas in the south and south-west of China. There is restricted experience with large-scale applications, and especially those technologies appropriate to the climatically colder provinces in northern China. Some middle and large-scale plants were built in the meantime, mainly under rural environmental protection aspects and biogas was a by-product. Under the renewable energy legislation the targets are changing and energy production is getting the focal point.

#### 3.1 China’s Biogas, a Part of the Renewables Mix

The overall Chinese energy policy target is to achieve a renewable energy supply of 16% in 2020, starting from 7% in 2004 (Figure 1). Biogas shall contribute with 24bn nm<sup>3</sup> biogas (grid-connected), deriving from all applicable biomass sources. This is at least three times more biogas production compared to the 7.3bn nm<sup>3</sup> generated in 2006 (current status see Table 1). Within China ‘renewables’ 18.5%, or 3% of the entire energy demand in 2020 should come from biomass (agriculture, industry, MSW, sewage sludge, small- and large-scale units, landfills), as shown in Table 2.



**Figure 1** China’s energy consumption with 7% renewables, 2004  
Internationale Tagung MBA 2007 [www.wasteconsult.de](http://www.wasteconsult.de)



**Table 1** Production of biogas from waste biomass in China (2006) (bn nm<sup>3</sup>/a)

Source / type of application	Units (n)	BG	Source/Comment
Agriculture or industry	> 4,000	> 1.0	MOA
Municipal wastewater and septic sludge	137,000	0.05	MOA
Household biogas digesters (small-scale)	17m	6.5	NDRC, MOA
Landfillgas installations	24	app. 0.12	EU Asia Pro Eco Proj.
Biogas from BMW or MSW, test scale	No	No	ICEEE, RRU-BMW
<b>Total Biogas in 2006</b>		> 7.3	= 4.6 GW <sub>tot</sub> / 1.5 GW <sub>el</sub>

**Table 2** Status and targets in biomass based biogas generation within the renewable energy framework legislation, ( ) = estimates

	2005	2010	2020	2030	Source
Share of RE among total energy mix (%)	7	10	16	(30)	NDRC, CS
Share of biomass within total RE mix (%)		18.4	18.5		NDRC, CS
Biogas: total production (bn nm <sup>3</sup> /a)	> 7.3		> 24		State Grid Comp.

**Table 3** National annual biogas plants and electrification targets (bn nm<sup>3</sup>/a) in China, till 2020

	2010	2020	Source
Landfillgas (in 2020: 100 out of 580 potential sites)	0.32 0.2 GW el	1.6 1.0 GW el	NDRC
Medium & large scale biogas production from agriculture and industry	1.3 0.8 GW el	4.8 3.0 GW el	NDRC
	4.700 units		MOA (BCP)
Biogas generated from municipal wastewater & septic sludge treatment	0.1		MOA
Rural small-scale household biogas (no electrification)	23m units (= 20% of pop.)	56m units (= 50% of pop.)	NDRC, MOA (BCP)
Overall biomass electrification target	-	30 GW el	NDRC

Regarding biogas generation from MSW the vision of the authorities is on landfill gas recovery CDM projects, following the tendency in many industrialised countries and the suggestions of international donors. But with this aspect it should be more carefully dealt with. The different waste quality (low content on slowly digesting bioorganic matter) is changing the landfill behaviour of the waste disposed off considerably (see also

chapter 3.6). This contributes to an already low gas collection efficiency of LFG collection systems. In Table 3 the expected electricity generation from biogas and the anticipated number of LFG collection and utilisation plants is listed. This is part of the 2020 overall biomass electrification target of 30 GW.

### 3.2 Biogas from Small-scale Household Digesters

The small-scale household biogas digesters are well established and politically strongly supported in the southwestern rural areas of China and the number of household biogas digesters is growing for some million units every year. In 2003 8m units (typical size 8 to 10 m<sup>3</sup>) were built. In 2005 already about 10% of the rural population is producing 5.5bn nm<sup>3</sup>/a biogas from 15m units. 56m digesters will be operated till 2020 and 20bn nm<sup>3</sup>/a of biogas (Table 6) will be produced for decentralised energy supply (cooking, lightning), and will make these areas widely independent from central energy supply systems. Furthermore water and soil pollution problems from liquid and solid organic waste disposal are widely solved. This is an additional motivation to develop further this sector based on the 'National Biogas Construction Plan of the MOA 2003.

### 3.3 Middle- and Large-scale Agricultural and Agro-Industrial Plants

From 2001 on, the Chinese government is emphasizing on the importance of biogas technology development and its implementation for agricultural production, rural energy supply, and environmental protection, and finally on the improvement of the living conditions of the rural population. Since that time 0.35bn EUR were invested into biogas technology dissemination. 4,000 middle- and large-scale biogas plants were built mainly at pig, chicken and cattle farms, and the total biogas output is about 0.34bn nm<sup>3</sup>/a, from which a part is used for electricity production (400m kWh per year in "island" mode, no grid-feed-in) and the rest is supplied for cooking to 1.4m households.

Industries, such as the sugar industry may generate electricity from waste (-water). For example more than 800 MW are generated in the sugar-growing provinces of Guangdong and Guangxi alone. Another example is the alcohol production industry, such as the distillery in Nangang (Henan), which supplies 20,000 households with biogas. The Chinese agricultural biogas plant potential includes at least 14,000 intensive livestock farms with more than 100 livestock units (1 LSU = 500 kg of animal live weight) each. In the 11<sup>th</sup> 5-Year Plan period, the investment from the Ministry of Agriculture in biogas plants is expected to be 250m EUR per year.

### 3.4 Biogas from Municipal Wastes

In China most of the municipal solid waste (155m t in 2005), which contains an extremely high biodegradable organic matter content (between 60 to 80% FM), is pro-

duced in the 660 cities, where about 360m or 28% of the population live. Urbanisation is further progressing and in 2050 about 900m people will reside in cities.

The discussion about ecological inefficiency of large installations versus decentralized small-scale installations on household level is not applicable to all those metropolis areas, from which the waste must be taken out to treatment sites of environmental reasons anyway, and where no possibility exists to built decentralized small-scale AD plants within the dense structure of high rise and multi storage buildings.

Landfills, still the destinations for 86% of the collected MSW in Chinese cities, are usually located in remote areas outside the cities. However industrialized large-scale biogas plants can be built within the city, and for cost- and eco-efficiency optimisation MSW biogas plants or agricultural co-generation plants should be located nearby the generation of waste and close to the place of energy consumption.

For example: from 1m people 70,000 t/a BMW can be collected by source separation at households. Out of this amount of feedstock about 8m nm<sup>3</sup> of biogas can be produced (65% CH<sub>4</sub>, heat value 6.2 kWh/m<sup>3</sup>) (see Sino-German RRU-BMW project, BMW net-collection rates and biogas generation potential, Raninger et. al. 2006). With this biogas a gas engine (CHP) with 4.5 MW (1.5 MW<sub>el</sub>) can be continuously operated, or the gas can be directly supplied into the public city gas grid and be mixed with natural gas (up to 5% without any treatment, done in about 12 countries worldwide already). For biogas delivered through a gas grid the prices in China are between EUR 0.05 and 0.12/m<sup>3</sup>. Further the biogas can be used for cooling and heating, cooking, lightning and as well as liquefied transport fuel. But processing and compressing costs for liquefaction are with EUR 0.12/m<sup>3</sup> not competitive (Anshan/Liaoning landfillgas liquefaction test plant).

### 3.5 MSW/BMW Biogas Potential Forecast

Basically both, mixed MSW and BMW from source separation can be used for biogas production. In order to comply better with the principles of 'Circular Economy' and to close the recycling loops by providing organic fertilizer instead of landfill material, the RRU-BMW project in Shenyang is focusing on source separation of BMW.

Following the results and by means of a conservative estimation the following energy production forecast can be made (Table 4): 70 kg/c.a (per capita and year) source separated BMW (participation rate 70%, without commercial BW sources) can be realistically collected in a residential area. This relates to a 69% bioorganic matter recovery rate. Chinese cities collect 155m t in 2005 of MSW. If we consider that under the above-mentioned conditions only 40% of the BMW potential is used (28% bioorganic matter recovery rate) 28m t/a of BMW would be available as feedstock for biogas plants. The

gas yields of source separated BMW was investigated with 120 m<sup>3</sup>/t. From 28m t/a about 2.8bn m<sup>3</sup>/a biogas will derive, which is equivalent to 1.8 GW<sub>tot</sub>.

The biogas generation prognosis from MSW/MSW till 2050 considers an

- increase of urban population (urbanisation rate of 70% in 2050)
- increase of specific MSW production of 0.8% per year (packaging and secondary raw material recycling is not seen as MSW for disposal and therefore not included)
- increase of MSW collection rate in the cities from 53.5% (2005), 60 % (2010, 11<sup>th</sup> 5-Year Plan) and up to 75% estimate (2050)
- increase of relative organic content by further reduction of coal ash from decentralised cooking and heating in the non-gas or centrally heated areas (widely completed)
- increase of participation rate in BMW separation from 70% (as found in the RRU-BMW project 2006) to 80% estimate in 2050
- increase of BMW residential catchment areas (or MSW utilisation) from 40% to 75%
- a decrease of organic matter content in MSW from average 66% (actual China wide average content in 2005), to 45% by assumption that the consumer behaviour of Chinese people will change (instant food, increased number of single households,).

**Table 2** Biogas generation potential from municipal solid waste in China till 2050

Description	2005	2010	2020	2050
Urbanisation rate (%)	28	36	51	70
Citizens (million)	360	470	650	940
MSW (t/c.a)	0.83	0.85	0.9	1.0
MSW collection rate (%)	52	60	65	75
MSW from cities (m t/a)	<b>155</b>	<b>240</b>	<b>380</b>	<b>700</b>
MSW organic matter (%)	66	62	55	45
Organic matter in MSW (t/a)	102	150	210	315
Citizens participation * (%)	70 *			80
BMW overall potential (m t/a)	<b>71</b>	<b>105</b>	<b>147</b>	<b>252</b>
BMW collection area (%)	40	45	55	75
BMW net-potential (m t/a) *	<b>&gt; 28</b>	<b>&gt; 47</b>	<b>&gt; 80</b>	<b>&gt; 189</b>
Biogas potential (bn m <sup>3</sup> /a)	<b>&gt; 2.8</b>	<b>&gt; 4.7</b>	<b>&gt; 8.0</b>	<b>&gt; 19</b>
BG energy potential (GW <sub>tot</sub> )	> 1.8	> 2.9	> 5.0	> 11.8

\* acc. to RRU-BMW field test results, participation rate 70% and net-BMW collection amount 70kg/c.a (2005/2006)

Till 2050 the amount of MSW and BMW will raise by app. 2.5 times and 19bn nm<sup>3</sup> gas could be generated (Table 4). The total potential is still higher, as so far in 2050 still only 75% of waste is anticipated to be collected in the cities and only 80% of the collected waste is considered for this kind of treatment. This, up to now by the Chinese authorities not fully considered potential, would be supportive to achieve the targets of the 'renewable energy law' to grid-feed-in 24bn nm<sup>3</sup> biogas in 2020 more easily. A significant portion of one third could come from MSW sources.

### 3.5.1 Status of Development of MSW/BMW Biogas Plants in China

So far full-scale MSW/BMW biogas plants do not exist in China, but at present some 20 MSW-, food waste- and manure co-fermentation-AD projects are under preparation /implementation (Table 5). This development has started to solve the problem of an environmentally and hygienically sound utilisation of the large amount of restaurant waste in Chinese cities (Beijing 1,050 t/d, Shanghai 1,200t/d, all China 60m t/a; Nie Yongfeng, 2006). The currently planned biotechnological MSW projects using anaerobic digestion (anaerobic MBTs), may cover a capacity of 4m MSW t/a and make use of less than 3% of the biogas potential from MSW /BMW sources in 2010. Only 1.5% of anticipated MSW treatment ration increase (11<sup>th</sup> 5-Year Plan target 53.5 – 60 %) will be achieved. In Europe, besides of a booming number of BMW biogas plants, 80 MBT plants are operating in 2005. 50 of them in Germany, and app. 30% are using AD to produce biogas.

**Table 3** MSW/BMW and food waste biogas plants currently under consideration in China

Location	Start	Feedstock	Technology Developer	Capacity m t/a	€	Comments
Beijing Dong Cun Taihu Coun.	2007	Restaurant- & MSW, manure	Linde Valorga Biomax	0.2	Inv.18m Fee 13.5/t	Feasibility 2005, CDM
Beijing	till 2010	Restaurant- & MSW, ..				9 plants anticipated
Shanghai Jinshan	2008	MSW, BMW		0.22	Inv. 32m	Ppublic tender
Shanghai Putuo, Shanghai	2007	Municipal wet waste	Valorga Biomax	0.18 to 0.29	Inv.30m Fee 17/t	Feasibility 2005, CDM PDD1/06
Guangzhou Likeng (Guandong)	2007	Municipal wet waste	Valorga Biomax	0.36	Inv.32m	Preparation
Changsha Huiming (Hunan)	2005	MSW		0.73	Inv.11m	Biogas power plant
Mianyang (Sichuan)	2002	MSW	Tunnel type	0.25 AD: 3600t/a		AD as pilot project
Yingkou (Liaoning)	2007	MSW, SS	Tsinghua Tongfang	0.27	Inv.20m	
Shenyang (Liaoning)	2010	BMW (source separation)	Wet AD recommended	0.12 to 0.20	Inv.12m Fee >6/t	Prefeasibility-study

### 3.6 Biogas from Waste Water and Sewage Sludge

In 2005, the total discharge amount of wastewater across China amounted to 52.5bn t, among which the industrial effluent came up to 24.3bn t and domestic sewage amounted to 28.1bn tons. The COD emission was in total 14.1m tons. Some cities such as Shenyang have achieved within 5 years a WWT treatment ratio of 73% (2006).

About the same amount of biogas generated from MSW can derive from sewage sludge fermentation at communal and industrial wastewater treatment plants or decentralised wastewater treatment systems (DEWATS). Organic wastewater treatment in anaerobic steps has the potential of recovery of methane in industrial plants with high organic load. Until the end of 2004 anaerobic treatment plants, which are installed for decentralised treatment of municipal wastewater accounted for 137,000 units, treating 0.5bn t/a of wastewater. The size ranges from 5 to 100 m<sup>3</sup> wastewater per day. The accumulated digester size was more than 5m m<sup>3</sup>, which correspond to around 50m nm<sup>3</sup> biogas generated annually. Although the amount of biogas per unit produced may be not significant from the energy point of view, but the biogas settler supports pollution reduction, increasing public health and protecting water resources. Until 2010 the goal of the MOA is to implement more than 200,000 DEWATS in peri-urban areas, townships and villages.

In 2020 the number of middle- and large-scale biogas plants will reach 10,000. The pool for anaerobic grey water treatment should increase by 120,000 accumulating to 260,000 in total. Besides sewage sludge, there is a total amount of estimated 300m t/a of septic tank sludge and “night soil” collected in rural, semi-urban, and urban areas without sewage connection. This source offers a biogas potential of at least 15bn nm<sup>3</sup>/a.

Chinese cities are facing the situation that the amount of sewage sludge from central wastewater treatment is constantly increasing, in line with the ongoing construction of new wastewater treatment plants. But due to severe pollution of the sludge land application is not acceptable and incineration is too costly. Therefore anaerobic digestion could be at least a step to produce energy prior to storage of this pre-stabilised and dewatered sludge at landfills. Sewage sludge digestion, even with a low efficiency is currently only done at some WWTPs in China (f.e. Hangzhou Sibao 600,000 t/d, partly at the Shenyang North WWTP 400,000t/d.). The MOA calculates with 0.1bn nm<sup>3</sup>/a biogas from wastewater and sewage sludge treatment in 2010.

### 3.7 Biogas from Municipal Waste Landfills

The 11<sup>th</sup> National 5-Year Plan encourages the energy production from wastes, including biogas, incineration and landfillgas recovery. The latter is currently installed at 24 landfills, from which app. 0.12bn nm<sup>3</sup>/a biogas is deriving (Table 1). 15 of them are approved or “in the pipeline” for CDM. The average installed capacity per landfill is 2MW and the

electricity generated by gas engines (GHP) is fed in the public electricity power grid. The potential in China is about 100 out of 580 'official' landfill sites. For incomes from electricity sales from landfillgas to grid companies, the revenues are between EUR 0.046 and 0.06/kWh, no VAT and no VAAT and only 15% income tax to be paid. These are the highest tax benefits among all types of renewable energies, where the VAT amounts usually from 6% to 13%, the VAAT to 8% and the reduced income tax (except for hydropower) to 15% (Table 8).

But on a long-term land filling has to be seen as an 'end of the pipe' solution. In China only 20 to 40% of the generated landfill gas (LFG) can be recovered at sites, which are equipped with a state of the art LFG-collection system. The reasons are:

- *The composition of waste:* high content on fast degradating bioorganic waste (with a very low content on cellulose, lignin and other slowly degradating biopolymers,)
- *The conditions in the landfill body:* water saturated, high density, high temperatures
- *The operating practise of landfills:* uncontrolled water levels, widespread open filling areas without temporary top-covers, if top-cover layers they are without HDPE linings, no functioning (horizontal) active gas well systems

By 2010, the LFG recovery and utilization rate of 10% amounts to 0,84bn nm<sup>3</sup>, equivalent to 0.42bn m<sup>3</sup> of CH<sub>4</sub>. By 2020, 50% recovery and utilization may amount to 5bn m<sup>3</sup> of LFG, equivalent of 2.5bn m<sup>3</sup> of (Table 3). Thus, the amounts of carbon emission reduction will be 2.5m t by 2010, and 15m t by 2020. But landfill gas collection projects in China, and especially if they are implemented under CDM, will have to proof CH<sub>4</sub> capturing quantitatively for many years (CERS, Certified Emission Reduction). The conditions and practice of landfills in China may keep the CER results far behind the expectation of the CDM project developers. Therefore, following the EU policy, landfilling of biodegradable waste has to be banned and landfill gas collection should only be seen as temporary pollution control measure for existing sites.

## 4 Overall Biogas Production and Potential

Decentralised AD systems (household small-scale bio digesters and decentralised waste water systems DEWATS), as well as centralised biogas plants (middle- and large-scale AD plants in the agricultural, industrial and municipal sector) will contribute to the energy from biogas production in China. The biogas production in 2006, the estimated or targeted BG quantities 2010 and 2020 and the overall production potential are drawn up in Table 6. Besides of about two times 25bn nm<sup>3</sup> of biogas from MSW and from municipal wastewater (sewage sludge), agricultural residues and livestock waste can produce 70bn m<sup>3</sup> of biogas (MOA). In total there are about 1.5 to 2bn t/a from biomass and the landfills which may produce 150 to 200bn nm<sup>3</sup> biogas, or at least 96 GW).

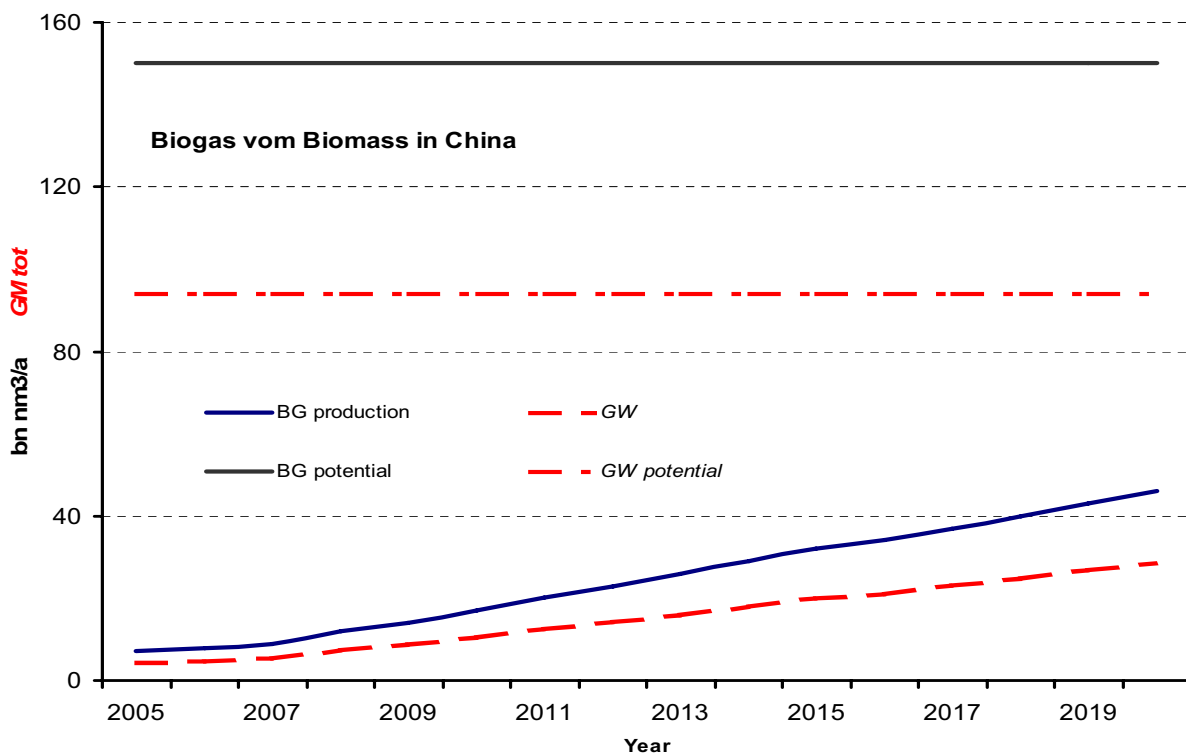
**Table 4** Biogas production in 2006, forecast for 2010 and 2020 and overall production potential, (bn nm<sup>3</sup>/a), (italic = estimates).

	Source	2006	2010	2020	Potential
De-central	Household small-scale bio digesters	6.5	11.0	19 - 22	25 **
	Waste water DEWATS (<100 m <sup>3</sup> /d)	0.05	0.12	1.0	15
				<b>20</b>	
Central	Urban MSW/BMW	0.0	0.16	6.0?	<b>25 – 30 *</b>
	Agriculture and agro industry, med/large (wet waste, manure,)	0.34	3.8	5.6	70 - 80
	Landfills (old and new MSW)	0.36	1.4	4.4	< 2 - 5 ***
	Sewage sludge (WWTP)	0.05	0.5 ?	6.0?	25 *
Biomass based biogas production target (State Grid Company)				<b>24</b>	
Production / production target, potential		7.3	<b>19</b>	<b>44</b>	> 155
<i>Non waste sources: Energy crops (but mainly to produce liquid bio fuels)</i>					10

\* potential for 2050, consideration of urbanisation and infrastructure development

\*\* 50% realisation

\*\*\* in 2010 China 290m t/a MSW. If 70% is disposed of in landfills with methane collection, the landfill gas recovered could be equivalent to 40 to 280bn m<sup>3</sup> (UNEP, Intergovernmental Panel of Climate Change), the World Bank estimates are much more realistic with 10bn m<sup>3</sup>/a.



**Figure 2** Course of expected biogas and energy production from biomass (bn nm<sup>3</sup>/a) in China and biomass biogas and energy production (GW<sub>tot</sub>) potential.



It is estimated that about one third (43bn nm<sup>3</sup>) biogas might be generated till 2020. The forecasted figures are seen in Table 6 and Figure 2. The tendency will be, that due to the urbanisation more suitable biogas sources will be appear in the city, and in the rural areas, because of the industrialisation of agriculture, more middle- and large-scale plants will be required. According to Tab. 6 there will be the need for using urban waste sources to comply with the renewable energy targets. The benefit of using BMW from source separation and not just from mixed MSW is, that the separation could be introduced right away (PR measures required) in the catchment areas of biogas plants and no landfill fraction will be produced as the compost is 'clean'. However the product after AD of urban wastewater sludge has to be disposed, and it may take extensive (but necessary) efforts to achieve a pollution level appropriate for sludge land application.

## **5 Operating Models**

### **5.1 General Business Models**

The investment and/or operation of MSW/BMW AD plants can be carried out by governmental owned organisations, jointly between municipal and private service providers or by private entrepreneurs. So far it depends on the attitude of the individual municipal government, whether public services are going to be outsourced. In Shenyang the privatisation of street cleaning has created competition between the contractors and this was the key to success to effectively change the city appearance by stopping waste littering. Shanghai has already started for some times to leave waste services, such as landfill operation and biogas-plant operation, to private companies.

### **5.2 How to Involve the Rural Population in MSW Biogas Production**

A new income and employment opportunity for the rural population could be developed as part of the 'Reconstruction of New Socialist Countryside' policy if farmers act in the suburbs of the large cities or in smaller townships as BMW collectors and AD plants operators. The basis would be BOT or BOO contracts, in which the type of requested services is clearly defined. What has to be done, by which technology, for how long time (8 to 15 years recommended), and for how much money, (terms of remuneration, fee based, revenues for product and energy sales) will be subject of this contract, further the way of financing (private investment, international soft loans, CDM,), preferential local conditions (tax benefits,), etc. in order to keep the gate fee socially acceptable.

This proposal would follow the management models in some middle European countries, where the farmers took over partly biowaste collection and treatment services. BMW from townships or suburbs from large cities is collected by the farmers themselves and treated or co-treated with their own agricultural waste at their own compost-

ing or biogas plants. Biowaste, yard-, and green waste from public parks, gardens, road and riverbanks, restaurant waste and even bioorganic waste from industrial or commercial activities are taken over against gate fees, treated and converted into biogas and /or Electricity (GHP) and the solid remainings (compost) are used to maintain their own arable land. In Austria 20% of the total bioorganic waste is treated in this way. The farmers earn between EUR 30 and 50 per ton BMW for collection and between EUR 40 and 60 per ton for treatment, plus the benefits from biogas/electricity and compost sales. In Lower Austria 60% of the plants are operated by farmers running plants up to 5,000t/a.

For China it is suggested to take over a similar model with the benefit to provide new jobs for the farmers and to support the recycling of organic matter. It is estimated that 10 - 20% of BMW from the cities could be left to 'new entrepreneurs' in the rural areas around the large cities (development of urban areas in China nearby the city suburbs). The size of the BMW or co-treatment plants could be small- and middle-scale plants from 20 to 80 t/d each. The required number of decentralized AD plants might be app. 800, whilst the demand for large-scale plants is estimated to be 200 till 2020 (Table 7).

**Figure 3** Potential markets of MSW and BMW biogas plants in China (source ICEEE)

Biogas plant operator	2006 - 2010	2010 - 2020	Comments
<b>Municipal &amp; Private</b> Large scale MSW and BMW from cities (200 - 600 t/d)	Projects for about 4m MSW t/a under implementation (Tab. 5)	> 4.6 – 7bn m <sup>3</sup> /a 200 – 400 units (150,000 t/a for average 2m people each)	Potential market for waste service companies
<b>Agriculture &amp; Private</b> Middle size BMW plants at city suburbs (20 – 80 t/d) <i>Agricultural waste seen as co-substrate</i>	No (Restaurant waste for animal feeding)	> 1.2 – 2.6bn m <sup>3</sup> /a about 800 – 1600 units (40,000 t/a for average 12,000 people each)	Potential market for rural population, new concept to be promoted

### 5.3 Investment in the Municipal Biogas Sector

In the Chinese biogas sector the following basic forms of foreign direct investment are possible: a) wholly foreign-owned enterprises, b) China-foreign joint ventures, c) China-

**Figure 4** Renewable energy tax incentives in China 2007, (%)

	Value-Added Tax (VAT)	Value-Added Annex Tax (VAAT)	Corporate Income Tax	Import duties
General	17	8 % of VAT	33 / 25 **	23
Small Hydropower	6	8 % of VAT	33 / 20-25**	
Biogas	13	8 % of VAT	15 *	Favourable import duties up to 0% for high-tech equipment
Wind	8.5	8 % of VAT	15 *	
Landfillgas	No	No	No	

\* might be further reduced locally (Inner Mongolia Autonomous Region and Xinjiang Uygur Autonomous Region)

\*\* New corporate income tax enforced at 01.01.2008, reduced rate for low profit companies

foreign cooperative enterprises d) cooperative development. The time limit for foreign investment enterprises is usually 10 to 30 years and can be negotiated. Tax and other preferential financial incentives (Table 8). Some bio-energy equipment, such as gas engines, are classified as high-tech and may be exempt from customs duties.

## 6 Summary

Within the context of the recent Chinese Renewable Energy Policy the biogas potential from municipal solid waste is still an underestimated resource. The utilisation of clean bioorganic municipal wastes (BMW) from source separation for biogas and clean compost production offers, besides of the ecological benefits, new employment opportunities in the waste sector as well as for the rural population in the neighbourhood of cities. Farmers may operate bio-treatment and biogas plants (20 to 80 t/d), they may co-treat wet-organic bioorganic waste from urban and rural sources and they will benefit from biogas energy sales and from upgrading the soil fertility. In addition the support of rural household scale biogas plants (56m in 2020) will continue.

Chinese authorities may recognize the BMW biogas energy potential. About one third, or 8bn nm<sup>3</sup>, of the targeted feed-in-grid biogas production in 2020 could derive from municipal waste biogas plants and is to be seen in line with the other non-fossil energy targets in China. In 2050 18 GW<sub>e</sub> from biogas electrification, deriving from 300m t/a BMW feedstock, may generate the same amount of Energy as the worldwide recognised 'Three Georges Hydropower Project'.

Due to the low efficiency of landfillgas collection systems (20 – 40%) in Chinese landfills, filled with easy-biodegradable organic matter, degassing systems should only be applied for existing landfills in the sense of pollution prevention and more emphasis should be put on MSW/BMW biogas plants prior to landfilling.

To establish a successful municipal-agriculture biogas demonstration projects, jointly supported by MOC, MOA and SEPA, for example in Jiangsu province, management, engineering, know-how for operating and financing (including CDM) and key equipment should be provided from international partners. Germany might have a strong position to provide technical know how and to be partner in pilot projects, due to the own country experience with organic waste management and renewable energy enforcement. But till 2010 the predictable municipal waste biogas projects (anaerobic MBT projects) in China will only make use of 3% of the MSW/BMW potential and will only contribute an additional 1.5% MSW treatment (see 11<sup>th</sup> 5-Year Plan target). Finally it will depend on the success of the first demonstration projects in China whether the mind will be open to solve the long awaited waste management and energy problems jointly.

## 7 Zusammenfassung

Kommunale biogene Abfälle sind in China immer noch eine unterbewertete Biogas Ressource, dessen Potential bei der Umsetzung des Erneuerbaren Energie Gesetzes und der Produktion von Energie aus Biomasse nicht in vollem Umfang berücksichtigt ist.

Die Einführung einer Verwertung getrennt gesammelter kommunaler biogener Abfälle in Chinas Großstädten und die Herstellung von Biogas und hochwertigem Kompost bietet neben ökologischen Vorteilen neue Arbeitsplätze im Bereich Abfallwirtschaft aber auch allenfalls in der ländlichen Bevölkerung, wenn diese in den Stadtrandgebieten als Biofallverwerter nach Europäischem Muster eingebunden werden. Dies wäre weiteres im Sinne der aktuellen Chinesischen Schwerpunktpolitik ‚Entwicklung des ländlichen Raumes‘ 2006 bis 2010 zusätzlich förderungswürdig. Die Bauern könnten dann selbst städtische und ländliche biogene Abfälle in Anlagen mittlerer Größe (5,000 – 20,000 t/a) gemeinsam behandeln und die Vorteile aus der Biogasverwertung und der dringend erforderlichen Bodenverbesserung ziehen. Ungeachtet dessen sind die dezentralen Kleinbiogasanlagen im Süden Chinas (56m Einheiten bis 2020) weiterhin zu fördern.

Die Chinesischen Behörden sollten sich des hohen Biogaspotentials aus Siedlungsabfällen besser bewusst werden. In etwa ein Drittel (oder 8 Billionen nm<sup>3</sup>) derjenigen Biogasmenge die im Jahr 2020 zur Herstellung von Energie für die Netzeinspeisung geplant ist, könnte realistischer Weise von Biogasanlagen kommen die mit kommunalem Bioabfall betrieben werden. Somit ist Biogas aus kommunalen Abfällen als relevante Energiequelle gemeinsam mit den anderen nicht fossilen Energieträgern in China (Wind, Sonne, Geothermal,) zu sehen. Im Jahr 2050 könnte aus 300 Millionen t kommunalen biogenen Abfällen 18 GW Elektrizität hergestellt werden, was der Stromproduktion des ‚Drei-Schluchten Staudamm Projektes‘ entspricht.

Aufgrund der, speziell unter Chinesischen Verhältnissen, äußerst geringen Effizienz von Deponientgasungssystemen (20 - 40%), sollte von dieser Strategie für neu abzulaagernde Abfälle Abstand genommen werden (einschließlich der zahlreich geplanten Deponiegas CDM Projekte), und besser die Behandlung der, hoch mit biogenen, extrem leicht abbaubaren Substanzen versehenen Abfälle, vor der Deponie in Biogas- und MBA anlagen gefördert werden. Im Sinne der Emissionsminimierung sollten Deponiegasprojekte somit nur für Altdeponien unter realistischen Annahmen betrieben werden.

Neben anderen Standorten zeigt sich die Provinz Jiangsu insbesondere an dem Ansatz landwirtschaftliche und urbane Abfälle gemeinsam zu behandeln interessiert. Um ein auf nationaler Ebene wegweisendes Demonstrationsprojekt zu etablieren bedarf es der Unterstützung der nationalen Ministerien für Bauten, Landwirtschaft und der Umwelt Agentur SEPA. Das technische Know-how wie auch das Investment könnte von Deut-

schen Partnern eingebracht werden, die aufgrund der langjährigen Erfahrungen mit Bioabfallverwertung im eigenen Lande die nötige Erfahrung aufweisen.

Die bis 2010 in Vorbereitung/Planung befindlichen Biogasanlagen (MBAs) für kommunale Abfälle in China sehen jedoch lediglich eine Nutzung von weniger als 3% des MSW/BMW potenciales in China vor, und diese werden nur zu 1,5 % zur Verbesserung der im 11-ten Fünf-jahresplan angestrebten Verbesserung der Abfallbehandlung beitragen. Letztendlich wird es vom Erfolg der ersten Demonstrationsanlagen in Beijing, Shanghai, Guangzhou, abhängen ob die energetische Nutzung von nass-biogenen Abfällen einen Durchbruch erzielen kann, um in weiterer Folge Energie- und Abfallprobleme Chinaweit in synergetisch zu lösen.

## Literature

- |   |      |   |
|---|------|---|
| Xiaoyan WANG                                  | 2003 | Diffuse Pollution From Livestock Feeding In China, Diffuse Pollution Conference Dublin, pp. 42-46, England  |
| Raninger B., W. Bidlingmaier, Li R            | 2005 | Management of Municipal Solid Waste in China - Mechanical Biological Treatment can be an option, Int. Symposium MBT, Hanover, ISBN 3-86537-665-7, pp.72-88, Germany   |
| Institute for Global Environmental Strategies | 2005 | CDM Country Guide for CHINA, Edited by Chinese Renewable Energy Industries Association 1 <sup>st</sup> Edition, 2005  |
| Raninger B., Li Rundong, Feng Lei:            | 2005 | Pilot activities to apply the European Experience on Anaerobic Digestion of BMW from source separation in China“, Int. Seminar on Biogas Technology, Proceedings, ISBN 7-80167-938-5, pp. 80–86, UN-ESCAP, MOA Beijing, China |
| Raninger, B., W. Bidlingmaier, R. Li, Lei F   | 2006 | Bioorganic Municipal Waste Management to deploy a sustainable Solid Waste Disposal Practice in China, Chinese Journal of Process Engineering, Vol 6/2, pp.255–261, China  |
| Nie, Yongfeng                                 | 2006 | Current Status, Problems and Countermeasures of Kitchen Waste Management, 1 <sup>st</sup> ICEEE Int. BMW & Landfill Management Conference, pp 8.4-1 – 8.4-8, Shenyang, China  |
| Raninger B., Li R., Bidlingmaier W.,          | 2006 | RRU-BMW Summary, Proceedings of the 1 <sup>st</sup> ICEEE Int. BMW & Landfill Management Conference, Shenyang, China  |
| Raninger B., W. Bidlingmaier, Li R            | 2006 | Pilot research on source separation and utilisation of bioorganic municipal waste (BMW) in China, ORBIT 2006, (D)   |
| MSW Management Commission China               | 2006 | Review of Municipal Solid Waste Management Situation in 2005“, Technology of MSW Treatment 30, pp.19 – 23, China  |
| CEEP, MOA Beijing                             | 2006 | Biogas from Agricultural Sources in China, Large and medium scale Anaerobic Digestion plants, DAHK, Beijing, China  |
| Li Kangmin, Mae-W.Ho                          | 2006 | Biogas in China   |
| Li Junfeng, Shi Jinli, Ma Lingjuan            | 2006 | China: Prospect for renewable energy Development, <a href="http://www.hm-treasury.gov.uk/media/999/B2/Final_Draft_China">http://www.hm-treasury.gov.uk/media/999/B2/Final_Draft_China</a>                                     |

Raninger B., Zhao Y., 2007 Municipal and Agricultural Bioorganic Waste: Biogas Source  
 Ji R., Li A., Li R., Li R., for Europe and China, 2<sup>nd</sup> Pollution Control Conference,  
 Bidlingmaier W. Nanjing University, SKL, China

## Abbreviations

AD	Anaerobic digestion (fermentation)
BCP	China's National Rural Biogas Construction Plan
BG	Biogas
BOT	Build-Own-Transfer
BOO	Build-Own-Operate
BMW	Bioorganic municipal waste
CDM	Clean Development Mechanism (emission trading system under the Kyoto protocol)
CDM PDD	CDM project design document
CER	Certified Emission Reduction
CIM	Center for International Migration and Development of the German Government, Frankfurt
CHP	Combined heat and power generation
COD	Chemical oxygen demand
CS	Credit Swiss
DBFO	Design-Build-Finance-Operate
DEWATS	Decentralized Waste Water Treatment System
EU	European Union
GHG	Green house gas
HDPE	High density Polyethylene
ICEEE	Institute of Clean Energy and Environmental Engineering of SYIAE
LFG	Landfill gas
LSU	Livestock unit
MOA	Ministry of Construction
MBT	Mechanical biological treatment
MSW	Municipal solid waste
MOA	Ministry of Agriculture, Beijing
MOC	Ministry of Construction, Beijing
MW	Municipal waste
NDRC	China National Development and Reform Commission, Beijing
PSP	Private sector partnership
SEPA	State Environmental Protection Agency, Beijing
SKL	State Key Laboratory
RE	Renewable energy
RRU-BMW	Sino-German Project on Resource Recovery and Utilization of Bioorganic Municipal Waste
VAT	Value added tax
WWTP	Waste water treatment plant

## Author's address

Prof. Dr.-habil Bernhard Raninger and Prof. Dr. Li Rundong  
 Shenyang Institute of Aeronautical Engineering (SYIAE),  
 Institute for Clean Energy and Environmental Engineering (ICEEE)  
 No. 37 Jingshen Street, Daoyi District, Shenyang 110136, P.R. CHINA  
 Tel/Fax: +86 24 89724558, E-mail: > raning@gmx.at<, >raninger"126.com<  
 Website: [www.iceee.cn](http://www.iceee.cn)  
 Internationale Tagung MBA 2007 www.wasteconsult.de

ZHAO Youcai, JI Rong, LI Aimin

State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse (SKL)

Tongji University

200092 Shanghai

and Nanjing University

210093 Nanjing, China

Werner Bidlingmaier

School of Civil Engineering, Waste Management Department,

Bauhaus Universität Weimar

99423 Weimar, Germany

LI Ronggang

Agriculture Environmental Protection Monitoring Station, Jiangsu,

210036 Nanjing, China

# **Mechanical Biological Treatment as an Effective Alternative for Landfilling of MSW in City of Shiraz**

**Mahak Sabouri & Farideh Gheytsi**

BEHMAND TECHNOLOGY, Tehran, Iran

## **Mechanisch-biologische Abfallbehandlung als wirksame Alternative zur Deponierung in Shiraz**

### **Abstract**

Mechanical Biological Treatment (MBT) seems to be a more appropriate disposal solution than other alternatives for Iran. Although MBT will not eliminate the need for a landfill, it will greatly reduce both the quantity and toxicity of left over waste. This paper presents a proposed method to implement MBT in the historical city of Shiraz (city of Persepolis). This paper will initially describe the current disposal system utilized in the city of Shiraz. Later on, the amount of material can be diverted from the landfill through a MBT system will be calculated and the environmental, economical and social advantages of the proposed method will be estimated.

### **Keywords**

Mechanical Biological Treatment, organic waste, compost, solid waste disposal systems, landfilling

## **1 Introduction**

In the last few years reliance on the municipal solid waste disposal systems has been highly increased in Iran. Consequently, solid waste management has become a great environmental concern. More than 45,000 tons [1] of waste is produced in Iran daily, most of which are dumped into the landfill sites. However, shortage of proper places for landfill sites close to large cities as well as environmental impacts of non-sanitary landfills, make this method less attractive.

Biological waste treatment, mainly composting, which is being practiced in the last ten years in different cities in Iran, seems like a more appropriate disposal solution than other alternatives. This is due to the presence of high percentage of organic material, low calorific value and high moisture content in our municipal solid waste.

Shortage of nutrients in the soil of many places in Iran is another reason to increase the demand for composting. High quality organic fertilizer as a final product of the efficient composting plant can be a good substitute to environmentally unfriendly synthetic fertilizers which are vastly used in agricultural industry.

Municipal Solid Waste (MSW) is a major feedstock for composting plants in Iran. High quality production requires a relatively clean waste input which is normally achievable



through segregation of municipal waste at the source or by implementing a MBT system. Meanwhile, the national law for waste management, issued in June 2004, has caused a general trend towards the recovery and recycling of the large amount of waste produced in the whole country.

The proposed MBT system is a way of treating residual municipal wastes after the source segregated recycling had taken place in order to recover further value and to divert the organic waste stream away from the landfill. Aim is to cleanse the waste by removing useful materials and getting a biowaste fraction from it. Having this waste contaminated with non-segregated materials that cannot be recycled by the process, goal of the proposed approach is to improve the quality of the waste to be composted. In the proposed process, the extracted biowaste is treated in an aerobic process. In the proposed system it is possible to produce a fine fraction of the material from the waste that is suitable for agricultural purposes.

## 2 Study Area

Shiraz city has a moderate climate and with a population of 1.2 million spread across an area of 30,000 km<sup>2</sup> this city is located in the Fars province at the center of Iran [2]. This city is one the top tourist attractions in the country.

Province's economy is based on its agricultural products such as grape, citrus, cotton and rice. Agriculture has always been a major part of the economy in and around Shiraz. [3] This is partially due to a relative abundance of water compared to the surrounding deserts.

At the present time, 810 tones of MSW waste are produced daily at this city. Having a source separation and a sanitary landfill for more than 7 years, Shiraz has been one of the pioneer cities in the field of waste management in Iran [3]. However, the current waste management system is wasting a lot of recyclable and fermentable material by throwing them into the landfills.

For the time being, the system is based on wet-dry separation (like most other cities in Iran). For dry waste, householders are given two plastic bags for free, in two colors (white for paper and cardboard and orange color for the other recyclables). Recently, there is a program to send every household two plastic baskets similar colors to the bags to enhance the recycling rate at residencies [Fig. 1-a] [3].



**Figure 1** Separation at source at Shiraz: a) Plastic baskets; b) Female personnel at recyclables collection system

Dry waste sorted using the above mentioned bags, is collected every 15 days from doorsteps or by the bins located at the street. This job is carried out by women personals with 28 small and big vans [Fig. 1-b]. With this collection system, 7 tones of recyclables are daily separated at source. The collected material is taken to the recovery station where waste is manually sorted. The sorted materials will be sold to end users or distributors, or they will be sent to the recycling sites directly. 10 tones of hazardous waste and hospital waste are separately landfilled daily. 17 tones of green waste from groceries and fruit markets are collected by a special collection system everyday. Collected green waste is Vermi-composted in a site close to the landfill. The remaining 780 tones of the waste are collected each day either from doorsteps as wet/mixed waste or from the streets. The collected mixed MSW is transported to a landfill equipped with a biogas collection system [3].

Additionally, 2900 tones per day construction and demolition wastes and 300 tones per day residual wastes are collected by individual services and they are disposed in another landfill dedicated to this purpose [3].

### 3 Proposed method of approach

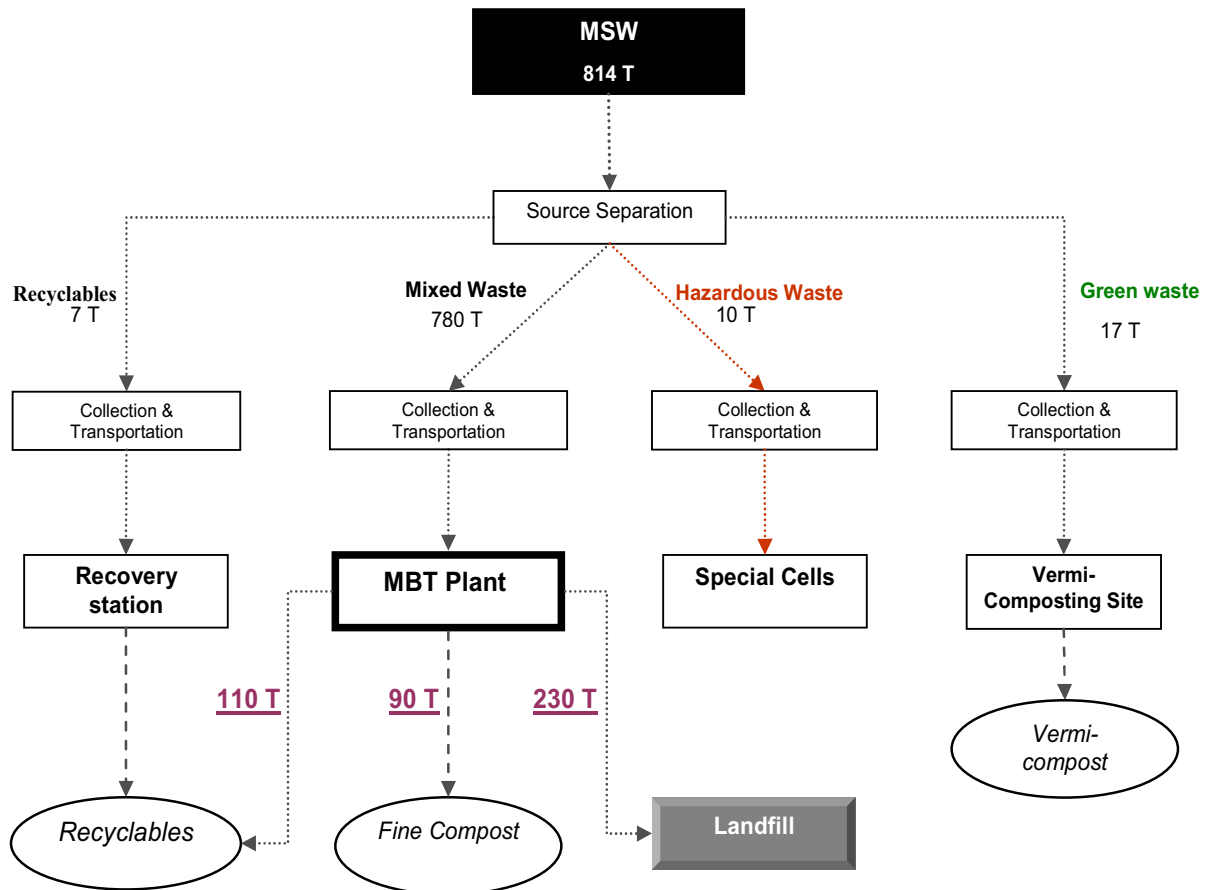
The new scheme is designed considering the Shiraz MSW type. The high rate of organic materials (72%), high moisture content (67%) and high C:N ratio (34) [4]. There is a new law recently introduced in Iran that bans importing the synthetic fertilizers. At the same time the necessity of soil amendments for the agricultural lands in the Fars Province calls for a high capacity composting plant.

Enabling the recovery and reuse of discarded material is a critical element of sustainable development which will leave to waste reduction. Meanwhile, preservation

of natural resources and pollution prevention are also part of the environmental concerns forcing the need to divert as much materials as possible from the landfills.

### 3.1 Proposed MBT Plant

As described in figure 2, in the proposed scheme 780 tons left over of mixed waste per day that used to be landfilled by the current waste management system will be instead transported to the proposed MBT plant. In the current methodology the other waste flows are estimated to remain unchanged.



**Figure 2** New scheme for Shiraz MSW management

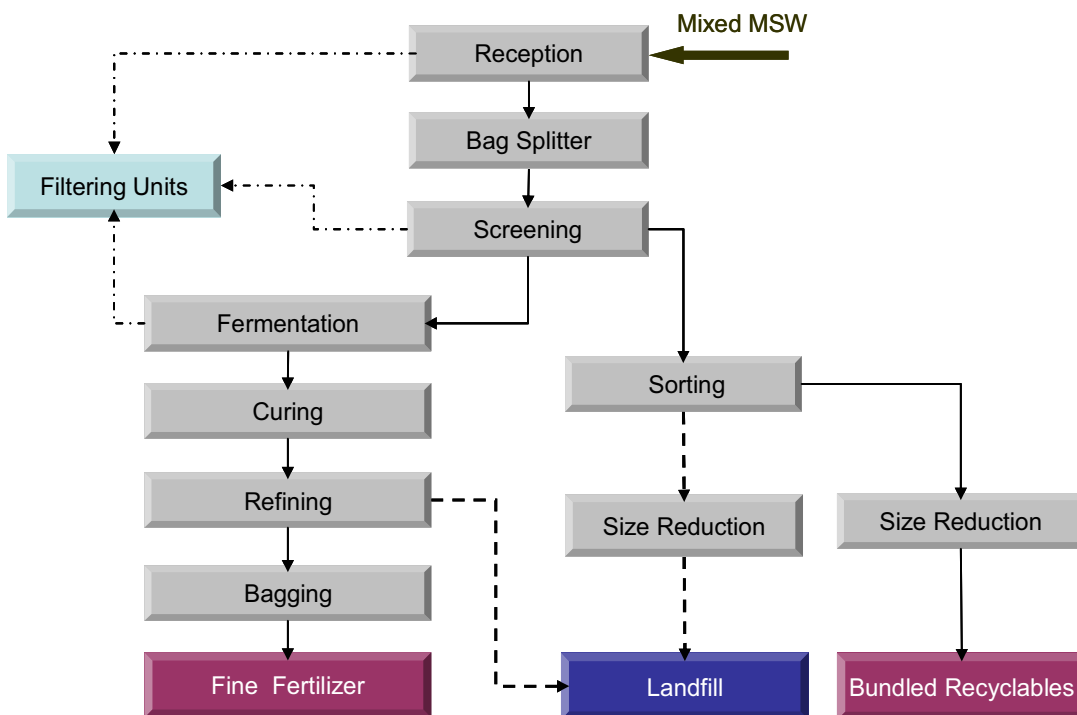
At the MBT Plant (Figure 3), mixed waste delivered by collection vehicles is unloaded into tipping pits in the reception area. Waste is transported to a bag splitter to ensure plastic bags are opened and their contents are spread over the conveyor belt. Prior to loading the waste into the bag splitter oversized items would be manually removed.

The material on the conveyor belt will be screened and the oversized pieces i.e. those larger than 75 mm will be separated. Oversized pieces that include metals, plastic, cans and textiles will be sent to a manual sorting line for further separation. Before doing so, a system of electromagnets and separators will remove ferrous and non-ferrous metals, respectively.

There is also a blower which removes the light plastic bags and flattens the compacted waste piles on the conveyor for easy separation in the following stages of the process. All plastic containers, papers/cardboard, aluminum cans and steel cans sorted by labors will be stored at separate storage bins. These materials will be compacted and turned into bales for easy handling and transportation.

Rejected and non-recyclable wastes are passed to the end of the line. Then using another conveyer belt they are moved to the compactors where the volume of material that is going to be transported to landfill will be reduced.

The remaining materials that are passing beneath the 75 mm sieve drum are sent to the fermentation unit. For further cleansing of the organic waste stream from ferrous materials, there is both a magnet that removes the remaining small metal parts and a blower to remove the light particles.



**Figure 3** Flow diagram of proposed MBT plant

Cleaned organic materials are transported to fermentation unit. This unit consists of two halls parallel to one another. Organic waste up to the height of maximum 2m is spread on halls using a spreading machine. Biological Fermenting of organic waste is performed using both aeration from the bottom through the perforated floor and the mechanical mixing from the top by a screw mixer. The oxygen present in the airflow accelerates the fermentation stage where the temperature of the waste reaches 50-60°C. Temperature probes continuously record the temperature inside the waste to monitor the decomposition process and to ensure the minimum requirement of 60°C for 2 days is attained. Automatic control of the airflow by the computer system ensures that this

Internationale Tagung MBA 2007 [www.wasteconsult.de](http://www.wasteconsult.de)

temperature range is maintained. The biowaste will be processed in a period of 3-4 weeks. This stage results in approximately a 50% reduction in the mass of water present.

When this stage of the waste processing is completed, the waste is transferred to the maturation and dehumidification site for the maturation and drying stages. The material will be formed into windrows of 1.5 to 3 meters in height and will be periodically turned by a turner. In order to provide the required oxygen for drying and final maturation of the compost, ducts below the maturing piles will let the air to flow through the waste material. The immature compost will remain here until it is dusty dry. This period will take about 6-8 weeks.

The dry sanitized waste material is transported by the loader to a feed hopper using a crane grab. By a combination of screening, sieving and weight separation, the waste is divided into three categories: small pieces of Inorganic materials, glass & stone and fine compost. Fine compost transported either bagged or stockpiled ready for collection. The rest materials are sent to landfill.

Odors released during fermentation are mitigated by using the natural bio-filter composed of stacked wood parts. The Leachate formed at the fermentation and reception halls are collected through the channels and are spread over the composting piles at the maturation site to enhance the degradation of organic waste. If needed, spreading the leachate will also keep the required humidity within the compost. Later on, the rest of leachate is sent to the Leachate Treatment Unit located at the site.

## 4 Experimental results

Use of the proposed system creates following benefits for the Local Authorities:

- ❖ Additional recycled material is created.
- ❖ Significant landfill diversion is achieved.

Although landfill in Shiraz [Fig. 4-a] is equipped with gas collection system (collecting and burning the gas in wells [Fig. 4-b], without any energy recovery), diverting the biological portion will certainly reduce the emission of greenhouse gases in large quantities. The proposed method will divert almost 450 tones of organic materials from landfill daily and hence will reduce the landfilling cost significantly.

Similar plants as the one proposed in this paper have been already manufactured by PalaTech Company (a local manufacturer and a sister company of Behmand Technology Co.) and installed in three different locations in Iran where they have produced acceptable results. As a successful case of implementing the proposed approach, *Babol Composting Plant (BCP)* [Fig. 5] is selected to be explained in this paper. Babol is a city

located in North of Iran, close to the Caspian Sea where the weather is highly humid and the high rate of humidity content of the MSW makes its treatment more difficult. A MBT system similar to the one explained earlier in this paper has been running in this plant for more than two years [Fig. 5].



**Figure 4** Shiraz Landfill: a) Daily covering and gas collection pipes; b) Biogas burning wells

This plant is treating 150 tones of MSW per day with high efficiency. The compost produced by this plant is tested by national laboratories and has got excellent results in terms of nutrients and hygiene factors. The composting method used in *BCP* is based on an old "Thyssen" composting method. However, this method has been modified to meet the specific waste characteristics in Iran and different regional climate conditions.

The MBT plant in Shiraz will be a modified version of the current MBT plant in Babol thanks to the company's practical experiences in Iran and the new advanced technologies in waste management industry in the world.



**Figure 5** Babol composting Plant: a) Fine compost Produced at BCP; b) BCP site close to city of Babol in Northern Iran

Implementing this modified MBT plant, it is expected to have the sorting rate of recyclables and the quality of the final compost product increased. At the same time, the new design is utilizing better operational techniques. Due to additional filtration systems for Leachate and odor, Shiraz MBT plant will benefit from a more advanced environmentally sustainable technology.

In Table 1, properties of the two plants are compared. [5]

The price of the fine compost produced using similar methodology versus the MBT system proposed in this paper is 20 USD per ton [5].

Cost of the mixed recyclables according to the waste analysis and the local recyclable markets is around 75 USD per ton [5].

**Table 1** Comparison of two MBT plants in Babol and Shiraz<sup>ii iii</sup> [6]

Properties	Babol MBT Plant	Proposed MBT Plant for Shiraz
Capacity (tones/day)	150	780
Type of Input waste (Humidity, Organic Content)	75-80%, 75%	68%, 72%
Number of Employee	30	60
Main Units	Reception hall - Sorting line - Fermentation halls - aeration system - Refining unit	Reception hall - bag splitter - Sorting line - Magnets - Blowers - Compactors - Fermentation halls - Aeration system - Maturation Site - windrow turners - Refining unit - Filtration systems - advanced control and monitoring systems
Investment (USD)	1,053,000	6,842,000
Machinery <sup>i</sup> Cost (USD)	274,000	580,000
Monthly Utility Cost (USD)	5,000	7,000
Produced Fine Compost (tones/day)	20	92
Separated Recyclables (tones/day)	17	107

The proposed system for Shiraz can have the financial advantages as shown in table 2.

The investment cost for MBT plant with 780 tones per day mixed MSW waste reception capacity in Iran, as a turn-key project including designing, manufacturing, installation

<sup>i</sup> Including loader, truck, personnel's bus, ...

<sup>ii</sup> The information of Babol site is related to year 2003.

<sup>iii</sup> 1 USD assumed to be 9500 Rials in March 2007 (Iran Currency)

and commissioning of all units in addition to the required operating machineries (excluding the cost of land) in year January 2007 rates, is estimated to be around 7,420,000 USD.

Operation costs including employee's salary, maintenance and utility costs are estimated to be around 140,000 USD per month. Using aforementioned expenses, the incomes and saving of the new system, Pay Back Period (PBP) of approximately 27.7 months is calculated.

**Table 2** Income and savings of proposed plant

Subject	Income (USD/Month)	Saving (USD/Month)
Separated Recyclables at MBT site	263,804	
Produced Fine Compost	64,633	
Reducing the landfilling cost (Inc. Equipment and Application)		77,713
<b>TOTAL</b>	<b>328,437</b>	<b>77,713</b>

## 5 Future Work

Finding dominant waste disposal solution, the proposed MBT plant should be examined within different operational conditions as explained below:

1. The proposed method should be applied to other cities enjoying the improved source separation system.

The amount of recyclable materials that can be separated at source will certainly effect the income and, hence the PBP of a MBT plant. *Behmand Co.* is one of the companies in the country doing feasibility study for three different cities in this regard.

2. Solutions for other places with different climate conditions.

This system (manufactured by Palatech Co.) is already running in three different areas in Iran (In Mashhad and Sabzevar in North West with dry hot summer and cold winters, and in Babol in north with humid climate). But the above mentioned process should be examined in all kinds of climates.

3. As our global view, intention is to expand our work to other countries with similar consumption patterns and, hence waste type across the boards.



The proposed technique is based on Iranian's consumption pattern which is completely different than those of developed countries. There should be more countries in the region where we can develop this disposal solution as an alternative to those solutions that require high investment for implementation of the system. This is however an appropriate solution instead of simply discarding the waste either at improper dumping sites or by burning in an unsuitable condition.

#### 4. Implementing a granulation unit to increase the value of the final product.

Granulating composts is one of the best methods to increase the effectiveness of the organic fertilizers. Granulated organic fertilizer will have the following advantages:

- Releasing nutrients at a slower, with a more consistent rate
- Making compound formulated fertilizer
- Ease the storage and transportation of waste materials
- Better handling properties, with little tendency to cake or dust

There is a granulating unit of organic fertilizer, designed and manufactured in Iran for the first time by Palatech Co. in year 2006. This unit is now processing 50 tons of compost everyday and it is producing a granulated and formulated fertilizer with 500% added value compared to the compost humus.<sup>iv</sup>

## 6 Summary

In this paper the necessity of a MBT plant for a city with 810 tonnes waste production per day is determined. The result of the reported work proved that a MBT composting plant can be a reasonable solution regardless of its high investment cost for city like Shiraz. The estimated PBP is excluded the environmentally benefits of the proposed plant. So, if the amount of the Leachate and GHG that can be eliminated by the proposed method added to the current amount, the results would become much better.

## 7 Literature

- |   |   |      |   |
|---|---|------|---|
| 1 | <i>Salamat</i> Newspaper                                | 2006 | <a href="http://www.salamat.ir">www.salamat.ir</a> ,issue dated 22 May 2006   |
| 2 | World-gazetteer   | 2007 | <a href="http://www.world-gazetteer.com/">http://www.world-gazetteer.com/</a> |
| 3 | Planning Department of Shiraz<br>Recycling Organization | 2007 | Shiraz Recycling Organization, shiraz- Iran                                   |

<sup>iv</sup> Granulating unit located in Ghorveh city, in Kurdistan Province in west of Iran.

- |   |  |      |  |
|---|--|------|--|
| 4 | M.A. Zezooli and colleagues                  | 2006 | 3 <sup>rd</sup> Clean Earth reunion, 22 Apr. , "Feasibility study of waste recycling in Fars Province" |
| 5 | R&D department of Behmand Technology Company | 2006 | Behmand Technology Company, Tehran- Iran   |
| 6 | Technical Dept. of PalaTech Sanat Asia Co.   | 2006 | PalaTech Sanat Asia Co., Tehran- Iran  |

### **Author's address**

Mahak Sabouri & Farideh Gheytsi

Behmand Technology Co.

2<sup>nd</sup> floor, No.65, Taheri Str., Africa Blvd.

1966944155 Tehran

IRAN

Telephone: +98 21 220 410 40

Email: [M.Sabouri@behmand.ir](mailto:M.Sabouri@behmand.ir)

Website: [www.behmand.ir](http://www.behmand.ir)

# **The Role of Alternative Waste Technologies in Australia in Achieving Sustainable Waste Management**

**David Gamble**

GHD Pty Ltd, Sydney Australia

## **Die Rolle der alternativen Abfalltechnologie auf dem Weg zur nachhaltigen Abfallwirtschaft in Australien**

### **Abstract**

This paper provides an overview of policies and regulatory drivers, current practices and possible future developments in management of non hazardous wastes in Australia. It specifically covers:

- ▶ Waste policy framework and drivers in Australia, using New South Wales (NSW), Australia's most populous State as an example;
- ▶ Overview of how municipal waste is currently managed, focusing on NSW where landfilling charges are the highest in the country; and
- ▶ Existing and planned alternative waste technology facilities in Australia, reasons for selection of particular technologies and their likely role in meeting sustainable waste management policy objectives.

Most States and Territories in Australia have some form of waste management and recycling strategy. To provide additional incentives for diverting materials from landfill and recovering resources, some States have introduced landfill levies. A limited amount of the revenue collected is used to fund government waste minimisation programs.

Alternative waste technology (AWT) facilities are currently operating at Port Macquarie on the NSW North Coast, Port Stephens, Western Sydney, Cairns and Perth. New facilities are being built in South West Sydney, Perth, and Coffs Harbour.

A wide variety of technologies are being used, some producing energy, others focussing on production of compost or volume reduction and stabilisation. Many regional Councils are investigating AWT solutions, however there have been a couple of failures which have limited the rate of adoption of new technologies.

Increasing costs of disposal for waste generators, higher levels of expectation for environmental performance, legislation and regulation and the resulting changing characteristics of the residuals urban waste stream are likely to lead to increased future demand for more technologically sophisticated waste management solutions such as AWT facilities.

### **Keywords**

Alternative waste technology, AWT, sustainable waste management

## 1 Policies and regulations

In Australia, most of the specific policy drivers for municipal, and commercial and industrial (non-hazardous) waste management are currently at a State level, rather than at a national level. About 80% of municipal waste is still landfilled across Australia.

Most States and Territories have some form of waste management and recycling strategy. To provide additional incentives for diverting materials from landfill and recovering resources, some States have introduced landfill levies. A limited amount of the revenue collected is used to fund government waste minimisation programs:

- ▶ In NSW, the waste levy is now over \$29/ tonne, and will be progressively increasing by \$7/tonne each year until it reaches \$57/tonne. Half of the annual increase has been promised to local government if it meets performance targets dictated by the State.
- ▶ In Victoria, some 70% of the \$5 – 11/ tonne levy funds a state waste minimisation body, Sustainability Victoria. Limited direct grants are made to local government.
- ▶ In South Australia, 50% of the \$10.50/ tonne levy funds the state body, Zero Waste SA.
- ▶ Western Australia's levy was recently doubled to \$6/ tonne to fund the State's 'strategic waste initiatives'.
- ▶ Queensland does not currently have a landfill levy, however it is being considered.

The principal responsibility for regulating waste management in NSW lies with the Environment Protection Authority (EPA). The EPA can issue licences to operators of waste facilities and transporters of waste. The EPA is now part of the Department of Environment and Conservation (DEC), and is responsible for administering the Protection of the Environment Operations Act 1997 (POEO Act). The Sustainability Programs Division of the Department of Environment and Conservation (DEC) develops, coordinates and evaluates the implementation of strategies and programs for the state-wide achievement of government policy objectives in NSW.

The NSW Waste Avoidance and Resource Recovery Act 2001 (WARR Act) governs the strategic direction for waste management and resource recovery in NSW. The Waste Avoidance and Resource Recovery Strategy 2003 ('the Strategy') defines the broad objectives for waste management, which include holding constant the total waste generated for the next 5 years and increasing the recovery and utilisation of materials from the municipal sector from the current 26% to 66%, and from the commercial and industrial sector from the current 28% to 63%. This provides a significant driver for wider

adoption of alternative waste technologies, such as mechanical biological treatment (MBT), especially in NSW.

## 2 Waste disposal in NSW

### 2.1 Quantities

Waste disposed of to landfill in NSW, which has a population of approximately 5 million people, is difficult to estimate with certainty. In 2004, the DEC reported that the amount of waste disposed of across the State had remained constant at around 6 million tonnes. Within the Sydney Metropolitan Area, and the Extended Regulated Area, approximately 1.7 million tonnes of municipal solid waste, 2.4 million tonnes of commercial and industrial waste and 1.2 million tonnes of construction and demolition waste was disposed of to landfill.

Approximately 0.5 million tonnes of municipal solid waste and 0.5 million tonnes of commercial and industrial, and construction and demolition waste was disposed of from rural areas. These figures do not include recyclables collected, and recovered, nor garden waste or construction or demolition materials diverted from landfill.

Solid waste quantities for 2002-3 for the whole of Australia are presented below.

**Table 1** Solid waste quantities for 2002-3 for Australia (Source: Productivity Commission, 2006)

<i>State/Territory</i>	<i>Municipal</i>	<i>Commercial and industrial</i>	<i>Construction and demolition</i>	<i>Total</i>	<i>Per person</i>
	kilotonnes	kilotonnes	kilotonnes	kilotonnes	kilograms
New South Wales	3 326	4 196	4 649	12 171	1 828
Victoria	2 291	2 743	3 575	8 609	1 763
Queensland <sup>a</sup>	1 742	959	1 166	3 973	1 057
Western Australia <sup>b</sup>	833	744	1 945	3 522	1 820
South Australia <sup>c</sup>	600	677	2 156	3 433	2 255
Tasmania <sup>d</sup>	142	na	na	na	na
ACT <sup>a</sup>	111	150	250	674	1 420
Northern Territory <sup>e</sup>	68	na	na	na	na
<b>Total</b>	<b>8 903</b>	<b>9 469</b>	<b>13 741</b>	<b>32 382</b>	<b>1 639</b>

<sup>a</sup> Total waste generation estimates for Queensland and the ACT include 105 kilotonnes and 163 kilotonnes of 'organics' respectively that were recycled by the private sector but were not disaggregated by source sector as the split was unknown. <sup>b</sup> Incorporates recycling data for the financial year 2004-05. Waste generation estimates incorporate landfill disposal data that are for metropolitan Perth only. <sup>c</sup> Data are for calendar year 2003. The estimate of total waste generation includes meat waste, a prescribed industrial waste, which was included in the recycling data. <sup>d</sup> Municipal waste generation is the sum of the total amount of municipal waste disposed to landfill and the total amount of recyclable material collected via kerbside recycling services. Kerbside collection data are for 2004-05 and are only available for 9 out of 29 local governments. <sup>e</sup> Not included in total figures. Municipal waste generation is the sum of the total amount of waste disposed to landfill to the total amount of material sold or sent for secondary use (including energy recovery) from kerbside recycling services. na Not available.

## **2.2 Current methods of disposal for putrescible wastes**

A State Government Owned Corporation called WSN Environmental Solutions (WSN) owns and operates most of the putrescible waste infrastructure in Sydney. It runs ten waste recycling, processing and disposal facilities, including all of Sydney's licenced putrescible landfill facilities (four landfills at Eastern Creek, Lucas Heights, Belrose and Jacks Gully), and a network of waste transfer stations scattered throughout the Sydney Metropolitan Area to service these landfills.

In competition with WSN, Veolia Environmental Services operates Sydney's only privately owned putrescible waste transfer station, at Clyde in Sydney's west, which handles approximately 400,000 tonnes of waste from Sydney per year,. This material, which is mainly putrescible in nature (a combination of municipal and commercial/industrial waste) is loaded into shipping containers and transported by train daily to the Woodlawn Bioreactor Landfill, located in a disused open cut mine on the Southern Tablelands of NSW near Goulburn. This facility will eventually generate at least 10 Megawatts of electricity from the biogas produced in the bioreactor landfill.

A third player in the Sydney market is Global Renewables Limited (GRL), which operates Sydney's first large-scale Alternative Waste Technology (AWT) facility for household waste, the UR-3R facility located at Eastern Creek. The UR-3R facility processes approximately 200,000 tonnes of municipal solid waste annually, extracting recyclables, and producing electricity and organic products. It cost approximately \$70 million to build.

Veolia also operates non putrescible waste landfills at Horsley Park and Riverstone in far Western Sydney. Other organisations also operate non putrescible waste landfills in western Sydney. SITA operates Sydney's only licenced Industrial waste landfill at Kemps Creek, which accepts more highly contaminated materials than the other sites, which can only accept Inert Wastes, and Solid Waste Class 2.

A company called Earthpower operates an anaerobic digestion facility at Camellia, which produces electricity (from biogas) and fertiliser from solid commercial and industrial food wastes. This has a capacity of approximately 100,000 tonnes/year, and cost approximately \$30 million to build. However its capacity has never been fully utilised by industry.

Outside the Sydney region, the majority of waste facilities comprise landfills that generally accept less than 100,000 tonnes per year. These facilities are mainly owned by local Councils, and either operated by Council staff or contractors. They receive both municipal and commercial wastes, as there is no differentiation between landfill types outside the Sydney Region.

However, alternative waste technology (AWT) facilities are currently operating at Port Stephens (north of Newcastle), Port Macquarie on the North Coast and at Lismore in Far Northern NSW. A Bedminster plant at Port Stephens processes approximately 30,000 tonnes per year of municipal solid waste, producing a compost type product suitable for restricted uses.

At Port Macquarie, a novel approach (for Australia) to waste collections ensures that a higher quality compost is produced. Residents place food wastes in the same bin as garden wastes, which are collected weekly. All other wastes are placed in a “dry” waste bin, which is collected fortnightly. This permits the organic wastes to be converted to a high grade compost by tunnel composting, while the dry wastes are treated in a similar way, before being disposed of to landfill.

In Lismore, a similar waste collection system is in operation, but the organic wastes are taken to a large mechanised worm farm which was designed and operated by a company called Tryton Engineering. The worm castings and liquid fertiliser from this process are of high quality and are marketed accordingly. It is understood that the capital cost of this plant was of the order of \$10 million, and it treats about 10,000 tonnes per year of waste.

## **2.3 Future AWT developments in NSW**

### **Jacks Gully AWT Facility**

Sydney's MACROC councils (Campbelltown, Camden, Wollondilly and Wingecarribee) recently awarded Sydney's biggest alternative waste technology contract to WSN Environmental Solutions. The contract comprises \$150 million over 15 years to build and operate a facility at the Jacks Gully Waste and Recycling Centre in Sydney's southwest. The capital cost of the plant is of the order of \$50 million.

The Ecolibrium Mixed Waste Facility uses the ArrowBio technology developed in Israel. This relies on water to aid separation of recyclables, and transportation and anaerobic digestion of the organic component of municipal solid waste. This technology, which has been used in a 30,000 tonne per year plant in Tel Aviv for a number of years, is relatively compact, and has a low odour impact, due to immersion of the waste in water early in the process.

The Resource Recovery Park will also include a 30,000 tonne capacity materials recyclables facility and a fully enclosed tunnel composting system for processing 30,000 tonnes of garden organics per year. WSN anticipates that the Resource Recovery Park (including AWT facility and organics processing plant) should be fully operational by

2008. WSN wishes to build a number of similar facilities in the Sydney region, subject to long term agreements from councils or groups of councils for receipt of waste.

### **Coffs Coast Resource Recovery Facility**

Coffs Harbour and surrounding Councils on the North Coast of NSW recently entered into a contract with a newly formed company called Biomass Solutions to provide a new AWT facility for the region. The technology proposed for this plant is an aerated floor with mechanised turning for the organic wastes (food and garden wastes), plus auto-claving of the non organic wastes followed by removal of metals and plastics, and land-filling of the residuals. The operators anticipate that a refuse derived fuel can be produced from the paper and plastic components of these residuals in future.

### **Hunter Valley Regional Facility**

Thiess Services is the preferred contractor and technology supplier for a proposed AWT facility in the Hunter Valley north of Sydney. The proposed technology is the Steinmuller Valorga anaerobic digestion process. This project was supposed to proceed in 2003, but stalled for unknown reasons. Indications are that it may recommence soon.

## **2.4 Current and future AWT developments in other States**

There are two Bedminster plants operating outside NSW at present. They are located in Cairns (Far North Queensland) and in Perth (Western Australia). Both plants process municipal solid waste, and produce a compost type product suitable for restricted uses. A composting plant is operated by Atlas on behalf of the Stirling Council of Western Australia. This produces a low grade compost type product which is applied to agricultural land owned by Atlas.

In September 2004, the Western Regional Waste Management Group (WRWVG) in Melbourne Victoria (WRWVG) selected Global Renewables as the preferred tenderer to provide resource recovery services, through building, owning and operating a UR-3R Facility to receive and process 225,000 tonnes of municipal solid waste per annum sourced from the WRWVG member councils. Apart from this facility, no other AWT facilities are known to be planned for Victoria at present.

A municipal waste composting plant using the Conporec technology from Canada is to be constructed by the Mindarie Regional Council in Perth Western Australia. This technology is broadly similar to the Bedminster technology in that it uses a rotating aerobic composting drum at the front of the plant, followed by secondary separation, aerated floor maturation and compost refinement.



### **3 Reasons for selection of particular technologies**

Generally, there is a high level of interest in Australia in the use of alternative waste technologies (AWT) to reduce the amount of waste going to landfill. In NSW, there are already four alternative waste technology facilities in operation, and two more are being built at present. Three of the four current facilities are in regional areas, and are based upon reasonably mature or simple technologies such as the Bedminster process, vermiculture or tunnel composting. This reflects a high degree of conservatism in the selection of alternative waste technologies in Australia.

It should be realised that waste to energy technologies such as mass burn incineration are not generally favoured in Australia for anything other than medical wastes. The Waverley-Woollhara Incinerator in Sydney was closed down more than 15 years ago, due to not being able to meet emission standards set by the authorities. Since that time, no new proposals have been submitted for approval, despite ever increasing quantities of waste being sent to landfill.

A few years ago, a Council, in the City of Wollongong (south of Sydney), entered into a contract with a company called Energy Developments Limited (EDL) to establish a SWERF plant at its Whytes Gully landfill site. This was based upon a waste gasification process, which had not ever been fully tested on municipal solid waste. The plant unfortunately suffered a number of operational problems and was shut down. This was after agreements for new plants had been negotiated with other Councils in Australia, as well as overseas Councils such as Derby in the United Kingdom.

Ever since that time, Local Government has been reluctant to select highly sophisticated and (in their eyes) unproven technologies. Hence the Southern Metropolitan Regional Council and Mindarie Regional Council in Perth both selected proven but less sophisticated Bedminster and Conporec plants respectively instead of energy production plants.

The most technologically advanced AWT facility in Australia, the UR-3R plant in Western Sydney, was built by WSN Environmental Solutions, on the basis that one local Council (Fairfield) would be contracted to send all of its waste there, and provide the base load for the facility for a period of 20 or more years, and that other local councils would sign up once they were convinced that it worked. In fact, all of the capacity of the plant has since been sold to other councils, who liked what they saw.

In, seven Councils in the Macarthur Region (MACROC) in South West Sydney called for tenders for an operator to receive and process approximately 90,000 tonnes per year of municipal solid waste from the region, as well as garden wastes. Their move to AWT was largely being driven by concerns from their local communities about the impacts of landfilling at the current Jacks Gully site, the future availability of landfill space in the

region and by the costs of landfilling, which had reached more than \$100/tonne and were still rising.

The MACROC tender called for a diversion of more than 75% of waste to landfill, low environmental impacts from operation (traffic, noise and odour), and environmental sustainability of the facility. It also required the technology to be “proven”, to avoid what had happened at Wollongong. The ArrowBio technology met this criteria.

There are indications that other groups of local councils in Sydney are getting ready to go to collective tender for AWT type solutions. It is expected that these tenders will be similar, in that they will require an operator to provide a service for 15-20 years to receive the waste from the region, treat it to an acceptable standard, produce compost and/or energy, and dispose of the residuals in a landfill.

Generally the operator must find their own site, and obtain their environmental planning approvals. This can make tendering on such projects quite difficult because there are very few sites in close proximity to Sydney that are appropriately zoned for waste related activities. Generally operators who propose to build facilities on existing landfill sites are most likely to succeed.

#### **4 Likely role of AWT in meeting sustainable waste management policy objectives**

One of the key objectives of the NSW Waste Avoidance and Resource Recovery Strategy 2003 is to increase the recovery and utilisation of materials from the municipal sector from the current 26% to 66% (a 40% improvement).

Since AWT generally offers a diversion rate from landfill of approximately 70-80%, this means that approximately half of the total quantity of municipal solid wastes generated across NSW would need to be sent to AWT plants to achieve this target. In Sydney alone, this means that about 0.8 million tonnes of municipal solid waste would need to be treated each year in AWT facilities. If a typical facility treated 0.2 million tonnes of material per year, 4-5 new AWT facilities would need to be built in the Sydney area to cope with this demand.

The current high prices for recyclables (steel, aluminium, mixed plastics and paper), which is driven by demand from overseas economies such as China, provide additional financial incentives for extraction of these materials from municipal solid waste. Renewable energy credits which have a high market value are also available for anaerobic digestion type facilities which produce energy from biogas. The markets for municipal solid waste derived compost products are a little uncertain at present, because insuffi-

cient material has been generated to provide buyers with a high level of confidence in its quality. This will no doubt be addressed over time.

Unfortunately, these products compete directly with green waste derived composts, which themselves are in an oversupply situation within the Sydney Region at the present time. There are potential markets in Western NSW for both of these products, if the costs of transport can be overcome (possibly through subsidies). A definite need exists to replace the depleted organics in soils in agricultural areas, and replace chemical fertilisers, so it is hoped that a solution can be found.

Obviously AWT facilities are more expensive to build and operate than landfills, but they offer a sustainable solution to what the community perceives as an ever-growing waste problem. It is also quite difficult to obtain planning approvals for new putrescible waste landfills, especially in Sydney, and AWT facilities are more accepted by local communities.

The take-up of AWT in some States such as Victoria will be slower than in NSW due to relatively low landfilling charges and lack of regulatory drivers, such as the need to pretreat all wastes going to landfill, that exist in Europe. As AWT facilities are already established in Cairns (Qld) and Perth (WA), where landfilling charges are lower than in Victoria, this suggests that it is not only driven by high landfilling fees, but by community pressure to minimise landfilling.

Eventually, AWT facilities will be operating in a large number of locations throughout Australia. It is likely that there will be no single "best" technology solution, but a variety of different technologies being used, with varying success.

## 5 Summary

The popularity of AWT in Australia for managing municipal solid waste is expected to continue in future. High landfilling charges in NSW suggest that the largest number of plants will initially be built in NSW, but there are indications that other States will follow, once waste charges increase to sufficient levels to justify the capital investment (and correspondingly higher gate fees) involved, or for sustainability reasons.

## 6 Literature

Productivity Commission 2006 *Waste Management*, Report no. 38, Canberra. ISBN 1 74037 208 5

**Author's address**

David Gamble

GHD Pty Ltd

10 Bond St

Sydney, 2000, NSW

Australia

Telephone +61 2 9239 7354

Email [dgamble@ghd.com.au](mailto:dgamble@ghd.com.au)

Website: [www.ghd.com.au](http://www.ghd.com.au)

# Mechanical – Biological Treatment Experiences in Greece: Problems, Trends and Perspectives

Triantafyllia Haritopoulou<sup>1</sup>, Katia Lasaridi<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Municipality of Athens Development Agency, Athens, Greece

<sup>2</sup>Department of Geography, Harokopio University, Athens, Greece

## Erfahrungen mit der MBA in Griechenland: Probleme, Trends und Perspektiven

### Abstract

Today, three years before the first – extended – deadline of the EU landfill directive, Greece still relies on landfills for the disposal of over 85% of its waste, while waste production continues to grow at about 3% annually. The 2006 estimate for Municipal Solid Waste (MSW) production is 5.3 million tons, while the Biodegradable Municipal Waste (BMW – putrescibles and paper) content is approximately 67%. Currently Greece has no incineration capacity, neither source separation of BMW (with the exception of paper recycling), while installed Mechanical-Biological Treatment (MBT) capacity rises to about 500,000t. There are three MBT plants in the country, while a few more are under different stages of planning. Experiences from the design and operation of these plants are discussed along with the institutional framework and the status of the market for MBT products, and the prospects of Greece for meeting the landfill directive targets are explored.

### Keywords

Mechanical-biological treatment, Greece, landfill directive, biodegradable municipal waste (BMW), Kalamata plant, Chania plant, Ano Liossia plant, AMCAR, DEDISA

## 1 Current status of MSW management in Greece

### 1.1 Legislative and Institutional Framework

Greece is a full member of the European Union and therefore has to adjust its legislative framework to comply with the European legislation. In most environmental issues, including waste management, the drive to implement new stricter laws stems from the EU. To a large extent, European legislation is incorporated well to the national law and the legislative framework for waste management can be considered sufficient and well elaborated. Problems usually arise at the level of implementation.

The Ministry of Environment, Physical Planning, and Public Works (MEPPPW; ΥΠΕΧΩΔΕ in Greek) is charged with environmental protection and provides co-ordination and advice on the main environmental policy areas. Also, the Ministry of the Interior has particularly important responsibilities regarding solid wastes and local solid waste management (SWM), as part of its role in supervising local authorities. The first Waste Framework Directive (75/442/EEC) was adopted in 1975 and established gen-

eral rules for the management of waste. It was amended in 1991 by Directive 91/156/EEC, and has been incorporated into Greek Legislation, through three Joint Ministerial Decisions (JMDs), which: defined the terms and measures for SWM (69728/824); provided detailed technical specifications for SWM facilities (114218/97), equipment and procedures; and outlined the general directions of SWM policy in Greece (113944/97).

In 2000, the National Plan for SWM became a legal text, as a JMD, which sets the priorities and gives directions for the sustainable management of solid wastes of the country. In 2002, MEPPPW initiated the update of the National Plan, aiming at: the redrafting of the Prefectural Waste Strategies according to the Regional Strategies that were developed for promoting integrated SWM; the elaboration of integrated SWM systems for the 13 Regions of Greece; the management of Uncontrolled Waste Disposal Sites (UWDSs) and their gradual elimination and restoration; and the development of modern sanitary landfills, covering the entire country by the end of 2008. During the period of 2002 – 2003, MEPPPW focused also on the transposition of the EU Legislation on waste management into the National Legal System and, thus, issued new JMDs, including JMD 29407/3508/2002 on measures and terms for sanitary disposal (harmonization with the EU Directive 99/31/EC) and JMD 50910/2727/2003 on measures and terms for SWM.

The application field of Law 2939/2001 (harmonization with the EU Directive 94/62/EEC) on “Packaging and the Alternative Management of Packaging and other Materials” extends to packaging wastes, end-of-life vehicles, waste batteries and accumulators, catalysts, used tyres, wastes from electrical and electronic equipment, oils and waste oils, and demolition and construction wastes. This law obligates the economic actors to organize or participate in systems of alternative waste management, in order to achieve specific quantitative recycling and recovery targets. During 2004-2005 the establishment and the operation of individual Recycling Systems for different waste types (tyres, electrical supplies, batteries etc) were introduced by Presidential Decrees.

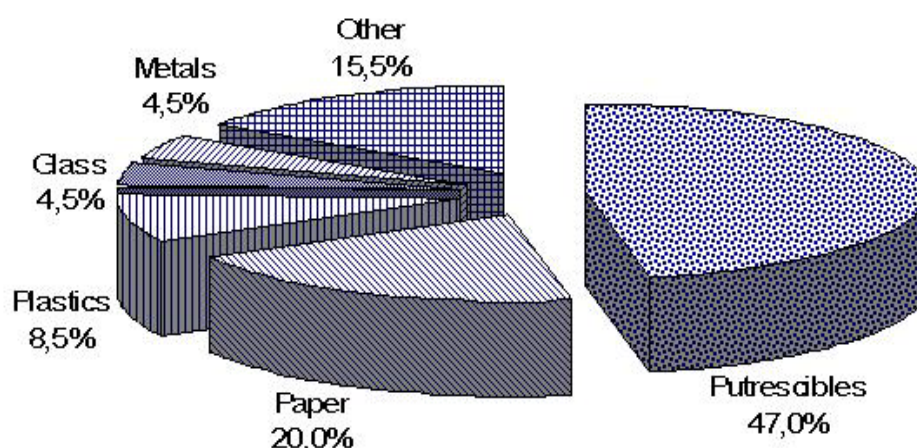
Regarding the diversion of BMW from landfilling, seven years after the adoption of the EU landfill directive (99/31/EEC) Greece still relies on landfills for the disposal of over 85% of its waste. Making use of the four years extension allowed to countries heavily relying on landfills, Greece may use this method for no more than 75, 50 and 35% of the quantity of BMW generated in 1995, by the year 2010, 2013 and 2020 respectively. The directive also sets stringent standards on the design, construction, operation and after-care of landfills and introduces a compulsory framework for the calculation of landfill costs and charges, based on full cost accounting, including the costs for restoration and monitoring after the end of the useful life of the landfill. These provisions are also de-

fined in the Ministerial decree 29407/3508 (JMD 1572B/2002) which transposed, practically through an exact translation, the directive into national law.

The implementation of the landfill directive and the corresponding national legislation will require major changes in the entire waste management sector in Greece, from the introduction of new technologies and stringent operation regimes for landfills to the calculation of costs and charges to the public and the structure, organisation and operation of the waste management authorities. In short, the whole philosophy on which the Greek waste management system was built needs to be upgraded to meet demanding targets, criteria and standards, while keeping cost increases to a minimum. In this context MBT – technologies can play an important role, as they are: relatively flexible to accommodate for a still developing waste management system; may be economically feasible in a wide range of scales and have generally a good level of public acceptance.

## 1.2 Production and management of MSW

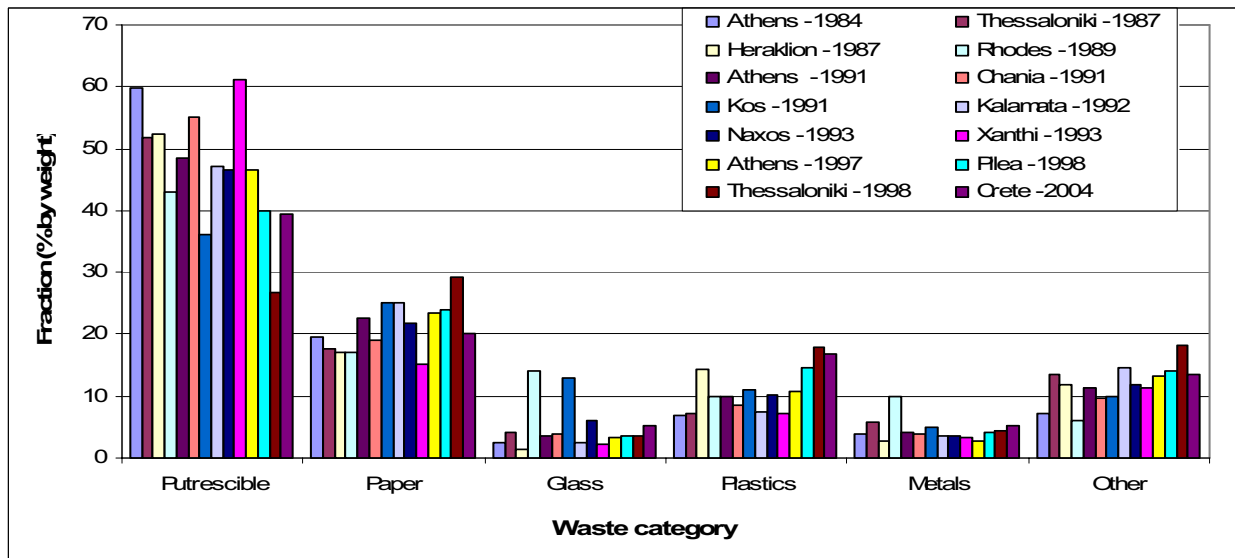
MSW quantities in Greece grew from  $3.9 \times 10^6$  tonnes in 1997 (the first year for which relatively reliable data exist) to  $4.6 \times 10^6$  tonnes in 2001, at a rate of 3.4% annually and their 2006 production is estimated at  $5.3 \times 10^6$  tonnes (LALAS ET AL., 2007). The BMW content is estimated at 67%, comprising of 47% putrescibles (dropping in urban areas) and 20% paper, with an increasing tendency (Figure 1). Data illustrating the temporal and geographical variation of waste composition in the country, according to the few studies carried out up to now, are summarised in Figure 2. The lack of accurate waste data is a basic problem complicating any SWM planning in the country.



**Figure 1** Average Greek MSW composition (JMD 50910/2727/2003).

From Figure 2 a decreasing tendency with time for the putrescible fraction can be observed, which is coupled by an increasing trend for paper and plastics. However, this does not necessarily mean that the overall quantity of putrescibles is decreasing.

An important progress is being made in the area of packaging recovery, which currently consists solely of materials recycling. A collective system, the Hellenic Recovery and Recycling Corporation (HERRCO S.A.) has been approved, which, in collaboration with the local authorities, is developing a network of material recycling facilities (MRFs) to treat the dry-recyclables collected through a two streams source separation system



**Figure 2** Geographical and temporal variation of MSW composition in Greece  
(Source: GIDARAKOS ET AL., 2006, PAPACHRISTOU ET AL., 2002, JMD 50910/2727/2003).

(blue bin type). Table 1 presents the geographic expansion of the HERRCO packaging collection system, along with the population served and the material quantities recovered. The quantity recovered includes both packaging and printed paper, part of which contributes towards the achievement of the BMW landfill diversion targets. In addition, it is estimated that a large fraction of paper and cardboard is currently being recycled, through different formal and informal activities and the commercial sector, amounting to 230,000 t/yr, or 25% of this waste stream (JMD 50910/2727/2003). At the administrative level, the establishment of the National Organisation for the Alternative Management of Packaging and Other Products (EOEDSAP), under the auspices of MEPPPW, is under way. EOEDSAP is expected to greatly contribute to the formulation and implementation of the national strategy for the prevention and recycling of waste, along the lines of the relevant EU Thematic Strategy, approved last December.

Currently Greece has no incineration capacity, neither source separation of biowaste. The country relies heavily on landfilling for the disposal of about 86% of its waste, the rest being recycled by both the formal and informal sector (8%) and MBT treated in the Ano Liossia plant, in Athens and the Chania plant, in Crete (6%).



**Table 1** The development of the HERRCO source separation and recycling network for packaging waste (Source: [www.herrco.gr](http://www.herrco.gr)).

Municipalities / Cities	Population served	Quantity recovered (t/yr)	Status of development
Athens-Patra-Zante-Chania-Pieria	730,000	19,250	Operating
West Thessaly-Kalamata-Corfu-Lamia-Heraclio-Thessaloniki	965,000	22,400	Ready to operate
Thermi-Elefsina	-	-	Under preparation

In the last decade large investments have been made on waste management infrastructure: in the period 2000-2006 alone, over **300 million €** from the EU Cohesion Fund has been spent in the sector. However, the vast majority was spent on increasing landfill capacity, to replace uncontrolled dumps and exhausted landfills.

Summarizing the actual waste management situation, there exist **43 landfills** while **19 new** ones, with a total capacity of 2,192,000 tonnes per year, are under different stages of planning and construction (LALAS ET AL., 2007). Many of the existing landfills do not conform to the specifications of the landfill directive with respect to their operational regime, while none applies full cost accounting systems for the calculation of the gate fees, thus resulting to considerably lower costs for the landfill users. A recent survey of landfill charges in Greece showed that they vary from **8 to 35 €/tonne**, with the majority lying in the range of 8-12 €/tonne, while real costs are moderately estimated at about 30-35 €/tonne (LALAS ET AL., 2007).

To complete the picture, it should be noticed that a substantial budget of 80 million euro has been recently dedicated to the restoration of dumping sites, which should be completely phased out by the year 2008.

## 2 MBT experiences in Greece

### 2.1 Overview of MBT implementation

Following the main legislative guidelines as described above, Greece's waste management strategy moved since the early 80's towards mechanical – biological treatment in urban areas, mainly due to social constraints, such as public acceptance, and real or perceived difficulties in the implementation of source separation. Thus, three MBT plants of different capacities have been constructed in the country, while another five are at different stages of the planning procedure:

- The Kalamata plant (32,000 t/yr capacity), in Peloponnesus, was the first to operate in 1997, was forced to close at the beginning of 2003 by court decision due to poor environmental performance and is planned to re-open soon after an upgrade of its equipment and operational conditions.
- The Ano Liossia plant in Athens is one of the biggest MBT facilities in Europe, with a nominal capacity of 438,000 t/yr (350,000 t/yr real) and began full scale operation (about 300,000 t/yr) in summer 2006.
- The Chania plant, in Chania, Crete, with a capacity of 70,000 t/yr, uses similar technology with the Ano Liosia facility and is still under trial operation, gradually expanding to cover its capacity.

In total, the installed MBT capacity rises to about **500,000 tons** mixed MSW, which, if fully operational, will be able to divert from landfilling about 310,000 tonnes of MSW, contributing to about 10% diversion (LASARIDI, 2006). There are also five facilities underway, at different stages of the planning procedure to be developed until 2010. Some, such as the NW Thessaloniki plant, are well matured while others are still characterised by a high uncertainty level:

- The NW Thessaloniki treatment facility, of 450,000 t/y capacity, to include MBT and a solid refuse fuel (SRF) WtE plant, aspiring to operate in three years.
- The West Thessaloniki treatment facility, of 140,000 t/y capacity.
- The Patras treatment facility, of 120,000 t/y capacity.
- The Heraklion, Crete, treatment facility, of 70,000 t/y capacity.
- The Hemathia treatment facility, in Central Macedonia, of 50,000 t/y capacity.

Provided that these facilities are constructed on time, the installed MBT capacity of Greece will reach 1,300,000 t/y, achieving thus the 2010 landfill diversion target. However, an intensive further development strategy will be required to achieve the more demanding target of 2013 (LALAS ET AL., 2007).

## 2.2 Waste management plan and the role of MBT in Attica

The Region of Attica, with 4.5 million inhabitants, generates over 58% of the annual MSW produced in Greece. This amounts to about 7,735 tons daily (2.8 t/y), or a unit production rate of 1.7 kg/ca/d. This value is much higher compared to MSW generation in other areas of Greece, which ranges from 0.6 to 1.4 kg/ca/d, and the highest values are recorded in the continental part of Athens-Piraeus Prefecture, where many commercial activities are located.

To facilitate integrated, sustainable waste management in this large Region, the Association of Communities & Municipalities of the Attica Region (ACMAR) was established

in 1970, with responsibilities for the overall waste management (recycling, treatment, disposal), apart from collection and transport, which remains a major task of each local authority (LA). AMCAR has undertaken all the activities to implement an integrated SWM system, including the construction and operation of one of the largest MBT facilities in Europe, the Ano Liossia plant, and siting and development of sanitary landfills, with a remarkable delay though, mostly due to intense public opposition and some bureaucratic difficulties. Currently, ACMAR manages the waste of 87 LA which are its members (73 municipalities and 14 communities). ACMAR collects directly, from the Ministry of Interiors, **6%** of the income of each LA-member in order to manage its MSW, independently of their quantity. 70% of this amount constitutes the compensation of the Municipalities where the landfill is located. In 1997, (ACMAR) initiated the construction of the MBT next to the then existing uncontrolled landfill at Ano Liosia.

### 2.3 The Ano Liossia MBT plant - Athens

The MBT facility in Attica is located at the eastern part of the region in a 131.915 m<sup>2</sup> area, with buildings covering 40% of the total area. A joint-venture of companies undertook the design and construction of the facility. The construction of the MBT plant lasted approximately 6 years (1997 – 2003), and the costs of the entire project reached the amount of **56 million €**, exceeding the initial estimate of 45 million €. The MBT plant is one of the biggest and most modern plants of its kind worldwide, having a nominal capacity of 438,000 tons of commingled MSW per year. On an annual basis it is designed to accept also 40,000 tons of yard wastes or similar material for the control of the porosity of the organic fraction; and 85,000 tons of processed sludge from Psyttalia Wastewater Treatment Plant.

The collected MSW are brought into the facility by waste collection and transfer trucks, and are fed to three parallel lines, each consisting of a trommel drum, where the compostable portion is separated from the recyclable solids, followed by mechanical sorting equipment (see Figure 3). The compostable products of the three lines are fed into a single composting unit. The unit has a rotating drum reactor with 12-14 hours retention time for size reduction and pre-treatment of the organic fraction while composting is carried out in 48 aerated channels where mechanical turning is also provided.

According to the initial planning, the recycling plant would operate 10 hours per day, 6 days per week and process about **1.200 tons** of waste daily, which accounts to almost **1/5** of the totally municipal solid waste produced in the Attica Region. Its process philosophy is determined by the combination of ecological principles of recycling natural organic matter back to the soil and the need to take full advantage of the non-organic recycling products, either through thermal utilization with negligible environmental impact or through the re-introduction of materials back to the market and the production

cycle. The projected final marketable products of the waste processing were approximately:

- 360 tons per day of compost products, to be derived from processing of the compostable fraction of MSW, yard wastes, and processed sludge.
- 350 tons per day of Refuse Derived Fuel (SRF) of 8% moisture (calorific value of 10 megajoules per kilogram), which represents the most refined fuel form that can be obtained from mixed MSW.
- 33 – 40 tons per day of ferrous and 5 tons per day of aluminum products were projected to be recovered for recycling.

The useless side-products, estimated to exceed 330 tons daily, were to be directed to the adjacent sanitary landfill after their mechanical compaction, thus saving valuable space and increasing the landfill's life.

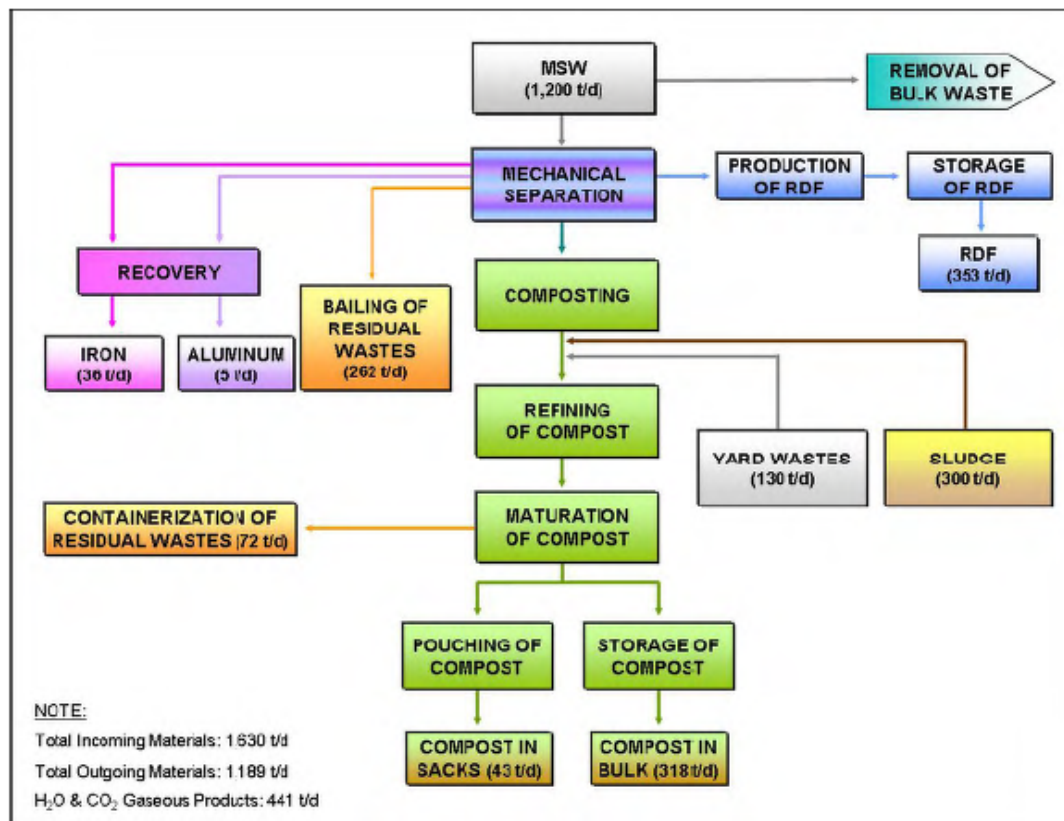


Figure 4.41 Schematic process diagram of MRCF (based on Reference 52).

Figure 3: Schematic process diagram of the facility (Source: Columbus, 2006)

The plant started operating the last week of July 2004. Until January 2005, only two of the three modules of mechanical sorting operated. The total amount of waste processed was **200 tons daily (16.7% of the planned capacity)**, resulting in the production of approximately **38 tons of compost, 30 tons of SRF**, 750 kilograms of ferrous metals and 375 kilograms of aluminum. At that time, 100 tons of waste and 30 tons of SRF ended Internationale Tagung MBA 2007 [www.wasteconsult.de](http://www.wasteconsult.de)

to Ano Liossia sanitary landfill daily. The only recyclable products were the ferrous and aluminum metals. In addition, five compost turners, as well as the refining unit at the plant were in operation. By March 2006, the facility remains under trial operation, some five years after its planned opening date and so far it did not reach its targets towards recycling.

## 2.4 The Chania MBT plant - Crete

In the western part of Crete, in the Prefecture of Chania, a new Mechanical-Biological Treatment plant was designed and started its operation in 2005. The plant serves a population of 150.000 inhabitants and 70.000 “bed-equivalents” from 8 neighbouring municipalities, which have established an Association called DEDISA in 1994. The plant was designed and constructed by one of the companies, which have constructed the Ano Liossia facility and is built in a 235.000 m<sup>2</sup> area, where also the landfill is located. The total cost of the plant accounted to **23 million €** and was funded by the 3<sup>rd</sup> CSF.

The process is the same as described above and the first operation data from the trial period are presented. It should be considered, that the MBT plant also operates as a sorting unit for the separately collected recyclable materials. In the pilot period from the first year (2006) the following MSW quantities were treated: **83.493 tons MSW**, of which **68.810 tons** were directly diverted to the sanitary landfill, **9.079 tons** (1/7 of the planned capacity) to the mechanical treatment and **5.604 tons** recyclable material from the recycling program. The daily input to the plant in 2007 is 264 tons of waste, of which 203 tons (73,8%) was disposed to the landfill, whereas 60 tons are treated in the mechanical sorting unit and 45 tons are composted.



**Figure 4** An aerial photograph of the MBT plant and the landfill (DEDISA, 2006).

The composting is carried out together with chopped green cut under controlled conditions (aeration, humidity). The compost material that is produced is of relatively good quality (low content of plastic material, high organic content, high N concentration, heavy metal concentration below the EU limits). The compost-like material could be distributed as cover material for the restoration of dumping sites, whereas the SRF is still diverted to the landfill. Some discussions with the cement industry are going, in order to deliver the SRF material for incineration to such facilities at a low cost.

The first financial data show that the facility has an annual turnover of **10 million €**, of which the cofunded sum will be 1,5 mil. €, while 1 million € is expected to come from the sale of the recycled materials. The final gate fee for the landfill could thus be kept as low as **34€/ton**. It must be pointed out that in all cost calculations the main investment costs have not been taken into account, since the plants have been co-financed by the EU and / or national funds. Thus, no final financial evaluation on their viable operation can be extracted from the data available until now.

### **3 Discussion**

The conflict experienced in Greece between adequate legal and legislative arrangements, mainly driven by EU directives and regulations, and weak capabilities of policy implementation and enforcement is a typical scenario experienced in countries with less developed waste management systems and environmental policy in general. It is increasingly becoming apparent that MSW is not just a technical problem accepting better of worse engineering solutions, but a management problem of considerable dimensions, requiring a complex interaction of political, economic and technical approaches in combination with changes in public consumption attitudes and behaviour. The above described situation in conjunction with the level of existing waste management infrastructure described above and the delays experienced in the waste management sector cast doubts on the country's ability to meet the agreed BMW diversion targets.

Similar challenges will be likely faced by many of the new member states, which also rely heavily on landfilling, and have to solve much more pressing problems not only in waste management but regarding all aspects of environmental protection. Moreover, the new states will have to secure relatively higher national funds, as the European Structural Fund is no longer as generous as it has been when the Mediterranean countries joined the EU. As the economies of these countries are still struggling to adapt to the new regime and achieve some convergence with the EU average, local funds will be scarce and the implementation of expensive waste management options even more difficult.

As described above, sufficient financial and technical data are not yet available, to allow an informed evaluation of the operation of MBT in Greece, which would allow a good prediction of the prospects and limitations of the technology in assisting the country to meet its landfill diversion obligation. Costs mentioned by the operating authorities for the existing MBTs are low compared to the European experience, at around 35€/t. However, this does not include any capital costs, as facilities have been built with public funds, nor any expenses for the products disposal, as currently the SRF is being stored. The latter is of particular importance, as the European experiences show that the main challenge of MBT is finding viable markets for its products and securing long-term off-take contracts.

The extrapolation of the limited local experience indicates that in some areas at least (e.g. Crete) sufficient outlets may be available for the compost-like output (CLO), at a positive price, as land reclamation /restoration material and top soil in restorations of old dump sites, quarries and possibly landscaping. Top soil is an expensive commodity in Greece and local soils are very poor in organic matter, while the CLO produced complies with the – lenient – national legislation regarding heavy metals. Therefore, although its agricultural application is not likely, other bulk outputs seem possible.

The situation is more complicated regarding the SRF produced. Greece has an extensive cement industry, which could absorb all the SRF currently produced and a large part of the total production, if MBT was widely adopted. However, no contract has been signed yet and informal information on the likely conditions and cost for the off-take varies. It seems that negotiations are still hard and none of the players is willing to fully open its cards. Some of the new MBT projects that are in a fairly advanced stage of planning foresee a specially built WtE plant to utilise the SRF in house.

The national legislative framework does not set any specific landfill acceptance criteria, nor any techniques for residual biodegradability measurement, making it still unclear how landfilling of MBT treated waste would contribute to the achievement of the landfill directive BMW diversion targets. If relevant EU legislation is adopted, it will level the field across Europe, largely determining the role and prospects of MBT. Otherwise, it seems likely that a national approach will adopt relatively lax criteria, recognising the contribution of MBT to landfill diversion even if the treated outputs are used as daily landfill cover (which often entails lower costs compared to other outlets).

The aforementioned remarks along with the overall state of MSW management in Greece, briefly described by: a considerable lack of infrastructure (still over 1000 uncontrolled dumping sites, which should be closed by 2008); limited landfill capacity in many areas; low costs of current waste disposal methods, making sharp price increases difficult to be accepted by the public; wide public opposition to incineration; need of compli-

ance with EU landfill directive; and limited EU funding in the coming period, indicate that MBT may have substantial perspectives for further development in Greece.

## 4 Acknowledgements

This research was supported in part by Pythagoras II programme (MIS: 97456, subproject 1) co-funded by the European Social Fund (75%) and National Resources (25%).

## 5 Literature

- |                         |      |   |
|-------------------------|------|---|
| Gidakos, E. et al.      | 2006 | Municipal solid waste composition determination supporting the integrated solid waste management system in the island of Crete. <i>Waste Management</i> , 26, 668-679   |
| Papachristou, E. et al. | 2000 | Qualitative and quantitative analysis of municipal solid waste of Thessaloniki. Proc. 1 <sup>st</sup> Int. Conf. of the Hellenic Solid Waste Management Association (EEDSA), 28/2-2/3/2002, Athens (in Greek).  |
| Georgia Columbus        | 2006 | Management of Municipal solid wastes in Attica Region of Greece and potential for Waste-to-Energy, MSc Thesis in Earth Resources and Environmental Engineering, Columbia University, USA                        |
| Lalas, D., et al.       | 2007 | Assessment of the generalized impacts and costs of solid waste management, ITA report, ITA, Athens (in Greek)   |
| Lasaridi, K.            | 2006 | Implementing the Landfill Directive in Greece: problems, perspectives and lessons to be learned. In: E. Kraft et al., (eds.), Proc., ORBIT 2006 Int. Conf., 13-15 September 2006, Weimar, Germany, pp.1079-1088 |

### Author's addresses

Dr. Triantafyllia Haritopoulou  
Municipality of Athens Development Agency  
5 Favierou & Mayer Str.  
GR – 10138 Athens, Greece  
Telephone: +30 210 2125900  
E-mail: ax2u022@minagric.gr

Assist. Professor Dr. Katia Lasaridi  
Department of Geography, Harokopio University  
70 El. Venizelou, Kallithea  
GR-176 71 Athens, Greece  
Telephone: +30 210 9549164  
Email: klasaridi@hua.gr  
Website: www.hua.gr



# Could MBT Plants be the Solution to Fulfil Landfill Directive Targets in Portugal?

Ana Pires, Maria da Graça Martinho, Ana Silveira

Department of Science and Environmental Engineering  
Faculty of Science and Technology, New University of Lisbon, Caparica, Portugal

## Kann MBA die Lösung zur Einhaltung der EU-Deponierichtlinie in Portugal sein?

### Abstract

To treat the biodegradable fraction present in municipal solid waste, Portugal will implement more 15 mechanical-biological treatment plants, using aerobic and anaerobic treatment. Reaching EU Directive 99/31/EC of 26 April on the landfill of waste seems to be possible, but not enough. The problems and constraints regarding the outputs and the pollution resulting from operational aspects are issues that must be taking into account to guarantee the economical viability of the plants and the reduction of environmental impact of mechanical-biological treatment plants in Portugal.

### Keywords

Mechanical-biological treatment, Landfill Directive targets, environmental pollution

## 1 Introduction

Since the 90s, Portugal started to organize the waste management infrastructure in several systems, composed by municipalities. Such systems allowed waste management to decrease from 308 to 31 municipal companies, *i.e.* waste management systems, which contributed to a better management of waste, from the environmental and economical point of view. The 31 waste management systems are responsible to manage waste from 10 million inhabitants, which produced, in 2005, more than 4.5 millions of tonnes of municipal solid waste (MSW) (MAOTDR, 2007).

The waste management in Portugal also started to improve with the entry in the European Community, which imposed legislation to be applied in European Community countries. For example, with EU Directive 94/62/EC of 20 December (Packaging Directive), Portugal could recycle 25% of packaging waste. But Portugal has new challenges to reach, not only related to packaging waste but also to landfill management.

Through the transposition of EU Directive 99/31/EC of 26 April (Landfill Directive), Portugal had to comply with deviation targets of biodegradable municipal waste (BMW) for 2006, 2009 and 2016. To do that, Portugal had created the Strategic Plan for Biodegradable Municipal Waste, where a range of actions like backyard composting, selective collection of organic materials, composting units, anaerobic digestion units and mechanical-biological treatment units are predicted (MESPRD, 2004). However, this Stra-

tegic Plan was not implemented on time to fulfil Landfill Directive 2006 target. Portugal only complied with it because of incineration plants. The BMW content in incinerated MSW was enough to comply with the target.

In the meantime, Portugal reviewed the Strategic Plan for MSW (PERSU II, in Portuguese), where other driving forces to fulfil Landfill Directive and to review Strategic Plan for BMW were established. One of the most important issues presented in PERSU II is the promotion of mechanical-biological treatment (MBT) as the technology capable to reach the targets established in Landfill Directive. Because of scale issues, the 31 municipal systems had to be grouped to increase the quantity to be treated, promoting economical viability, resulting in the same 31 systems, but in 19 areas.

The waste production per inhabitant in Portugal is 1.24 kg/day and the provisions are showing that only in 2012 the quantity of waste produced is going to decrease (MAOTDR, 2007). With the targets established in several European Directives like Packaging and Landfill Directives, it is necessary to understand how it will be possible to manage such MSW quantity at the same time to fulfil such targets.

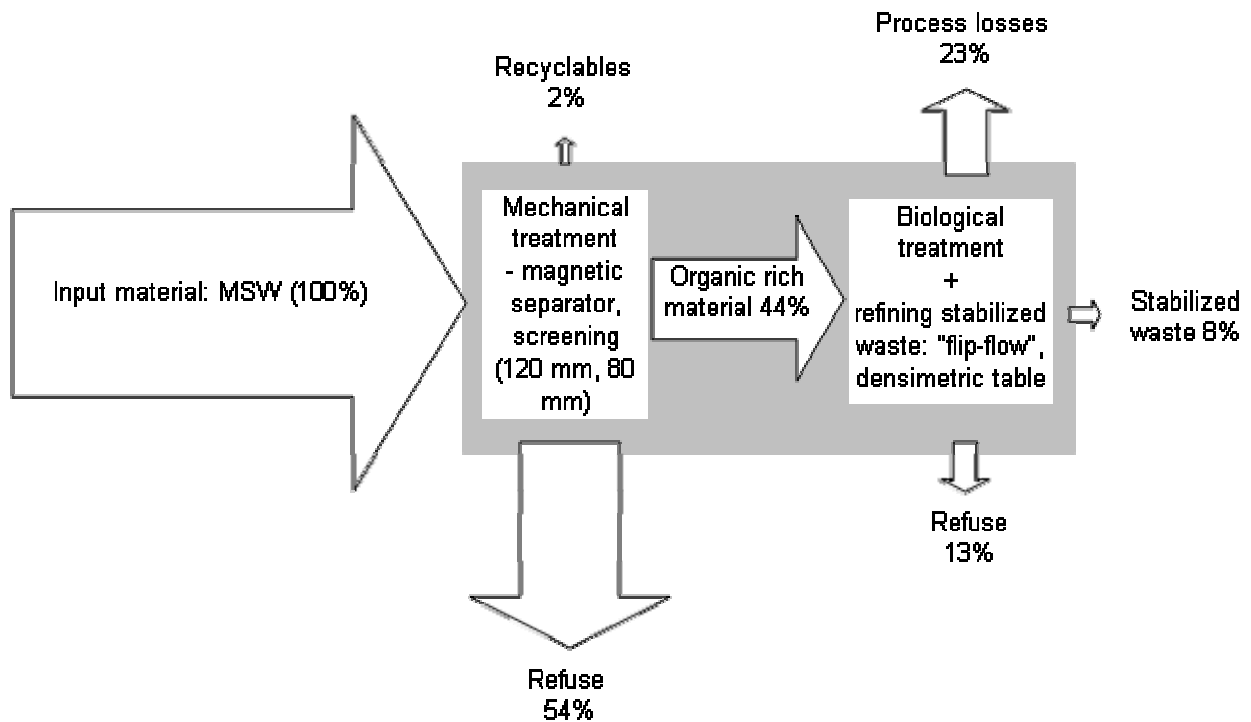
## 2 Past situation

To fulfil first EU Directive 99/31/EC of 26 April target in January 2006, Portugal had created in 2003 the National Strategy for the Reduction of Biodegradable Municipal Waste to Landfill Deposition (ENRRUBDA, in Portuguese), where were defined the necessary guidelines to reach targets until 2016 through technology implementation, BMW quantities to divert from landfill and BMW separate collection. Such guidelines were developed because of the transposition of the Landfill Directive to the national law, in 2002 (Decreto-Lei n.º 152/2002, 23 Maio). The only document used to regulate waste characterization prior to landfilling is the EU Council Decision 2003/33/EC of 19 December.

The ENRRUBDA had predicted to treat BMW through technologies already existing in the country, such as MBT and incineration, and also composting and anaerobic digestion technology, specifically for BMW from separate collection.

The first MBT plant in Portugal started to work in 1991. Its technology was very simple, being at the time named as MSW composting, because the input material was mixed MSW. Figure 1 shows the diagram of a typical MBT in Portugal.

Until 2001 three more MBT plants started to function. These units use biological treatment in-vessel composting, closed system. The mechanical operation is made through screening, magnetic and Foucault current separation, and it was also common to use manual sorting, especially to recover non-metal recyclables.

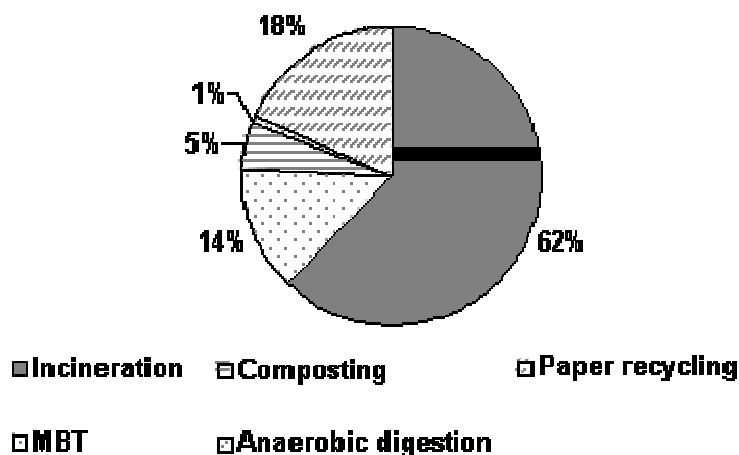


**Figure 1** Typical MBT plant until 2007 (based on DIAS *ET AL.*, 2006)

In 2002 the composting plants to treat green waste started to work. These two units are located in Algarve, and use the windrow composting process. Two more composting plants started to work in 2004 and 2005 to treat BMW from big producers (*i.e.* restaurants, hotels, markets), from separate collection, both in-vessel composting, and one anaerobic digestion unit started the test phase in 2005. Such unit uses a wet two-stage thermophilic anaerobic digestion process (VALORSUL, 2003).

The treatment capacity of these plants (composting, anaerobic digestion and MBT) could only treat 20% of total BMW to be diverted from landfill in 2006. When Portugal had to comply with the Landfill Directive target, the three incineration plants allowed to reach it. Also, paper recycling contributed with 18% to the diverted target, as shown in Figure 2. The total quantity diverted from landfill was 1,027,000 tonnes of BMW (MAOTDR, 2007).

As it can be seen in Table 1, incineration and MBT plants do not coexist in the same waste management system, because MBT are usually located close to large landfills with huge vacant volumes and in rural areas, while incinerators are mainly used in dense populated areas (KÜHLE-WEIDEMEIER, 2005). Notwithstanding, the systems where the management waste option was incineration, composting plants and anaerobic digestion plants to treat BMW were also implemented.



**Figure 2** Biodegradable municipal waste treatment capacity in 2006 (based in MAOTDR, 2007)

The only exception is the waste management system Algar (Table 1), with composting plants for green waste but such waste is supplied by private owners, not by the waste management system.

**Table 1** Organic matter treatment capacity (based in MAOTDR, 2007)

Waste management systems	Population served (inh.)	Incinerator (tonnes)	MBT (tonnes)	Composting (tonnes)	Anaerobic digestion (tonnes)
Amave (North region)	472,472	-	53,000	-	-
Lipor (North region)	971,931	224,000	-	60,000	-
AdZc (Center region)	221,191	-	20,000	-	-
Amtres (Lisbon western area)	750,180	-	60,000	-	-
VALORSUL (Lisbon centre area)	1,196,343	336,000	-	-	40,000
AMARSUL (Lisbon south area)	714,589	-	20,000	-	-
Algar (Algarve region)	395,128	-	-	10,000 (only green waste) (2 units)	-
Valor Ambiente (Madeira region)	250,000	71,000	-	23,000 (only green waste)	-
Total	4,972,572	631,000	153,000	93,000	40,000

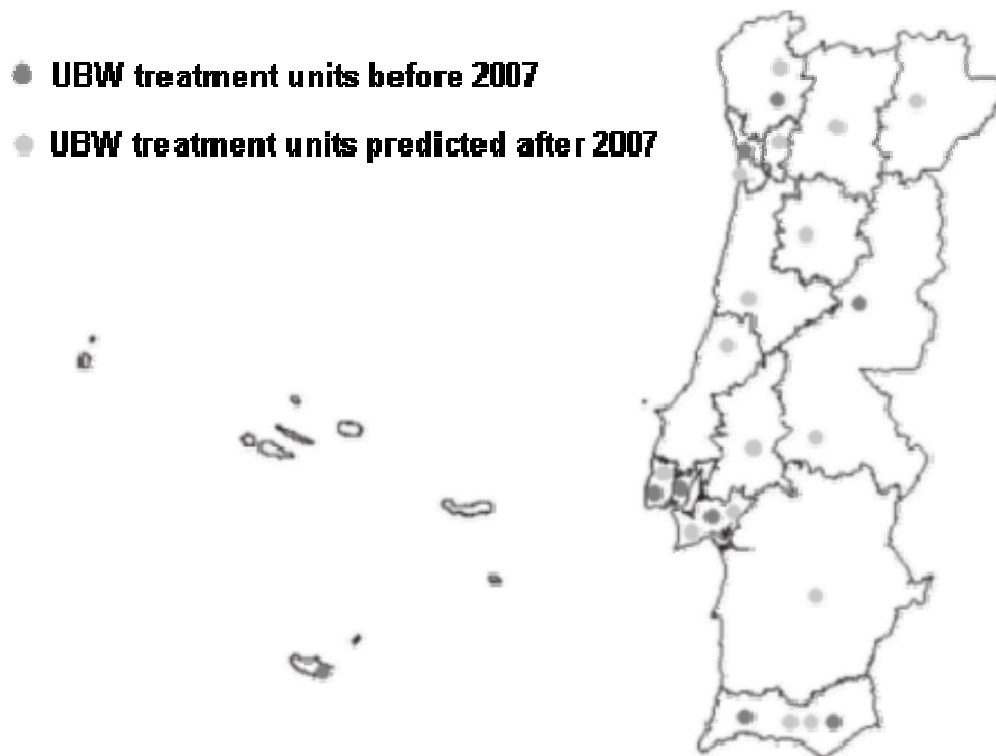
### 3 Actual and future situation

With the publication of PERSU II, in February of 2007, new targets and new driving forces were defined and it was possible to reestablish the BWM management strategy. The challenge is quite relevant: divert away from landfill about 1,689,000 tonnes of BMW, thus allowing 46% BMW to be landfilled in 2009 (MAOTDR, 2007). The most important guidelines defined in such strategy are:

- Pay-As-You-Throw system implementation;
- separative collection of BMW;
- MBT plants enforcement with production of compost/stabilized residue and refuse derived fuel (RDF).

The new National Waste Law (Decreto-Lei n.º 178/2006, 5 de Setembro) also predicted global actions, like creating new waste management taxes (€2 per ton of landfilling municipal waste) and a waste exchange market.

The technologies that Portuguese waste management systems will apply to fulfil the next Landfill Directive targets are the same as the existing ones. The biggest changes will be RDF production and more anaerobic digestion treatment in MBT plants. The biggest investment will be made in the construction of new MBT, composting and anaerobic digestion plants and they will cover all the country (Figure 3).



**Figure 3** Existing and future BMW treatment unit's location in Portugal (based on INR, 2006)

The first RDF production will be conducted in MBT existing plants. For that, some units are already, or going to be, updated to maximize RDF production. For the example showed in Figure 1, the RDF production will be around 49% of total mixed MSW, resulting in only 23% of total refuse going to landfill.

Because MBT plants are a modular process, the new MBT plants will be designed to have two operation lines: one to process BMW from separate collection, and another line to process mixed MSW. It is expected that, in 2016, 50% of BMW will be collected separately. Also, the treatment capacity will be increased through time, as it is shown in Table 1. The most common units will be small MBT plants, with biological capacity treatment below 50,000 tonnes.

The capacities showed in Table 2 only concerns total BMW. This represents only the input to the biological treatment. The mechanical treatment, that will produce RDF, is about 10,000 tonnes average for each plant.

**Table 2** MBT plants treatment capacity in 2009 and 2016

Treatment capacity (tonnes of BMW)	2009		2016	
	Aerobic	Anaerobic	Aerobic	Anaerobic
10,000	1	3		1
20,000	2	1	3	4
30,000		1		
40,000		2		3
50,000	1		1	
60,000	1		1	
>100,000		1		2
Total	5	8	5	10

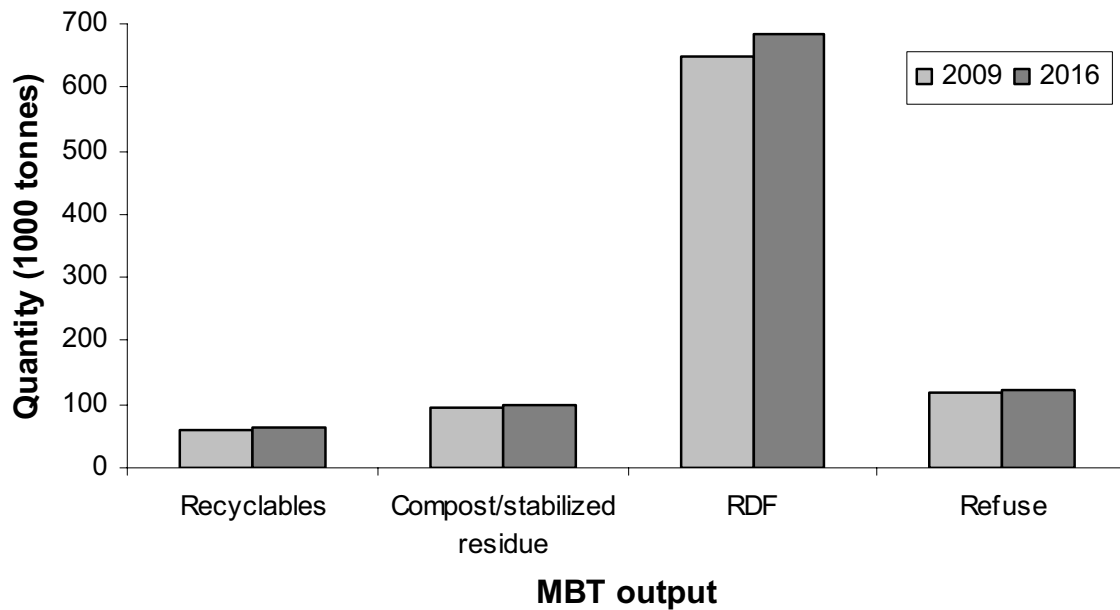
## 4 Discussion

### 4.1 Fulfil targets

As it was showed above, the MBT plants will be designed to produce compost/stabilized residue, RDF, methane (the ones that will have anaerobic treatment) and will also contribute with about 10% to the Portuguese target defined by the Packaging Directive for 2011 (55% of packaging recycling target) (MAOTDR, 2007).

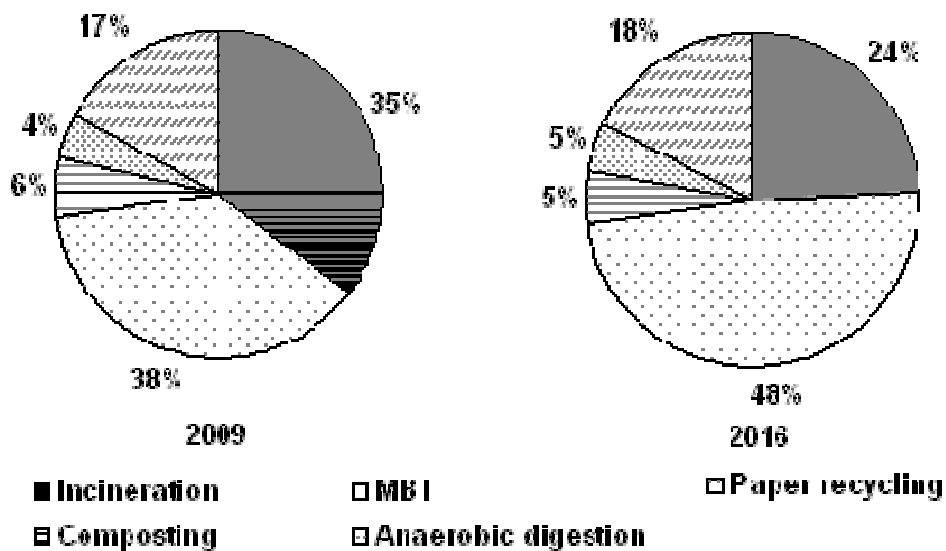
Because of the choice made by government to invest in MBT technology that could increase energy production with neutral carbon emission, the most significant product

resulting is RDF (71% MBT outputs). Compost/stabilized residue will only represent 10% and recyclables 6%. The refuse fraction resulting from waste processing (Figure 4) will be 13% of total output.



**Figure 4** MBT output quantity predicted in 2009 and 2016

The contribution of MBT to comply with EU Directive 99/31/EC of 26 April targets is in Figure 5. In 2009, MBT plants will contribute with 38% to the diverted biodegradable fraction of MSW, and in 2016 this will be 48%, being the most important technology to fulfil Landfill Directive targets. Other relevant technology used to divert BMW will be incineration (MSW burning), and RDF co-incineration, to be used in incineration plants and industrial kilns, like cement kilns.



**Figure 5** BMW diverted from landfill in 2009 and 2016

## 4.2 Problems and constraints

EU Directive 99/31/EC of 26 April was created to meet the requirements of EU Directive 75/442/EEC of 15 July, but also to lower the production of methane gas from landfills, in order to minimize global warming through the reduction of landfilling of biodegradable waste and to prevent or decrease potential adverse effects on the environment and risks to human health. Technologies like composting, anaerobic digestion and MBT presented as an alternative to incineration to fulfil Landfill Directive, are capable of minimizing landfill environmental problems and incineration environmental impacts. European legislation to minimize and control pollution problems from such plants, especially MBT plants, was not created. If, on one hand, it is true that this units are more environmental friendly than incineration, on the other hand there are still environmental and health issues that must be controlled, like odours, bioaerosols, wastewater, noise and the outputs of treatment process.

In countries, like Austria, Belgium, Germany, Italy, the composting, anaerobic digestion and MBT plants have environmental requirements to fulfil. In Portugal there is no control of plants, except in case of water and noise, and this can lead to significant environmental, economical and social problems.

The only document capable to indicate the possible control of this units in Portugal is a monitoring programme proposed to the authorities by Silveira *et al.* (2005), that could be adapted to the environmental performance of the unit, benefiting the less pollutant units. Such monitoring programme was based on the most measured parameters, control frequency and methods applied in European countries.

Nevertheless, such document is not enough. Minimization of pollution issues should start with the application of environmental requirements to the construction and operation of the MBT unit, being established at the European level, in such a way that it would promote MBT as an environmental friendly technology.

Regarding the control of the environmental problems of MBT outputs, Portugal is still developing a norm to control the compost/stabilized residue. Presently, there is no difference between compost and stabilized residue, and both can be applied in agriculture, without being guaranteed the environmental and agricultural quality. There is any European norm that could regulate compost quality, but in RDF case, this does not pose any problem, since the European norm has been published. For recyclable materials, their payment and utilisation by the recycling industry is guaranteed by the Green Dot System (in case of packaging waste) and the recycling industry (non-packaging waste).

The lack of control and minimization of the environmental problems of MBT plants and their products can be harmful and do not comply with the Landfill Directive targets. On one hand, if MBT plants are not controlled it is probable that problems, like odours, Internationale Tagung MBA 2007 [www.wasteconsult.de](http://www.wasteconsult.de)



could lead to a NIMBY syndrome (Not In My Back Yard syndrome), as it happens with landfills. On the other hand, if the quality of the output cannot be guaranteed, specially for the compost/stabilized residue, the market for this product can not be created, and it will be deposited in landfill. Choosing MBT plants to maximize RDF production with organic matter content could be a solution to the market problem, since the users are incinerators and some cement kilns interested in neutral carbon fuel. But if RDF quality cannot be guaranteed, the problem will remain.

The outputs unsale or fee payment can be a serious disadvantage to MBT owners, as well as to composting and anaerobic plants owners. This will make them pay the landfill tax, an extra cost that would be reflected in higher taxes charged by the municipalities. Solving the referred issues would be very useful to guarantee the economical viability of the plants and the lower environmental impact of MBT plants in Portugal.

## 5 Conclusion

MBT plants will be the most important technology in Portugal to fulfil Landfill Directive targets, being responsible for almost 50% of the diverted biological municipal waste. But some constraints are still remaining, such as operational control to avoid pollution issues, output control and regulation, namely stabilized residue or compost, that should be solved in a near future.

## 6 Literature

- |  |      |  |
|--|------|--|
| Dias, S., Silva, R., Barreiro, F., Costa, M. | 2006 | <i>Evaluation of potential production and utilization of RDF in continental Portugal</i> (in Portuguese: Avaliação do potencial de produção e utilização de CDR em Portugal continental), Centro de Engenharia Biológica e Química do Instituto Superior Técnico, Lisboa. p. 88. |
| INR  | 2006 | <i>MSW management system</i> . Waste Institute (in Portuguese: Sistemas de gestão de RSU. Instituto dos Resíduos). <a href="http://www.inresiduos.pt/sistemas/default.html">http://www.inresiduos.pt/sistemas/default.html</a> . Accessed in March 4, 2007.                      |
| Kühle-Weidemeier, M.                         | 2005 | Basics of MBT and the waste management system in Germany. <i>Proceedings International Symposium MBT 2005</i> , 23-25 November 2005, Cuvillier Verlag, Hanover, Germany, 1-14. ISBN 3-865737-665-7.  |
| MAOTDR                                       | 2007 | <i>Strategic Plan for Municipal Solid Waste 2007-2016</i> (in Portuguese: PERSU II – Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos 2007-2016). Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa. ISBN 978-989-8097-01-9.          |

- MAPTDR 2004 *National Strategy for the Reduction of Biodegradable Urban Waste Landfilling* (in Portuguese: Plano estratégico para a redução dos resíduos urbanos biodegradáveis destinados aos aterros). Ministério do Ambiente, do Planeamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Lisbon.
- Silveira, A.,  
Ganho, R.,  
Martinho, M.,  
Santos, A.,  
Pires, A. 2005 *Environmental monitoring programme for organic valorisation units of biological municipal waste* (in Portuguese: Programa de monitorização ambiental das unidades de valorização orgânica de resíduos urbanos). Department of Science and Environmental Engineering, Faculty of Science and Technology, New University of Lisbon, Caparica.
- Valorsul 2003 *Main characteristics of the project*. Valorsul. <http://www.valorsul.pt>. Accessed in March 4, 2007.

### **Author's address**

Dipl.-Ing. Ana Lúcia Lourenço Pires  
Department of Science and Environmental Engineering, Faculty of Science and Technology, New University of Lisbon  
Quinta da Torre  
2829-516 Caparica  
Portugal  
Telephone +351 21 294 83 00  
Email [alp11931@fct.unl.pt](mailto:alp11931@fct.unl.pt)  
Website: [www.dcea.fct.unl.pt](http://www.dcea.fct.unl.pt)

# Promoting the Uptake of Advanced Waste Management Technologies in the UK.

Simon Gandy

ERM, Oxford, UK

## Förderung der Akzeptanz fortschrittlicher Behandlungstechniken in Grossbritannien

### Abstract

In the year 2000/01, England sent 79% of its MSW arisings to landfill. That figure had fallen to 62% by 2005/06, but the UK still faces a huge challenge if it is to meet its Landfill Directive diversion targets. This paper lists various workstreams developed by the Department of the Environment, Food and Rural Affairs (Defra) to address this challenge, before focussing on the Education and Training Programme, which has been led by the author on behalf Defra and has been delivered three training courses.

The content and design of the three courses will be described in some detail, and example materials presented, focussing on MBT training. It is hoped that the materials will prove useful to universities and other training establishments outside the UK, and that the neutral nature of the materials, with no preference for any technology over another, will prove useful to delegates who need to make objective decisions about which technologies to pursue.

### Keywords

Training, Education, Masters, MBT, Defra, Lecture, Vocational

## 1 Background

In November 2002, the UK Prime Minister's Strategy Unit published a report, "Waste Not, Want Not", recommending a package of measures to help the UK to meet the legally binding targets under Article Five of the EU Landfill Directive. The targets are tough, given the UK's traditional reliance on landfill as the primary means of waste disposal.

The Department of the Environment, Food and Rural Affairs (Defra), together with the Waste and Resources Action Programme (WRAP), responded by initiating the Waste Implementation Programme (WIP) in June 2003. This looked to tackle the issues on a number of fronts, via several workstreams:

1. Local Authority Support;
2. Local Authority Funding;
3. New Technologies;
4. Research;

5. Data;
6. Waste Minimisation;
7. Kerbside; and
8. Waste Awareness.

Since the launch of WIP, two further workstreams have been added, associated with Efficiencies and a Waste Infrastructure Delivery Programme. Discussion on the progress under each of these titles is beyond the scope of this paper, but the reader is referred to Defra's website for further information.

### **1.1 New Technologies Workstream**

The New Technologies focuses on the biodegradable element of municipal waste. It aims to overcome the barriers to the successful development and take-up of proven and near market waste technologies by providing a comprehensive package of support to local authorities and their stakeholders. It is made up of the following sub-workstreams:

- (a) Supporter Programme  
provides impartial information, advice and training to local authorities on a variety of aspects related to new and emerging waste management technologies
- (b) Waste Technologies Data Centre  
provides up to date information and advice on specific waste technologies covering regulation, authorisation, performance, costs and overall environmental value
- (c) Technology, Research and Innovation Fund (TRIF)  
provides funding for R&D projects into innovative new technologies
- (d) Demonstrator Programme  
providing £30 million of assistance to set up new waste treatment technology demonstration projects
- (e) Waste Technologies Advisory Committee  
set up to bring together representatives from the public, private, community, NGO and financial sectors, with the aim of helping to shape the focus and delivery of the two funding programmes
- (f) Education and Training Programme (see below)

### **1.2 The Education and Training Programme**

The Education and Training Programme was designed to promote a change of culture within the UK waste management industry, by providing an opportunity for those

working in the waste industry to gain formal qualifications in sustainable waste management and new waste management technologies.

Three courses have been developed, as follows:

- an M level (Masters) module in Advanced Waste Management Technologies
- a Higher Level Award (HLA) in Waste Management Technologies at Level 4
- a Level 3 Vocationally-Related Qualification (VRQ) in the Principles and Practices of Sustainable Wastes Management

## 2 Masters Module

Following the completion of draft materials last year, the Masters module was shared with educational establishments across the country, and several universities have already started incorporating the materials into their existing postgraduate courses. Lecturers were also asked for their comments, and feedback was received at several levels, the most fundamental being a suggested reordering of the materials, to make delivery more straightforward and easier to understand. In addition, there were many more minor adjustments suggested, to facilitate the use of the materials by lecturers, and to ensure consistency of quality in the lectures themselves. As far as possible, these modifications have now been incorporated into the course materials.

<p><b>1. Introduction</b> Context and Background Policy Drivers Fundamental Process Economics Waste Arisings, Composition and Properties Spatial Variations, Collection Systems and Resource Potential</p> <p><b>2. Physical Processes</b> Mass and Energy Balances Physical Resizing Operations Physical Separation Operations Autoclaving Other Physical Processes</p> <p><b>3. Biological Processes</b> Introduction Aerobic Processes Anaerobic Processes Fermentation Process Outputs, Markets and Residues Process Risks and Benefits</p>	<p><b>4. Thermal Processes</b> Introduction to Thermal Processes Combustion Processes Gasification and Pyrolysis Hydrogen Production Environmental and Health Impacts and Emissions Control Process Outputs, Markets and Residues; Process Risks and Benefits Advanced Technologies</p> <p><b>5. Integrated Systems</b> Introduction Overview of Physical Processes Overview of Biological Processes Overview of Thermal Processes Applications and Configurations Process Outputs, Markets and Residues Process Risks and Benefits</p> <p><b>6. Decision Making</b> Waste Strategies and Integrated Waste Management Planning for Waste Management Facilities Social Impacts and Communications Decision Tools (1): Procurement, Modelling, Fitness for Use and Life Cycle Assessment Decision Tools (2): Multi-Criteria Analysis, Risk Analysis, External Performance Criteria and Best Value Indicators</p>
---	--

**Figure 1** Lecture Structure for the Masters Course

The Masters module consists of six units. The first introductory unit provides students with the waste management background knowledge and context that they will require in order to complete the subsequent technology based units. The first three technology units look in turn at physical, biological and thermal waste treatment processes. Each unit looks at the science behind the technologies before examining the configurations being offered by providers, and reviewing the relative risks and benefits of each. The final technology unit, on integrated systems, looks at the various ways the technologies described previously can be put together. The most popular examples of integrated systems are the many mechanical-biological treatment systems now available, and these are examined in some detail. However, the lectures also look at the potential for incorporating thermal processes within these systems – particularly as dedicated treatment facilities for refuse-derived fuels. The sixth and final unit looks at decision-making. Topics in this section include waste strategies, planning, social implications and decision-making tools such as life cycle assessment and multi-criteria analysis.

As well as the lecture materials, the course pack will include class debates, coursework ideas, a list of potential guest lecturers and sets of questions and answers for examinations, all of which can be used and adapted as required by the universities.

### 3 HLA Course

The changes and improvements made to the Masters course have been fed through to the two vocational courses. Furthermore, pilots of each of the courses were run last summer, and much was learnt from the experience of delivering the courses that has been used to finalise the materials.

---

<p><b>1. Historical, Social and Legal Context for Sustainable Waste Management</b> Legislation and Other Drivers Decision Making Licensing and Permitting</p>	<p><b>4. Thermal Waste Management Technologies</b> Combustion Processes Gasification and Pyrolysis Annex – Emerging Technologies</p>
<p><b>2. Physical Waste Management Technologies</b> Introduction; Resizing Technologies Separation Technologies Autoclaving Technologies Annex – Other Technologies</p>	<p><b>5. Integrated Waste Management Systems</b> Introduction and Overview Applications Outputs Risks</p>
<p><b>3. Biological Waste Management Technologies</b> Aerobic Processes Anaerobic Processes</p>	

---

**Figure 2** Lecture Structure for the HLA Course

The Higher Level Award in Waste Management Technologies at Level 4 covers similar ground to the Masters module, but is aimed at providing professionals within the waste industry with a detailed understanding of the practical aspects of waste treatment processes. The coursework follows a similar structure to the Masters course, with an

Internationale Tagung MBA 2007 [www.wasteconsult.de](http://www.wasteconsult.de)

introductory unit followed by four technology sections (physical, biological and thermal treatment, and integrated systems).

The coursework may be delivered in a number of formats, but has been designed to fit into an intensive one-week course. The student must then complete a workplace-based assignment, which itself will culminate in a project report. The award will be based on successful completion of both parts of the course.

## 4 VRQ Course

1. Principles of Sustainability	5. Technical Aspects of Waste Management
2. Waste Generation	Waste Collection
3. Policy and Legislation	Recycling
4. Roles and Responsibilities of Different Stakeholders	Landfill and Incineration
5. Technical Aspects of Waste Management – see beside	Composting
6. Health and Safety	Anaerobic Digestion
	Mechanical-Biological Treatment
	Pyrolysis and Gasification
	Emerging Technologies

**Figure 3** Lecture Structure for the VRQ Course

The level 3 VRQ has a slightly different focus, on Principles and Practices of Sustainable Wastes Management. It is aimed at process engineers and technicians, together with other professionals, who are looking to transfer into the waste industry. It was very well received by the pilot students, so changes have been kept to a minimum. Four introductory lectures are given, covering principles of sustainability, waste generation, policy and legislation, and roles and responsibilities within waste management. Nine lectures follow on the technical aspects of waste management, and these are followed by a final lecture on health and safety. Again, it is anticipated that the coursework materials would be delivered in a number of formats, but that a one-week intensive course is the most appropriate. The VRQ is also completed by a workplace assignment and report.

The CIWM will be distributing the course content to accredited universities and specifically licensed WAMITAB course centres.

## 5 Mechanical-Biological Treatment

This being an MBT conference, it is appropriate to dwell for a moment on how MBT is covered in the lectures. For both the masters module and the HLA, where more time is available to discuss the technologies, MBT is presented as the main form of integrated waste management system.

The lectures first cover physical unit operations in some detail, so that the students understand what each piece of machinery can achieve in isolation – how does a

shredder, a trommel, a ball mill, an overband magnet work? The second unit looks at various biological unit operations, and compares windrow operations with in-vessel composters, both aerobic and anaerobic. The third unit considers thermal processes, focussing on incineration first and then the more advanced gasification and pyrolysis techniques.

Equipped with all this information, the student is ready to assess integrated systems. The philosophy of this unit is that the operations previously described can be linked together to form integrated waste management plants, and that, when buying an MBT system, this is what is on offer. Each supplier has its preferred combinations, and many have unique unit operations, but most have (for example) shredders and trommels at certain points in their process. The key to choosing the correct integrated system – and the point is made that thermal processing may be added to the mechanical and biological – is to understand the particular feedstock that the plant will be accepting, and to stipulate clearly what output materials and qualities are required.

## 6 Course Materials

The exact details of the course materials varies between the courses, but Table 1 lists the body of information that has been gathered together to assist the lecturer in preparing for and delivering the materials.

**Table 1** Course Materials

<b>Materials</b>	<b>Description</b>
Lectures	Lectures in Microsoft® PowerPoint®, frequently with support information for lecturer in the Slide Notes section
Technology Videos	Promotional video materials from 18 suppliers
Web-Reference Library	A library of (mostly) Adobe® PDF files, showing materials found on the internet
Course Outlines	Documents detailing the structure of the courses, the intended learning outcomes, and suggested core teaching and assessment strategies to confirm that those outcomes have been achieved. The second section provides further detail, outlining the content of each of the lectures within the units.
Lecture Support Notes	Further information to support the lecture materials, to be used as background reading and as a basis for further student research
Mass Balance Data	Mass balance information on waste management technologies is still unreliable, because of the highly variable nature of municipal waste. Nevertheless, the mass balance information presented here should help the student gain a broad understanding of the relative performances of the different technology types
Tests, etc	Questions and model answers for the two vocational courses, and assignment and possible exam questions for the Masters module
Miscellaneous Other Information	A possible guest lecturer list (for the UK), marking sheets for the vocational courses, and an extensive waste management glossary and acronym list



My presentation will include some of the materials, as a means to demonstrate what has been done.

## **7 Promoting the Uptake of Advanced Waste Management Technologies in the UK**

Since the initial announcement that these materials would soon be available, Defra, the Chartered Institute of Wastes Management (who will be the custodians of the materials) and ERM (consultants to Defra who prepared the materials) have received many enquiries about the courses from interested parties. The Business Services of CIWM intends to offer the two vocational courses in the near future, and other approved training centres will also be able to offer the courses.

At the same time, DVDs of the Masters materials have been supplied free of charge to all interested higher education establishments in the UK, with the expectation that the module will be integrated as an optional unit in many diverse courses, ranging from classical waste management degrees to more general environmental or engineering courses. The intention is to maximise the university audience that may come into contact with the materials.

It is hoped that increasing numbers of university graduates will be interested in waste management technologies (and perhaps will engage in research projects in the field) as a result of the masters module. Meanwhile, workers in the waste industry will have the opportunity to cement and build upon their knowledge, by gaining formal qualifications in waste management technologies. At the same time, workers in affiliated industries (such as water and brewing) will have the means to retrain if they wish to switch careers to the waste industry.

## **8 Summary**

This paper has explained how work on three waste technology training courses, for the Education and Training Programme, fits into the wider aims of Defra' Waste Implementation programme.

The combined result of the training courses should be more and better educated people in waste management, looking after the processes and making decisions about which technologies are most suited to their employers' requirements. Given the significant challenge that still faces the UK, to meet its Landfill Directive diversion targets, a larger and better educated workforce can only help to achieve the targets within the available time.

## 9 Literature and References

- |  |      |   |
|--|------|---|
| UK Prime Minister's Strategy Unit                          | 2002 | Waste Not, Want Not – A strategy for tackling the waste problem in England  |
| Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra) | 2003 | Government response to the Strategy Unit's report "Waste Not, Want Not"   |
| Defra's Waste Implementation Programme Website             |      | <a href="http://www.defra.gov.uk/environment/waste/wip/index.htm">http://www.defra.gov.uk/environment/waste/wip/index.htm</a> |
| The Environment Agency's Waste Technology Data Centre      |      | <a href="http://www.environment-agency.gov.uk/wtd">http://www.environment-agency.gov.uk/wtd</a>                               |

Simon Gandy  
Senior Consultant  
Environmental Resources Management (ERM)  
Eaton House  
Wallbrook Court  
North Hinksey Lane  
Oxford  
OX2 0QS  
United Kingdom  
Tel: +44 1865 384 829  
Email: [simon.gandy@erm.com](mailto:simon.gandy@erm.com)  
Website: [www.geocities.com/gandy\\_sr](http://www.geocities.com/gandy_sr)

# Novelle der Europäischen Abfallrahmenrichtlinie

Joachim Hagmann

Baumeister Rechtsanwälte

## Revision of the European Waste Framework Directive

### Abstract

The Waste Framework Directive will be substantially revised after about 30 years. Several decisions of the Court of Justice of the European Communities concerning the interpretation of waste legislation provisions gave reason to the planned revision. It concerns for example the limitation of the definition of waste, the duration of the period, in which the material is a waste, or the distinction between recovery and disposal. On 21 December 2005 the European Commission presented a proposal for a Directive being lively discussed at present. On 13 February 2007 the European Parliament adopted a report of the proposal of the European Commission with several amendments. These amendments concern on the one hand the methods of the boundaries of the waste/non-waste decision, on the other hand other aspects, for example the implementation of a five step hierarchy of waste, of recycling quotes and the position of points to transfrontier movement of waste. This article is meant to give an overview over the status quo of the proceeding.

### Zusammenfassung

Die Abfallrahmenrichtlinie wird nach etwa 30 Jahren wesentlich überarbeitet. Anlass dazu haben unter Anderem verschiedene Entscheidungen des Europäischen Gerichtshofes zu abfallrechtlichen Abgrenzungsfragen gegeben. Dies betrifft beispielsweise die Abgrenzung des Abfallbegriffs, die Dauer der Abfalleigenschaft oder die Unterscheidung zwischen Verwertung und Beseitigung. Die Europäische Kommission hatte am 21.12.2005 den Entwurf einer Novelle vorgelegt, der gegenwärtig in heftiger Diskussion steht. Am 13.02.2007 konnte die Erste Lesung des Europäischen Parlaments abgeschlossen werden, wobei das Parlament eine Reihe von Änderungsanträgen zum Kommissionsentwurf beschlossen hat. Diese betreffen einerseits die oben angesprochenen Abgrenzungsverfahren, umfassen andererseits aber auch andere Punkte, wie zum Beispiel die Schaffung einer fünfstufigen Abfallhierarchie, die Einführung von Recyclingquoten sowie eines Kapitels zur Bioabfallentsorgung und Weichenstellungen zum Recht der grenzüberschreitenden Abfallverbringung. Der Beitrag vermittelt einen Überblick über den aktuellen Stand des Novellierungsverfahrens.

### Keywords

Abfallrahmenrichtlinie, Abfallbegriff, Verwertung, Beseitigung, Abfallhierarchie, Recyclingquoten, Entsorgungsautarkie

Waste Framework Directive, definition of waste, recovery, disposal, hierarchy of waste, recycling quotes, transfrontier movement

## 1 Stand des Novellierungsverfahrens

Die gegenwärtig geltende Abfallrahmenrichtlinie<sup>i</sup> ist in der ursprünglichen Fassung bereits im Jahr 1975 erlassen worden. Zwischen den Mitgliedsstaaten und der Kommission besteht seit langem Einigkeit darüber, dass die Richtlinie einer Novellierung bedarf.<sup>ii</sup> Bereits am 27.05.2003 hatte sich die Kommission in einer Mitteilung zur thematischen Strategie für die Abfallvermeidung und Recycling mit den Problemen der Europäischen Abfallpolitik auseinandergesetzt und Änderungen des Europäischen Abfallrechts angekündigt.<sup>iii</sup> Erst am 21.12.2005 hat die Kommission dann jedoch sowohl eine Endfassung der Europäischen Strategie<sup>iv</sup> als auch einen Vorschlag zur Reform der Abfallrahmenrichtlinie<sup>v</sup> vorgelegt. Nach einer ersten Orientierungsaussprache des Rates am 09.03.2006<sup>vi</sup> und einer Stellungnahme des Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschusses vom 05.07.2006<sup>vii</sup> konnte am 13.02.2007 die erste Lesung im Europäischen Parlament abgeschlossen werden. Dabei sind eine Vielzahl von Änderungsanträgen zum Kommissionsvorschlag verabschiedet worden. Als nächster Verfahrensschritt müssen nun die Mitgliedsstaaten der Europäischen Union ihre gemeinsame Position verabschieden. Deutschland als aktueller Ratsvorsitzender strebt an, bis zur Umwelt-ratssitzung Ende Juni 2007 die politische Einigung hierüber herbeizuführen.

## 2 Einzelne Regelungsgegenstände

Das Novellierungsverfahren betrifft eine Vielzahl von streitigen Fragen, deren umfassende Behandlung den Umfang des vorliegenden Beitrags sprengen würde. Daher können an dieser Stelle nur ausgewählte Probleme dargestellt werden.

### 2.1 Dauer der Abfalleigenschaft

Die gegenwärtig geltende Rahmenrichtlinie 2006/12/EG regelt nicht, wann das Ende der Abfalleigenschaft angenommen werden kann, wenn Abfälle verwertet werden. Da die Beantwortung dieser Frage für die Praxis jedoch eine hohe Relevanz hat, besteht faktischer Regelungsbedarf, der in der Vergangenheit durch verschiedene Entscheidungen des EuGH sowie nationaler Gerichte ausglich worden ist.<sup>viii</sup> Das Ende der Abfalleigenschaft soll – so der EuGH – erst mit der tatsächlichen Verwertung des Abfalls eintreten, während eine bloße Vorbehandlung der Abfälle nicht als ausreichend erachtet wird. Für die Verwertung von Klärschlammkompost hat das Bundesverwaltungsgericht in der oben zitierten Entscheidung entschieden, das Regime des Abfallrechts ende erst mit dem Aufbringen auf geeigneten Boden. Die Herstellung von Klärschlammkompost stelle dagegen lediglich einen Teilschritt, nicht aber das Ende des Verwertungsprozesses dar.

Der Kommissionsvorschlag vom 21.12.2005 sieht in seinem Artikel 11 erstmalig eine Regelung zum Ende der Abfalleigenschaft vor. Gemäß Artikel 11 Abs. 2 des Entwurfes sollen in einem Ausschussverfahren für einzelne material- oder stoffspezifische Abfallkategorien Umwelt- und Qualitätskriterien festgelegt werden, die eingehalten werden müssen, damit der jeweilige Abfall als Sekundärprodukt, -werkstoff oder -stoff gelten kann. Bei der Festlegung dieser Kriterien ist zu beachten, dass die Neueinstufung nicht zu insgesamt negativen Umweltauswirkungen führen darf und für das Sekundärprodukt, -werkstoff oder -stoff ein Markt besteht. Diesem Regelungsentwurf ist unter anderem entgegen gehalten worden, die Befugnis zur Entscheidung über das Ende der Abfalleigenschaft werde auf einen technischen Ausschuss verlagert, ohne das konkretisierende Leitsätze in der Richtlinie vorgegeben würden. Die Vorgaben des Artikel 11 des Entwurfes seien insgesamt zu unscharf, um die durch den technischen Ausschuss zu erlassenden Maßnahmen in hinreichender Tiefe vorzeichnen zu können.

Der Parlamentsentwurf vom 13.02.2007 sieht einen anderen Weg vor. Er verzichtet auf eine Verlagerung der Entscheidung auf den technischen Ausschuss. Stattdessen soll die Kommission nach entsprechender Aufforderung durch die Mitgliedsstaaten binnen zwei Jahren nach Inkrafttreten der Richtlinie einen Vorschlag für einen Rechtsakt vorlegen, in dem sie die Umwelt- und Qualitätskriterien festlegt, die eingehalten werden müssen, damit Produkte, Werkstoffe oder stoffspezifische Abfallkategorien als Sekundärprodukte, -werkstoffe oder -stoffe gelten können. Binnen fünf Jahren nach Inkrafttreten der Richtlinie soll die Kommission weiterhin Vorschläge vorlegen, inwieweit Kompost, Granulate, Papier, Glas, Metall, Altreifen und gebrauchte Bekleidung unter die Regelung des Art. 11 des Entwurfs fallen und welche Einzelvorschriften in diesem Fall auf die einzelnen Abfallströme anzuwenden sind. Zwar sind die Tatbestandsvoraussetzungen nicht weiter konkretisiert worden. Immerhin ist mit dem Verzicht auf die Verlagerung der Entscheidung auf den technischen Ausschuss jedoch einem zentralen Kritikpunkt Rechnung getragen worden.

In den Entsorgungsverbänden wird kritisiert, dass Sekundärrohstoffe im Falle des Eintritts des Endes der Abfalleigenschaft unter den Anwendungsbereich der zum 01.06.2007 in Kraft tretenden Chemikalienverordnung REACH<sup>ix</sup> fallen sollen. Mit der Erlangung des Produktstatus würden Sekundärrohstoffe in den Anwendungsbereich von REACH fallen. Diese Doppelbelastung wird für unverhältnismäßig gehalten, da – so die Verbände – Artikel 11 des Richtlinienentwurfes den gleichen Schutzzweck verfolge wie die REACH-Verordnung.<sup>x</sup>

## 2.2 Abgrenzung zwischen Verwertung und Beseitigung (insbesondere Abfallverbrennung)

Eine der schwierigsten Fragen des Abfallrechts betrifft die Abgrenzung zwischen (stofflicher oder energetischer) Verwertung von Abfällen einerseits und der Beseitigung von Abfällen andererseits. Die Unsicherheiten in der Abgrenzung treten insbesondere auch bei der Verbrennung von Abfällen auf, da Abfallverbrennung sowohl als Beseitigungsverfahren als auch als Verwertungsverfahren eingeordnet werden kann. Der EuGH hat mit seinen grundlegenden Entscheidungen vom 13.02.2003 zur Abgrenzung zwischen energetischer Verwertung und thermischer Beseitigung Stellung genommen.<sup>xi</sup> Danach soll bei einem Einsatz von Abfällen in Müllverbrennungsanlagen (MVA) nur dann von einer energetischen Verwertung ausgegangen werden können, wenn der Betrieb der Anlage ohne die Versorgung mit Abfällen unter Verwendung einer Primärenergiequelle hätte fortgesetzt werden müssen oder der Anlagenbetreiber den Erzeuger oder Besitzer der Abfälle für deren Lieferung hätte bezahlen müssen.<sup>xii</sup>

Der Kommissionsentwurf sieht vor, die Abgrenzung zwischen energetischer Verwertung und thermischer Beseitigung für Verbrennungsanlagen, deren Hauptzweck in der Behandlung fester Siedlungsabfälle besteht, nach einem Effizienzkriterium vorzunehmen. Dazu soll eine exakte Formel zur Berechnung der Energieeffizienz vorgegeben werden. Für Anlagen, die bereits betrieben werden, oder die in Übereinstimmung mit anwendbarer Gemeinschaftsgesetzgebung vor dem 01.01.2009 genehmigt werden, muss ein Effizienzwert von 0,60 erreicht werden, wenn die Verbrennung als energetische Verwertung eingeordnet werden soll. Für Anlagen, die nach dem 31.12.2008 genehmigt werden, beträgt der Energieeffizienzfaktor sogar 0,65. Die Verbände der Betreiber von Müllverbrennungsanlagen hatten kritisiert, diese Werte könnten von einer Vielzahl von Müllverbrennungsanlagen nicht erreicht werden.

Der Änderungsvorschlag des Parlaments verzichtet auf die Einführung der Energieeffizienzformel im Anhang II sowie in Art. 19 Abs. 4 des Kommissionsentwurf. Wie in der bisher geltenden Regelung soll stattdessen davon ausgegangen werden, dass eine energetische Verwertung vorliegt, wenn der verbrannte Abfall eine „Hauptverwendung als Brennstoff oder als sonstiges Mittel zur Energieerzeugung“ findet. In der Begründung der insoweit deckungsgleichen Beschlussempfehlung des Umweltausschusses<sup>xiii</sup> wird ausgeführt, bei dem Vorschlag der Kommission, Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle auf Grund ihrer Energieeffizienz neu einzustufen, werde nicht erkannt, dass Anlagen, deren Hauptzweck die Behandlung gemischter Abfälle mit veränderlicher und nicht vorhersehbarer Zusammensetzung seien, in erster Linie auf die ökologische Behandlung (Mineralisierung) dieser Abfälle und die Eindämmung der Emissionen ausgerichtet sein sollten. Die Energie- (und Wärme-) Rückgewinnung solle eine zweitrangige Rolle spielen. Die Energieeffizienzformel als alleiniges Kriterium bei Verbrennungs-

anlagen für feste Siedlungsabfälle, die als Verwertungsanlagen eingestuft werden, stehe nicht im Einklang mit dem auf einer Vielzahl von Kriterien beruhenden Ansatz zur Definition der Verwertung und dem ökologischen Hauptanliegen, Emissionen einzudämmen.

### **3 Abgrenzung Abfall und Nebenprodukt**

Umstritten ist ferner, wie Abfälle zu sog. Koppel- bzw. Nebenprodukten abzugrenzen sind, die bei der Durchführung von Produktionsverfahren anfallen. Während die gegenwärtig geltende Richtlinie diesen Punkt offen lässt, sieht das deutsche Recht vor, dass ein Entledigungswille hinsichtlich solcher beweglicher Sachen anzunehmen sind, die anfallen, ohne dass der Zweck der jeweiligen Handlung hierauf ausgerichtet ist. Für die Beurteilung der Zweckbestimmung ist die Auffassung des Erzeugers oder Besitzers der Abfälle unter Berücksichtigung der Verkehrsanschauung zugrunde zu legen. Für die Bewertung der Verkehrsanschauung in diesem Sinne sind von der Rechtswissenschaft Kriterien wie die Frage nach dem Marktwert sowie der Rohstoffqualität entwickelt worden.

Der EuGH hat sich in einer Reihe von Entscheidungen mit der Abgrenzung von Abfällen und Nebenprodukten beschäftigt.<sup>xiv</sup> Zu den dort zu entscheidenden Sachverhalten hatte das Gericht im Wesentlichen ausgeführt, neben dem Kriterium, ob der Rückstand aus der Gewinnung eines Stoffes Abfall sei, müsse der Grad der Wahrscheinlichkeit der Wiederverwendung dieses Stoffes ohne vorherige Bearbeitung als zweites maßgebliches Kriterium für die Beurteilung der Abfalleigenschaft gelten. Bestehe über die bloße Möglichkeit der Wiederverwendung des Stoffes hinaus ein wirtschaftlicher Vorteil für den Besitzer darin, dies zu tun, so sei die Wahrscheinlichkeit einer solchen Wiederverwendung hoch. In diesem Fall könne der betreffende Stoff nicht mehr als Last betrachtet werden, deren sich der Besitzer zu „entledigen“ suche, sondern habe als echtes Erzeugnis zu gelten.<sup>xv</sup>

Während der Kommissionsentwurf vom 21.12.2005 keine Regelung zur Abgrenzung von Abfällen und Nebenprodukten vorsieht, enthält der Änderungsentwurf des Europäischen Parlaments bereits im neu geschaffenen Erwägungsgrund 14a die Vorgabe, zur Klärung bestimmter Aspekte der Definition von Abfall solle auch festgelegt werden, wann ein Werkstoff oder Stoff, der bei einem Produktions- oder Gewinnungsverfahren anfalle, das nicht hauptsächlich seiner Herstellung diene, und den der Besitzer nicht beseitigen sondern verwenden wolle, zu einem Nebenprodukt werde. Die Kommission solle Leitlinien für die Auslegung herausgeben, die auf der bisherigen Rechtsprechung beruhen. Falls sich dies nicht als ausreichend erweise, solle die Kommission ggf. – unter besonderer Beachtung der in der genannten Rechtsprechung aufgeführten umwelt- und gesundheitsbezogenen Anliegen und Gegebenheiten – Rechtsakte vorschlagen,

die deutliche Kriterien für die Einzelfallentscheidung darüber enthielten, wann solche Werkstoffe oder Stoffe als nicht unter den Abfallbegriff fallend betrachtet werden könnten. Soweit es an solchen auf der Ebene der Europäischen Union betroffenen Maßnahmen oder an solcher geltender Gemeinschaftsrechtsprechung fehle, sollten die betroffenen Werkstoffe oder Stoffe weiterhin als Abfall gelten.

Eine konkretisierende Regelung ist dann in Art. 3a des Parlamentsentwurfs vorgesehen. Für eine Einstufung als Nebenprodukt und nicht als Abfall müsse ein Stoff oder Gegenstand, der bei einem Produktionsverfahren anfalle, dessen Hauptzweck nicht in seiner Herstellung bestehe, folgende Bedingungen erfüllen:

- a) die weitere Verwendung des Stoffes müsse sichergestellt sein,
- b) der Stoff müsse direkt, ohne weitere Verarbeitung, die über die gängige Industriepraxis hinausgehe, verwendet werden können,
- c) die weitere Verwendung des Stoffes oder Gegenstands müsse fester Bestandteil eines Herstellungsverfahrens sein oder es müsse ein Markt für das Produkt bestehen,
- d) die weitere Verwendung müsse zulässig sein, d. h. der Stoff oder Gegenstand müsse sämtliche einschlägigen, für die spezifische Anwendung geltenden Produktanforderungen bzw. Umwelt- und Gesundheitsschutzauflagen erfüllen.

Weiterhin ist vorgesehen, der Kommission aufzuerlegen, binnen zwei Jahren nach Inkrafttreten der Richtlinie auf der Grundlage der vorgenannten Bedingungen einen Vorschlag für einen Rechtsakt vorzulegen, in dem sie die Umwelt- und Qualitätskriterien festlegt, die eingehalten werden müssen, damit ein Gegenstand oder Stoff als Nebenprodukt eingestuft wird. Der Vorschlag soll einen Anhang mit einer Liste von Stoffen und/oder Gegenständen enthalten, die als Nebenprodukte einzustufen sind.

## 4 Sonstige Änderungen

Über die genannten Punkte hinaus hat das Europäische Parlament eine Reihe weiterer Regelungen zum Gegenstand des Novellierungsverfahrens gemacht, die nachfolgend kurz beschrieben werden sollen:

- **Fünfstufige Abfallhierarchie**

Das Parlament hat die Einführung einer fünfstufigen Abfallhierarchie in Art. 1 Abs. 1 des Entwurfs beschlossen, die in absteigender Rangfolge von der Abfallvermeidung über Wiederverwendung, Recycling, sonstigen Verwertungsverfahren bis zur unbedenklichen und umweltschonenden Beseitigung reicht. Abweichungen davon sollen nur dann zulässig sein, wenn Lebenszyklusbewertungen



und Kostennutzenanalysen „eindeutig ergeben“, dass eine alternative Behandlungsoption in Bezug auf einen definierten Abfallstrom vorteilhafter ist. Politisch entbehrt die Festlegung der fünfstufigen Abfallhierarchie nicht einer gewissen Brisanz. Der Einfluss auf die abfallrechtlichen Grundpflichten dürfte dagegen begrenzt sein, da es sich bei der fünfstufigen Abfallhierarchie – genauso wie bei der derzeit geltenden dreistufigen Abfallhierarchie – um einen bloßen Programmsatz handelt.

- **Recyclingquoten**

Um die Entwicklung hin zu einer „Recycling-Gesellschaft“ voranzutreiben und um zu einem hohen Niveau der Ressourceneffizienz beizutragen, will das Europäische Parlament die Mitgliedsstaaten in Art. 5 Abs. 2c des Entwurfs verpflichten, bis zum Jahr 2020 mindestens 50% des Aufkommens an Siedlungsabfällen und mindestens 70% der Bau-, Abbruch- und Industrieabfälle der Wiederverwendung bzw. dem Recycling zuzuführen. Soweit notwendig, sollen die Mitgliedsstaaten nach Art. 5 Abs. 2d des Entwurfs außerdem Systeme zur Getrenntsammlung einführen. Nach dem Willen des Parlaments soll dies bis 2015 mindestens geschehen für Papier, Metall, Kunststoffe, Glas, Textilien, biologisch abbaubare Abfälle, Altöl und gefährliche Abfälle. Des Weiteren werden die Mitgliedsstaaten aufgefordert, für die Rückstände aus Recyclingverfahren ausreichende und kostengünstige Entsorgungsoptionen sicherzustellen und dabei ein hohes Umweltschutzniveau aufrecht zu erhalten.

- **Bioabfälle**

Zum Thema „Bioabfälle“ will das Parlament ein neues Kapitel in den Richtlinien-vorschlag einfügen (Kapitel IVa, Art. 18b bis 18e des Entwurfs). Darin findet sich die Vorgabe, Bioabfälle vorrangig stofflich zu verwerten (Art. 18b Abs. 1 des Entwurfs). Das Parlament fordert auch, Systeme zur Getrenntsammlung von Bioabfällen aufzubauen (Art. 18b Abs. 2 des Entwurfs) und dafür zu sorgen, dass die behandelten Bioabfälle, die die notwendigen Anforderungen erfüllen, auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Flächen aufgebracht werden können (Art. 18b Abs. 3 des Entwurfs). Vor der Aufbringung soll eine Behandlung durchgeführt werden, welche die gesundheitliche Unbedenklichkeit der Abfälle, einschließlich Küchen- und Speiseabfälle, für Menschen, Tiere und Pflanzen gewährleistet (Art. 18c Abs. 1 des Entwurfs). Die Mindestanforderungen zur Prüfung der Unbedenklichkeit sowie Umwelt- und Qualitätskriterien für die Aufbringung der behandelten Abfälle auf Böden und die Einstufung des Materials als Sekundärrohstoff sollen im neuen Ausschussverfahren nach Art. 36 Abs. 2a des Entwurfs, dem Regelungsverfahren mit Kontrolle, festgelegt werden. Das Parlament fordert weiterhin verbindliche Grenzwerte sowie eine Liste geeigneter

Ausgangsstoffe. Die Kommission soll schließlich bis zum 30.06.2008 einen Vorschlag für einen Rechtsakt vorzulegen, „der das Recycling von Bioabfällen begünstigt“ (Art. 18e des Entwurfs).

- **Autarkieprinzip**

Der Änderungsentwurf des Parlaments sieht schließlich vor, die Regelungen zum Autarkieprinzip zu modifizieren. So sollen die Mitgliedsstaaten gemäß Art. 25 Abs. 4 des Parlamentsentwurfs sicherstellen, dass durch das System für Abfallsammlung und für Abfallverbringung in ihrem Hoheitsgebiet und über die Grenzen hinweg gewährleistet wird, dass der gesammelte und beförderte Abfall an geeignete Behandlungsanlagen geliefert wird, die die Anforderungen der Abfallrahmenrichtlinie erfüllen. Anders als nun würde damit keine strikte Entsorgungsausarkie mehr gelten; Entsorgung könnte vielmehr in einem stärkeren Umfang auch grenzüberschreitend verlaufen. In diesem Zusammenhang muss allerdings auch die geplante Regelung des Art. 27a des Entwurfs berücksichtigt werden. Danach ergreifen die Mitgliedsstaaten alle erforderlichen Maßnahmen, um Abfallverbringungen, die nicht im Einklang mit ihren Abfallbewirtschaftungsplänen stehen, zu unterbinden. Mit der Vergrößerung der Entsorgungsausarkie gehen also auf der anderen Seite erweiterte Einwandsmöglichkeiten einher. Gerade die zuletzt genannte Regelung hat Kritik aus der Kommission hervorgerufen, die derartige Regelungsinhalte der Europäischen Abfallverbringungsverordnung vorbehalten will.

## 5 Literatur

- <sup>i</sup> Richtlinie 75/442/EWG des Rates vom 15.07.1975 über Abfälle (ABl. EG Nr. L 194, S. 47), neu gefasst durch die Richtlinie 2006/12/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 05.04.2006 über Abfälle (ABl. EG Nr. L 114, S. 9).
- <sup>ii</sup> Vgl. Entschließung des Rates vom 24.02.1997 über eine Gemeinschaftsstrategie für die Abfallbewirtschaftung vom 11.03.1997 (ABl. EG Nr. C 76, S. 1).
- <sup>iii</sup> Mitteilung der Kommission „Eine thematische Strategie für Abfallvermeidung und Recycling“ (KOM (2003) 301 final).
- <sup>iv</sup> Mitteilung der Kommission „Eine thematische Strategie für Abfallvermeidung und Recycling“ (KOM (2005) 666 final).
- <sup>v</sup> Vorschlag der Kommission für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Abfälle (KOM (2005) 667 final).

- vi Pressemitteilung Nummer 6762/06 (Presse 58).
- vii ABl. EG Nr. C 309, S. 55.
- viii vgl. z. B. EuGH, Urteil vom 19.06.2003 (Rs. C-444/00 – „Mayer Parry“); EuGH, Urteil vom 11.11.2004 (Rs. C-457/02 – „Antonio Niselli“); BVerwG, Urteil vom 14.12.2006 – Az. 7 C 4/06.
- ix Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18.12.2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Agentur für chemische Stoffe, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinie 91/155 EWG 93/67 EGW, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission vom 30.12.2006 (ABl. EG Nr. L 396, S. 1 ff.).
- x vgl. Pressemitteilung des BDE vom 13.02.2007 (<http://www.bde.org>); Pressemitteilung des BVSE vom 15.02.2007 (<http://www.bvse.de>).
- xi EuGH, Urteil vom 13.02.2003 (Rs. C-228/00 – „Belgische Zementwerke“); EuGH, Urteil vom 13.02.2003 (Rs.: C-458/00 – „Luxemburg“).
- xii EuGH, Urteil vom 13.02.2003 (Rs. C-458/00 – „Luxemburg“), Rd. 44 f.
- xiii Plenarsitzungsdokument A6-0466/2006.
- xiv EuGH, Urteil vom 18.04.2002 (Rs. C-9/00 – „Palin Granit“); EuGH, Urteil vom 11.09.2003 (Rs. C-114/01 – „AvestaPolarit“); EuGH, Urteil vom 15.01.2004 (Rs. C-235/02 – „Saetti und Frediani“).
- xv EuGH, Urteil vom 18.04.2002 (Rs. C-9/00 – „Palin Granit“), Rn. 37.

**Anschrift des Verfassers:**

Dr. Joachim Hagmann  
Rechtsanwalt und Fachanwalt für Verwaltungsrecht  
Baumeister Rechtsanwälte  
Piusallee 8  
48147 Münster  
Telefon +49 251 48488 32  
Email: [muenster@baumeister.org](mailto:muenster@baumeister.org)  
Website: [www.baumeister.org](http://www.baumeister.org)

## **MBT: Yesterday's Technology or Synergistic with a New Low Carbon Economy?**

**Egan Archer**

Juniper Consultancy Services Ltd., Uley, United Kingdom

### **MBA: Technik von gestern oder Synergie mit einer CO<sub>2</sub>-emissionsarmen Wirtschaft**

The recent focus on the impact of climate change on the global economy has given some urgency to the need for low carbon impact technologies. As many Municipalities consider which type of waste management solution to employ for the next 20 to 30 years, questions about their climate change and environmental impacts are being asked -particularly as MSW arisings continue to increase worldwide and because the management of this waste stream can have a substantial effect on green-house gas emissions. In this context MBT may be seen as a solution that was suitable for an old-style waste hierarchy or it may be suitable for new roles that can open up new business opportunities and re-invigorate business in geographies where MBT is already established.

In a society where there is increasing scrutiny of the usage of fossil derived carbon, policy makers, project developers and investors are seeking guidance on the future roles of waste treatment technologies such as MBT in building a low carbon infrastructure.

The presentation aims to provide some focus to help move the debate forward by seeking to discuss key questions such as:

- What is the role for biogas? Is it better to produce electricity, upgrade the biogas to pipeline quality gas or produce bio-methane for use in vehicles?
- How does bio-stabilisation and landfilling fit with a low carbon approach? How does this impact on the support for this option from 'green groups'?
- Is producing a biomass-rich fuel from MBT carbon efficient and is this attractive in certain markets? How does this impact on the support for this option from 'green groups'.
- Should waste be used to produce compost or soil improver and is this sustainable in a low carbon context?

We wish to stimulate a broader discussion, particularly at a time when governments around the world are keen to endorse certain low-carbon technologies via incentivisation and other fiscal measures. We will report on interesting process concepts that are

being developed and provide assessment of some the key technical and commercial benefits and risks associated with such concepts in the context of working within a low carbon infrastructure.

Author's address:

Dr Egan Archer  
Principal Technology Specialist  
Juniper Consultancy Services Ltd.  
Sheppards Mill  
Uley, Gloucestershire  
England GL11 5SP  
Tel. 0044 1453 860750  
Fax 0044 1453 860882  
[www.juniper.co.uk](http://www.juniper.co.uk)

# Capability of MBT to Meet Treatment Targets in Different EC States

Wolfgang Müller

IGW Fricke und Turk GmbH, Witzenhausen

## Was kann MBA leisten im Hinblick auf verschiedene Zielvorgaben in Europa?

### Abstract

The focus of the EU landfill directive is the reduction of biodegradable waste destined for landfill on a solely quantitative basis. Trials on the bio-mechanical treatment and its effect on the landfill behaviour show that the quality of the remaining organic fraction for landfilling should be considered because it is more relevant than the quantity of biodegradable waste, in terms of the level of gaseous emissions from landfill. This leads to the incongruous situation where one could treat the waste to reduce the environmental impact of landfill, with respect to landfill gas emissions and leachate, by more than 90 % but still not achieve the EU landfill threshold values. This paper indicates how the change of biodegradability which is achieved during the mechanical and biological treatment (MBT) process and what treatment periods are required to achieve treatment targets specified within EU.

### Keywords

MBT, stabilisation, landfill, mechanical and biological treatment, respiration rate; AT4; BM100; EU landfill directive

## 1 Introduction

The main reason for establishing the EU Landfill Directive (99/31/EC) was to reduce the environmental impact of landfills. The biodegradable fractions in the waste have been identified as the cause of landfill gas emissions and leachate. Consequently the EU-landfill directive set targets to reduce the quantity of organic destined for landfill (see Table 1).

**Table 1** Landfill Directive (99/31/EC) targets

Target percentage reduction in landfilling of biodegradable waste	Requirement	Countries heavily reliant on landfill will be able to claim derogations to delay meeting targets by 4 years, e.g. UK
75% of the 1995 levels	By 2006	By 2010
50% of the 1995 levels	By 2009	By 2013
35% of the 1995 levels	By 2014	By 2019

In Germany, the Landfill Ordinance in 1993 set a landfill guideline requiring that no material may be landfilled if it has an organic carbon content higher than 3 %. In Austria a similar guideline has been established. This implied that municipal waste had to be incinerated prior to landfilling. The high level of public hostility to incineration resulted in a great deal of interest in techniques that could be developed as an alternative treatment process, which was also capable of meeting the guideline. One of these techniques was mechanical and biological waste treatment (MBT).

Mechanical Biological Treatment (MBT) is a generic term for the integration of a number of waste management processes such as materials recovery facilities (MRF), refuse derived fuel (RDF) production, mechanical separation, sorting, composting and pasteurising.

There are a number of MBT plants that have been built in the EU and several are under construction. In order to minimise environmental nuisance for odour, fly and noise nuisance, these facilities are often required to be housed within a building and normally under negative pressure. The use of bio-filters is also required to treat any odour problems.

The MBT process is designed to take residual or black bin waste and process it so that valuable recyclable materials can be separated out and the biomass or “compostable” element is separated out and processed through an In Vessel Composting (IVC) or an Anaerobic Digestion (AD) system.

Extensive research was carried out in a research project entitled: “Mechanical-biological pre-treatment of municipal solid wastes before landfilling”, funded by the German Ministry for Education, Science, Research and Technology. In Austria and several German states and districts additional projects have been conducted. The relationship between the degree of biostabilisation by MBT and behaviour of the treated material in landfill was focus in several of these projects.

The trials on MBT were mostly conducted in large scale plants where different technologies were examined including both mechanical, aerobic and anaerobic processes and technologies.

The behaviour of waste in landfill has been investigated by various research projects involving landfill simulation trials. This means that, depending on the question investigated, landfill cells of varying sizes were simulated in the laboratory or on a semi-technical scale. The larger the simulated landfill section and the closer the established conditions are to the real world situation, the easier it was to transfer simulation results to full scale landfills. The aim of these experiments was to measure the maximum potential for emissions (leachate and landfill gas). As these landfill simulation trials were very complex, costly and time consuming, it was necessary to find appropriate criteria

from which the landfill behaviour and, therefore, the success of MBT could be determined.

## 2 Degradation

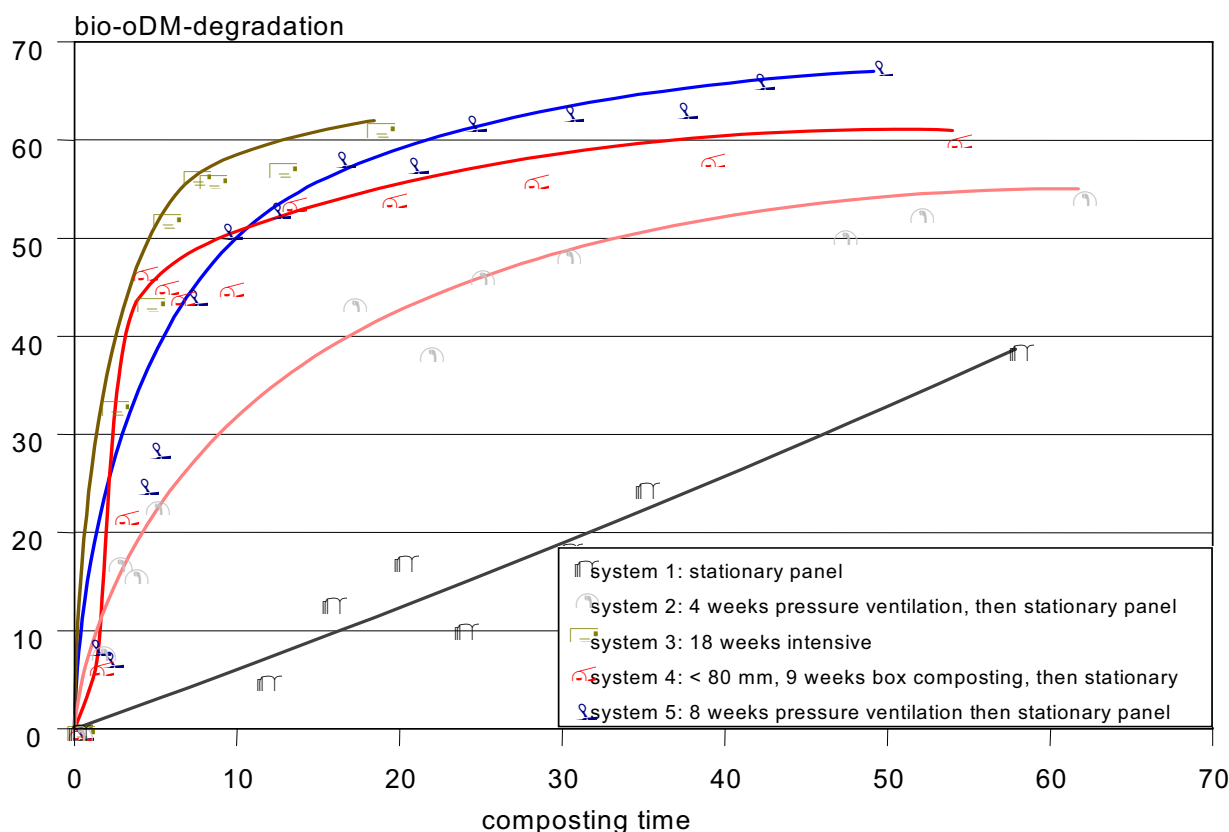
In order to obtain the baseline data required for the designing biological treatment facilities for residual waste, numerous trials and experiments with different degradation methods and technologies were carried out.

Degradation of organic matter and, therefore mass reduction is the main parameter to determine the efficiency of the biological treatment. It is primarily determined by the characteristics of the input material as well as by oxygen supply, water content and temperature. Therefore, methods such as homogenisation, aeration, temperature control and irrigation can provide good tools for managing the degradation process, particularly its early stages.

Figure 1 shows various biodegradation levels achieved by different composting technologies. It can be seen that the processing of residual waste in a composting box (System 4) can yield organic dry matter degradation levels of more than 45 % during a four-week composting period. Such good results are an indication of optimum composting conditions. Similar composting conditions and biodegradation levels were observed for two other intensive composting systems (System 3 and 5). It should be mentioned that these were trials conducted in the early days of MBT development and do not represent the current common practice in terms of large scale operational facilities. Especially the treatment time is at the low end of the example. But the figure shows the impact of different technical means to control the biological process.

The simple (control) composting technology (System 1) showed a significantly reduced rate of organic matter (oDM) degradation and required 58 weeks to reduce it by more than 40 %. This was primarily due to insufficient aeration, caused by an incompatible combination of mechanical and biological processing technologies. The mechanical processing phase resulted in fine material without sufficient structure and structural stability to facilitate passive airflow driven by temperature gradients. Therefore, this simple composting technology, which did not comprise a forced aeration system, was not suitable for composting the fine waste material used in the trial. When using composting technologies that rely on passive aeration it is important that sufficient coarse and structurally stable waste materials remain in the composting material after mechanical treatment in order to facilitate adequate oxygen supply (FRICKE and MÜLLER, 1999).





**Figure 1** Effect of various composting technologies employed for the processing of residual waste on the level of organic matter degradation (FRICKE and MÜLLER, 1999)

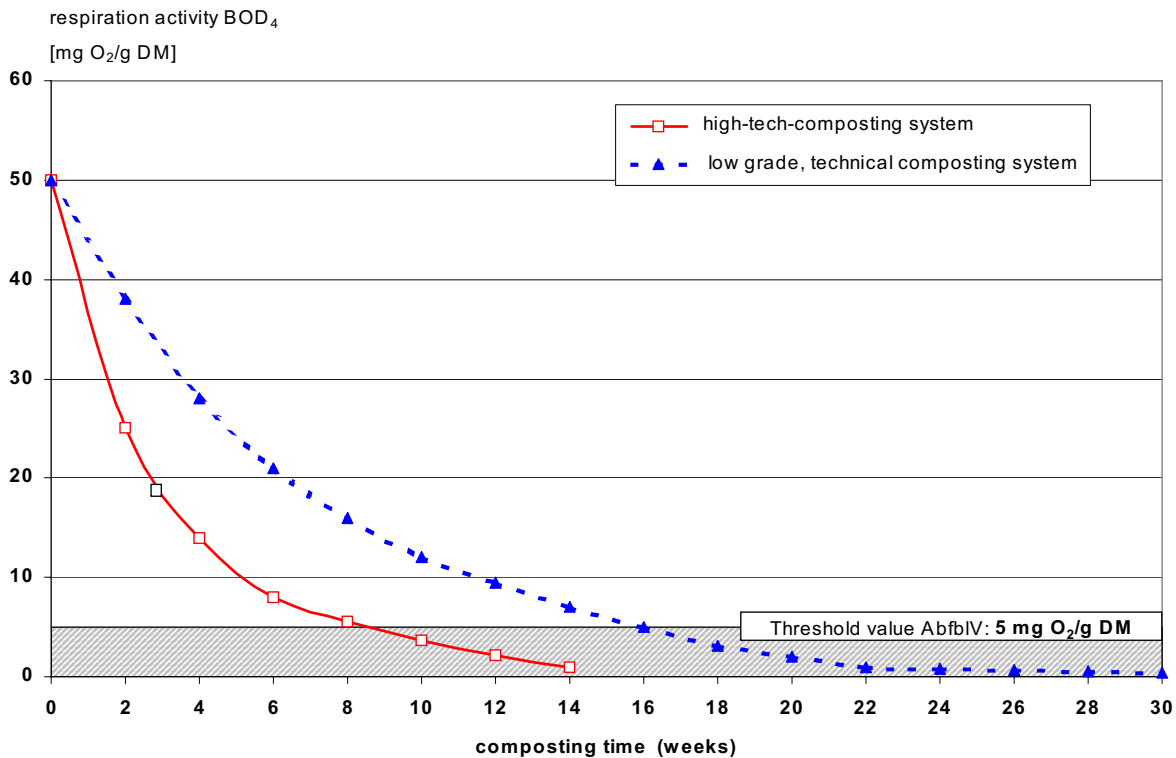
### 3 Stabilisation of organic matter

Respiration activity ( $BOD_4$ )<sup>1</sup> has been proven to be suitable for the assessment of the biological degradability and consequently the stability of the organic matter. The parameter measures the oxygen consumption within 4 days, as it is the case in assessing the efficiency of waste water purification. The assessment is made using a sample adjusted to an optimum water content (approx. 50% fresh matter) at 20° C.

Plotting the development of the respiration activity of composted material over time provides diminishing  $BOD_4$  values over time. Intensive and highly mechanised composting operations are able to stabilise waste materials faster than low-tech systems. Figure 2 shows the range of the decrease of  $BOD_4$  over composting time for advanced composting technologies. The graph also indicates the threshold values in the German Landfill Ordinance.

<sup>1</sup> In Germany and Austria respiration activity is abbreviated as "AT4". The abbreviation "BOD4" used in this paper means the same and stands for "biological oxygen demand within 4 days". The methodology is defined in the German landfill regulation.

Similar responses can be seen with some other parameters like TOC<sub>eluate</sub>, gas formation rate within 21 days (GFR<sub>21</sub>), cellulose and cellulose/lignin ratio but they are less suitable for the determination of the stability degree than BOD<sub>4</sub> (FRICKE and MÜLLER, 1999).



**Figure 2** Effect of composting technologies on the rate of bio-stabilisation

## 4 Landfill Simulation trials

The main focus of landfill behaviour investigations was the determination of the emission potential of material processed using under landfill conditions, and on the estimation of temporary emission development. The long-term behaviour of MBT pre-treated material was examined in different types of Landfill-Simulation-Reactors (LSR).

Waste samples from different MBT plants with different biological treatment procedures have been investigated (aerobic treatment in windrows, containers and tunnels, anaerobic pre-treatment in a one-step dry fermentation under thermophilically conditions with aerobic post treatment step). The waste fractions were sampled after different treatment durations in order to determine the rate of decomposition.

The additional work program for each sample consisted of:

- chemical solid waste analysis to characterise the content of organics (loss on ignition, TOC, COD, cellulose, lignin and easy degradable organic matter), content of total nitrogen (TN), and the content of metals)

- biological short term test (respiration activity, gas formation activity, toxicity tests) to assess biodegradability
- leaching tests series to estimate the soluble emission potential of the waste samples ( TOC, COD, BOD, TN and metals). Leaching test were carried out in a sequence of 5 leaching steps.

Because of the large number of assessments only the most important, summarized results can be summarised here:

Table 2 shows the result of the landfill simulation trials. Compared with untreated waste the landfill gas potential of bio-mechanically treated waste is reduced by 90 % - 95 %. The potential of organic carbon in the leachate can also be reduced up to 95 %, because no acid phase occurs in the landfill. MBT was also found to reduce nitrogen leachate emissions decrease by about 80 to 90 %.

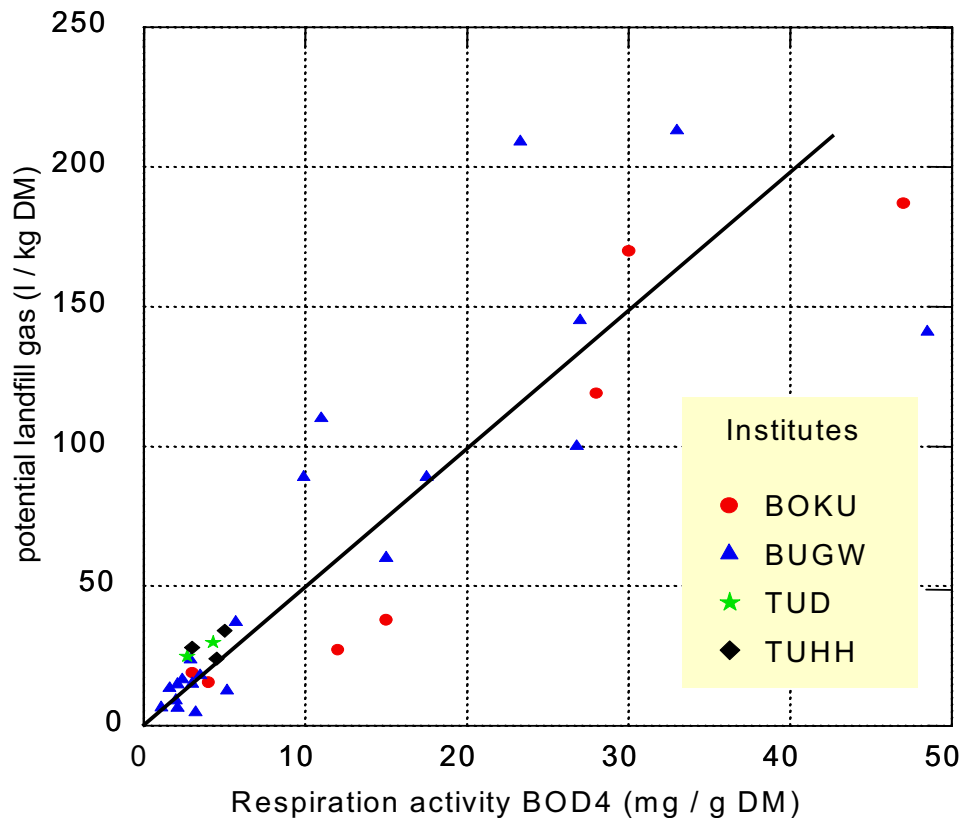
The low emission potential of bio-mechanical pre-treated MSW leads to a very low gas formation activity and to a very slow mobilisation of organics and nitrogen into the leachate. Tests in Landfill-Simulation-Reactors have demonstrated that the half-life values of gas formation activity extend by a factor of 10 for well stabilised MSW.

**Table 2** Range of organic carbon, nitrogen and chloride transfer by gas and leachate, minimum values represent the stabilisation degree reached by state of technology today (HÖRING et al., 1999)

Emission Potential	Unit	Untreated MSW	Mechanical-biological treated MSW
carbon transfer by gas	Gas formation [Nl/kg dm]	134-233	12-50
	[g C <sub>org</sub> /kg dm]	71,7-124,7	6,4-26,8
transfer by leachate	TOC [g/kg dm]	8-16	0,3-3,3
	Total Nitrogen [g/kg dm]	4-6	0,6-2,4
	Cl <sup>-</sup> [g/kg dm]	4-5	4-6

## 5 Parameters to judge the landfill behaviour

As it's not possible to conduct LSR as a regular measure to judge the efficiency of a MBT with respect to the landfill behaviour another appropriate parameter is required. In the above research projects a lot of different parameters have been test regarding this to determine suitable candidates. Figure 3 shows that there is a good correlation between the BOD<sub>4</sub>-value and the potential gas formation.



**Figure 3** Correlation between BOD4 (AT4) and the potential of landfill gas formation, data from DANHAMER et al., 1998 (TUD); HÖRING and EHRIG, 1999 (BUGW); BINNER et al., 1997 BOKU) and HUPE et al. 1998, (TUHH)

There are also good correlations between the potential landfill gas and the parameter gas formation rate and between between AT4 and GB21.

AT4 and GB21 are both parameters that are based on microbiological activity. Toxic substances in the waste that can have a negative influence on the microbiological activity during the test and therefore result in an inaccurately low value. It is recommended, therefore, to introduce a second parameter, which doesn't depend on the microbiological activity. The TOC<sub>eluate</sub> as a chemical parameter was found to be suitable, as it also correlates both with the landfill behaviour and the AT4.

## 6 Performance of Bio-Mechanical Waste Treatment within Europe

The EU Landfill Directive does not state any methods how to assess BMW of untreated waste or of bio-mechanically treated waste. Therefore it is the task of the member states to include respective requirements in their national laws implementing the EU Landfill Directive. Except for Germany and Austria so far no other national law contains respective requirements to assess the performance of bio-mechanically treated waste.

The following paper describes the existing methods and the targets set. Subsequently options for appropriate methods to assess the performance of MBT are derived.

## 6.1 Standards for MBT in Germany and Austria

Extensive and in depth research work has resulted in the acceptance of MBT in the German and Austrian landfill regulations. The net result is that the parameters and threshold values in Table 3 have been accepted by the regulating authorities in Germany for material processed by MBT systems.

**Table 3** Threshold values for MBT wastes in Germany and Austria

	<b>Germany</b>	<b>Austria</b>
respiration activity (within 4 days)	< 5 mg/g DM	< 7 mg/g DM
gas formation rate within 21 days (GFR <sub>21</sub> )	< 20 l/kg DM	< 20 l/kg DM
total organic carbon in eluate (TOC <sub>eluate</sub> )	< 250 mg/l	-

As described above these parameters ensure an improvement of the landfill behaviour regarding landfill gas and leachate of more than 90 %. This is far more than what is required by the EU Landfill Directive. But the German and Austrian Governments claim that any country may set higher standards than the EU.

## 6.2 Limits according EU landfill directive requirements

The assessment approach applied in Germany and Austria is related to the most effective reduction of adverse environmental impacts caused by landfilling, i.e. the quality of the landfilled wastes in terms of potential to produce emissions when in the landfill. In both countries, specifications for the quality of the landfilled wastes are laid down and specific criteria for bio-mechanically treated wastes are included (see Table 3). In combination with landfill management measures, similar environmental protection levels are achieved as would be with the residues from incineration.

In order to comply with the EU Landfill Directive, which requires the operator to reduce the environmental impact of landfills with respect to landfill gas emissions and leachate quality by 65 %, the following threshold values for the reduction rates of BMW have to be met when using MBT.

**Table 4** Recommendations of threshold values to meet the EU Landfill Directive for bio-mechanically treated waste

	threshold values to meet EU Landfill Directive
respiration activity (within 4 days)	< 10 mg /g DM
total organic carbon in eluate (TOC <sub>eluate</sub> )	< 500 mg/l

On the basis of test results, a decomposition time of 4 -6 weeks is required to reach the above values using a technical composting system (e.g. tunnel composting). The resulting degradation in the quantity of BMW is then approximately 50 %.

The proposed respiration activity threshold of 10 mg/g DM is in line with the 2nd draft of the EU working document "Biological treatment of Biowaste" (ANONYM, 2001).

Stabilisation to this level is also being used occasionally in Italy, France, Finland and Ireland.

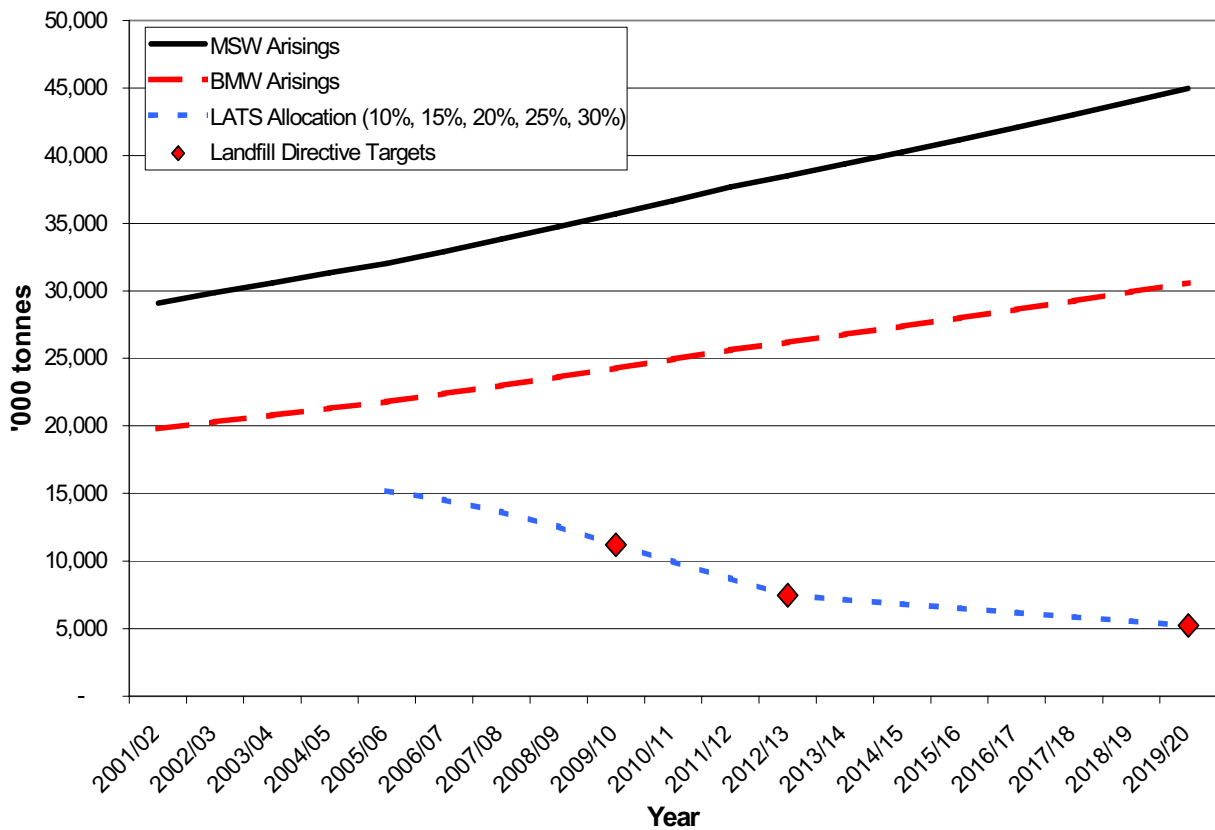
### 6.3 Assessment approach UK

The UK decided to do things differently compared with Germany and Austria in two key ways:

- No threshold value but a sliding scale relating loss in mass and change in bio-stability to BMW diversion.
- Different measures of bio-stability to those used elsewhere, in particular BM100 and DR4 rather than gas formation rate (GB21) and static respiration Index SRI (AT4).

Based on the amount of waste arisings in the base year, the total amount of biodegradables has been determined. This approach does not actually specify the degree of degradability but only specify to what extent the organic content is of biogenic origin, e.g. textiles are only listed at 50 % because it is assumed that about 50 % of the textiles are cotton or linen and the other 50 % are plastic.

The total amount of BMW in the base year is then reduced according to the requirements of the EU landfill directive. This is shown in Figure 4 alongside the predicted increases in total waste and total BMW amounts.



**Figure 4** Total BMW landfill allowances for the UK

For the assessment of the performance of MBT in terms of the reduction of biodegradables a guidance document was developed by the Environment Agency (ENVIRONMENT AGENCY, 2005).

The BMW content has to be determined for the waste input entering the MBT and for the products of the process, e. g. RDF and recyclables. The mass loss through biodegradation has to be determined and any change in the moisture content has to be accounted for by adjusting the moisture content of the material which is destined for landfilling to the moisture content of the input into the MBT.

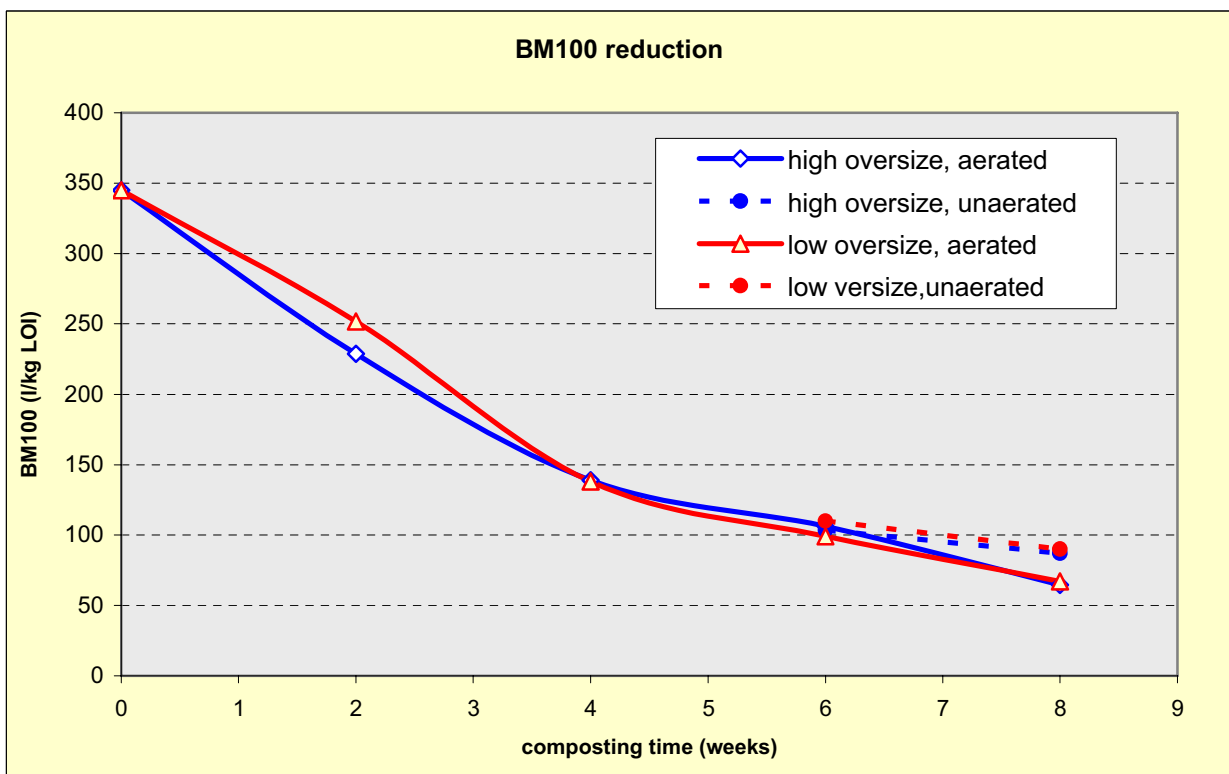
The adjusted mass loss is 100 % BMW and has to be subtracted from the BMW figure at the input to the MBT.

The biological degradability of the material at the beginning and end of the biological treatment has then to be determined and the relative reduction between these two test results is determined and used to further reduce the BMW mass remaining after the biological treatment.

The UK did its own research to determine which parameter is most suited for this purpose and selected a gas formation test over 100 days (BMP100) as the reference test. A dynamic respiration index test over 4 days (DR4) was selected as the most likely test

to have a direct correlation with the BMP100 test and one which would provide a quicker result compared with the BMP100 test. A comparison of the German/Austrian static respiration test AT4 with the DR4 showed that the AT4 is vulnerable for fresh waste, but further tests showed that it may be possible to modify the AT4 test to mitigate this vulnerability (Godley et al.; 2005).

Figure 5 shows the change of BM100 during the course of a composting process. The pattern of the curve is similar to results from testing composting processes using SRI (see Figure 2).

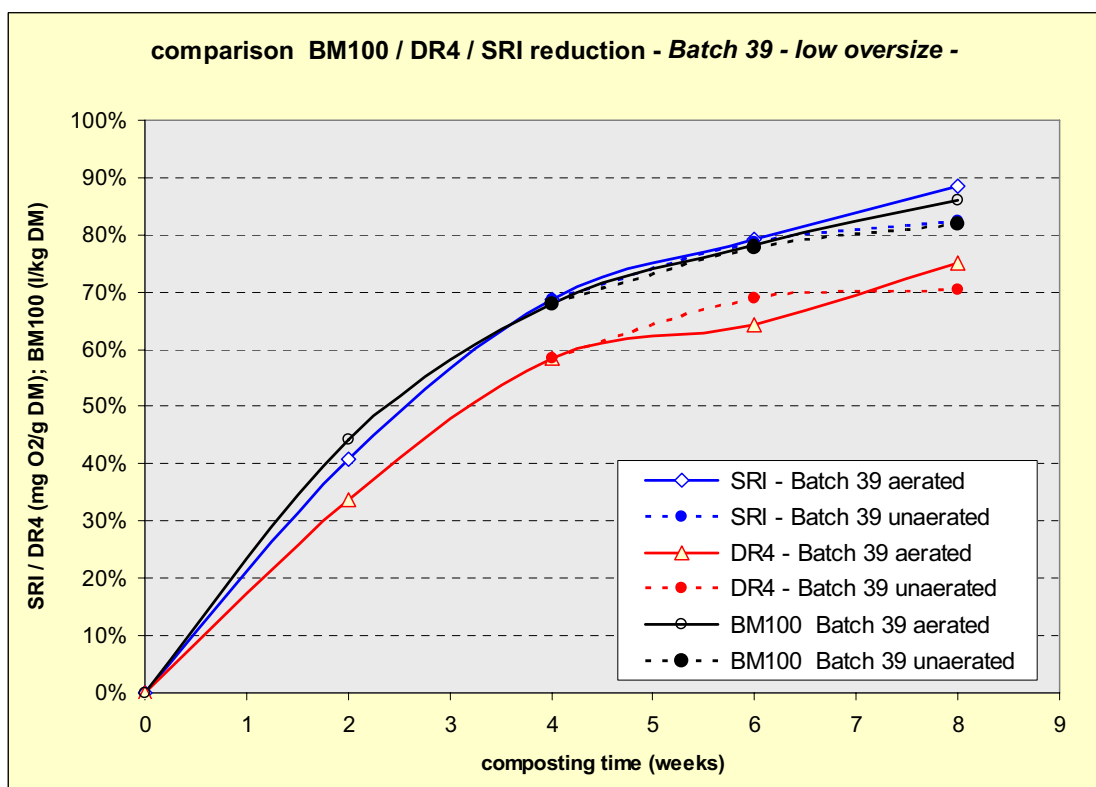


**Figure 5** Change in bio-stability over time as assessed using BM100 using the New Earth Solutions technology treating residual municipal solid waste with higher and lower proportions of oversize material being subjected to biological treatment

Parallel tests show a fairly comparable pattern in terms of the relative change during the course of a composting process using SRI (AT4), DR4 and BM100.

This suggests a good correlation between the different parameters which allows to adapt the experience in terms of performance of MBT gathered in central Europe over a period of 15 years to the situation in the UK.





**Figure 6** Change in bio-stability over time as assessed using BM100, DR4 and SRI using the New Earth Solutions technology treating residual municipal solid waste

### 6.4 Treatment time required to meet various targets

Based on extensive experience treatment periods required to meet the before discussed limits and approaches in terms of stabilisation can be specified. These figures are relevant for fairly technical, well designed facilities which have reference plants throughout Europe.

The UK approach does not provide a limit and hence is deemed to be flexible. As other requirements also apply, especially emission control, there might be limits triggered by these requirements.

	<b>Respiration activity &lt; 5 mg/g DM (German/Austrian limits)</b>	<b>Respiration activity &lt; 10 mg/g DM (EC limit ??)</b>	<b>UK approach</b>
<b>Composting</b>	<b>8 – 16 weeks</b>	<b>5 – 8 weeks</b>	<b>flexible ?? &gt; 4 weeks</b>
<b>AD + composting</b>	<b>2-3 weeks AD 4 – 10 weeks composting</b>	<b>2-3 weeks AD 2 – 5 weeks composting</b>	<b>flexible ?? 2-3 weeks AD &gt; 1 week composting</b>

## 7 References

- Anonym 2001 Document Biological treatment of Biowaste "DG ENV.A.2/LM/biowaste/2nd draft" of 12 February 2001
- Binner, E.; Zach, A.; Widerin, M. and P. Lechner 1997 unpublished data
- Bulson, H.A.J.; Mueller, W.; Pickering, J.; Gladding, T. and M. Idelmann 2005 Development of a dynamic housed windrow composting system: Performance testing and review of potential use of end products. ORA report for Canford Environmental. ENTRUST Project:841062.046; available online at: [www.O-R-A.co.uk](http://www.O-R-A.co.uk)
- Danhamer, H. Dach, J. and J. Jager 1998 Deponieverhalten mechanisch-biologisch und thermisch behandelten Restabfalls; in: Verein zur Förderung des Institutes WAR (Hrsg.) Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen, Schriftenreihe WAR; Band 105, Darmstadt
- DETR 2000 Waste Strategy 2000 England and Wales; [www.defra.gov.uk](http://www.defra.gov.uk)
- Environment Agency 2005 Guidance on monitoring MBT and other pre-treatment processes for the landfill allowances schemes (England and Wales) [http://www.environment-agency.gov.uk/commondata/acrobat/the\\_final\\_outputs\\_1096040.pdf](http://www.environment-agency.gov.uk/commondata/acrobat/the_final_outputs_1096040.pdf)
- Fricke, K. and W. Müller 1999 Stabilisierung von Restmüll durch mechanisch-biologische Behandlung und Auswirkungen auf die Deponierung, Endbericht zum BMBF-Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“, (<http://www.igw-witzenhausen.de>)
- Godley, A.; Muller, W.; Frederickson, j. and H. Barker 2005 Comparison of the SRI and DR4 biodegradation test methods for assessing the biodegradability of untreated and MBT treated municipal solid waste; Internationale Tagung MBA 2005, 23. – 25. November 2005 in Hannover, Germany
- Höring, K., Krümpelbeck, I. and H.-J. Ehrig 1999 Long-term Emission Behaviour of mechanical-biological pre-treated municipal solid waste Proceedings Sardinia 99, Seventh International Landfill Symposium, Sardinia, Italien
- Humer, M. and P. Lechner 1997 Grundlagen der biologischen Methanoxidation – Perspektiven für die Entsorgung von Deponiegas, Waste Reports No. 5, P. Lechner (Hrsg.), Universität für Bodenkultur, Wien, ISSN 1027-4006
- Hupe, K.; Leikam, K.; Heyer, K.-H. and R. Stegmann 1998 Auswirkungen der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen auf die Deponietechnik; Müll und Abfall; 3, S. 159 – 165
- Müller, W. and K. Fricke 1999 Anaerobic Digestion as integrated Part of a mechanical-biological waste treatment process, Proceedings of the International Conference ORBIT 99 on biological treatment of waste and the environment, 2. – 4. September, Weimar, Deutschland, ISBN 3-930894-20-3, S. 209 – 218
- Müller, W., Fricke, K. and H. Vogtmann 1998 Biodegradation of Organic Matter during Mechanical Biological Treatment of MSW Prior to Landfilling, Compost Science & Utilization, Volume 6, Number 3

**Anschrift der Verfasser(innen)**

Dr.-Ing. Wolfgang Müller

IGW Ingenieurgesellschaft Witzenhausen Fricke & Turk GmbH

Bischhäuser Aue 12

D-37213 Witzenhausen

Telefon +49 5542 930813

Email [w.mueller@igw-witzenhausen.de](mailto:w.mueller@igw-witzenhausen.de)

Website: [www.igw-witzenhausen.de](http://www.igw-witzenhausen.de)

# **Aktuelle Entwicklungen im Bereich der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) in Österreich**

**Christian Neubauer**

Umweltbundesamt, Wien

## **Mechanical-biological treatment of waste in Austria: current developments**

### **Abstract**

The current development in the field of the mechanical-biological treatment of municipal and industrial wastes in Austria is a clear indication of the rising importance of this form of waste treatment. In the beginning of the year 2007, 17 mechanical-biological treatment plants were in operation with a treatment capacity of approximately 686,500 tones. Two more facilities were being planned. This means that Austria has made a successful step in the direction of decentralized facilities for the pre-treatment of waste before land-fill as much before incineration. The mechanical-biological treatment of waste and of municipal waste in particular, is now firmly established as an alternative, and complementary, method to thermal treatment.

The rapid developments in Austria require a higher level of standardization for the operation of mechanical-biological treatment plants than provided for in the Landfill Ordinance, in order to be able to cut emissions into environmental media or to control them. A first step in this direction was already made in Austria in 2002 when a guideline was issued on the mechanical-biological treatment of waste. This guideline specifies a standard state-of-the-art technology and is intended to provide orientation for all parties concerned (especially planners, plant applicants and authorities).

The documented results from investigations on 16 MBT plants in the year 2006 show, that adaptation according to the state-of-the-art technology have been achieved only to a limited extent. Particularly need for action can be seen for the requirements concerning collection, reduction and cleaning of emissions into air. This is why a binding legal regulation (according to § 65 (1) of the Austrian Waste Management 2002 as amended) is recommended which would provide a suitable instrument in order to speed up the implementation of standard state-of-the-art technology as stipulated in the national guideline on the mechanical-biological treatment of waste.

### **Zusammenfassung**

Die Anforderungen an die Vorbehandlung vor der Ablagerung entsprechend der europäischen Richtlinie über Abfalldeponien wurden in Österreich durch die Deponieverordnung im Wesentlichen mit dem 1. Januar 2004 (in Ausnahmefällen ab dem 1. Januar 2009) rechtlich verbindlich umgesetzt. Durch diese nationale Umsetzung wurde in Österreich das Verfahren der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung als gleichberechtigt mit dem Verfahren der thermischen Abfallbehandlung zugelassen. Bei neun der 16 im Jahr 2005, mit einer maximalen Verarbeitungskapazität von insgesamt 669.350 Tonnen betriebenen MBA-Anlagen, sind mit dem Zeitpunkt 1. Januar 2004 eine wesentliche Adaptierung oder ein Neubau der Anlage verbunden. Die Berücksichtigung der Anforderungen der MBA-Richtlinie für die Genehmigung und den Betrieb der MBA-Anlagen erfolgte jedoch, belegt durch die dokumentierten Erhebungen der behandelten Abfallmengen, Verfahrensabläufe sowie Auflagen der Genehmigungsbescheide nur im ein-

geschränkten Ausmaß. Aus diesem Grund wird eine verbindliche rechtliche Regelung (gemäß § 65 Abs. 1 AWG 2002 i.d.g.F.) als geeignetes Instrumentarium empfohlen, um die Umsetzung eines einheitlichen Stands der Technik entsprechend der MBA-Richtlinie zu beschleunigen.

### **Keywords**

Mechanische Abfallbehandlung, Biologische Abfallbehandlung, Mechanisch-biologische Abfallbehandlung, Abfallbehandlung in Österreich, Behandlung von Siedlungsabfällen, Abfallvorbehandlung.

Mechanical waste treatment, biological waste treatment, mechanical-biological treatment, waste treatment in Austria, treatment of municipal waste, preparatory waste treatment.

## **1 Entwicklungen in Österreich**

Die Abfallwirtschaft in Österreich wurde in den letzten Jahren maßgebend von den Vorgaben der Deponieverordnung (BGBl. Nr. 164/1996 i.d.F. BGBl. II Nr. 49/2004) geprägt. Um die Anforderungen der Deponieverordnung zu erfüllen, muss ein Großteil der Abfälle – vor allem Siedlungsabfälle und ähnliche Gewerbeabfälle (Restmüll) – vor der Deponierung thermisch oder mechanisch-biologisch behandelt werden. Durch diese Vorbehandlung wird das Volumen und das Gasbildungspotential der letztendlich deponierten Abfälle wesentlich reduziert, wodurch Deponievolumen eingespart und der Aufwand für die Nachsorge des Deponiekörpers vermindert wird. Das aus Deponiekörpern austretende klimarelevante Treibhausgas Methan ( $\text{CH}_4$ ) erfährt durch die verstärkte Vorbehandlung eine wesentliche Reduktion.

Mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle dürfen den festgelegten Grenzwert von fünf Massenprozent TOC überschreiten, wenn der obere Heizwert ( $H_o$ ) den Grenzwert von 6.000 kJ/kg TS (in besonderen Fällen 6.600 kJ/kg TS) unterschreitet. Weiters müssen mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle vor der Ablagerung die Grenzwerte der Stabilitätsparameter zum Nachweis der biologischen Stabilisierung sowie die Schadstoffgrenzwerte für Massenabfalldeponien einhalten. Durch diese Anforderungen wird sichergestellt, dass nur reaktionsarme Abfälle abgelagert werden und heizwertreiche Fraktionen zur Energiegewinnung genutzt werden.

Mit der Richtlinie für die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen (MBA-Richtlinie) wurde bereits im Jahr 2002 durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Lebensministerium) ein einheitlicher Stand der Technik in Form von Anforderungen für einen umweltgerechten Betrieb von MBA-Anlagen vorgegeben.

Auch um zu beurteilen, ob und in welchem Umfang die Anforderungen der MBA-Richtlinie beim Betrieb der MBA-Anlagen bereits Berücksichtigung finden, wurde im Jahr 2006 der aktuelle Status der MBA in Österreich durch das Umweltbundesamt in

Kooperation mit dem Lebensministerium erhoben. Daten zu Abfallmenge, Anlagenbetrieb und Verfahrensablauf sowie zu Auflagen aus Genehmigungsbescheiden wurden bei allen 16 im Erhebungszeitraum in Betrieb befindlichen MBA-Anlagen in möglichst hoher Detaillierung erhoben und in einer Publikation des Umweltbundesamtes zum „Ist-Stand der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Österreich – Zustandsbericht 2006“ veröffentlicht (Download unter <http://www.umweltbundesamt.at/mba>).

## 2 Anlagenstandorte und -kapazitäten in Österreich

**Tabelle 1** Kapazitäten zur MBA von Siedlungs- und ähnlichen Gewerbeabfällen im Jahr 2007.

Standort	Bundesland	Behandlung seit	Input 2007 <sup>1</sup>	Kapazität 2007 <sup>2</sup> (t/a)
Aich-Assach	Steiermark	1977	RM, GA, KS, SM	15.250
Allerheiligen	Steiermark	1979	RM, KS, SM	17.100
Fischamend	Niederösterreich	1997	RM, GA, SM	27.000
Frohnleiten	Steiermark	2004	RM, KS	65.000
Frojach-Katsch	Steiermark	1981	RM, SM	4.000
Halbenrain	Steiermark	2004	RM, GA, KS, SM	70.000
Kufstein	Tirol	1995	RM, SM	9.500
Lavant	Ost-Tirol	2006	RM, GA, KS, SM	17.000
Liezen	Steiermark	2004	RM, GA, SM	25.000
Linz	Oberösterreich	2004	RM	65.000
Neunkirchen	Niederösterreich	1985	RM, GA, SM	28.500
Oberpullendorf	Burgenland	1978	RM, KS, SM	82.000
Ort im Innkreis	Oberösterreich	1976	RM, SM	15.000
Siggerwiesen	Salzburg	1978	RM, GA, SM	140.000
St. Pölten	Niederösterreich	2005	RM, GA, SM	42.000
Wiener Neustadt	Niederösterreich	2005	RM, SM	24.000
Zell am See	Salzburg	1978	RM, GA, KS, SM	40.000
<b>Summe Kapazität</b>				<b>max. 686.350</b>

<sup>1</sup> RM: Restmüll (Siedlungs- und ähnliche Gewerbeabfälle), GA: Gewerbeabfälle, KS: Klärschlämme, SM: Sperrmüll; Neben den angeführten Inputfraktionen können weitere biologisch behandelbare Abfälle entsprechend MBA-Richtlinie in den mechanisch-biologischen Behandlungsprozess eingebracht werden.

<sup>2</sup> Kapazitäten nach derzeitiger Betriebsweise oder Ausbaustufe; Kapazitäten zur Verarbeitung von getrennt gesammelten biogenen Abfällen, welche in eigenen verfahrenstechnisch getrennten Verarbeitungslinien in der Anlage behandelt werden (Kompostierung), sind in den angegebenen Kapazitäten nicht enthalten.

Die neuen rechtlichen Anforderungen im Hinblick auf eine verpflichtende Vorbehandlung von Siedlungsabfällen und ähnlichen Gewerbeabfällen (Restmüll) vor der Ablagerung haben nicht nur zu einer Adaptierung der Altanlagen sondern auch zum Bau von

Neuanlagen geführt, wobei insgesamt alle MBA-Anlagen mit ausschließlich aerober Verfahrenstechnologie ausgestattet sind. Tabelle 1 zeigt die mit Jahresbeginn 2007 in Betrieb befindlichen MBA-Anlagen mit deren Kapazitäten. Da neben Siedlungs- und ähnlichen Gewerbeabfällen auch andere biologisch behandelbare Abfälle in eine MBA-Anlage eingebracht werden, steht nicht die gesamte Kapazität einer MBA-Anlage zur Behandlung von Siedlungs- und ähnlichen Gewerbeabfällen zur Verfügung.

Mit einer Gesamtkapazität von insgesamt 686.350 Tonnen hat sich in Österreich die aerobe mechanisch-biologische Abfallbehandlung, insbesondere von Siedlungsabfällen als alternatives und begleitendes Vorbehandlungsverfahren zur thermischen Behandlung etabliert.

### **3 Beurteilung des Ist-Standes**

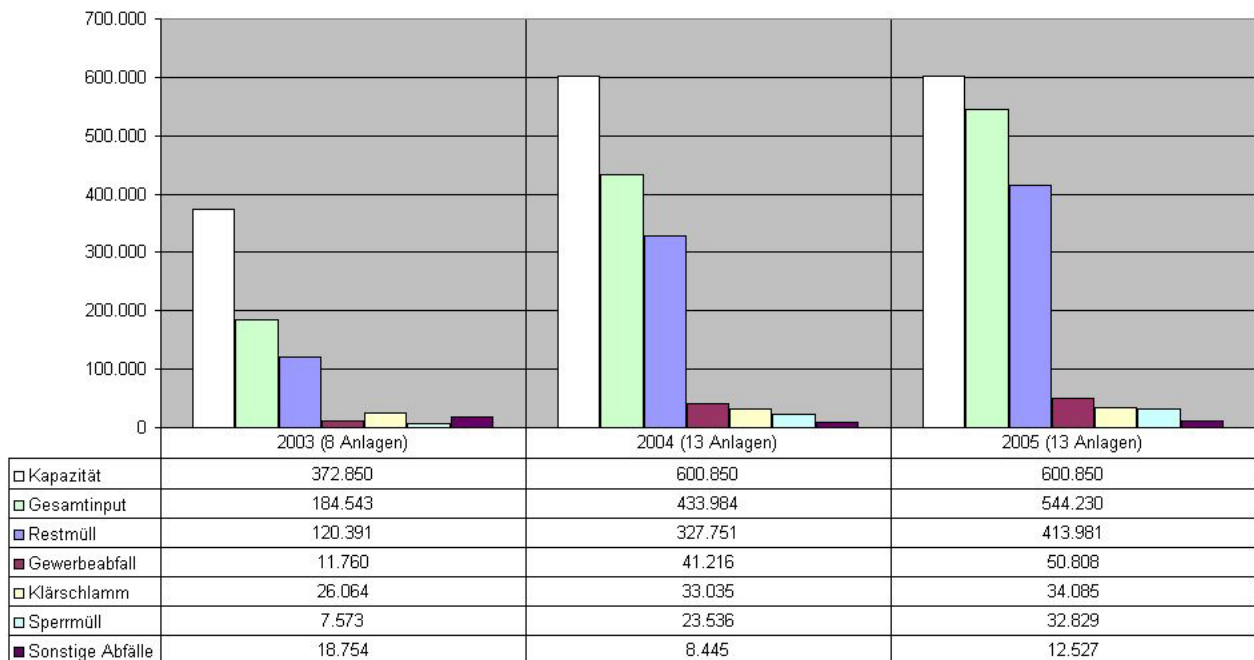
Um zu beurteilen, ob und in welchem Umfang die Anforderungen der MBA-Richtlinie beim Betrieb der MBA-Anlagen bereits Berücksichtigung finden, wurde der aktuelle Status der MBA in Österreich über Anlagenbesichtigungen und intensiven Kontakt mit den Anlagenbetreibern erhoben. 16 im Jahr 2006 in Betrieb befindliche MBA-Anlagen wurden in möglichst hoher Detaillierung dargestellt. Anhand der Darstellung des Ist-Stands konnten die bereits erfolgten und die noch erforderlichen Anpassungen an den Stand der Technik der MBA-Richtlinie beurteilt werden. Die Ergebnisse wurden in einem Zustandsbericht zur MBA in Österreich (<http://www.umweltbundesamt.at/mba>) veröffentlicht. Im Folgenden werden wesentliche Ergebnisse daraus dargestellt.

#### **3.1 Behandelte Abfallmengen**

Insgesamt konnten von 13 MBA-Anlagen Bilanzierungen erstellt werden, in welchen alle wesentlichen In- und Outputabfallmengen sowie in vielen Fällen auch Abluftmengen erhoben werden konnten. Davon wurden im Jahr 2003 erst acht Anlagen, und ab dem Jahr 2004 sämtliche 13 MBA-Anlagen betrieben. Die Auslastung der 13 bilanzierten MBA-Anlagen (Verhältnis von Gesamtinput zu Kapazität) lag im Jahr 2005 bei etwa 91 %, wobei aufgrund des zunehmenden Volllastbetriebes von erst vor kurzem in Betrieb gegangenen MBA-Anlagen mit einer weiter steigenden Auslastung gerechnet werden kann.

Beim Gesamtinput kam es zu einer Steigerung von 184.543 Tonnen im Jahr 2003 (acht bilanzierte MBA-Anlagen) auf 544.230 Tonnen im Jahr 2005 (13 bilanzierte MBA-Anlagen). Das mengenmäßige Verhältnis der behandelten Abfallinputfraktionen bezogen auf den Gesamtinput hat sich vor allem vom Jahr 2003 auf das Jahr 2004 stark verändert. Die Veränderungen vom Jahr 2004 auf das Jahr 2005 waren hingegen verhältnismäßig gering.

Abbildung 1 zeigt die in den bilanzierten MBA-Anlagen zur Behandlung übernommenen Abfallfraktionen und -mengen der Jahre 2003, 2004 und 2005 im Vergleich zur Kapazität der MBA-Anlagen.



**Abbildung 1** Behandelte Abfallmengen in MBA-Anlagen 2003-2005 in Tonnen.

Als mengenmäßig bedeutendste Abfallinputfraktion hat dabei der Restmüllinput (Siedlungs- und ähnlicher Gewerbeabfall) von ca. 65 % bzw. 120.391 Tonnen im Jahr 2003 (für acht bilanzierte MBA-Anlagen) auf ca. 76 % bzw. 413.981 Tonnen im Jahr 2005 (für 13 bilanzierte MBA-Anlagen) zugenommen. Die Menge im Jahr 2005 entspricht rund 68 % der Gesamtkapazität von 600.850 Tonnen der 13 bilanzierten MBA-Anlagen.

Als weitere mengenmäßig relevante Abfallfraktion werden gemischte Gewerbeabfälle aus gewerblichen und industriellen Betrieben in die MBA-Anlagen eingebracht. Der Anteil am Gesamtinput ist im Betrachtungszeitraum von ca. 6 % bzw. 11.760 Tonnen im Jahr 2003 (für acht bilanzierte MBA-Anlagen) auf ca. 9 % bzw. 50.808 Tonnen im Jahr 2005 (für 13 bilanzierte MBA-Anlagen) leicht gestiegen.

Einen rückläufigen Trend zeigt der Anteil an Klärschlämmen am Gesamtinput. Dieser hat im Betrachtungszeitraum von ca. 14 % im Jahr 2003 (für acht bilanzierte MBA-Anlagen) auf ca. 6 % im Jahr 2005 (für 13 bilanzierte MBA-Anlagen) abgenommen, wobei der überwiegende Anteil des behandelten Klärschlammes (über 90 %) bereits vor der Einbringung in den MBA-Prozess durch eine entsprechende Vorbehandlung stabilisiert war. Gründe für den anteilmäßigen Rückgang sind einerseits die sich zunehmend entwickelnden alternativen Behandlungsmethoden für Klärschlamm (Trocknung und verstärkte thermische Behandlung) und andererseits die negativen Auswirkungen des er-



höhten Stickstoffeintrages in den Rotteprozess durch den Klärschlamm (u. a. Geruchsproblematik und Ammoniakbildung).

Mengenmäßig haben aufgrund der Kapazitätserweiterungen in den letzten Jahren die verarbeiteten Klärschlämme noch eine leichte Zunahme von 26.064 Tonnen im Jahr 2003 (für acht bilanzierte MBA-Anlagen) auf 34.085 Tonnen im Jahr 2005 (für 13 bilanzierte MBA-Anlagen) erfahren.

Der Anteil des Sperrmülls am Gesamtinput ist im Betrachtungszeitraum von ca. 4 % bzw. 7.573 Tonnen im Jahr 2003 (für acht bilanzierte MBA-Anlagen) auf ca. 6 % bzw. 32.829 Tonnen im Jahr 2005 (für 13 bilanzierte MBA-Anlagen) leicht gestiegen. Der angelieferte Sperrmüll durchläuft meist vor dem eigentlichen MBA-Prozess eine (Vor-) Sortierung am Anlagenstandort, bei der große Mengen an Stör- und Wertstoffen ausgeschleust werden.

Neben den mengenmäßig wesentlichen Inputfraktionen werden in die MBA-Anlagen auch getrennt gesammelte Kunststoffe, welche ausnahmslos eine weitere Sortierung im Zuge der mechanischen Aufbereitung durchlaufen, Rückstände aus der Kanalisation und Abwasserbehandlung, Straßenkehricht, Baumischabfälle sowie überlagerte Lebensmittel in die MBA-Anlagen eingebracht. Der Anteil am Gesamtinput betrug im Jahr 2005 für 13 bilanzierte MBA-Anlagen ca. 2 % bzw. 12.527 Tonnen, und liegt damit wesentlich unter jenem des Jahres 2003 von ca. 10 % bzw. 18.754 Tonnen (für acht bilanzierte MBA-Anlagen).

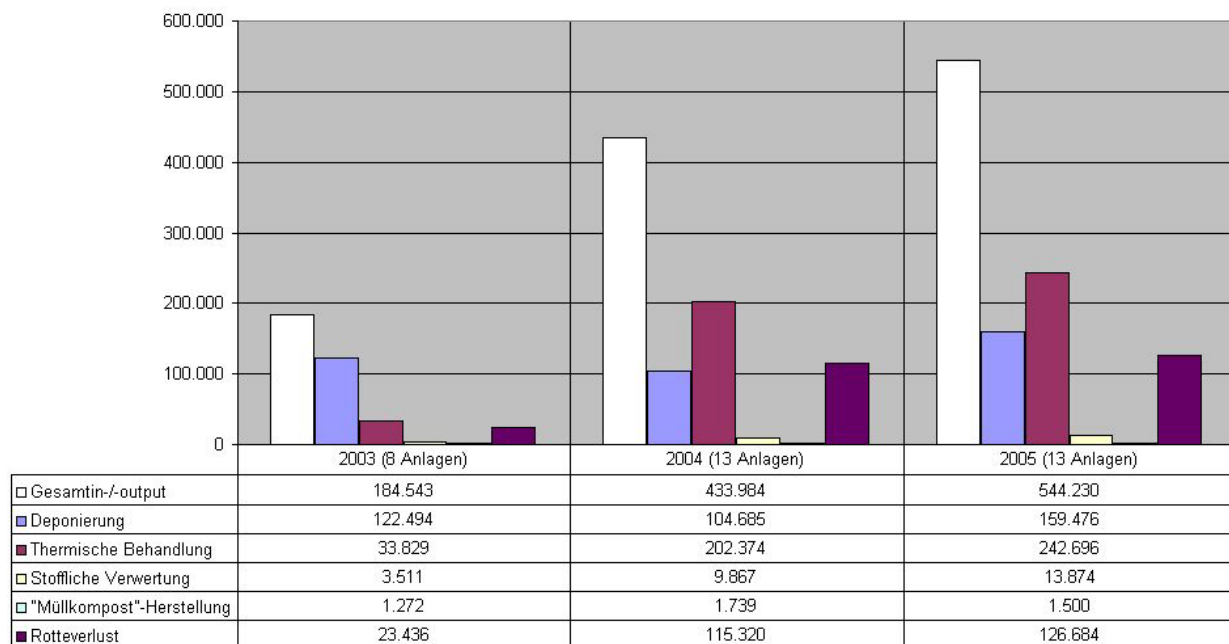
### **3.2 Anlagenoutput zur weiteren Behandlung**

Der Anlagenoutput einer MBA-Anlage ist wesentlich von deren Zielsetzung abhängig. In Abhängigkeit von den Stoffeigenschaften können die Outputfraktionen einer MBA-Anlage einer Deponierung, einer weiteren thermischen Behandlung oder einer stofflichen Verwertung zugeführt werden. Abbildung 2 zeigt die Outputfraktionen und -mengen der Jahre 2003, 2004 und 2005 für die bilanzierten MBA-Anlagen, wobei auch bei den Outputfraktionen ähnlich wie bei den Abfallinputfraktionen eine starke Veränderung der Massenverhältnisse vom Jahr 2003 auf das Jahr 2004 festzustellen ist.

Bei vollständiger Bilanzierung entspricht der Input dem Output. Als Differenz zwischen festem In- und Output ergibt sich der Rotteverlust. Dieser beschreibt die Gewichtsreduktion durch biologische Abbauprozesse bzw. durch die Trocknungsphase. In diesen als Rotteverlust zusammengefassten Massendifferenzen sind auch nicht in den anderen Outputs dieser Datenerhebung berücksichtigte abgetrennte Stör- und Wertstoffe enthalten.

Im Jahr 2003 lag der Anteil der Deponiefraktion für acht bilanzierte MBA-Anlagen noch bei ca. 66 %, im Jahr 2005 wurden nur mehr ca. 29 % des Outputs (von 13 bilanzierten

Anlagen) einer Deponierung zugeführt. Während im Jahr 2003 noch die gesamte hergestellte Deponiefraktion nicht zwingend den ab 2004 ergänzenden Ablagerungskriterien der Deponieverordnung (Brennwertkriterium und Stabilitätsparameter) entsprochen hat, entsprach im Jahr 2005 nur mehr ein prozentmäßig sehr geringer Anteil von ca. 4 % der Deponiefraktion aller bilanzierten MBA-Anlagen nicht diesen Kriterien. Eine Ablagerung dieser, nicht das Brennwertkriterium und die Stabilitätsparameter einhaltende Fraktion, ist nur in Bundesländern mit entsprechender Ausnahmeregelung (Möglichkeit der Ausnahmeregelung für das Verbot der Deponierung bestimmter unbehandelter Abfälle per Erlass einer Verordnung des betreffenden Landeshauptmanns) möglich.



**Abbildung 2** Abfalloutput von MBA-Anlagen 2003-2005 in Tonnen.

Die Mengen an heizwertreichen Outputfraktionen aus dem MBA-Prozess haben im Betrachtungszeitraum 2003–2005 einen großen Zuwachs erfahren. Im Wesentlichen durch die Ablagerungskriterien (u. a. das Brennwertkriterium) werden durch den MBA-Prozess verstärkt hochkalorische Fraktionen ausgeschleust und einer nachfolgenden thermischen Behandlung zugeführt.

Von ca. 18 % bzw. 33.629 Tonnen im Jahr 2003 (für acht bilanzierte MBA-Anlagen) haben sich die Mengen zur thermischen Behandlung auf ca. 45 % bzw. 242.696 Tonnen im Jahr 2005 (für 13 bilanzierte MBA-Anlagen) gesteigert. Diese Entwicklung resultiert aus der Umsetzung der Deponieverordnung und zeigt deutlich die verstärkte Lenkung der Restmüllströme (auch nach entsprechender Vorbehandlung) in Richtung thermische Behandlung. Je nach Beschaffenheit bzw. Qualität der abgetrennten heizwertreichen Fraktionen kann die thermische Behandlung mittels unterschiedlicher Feuerungstechnologien erfolgen. Grobfraktionen können nur in Rostfeuerungsanlagen verbrannt werden. Aufbereitete, zerkleinerte heizwertreiche Fraktionen werden bevorzugt in Wirbelschicht-

anlagen verfeuert. Fraktionen mit hohen Heizwerten und geringen Schadstoffbelastungen können auch zur Herstellung von Ersatz-Brennstoffen dienen, die in geeigneten industriellen Feuerungsanlagen mitverbrannt werden können.

Der mengenmäßig größte Anteil der abgetrennten heizwertreichen Fraktionen wird in Wirbelschichtanlagen thermisch behandelt, wobei hier eine starke Zunahme von ca. 50 % bzw. 16.852 Tonnen im Jahr 2003 (von acht bilanzierten MBA-Anlagen) auf ca. 76 % bzw. 184.995 Tonnen im Jahr 2005 (von 13 bilanzierten MBA-Anlagen) zu verzeichnen war. Rostfeuerungsanlagen spielen für die Behandlung von MBA-Outputfraktionen insgesamt eine untergeordnete Rolle.

Beginnend mit dem Jahr 2004 werden auch erstmals heizwertreiche Fraktionen aus MBA-Anlagen zur Herstellung von Ersatz-Brennstoffen eingesetzt. Der Anteil im Jahr 2005 lag für 13 bilanzierte MBA-Anlagen bei einem noch geringen Wert von ca. 4 % bzw. 9.100 Tonnen bezogen auf die gesamten abgetrennten heizwertreichen Fraktionen.

Als Output zur stofflichen Verwertung wurden die Stoffströme von Kunststoffen, Fe-Metallen und NE-Metallen erhoben. Generell stellen die Outputfraktionen zur stofflichen Verwertung mit 2,5 % bzw. 13.874 Tonnen im Jahr 2005 (für 13 bilanzierte MBA-Anlagen) einen sehr kleinen Anteil dar, verglichen zur Deponiefraktion oder Fraktionen zur thermischen Behandlung.

Nicht immer konnte quantifiziert werden, welche Stoffmengen im Zuge der Vorsortierung bzw. der Abtrennung von Stör- und Wertstoffen vor dem Einbringen in den mechanisch-biologischen Behandlungsprozess am Anlagenstandort abgetrennt wurden. Teilmengen von Kunststoffen, Fe-Metallen und NE-Metallen finden sich deshalb in den Mengenangaben zum Rotteverlust wieder, der über die Differenz zwischen in- und Output ermittelt wurde. Somit handelt es sich bei den Angaben der Mengen zur stofflichen Verwertung stets um Mindestmengen, welche meist im Zuge der mechanischen Aufbereitung abgetrennt wurden.

Mit 0,3 % aller Outputströme im Jahr 2005 (von 13 bilanzierten MBA-Anlagen) spielen die Mengen an hergestellten „Müllkomposten“ insgesamt eine untergeordnete Rolle. Müllkompost darf nur zur Pflege oder Herstellung einer Deponie-Rekultivierungsschicht (ausgenommen auf Bodenaushubdeponien) oder im Biofilterbau verwendet werden, wobei besondere Kennzeichnungs- und Meldepflichten der Kompostverordnung (BGBl. II Nr. 292/2001) zu beachten sind.

Die Intensivierung und Anpassung der Rotteprozessführung an den Stand der Technik bewirkte eine Optimierung des aeroben Abbauprozesses. Ersichtlich wird dies aus einem Anstieg des Rotteverlustes von ca. 13 % im Jahr 2003 (für acht bilanzierte MBA-Anlagen) auf ca. 23 % im Jahr 2005 (für 13 bilanzierte MBA-Anlagen), bezogen auf die

Gesamtinputmenge. Der Rotteverlust ist dabei ein Maß für die Gewichtsreduktion im Zuge der biologischen Abbauvorgänge.

### **3.3 Emissionsbezogene Anforderungen**

Die Abluft aus bestimmten Prozessen (u. a. Lagerung, mechanische Aufbereitung und biologische Behandlung) ist gemäß MBA-Richtlinie einer Abgasreinigung zuzuführen oder als Zuluft für den Rottevorgang heranzuziehen. Bei den 16 betrachteten MBA-Anlagen werden die Abluftströme aus drei Flach- und zwei Tiefbunkerbereichen, aus vier mechanischen Aufbereitungsbereichen vor der biologischen Behandlung und aus zwei Intensiv-/Hauptrotteprozessen mit einer mindestens vierwöchigen Behandlungsdauer ins Freie ohne Reinigung oder Nutzung abgeleitet. Des Weiteren werden Abluftströme aus einem Trocknungsprozess, welcher der Vorbehandlung vor einer weiteren biologischen Behandlung dient, ins Freie ohne Reinigung oder Nutzung abgeleitet. Die Prozessführung mit einer Ableitung der Abluftströme aus diesen Bereichen ins Freie ohne Reinigung oder Nutzung entspricht nicht dem Stand der Technik der MBA-Richtlinie.

Als Abgasreinigungsaggregate kommen für die Abgasströme aus der mechanischen Aufbereitung vorwiegend Staubfilter in der Ausführung von Schlauchfiltern zum Einsatz, wobei insgesamt sieben MBA-Anlagen eine Reinigung dieser Abgasströme über Staubfilter vorsehen.

In den betrachteten MBA-Anlagen kommen für die Behandlung der Abgase aus den aerob biologischen Behandlungsprozessen unterschiedliche Abgasreinigungsaggregate zur Anwendung. Drei der 16 betrachteten MBA-Anlagen führen die Abgase der aeroben biologischen Behandlung keiner Abgasreinigung zu. Vier MBA-Anlagen verwenden ausschließlich einen Biofilter zur Abgasreinigung. Das am Häufigsten eingesetzte Abgasreinigungsverfahren der Kombination eines Wäschers mit einem Biofilter wird bei sieben MBA-Anlagen eingesetzt. Bei einer MBA-Anlage kommt das Verfahren der Regenerativen Thermischen Oxidation (RTO) in Kombination mit einem Wäscher und Biofilter zur Anwendung. Bei einer der 16 MBA-Anlagen wird das Abgas aus der aerob biologischen Behandlung über ein Rotte-Filter-Verfahren in die Umgebung abgegeben.

In der MBA-Richtlinie werden Grenzwerte für Abgasemissionen aus dem mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsprozess definiert. Diese sollen u. a. den Behörden als Unterlage in den Verfahren zur Genehmigung von MBA-Anlagen dienen. Des Weiteren werden auch im „Reference Document on Best Available Techniques for the Waste Treatments Industries“ (European Commission 2005) übliche Emissionswerte für Luftschadstoffe ausgewählter Parameter (VOC, Staub, Geruch und NH<sub>3</sub>) bei Anwendung der „Besten Verfügbaren Technik (BVT)“ definiert. Derzeit finden die Begrenzungen der Abgasemissionen der MBA-Richtlinie in den Genehmigungsbescheiden der MBA-Internationale Tagung MBA 2007 [www.wasteconsult.de](http://www.wasteconsult.de)

Anlagen nur eingeschränkt Berücksichtigung, auch deshalb, weil die Genehmigung einiger MBA-Anlagen vor der Herausgabe der MBA-Richtlinie erfolgte.

Bei insgesamt acht MBA-Anlagen werden Abgasemissionen durch Emissionsgrenzwerte oder Frachtbegrenzungen in Auflagenpunkten des jeweiligen Genehmigungsbescheides begrenzt. Der Schadstoffparameter „Organische Stoffe, angegeben als Gesamtkohlenstoff“ wird bei sechs, der Parameter „Stickstoffoxide, angegeben als Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>)“ bei einer (MBA-Anlage mit thermischer Abluftreinigung), der Parameter „Ammoniak“ bei vier und die Parameter „Gesamtstaub“ und „Geruchsstoffe“ jeweils bei acht MBA-Anlagen begrenzt. Die über Auflagen festgelegten Grenzwerte orientieren sich dabei im Wesentlichen an den Grenzwerten der MBA-Richtlinie, wobei es vereinzelt doch zu starken Abweichungen kommt.

Der Grenzwert als Halbstundenmittelwert (HMW) für den Parameter „Organische Stoffe, angegeben als Gesamtkohlenstoff“ wird bei vier MBA-Anlagen nicht so streng wie in der MBA-Richtlinie vorgeschlagen (40 mg/Nm<sup>3</sup>), definiert. Als höchstzulässige Konzentration wird für eine MBA-Anlage dabei ein Grenzwert von 150 mg/Nm<sup>3</sup> vorgeschrieben. Bei einer MBA-Anlage wird gemäß Bescheid der Grenzwert als Parameter „Organische Stoffe, angegeben als Gesamtkohlenstoff (ohne Methan)“ angegeben (100 mg/Nm<sup>3</sup>, ohne Methan).

Der Grenzwert für den Parameter „Geruchsstoffe“ wird bei drei MBA-Anlagen strenger als in der MBA-Richtlinie (500 GE/m<sup>3</sup>) definiert. Als strengste Auflage wird für eine MBA-Anlage ein Grenzwert von 100 GE/m<sup>3</sup> vorgeschrieben.

## 4 Zusammenfassung und Ausblick

Für IPPC-Behandlungsanlagen besteht bereits die Verpflichtung nach der Anwendung der „Besten verfügbaren Techniken (BVT)“ bei allen Neuanlagen und spätestens ab 31. Oktober 2007 auch bei allen bestehenden Anlagen (vgl. § 78 Abs. 5 AWG 2002 i.d.g.F.). Spätestens ab diesem Zeitpunkt muss bei IPPC-Behandlungsanlagen eine Anpassung an die BVT erfolgt sein. Sowohl Anlagenbetreiber als auch Genehmigungsbehörden sind zur fristgerechten Einhaltung dieser Anpassung entsprechend aufgefordert, wobei das BAT Reference Document (BREF) „Waste Treatments Industries“ (European Commission 2005) hierzu in Punkt 5 die besten verfügbaren Techniken (BVT) auch für die mechanisch-biologische Abfallbehandlung definiert:

<http://eippcb.jrc.es/pages/FActivities.htm>.

Eine Anpassung bestehender, nicht IPPC-pflichtiger MBA-Altanlagen an den Stand der Technik und somit ein weitestgehend nach denselben Auflagen erfolgreicher Betrieb von MBA-Anlagen in Österreich, kann nach Einschätzung der Autoren lediglich durch eine

verbindliche rechtliche Regelung (z.B. mit Verordnung) sichergestellt werden. Vor allem die Begrenzung der Abgasemissionen ist entsprechend Statuserhebung noch weit von einer Vereinheitlichung entfernt, woraus sich im Hinblick auf einen einheitlichen Stand der Technik ein wesentlicher Handlungsbedarf ableiten lässt. Es muss unter Berücksichtigung einer Übergangszeit jedenfalls ausgeschlossen werden, dass MBA-Anlagen z.B. mit offenen Haupttrottesystemen ohne Ablufferfassungs- und -reinigungssysteme betrieben werden können.

Die Anpassung an den Stand der Technik erfolgte, belegt durch die dokumentierten Erhebungen, nur im eingeschränkten Ausmaß. Aus diesem Grund wird abschließend eine verbindliche rechtliche Regelung (gemäß § 65 Abs. 1 AWG 2002 i.d.g.F.) als geeignetes Instrumentarium empfohlen, um die Umsetzung eines einheitlichen Stands der Technik entsprechend der MBA-Richtlinie zu beschleunigen.

## 5 Literatur

- |   |      |   |
|---|------|---|
| Umweltbundesamt Österreich  | 2006 | Ist-Stand der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) in Österreich: Zustandsbericht 2006. Umweltbundesamt, Wien.  |
| European Commission   | 2005 | Integrated Pollution Prevention and Control, Reference Document on Best Available Techniques for the Waste Treatments Industries, Dated August 2005. Institute for Prospective Technological Studies, European Commission, Seville.                                 |
| Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Österreich | 2002 | Richtlinie des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft für die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen, ausgegeben am 1. März 2002. Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. |
| Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Österreich | 2001 | Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen (Kompostverordnung 2001, BGBl. II Nr. 292/2001).   |
| Rat der europäischen Union  | 1999 | RL 99/31/EG, Richtlinie des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien (Deponierichtlinie 1999). Rat der europäischen Union, Brüssel.   |
| Rat der europäischen Union  | 1996 | RL 96/61/EG, Richtlinie des Rates vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IPPC-Richtlinie 1996). Rat der europäischen Union, Brüssel.  |

Rat der europäischen Union	1996	RL 96/61/EG, Richtlinie des Rates vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IPPC-Richtlinie 1996). Rat der europäischen Union, Brüssel.
Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Österreich	1996	Verordnung des Bundesministers für Umwelt über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung 1996, BGBl. Nr. 164/1996 i.d.F. BGBl. II Nr. 49/2004).

### **Anschrift des Verfassers**

Dipl.-Ing. Christian Neubauer  
Umweltbundesamt GmbH  
Stellvertretende Abteilungsleitung Abfallbehandlung & Abfalldatenmanagement  
Spittelauer Lände 5  
A-1090 Wien  
Telefon +43 1 31 304 55 38  
Email: christian.neubauer@umweltbundesamt.at  
Website: www.umweltbundesamt.at

# Drawing the Materials Balance for an MBT Cycle from Routine Process Measures in a MBT Plant located in Venice

Salvatore Nicosia\*, Placido A. Lanza\*, Giorgio Spataro\*, Francesco Casarin\*\*

\*Università di Palermo, DIIAA -

Dipartimento di Ingegneria Idraulica e Applicazioni Ambientali, Palermo, Italia;

\*\*VESTA SpA – Venezia Servizi Territoriali e Ambientali, Venezia, Italia

## Darstellung der Materialbilanz aus Messungen beim Routineprozeß einer MBA in Venedig

### Abstract

An observation term was carried on in an MBT plant owned and run by a public Company to treat MSW left by separate collection. All observations and measurements were made without interfering with the ordinary operation rules, in order to assess the efficiency of one process cycle for a given batch of waste. Analytical data came from both a) process instruments and b) physical analysis of a batch of waste entering / exiting from a selected *bio-cell*.

From the process mass losses (about 37% – including moisture evaporation – in that single process cycle) the theoretical amounts of water and carbon dioxide produced by biodegradation were calculated. A verification of the results was tried through a thermal balance, comparing the energy released by degradation with the energy losses from the bio-cell. The results showed a fair agreement, within 80%; what appeared critical is the knowledge of the chemical composition of fermentable waste (taken as cellulose as first attempt) and the actual amount of heat developed by biological oxidation.

### Keywords

MBT, RDF, organic waste, aerobic degradation, process energy balance, process mass balance.

## 1 Introduction

This study is the result of an observation term carried on in November 2003 in an MBT plant sited in the industrial area of Venice (Italy), owned and run by the public Company VE.S.T.A. S.p.A.. The process investigated is a *dry type* one; it treats MSW left by separate collection of glass, plastics, aluminium cans, paper and cardboard, textiles and organic waste and is operated on the “Herhof-Ladurner” concept of forced-aeration batch fermentation cells to produce an RDF cleaned from readily degradable organics, dried and sanitized.

All observations and measurements were made without interfering with the ordinary operation rules or diverting fluxes. The aim was to assess the efficiency of the process, for



a given batch of waste fed to the unit at a given time in a given season. No general deduction should therefore be drawn about the process *per se*.

The plant is fitted with the ordinary process instrumentation; all data we used are drawn from the records. Analytical data came from both a) process instruments and b) physical analysis of a batch of mechanically pre-treated waste entering / exiting from a selected *bio-cell* out of 15 in the plant. To this aim a representative sample of each was taken out and was sorted into 7 fractions, which in turn were singularly analysed for moisture and Volatile Solids. Plastics, although *volatile* at 600 °C, were obviously excluded from the amount of biodegradable matter in the sample defined and determined in this way.

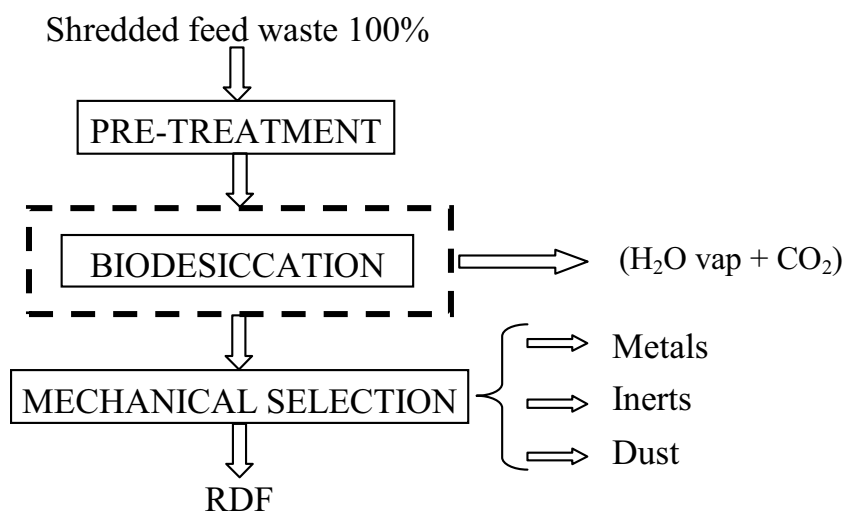
From the overall measures on the fermentation unit made by the operator for that cycle the process mass losses (37% of the introduced waste, in that single process cycle studied, normally ordinary value is lower, about 31%) were obtained. To explain them the hypothesis was made that degradable mass was made up of cellulose or starch; as discarded fruits, vegetables, bread and like. This hypothesis allowed us to calculate the theoretical amounts of water and carbon dioxide produced by biodegradation.

The results needed verification. This was attempted through a thermal balance: that is, calculating the energy released by degradation reactions (on one hand) and the energy losses from the *bio-cell* during the process cycle (on the other) and comparing them.

## 2 The plant

### 2.1 Description and overall throughput

The general block diagram of the plant is shown in Figure 1.



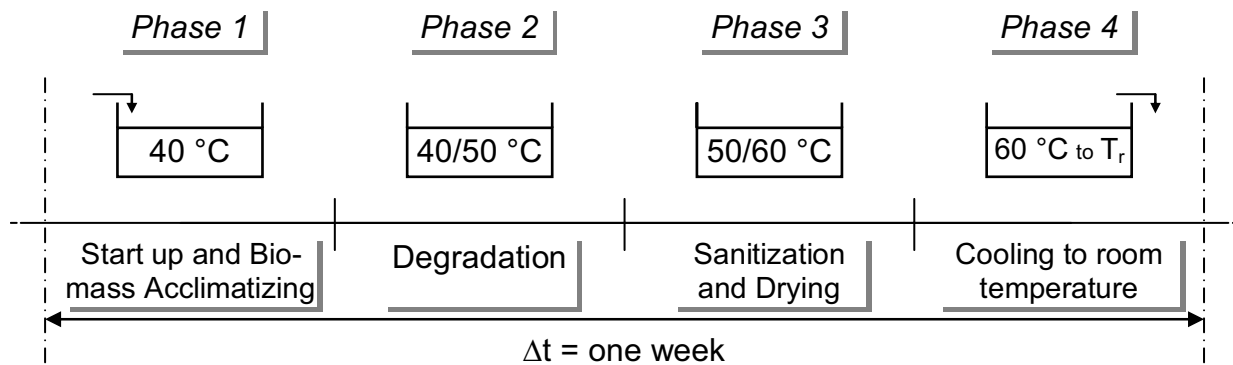
**Figure 1** General block diagram of the plant for RDF at Fusina (VE) site

The dashed line identifies the phase of the process that is the object of this study. The feed is MSW left by separate collection, after shredding down to 250 mm as pre-treatment; the product is an RDF cleaned from readily degradable organics, dried and sanitized.

The process is operated after the concept of dry forced-aeration batch fermentation; it is exothermic and is completed in seven days.

The plant described here has 15 cells Herhof - Rottebox®: these are concrete vessels, parallelepiped-shaped, air-tight, 750 m<sup>3</sup> volume each. Regulating the flows of fresh and re-circulated air makes possible to control the fermentation.

The bottom of the cells is divided in 12 parts allowing differential air flows to control the temperature of the fermenting waste: this allows to keep different temperatures for the four phases which make up a weekly cycle, distinguished as depicted in Figure 2.



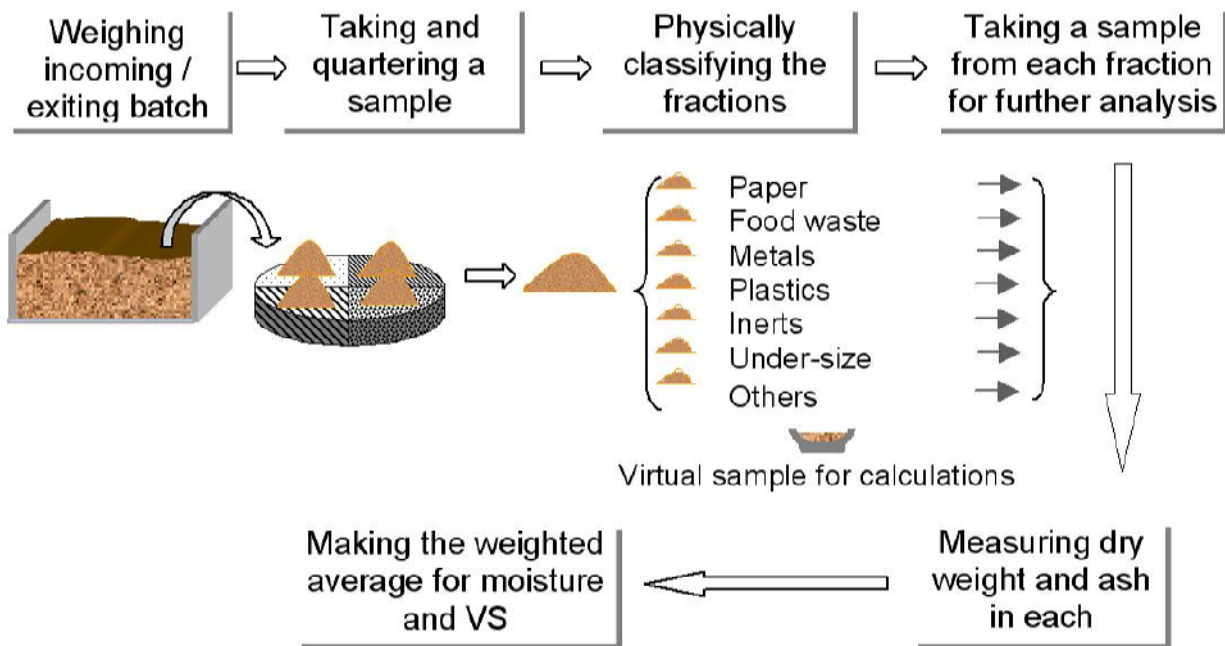
**Figure 2** Block diagram of the process cycle

The process is automatically controlled by a computerized system that regulates temperature and air flow; CO<sub>2</sub> and H<sub>2</sub>O are generated as principal by-products, whereas the substances with a slower degradation rate remain in the solid matrix.

Exhaust process air contains gaseous intermediate metabolites; it is therefore treated at 850°C in a combustion plant (not described here) before release to atmosphere.

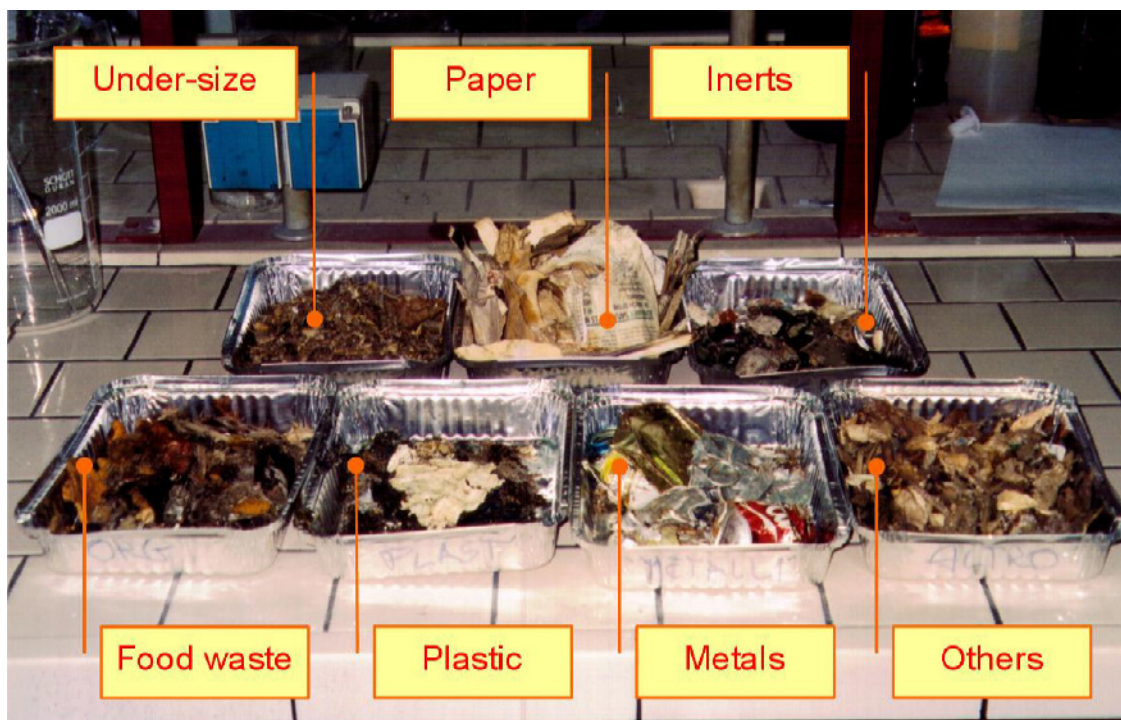
## 2.2 Data from laboratory analysis and process measures

To get the data required to control the process and to establish the balances, both the shredded waste fed to the cell and the exiting RDF were submitted to the analysis whose sequence is described in Figure 3.



**Figure 3** Analytical operations for bio-cells input and output

Figure 4 shows samples ready for laboratory.



**Figure 4** Samples of the 7 fractions ready for weighing and drying in aluminium trays

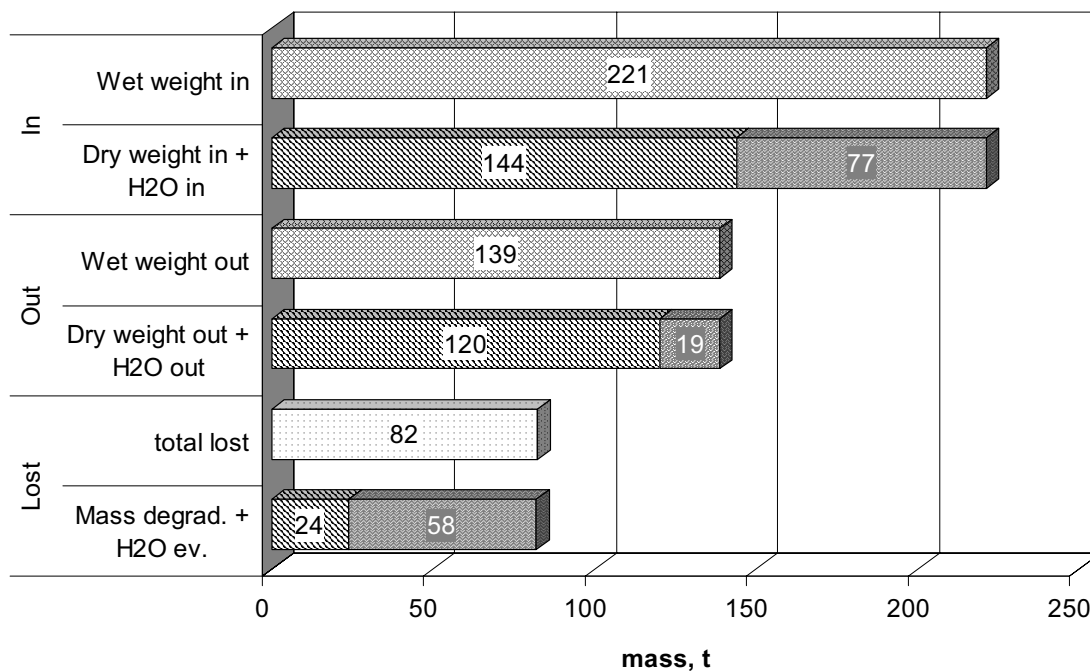
Results obtained from laboratory analysis are organized in Table 1. For the principle of this process to be strictly applied, the mass transformed by aerobic reactions should be only the organic, easily degradable one. The bio-stabilization process should be ended before paper and cardboard volatile solids (VS) start to react, preserving in this way their content in carbon, thus in chemical energy.

Actually, the total value of bio-desiccated waste Lower Heating Value (LHV) is fair (see par. 3.2 below), and is in good agreement e.g. with Rada's results (RADA *et al.*, 2006).

**Table 1** Composition of waste fed to the cell and of product coming out, in tons

Component	Wet w.	Dry w.	Moisture	VS/TS [%]	Volatile mass	Ash
<b>PRE-TREATED WASTE FEED TO THE CELL [t]</b>						
Paper	57,78	34,13	23,64	87,38	29,83	4,31
Food waste	8,53	3,14	5,38	87,34	2,74	0,40
Metals	3,58	3,55	0,03	30,86	1,09	2,45
Inerts	12,64	12,52	0,12	1,88	0,24	12,28
Plastics	44,98	32,99	11,99	96,00	31,67	1,32
Undersize 20 mm	80,20	50,56	29,65	76,00	38,42	12,13
Others	13,57	7,21	6,36	69,89	5,04	2,17
<b>Total</b>	<b>221,27</b>	<b>144,10</b>	<b>77,17</b>		<b>109,03</b>	<b>35,07</b>
<b>PRODUCT FROM THE CELL [t]</b>						
Paper	62,09	50,07	12,02	85,86	42,99	7,08
Food waste	0,84	0,50	0,34	49,81	0,25	0,25
Metals	11,33	10,98	0,35	14,86	1,63	9,35
Inerts	6,49	6,43	0,06	9,74	0,63	5,81
Plastics	29,24	27,49	1,74	90,00	24,74	2,75
Undersize 20 mm	21,93	19,08	2,85	76,50	14,60	4,48
Others	6,96	5,58	1,39	69,89	3,90	1,68
<b>Total</b>	<b>138,88</b>	<b>120,14</b>	<b>18,74</b>		<b>88,74</b>	<b>31,40</b>

The data above are depicted in Figure 5.



**Figure 5** Visual global mass balance for the case - study bio-cell

On the whole the results shown in table 1 appear consistent and realistic although the loss in dry matter is 23,96 t whereas the loss in volatile matter is just 20,29 (a 15% difference). About metals, in the sample taken from shredded waste a piece is likely to have escaped from the proper tray into another; as for plastics, during incineration in the laboratory muffle furnace (APAT, 2003) the scraps underwent some melting, so that the operation appeared non-quantitative. It was assumed that the ratio (VS/TS) in waste was 0,96.

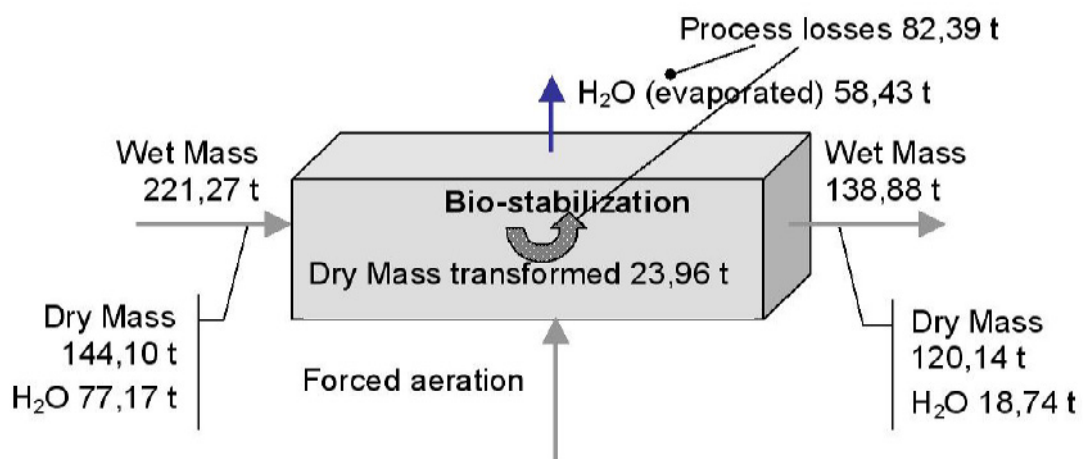
It should be recognized that the plant we are dealing with is not a pilot - scale one. This entails that the samples of waste and RDF taken at the start and at the end of the process are entirely different, and the errors, which unavoidably occur in forming them, are not necessarily the same. When running a laboratory plant, instead, it may be realistic to analyze the whole reacting mass, so the results (basically, for TS and VS) would probably be more precise.

### 3 The balances

#### 3.1 Mass

##### 3.1.1 Experimental data

The measures taken by process instruments and the data from laboratory analysis (see Table above) were put together to draw the balance of dry matter and water described in fig. 6. Process losses in the cycle amounted to about 37 %, slightly greater than the usual in this plant (30 %).



**Figure 6** Mass balance of dry matter and water in the cycle

### 3.1.2 The mass balance

The following equations were used for mass balance:

Global wet mass balance (for one cycle):

$$m_{in} + m_{O_2} = m_{out} + m_{H_2O,v} + m_{CO_2,v} \quad [t] \quad (1)$$

Water mass balance:

$$m_{H_2O,in} + m_{H_2O,prod} = m_{H_2O,out} + m_{H_2O,v} \quad [t] \quad (2)$$

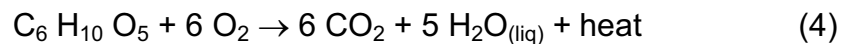
Introducing moisture ( $U$ ), water mass balance can be rewritten as:

$$U_{in} \cdot m_{in} + m_{H_2O,prod} = U_{out} \cdot m_{out} + m_{H_2O,v} \quad [t] \quad (3)$$

where *in* and *out* indicate quantities introduced into and taken off from the bio-cell; *v* indicates exiting quantities in gaseous phase (process losses).

Degraded mass is transformed into  $H_2O$  e  $CO_2$ ; to determinate their quantities (without instrumental data) mass balance calculations were made with the assumption that all organic matter was cellulose ( $C_6 H_{10} O_5$ ). Even if the formula  $C_{18} H_{26} O_{10} N$ , proposed by Kayhanian e Tchobanoglous (1993), is more accurate, the presence of Nitrogen for these calculations is negligible.

Neglecting also the synthesis of biomass, the overall reaction considered is simply:



If this reaction were a combustion one, it would give the following heat of reaction:

$$\Delta H_{\text{reaz}} = - 640 \text{ kcal/mol} = - 2675,2 \text{ kJ/mol} = 16,51 \text{ kJ/g SV.}$$

Several authors however (see USDA, 1992 for all) support that the heat produced is less than that and propose a typical value of 15,5 kJ/g VS. This value will then be used in this work.

Single process losses, with the appropriate approximations, were estimated applying stoichiometric coefficients given by (4) to the dry mass degraded (already calculated: see Figure 5 and 6). Dry mass lost was assumed as all degraded, neglecting possible losses of light organics by volatilization. Should this not be exactly true, the real value of heat produced would be less than the one calculated below.

Moles of organic reactants are:

$$n \text{ mol} = \frac{\text{kg (total mass lost)}}{MW_{\text{cellulose}}} = \frac{23.960}{162} = 147,90 \text{ kmol} \quad (5)$$

Reactants and products stoichiometric masses are calculated from Eq. 4 and resulting data are summarized in the following table 2.

**Table 2** Stoichiometric mass balance for oxidation reaction

		Moles from reaction (Eq. 4)	M.W.	Process kmol (Eq. 5)	Masses [t]
Reactants	C <sub>6</sub> H <sub>10</sub> O <sub>5</sub>	1	162	147,90	23,96
	O <sub>2</sub>	6	32	887,40	28,40
Products	CO <sub>2</sub>	6	44	887,40	39,05
	H <sub>2</sub> O	5	18	739,50	13,31

Table 3 groups the masses, expressed in tons, of reactants and products in the aerobic degradation, under assumption that the organic matrix is only made of cellulose. Values shown include air; the temperature rise of the water content of air was also taken into account for energy balance.

Values reported and calculated by the authors come from a point investigation performed in a single cycle of bio-stabilization of a single batch of waste. Needless to say, results obtained could be different when considering more cycles.

**Table 3** Data from mass balance, including stoichiometric air inlet

	Fraction	Input [t]	Output, flue gas [t]	Output, solids [t]	$\Delta = (i - o)$ [t]
non – Bio degradable	VS	67,86	0,00	73,89	-6,03
	Ash	22,53	0,00	26,66	-4,13
	TS	<b>90,40</b>	<b>0,00</b>	<b>100,55</b>	<b>-10,15</b>
	H <sub>2</sub> O	42,14	26,58	15,56	0,00
	<b>Total n-BD</b>	<b>132,54</b>	<b>26,58</b>	<b>116,11</b>	<b>-10,15</b>
Biodegradable	VS	41,17	0,00	14,85	26,32
	Ash	12,53	0,00	4,74	7,80
	TS	<b>53,70</b>	<b>0,00</b>	<b>19,58</b>	<b>34,11</b>
	H <sub>2</sub> O from moisture (measured)	35,03	31,84	3,19	0,00
	H <sub>2</sub> O from reaction (calc.)	0,00	13,31	0,00	-13,31
	<b>Totale BD</b>	<b>88,73</b>	<b>45,16</b>	<b>22,77</b>	<b>20,80</b>
	CO <sub>2</sub>	0,00	39,05	0,00	-39,05
	O <sub>2</sub>	28,40	0,00	0,00	28,40
	N <sub>2</sub>	93,47	93,47	0,00	0,00
	<b>TOTAL</b>	<b>343,14</b>	<b>204,26</b>	<b>138,88</b>	<b>0,00</b>

## 3.2 Energy

### 3.2.1 Experimental data

Considering that total dry mass lost reacts, heat produced from the aerobic reaction is:

$$H_{p, \max} = 23.960 \text{ kg} \times 15.500 \text{ kJ/kg} = 371.380.000 \text{ kJ}$$

This is the maximum theoretical value of heat produced during the studied cycle.

In table 4 wet mass and moisture data for pre-treated and bio-desiccated waste, drawn from table 1, are summarized. They were used for LHV determination as shown.

**Table 4** Lower Heating Value calculations for wet waste

Fractions	LHV (kJ/kg of dry fract.)	Pre- treated waste			Bio- desiccated waste		
		Wet mass %	Moisture %	Contrib. to LHV (kJ/kg of w. waste)	Wet mass %	Moisture %	Contrib. to LHV (kJ/kg of w. waste)
paper	18.640	26,11%	40,92%	2.876	44,71%	19,35%	6.721
food waste	12.540	3,85%	63,15%	178	0,60%	40,17%	45
metals	420	1,62%	0,91%	7	8,16%	3,11%	33
inerts	120	5,71%	0,93%	7	4,67%	0,89%	6
plastics	25.000	20,33%	4,65%	4.846	21,05%	5,97%	4.949
under-size	12.000	36,25%	36,97%	2.742	15,79%	13,00%	1.649
others	6.200	6,13%	46,89%	202	5,01%	19,90%	249
<b>Total</b>		<b>100,00%</b>		<b>10.856</b>	<b>100,00%</b>		<b>13.651</b>

### 3.2.2 The energy balance

To draw the energy balance an air excess value of 15 times was assumed starting from the records of head developed and power required by blowers. Incidentally, this value is in agreement with various references (BARI et al., 2000; BIOE S.r.l., 2001).

It was to be taken into account: 1) evaporation and sensible heat of water produced from the aerobic reaction; 2) evaporation and sensible heat of waste moisture and of air water content; 3) sensible heat of bio-desiccated mass; 4) sensible heat of flue gases (CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>).

Outdoor conditions during the considered period were: average temperature, 11 °C; air humidity, 80 %. From these data water content in wet air was calculated as: 0,0086 (kg of water) / (kg of wet air). Temperature increase for sensible heat calculation was (55 – 11) = 44 °C.



Actually a closer control of air flow ratios usually allows the operator to maintain exit air temperature below 50 °C in phase 3 (figure 2 above).

Wall heat loss was assumed the 5 % of total heat generated in the bio-cell. Under this assumption total heat leaving per cycle was calculated as the sum of the different items:

$$H_{t,out} = \Sigma H_{i,out} = 287.135.647 \text{ kJ}$$

This value indeed is slightly lower (- 23 %) than the one of produced heat calculated above (371.380.000).

### 3.3 Checking the balances with each other

As told above, the value of 15 for air excess is not a record in itself: it was assumed from blowers head and power records. The energy balance helped us in judging whether it is realistic.

If we try, for instance, an excess value 10, the heat driven out by gases that we find is just 259.506.931 kJ; the agreement between produced and lost heat drops to 70 %. In actual operation this would lead to overheating and eventually sterilizing the vessel; once the biomass inactivated, the process would prematurely end.

If – on the other hand – we suppose air excess to rise to 20, heat escape amounts to 314.764.363 kJ; the agreement improves to 85 %, but the plant blowers actually could hardly sustain such a flow rate.

This *scenario experiment* suggests that air excess values between 15 and 20, and the associated heat transport, fit best the results of the heat generation computation. Incidentally, they confirm the good quality of the design of the plant under study and stand for a skilful operation.

## 4 Summary

The results of energy balance for one cycle showed fair agreement (77 %) between heat produced by oxidation and heat removed by flue gas, when the value of 15 is assumed for air excess. Actually, water evaporation enthalpy and sensible heat in exhaust gas accounted for 85 % of the losses calculated on stoichiometric values.

Enthalpy of reactions could thus be retro-calculated at full scale as demonstrated by Chang and co-workers. (CHANG *et al.*, 2001) for waste incineration.

What appeared critical in such calculations is: 1) the knowledge of the chemical composition of fermentable waste (taken as cellulose as a first approach); 2) the actual amount of heat developed by biological oxidation; 3) the effect of experimental errors in waste

analysis, particularly serious when dealing with the more heterogeneous waste fed to the bio-cell.

It appears therefore it would be worthwhile to fit the existing plant with flow meters on air delivery pipes and / or on exhaust air conduits. Additional instruments for continuous IR analysis of water vapour and carbon dioxide would also be most helpful for closer process control and for more robust data consistence verifications.

## 5 Acknowledgement

Experimental work and analysis were made by Giorgio Spataro during a placement at VESTA SpA, Venezia. His stay was funded with a Grant from European Community for the implementation in Italy of a Course for B.Sc. (Diploma Universitario) in Environmental Engineering, awarded by Università degli Studi di Palermo, Italy.

## 6 Literature

- |   |      |   |
|---|------|---|
| Rada E. C., Fabbri L.,<br>Ragazzi M., Panaitescu<br>V., Apostol T.<br>APAT - Italia | 2006 | Life cycle analysis applicata alla bioessicazione: aspetti energetici. RS - Rifiuti Solidi, <u>XX</u> , n. 2. CIPA Ed., Milano, ITALIA    |
| USDA  | 2003 | Manuali Linee Guida 25<br>Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici, Roma, ITALIA                                   |
| Bari Q. H., Koenig A.,<br>Guihe T.  | 1992 | Department of Agricultural and Biosystems Engineering, 100 Davidson Hall, Ames, Iowa 50011 – 3080 USA                                     |
| BIOE S. r.l.  | 2000 | Kinetic analysis of forced aeration composting – I. Reaction rates and temperature. Waste Management and Research, vol. 18, issue 4       |
| Chang M.B., Huang C.K.  | 2001 | Tecnologie di compostaggio e biostabilizzazione. BIOE S.r.l., via F. Filzi, 33 – 20124 Milano, ITALIA                                     |
|   | 2001 | Characteristics of Energy Flow in municipal solid waste incinerator. ASCE Journal of Environmental Engineering, <u>127</u> , 1, pp. 78-81 |

### **Authors addresses**

Dr.-Ing.-Prof. Salvatore Nicosia; Associate Professor  
Placido A. Lanza, Giorgio Spataro; Consultant engineers, Research fellows  
DIIAA - Dipartimento di Ingegneria Idraulica ed Applicazioni Ambientali  
Università degli Studi di Palermo, Viale delle Scienze, Ed. 8  
I - 90128 PALERMO, ITALIA  
Telephone ++39-091-665.77.29; Telefax ++39-091-665.77.49  
Email: [nicosia@idra.unipa.it](mailto:nicosia@idra.unipa.it)  
Website: [www.idra.unipa.it](http://www.idra.unipa.it)

Dr. Chem. Francesco Casarin  
VESTA SpA – Venezia Servizi Territoriali e Ambientali,  
Santa Croce 489, 30135 VENEZIA, ITALIA  
Telephone ++39-041-729.15.33; Telefax ++39-041-729.15.10  
Email: [f.casarin@vestaspa.net](mailto:f.casarin@vestaspa.net)

# **Betriebserfahrungen mit der Nehlsen-MBS-Anlage Stralsund**

**Wolfram Breuer**

Nehlsen Contracting GmbH & Co. KG, Bremen

## **Experiences with the operation of the Nehlsen-MBT-plant Stralsund**

### **Abstract**

Mechanical Biological Treatment (MBT) is an indispensable component for waste treatment in order to meet the specific requirements of the respective waste producers. The flexibility of the plants layout and the equipment assembly are essential, to adapt to the changing requirements of the MBT outputs users. Even for renowned suppliers of system components this specific case of operation is frequently new. For this reason, the complexity of the requirements for waste treatment plants is sometimes not evaluated adequately. Only the close collaboration between plant operators, planners and suppliers will solve the resulting technical difficulties. Nehlsen is running, planning and supplying MBT-plants. The experiences from all tree areas are being combined and used for future projects.

### **Zusammenfassung**

Die mechanisch biologische Abfallbehandlung ist ein unverzichtbarer Baustein für eine auf die jeweiligen Bedürfnisse des Abfallerzeugers angepasste Abfallbehandlung. Die eingesetzten Anlagenkonzepte und Aggregate müssen flexibel auf Änderungen des Inputs und auf Änderungen der Anforderungen der Verwerter von Outputströmen reagieren können. Auch für renommierte Lieferanten von Systemkomponenten ist der besondere Einsatzfall in der jeweiligen Abfallbehandlungsanlage häufig neu. Deshalb werden die komplexen Anforderungen einer Abfallbehandlungsanlage nicht immer richtig eingeschätzt. Nur in enger Zusammenarbeit zwischen Anlagenbetreibern, Planern, und Lieferanten können tragfähige Lösungen für die hieraus resultierenden technischen Schwierigkeiten gefunden werden. Da Nehlsen selbst mechanisch biologische Abfallbehandlungsanlagen betreibt und diese Anlagen auch plant und liefert, werden die in beiden Bereichen gewonnenen Erfahrungen in einer Hand gebündelt und fließen direkt in die Planung zukünftiger Projekte ein.

### **Keywords**

Vor- und Nachzerkleinerung; Flexibles Anlagenlayout; Energieverbrauch.

Shredding, flexibility of the plants layout; energy demand

## **1 MBA als Baustein zur Sicherstellung der Entsorgungssicherheit**

Bei der Entsorgung von Abfallstoffen ist es erforderlich, dass den Abfallerzeugern eine umweltverträgliche sowie gesetzeskonforme und vor allem Ihren speziellen Situationen angemessene kostengünstige Lösung zur Entsorgung angeboten werden. Diesen Gedanken setzt Nehlsen als Dienstleister für Städte, Kommunen, Gewerbe und Industrie mit dem NEHLSSEN 3-SÄULEN-Plus-Konzept<sup>®</sup> um (Abbildung 1).



**Abbildung 1** 3-Säulen-Plus-Konzept

Die erste Säule stellt das MBS-Verfahren mit der energetischen Verwertung des Ersatzbrennstoffes CALOBREN<sup>®</sup> dar. Die zweite Säule ist die Müllverbrennung und thermische Verwertung und die dritte Säule die Deponie. Das PLUS steht für die stoffliche Verwertung von Glas, Papier, Leichtverpackungen als Fundament eines Stoffstrom- und Verwertungsmanagements.

Die Restabfallbehandlung in Städten, Kommunen und Landkreisen erfordert Lösungen, die zu möglichst geringen Kosten lokale abfallwirtschaftliche Gegebenheiten berücksichtigen (Altdeponien, vorhandene Anlagen, Siedlungsstruktur, kommunaler Eigenbetrieb etc.). Das Nehlsen 3-Säulen-Plus-Konzept<sup>®</sup> passt sich der Situation der verschiedenen Kunden flexibel an. Es steht zwar eine Behandlungsart im Vordergrund, aber wie bei kommunizierenden Röhren ist eine Behandlungsmöglichkeit mit den anderen Verfahren verbunden und kann nur durch die Verbindung mit ihnen dauerhaft bestehen.

Die MBV-/EBS-Anlage Stralsund ist eine konsequente Umsetzung dieser Strategie. Sie ist als MBS-Anlage auf die Produktion von hochwertigem Ersatzbrennstoff ausgelegt, greift aber auch auf MVA- und Deponiekapazität zurück.

## 2 Nehlsen-MBS-Anlage Stralsund

### 2.1 Projektüberblick

In der Nehlsen-MBS-Anlage Stralsund werden seit dem 01.06.2005 die in den Städten Stralsund und Greifswald sowie im Landkreis Rügen anfallenden Abfälle mechanisch-biologisch behandelt. Die Anlage besitzt eine genehmigte Kapazität von 70.000 Mg/a, die zu einer heizwertreichen Brennstofffraktion und einer heizwertarmen Deponienfraktion aufgearbeitet werden. Der Fokus liegt auf der Behandlung von Hausmüll, Sperrmüll

und hausmüllähnlichem Gewerbeabfall sowie der Herstellung von Ersatzbrennstoff (EBS).

Die Anlage befindet sich am Rande des Stadtgebiets von Stralsund, auf dem Betriebsgelände der Stralsunder Entsorgungs GmbH. Die nächste Wohnbebauung ist lediglich einige hundert Meter entfernt, östlich grenzt eine Kleingartensiedlung an das Betriebsgelände. Die auf dem ca. 30.000m<sup>2</sup> großen Betriebsgelände bereits bestehenden 3.600m<sup>2</sup> großen Hallen, eine Fahrzeugwaage, Sozialräume sowie die Verkehrsflächen wurden in die Anlage integriert und werden weitergenutzt.

## **2.2 Verfahrensablauf**

### **2.2.1 Gliederung der Anlage in Betriebseinheiten**

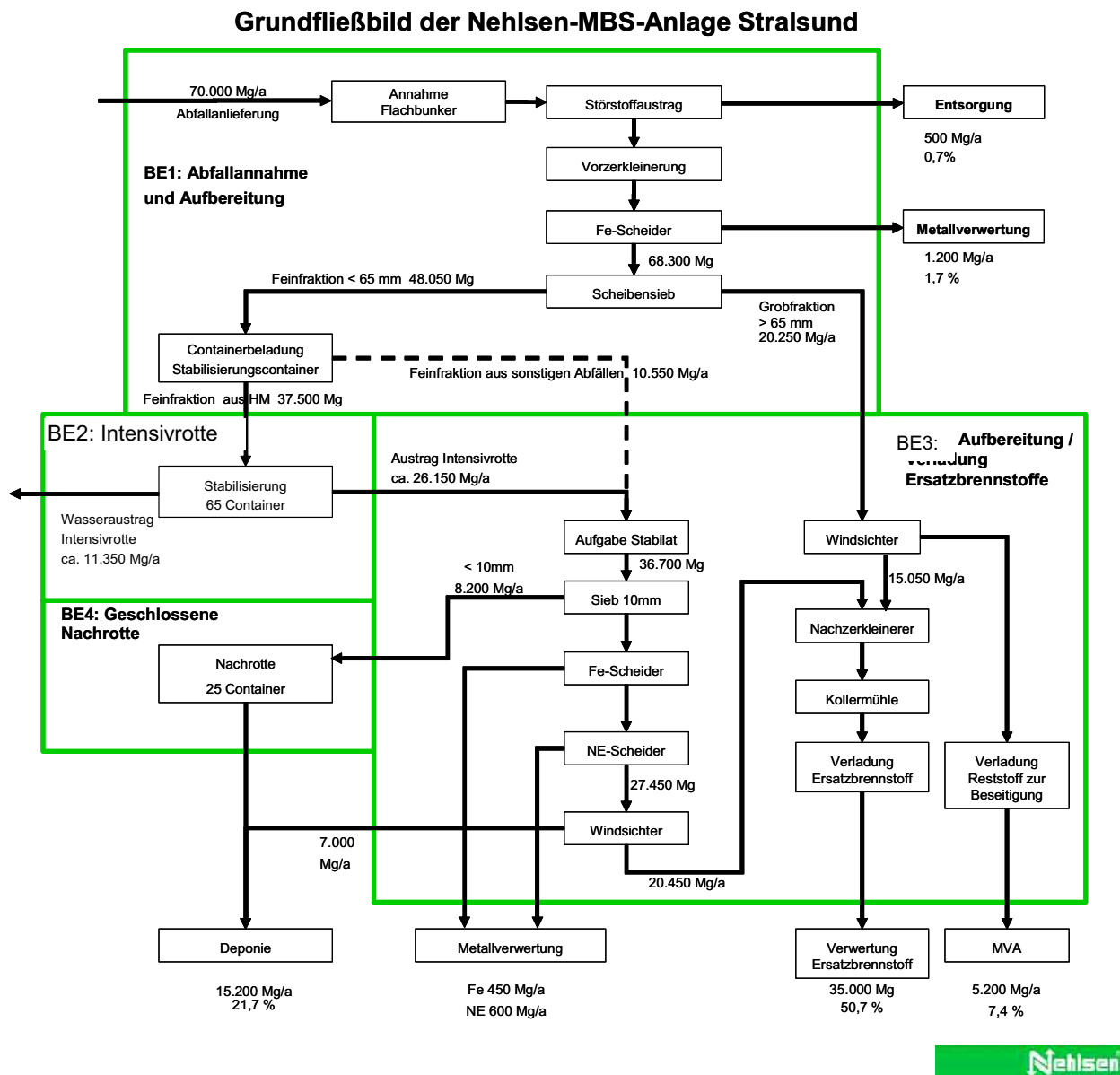
Die Anlage wurde in fünf Betriebseinheiten (BE) gegliedert:

- BE 1 Abfallannahme und Aufbereitung (mechanische Vorbehandlung)
- BE 2 Intensivrotte / Stabilisierung (biologische Behandlung)
- BE 3 Aufbereitung und Verladung der Ersatzbrennstoffe (Konfektionierung)
- BE4 Geschlossene Nachrotte
- BE 5 Abluffassung und -reinigung

Das Grundfließbild der MBS-Anlage Stralsund incl. einer Massenbilanz ist in der Abbildung 2 dargestellt.

### **2.2.2 Betriebseinheit 1: Annahme und Aufbereitung**

In der BE 1 werden die Abfälle getrennt angeliefert, zerkleinert, gesiebt und in mobile Stabilisierungs- bzw. Transportcontainer verladen. Abgetrennte Stör- und Wertstoffe, wie z.B. Metallschrott, werden einer Verwertung oder Entsorgung zugeführt. Die biologisch behandelbaren Abfallanteile werden abgetrennt, in geschlossene Rottecontainer verladen und zur Betriebseinheit 2 transportiert. Brennstoff- und heizwertreiche Abfallbestandteile werden über Förderbänder der Betriebseinheit 3 zur Brennstoffaufbereitung zugeführt.



**Abbildung 2** Grundfließbild und Massenbilanz der Nehlsen-MBS-Anlage Stralsund

### 2.2.3 Betriebseinheit 2: Intensivrotte / Stabilisierung

Die von der Betriebseinheit 1 kommenden Rottecontainer werden mit der Abluft aus den Hallen belüftet. Die Container sind gas- und wasserdicht, um Emissionen während des Rottebetriebs zu vermeiden. (Abbildung 3)

Die leichtabbaubaren Abfallbestandteile werden bei Temperaturen bis ca. 70°C binnen einer Woche weitgehend abgebaut. Zugleich wird ein großer Teil der im Abfall enthaltenen Feuchtigkeit mit der Abluft entzogen, was die weitere Aufbereitung erleichtert und den Heizwert des Abfalls erhöht.



**Abbildung 3** Stabilisierung in Rottecontainern sowie thermische Abluftreinigung und Biofilter

### 2.2.4 Betriebseinheit 3: EBS-Aufbereitung

Der „stabilisierte“ Abfall wird in den Rottecontainern zur Betriebseinheit 3 transportiert und dort in einer gekapselten Halle entladen. Die Abfälle werden zusammen mit den aus der Betriebseinheit 1 zugeführten heizwertreichen Abfällen weiter aufbereitet. Dabei werden durch Siebung, Sichtung, Nachzerkleinerung und Metallabtrennung heizwertarmes Material zur Nachrotte, heizwertreiches Material zur energetischen Verwertung sowie Eisenmetalle und Nichteisenmetalle abgetrennt.

Die heizwertarme Fraktion wird erneut in Rottecontainer verladen und zur Betriebseinheit 4 transportiert. Alle anderen Fraktionen werden abtransportiert und einer externen Verwertung zugeführt.

### 2.2.5 Betriebseinheit 4: Geschlossene Nachrotte

Die in der EBS-Aufbereitung abgetrennte heizwertarme Fraktion wird hier einer geschlossenen Containerrotte über 10 Tage unterzogen, um die verbleibenden biologisch abbaubaren Bestandteile weiter zu reduzieren.



Die Container der geschlossenen Nachrotte werden mit der Abluft aus den Rottecontainern der Betriebseinheit 2 belüftet. Danach wird die Abluft der Abluftreinigung in der Betriebseinheit 5 zugeleitet.

### **2.2.6 Betriebseinheit 5: Abluftreinigung**

Alle in den Betriebseinheiten 1 bis 4 erfassten Luftströme werden in der Betriebseinheit 5 gereinigt.

Die hochbelasteten Luftströme, insbesondere mehrfach genutzte Luft, die zunächst aus den Hallen abgesaugt und anschließend in der Intensivrotte verwendet wird, wird einer thermischen Abluftreinigung zugeführt. Dadurch werden alle organischen Abluftinhaltsstoffe vollständig zerstört. Der Energiebedarf für die thermische Abluftreinigung („regenerativ-thermische Oxidation“ (RTO)) wird durch die Rückgewinnung der Wärme aus der Abluft deutlich reduziert. Niedrig belastete Luftströme werden einem Biofilter zugeführt und energiesparend gereinigt.

Die gesamte gereinigte Abluft aus der RTO und dem Biofilter wird über einen gemeinsamen Kamin an die Umwelt abgegeben. Dieser zentrale Emissionspunkt befindet sich im westlichen Teil des Standortes, so dass der größtmögliche Abstand zu den Wohngebieten und der Kleingartensiedlung gehalten wird.

## **3 Optimierung der Behandlungsstufen**

### **3.1 Anpassung der Vor- und Nachzerkleinerung**

Aufgrund der geänderten gesetzlichen Rahmenbedingungen änderte sich mit dem 01.06.2005 die Zusammensetzung der in der Anlage Stralsund angelieferten Abfälle innerhalb einer kurzen Zeitspanne. Der Anteil der Abfälle gewerblicher Herkunft erhöhte sich. Der Anteil der Folien stieg stark an, während der Holzanteil in den gelieferten Abfällen sank. Der ursprünglich in Stralsund eingesetzte Vorzerkleinerer arbeitete nach einem brechend-reißenden Zerkleinerungsprinzip. Aufgrund der veränderten Abfallzusammensetzung reduzierte sich der Durchsatz und die Zerkleinerungsgüte des verarbeiteten Materials. Hieraus resultierte eine Verschlechterung der Trennleistung der nachfolgenden Aggregate. Außerdem traten Verstopfungen in der Zerkleinerungseinheit auf. Der erhöhte Folienanteil und die Verminderung des Holzes im Abfallstrom sowie die größere Stückigkeit des Vorzerkleinereroutputs hatten negative Auswirkungen auf die schon vorher nicht optimale Leistungsfähigkeit der zur Nachzerkleinerung eingesetzten Hammermühle. Trotz umfangreicher Nachbesserungsversuche seitens des Herstellers gelang es nicht, die erforderlichen Durchsätze und Verfügbarkeiten zu realisieren. Da zudem weitere Probleme, wie z.B. Vibrationen, Verstopfungen und sicherheitstechnische Schwierigkeiten auftraten, die der Hersteller nicht beherrschte,

wurde Vor- und Nachzerkleinerer ausgetauscht. Sowohl für die Vorzerkleinerung als auch für die Nachzerkleinerung wurden Geräte mit schneidendem Zerkleinerungsprinzip eingesetzt, um dem erhöhten Folienanteil Rechnung zu tragen (Abbildung 4). Bei beiden Geräten handelt es sich um elektrisch betriebene Einwellenzerkleinerer, in denen das Material zwischen Rotor- und Gegenmesser zerschnitten wird (Abbildung 5). Eine Nachdrückeinrichtung sorgt für einen sicheren Materialeinzug. Die Drehzahlverstellung zur Anpassung an unterschiedliche Lastzustände und Outputanforderungen wird über Frequenzumformer realisiert. Die Zerkleinerungsgüte wird über Siebe mit entsprechender Lochung eingestellt.



**Abbildung 4** Neuer Vorzerkleinerer in Stralsund



**Abbildung 5** Schnittvorgang Rotormesser im Gegenmesser

### 3.2 Störstoffaushaltung

Der neue Nachzerkleinerer (Abbildung 6) stellt aufgrund des schneidenden Zerkleinerungsprinzips höhere Anforderungen an die Störstofffreiheit des Inputs. Materialien wie Metallteile, insbesondere Eisenteile, Steine o. ä. die von einer Hammermühle problemlos verarbeitet werden können, müssen vor Eintritt in ein schneidendes Geräten abgetrennt werden. Im Mahlraum einer Schneidmühle verursachen derartige Stoffe iberdurchschnittlich hohen Verschleiß und können zu Messerbruchen und ggf. größeren Schäden führen. Aus diesem Grund wurde die Anlage um jeweils einen zusätzlichen Fe-Scheider in den Inputstromen des Nachzerkleinerers ergänzt (Abbildung 6).

Bei den vorhandenen Windsichtern wurde eine zusätzliche Trennstufe in Form einer Foliennachtrennung realisiert. Eine deutlich bessere Storstoffbefreiung aus dem Nachzerkleinererinput, d.h. eine verbesserte Abtrennung von Steinen, Glas und schweren nichtmagnetischen Metallteilen, wird so sichergestellt. Die neu gestaltete Storstoffaushaltung ist so effektiv, dass es während des Betriebes des neuen Nachzerkleinerers in Stralsund im letzten Jahr lediglich zu einem storstoffbedingten Schaden kam, der einen Anlagenausfall von ca. 2 Stunden bewirkte.



**Abbildung 6** Neuer Nachzerkleinerer mit zusätzlichem Magnetscheider in Stralsund

### 3.3 Pelletierung

In der Anlage Stralsund wird die Endkonfektionierung und Verdichtung des EBS mit Hilfe von zwei Pelletierpressen mit Flachmatrizen realisiert (Abbildung 7). Die Materialzuführung und Dosierung zu den Pressen wurde von Seiten des Lieferanten mit Förderschnecken realisiert. Die Schnecken waren für die Materialdosierung und Förderung unterdimensioniert. Sie überwarfen sich und bewirkten eine partielle Materialverdichtung sowie einen diskontinuierlichen Abwurf des Materials in die Pelletierpressen. Obwohl die Pressen mit einer automatischen Lastregelung ausgerüstet sind, konnten diese plötzlichen Mengenschwankungen des Inputs nicht bewältigt werden, so dass die Pressen verstopften. Auch mehrere technische Veränderungen an den Schnecken konnten dieses Problem nicht lösen.

Zur Ertüchtigung der Förderanlagen wurden durch den Lieferanten für die Aufgabe der Dosierung Zellradschleusen über den Schnecken eingebaut. Außerdem wurde die automatische Lastregelung der Pressen deaktiviert und anstelle dessen mit einem fest eingestellten Vordruck und konstantem Abstand zwischen Kollerrädern und Matrize

gefahren. Seit dieser Änderung sind Pressen in der Lage die erforderlichen Materialmengen ohne Beeinträchtigungen des Anlagenbetriebes zu verarbeiten.

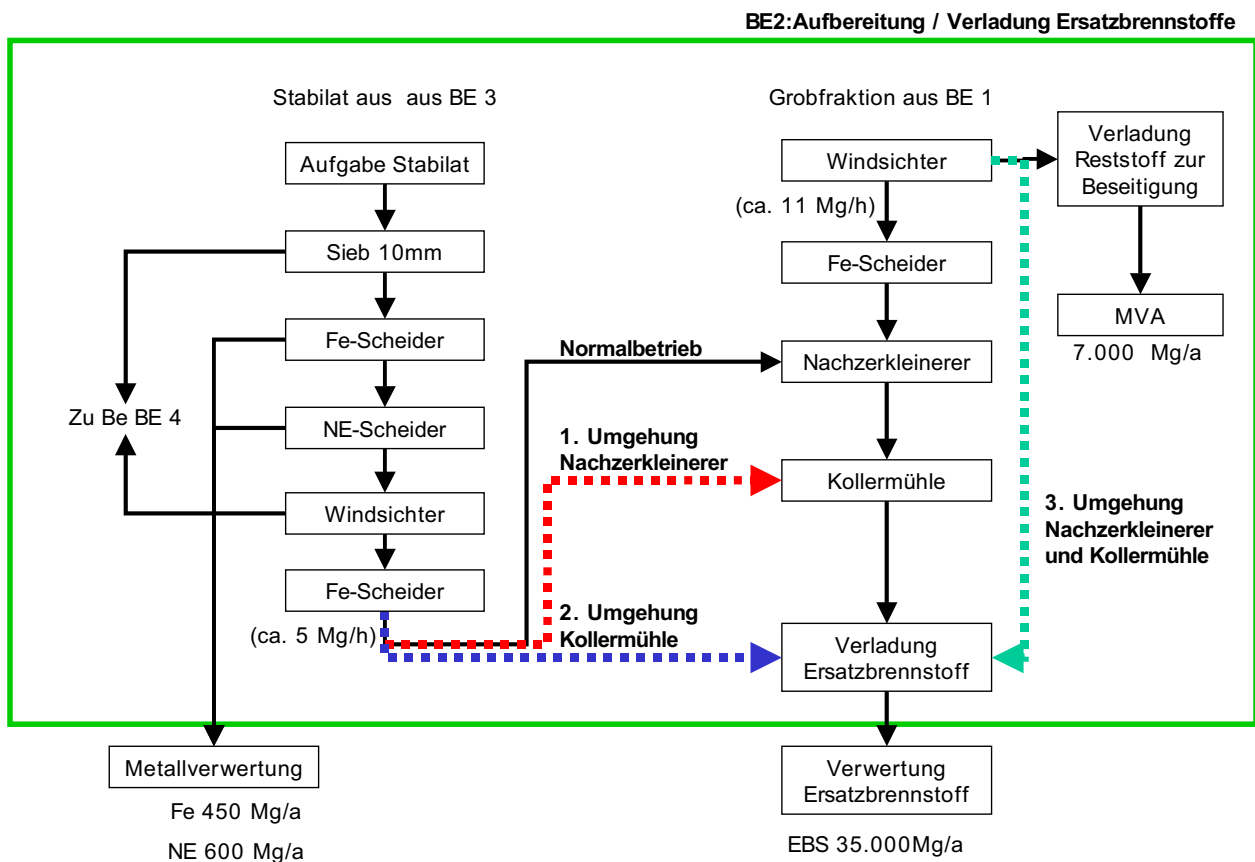


**Abbildung 7** Pelletierpressen mit Förder- und Dosierschnecken

### **3.4 Fördertechnik zur Herstellung von unterschiedlichen Brennstoffqualitäten**

In ihrer Ursprungsconfiguration stellte die Anlage Stralsund anpelletierten Ersatzbrennstoff mit Dichten zwischen  $0,25-0,35 \text{ Mg/m}^3$  und einer Korngröße  $< 25 \text{ mm}$  her. Im Verlauf des Jahres 2005 / 2006 wurden von Seiten der Brennstoffverwerter vermehrt geringer aufbereitete Brennstoffe mit größeren Körnungen nachgefragt. Nehlsen nimmt im Jahr 2007 eine Verwertungsanlage in Stavenhagen in Betrieb, die ebenfalls gröber zerkleinerte Ersatzbrennstoffe als Input benötigt. Durch den Einbau von verschiedenen Förderwegen wurde die Möglichkeit geschaffen, die verschleiß- und arbeitsintensiven Aufbereitungsschritte Nachzerkleinerung und / oder Pelletierung zu umgehen. Es können jetzt Brennstoff in drei unterschiedlichen Qualitäten zu produziert werden. Die Anlage ist nunmehr in der Lage, flexibler auf Änderungen des Brennstoffmarktes und geänderte Anforderungen der einzelnen Brennstoffverwerter zu reagieren. Sie kann außerdem ein größeres Abfallspektrum annehmen. Durch die verschiedenen Behand-

lungsoptionen sinken zudem die Aufwendungen für Verschleiß und Wartung. Die Änderungen der Förderwege sind im Grundfließbild der BE 2 in Abbildung 8 dargestellt.



**Abbildung 8** Grundfließbild BE 2 nach Umbau der Förderwege

Es können die Produkte anpelletierter Ersatzbrennstoff, nachzerkleinerter Ersatzbrennstoff und Roh-Ersatzbrennstoff hergestellt werden:

- Anpelletierter Ersatzbrennstoff

Hierbei wird der Ersatzbrennstoff nachzerkleinert und anpelletiert. Es entsteht ein Brennstoff mit Dichten zwischen 0,25 und 0,35 Mg/m<sup>3</sup> und einer Korngröße < 25 mm. Hierbei wird der Roh-EBS vom Nachzerkleinerer verarbeitet und die Leichtfraktion aus Stabilat zusammen mit dem Output des Nachzerkleinerers der Kollermühle zugeführt. Die Qualität dieses EBS entspricht dem bisher in der Anlage Stralsund hergestellten Output. Dieses Material eignet sich zur Verbrennung in Kraft- oder Zementwerken.

- Nachzerkleinerter Ersatzbrennstoff

Hierbei wird der Roh-EBS vom Nachzerkleinerer verarbeitet. Die Leichtfraktion aus Stabilat wird zusammen mit dem nachzerkleinerten Material verladen. Der Heizwert und die chemische Zusammensetzung des EBS bleiben unverändert. Seine Dichte verringert sich auf ca. 0,15-0,25 Mg/m<sup>3</sup>. Die Korngröße kann je nach Anforderungen

des Verwerters durch Änderung der Sieblochung im Nachzerkleinerer, z.B. von 50 mm auf 80 mm Kantenlänge, variiert werden. Dieses Material kann in industriellen Feuerungsanlagen genutzt werden.

- Roh-EBS

Hierbei wird die störstoffbefreite Leichtfraktion nach Absiebung der Fraktion < 65mm und die Leichtfraktion aus Stabilat direkt in der bestehenden Beladungseinrichtung verladen. Die Dichte dieses Material beträgt ebenfalls ca. 0,15-0,25 Mg/m<sup>3</sup>. Der Heizwert und die chemische Zusammensetzung des EBS bleiben unverändert. 95% dieses Materials haben einen Siebdurchgang < 200 mm. Es ist besonders zum Einsatz in Ersatzbrennstoffheizwerken, wie z.B. dem Heizkraftwerk Stavenhagen, geeignet.

### 3.5 Abluftreinigung

#### 3.5.1 Situation und Problematik der Abluftreinigungsanlage

Die Abluftreinigung entsprechend der 30. BImSchV wird in Stralsund mit einer Kombination aus Biofilter und Regenerativ-Thermischer Oxidationsanlage (RTO) realisiert. Schwach belastete Luftströme sollen vom Biofilter durch Adsorption und mikrobiellen Abbau, stärker belastete Luftmengen von der RTO durch Nachverbrennung bei 850°C gereinigt werden. Vom Lieferanten der Luftführungs- und Abluftreinigungsanlage wurden hierzu Regelungsmöglichkeiten vorgesehen, die die Emissionswerte, den Energieverbrauch sowie den Wirkungsgrad der Abluftreinigungsanlage gewährleisten sollen.

Im Regelbetrieb war die Luftführungs- und Abluftreinigungsanlage unzuverlässig und fiel häufig aus, so dass die erforderliche Verfügbarkeit nicht erreicht wurde. In einigen Betriebszuständen förderte die Anlage Luft gegen geschlossene Klappen und beschädigte sich selbst. Während der Frostperiode war die Anlage aufgrund von Einfrierungen nicht immer betriebsbereit. Die RTO-Anlagen fielen häufig aus und die Reinigungsleistung der Biofilter war nicht zufrieden stellend. Außerdem wurden der zugesicherte Energieverbrauch sowie der Wirkungsgrad nicht erreicht. Auch die Emissionswerte nach 30. BImSchV wurden im Zusammenspiel des Biofilters und der RTO nicht sicher eingehalten.

Nachdem mehrere diesbezügliche Nachbesserungsversuche des Lieferanten der Luftführungs- und Abluftreinigungsanlage scheiterten, wurden die Mängel von Nehlsen analysiert, Lösungsmöglichkeiten ausgearbeitet und anschließend im Rahmen einer Ersatzvornahme behoben.

### 3.5.2 Betriebssicherheit

Um die erforderliche Verfügbarkeit der Anlage herzustellen, wurde die gesamte Anlagensteuerung der RTO und der Luftführungsanlage ausgetauscht und Teile der EMSR-Technik, wie z.B. Volumenstromregler, Messblenden, Drucksonden, Temperaturfühler, durch geeignete Geräte ersetzt bzw. ergänzt. Außerdem wurde durch den Einbau von Begleitheizungen an allen relevanten Mess- und Regelstellen sowie an den Kondensatableitungen die Frostsicherheit der Anlage erreicht. Die zur Störungserkennung erforderlichen und vom Lieferanten zu liefernden Messwertanzeigen, Plausibilitätsprüfungen und Warnhinweise wurden implementiert und für das Betriebspersonal visualisiert. Seit diesen Umbaumaßnahmen arbeitet die Anlage mit der erforderlichen Verfügbarkeit. Bei Problemen fährt die Anlage geregelt in einen Standby. Störungen können leichter erkannt und behoben werden. Überschreitungen der Grenzwerte werden vermieden.

### 3.5.3 Energieverbrauch

Bezüglich des Energieverbrauchs verfehlte die Anlage die zugesicherten Werte, je nach Lastzustand, um bis zu 65%. Die den Wirkungsgrad der Anlage bestimmenden Wärmeverluste wurden sogar um bis zu 90% überschritten. Nach einer Analyse der RTO zur Ermittlung von Möglichkeiten zur Senkung des Energieverbrauchs wurden folgende Maßnahmen eingeleitet:

- Ertüchtigung der Biofilter

Da die Befeuchtungsanlage des Biofilters nicht ordnungsgemäß funktionierte und der dem Biofilter vorgeschaltete Wäscher aufgrund von Störungen seiner Steuertechnik nicht arbeitete, war das Filtermaterial des Biofilters weitgehend ausgetrocknet und die Reinigungsleistung entsprechend gering. Nach Anschluss der Befeuchtung an eine geregelte Wasserversorgung und nach Durchführung der Reparatur der Wäschersteuerung, verbesserte sich die Reinigungsleistung stetig und befindet sich derzeit auf einem für eine derartige Anlage zu erwartenden Niveau.

- Einführung einer schadstoffabhängigen Luftmengenregelung zur RTO

Die Schadstoffkonzentration der Abluft der Anlage schwankt je nach Betriebszustand. Durch die Einführung einer abgestuften schadstoffabhängigen Luftmengenregelung kann bei geringerem Beladungszustand der Anlagenabluft ein größerer Luftanteil über den Biofilter geführt werden, ohne die Einhaltung der Grenzwerte der 30. BImSchV zu gefährden. Der Energieverbrauch sinkt, da weniger Luft in der RTO aufgeheizt werden muss.

- Vergrößern der Wärmetauschermasse

In die RTO wurden zusätzliche Wärmetauschermassen eingebaut (Abbildung 9), was den Energieverbrauch ebenfalls senkte.





**Abbildung 9** RTO in Stralsund und zusätzliche Schicht Wabensteine

- **Gasdirekteindüsung**

Durch Einbau einer direkten Erdgaseindüsung konnte die Verbrennungsluft des Gasbrenners eingespart werden. Diese Luftmenge muss nicht mehr aufgeheizt werden, was den Energieverbrauch ebenfalls senkte.

Die durchgeführten Maßnahmen bewirkten durch die Verringerung der Luftmenge zur RTO sowie durch die Verringerung des spezifischen Energieverbrauchs in der RTO je nach Lastzustand eine Verringerung des Brennstoffverbrauchs um ca. 30%. Um den ursprünglich vom Lieferanten angegebenen Energieverbrauch einzuhalten, werden derzeit weitere verfahrenstechnische Optimierungen an der RTO durchgeführt.

## 4 Fazit

In der MBS-Anlage Stralsund traten aufgrund einer veränderten Abfallzusammensetzung sowie ungenügender Dimensionierung einzelner Anlagenteile Probleme bei der Vorzerkleinerung der Abfälle, der Nachzerkleinerung und der Pelletierung der Ersatzbrennstoffe auf. Außerdem war die Verfügbarkeit der Ablufführungs- und Reinigungsanlage nicht ausreichend, ihre Frostsicherheit war nicht sichergestellt und deren Energieverbrauch war zu hoch.

Durch die enge Zusammenarbeit des Anlagenbetreibers und der Anlagenplaner ist es gelungen, diese Probleme, teilweise im Rahmen von Ersatzmaßnahmen, zu beseitigen und die Anlage durch Einbau zusätzlicher Förderwege zu flexibilisieren. Der Durchsatz der Anlage erhöhte sich, so dass nun mehr Abfälle als ursprünglich geplant in der Anlage verarbeitet werden können. Der Energieverbrauch der Abluftreinigungsanlage wurde deutlich verringert.

Die im Rahmen der Anlagenertüchtigung gewonnenen Erfahrungen fanden in den Planungen neuer Nehlsen-MBS-Anlagen (z.B. MBS-Anlage Ölsnitz) Eingang.

**Anschrift des Verfassers**

Wolfram Breuer  
Nehlsen Contracting GmbH & Co. KG  
Bereich Engineering  
Kap-Horn-Str. 3  
28237 Bremen  
Telefon +49 4 21 898 21-153  
Email: wolfram.breuer@nehlsen.com  
Website: www.nehlsen.com

# **MBA Konzepte eines international tatigen Anlagenbauunternehmens**

**Gerhard Pilz**

LINDE-KCA-Umweltanlagen GmbH, Buro Linz

## **MBT concepts of an internationally acting engineering company**

### **Abstract**

In many Member States the European Union has initiated an investment boom with its Landfill Directive for reasons of climate protection. However, the national concepts are widely unequal to realise the directives. The following article is presenting a range of technologies and products based on examples of implemented MBT plants within EU and demonstrating the different legal requirements to be met from the plant constructor.

### **Zusammenfassung**

Die Europäische Union hat aus Gründen des Klimaschutzes mittels verbindlicher Richtlinie für Abfalldeponien in vielen Mitgliedsstaaten eine Investitionswelle ausgelöst. Die nationalen Konzepte zur Umsetzung dieser Richtlinie sind jedoch sehr unterschiedlich. Im folgenden Beitrag sollen Technologie- und Produktspektren am Beispiel realisierter MBA-Anlagen in der EU presentiert und die unterschiedlichen gesetzlichen Anforderungen vorgestellt werden, die das Anlagenbauunternehmen einzuhalten hat.

### **Keywords**

MBA, Rotte, Biogas, Brennstoff, Ablagerungsparameter, MBT, composting, anaerobic digestion, RDF, landfill criteria.

## **1 Einleitung**

Die Europäische Union hat bereits im Jahr 1999 aus Gründen des Klimaschutzes mit den Mitgliedsstaaten eine nachhaltige Abfallwirtschaftsgesetzgebung mit der EU-Deponierichtlinie vereinbart. Im Mittelpunkt stand dabei die Reduzierung der Treibhausgase aus den Hausmülldeponien, indem das Ablagern von unbehandelten Siedlungsabfällen verboten wurde. Einige Länder haben heute die Ziele der Richtlinie bereits vollständig umgesetzt, andere haben mittelfristige Übergangsbestimmungen. Die neuen EU-Mitgliedsstaaten haben überhaupt nur langfristig den Standard anzupassen.

Somit bieten die bereits realisierten Konzepte zur Abfallbehandlung für die meisten EU-Staaten auch die Möglichkeit ihre Abfallwirtschaftsplane an Stärken und Schwächen zu orientieren und gegebenenfalls nachzujustieren. Eine wesentliche Rolle spielt dabei auch die zunehmende Diskussion zur Gewinnung erneuerbarer Energie. Hausmüll und Restabfall enthält eine nicht unwesentliche Fraktion an nasser, nativer Organik und damit Rohstoff zur Gewinnung von Biogas.

Für die Abfallwirtschaft in den Kommunen ist die Deponierichtlinie überaus kostenintensiv, wodurch die Entscheidungen für mehr oder weniger technisierte Konzepte bzw. Investitionskosten für Anlagenbau stark beeinflusst werden. Die daraus resultierende Vielfalt an abfallrechtlichen Rahmenbedingungen in den EU-Mitgliedsstaaten hat jedoch zur Folge, dass international tätige Anlagenbauunternehmen ständig auf unterschiedliche gesetzliche Anforderungen, insbesondere Ablagerungsparameter, stoßen.

Besonders gravierend sind die verschiedenen Stabilitätskriterien für vorbehandelten Abfall, der auf Deponie abgelagert werden darf. Beinahe jeder Mitgliedsstaat hat die Ambition eine eigene nationale Regelung zu entwickeln. Die meisten Länder haben aber nicht die langjährigen Erfahrungen mit biologischer Abfallbehandlung, wie z.B. Deutschland und Österreich, und somit fehlen weitgehend sichere Korrelationen. Wenn es daher nicht gelingt vertraglich zu vereinbaren, dass geforderte Kriterien auch durch gleichwertige Parameter aus einem anderen EU-Mitgliedsstaat nachgewiesen werden dürfen, kann eine Rechtsunsicherheit entstehen, die hohes finanzielles Risiko birgt.

Im folgenden Beitrag werden anhand typischer Beispiele aus einigen EU Ländern die technischen Anforderungen an ausgeführte Anlagen dargestellt. Diese Gegenüberstellung soll aufzeigen wie schwierig es ist, Rechtssicherheit im internationalen Anlagenbau zu erlangen – selbst innerhalb der Staatengemeinschaft der EU.

## 2 Rechtsgrundlagen und nationale Regelungen in der EU

In Deutschland und Österreich haben die Ablagerungs- bzw. die Deponieverordnung für das Material aus einer Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlung (MBA) relativ ähnliche Anforderungen, auf welche aufgrund langjähriger Erfahrung mit der Hausmllkompostierung zurückgegriffen werden konnte. Im deutschsprachigen Raum sind bereits seit über 20 Jahren die Atmungsaktivität  $AT_4$  und der Selbsterhitzungstest als Stabilitätsparameter für biologisch behandelten Abfall geläufig.

Die geringen Abweichungen, z.B. in Deutschland als Grenzwert ein  $AT_4$  von 5 mg  $O_2/g$  TS bzw. in Österreich ein  $AT_4$  von 7 mg  $O_2/g$  TS, sind dabei weniger relevant. Gravierender ist bereits der Parameter Brennwert,  $H_o < 6000$  kJ/kg, welcher durch die Verfahrenstechnik nicht beeinflusst werden kann, aber in Österreich zwingend vorgeschrieben ist. Wesentlich pragmatischer ist dagegen die Alternative in Deutschland, die einen Nachweis auch als TOC Feststoff,  $< 18$  Masse-%, zulässt. Während in Österreich die Eluatkriterien kaum auf Nachweisschwierigkeiten stoßen, beschäftigt bekanntlich das TOC Eluat alle MBA-Anlagen in Deutschland mehr oder weniger stark, obwohl bereits gesetzlich nachgebessert wurde.

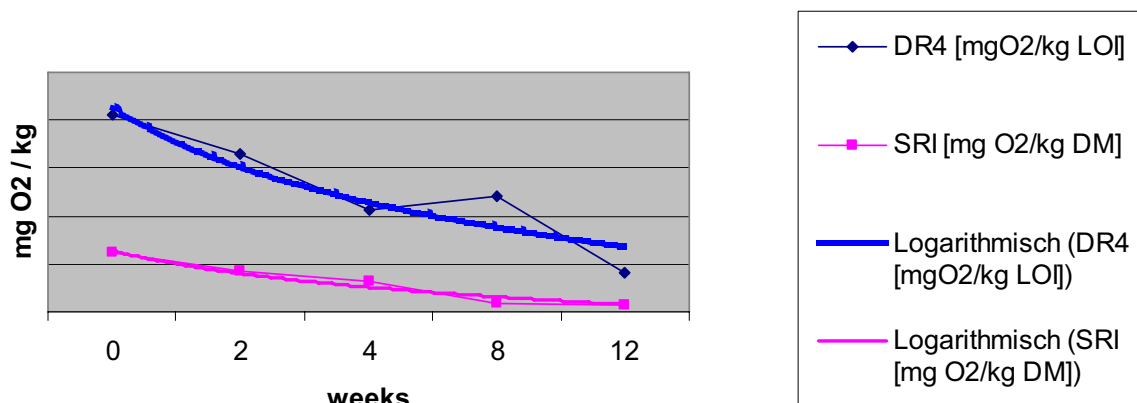
Wesentlich größere Differenzen bestehen jedoch beispielsweise zur Atmungsaktivität  $AT_4$  in Großbritannien, wo der so genannte DR4 (Dynamic Respiration Index) im Ge-

gensatz zum SRI (Static Respiration Index,  $AT_4$ ) in Deutschland und Österreich ermittelt wird. Im EU-Arbeitspapier „Die biologische Behandlung von Bioabfällen, zweiter Entwurf“ (Februar 2001) wurde „Stabilisierung“ durch  $AT_4 < 10 \text{ mgO}_2/\text{gTM}$  definiert ohne jedoch die entsprechende Methode zu nennen und musste daher bis dato ersatzlos zurückgezogen werden.

Grundsätzlich wurde die Problematik seitens der EU aber erkannt. In einem Workshop im Dezember 2004 in Wien konnten die Mitgliedsstaaten über deren nationalen Normungsinstitute Experten entsenden, um zum Projekt „HORIZONTAL“ fachliche Stellungnahmen u.a. zu Stabilitätskriterien einzubringen. Leider haben die nationalen Interessen der Mitgliedsstaaten (jedes Land - „seine bessere“ Methode) überwogen, als dass auf die vieljährige Erfahrung in Deutschland und Österreich mit der Atmungsaktivität mit Sapromat eingegangen worden wäre.

Es wurden zwischenzeitlich Ringversuche durchgeführt – die Ergebnisse bezüglich dringend gesuchter Korrelationen sind enttäuschend. Am brauchbarsten sind noch die eigenen Untersuchungsreihen, die mit MBA-Material aus Österreich parallel in England durchgeführt wurden. Einen Überblick darüber zeigt die Abbildung 1, wobei eine Korrelation im günstigsten Fall immer noch um den Faktor 3 bis 4 schwankt.

### Comparison DR4 versus SRI (data basis Linde-KCA 2005)



**Abbildung 1** Vergleichende Untersuchungen mit MBA Material

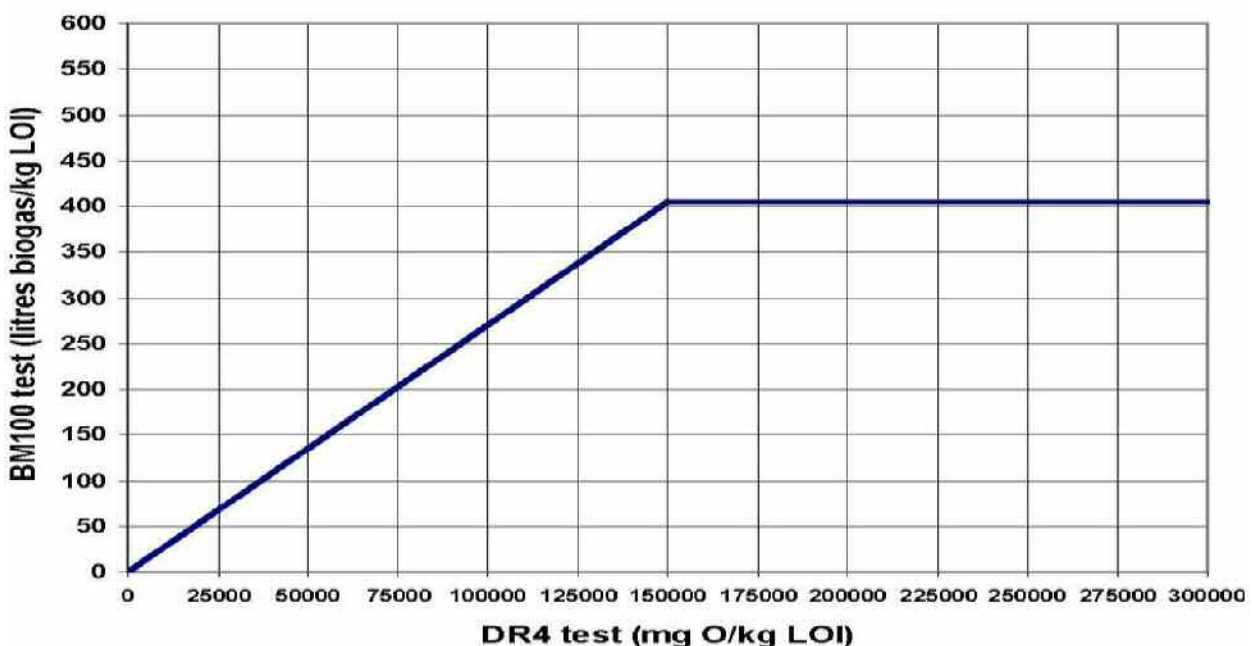
Eine weitergehende Anforderung in Großbritannien ist die so genannte „BMW diversion“ (BMW = biodegradable municipal waste), welche eine übergeordnete Anforderung an das gesamte MBA Konzept stellt. Der Restabfall enthält biologisch resistente und biologisch abbaubare Stoffe/Stoffgruppen, die als BMW-Input in die MBA bewertet werden. Gemäß Abfallwirtschaftsgesetz in Großbritannien gilt im Jahr 2020 als Mindestanforderung für die Gesamtanlage eine BMW-diversion von 65%. Das bedeutet, dass aller BMW-Input (vor allem Papier & Pappe, Küchen und Gartenabfall, u.ä.) zu 65% durch Recycling oder biologischen Abbau reduziert sein muss, ansonsten werden hohe De-

poniesteuern eingehoben. Zu bedenken dabei ist, dass selten getrennte Sammlung von Papier und Pappe durchgeführt wird und dessen Hausmllanteil 25 – 30% beträgt.

Diese Bewertung wird als „BM100“ durchgeführt und beruht auf einer weiteren Korrelation zwischen dem DR4 und dem BM100, der mit dem Gasbildungspotential vergleichbar ist und in Abbildung 2 dargestellt ist. Der maximale BM100 ist darin für rohen Abfall mit 405 Liter Biogas je kg organische Trockensubstanz festgelegt. Als Ziel für bestmögliche Stabilität des Rottematerials gilt allgemein 50 Liter Biogas/kg oTS (entsprechend einem DR4 von ca. 20000).

Weil in Großbritannien kein grundsätzliches Verwertungsverbot für Rottematerial aus gemischtem Hausmüll besteht, müssen daher auch die ABPR-Hygieneanforderungen (EU Richtlinie für Tierische Nebenprodukte) eingehalten werden.

**For DR4 test results up to 150000 mg O/kg  
LOI BM100 = 0.0027 x DR4**



**Abbildung 2** Korrelation zwischen DR4 und BM100

In Frankreich geht man einen ähnlichen Weg wie in Großbritannien, was die Produktion von Kompost aus gemischtem Hausmüll betrifft. Allerdings mit dem Unterschied, dass die geläufige Methoden Atmungsaktivität  $AT_4$  oder der Selbsterhitzungstest zum Einsatz kommen. Als generelles Ablagerungskriterium für die Deponiefraktion muss der maximale Anteil als MONS (matieres organiques non synthetiques) meist < 20% oder sogar < 15% eingehalten werden. Das bedeutet, dass z.B. Papier und Pappe meist mit 25 – 30% im Hausmüll vorhanden ist und durch Recycling bzw. biologischen Abbau aus der Deponiefraktion ferngehalten werden muss.

Ähnliche Sichtweise betreffend Gewinnung von verwertbarem Kompost aus Hausmüll herrscht auch auf der Iberischen Halbinsel vor. Allerdings wird dort in wesentlich geringerer Menge Papier und Pappe mit dem Hausmüll entsorgt und man kann von einem optisch schmutzigen Bioabfall sprechen. Als Stabilitätskriterien kommen die geläufigen Methoden Atmungsaktivität  $AT_4$  oder der Selbsterhitzungstest zum Einsatz. Weiters wird mit dem US-amerikanischen ASTM Test gearbeitet.

In Italien dagegen laufen intensive eigene Forschungsarbeiten zur Entwicklung eines eigenständigen dynamischen Index zur Atmungsaktivität (DRI). In den neuen EU-Mitgliedsstaaten gibt es noch kaum Verbindlichkeiten.

Für ein international tätiges Anlagenbauunternehmen ist somit die erforderliche Rechtssicherheit bezüglich gesetzlich festgelegter Grenzwerte nicht mehr gegeben, sofern es nicht gelingt geläufige nationale (z.B. deutsche) Grenzwerte bzw. Methoden in den Verträgen in anderen EU-Ländern zu vereinbaren.

Bei der Konzipierung von Anlagen zur Herstellung von Sekundärrohstoffen und Brennstoffen mit besonderen Qualitätsmerkmalen sind an die Aufbereitung des Restabfalls hohe Anforderungen, z.B. an die pneumatische Forderbarkeit oder Stückigkeit bzw. mechanische Festigkeit bei Sonder-Brennstoffen (z.B. für Wirbelschicht- und Kohlefeuerung, Vergasung, etc.) gestellt, welche durch gezielte Aufbereitung erfüllt werden können. Anforderungen bezüglich chemischer Eigenschaften können auch durch einen entsprechenden Mix von Abfällen bzw. durch Additive in der Aufbereitung erreicht werden. Für die Verwertung einer heizwertreichen Fraktion, z.B. in industriellen Feuerungen, gibt es derzeit aber zuwenig Anwendung als Alternative zur Deponie.

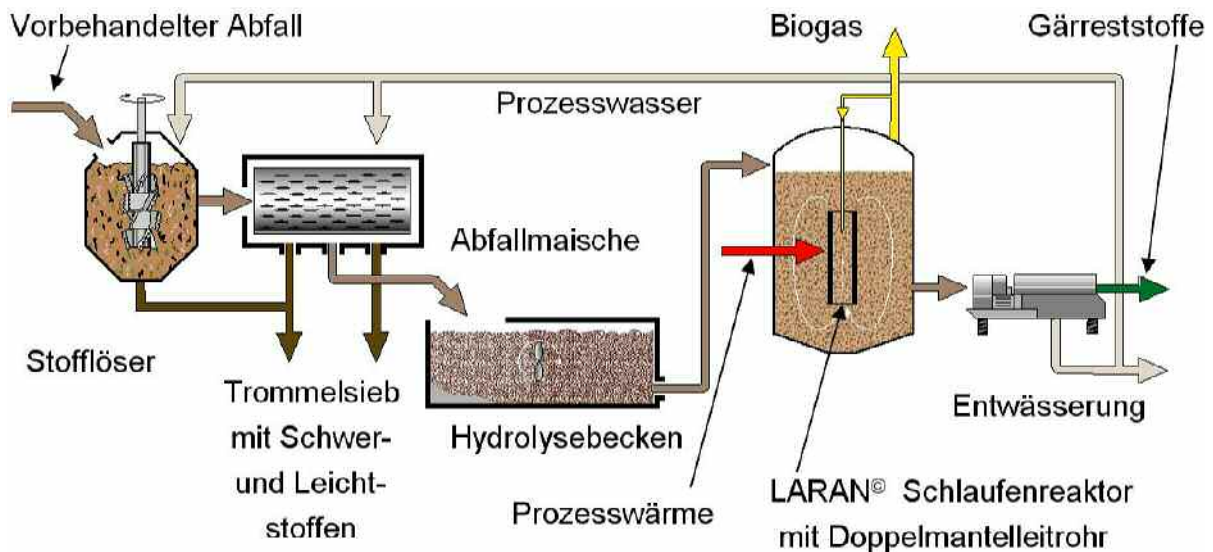
Für die Konzipierung von Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen dagegen herrscht derzeit große Nachfrage in der gesamten EU. In folgenden Kapiteln werden die gängigen Verfahren für MBA anhand von Referenzanlagen vorgestellt.

### **3 Verfahrenbeispiele und innovative Technologien**

#### **3.1 Restabfallvergärung – nass oder trocken ?**

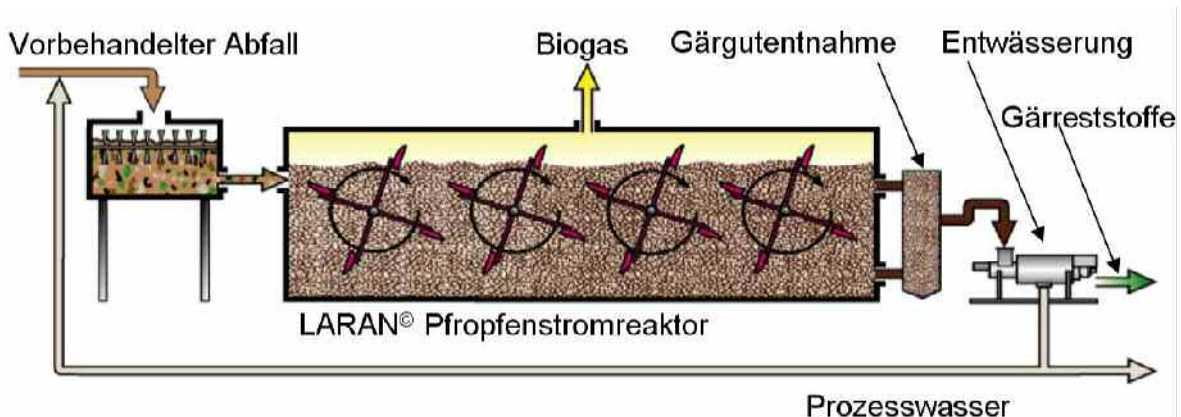
Die Restabfallvergärung erhält zunehmend einen hohen Stellenwert in abfallwirtschaftlichen Konzepten, weil einerseits die Betriebskosten der Anlage durch den Erlös für das Biogas bzw. durch Förderungen als erneuerbare Energie sogar wesentlich gestützt werden und andererseits bei der Standortfrage ein geschlossenes, anaerobes System den Vorzug erhält. Die Frage nach der bestgeeigneten Technologie „ob nass oder trocken“ kann ausgehend von der typischen Konsistenz der zu verarbeitenden Restabfälle im Allgemeinen relativ rasch zugunsten „trocken“ beantwortet werden.

Die Ausnahme bilden jedoch einige Anlagen in Spanien, in denen Hausmüll durch Nassvergahrung verarbeitet wird. Eine wichtige Entscheidungsgrundlage dafür war die Zielsetzung zur Herstellung einer qualitativ hochwertigen Organikfraktion, sowohl hinsichtlich Ballast-/Störstoffe als auch Schadstoffe. Durch die Nassaufbereitung der vorbehandelten Abfallfraktionen einerseits und durch die Ausnutzung anaerober Prozessschritte andererseits kann nachweislich die Qualität auf das erwartete Niveau gehoben werden. Zu berücksichtigen ist jedoch, dass in der Regel rund 20% Schwergut und ca. 40% Leichtgut aus dem Abfall entfernt werden müssen. Der anlagentechnische und betriebliche Aufwand dafür ist enorm, was aus nachfolgendem Schema ersichtlich ist:



**Abbildung 3** Nassvergahrung

Die Trockenvergahrung bietet hingegen einen wesentlich einfacheren Umgang mit Ballast- und Störstoffen. Weiters ist es für die Herstellung einer Deponiefraktion nicht erforderlich bzw. eventuell sogar kontraproduktiv das Schwergut zu entfernen. Das nachfolgende Schema zeigt den typischen Aufbau eines Reaktors zur Trockenvergahrung:



**Abbildung 4** Trockenvergahrung



Dieser Reaktor zeichnet sich durch zahlreiche günstige Verfahrensmerkmale und Vorteile aus, unteren anderem die hohe Biogasausbeute durch die große Gasaustrittsfläche bei geringem Fermenterfüllstand bzw. die äußerst robusten, langsam laufenden Rührwerke und die verschleißarme Gärgutentnahme mit Vakuum.

Das aufbereitete organische Material wird durch eine kompakte Beschickungseinheit in den Fermenter gefördert. Bei Bedarf erfolgt dabei gleichzeitig die Einstellung des TS-Gehaltes im Input, der dann den liegenden Reaktor als Pfropfenstrom durchfließt.

### 3.2 Aerobe Stabilisierung und Trocknung

Die Tunnelrotte ist ein modulares, geschlossenes und druckbelüftetes Reaktorverfahren, bei dem der aerobe Prozess im Batchbetrieb automatisiert abläuft. Diese Technologie hat sich an vielen Standorten für die Restabfallbehandlung zur Stabilisierung und/oder Trocknung, insbesondere für Gärreststoffe, hervorragend bewährt. Die Tunnelrotte zeichnet sich durch zahlreiche günstige Verfahrensmerkmale und Vorteile aus, unteren anderem die optimale Prozesssteuerung mittels den Leitparametern Sauerstoff bzw. Temperatur und die Möglichkeit zur Automatisierung des Eintrags- und des Austragssystems mit Schubbodentechnik. Das nachfolgende Schema zeigt den typischen Aufbau eines Tunnelrotte-Reaktors:

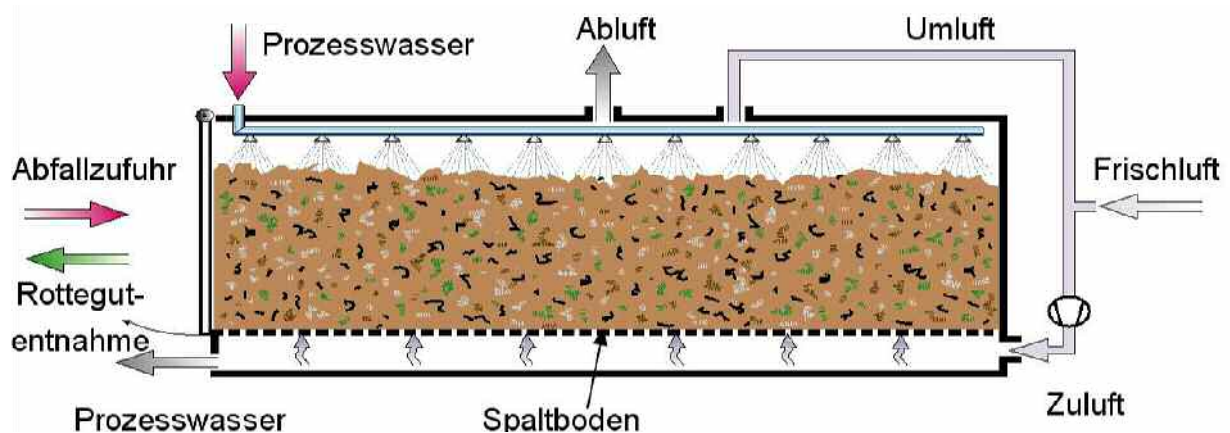


Abbildung 5 Tunnelrotte

### 3.3 Brennstoffgewinnung

Die Gewinnung einer hochkalorischen oder mittelkalorischen Fraktion aus dem Restabfall und die Herstellung von Brennstoff mit spezifischen Eigenschaften gewinnt immer mehr an Bedeutung. In der primären Aufbereitung mit Klassierung kommen Zerkleinerer, Siebe sowie Sichter zum Einsatz, um niederkalorische Fraktionen abzuscheiden.

Um möglichst reine Stoffgruppen – sowohl als qualitativ hochwertige Brennstoffe als auch als Sekundärrohstoffe - zu erhalten, werden fast ausschließlich sortierende Verfahren eingesetzt. Die Aggregate zur Abscheidung und Sortierung von Eisen- bzw.

Nicht-Eisenmetallen sind dafür Stand der Technik. Für den Erfolg einer effizienten Brennstoff-/ Sekundarrohstoffgewinnung ist aber eine automatisierte Sortierung der nichtmetallischen Stoffe im Grobkornbereich des Restabfalls wesentlich. Dabei kommt immer häufiger die optische Sortierung zum Einsatz. Zur maschinellen Sortierung ist eine optimale Kornbandbreite des Materials erforderlich, um die Identifizierung der jeweiligen Stoffart sicherstellen zu können.



**Abbildung 6** Aufbereitung MBA Leipzig/Crobern - optische Sortierung

### 3.4 Hausmullkompostierung

Die Kompostierung von Hausmüll, die vor der Einführung der getrennten Sammlung von Bioabfall Stand der Technik war, verliert im Allgemeinen an Bedeutung. Es setzt sich mehr und mehr durch, dass Qualitatskompost nur aus sortenreinen, schadstoffarmen biogenen Abfällen (Kuchenabfall, Garten- und Grünabfall) hergestellt werden kann.

Kombinierte Konzepte aus Vergahrung und Rotte, insbesondere zur Verarbeitung von Hausmüll mit hohem Papieranteil, mit der Zielsetzung zur Herstellung eines verwertbaren Rottematerials finden jedoch in West- und Südwest-Europa nach wie vor hohe Akzeptanz. Als Technologien kommen dabei sowohl die klassische Rottetrommel, vor allem um Papier aufzulösen, mit Vergahrung von Teilfraktionen, als auch Tunnelrotte bzw. belüfteter Tafelmiete mit nachgeschalteter Feinaufbereitung zum Einsatz.

## 4 Betriebserfahrungen und wirtschaftlicher Nutzen durch MBA-Anlagen

### 4.1 Anlagen in Deutschland, Frankreich und Österreich

Die realisierten MBA-Anlagen in diesen Ländern haben als Zielsetzung gemeinsam, stabilisiertes, ablagerungsfähiges Material herzustellen. Die aus Deutschland und Österreich bekannten Parameter Atmungsaktivität bzw. Rottegrad aus dem Selbsterhitzungstest finden auch in Frankreich Anwendung.



**Abbildung 7 und 8** MBA Lorient, Frankreich

Der wirtschaftliche Nutzen dieser MBA-Anlagen steht im direkten Zusammenhang mit einer langfristigen Restlaufzeit eigener Deponien für vorbehandelten Restabfall. Ein anderer wesentlicher ökonomischer Faktor ist die Massenreduzierung in einer MBA-Anlage, sowohl durch biologischem Abbau als auch Trocknung. Wichtige Entscheidungsgrundlage für eine MBA-Anlage ist auch die Möglichkeit zur Herstellung von heizwertreichen Fraktionen, speziellen Brennstoffen bzw. Sekundärrohstoffen, die Kosten optimiert verwertet oder beseitigt werden können.



**Abbildung 9** MBA Linz, Österreich

**Tabelle 1** ausgewählte MBA-Anlagen in D, F und A

Standort	Kapazität [Mg/a]	Verfahren	Rottefraktion	Brennstofffraktion
Erfurt, D	90.000	6 Wo Tunnelrotte, 4 Wo saugbelf- tete Tafelmiete	< 40mm $AT_4 < 5$	> 40mm Energetische Ver- wertungsanlage
Lorient, F	65.000	5 Wo Tunnelrotte	Vollstrom Rottegrad IV	keine
Crobern, D	300.000	5 Wo Tunnelrotte, 8 Wo unbelf- tete Trapezmiete mit mobilem Umsetzer	< 40mm $AT_4 < 5$	mittel- und hochka- lorischer Brenn- stoff
Schöneiche, D	180.000	4 Wo Tunnelrotte, 10 Wo unbelf- tete Trapezmiete mit mobilem Umsetzer	< 70mm $AT_4 < 5$	mittel- und hochka- lorischer Brenn- stoff
Linz, A	60.000	4 Wo Tunnelrotte, 8 Wo unbelf- tete Trapezmiete mit mobilem Umsetzer	< 80mm $AT_4 < 7$	> 80mm heizwertreiche Fraktion
Gescher, D	85.000	4 Wo Tunnelrotte, 8 Wo saugbelf- tete Tafelmiete mit mobilem Umsetzer	< 80mm $AT_4 < 5$	> 80mm heizwertreiche Fraktion
Zell am See, A	29.000	12 Wo saugbelf- tete Tafelmiete mit Umsetzer	< 80mm $AT_4 < 7$	> 80mm heizwertreiche Fraktion

## 4.2 Anlagen in Spanien

In Spanien ist eine getrennte Sammlung von Bioabfall regional sehr unterschiedlich umgesetzt, sodass die Zusammensetzung des Restabfalls meistens eher einem gemischten Hausmüll gleicht bzw. getrennt gesammelter Bioabfall sehr stark mit Stör- und Ballaststoffen verunreinigt ist.

Die realisierten MBA-Anlagen in Spanien haben vorwiegend als Zielsetzung einen verwertbaren Kompost aus Hausmüll herzustellen. berwiegend sind die Anlagenkonzepte als Kombination Vergärung und Rotte ausgeführt. Die aus Deutschland und Österreich

bekanntem Parameter Atmungsaktivität bzw. Rottegrad aus dem Selbsterhitzungstest finden dabei auch in Spanien Anwendung.

**Tabelle 2** ausgewählte MBA-Anlagen in Spanien

Standort	Kapazität [Mg/a]	Verfahren	Rottefraktion	Brennstofffraktion
Villena	80.000	40.000 Mg/a 4 Wo Tunnelrotte	< 80mm Rottegrad IV	Handsortierung, Reststoffballen zur Deponie
Madrid	140.000	73.000 Mg/a Nassvergärung, 2 Wo Tunnelrotte	< 100mm Rottegrad IV	Handsortierung, Reststoffe lose auf Deponie
Valladolid	200.000	15.000 Mg/a Trockenvergärung	< 100mm	Handsortierung, Reststoff- Presscontainer zur Deponie



**Abbildung 10 und 11** Nassaufbereitung und Biogasreaktoren MBA Madrid



**Abbildung 12** Rottetunnel MBA Villena

Der wirtschaftliche Nutzen dieser MBA-Anlagen beruht auf der Gewinnung von Biogas und/oder Kompost. Die Anlagenkonzepte zur Massenreduzierung in einer MBA-Anlage bzw. die Reduzierung der organischen Reststoffe zur Deponierung sind konform mit der EU-Deponierichtlinie, sodass alle MBA-Anlagen mit hohen Subventionen durch die EU errichtet wurden.

### **4.3 Anlagen in Großbritannien**

Die nationale Abfallgesetzgebung im Vereinigten Königreich wird noch nicht sehr lange mittels dem so genannten LATS „Landfill Allowances and Trading Scheme“ geregelt, sodass bisher noch keine MBA-Anlagen im großen Stil errichtet wurden. Erste wirksame Frist ist im Jahre 2010, wenn 25% des BMW „biodegradable municipal waste“ auf der Deponie reduziert sein müssen.

Die Konzepte für zukünftige MBA-Anlagen beinhalten sowohl Recycling von Wertstoffen (Papier, Kunststoff, Metall) als auch biologische Behandlung der Rottefraktion mit Kombination Vergärung und Rotte. Ob sich die Vergärung durchsetzen wird, hängt sehr davon ab wie hoch die Einspeisevergütungen für Strom aus BHKW oder für aufbereitetes Biogas ins Netz gestaltet werden.

Für Kompost aus gemischtem Hausmüll besteht kein grundsätzliches Verwertungsverbot, wenn die ABPR-Hygieneanforderungen (EU Richtlinie für Tierische Nebenprodukte) und die Qualitätsanforderungen für Ballast- bzw. Schadstoffe eingehalten werden.

Derzeit gibt es eine kleine Referenzanlage auf den Hebriden / Western Isles, die in Großbritannien aber für großes Interesse sorgt.

**Tabelle 3** MBA in Großbritannien

Standort	Kapazität [Mg/a]	Verfahren	Rottefraktion	Brennstofffraktion
Stornoway	18.700	8.500 Mg/a Trockenvergärung	< 80mm	Reststoffe lose auf Deponie



**Abbildung 13** MBA Western Isles

## 5 Ausblick

Die meisten EU-Mitgliedsstaaten haben noch großen Handlungsbedarf auf dem Gebiet der Abfallbehandlung, um die EU-Deponierichtlinie umzusetzen. Insbesondere in Frankreich und Großbritannien stehen in den Ballungszentren abfallwirtschaftliche Kon-

zepte vor der Umsetzung. Die kommunalen Verbände geraten dabei zunehmend unter Finanzierungs- und Zeitdruck, sodass ein Trend zu PPP-Modellen zu erkennen ist.

In den neuen EU-Mitgliedsstaaten hingegen werden für die Abfallbehandlungsanlagen beträchtliche Fördermittel der Europäischen Union zur Verfügung gestellt. Die Realisierung geht dann über die klassische öffentliche Ausschreibung an international tätige Anlagenbauunternehmen.

## 6 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                                   |
| Godley, A. et al. | 2005 | Comparison of the SRI and DR4 biodegradation test methods. Waste Consult, International Symposium MBT 2005.   |
| 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 |

### **Anschrift des Verfassers**

Dipl.-Ing. Gerhard Pilz  
LINDE-KCA-Umweltanlagen GmbH, Büro Linz  
Lunzerstrae 64  
A-4030 Linz  
Telefon +43 732 6989 2431  
Email [gerhard.pilz@linde-kca.com](mailto:gerhard.pilz@linde-kca.com)  
Website: [www.linde.com](http://www.linde.com)



# **3A-Biogas; Three Step Fermentation of Solid State Biowaste for Biogas Production and Sanitation**

**Horst Müller**

Müller Abfallprojekte GmbH, Weibern, Austria

## **Mechanisch-biologische Behandlung mit dem 3A-Konzept**

### **Abstract**

Most of the organic material containing high dry matter percentage is treated in an aerobic way like composting. Regarding process energy balance in this biological treatment at least mechanical power has to be added for periodic turning of the substrates. Secondly it is impossible to use the energy accruing during the process. Treating such substrates in conventional liquid biogas plants high volumes of water are necessary, which remain in most cases as wastewater subsequently. In relation to the quantities of feed material, high plant and process energy costs are incurred for material conveyance and maintaining temperatures. The 3A-biogas batch-process for solid state biowaste can reach the best available synergies of composting and fermentation technology. It combines biogas- and compost- production including sanitation of the compost.

### **Keywords**

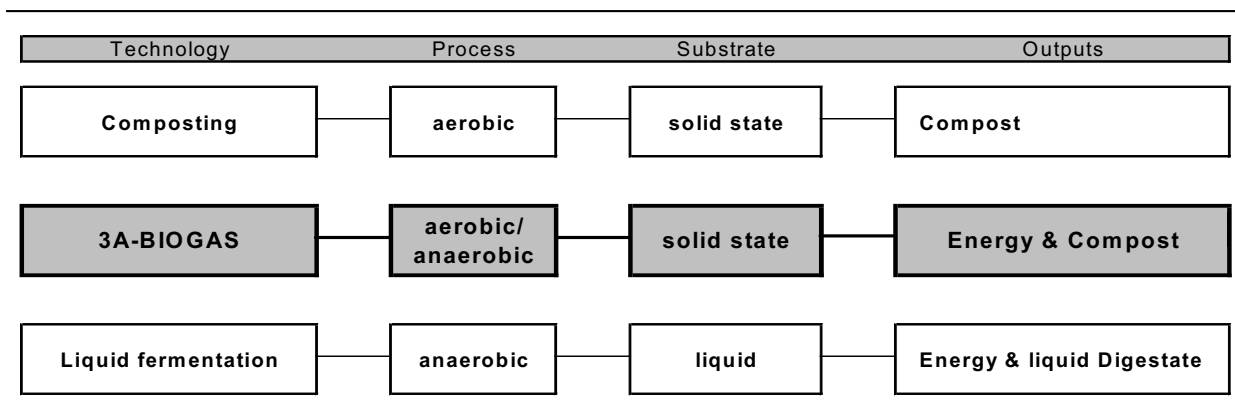
3A-biogas, dry fermentation, digestion, batch process, solid state biowaste, sanitation, compost

## **1 Introduction**

Solid state biowaste (dry matter 30-70%) is mainly treated in conventional, aerobic composting plants. The final products are compost, heat and CO<sub>2</sub> as well as other uncontrolled emissions. Biowaste with a dry matter below 15% could be added to biogas plants with liquid digestion where the technology is well established.

For the aerobic treatment energy has to be added into the process (moving of the material). On the other side, it is not possible to use the accruing energy in any way. For treating such substrates in conventional anaerobic liquid biogas plants high volumes of water are necessary, which remains as wastewater subsequently. As a consequence, in relation to the quantities of feed material, high plant and process energy costs are incurred for material conveyance and maintaining temperatures.

The 3A-biogas process aims to combine the positive aspects (producing biogas and compost out of solid state input material) of these two treatment possibilities and to avoid the disadvantages.



**Figure 1** Overview of biological wastes treatment processes and classification of 3A-biogas

## 2 3A-biogas process

The 3A-biogas batch-process for solid state biowaste can reach the best available synergies of composting and fermentation technology. It combines biogas production, sanitation and anaerobic digestion in three phases: 1. aerobic, 2. anaerobic, 3. aerobic. The process generates biogas from solid state biomass (30-60% DM) and therefore uses the energy capacity of the biowaste. The end product of the 3A-biogas process is, after a final rotting phase outside the reactor container, compost. The innovative percolation water management avoids further wastewater. The aerobe bacteria activity during the aeration in the first process phase increases the temperature of the substrate. Therefore no external energy is needed to reach the operation temperature of 38°C. The in this phase beginning hydrolyses of the organic matter influences the biogas production in the anaerobic phase positively. After the aerobic treatment phase of 1 to 2 days, the air supply is stopped. The so created anaerobic condition is the basis for the biogas production. Within this phase the arising leachate is collected and spread again over the substrate - crosswise percolation water management. With this procedure, the water supply for the bacteria is ensured and the fresh substrate is inoculated with bacteria from former processes. With the crosswise percolation water management the substrate acidification in the first time of the anaerobic phase can be prevented as the percolate is in a stabile pH-range. In the third phase the substrate is aerated again. This ensures an odourless emptying of the reactors. The in this phase reached temperature of 70°C is sufficient to meet the sanitation requirements.

### 2.1 3 phases of the process

The 3A-biogas process is a combined composting and digestion process which is divided into three phases. The first phase is aerobic, the second is anaerobic and the third is aerobic again. These changes between aerobic and anaerobic conditions gave the 3A process its name.

In the following, every phase of the 3A-biogas process should be briefly explained

#### AEROBIC Phase

In the 1st phase the input material is ventilated, so the substrate is aerated and the aerobic microbiological activity causes an increase of temperature. The temperature is controlled by regulating the ventilation. During the 1st phase carbon dioxide and water is the output. Lightly degradable substances are reduced. The 1st phase lasts up to 6 days depending on the input substrate. It reaches temperatures up to 70 °C.

The 1st phase has the following effects on the substrate:

sanitation (reduction of pathogen)

heating of the substrate for the 2nd phase without additional energy

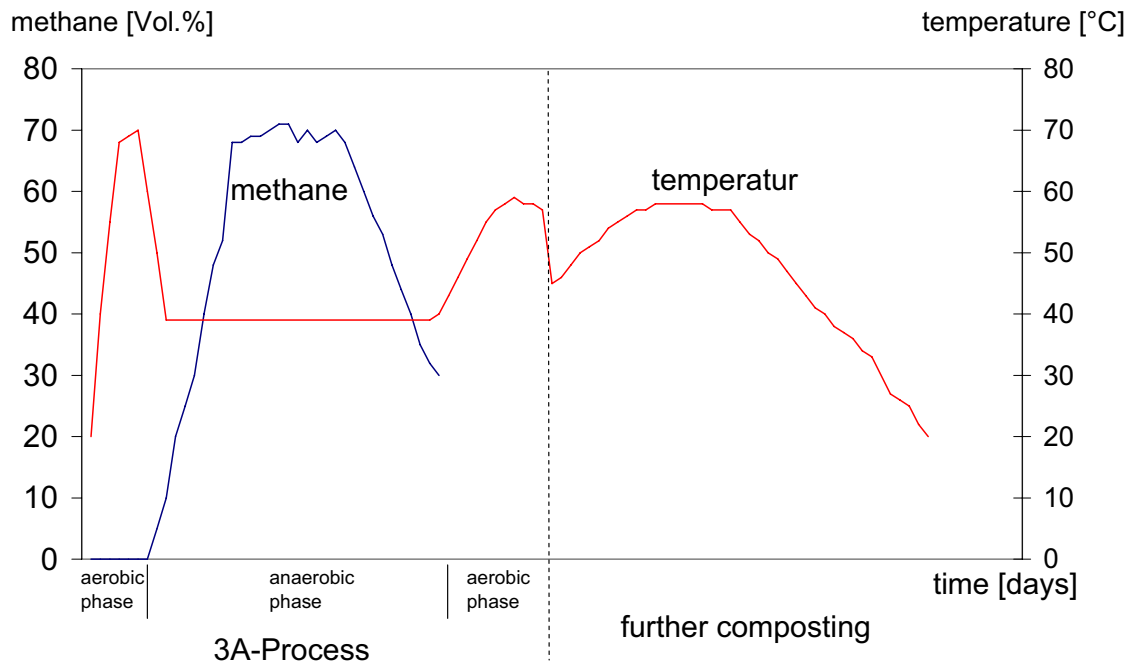
Reduction of lightly degradable substances in order to decrease formation of acids

#### ANAEROBIC Phase

The 2nd phase of the 3A-biogas process is carried out under anaerobic conditions, so the methane production can start. For the temperature management there are two possibilities. Usually the reactor temperature is regulated on the mesophile condition (35 to 45 °C). Within this temperature range methane forming microorganisms can be described as active. The microorganisms are quite resistant against changes of acidity within the mesophile temperature range. At thermophil conditions (45 to 55 °C) activity of microorganisms is higher but they will also react more sensitive to changes of acidity. In the 2nd phase the digestion takes place and biogas is produced. A reduction of the input substrate volume proceeds parallel to this effect. This step of the 3A-Process lasts between 25 to 40 days depending on the input substrate.

#### AEROBIC Phase

The 3rd phase of the 3A-biogas process starts with aeration of the substrate for the second time. No percolation water is added to the substrate anymore. Because of the aerobic conditions the temperature increases again up to 60 °C. During the first 2 to 4 days the substrate is stabilised and becomes quite inodorous. The 3rd phase ends after about 10 days depending on the material and the requirements for maturity and biological characteristics of the output compost.



**Figure 2** Methane production and temperature development

Further composting after the 3A-biogas process

To reach compost with a further stage of maturity for special applications, the output material of the 3A-biogas process can be composted in a conventional way outside the fermentation reactors. This composting process could also be done inside the reactor but reduces the material throughput.

### 2.1.1 3A-biogas project

At the first project year, beginning on December 1st 2002, different basis investigations were realised. So a number of potential endusers of the 3A-biogas system were asked to describe their plant (biogas and composting) and to give some comments about their expectations and requirements for the new dry fermentation system. These results and the investigations of the legal requirements for sanitation in different European countries were the basis for the following process development. Further a partner realised laboratory scale tests of the 3A-biogas system. The results gathered there influences the prototype scale tests in the second project year.

After finalisation of the process development, which was supported by a computer based simulation program, the two prototype units were built at a partners site. Additionally, a control system for the prototypes was developed. The prototype units consists of one control container and one (in Spain) or two (in Austria) reactor container. In the control container all required components for the process are located. The reactors are special designed containers with an usable volume of about 25m<sup>3</sup>. The filling of these

reactors is done by a wheel loader from the top. For emptying the reactor container is lifted by a lorry and the substrate comes out at the second opening at the backside. The exhausted air from the aerobic process phases is treated by a bio-filter. This ensures that the whole process runs in a closed cycle and no odour emission occurs.

In May and June 2004 the plants manufactured at the destinations in Austria (Weibern) and Spain (León).

The gathered results from the testing phase (May till December 2004), were the biogas quality and quantity of specific substrates (organic wastes; energy crops, solid state cow manure) as well as information regarding the optimisation of the process itself.

The combination of the biogas and composting process, like it is realised by 3A-biogas influences the process in a number of positive aspects. Regarding the reduced water amount of the substrate, the volume of the reactor can be reduced significantly. Furthermore the dryer substrate consistence allows a treatment of the end product to compost, which can be used as a high quality fertiliser. Based on the equal biogas yield (investigated in the laboratory tests) 3A-biogas will be an interesting alternative or combination to existing composting and biogas plants.

### **3 Conclusion**

- 3A-biogas process in addition to existing anaerobic digestion plants as a second treatment line for input substrates with high content of dry matter.
- Flexible modular batch system comprising the 3 process steps in one reactor without any stirring or pumping of the organic input substrate with suitable pore volumes.
- Closed-circuit process water improves the process quality and avoids wastewater.
- Optimised low cost process control system for process stability, high biogas yield and high quality of biogas and compost.
- Sanitation within the process, material heats up to 70° C for several days during the 1st and 3rd phase.
- Final product is ready for fertilising and soil improvement without any further treatment.
- Possible industrial 3A-biogas-application for:
  - Municipal Solid Waste treatment - reduction of organic fraction
  - Organic biowaste treatment – compost and biogas
  - Manure and energy crops treatment – agricultural biomass
- 3A-biogas project relates to:
  - EC Landfill Directive
  - Kyoto and Montreal Protocol
  - “Energy for the Future” EC Green Papers for a Community Strategy
  - “Biological Treatment of Biowaste” EU Working Document

## 4 Literature

- |   |      |  |
|---|------|--|
| Köttner M. et al                        | 2001 | Uebersicht ueber die Verfahren der Trockenvergärung, 10. Jahrestagung 'Biogas in der Landwirtschaft', 12.-14.12.2001, Schwäbisch Hall                            |
| Kuhn E.                                 | 1995 | Kofermentation. Arbeitspapier 219, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt  |
| Schober G., Wellinger A. and Widmer Ch. | 2002 | Biowaste Treatment in a Pilot Percolation Plant. 3rd International symposium. Anaerobic digestion of solid wastes, IWA, München/Garching (Germany)               |
| Sifontes J. R., Chynoweth D. P          | 1997 | Sequential Batch Anaerobic Composting (SEBAC), a New Technology for the Management of Animal and Agricultural Waste. PO Box 119570, University of Florida, 32611 |
| Steffen, H.                             | 1988 | Verfahren zur Kompostierung von kompostierbaren Substanzen in einer Kompostanlage, Patentschrift DE 3627265 C2   |
| Steffen, H. et al.                      | 1994 | Das 3A-Verfahren, Muell und Abfall, Bd. 6, S.353-358   |

### Author's address

Ing. Horst Müller  
 Müller Abfallprojekte GmbH  
 Hauptstraße 34  
 A-4675 Weibern  
 AUSTRIA  
 Telephone +43 7732 2091 0  
 Email: office@mueller-umwelttechnik.at  
 Website: www.mueller-umwelttechnik.at

# Research and Development Results of the Mechanical Biological Treatment Process NEW EARTH in the UK

Aurel Lübke

Compost Systems GmbH - Austria

## Forschungs- und Entwicklungsergebnisse des MBA Prozesses NEW EARTH in Grossbritannien

### Abstract

Driven by the Landfill Directive from the EC as well as other factors, like the outbreak of foot and mouth disease in recent UK history and the strong position against incineration from the public, Compost Systems participated in an R&D program to design, build and operate a treatment facility in Wimborne (Southern England) to demonstrate alternative solutions to Landfilling. As it is still unclear today, if certain waste streams of household waste will not be returning to life cycle as growing medias or landfill cover (a practise that is very common in Africa, Asia and other parts of the world), the full sanitisation of the final product according to the ABPR (Animal By Product Regulations) ECN1774/2002 was an additional target for the R&D program.

### Keywords

Treatment of household waste, mechanical waste treatment, biological degradation, respiration rate, TOC - total organic carbon, VOC - volatile organic carbon, dry matter balance, fresh matter balance, emission control, Wimborne, Canford, new earth, bio aerosols, aeration, sanitisation, seed germination, temperature development, service maintenance, health & safety on waste facilities

## 1 Client & Site Location

On the site of WH White plc in Wimborne, England, the facility was erected by WH White, for Canford Environmental Ltd, to run research trials for mechanical-biological treatment of household waste.

The facility, consisting of a 6,000m<sup>2</sup> building with a reception, biological treatment as well as a post treatment area. Compost Systems were responsible for designing the biological treatment process, with influence to the pre treatment as well as post treatment process design.



**Fig. 1** Treatment facility in Wimborne

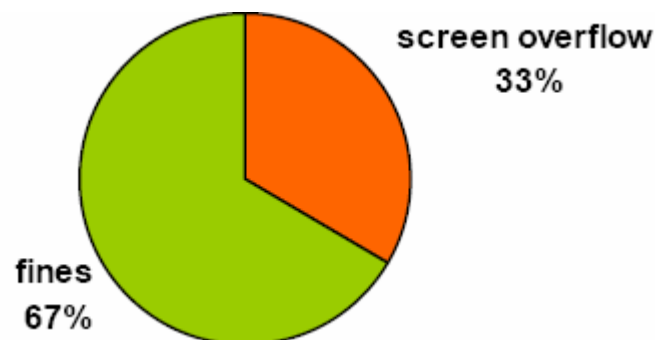
## 2 Setup and organisation

### 2.1 Receipt of the material and pre treatment

The product was delivered in standard waste trucks and tipped into the reception hall. With a high torque waste shredder the material was conditioned and screened by an 80mm screen. The undersize material was the target fraction to be treated by the biological process. On further trials the oversize fraction was reshredded to the point until no oversize was produced and all material had passed through the 80mm screen.

### 2.2 Material splitting

As the content of the organic fraction in the UK is still very high, the ratio of undersize fraction going into the biological treatment process was approx 2/3 of the total waste stream.



**Fig. 2** Screening result



The oversize fraction was naturally holding high values of recyclable material, but as the recycling systems in the UK were not in place to handle side streams, the oversize fraction went straight to landfill under these trial conditions.

### 2.3 Biological treatment system

After evaluation of various methods, the system used for the process was a typical housed windrow system. The windrows were approx 4m wide and 2m high with a cross section of approx 6m<sup>2</sup>. The turning machine was a market available Compost Turning machine “UNI 4001” consisting of a self driving combustion engine vehicle with a front loading rotor and a transport belt. The turning machine leaves no space between the piles and therefore optimizes the building space.



**Fig. 3** Scheme of the biological treatment facility

The windrows were aerated by a negative aeration system under the piles. The extracted air was cleaned by a biofilter plant. The process temperature was measured by a remote temperature probe and sent to the process control computer to adjust aeration frequency by process measures. The process was fully automatic, apart from requiring a driver for the turning machine.

## 2.4 Sanitary aspects

Driven by the ABPR 1774/2002 and the recent outbreak of disease in the UK, the aspects and measures of sanitisation control was of great value. It was a clear decision that even if the material would go to landfill after the process, the design and the measures should meet the standard requirements of the State Veterinary Service of a composting facility. It was a further aspect that all automatic equipment in enclosed reactor buildings would have large problems meeting cleaning procedures. Also sanitary requirements did not make it easy to work in these biological treatment buildings. This was the main reason why equipment like stationary conveyors inside the halls, or a stationary turning machine etc were not used due to the service and maintenance regimes for cleaning as well as employees working environment inside these composting reactor buildings.



**Fig. 4** Example: Maintenance of the equipment

*Stationary equipment is hard to clean, the environment inside these buildings is very hot and high moisture saturation! Working conditions are equal to working in a steam sauna.*

So the alternative was a mobile working unit which could be transported outside the building after the turning process.



**Fig. 5** Turning machine

However, as the driver inside the self contained machine remained inside the machine as operator, it was a critical aspect to detect the suitability of the working environment for a human worker. As the population of micro organisms gets very high in composting facilities, it was a part of the research trials to measure the impact of germs (airborne disease) on the equipment operator and how well today's methods of protection would protect the driver against unhealthy impacts.

## **2.5 Quality measures**

### **2.5.1 Environmental impact**

Monitoring emissions to air, such as gas or noise emissions, as well as liquid leachate during the treatment time was one of the most important measures.

### **2.5.2 Cost efficiency**

Obviously the final measure is always a question of economical suitability to the comparable market prices. As the main competitor for MBT plants in the UK remains landfilling, the short term pressure is to compete with today's landfill rates, where as long term, the rates for landfilling will dramatically increase by the requirements of landfill diversion and emission control.

### 2.5.3 Final product quality and digestion loss

As regulated by EC, the new European Standards required a dramatic reduction of emissions produced by future landfills. So not only the pure digestion loss of the total mass was considered but, much more importantly, the level of activeness / stability in the material going to landfill was used as a Q.S. measure to determine the digestion quality of the process. During the trial, the UK levels were not set so the comparison level from Austrian and German regulations were used, which requires the activity of the final product to remain below AT4 5mgO2/g in Germany and AT4 7mgO2/g in Austria.

### 2.5.4 Health and safety, upscaling, real life operation

As it is known in the industry, that many great ideas that work well under research conditions, it can be a challenge to force these technologies into reality. Not only health and safety measures, but also servicing intervals, accessibility, likeliness of failure, impact on humans and equipment as well as possibility of upscaling and possible dangers and effects.

## 3 Results

### 3.1 Level of degradation

In the trials, 2 variations of samples were used to compare the results. In Sample Nr 18 the received material was shredded until small enough to go into the treatment reactors, while trial 20 was screened after shredding at 80mm and the screen oversize was removed from the process before treatment.

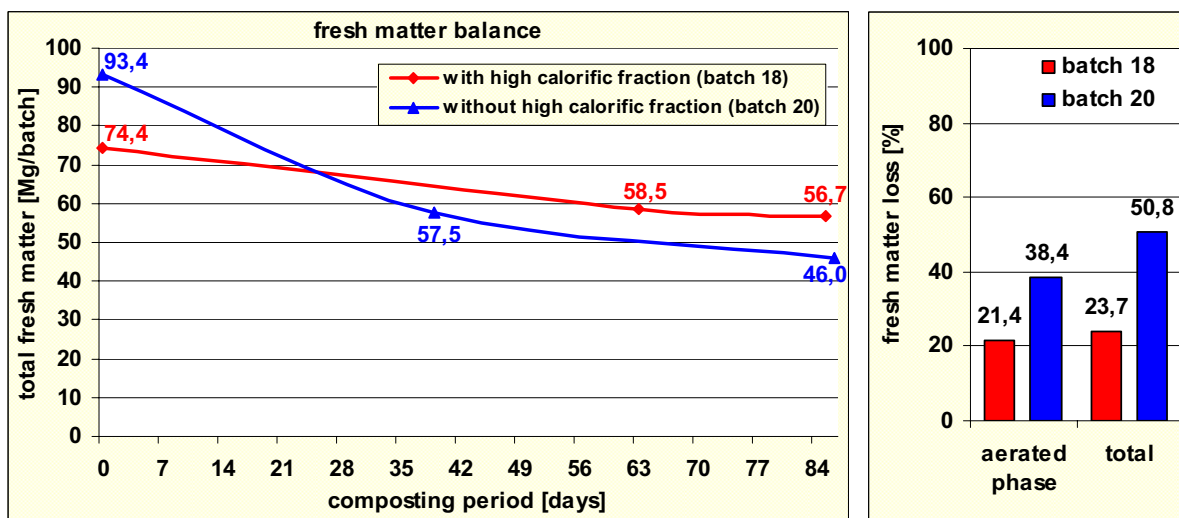


Fig. 6 Fresh matter balance

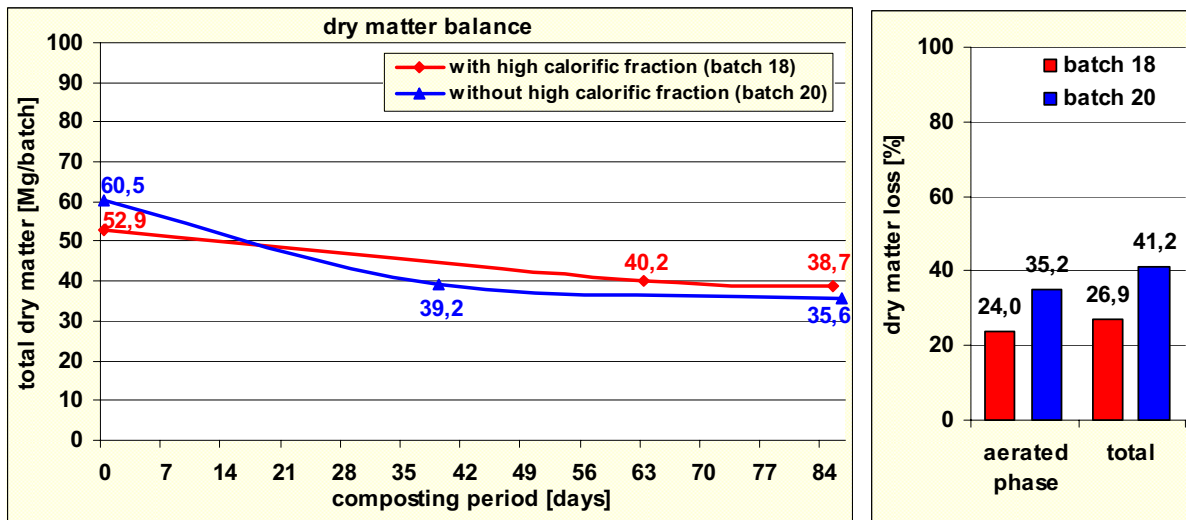


Fig. 7 Dry matter balance

As the level of moisture loss can only be considered as a minor factor in MBT treatment, it is important to look at the total degradation of dry mass by the process. Waste reduction by dehydration is not considered a suitable method to function as an MBT process in most European countries. As the test results show, most of the activity in dM reduction was finished after approximately 4 to 5 weeks.

### 3.2 Respiration Rate

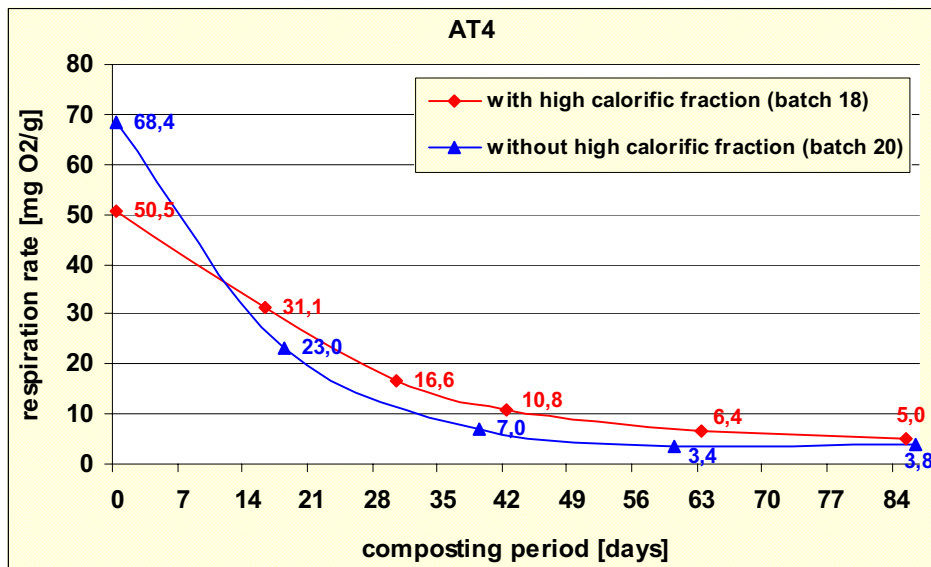


Fig. 8 Respiration rate

Suitability of biologically treated material going to landfill is measured in most EC countries by the remaining biological activity i.e. oxygen demand. In Austria and Germany the regulations require material over an oxygen demand of 20mg/O<sub>2</sub>/gAT<sub>4</sub> to remain in closed systems, where material under 20mg/O<sub>2</sub>/gAT<sub>4</sub> can be cured outside until the final landfill criterias are reached. In the representative trial batch 20, the target 20mg was reached within approx 3 weeks. The indoor process however shall remain for 4

weeks for reasons beyond respiration rate. Surprisingly after a composting period of approx 6 weeks, the respiration rate had already reached the level that would allow the material to go to landfill in Austria. The level for Germany took approximately 2 weeks longer. Other tests like the GFR 21 (Gas Formation Rate in 21 days) were showing equal results.

### 3.3 TOC Eluate

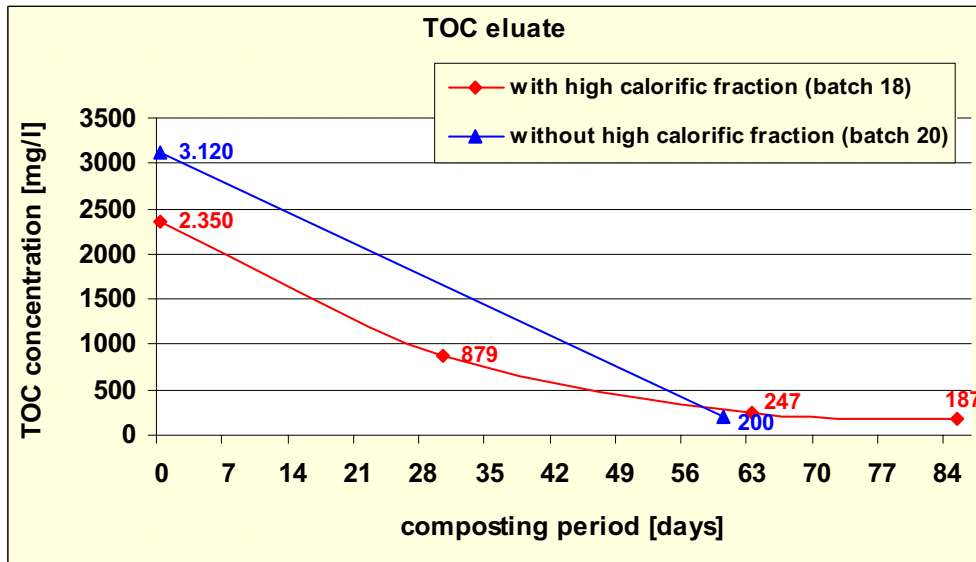


Fig. 9 TOC eluate

The required level of 250mg/l of Eluat for landfilling in Germany and Austria could be reached between 6 and 8 weeks treatment time.

### 3.4 Gas Emissions

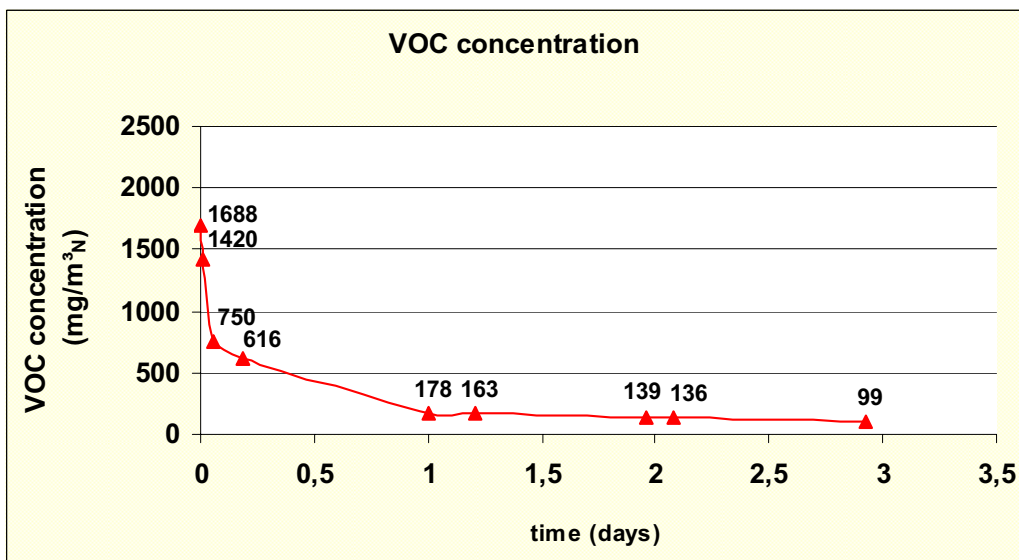
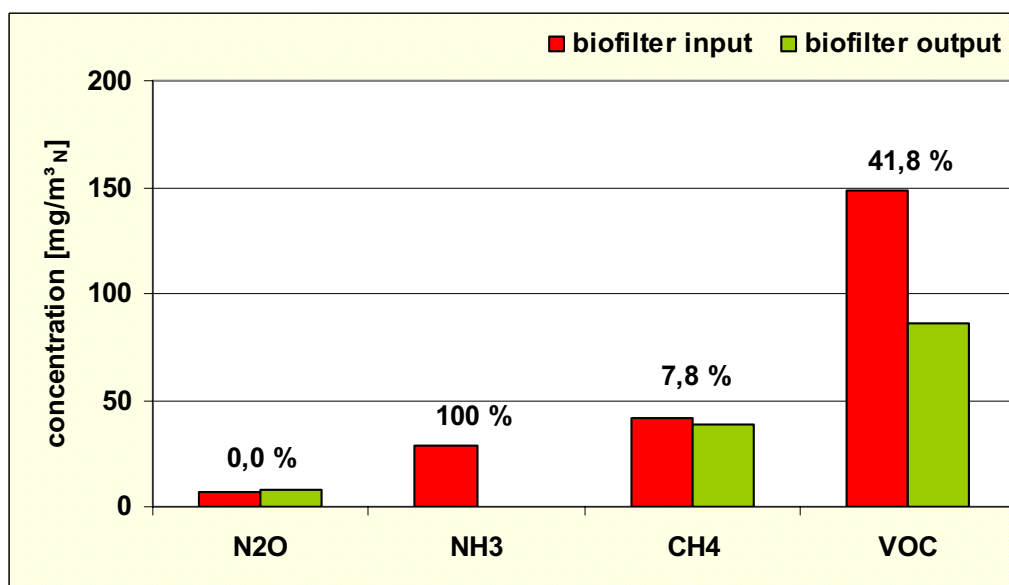


Fig. 10 VOC concentration

After a relatively short time, the VOC emissions were stabilised by the process and reduced to a level of less than  $100\text{mg}/\text{m}^3$  within 3 days. This reflects a reduction of 94.2% in only 3 days.



**Fig. 11** Gas concentrations of the input and output

The air cleaning of the exhaust air was performed by a biofilter plant. Next to a significant odour reduction, which remains the main purpose of a biofilter, the NH<sub>3</sub> emissions could be completely reduced, while the VOC could only be reduced by 41.8%. Naturally, the CH<sub>4</sub> emissions could not be significantly reduced, however the low exhaust levels of the process air of less than  $50\text{mg}/\text{m}^3$  required no additional cleaning setups.

### 3.5 Health and safety

As health and safety on waste treatment facilities becomes an ever more important issue, the important measuring locations were detected during the trials. As gas measures inside the buildings, machines and reactors have never shown any results for air being unsuitable in levels of O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, or CH<sub>4</sub>, the more critical level for health and safety was the impact of bio aerosols. As there are no service and maintenance points inside the reactor buildings besides turning with the mobile turning machine, the measure of impact to humans could be seen as worst condition during turning.

**Sampling on 27/5/04 Bacteria**

Details of Siting	cfu/m <sup>3</sup>
In turner prior to turning	833 < 100
Attached to turner outside	250 83
In hall prior to turning	1,000 1,500
Attached to outside of turner during turning	+110,667 +132,667
In turner during turning	250 416
In large pipe during/after turning	1,750 1,750
Biofilter during/after turning	1,000 1,166

+Sample 4 overloaded, more likely over 10<sup>5</sup>

**Sampling on 27/5/04 Fungi**

Details of Siting	cfu/m <sup>3</sup>
In turner prior to turning	< 100
Attached to turner outside	< 100
In hall prior to turning	< 100
Attached to outside of turner during turning	+8,583 +7,583
In turner during turning	< 100
In large pipe during/after turning	< 100
Biofilter during/after turning	< 100

+Sample four overloaded, more likely +10<sup>5</sup> (of *A. fumigatus* only)

**Fig. 12** Bio aerosols concentrations

As expected, the worst situation was found in the buildings during the turning operation. While the building air inside the biological reactors was showing only approx 1000cfu/m<sup>3</sup> air, after turning this value went up to 110.000 / 130.000cfu. However, during turning the air inside the cabin actually improved in quality and reduced from 833cfu to approx 250 to 400cfu. This reduction explains itself by the internal carbon filter inside the driver's cabin which gives additional air improvement to the existing cabin air. Besides ensuring that the driver did not open the cabin during operation and ensuring no access to the facility for unprotected humans, the operator for the machine was not exposed to these unsuitable building climate conditions during operation. However, these results had major impact on future design requirements. As conditions were not found particularly healthy at any time of the process, service and maintenance of equipment inside the reactors had to be reduced to minimal level. This resulted in the requirement to ban all moving parts like conveyors, air handling fans etc. and most electrical components, except the lights within the Reactor buildings.



### 3.6 Sanitisation of final Material

As sanitisation is a major issue in the UK, one of the self imposed targets in the trials of the New Earth process was the sanitisation of the material according to the ABPR 1774/2002 ECN. As the final product from MBT plants is normally sent to landfill, there is still the open question to divert certain screened fractions back to the environment, for instant landfill cover, or re-cultivation soil. In countries outside of the EC it is still common practise to use household waste “compost” as a fertilizer on agricultural land. The first indicator of full sanitisation is the distribution of temperature inside the material. For this purpose several temperature sensors were placed inside the piles and monitored during the full process time.

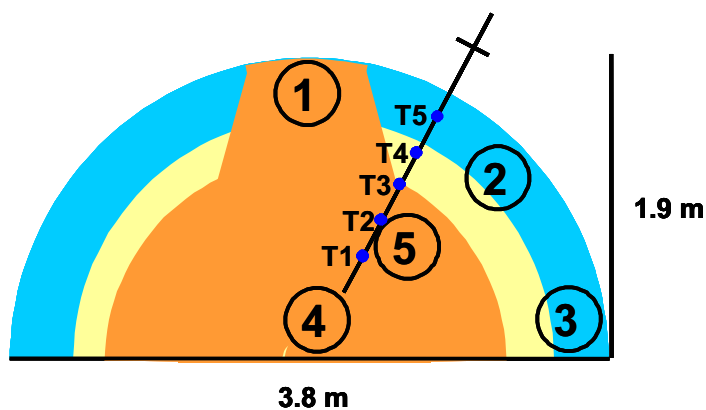


Fig. 13 Points of measurement

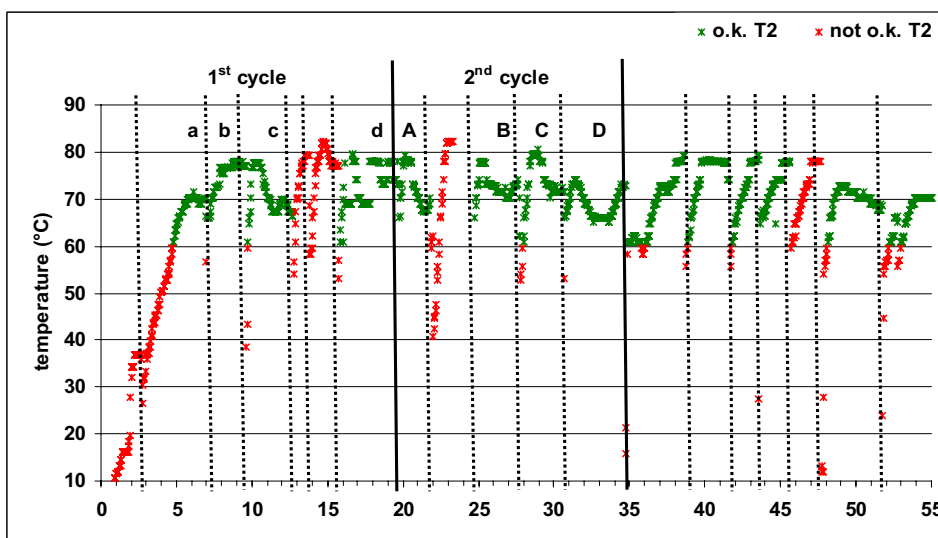
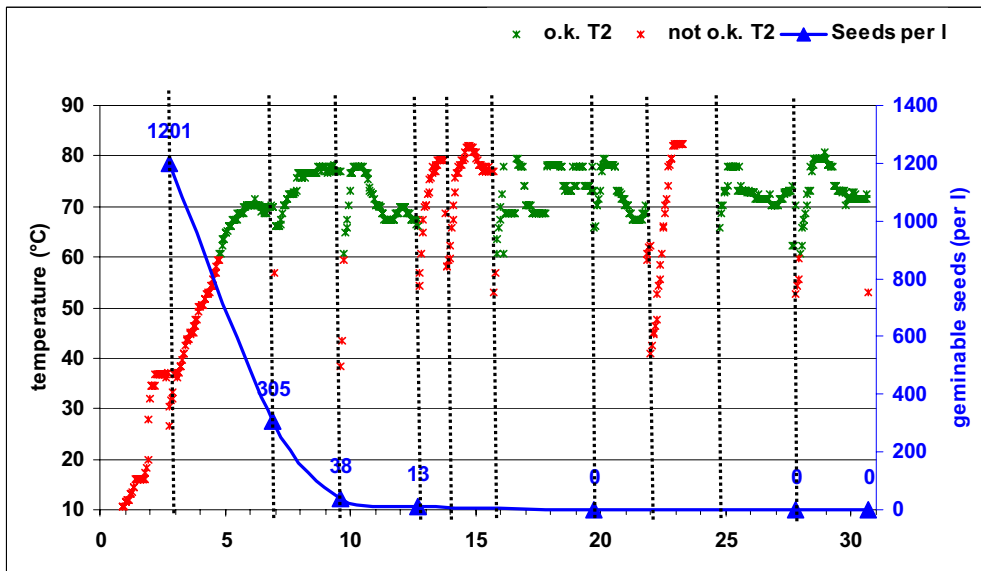


Fig. 14 Temperature development

The temperatures inside the material showed that the required temperature levels for sanitisation were reached. However, the outside skin of the piles would always remain at ambient temperature and would not get the inside heat. By turning the material frequently, all material should end up inside the hot zones at some point and get full sanitisation. This effect was tested by the implantation of tomato seeds.



**Fig. 15** Temperature development and germinable seeds

By the implementation of approx 1200 germinating seeds per litre of fresh material, the remaining ability of germination showed when all material reached full level of sanitisation. The above graph shows that after 2 weeks and 4 turning cycles, all material had reached full sanitisation and no further germinating seed could be found in the sample. Additional tests with the implantation of Tobacco Mosaic Virus showed similar results, where full sanitisation was proven before material left the reactor building.

### 3.7 Cost efficiency and real life implementation

As the detailed cost effectiveness is a confidential issue for the client, details cannot be revealed. However the recent expansion of the facility in Wimborne South England as well as other locations in the UK, with capacity levels of 50,000t to



**Fig. 16** Wimborne treatment facility

100,000t/year show that the economics are suitable to compete within the market. As the technology is based on individual biological treatment reactors, no upscaling problems were experienced during the expansion of the site.

## 4 Summary

Within the test trials at the Canford NEW EARTH MBT plant, the complete process of biological treatment was tested on its performance and suitability for today's requirements on EC regulations as well as economic requirements. The material tested was non separated household waste (blackbag), where the oversize light fraction was removed after shredding and before biological treatment. During the treatment time of approximately 4 weeks, the level of degradation reached approximately 35%DM loss (approximately 40% after curing). The level of stabilisation of the material to go outside of the biological reactors (20mgO<sub>2</sub>/g AT<sub>4</sub>) was reached after 3 weeks. The criteria for landfilling, measured on the interpretation of Austria or Germany, were all reached within 6 to 8 weeks of total treatment time. This included a respiration rate of < 5mgO<sub>2</sub>/g/AT<sub>4</sub> as well as TOC in the Eluat <250mg/Litre. The health and safety analysis study resulted in the requirement to remove all service items from the treatment buildings to prevent any bio aerosol impact to humans. The workers could only access the reactor building when protected inside an air conditioned cabin with a special overpressure filter system. The impact on service and maintenance personnel inside the reactor buildings was found to be unacceptable in terms of bio Aerosols, temperature and air saturation. From a sanitary point of view, test results had shown that material leaving the enclosed plant after a treatment time of 4 weeks, was fully sanitised according to requirements of the EC 1774/2002 ABPR (Animal By Product Regulations). The R&D project had shown full suitability for the process to meet the required EC Standards of the Landfill Directive. As the process takes place in single enclosed reactors, upscaling to larger facilities only opens logistical questions but does not change the process itself. The process is suitable to be expanded to real life treatment plants, as the expansion of the treatment plant in Wimborne and several other locations in the UK has proven, even under the price-restricted financial situations in the UK, where MBT plants still need to compete against the traditional practise of Landfilling.

## 5 Literature

ORA Report Canford 68 – 2004 Process Validation:  
02 Organic Resource Agency Development of a Mechanical – Biological - Treatment  
IGW system Performance testing.....  
Ingenieurgesellschaft  
Witzenhausen

By:  
Dr Hugh Bulson (ORA)  
Dr. Wolfgang Mueller (IGW)  
Dr. Jon Pickering (ORA)  
T. Gladding (Roffco Environmental Monitoring Services)  
Dipl. Ing. Martin Idelmann (IGW)

### Author:

Aurel Lübke  
President  
Compost Systems GmbH  
Ditterdorf 10  
A 4084 St Agatha  
Austria  
Tel.: +43 7277 27500-0  
Fax.: \*43 7277 27500-0  
m@il: [Info@compost-systems.com](mailto:Info@compost-systems.com)  
web page: [www.compost-systems.com](http://www.compost-systems.com)

# **Umbau und Optimierung bestehender MBA-Anlagen mit BTA-Technologie**

**Torsten Rahn\*, Paolo Bozano Gandolfi\*\***

\*BTA International GmbH, München; \*\*Biotec Sistemi S.r.l., Genova / Italia

## **Modification and optimisation of existing MBT plants using BTA technology**

### **Zusammenfassung**

Thema des folgenden Artikels sind Erfahrungen von BTA / Biotec mit Umbau und Optimierung bestehender MBA-Anlagen, dargestellt an zwei Beispielen in Italien und Spanien. Die in den Anlagen aufgetretenen Probleme durch unzureichender Abtrennung von Störstoffen - die den jeweiligen Betreiber letztendlich zu einem Umbau veranlasst haben - sind dabei durchaus vergleichbar mit aktuell auftretenden Problemen in anderen MBA-Anlagen mit integrierter Naß-Vergärungsstufe auch in Deutschland.

### **Abstract**

Subject matter of the article below is to highlight experiences of BTA / Biotec with modification and optimisation of existing MBT plants, described shortly on two examples in Italy and Spain. Occurred problems in the plants due to insufficient removal of non-biodegradable contaminants – prompting the plant operator to revamp there plants finally - are absolutely comparable with actual problems in existing MBT plants also in Germany, operating with integrated wet digestion step.

### **Keywords**

BTA-Technologie /BTA technology, BTA-Prozess / BTA process, naß-mechanische Aufbereitung / wet-mechanical pre-treatment, Störstoffabtrennung / removal of non-biodegradable contaminants, Leichtfraktion / light fraction, Schwerfraktion / heavy fraction, Gritfraktion / grit fraction, Naßvergärung / wet digestion, RDF

## **1 Allgemeines**

MBA's haben sich im Bereich Abfallbehandlung inzwischen nicht nur in Deutschland als Stand der Technik etabliert - allein hierzulande werden mehr als 50 Anlagen betrieben (ASA, 2006).

Probleme im Betrieb bestehender MBA-Anlagen mit integrierter Naßvergärung zur Behandlung von Restmüll bestehen vorwiegend mit der grösstenteils unzureichenden Abtrennung der Inert- und Störstoffe. Die Folgen sind – neben erhöhtem Verschleiß und Ablagerungen in den Behältern - vor allem eine meist deutlich verminderte Durchsatzleistung der eingesetzten Aufbereitungstechnik und damit letztendlich der gesamten Anlage.

Die BTA Aufbereitungstechnik ist darauf ausgelegt, äußerst effektiv Stör- und Fremdstoffe zu separieren und bereits vor der Vergärung aus dem Abfall zu entfernen. Die im

Anschluss daran in die biologische Behandlung gelangende gereinigte Abfallsuspension zeichnet sich somit durch einen prozentual sehr hohen Anteil an vergärbare Organik aus. Das Konzept der patentierten naß-mechanischen Aufbereitung eignet sich optimal für die Verwertung von Abfällen, die einen sehr hohen Anteil an Störstoffen besitzen, wie dies bei Restabfall, Bioabfall, überlagerten und verpackten Lebensmitteln etc. eindeutig der Fall ist.

Erfahrungen mit Umbau und Nachrüstung bestehender MBA-Anlagen haben gezeigt, dass sehr wohl zufriedenstellende Ergebnisse auch im Bereich der Naßvergärung erzielbar sind. Dies ist besonders wichtig vor dem Hintergrund, Vertrauen in einen störungsfreien Betrieb von Naßvergärungsanlagen mit Hausmüllinput zu gewinnen.

## 2 Umbau bestehender MBA-Anlagen

### 2.1 Ca´ del Bue, Verona / Italien

Das Anlagenkonzept der MBA Ca´ del Bue reicht inzwischen über 20 Jahre zurück – die Stadtverwaltung von Verona entschied damals Energie aus Abfall zu produzieren, um die Abhängigkeit von fossilen Energieträgern zu reduzieren. Ansaldo Energia und SNAM Progetti, zwei der großen staatseigenen italienischen Unternehmen aus den Bereichen Kraftwerks- und Kläranlagenbau, erhielten den Zuschlag für die Realisierung der Anlage.



**Abbildung 1** Ca´ del Bue, Verona / Italien

Das stadt eigene Entsorgungsunternehmen AMIA ([www.amiavr.it](http://www.amiavr.it)) sollte die Einsammlung des Abfalles, AGSM ([www.agsm.it](http://www.agsm.it)) – das Versorgungsunternehmen gehört ebenfalls zu 100% der Stadt Verona - die Behandlung des Abfalles sowie den Betrieb der MBA-Anlage übernehmen.

Ca' del Bue ist ausgelegt auf die Behandlung von täglich ca. 500 Tonnen Abfall, 150.000 Tonnen pro Jahr Hausmüll und 12.000 Tonnen pro Jahr Klärschlamm. 60.000 Tonnen der Hausmüllfraktion < 80mm gelangen in die naß-mechanische Aufbereitung.

Das Anlagenkonzept basiert im Wesentlichen auf einer Kombination aus anaerober Vergärung und Verbrennung mit dem Ziel einer maximalen Energieausbeute bei gleichzeitig minimaler Verbrennungskapazität. Nur die separierte hochkalorische Fraktion des Abfalles wird thermisch genutzt. Separierte Inertstoffe werden deponiert. Sogenanntes RDF (Refuse-derived fuel) oder "fluff" aus der trockenen mechanischen Aufbereitung wird nach der Separation zerkleinert, getrocknet, brikettiert und anschließend in einem Wirbelschichtreaktor verbrannt, zusammen mit dem entwässerten Gärrest der Vergärung.



**Abbildung 2** Mechanische (Trocken-)Aufbereitung



**Abbildung 3** RDF oder Fluff-Fraktion

Ansaldo war das federführende Unternehmen des Joint Ventures und u.a. für die naß-mechanische Aufbereitung des Abfalles zuständig, SNAM Progetti u.a. für die Realisierung der Naßvergärung. Naß-mechanische Aufbereitung und Vergärung wurden auf Grundlage von Labortests ausgelegt und realisiert.

### 2.1.1 Probleme

Ca´del Bue ging erstmalig 2000 in Betrieb, wurde allerdings bereits wenige Monate später wieder ausser Betrieb genommen, da die Vergärung mit der Qualität der produzierten Suspension in der naß-mechanischen Aufbereitung nicht fertig wurde. Die Suspension enthielt einen viel zu hohen Anteil an Störstoffen relevanter Größe – u.a. bspw. Löffel, Plastik, Aluminium und Holz. Dies führte innerhalb kürzester Zeit zu Verblockungen und der Bildung von Schwimmdecken in den vier Fermentern.

Aufgrund weiterer Probleme in der Anlage wurde entschieden einen Umbau vorzunehmen. Ansaldo, AGSM und TÜV Süddeutschland begannen mit der Evaluierung verfügbarer Technologien im Bereich der Naßaufbereitung. Letzendlich wurde Biotec / BTA im Dezember 2001 mit dem Umbau beauftragt.



### 2.1.2 Umbau und Optimierung

Folgende Qualitätsparameter der aufbereiteten Suspension zur Vergärung sind durch Biotec / BTA zu garantieren :

- Partikelgröße < 10 mm (100%)
- 11-15% TS
- Absetzbare Inertstoffe < 3 %
- Film Plastik < 0,8 %
- Plastik < 0,5 %

Dagegen wurde die Abfall-Inputzusammensetzung vom Auftraggeber weitestgehend "offen" gelassen.

Die Anlage konnte im Oktober 2002 - nur 10 Monate nach Beauftragung – wieder in Betrieb genommen werden. Die Verfügbarkeit der Aufbereitung liegt seither durchgängig bei 90-95 %.



**Abbildung 4** Naß-mechanische BTA Aufbereitung in Ca' del Bue, Verona – linker Rand Eindickung, im Hintergrund BTA Gritabscheidung

Die Qualität der aufgereinigten Suspension in die Vergärung ist nachweislich gleichbleibend hoch, unabhängig von der z.T. sehr stark schwankenden Abfallzusammensetzung. Regelmäßig durchgeführte Analysen belegen einen Verlust an vergärbare Organik von ca. 3% über die abgetrennte Leicht-, Schwer- und Gritfraktion und verdeutlichen damit die außergewöhnliche Selektivität der eingesetzten BTA Naß-Aufbereitung.



**Abbildung 5** 32m<sup>3</sup> BTA Pulper in Ca' del Bue, Verona



**Abbildung 6** Input in die naß-mechanische BTA Aufbereitung



**Abbildung 7** Separierte Schwerfraktion der naß-mechanischen Aufbereitung

### 2.1.3 Aktuelle Situation

In 2006 häuften sich die Probleme in der Verbrennung der Anlage. Der Betrieb wurde eingestellt.

Die Ausschreibung für Umbau und Ertüchtigung der Verbrennung läuft aktuell, scheint sich allerdings länger hinzuziehen als ursprünglich geplant. AGSM denkt daher derzeit über ein Konzept nach, die anaerobe Vergärung mit Bioabfall – einschließlich der naß-mechanischen Aufbereitung – vorab wieder in Betrieb zu nehmen. Verhandlungen hierzu über eine eventuelle Beteiligung von Biotec / BTA werden seit längerem geführt. Im Zuge dessen sollen auch die Fermenter entsprechend dem BTA Konzept (Gasumwälzsystem) umgebaut werden.

## 2.2 Ecoparc I, Barcelona / Spanien

Die Anlage Ecoparc I - eine von derzeit 17 Vergärungsanlagen in Spanien mit Input Hausmüll(fractionen) (M. STEINER, 2006) - ist ausgelegt auf einen Durchsatz von 300.000 Tonnen pro Jahr – 250.000 Tonnen Restmüll und 50.000 Tonnen Bioabfall der Stadt Barcelona.



**Abbildung 8** Ecoparc I, Barcelona

Den Zuschlag für den Bau der Anlage – deren Konzept u.a. neben der Naßvergärung eine Tunnelkompostierung sowie Gasnutzung mittels BHKW's beinhaltet – wurde Linde KCA erteilt. Inbetriebnahme der Anlage war in 2001.

### 2.2.1 Probleme

Aufgrund der Qualität der aufbereiteten Suspension kam es wie in Verona auch in Barcelona bereits kurz nach Inbetriebnahme der Anlage zu Problemen in der Vergärungsstufe. Auch hier führte die uneffektive Störstoffabtrennung zu ständig verstopften Abzugsleitungen, es kam sehr schnell zur Bildung ausgeprägter Schwimmschichten und zu massiven Ablagerungen in den Fermentern.



**Abbildung 9** Naß-mechanische Aufbereitung Ecoparc I (vor Umbau)

Die unzureichende Selektivität der Auftrennung der Hausmüllfraktion führte zu einem zu geringen Input an Organik in die Vergärung und damit zu einer zu geringen Gasproduktion. Neben einer inakzeptablen Qualität der separierten Reststoffe war der zu deponierende Anteil und die damit verbundenen Kosten viel zu hoch.

### **2.2.2 Umbau und Optimierung**

BIOTEC / BTA wurde nach längeren intensiven Vertragsverhandlungen im Dezember 2006 von UTE Ecoparc mit Lieferung und Umbau der naß-mechanischen Aufbereitung beauftragt. Im Zuge der Verhandlungen wurden mehrere Besichtigungen vom Auftraggeber, u.a. auch von der Referenz-Anlage in Verona, durchgeführt, um sich von der Qualität der Suspension sowie der separierten Stoffströme zu überzeugen. Die zu erbringenden Garantiewerte entsprechen dabei weitestgehend denen der Anlage in Verona.

Nach der mechanischen Vorbehandlung des Abfalles mittels Siebtrommeln, Magnetabscheidern etc. (auch im Bereich der mechanischen Vorbehandlung erfolgt derzeit eine Umrüstung der bestehenden Anlage) gelangen ca. 50.000 Mg Abfall pro Jahr < 120 mm in die naß-mechanische Aufbereitung. Die von Störstoffen befreite Suspension wird anschließend vor der Vergärung auf einen TS-Gehalt von ca. 12% eingedickt.

Biotec / BTA liefert und installiert die komplette naß-mechanische Aufbereitungseinheit, bestehend aus 3x32m<sup>3</sup> BTA Pulpern incl. Pressen, 4x BTA Gritabscheidungen sowie Eindicker, Pumpen und Zubehör, incl. Kontrollsystem.

Einer der vier 6.000m<sup>3</sup> Fermenter wird mit einem neuen Gasumwälzsystem entsprechend BTA Vorgaben aus- und umgerüstet.

### **2.2.3 Aktueller Stand der Arbeiten**

Der Umbau der Anlage läuft planmäßig. Die Installation der naß-mechanischen Aufbereitungstechnik und der Umbau des Fermenters sollen bis zum Herbst erfolgen. Die anschließende Inbetriebnahme der Anlage ist für Dezember 2007 geplant.

## **3 Zusammenfassung**

Es hat sich im Betrieb von MBA-Anlagen mehrfach gezeigt, dass eine unzureichende Abtrennung von Störstoffen aus der organikreichen Fraktion des Hausmülls zu immensen Problemen im nachfolgenden Vergärungsprozeß führt. Die Effektivität der Störstoffabtrennung ist damit das entscheidende Kriterium für einen weitestgehend störungsfreien Anlagenbetrieb und Sicherstellung des Erreichens der geforderten Qualitäten der abgetrennten Fraktionen. Die eingesetzte Aufbereitungstechnologie muss eine weitestgehende selektive Abtrennung der Störstoffe auch bei schwankender Abfallzusam-

mensetzung jederzeit sicher gewährleisten. Nur dadurch ist es möglich das Biogaspotential der vergärbaren Organikfraktion in der nachfolgenden Vergärungsstufe vollständig auszuschöpfen.

Die Erfahrungen zeigen, dass – wird dieser Ansatz konsequent und richtig umgesetzt - es durchaus gelingt, Naßvergärungsanlagen sicher und stabil zu betreiben.

Mit der Aufbereitung organischer Abfälle mit unterschiedlichsten Störstoffgehalten nach dem BTA-Verfahren bestehen inzwischen seit über 20 Jahren Erfahrungen in nahezu 30 Anlagen weltweit.

## 4 Literatur

- |            |      |   |
|------------|------|---|
| M. Steiner | 2006 | Stand der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung in Europa. Internationale 6.ASA Abfalltage. Mechanisch biologische Restabfallbehandlung – MBA in der Bewährung. Verlag ORBIT e.V., Weimar. ISBN 3-935974-08-6. |
| ASA        | 2006 | MBA Steckbriefe 2006/2007. Arbeitsgemeinschaft Stoffstromspezifische Abfallbehandlung (ASA) e.V.  |

### **Anschrift der Verfasser(innen)**

Dipl.-Ing. Torsten Rahn  
BTA International GmbH  
Landsberger Straße 6  
D-80337 München  
Telefon +49 89 520 460 6  
Email : [t.rahnbta-technologie.de](mailto:t.rahnbta-technologie.de)  
Website: [www.bta-technologie.de](http://www.bta-technologie.de)

Dott.-Ing. Paolo Bozano Gandolfi  
Biotec Sistemi S.r.l.  
Via Privata Galla 4  
I-16010 Serra Riccò. Genova  
Telefon +39 010 7261209  
Email : [paolo.bozano@biotecsistemi.it](mailto:paolo.bozano@biotecsistemi.it)  
Website: [www.biotecsistemi.it](http://www.biotecsistemi.it)

# Sachstand MBA in Deutschland

Matthias Kühle-Weidemeier\*, Ulrich Langer\*, Frank Hohmann\* Wolfgang Butz\*\*

\*Wasteconsult international, Langenhagen; \*\*Umweltbundesamt, Dessau

## Current Situation of MBT in Germany

### 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

### 1.1 Veranlassung und Ausgangssituation

in Deutschland durchlaufen mehr als 7 Mio. Tonnen Restabfälle pro Jahr eine Behandlung in mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA), mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen mit biologischer Trocknung (MBS), mechanisch-physikalischen Anlagen (MPS) oder rein mechanischen Abfallbehandlungsanla-

gen (MA). Die „kalten“ Vorbehandlungsverfahren sind somit zu einer tragenden Säule der Siedlungsabfallentsorgung in Deutschland geworden. 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 Ergebnisbericht wird hiermit vorgelegt.

## 1.2 Wichtige Rahmenbedingungen für die MBA

Bereits in der TA-Siedlungsabfall (TASi) vom 14. Mai 1993 wurden Grenzwerte für die Ablagerung auf Deponien festgelegt, die bei der „klassischen Hausmülldeponie“ der Deponieklasse 2 insbesondere von Hausmüll und hausmüllähnlichem Gewerbeabfall nur nach einer Vorbehandlung eingehalten werden konnten. Ziel war die Gewährleistung einer schadlosen Ablagerung und mit Hinblick auf das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz von 1993 die Umleitung zahlreicher bisher abgelagerter Abfälle in die Verwertung.

Für die vollständige Einhaltung der in Anhang B der TASi definierten Grenzwerte wurde eine zwölfjährige Übergangsphase bis zum 1.6.2005 eingeräumt, damit die Entsorgungsträger ihre langfristigen Konzepte entsprechend anpassen konnten und ausreichend Zeit für Planung, Genehmigung und Errichtung der benötigten Abfallbehandlungskapazitäten hatten.

Die in Anhang B der TASi für die Deponieklasse 2 festgelegten Grenzwerte, z.B. der Glühverlust von 5 Gew.-%, können vollständig z.B. beim Hausmüll bisher nur durch thermische Behandlung (Müllverbrennung [MVA]) eingehalten werden. Sowohl auf politischer Ebene als auch in der Fachöffentlichkeit wurde diese indirekte Festlegung auf ausschließlich thermische Verfahren teilweise kritisiert. In Folge dessen wurden auf Bundesebene (BMBF-Vorhaben MBA) [ 6] und auch in einzelnen Bundesländern, vor allem Niedersachsen, Vorhaben zur Untersuchung der Eignung der MBA als Alternative bzw. Ergänzung zur MVA durchgeführt [ 3], [ 4].

Die bis zu diesem Zeitpunkt eingesetzten MBAs hatten meist einen niedrigen Technisierungsgrad und arbeiteten überwiegend nach dem offenen Kaminzugrotteverfahren. In Niedersachsen wurden an den Standorten Bassum, Lüneburg und Wiefels großtechnische Pilotanlagen mit hohem Technisierungsgrad errichtet, die intensive wissenschaftliche Begleitung [ 3] erhielten und ab 1997 den Betrieb aufnahmen. In Bayern gab es mit der MBA Erbenschwang ein ähnliches Projekt [ 4].



Aus den Ergebnissen der Forschungsvorhaben zur MBA wurde schlußgefolgert, daß auch durch mechanisch-biologische Behandlung ein umweltverträglich auf Klasse 2 Deponien ablagerbares Deponat erzeugt werden kann, auch wenn dieses nicht die Anforderungen des Anhang B der TASI erfüllt. Anhang 2 der Abfallablagerversordnung (AbfAbIV) vom 1. März 2001 enthielt daher als eine Neuerung gegenüber der TASI 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 der bis dahin bestehenden Anlagen erfüllt. In den verbleibenden 4 Jahren bis zum 1.6.2005 mußten daher 45 MBAs erheblich umgebaut oder völlig neu errichtet werden. Die Realisierbarkeit einer Anforderungskonformen Anlage konnte zu diesem Zeitpunkt zwar noch an keiner bestehenden Anlage vollständig großtechnisch nachgewiesen werden, sie war aber aus den bis dahin vorliegenden Forschungsergebnissen ableitbar. Dies hat sich letztendlich auch in der Praxis bestätigt.

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 bis 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 nun auch Horstmann überschattete(e) zudem die Umsetzung zahlreicher MBA-Projekte. Der Bau oder die Fertigstellung von einigen Anlagen oder Anlagenbestandteilen mußte daher mitunter neu ausgeschrieben werden. Im ungünstigsten Fall trat dieses sogar mehrfach am gleichen Standort ein. So konnte es sogar bei sehr frühzeitiger Planung und Ausschreibung zu Problemen mit der rechtzeitigen Fertigstellung von Anlagen kommen.

## **2 Erhebung der Daten**

### **2.1 Entwicklung, Inhalte und Versand des Fragebogens**

In Abstimmung mit dem Umweltbundesamt wurde von Wasteconsult international ein Fragebogen entwickelt, der universell für alle im Vorhaben untersuchten Anlagentypen geeignet ist. Mit ihm sollten vor allem technische Ausstattung, Kapazität, Betriebsprobleme, Einhaltung der gesetzlichen Grenzwerte und Effektivität der Anlagen ermittelt werden. Gleichzeitig wurden den Anlagen zugeordnete Zwischenlager erfaßt.

Der Fragebogen wurde am 3. Februar 2007 auf CD per Post an alle bis dahin ermittelten Anlagen versandt. Für jede Anlage wurde eine individuelle Datei erstellt, in die als Arbeitserleichterung für den Anlagenbetreiber alle schon bekannten Daten (z.B. aus den ASA MBA-Steckbriefen [ 2]) eingetragen waren. Weitere Informationen wurden einem Bericht der LAGA [ 5] und einer Online-Datenbank des BDE entnommen.

Es wurde um Rückgabe der ausgefüllten Fragebögen bis zum 16. Februar 2007 gebeten. Die Arbeitsgemeinschaft stoffspezifische Abfallbehandlung (ASA e.V.) unterstützte das Vorhaben, indem sie in der Woche nach Versand des Fragebogens ein Schreiben an die in der ASA organisierten Anlagenbetreiber schickte, worin um Mitarbeit am Vorhaben gebeten wurde. Der Rücklauf der Fragebögen erfolgte in vielen Fällen wesentlich langsamer als vorgesehen. In die Auswertung wurden alle Fragebögen einbezogen, die bis zum 18. April 2007 zurückgesandt wurden.

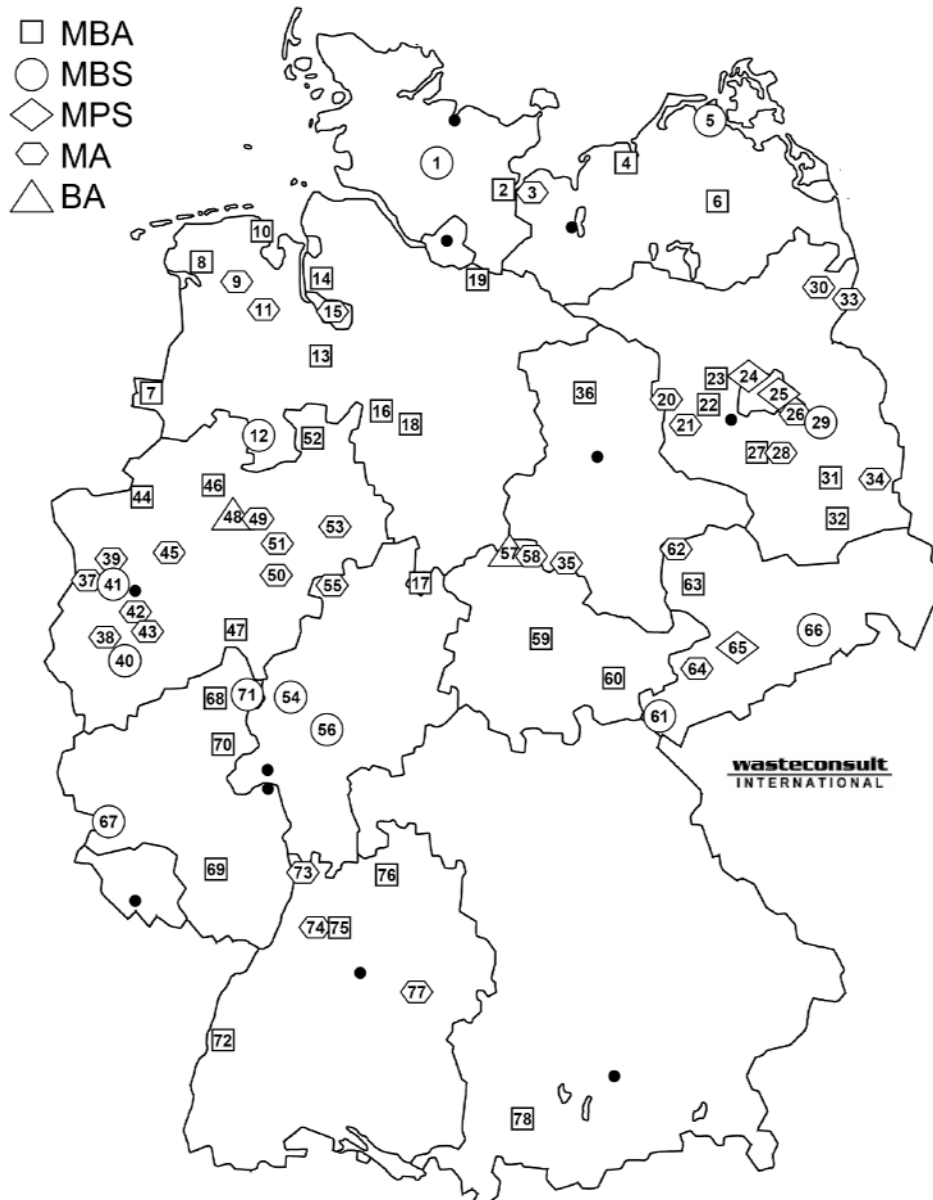
Von den insgesamt 78 Anlagen stellten 1 BA, 10 MA, 2 MBA und 2 MBS bis zum 18.4. keine Daten zur Verfügung. Bis zum Ende der Projektlaufzeit (30.4.) trafen keine weiteren Daten mehr ein. Von denjenigen Anlagen, die keine Daten zur Verfügung stellten, wurden ab März Daten in der Literatur, im Internet, bei den Landesumweltämtern sowie den Regierungspräsidien recherchiert.

### **2.2 Berücksichtigte Anlagen**

Die im Vorhaben berücksichtigten Anlagen sind in Tabelle 2-1 eingetragen. Bei beiden biologischen Anlagen existiert praktisch am gleichen Standort auch eine mechanische Behandlungsanlage, aus der die biologische Anlage das zu behandelnde Material bekommt. Im Prinzip handelt es sich also um zwei mechanisch-biologische Anlagen, die vor allem aus rechtlichen Gründen als getrennte Anlagen fungieren. Bei der Darstellung der allgemeinen Angaben (auch im Steckbrief) und der technischen Ausstattung werden diese verketteten Anlagen noch getrennt betrachtet. In den weiteren Untersuchungen zu den Mengenströmen und der Einhaltung von Grenzwerten werden die beiden BA mit den dazugehörigen MA zusammengefaßt und entsprechend Ihrer Technik als aerobe MBA behandelt.

**Tabelle 2-1**                    **Ermittelte und berücksichtigte Anlagen**

<b>Bundesland, (Anzahl)</b>	<b>Typ</b>	<b>Anz.</b>	<b>Anlage</b>
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), 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 (im Bau)
	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 (Fertigstellung April 2007), Wiewärthe



**Abbildung 2-1 Lageplan mechanische, mechanisch-biologische und mechanisch-physikalische Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland**

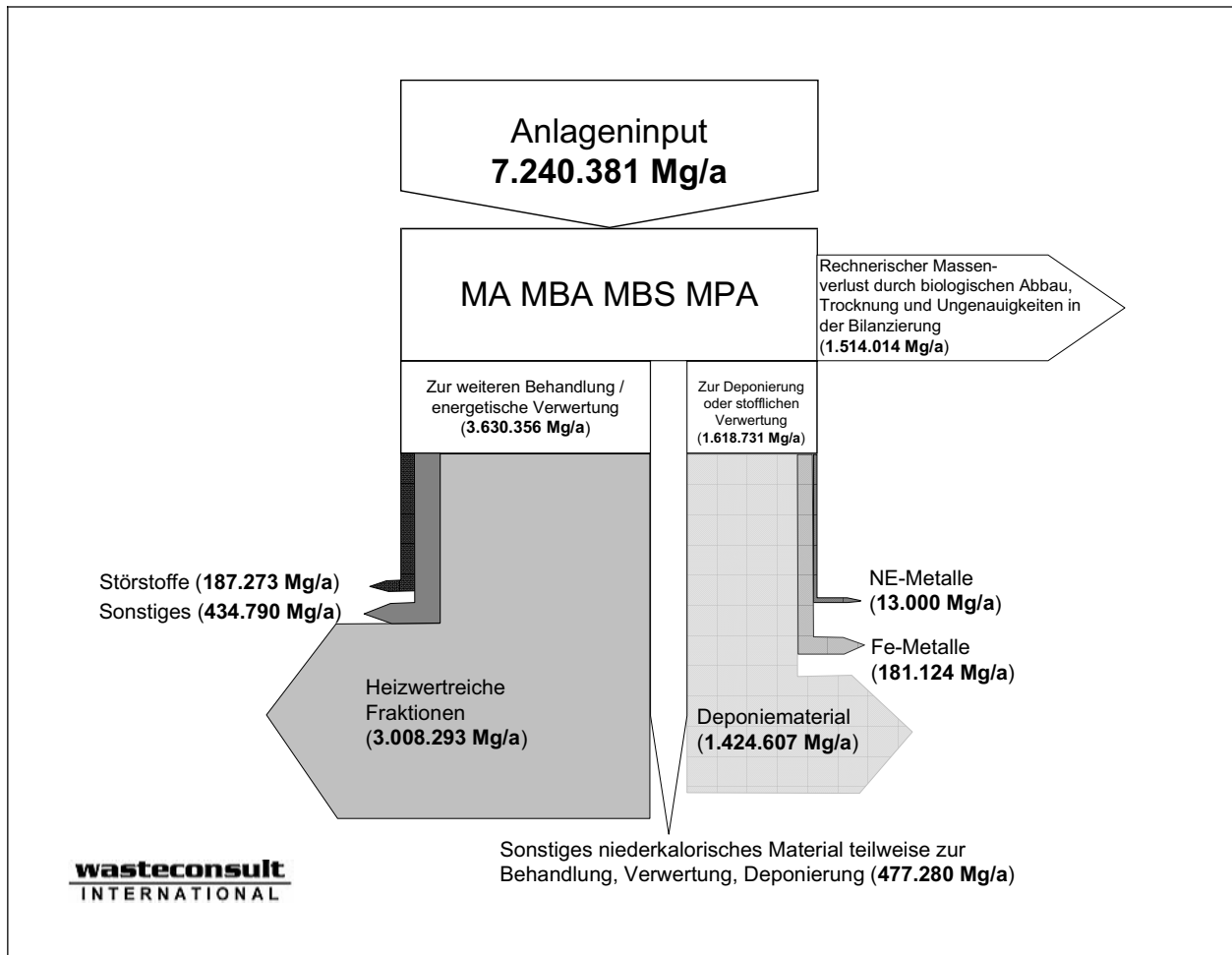
## 3 Ergebnisse

### 3.1 Vorbemerkung

Schwerpunkt der Untersuchungen im vorliegenden Bericht sind diejenigen Anlagen, für die 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). Die ausführlichen Untersuchungsergebnisse wurden bei einem am 8. Mai 2007 im Umweltbundesamt stattfindenden Fachgespräch präsentiert und diskutiert. So weit dies kurzfristig möglich war, sind Anregungen zu Inhalt und Darstellungsweise bereits in den hiermit vorgelegten Artikel eingeflossen.

### 3.2 Stoffströme und behandelte Abfallmengen

In Abbildung 3-1 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 3-1 Auf den gesamten Anlagenbestand hochgerechnete Stoffströme 2006**

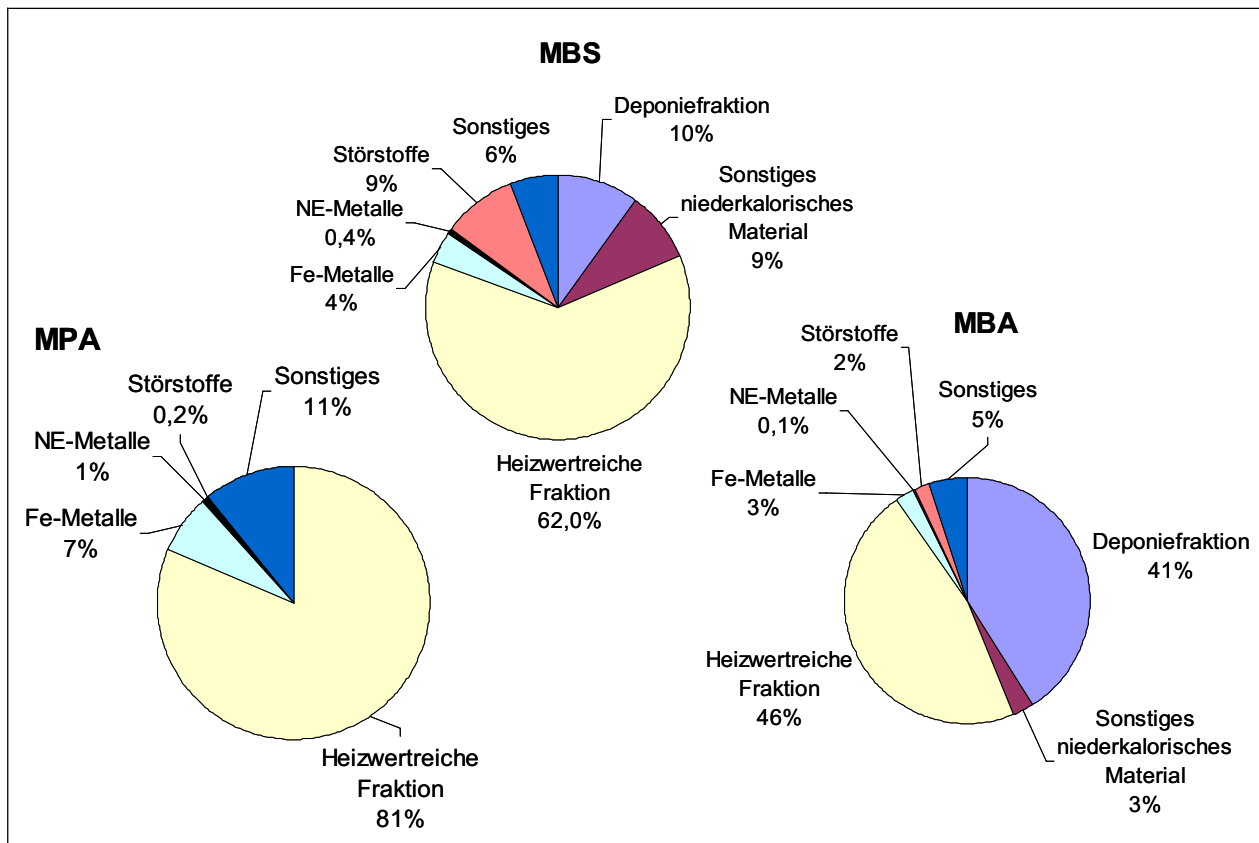
Tabelle 3-1 zeigt den Anlagenbestand der unterschiedlichen Verfahrenstypen und die hochgerechneten, tatsächlichen Durchsätze im Jahr 2006. Das insbesondere bei den MA nicht ganz plausible Input / Output Verhältnis dürfte auf Ungenauigkeiten in der Massenbilanzierung der Anlagen zurückzuführen sein.

**Tabelle 3-1 Gesamtanzahl 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
<b>Summe</b>	<b>76* (78)</b>	<b>7.240.381</b>	<b>5.726.367</b>

\*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 3-2 ist dies mit Ausnahme der MA dargestellt.



**Abbildung 3-2 Fraktionierung der Outputströme in Bezug auf den Gesamtoutput (ohne Rotte- und Trocknungsverlust) der verschiedenen Anlagenkonzepte**

### 3.3 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 Belüftung- 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 weiterhin auftretende Probleme wurden genannt:**

##### Mechanik:

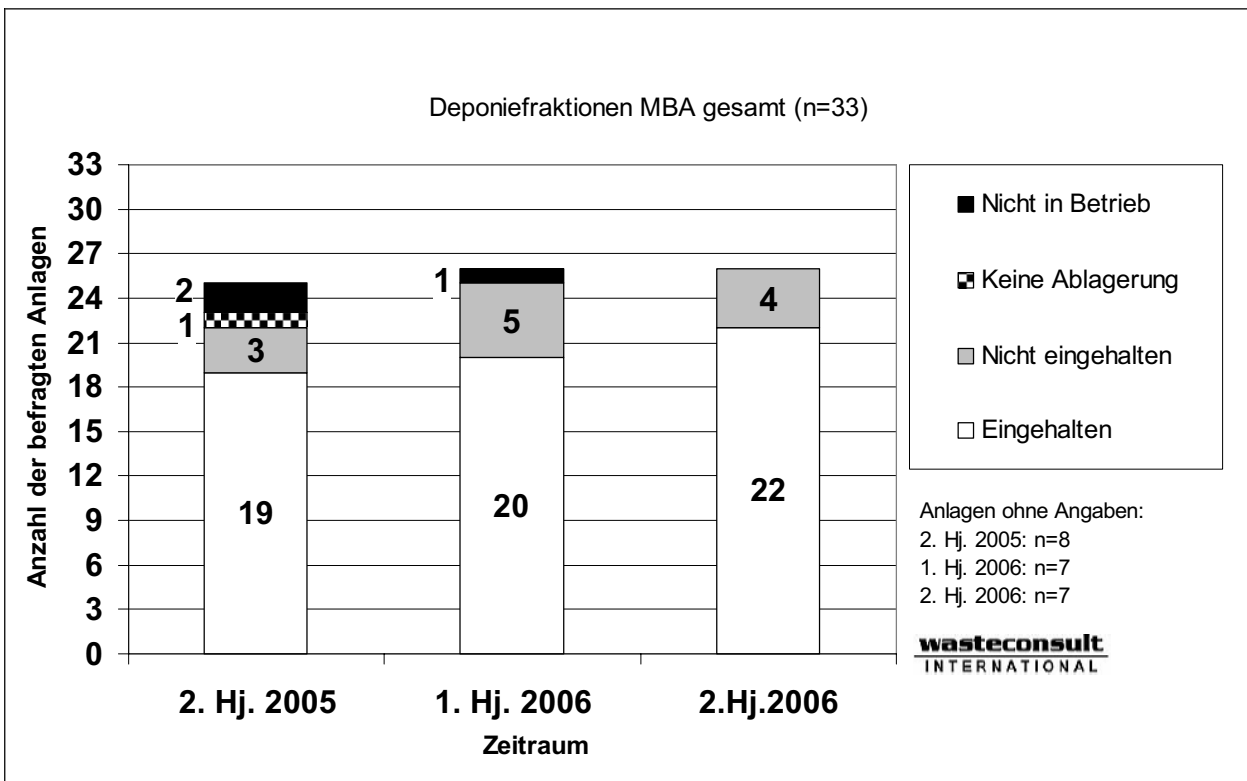
- Verstopfungen durch Bänder, Verklemmungen /Stillstände / Schäden durch Störstoffe
- Hoher Verschleiß, Änderung der Zerkleinerungsgrade und Siebschnitte durch Verschleiß

##### 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

### **3.4 Einhaltung der Ablagerungsparameter**

Im Folgenden wird die Anzahl der Anlagen ermittelt, deren Deponiefraction die Anforderungen der deutschen Abfallablagereungsverordnung (AbfAbIV) einhält. Leser aus dem Ausland sollten beachten, daß in Deutschland deutlich schärfere Werte als in anderen Staaten gelten. Die Einhaltung der in anderen Staaten geltenden Grenzwerte sollte für die in Rahmen des Vorhabens untersuchten Anlagen selten ein Problem sein.



**Abbildung 3-3 MBA gesamt: Gleichzeitige Einhaltung der Grenzwerte AT4/GB21, TOC im Eluat und oberer Heizwert (Ho)/TOC TS der Deponiefraction**

Abbildung 3-3 zeigt, welcher Anteil der Anlagen die wichtigsten, vom Behandlungsverfahren beeinflussten Parameter gem. Anhang 2 der AbfAbIV durchgehend eingehalten hat. Die Situation wird sich 2007 weiter verbessern, da 2 der Anlagen, die die Ablagerungsgrenzwerte nicht einhalten konnten, 2007 stillgelegt werden sollen. Auch durch die Optimierung der übrigen Anlagen wird sich die Situation weiter entspannen.

Aerobe Anlagen und Anlagen mit anaeroben Verfahrensschritten gelingt es in unterschiedlichem Maße, die Anforderungen der AbfAbIV einzuhalten. Bei den anaeroben Anlagen gibt es erkennbar größere Probleme (siehe Abbildung 3-4). 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 in der AbfAbIV festgelegte 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<sup>1</sup>. Das wird den Anteil der Anlagen weiter erhöhen, die ein deponiefähiges Material erzeugen, wie aus Abbildung 3-5 abzuleiten ist.

<sup>1</sup> Dies ist vor allem auch durch erhebliche Schwankungsbreiten bei den Analyseergebnissen gleicher Proben begründet.



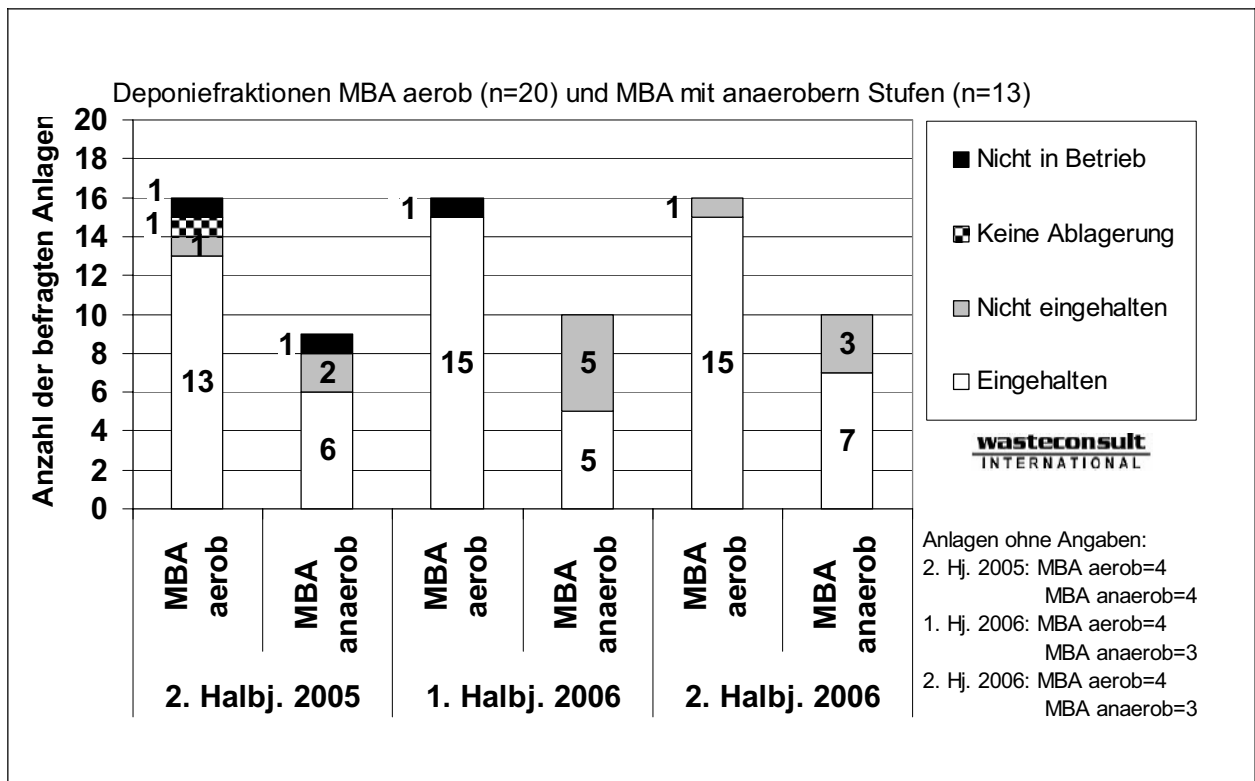


Abbildung 3-4 Einhaltung AT4/GB21, TOC im Eluat und Ho/TOC TS bei aeroben und Anlagen mit anaeroben Verfahrensstufen

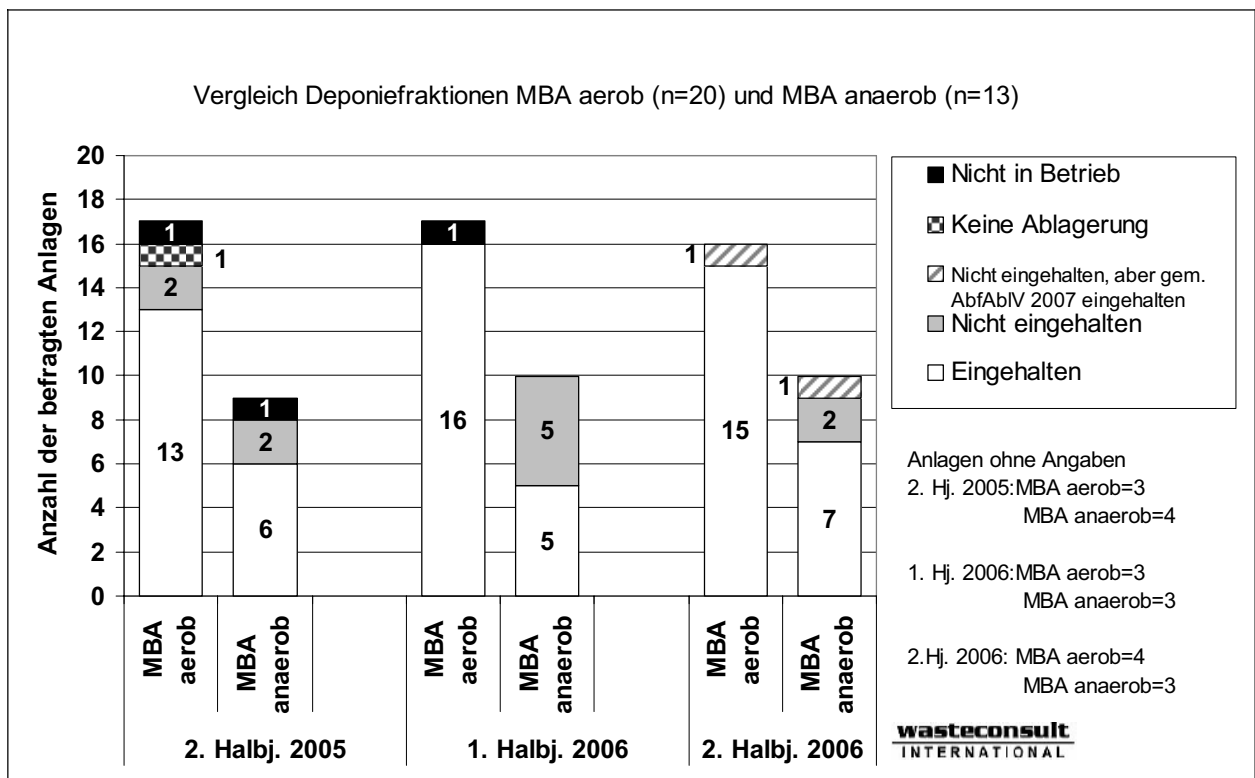


Abbildung 3-5 MBA aerob / anaerob: Einhaltung Grenzwert TOC-Eluat

## 3.5 Abluftbehandlung

### 3.5.1 Betriebsprobleme und Anpassung der Abluftbehandlung

Zu erheblichen Problemen kam es vor allem bei der regenerativ-thermischen Abluftbehandlung<sup>2</sup> (RTO). Neben Korrosionsproblemen (z. B. durch Kondensation) führten vor allem Siliziumablagerungen in den Wärmetauschern zu erheblichem Wartungsaufwand und damit zu Funktionseinschränkungen der Anlagen. In etlichen Fällen waren die RTO-Anlagen auch zu klein dimensioniert worden, so daß eine zusätzliche Linie nachgerüstet werden mußte. Bei der Meßtechnik, vor allem beim Parameter Staub, kam es auch in vielen Fällen zu Problemen.

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

Zu erheblichen Problemen kam es auch bei der regenerativ-thermischen Abluftbehandlung<sup>3</sup> (RTO). Neben Korrosionsproblemen führten vor allem Siliziumablagerungen in den Wärmetauschern zu erheblichem Wartungsaufwand und damit zu Funktionseinschränkungen der Anlagen. In etlichen Fällen waren die RTO-Anlagen auch zu klein dimensioniert worden, so daß eine zusätzliche Linie nachgerüstet werden mußte.

---

<sup>2</sup> Im Sinne der 30. BImSchV ist die korrekte Bezeichnung Abgas. Im Bereich der Kompostierung und MBA hat sich aber der Begriff Abluft eingebürgert.

<sup>3</sup> Im Sinne der 30. BImSchV ist die korrekte Bezeichnung Abgas. Im Bereich der Kompostierung und MBA hat sich aber der Begriff Abluft eingebürgert.

### 3.5.2 Einhaltung von Grenzwerten der 30. BImSchV

Die nachgerüsteten RTO-Linien und verkürzte Wartungsintervalle haben zu einer auch auf der Abluftseite wesentlich verbesserten der Situation geführt. Dies ist stellvertretend anhand des Parameters organische Stoffe in Abbildung 3-6 dargestellt.

Probleme traten jedoch nicht nur mit den Abluftbehandlungsanlagen selbst auf, sondern auch mit der Emissionsmeßtechnik, bei der es zu Ausfällen / Betriebsstörungen kam. Es ist davon auszugehen, daß 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 3-6 die Situation hinsichtlich der Einhaltung der Grenzwerte für die Emission organischer Stoffe (VOC) dargestellt.

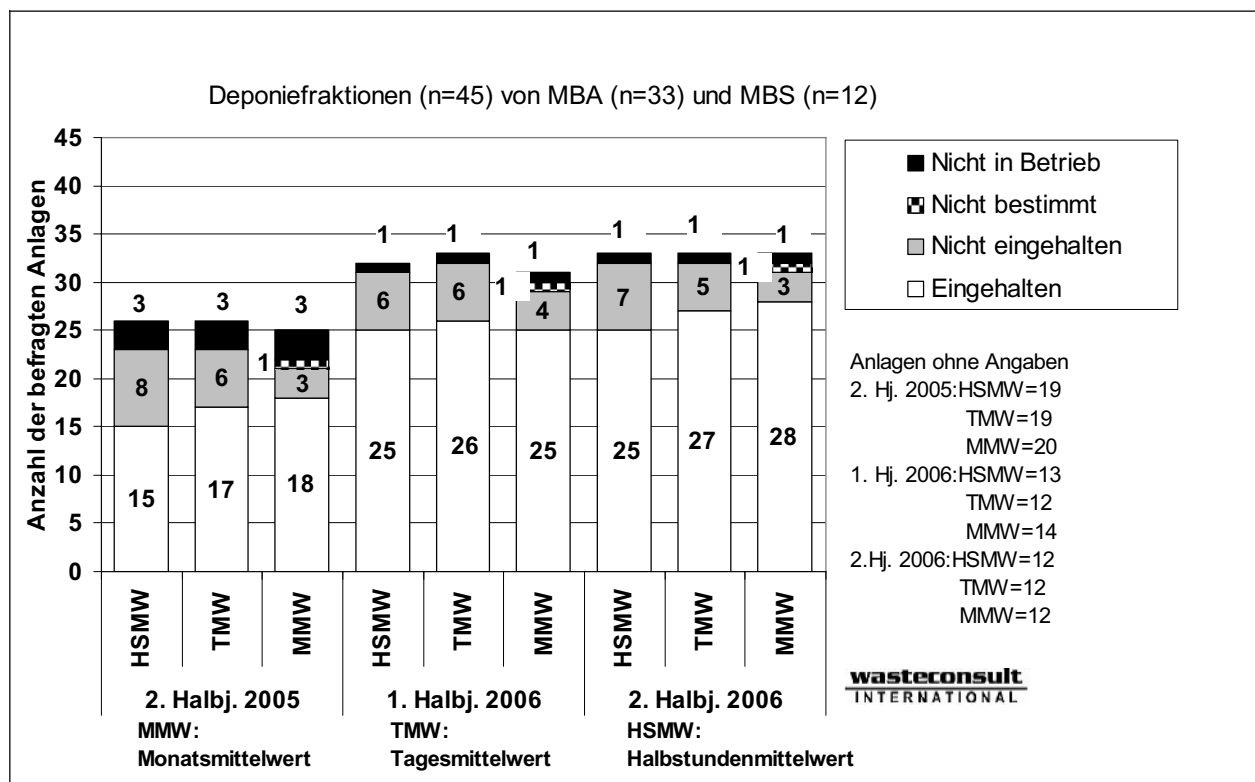


Abbildung 3-6 Einhaltung Grenzwerte Emission organischer Stoffe (VOC) MBA + MBS (45 Anlagen)

### 3.5.3 Geruchsprobleme

17% aller im Vorhaben betrachteten Anlagen bestätigten das Auftreten von Geruchsproblemen (Tabelle 3-2). 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.

**Tabelle 3-2 Auftreten von Geruchsproblemen**

Anlagentyp	Anzahl	Ja	Nein	k.A.	Ja	Nein	k.A.
BA	2			2			100%
MA	30	1	10	19	3%	33%	63%
MBA aerob	18	4	10	4	22%	56%	22%
MBA Teilstromvergärung	4		2	2		50%	50%
MBA Vollstromvergärung	6	2	3	1	33%	50%	17%
MBA Perkolat	3	2	1		67%	33%	
MBS	12	3	4	5	25%	33%	42%
MPS	3	1		2	33%		67%
Gesamt	78	13	30	35	17%	38%	45%

## 4 Fazit

Mit der großtechnischen Einführung der MBA wurde also unter schwierigen Rahmenbedingungen eine anspruchsvolle Pionieraufgabe übernommen. Nicht alle errichteten Anlagen haben sich bewährt, was sich in der geplanten Stilllegung von 2 – 3 Anlagen widerspiegelt.

Es sei an dieser Stelle auf die Jahrzehnte dauernde Fortentwicklung der thermischen Abfallbehandlungsanlagen hingewiesen, die auch von spektakulären Fehlschlägen wie dem Scheitern von Pyrolyseanlagen nach dem Thermoselekt® oder dem Schwel-Brenn-Verfahren hingewiesen, die teure Investitionsruinen hinterließen und trotzdem die Leistungsfähigkeit und Eignung der thermischen Abfallbehandlung in keiner Weise in Frage stellen. Bei der Einführung neuer Techniken müssen meist aufwendige Optimierungsprozesse und auch Rückschläge in Kauf genommen werden.

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, vor allem Perkolation und Vollstrom-Naßvergärung.

## 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 Abfallbehandlung (ASA e.V.)  | 2007 | MBA-Steckbriefe 2007/2008  |
| [ 3 ] | Doedens, H.;<br>von Felde, D.;<br>Cuhls, C.;<br>Ketelsen, K.;<br>Bröker, E.;<br>Fehre, E.;<br>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.;<br>Krist, H.; Muecke, W.;<br>Rommel, W; Roth, U.;<br>Ziegler, C.; Baumann, J.;<br>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.;<br>Koller, M.;<br>Thrän, D.;<br>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, Frank Hohmann  
 Wasteconsult international  
 Robert-Koch-Str. 48 b  
 D-30853 Langenhagen  
 Telefon +49 511 23 59 383  
 Email: info @wasteconsult.de  
 Website: www.wasteconsult.de

Dipl.-Ing Wolfgang Butz  
 Umweltbundesamt  
 FG III 3.3 : Vorbehandlung und Ablagerung von Abfällen  
 Postfach 1406  
 06813 Dessau  
 Tel.: +49 (0)340 2103-3021  
 Fax: +49 (0)340 2104-3021  
 E-Mail: wolfgang.butz@uba.de  
 Homepage: http://www.umweltbundesamt.de

### 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.

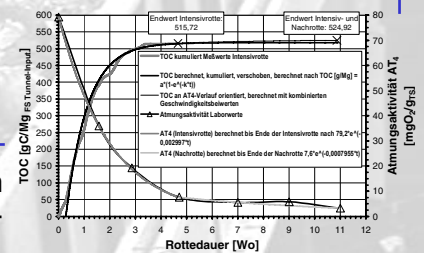


#### Pilotversuche

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.

### 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

## **Neue nationale Vorgaben für MBA: Erfahrungen der ersten zwei Jahre aus Sicht eines Anlagenbetreibers**

**Andreas Warnstedt\*, Joachim Dach\*\*, Günter Müller\***

\* Rhein-Lahn-Kreis Abfallwirtschaft, Bad Ems

\*\* BjörnSEN Beratende Ingenieure GmbH, Koblenz

### **Two Years of Experience with New German Regulations for MBT Plants: View of an MBT Operator**

#### **Abstract**

1<sup>st</sup> June, 2005 signified a milestone for the waste management of the Federal Republic of Germany. New national regulations set new challenges in particular for operators of MBT plants. In this context the past two years were marked by the appearance of facility- and process-engineering difficulties and coping. These experiences are shown exemplarily for the MBT plant Singhofen, also waste storage parameters and exhaust air parameters are mentioned. The use of cleaned leakage water as a process water reduces the energy consumption in the leakage water disposal and contributes to a reduction of water pollution.

#### **Zusammenfassung**

Der 1. Juni 2005 bedeutete einen Meilenstein in der Abfallwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland. Neue nationale rechtliche Vorgaben bargen neue Herausforderungen insbesondere für den Betrieb von MBA. In diesem Zusammenhang waren die vergangenen zwei Jahre vom Auftreten von Problemen anlagen- und verfahrenstechnischer Natur und der Bewältigung dieser geprägt. Diese Erfahrungen werden in diesem Beitrag exemplarisch für die MBA Singhofen vorgestellt, wobei auch auf Ablagerungs- und Emissionsparameter eingegangen wird. Die Verwendung von gereinigtem Sickerwasser als Prozesswasser reduziert den Energieeinsatz in der Sickerwasserentsorgung und trägt zu einer Reduzierung der Gewässerbelastung bei.

#### **Keywords**

AbfAbIV, 30. BImSchV, Biologische Aktivität, DOC im Eluat, MBA, RTO, Wasserbilanz.

## **1 Einleitung**

Mit dem 1. Juni 2005 wurde die Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV) als Bestandteil der Artikelverordnung rechtlich wirksam und läutete damit eine Wende in der bundesdeutschen Abfallwirtschaft ein. Für einen weiteren Bestandteil, nämlich der 30. Bundesimmissionsschutzverordnung (30. BImSchV), stellte spätestens der 1. März 2006, wie er für Altanlagen festgelegt wurde, den Geltungstermin dar. Beide Normen stellen vor allem für die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung als Teil einer stoffstromspezifischen Abfallbehandlung einen Meilenstein dar. Damit verbunden war die Notwendigkeit Altanlagen umzurüsten und neue Behandlungsanlagen zu errichten. Die Einführung der beiden rechtlichen Vorschriften barg also wesentliche Neuerungen für neue



und bereits bestehende mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlagen. Vor Inkrafttreten der Abfallablagerungsverordnung und der 30. BImSchV wurde in der Fachliteratur im Frühjahr 2005 darauf hingewiesen, dass die MBAn 1 Jahr benötigen, um aus der Versuchsphase in den Regelbetrieb überzugehen. Am Beispiel der MBA Singhofen sollen hier die Erfahrungen der ersten 2 Jahre aus Sicht eines Anlagenbetreibers vorgestellt werden. Hierzu werden nach einem kurzen Abriss der Geschichte der MBA Singhofen einige Auffälligkeiten und damit verbundene Optimierungen aufgezeigt. Dabei werden neben anlagentechnischen und verfahrenstechnischen Aspekten auch der Erfolg von Rotte und Abluftreinigung und die damit verbundenen Energieströme berücksichtigt. Eine Korrelationsbetrachtung soll einen zusätzlichen Einblick in analytische Betrachtungen geben. Auf eine Darstellung der einzelnen Inhalte der neuen rechtlichen Rahmenbedingungen soll an dieser Stelle verzichtet werden.

## 2 Erstellung und Inbetriebnahme

Zwischen Veröffentlichung der Verordnung und dem Inkrafttreten hatten die Anlagenbetreiber zur Umsetzung der gesetzlichen Vorgaben knapp 4 Jahre Zeit. Nach kommunalpolitischer Entscheidungsfindung, der Planung und der Genehmigungsphase wurden die einzelnen Lose im Herbst 2004 ausgeschrieben, die Bauarbeiten begannen um die Jahreswende 2004/2005. Das ehrgeizige Ziel, die Anlage nach halbjähriger Bauzeit in Betrieb zu nehmen, wurde weitestgehend eingehalten.

Ein Problem während der Genehmigung war die Anerkennung der überdachten Nachrotte. Gemäß der 30. BImSchV sind Abfallbehandlungsanlagen grundsätzlich einzuhausen. Von dieser Einhausung kann gemäß § 16 der 30. BImSchV grundsätzlich abgewichen werden, wenn der zur Nachrotte vorgesehene Abfall den Wert von  $20 \text{ mgO}_2/\text{gTS}$  (Atmungsaktivität) ... unterschreitet und durch sonstige betriebliche Maßnahmen sichergestellt wird, dass der Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen auf andere Weise Genüge getan ist (BMU, 2001). Im Falle der MBA Singhofen wurde die Nachrotte überdacht und mit einer Saugbelüftung versehen. Für möglicherweise auftretende diffuse Luftaustritte wurden die Frachtgrenzwerte, die gemäß 30. BImSchV einzuhalten sind in der Betriebsgenehmigung reduziert. Des Weiteren sind innerhalb von 2 Jahren nach Betriebsbeginn Optimierungsuntersuchungen zum Nachrottebetrieb durchzuführen und der Genehmigungsbehörde vorzulegen.

## **3 Erfahrungen und Optimierungen**

### **3.1 Anlagentechnisch**

#### **3.1.1 Mechanische Aufbereitung**

In der vorhandenen Mechanischen Aufbereitung als erste Stufe der MBA wurde neben der Ablufttechnik vor allem die Zerkleinerung verändert. Hierzu wurde als Zerkleinerungsaggregat ein Terminator 5000 (Firma Komptech) installiert. Die Installierung erfolgte direkt über einem Förderband dem sich unmittelbar ein steiles Steigband zur Beschickung der Siebtrommel anschließt. Der Abstand zwischen der Zerkleinerungswelle und dem Gegenrechen ist verstellbar. Hierdurch kann der Zerkleinerungsgrad ohne großen Aufwand geändert werden. Dies wirkt sich insbesondere dadurch vorteilhaft aus, dass die Menge der heizwertreichen Fraktion und somit die Einhaltung der Grenzwerte für Heizwert bzw. TOC im Feststoff beeinflusst werden kann. Bei zunehmender Abnutzung der Zerkleinerungsmechanik kann ebenfalls durch Verstellen des Abstandes die Qualität der Zerkleinerung beibehalten und so eine bessere Ausnutzung der Zerkleinerungsmechanik erreicht werden.

Die Ablufferfassung wurde so geändert, dass die höher belastete Luft von Übergabestellen, Siebtrommel, Homogenisiertrommel, etc. gesondert erfasst und direkt der Abluftbehandlung zugeführt wird. Die geringer belastete Hallenluft wird über einen Staubfilter geleitet und in der Intensivrotte als Prozessluft weiterverwendet. Zerkleinerer, Steigband und Ablufführung erwiesen sich im Betrieb mit Hausmüll als zuverlässig und weitestgehend unanfällig gegenüber Störungen.

Auch das 200 m lange, gekapselte Förderband zum Transport des mechanisch aufbereiteten Materials in die Intensivrotte arbeitete weitgehend störungsfrei. An dieser Bandbrücke sind auch die o.g. Lufttransportleitungen befestigt. Befürchtungen, dass die verzinkten Stahlblechrohre in kürzester Zeit korrodieren könnten, haben sich bisher nicht bestätigt.

Die Installation eines zweiten Magnetabscheiders im Feinkornstrom brachte eine erhöhte Ausbeute an stofflich verwertbaren Eisenmetallen mit sich.

#### **3.1.2 Intensivrotte**

Als Intensivrotte wurde ein bisher betriebenes Kompostwerk mit Rotteboxen umgebaut und erweitert. Es bestand noch bei Betrieb des Kompostwerkes die Möglichkeit Hausmüll zu behandeln und so bereits vorab wertvolle Erfahrungen für den jetzigen Betrieb zu sammeln.

Nach Fertigstellung der Abluftreinigungsanlage war die Inbetriebnahme der Intensivrotte (IR) ermöglicht. Der Startschuss für den Probetrieb war gegeben. Aufgrund der fehlenden Vorlaufzeiten war der Anspruch, die Intensivrotte von Anfang an unter Volllast zu betreiben bei gleichzeitiger Einhaltung der Ablagerungsbedingungen zwingend vorgegeben. Neben den üblichen anlagentechnischen Optimierungsarbeiten entsprach die Leistungsfähigkeit der Intensivrotte den Erwartungen.

Abgesehen von Korrosionserscheinungen, die im Zusammenhang mit den behandelten Medien in gewissem Umfang zu erwarten waren, erwies sich die Rotteboxentechnik in Verbindung mit einfacher Radladerbeschickung als sehr robust und flexibel. Die installierte Anlagentechnik in der Intensivrotte ist insgesamt geeignet die neuen gesetzlichen Anforderungen zu erfüllen.

Zur Minimierung von Korrosionserscheinungen stehen die Installierung einer Klimaanlage in Verbindung mit ausreichender Belüftung der betroffenen Hallenteile und eine vorgeschaltete Trocknung der Steuerluft als vorbeugende Maßnahme zur Diskussion.

### **3.1.3 Nachrotte**

Die Nachrotte der MBA Singhofen wurde auf einem alten, in der Vergangenheit mit Müll beschickten, Deponieabschnitt errichtet. Dank einer flexiblen Dachkonstruktion in Verbindung mit einem geeigneten Unterbau erwies sich die Nachrottefläche als weitestgehend setzungsunempfindlich und emissionsfrei.

Die Saugbelüftung der Nachrotteflächen funktionierte erwartungsgemäß. Sensibel stellte sich der Asphalt als Untergrund dar. Entgegen den Erwartungen treten in den Nachrottemieten noch Temperaturen von teilweise über 70°C auf. Diese Temperaturen an der Kontaktfläche zwischen Rottematerial und Untergrund sorgen für eine Erweichung des Asphalts, was beim Umsetzvorgang mittels Radlader zu Beschädigungen des Untergrundes führen kann (Abschälen der Deckschicht, Eindrücke und Kerben im Asphalt). Zur Minimierung solcher Beschädigungen wird die Miettemperatur überwacht und mittels veränderter Belüftungs- und Bewässerungsintensität optimierend beeinflusst.

Zur Vermeidung der Austrocknung des Rotteguts wurde eine Bewässerungsleitung mit separaten Abgängen für jedes Rottefeld installiert. An diese werden ortsveränderliche Bewässerungseinrichtungen (Sprühregner) installiert, die je nach Bedarf eingeschaltet werden. Als Befeuchtungsmittel wird vorrangig endgereinigtes Deponiesickerwasser aus der betriebseigenen Sickerwasserreinigungsanlage oder Oberflächenwasser verwendet.

Die Abluft der Nachrotte wird über eine ca. 700 m lange, erdverlegte HDPE Leitung DA 600 mit Kondensatabscheider am Tiefpunkt zur Intensivrotte geführt. Die Abluft kühlt

sich während des Transportes um 15 – 20 °C ab, und kann anschließend als Prozessluft in der Intensivrotte weiterverwendet werden. Hierdurch kann im Rahmen des Abluftmanagements die anfallende und zu behandelnde Luft minimiert werden.

### **3.1.4 Abluftreinigung**

#### **3.1.4.1 Verblockung der Wabenkörper**

In der Planungsphase ging man als Betreiber von einer wartungsarmen Abluftbehandlungsanlage aus. Es wurde zunächst damit gerechnet, dass eine 1 bis 2-malige Abschaltung und Reinigung/Wartung ausreichend sei. Diese Erwartung, die auch von Seiten des Anlagenbauers vertreten wurde, wurde jedoch bereits nach wenigen Betriebswochen enttäuscht. Schon nach ca. 6 Wochen Betriebszeit ließ die Reinigungsleistung der RTO stark nach, so dass man auf der Suche nach Ursachen eine RTO öffnete. Dabei stellte sich heraus, dass die Wabenkörper unterhalb der Brennkammer durch Siliziumdioxidverbindungen verstopft waren, was auch bereits zur Zerstörung mehrerer Wabenkörper führte. Es stellte sich schnell heraus, dass auch andere MBA-Betreiber das gleiche Problem haben. Da zur Vermeidung dieser Ablagerungen noch kein Weg gefunden ist, scheint zur Reduzierung dieser Ablagerungen und deren Folgen bisher nur eine regelmäßige Reinigung (im vorliegenden Fall alle 5 – 6 Wochen) zielführend zu sein. Dank einer installierten Redundanz der beiden RTO-Linien verläuft die Reinigung weitgehend ohne Verfügbarkeitsdefizite der Abluftreinigung.

Um die Verstopfungen der Waben und somit eine Energieoptimierung in den Griff zu bekommen, wird nun versucht, sich langsam an das optimale Reinigungsintervall heranzutasten. Derzeit betragen die Reinigungsintervalle 6 Wochen. Diese Reinigungsintervalle werden schrittweise verlängert, bis ein Optimum zwischen dem Aufwand der Reinigung und dem noch tolerierbaren Energieverbrauch gefunden ist. Die Erfahrungen nach Einführung dieser regelmäßigen Reinigung zeigen, dass damit der Betrieb wirksam stabilisiert werden konnte. Nach ersten Beobachtungen kann festgestellt werden, dass die Verschmutzung dann am geringsten ist, wenn die Intensivrotte mit etwas trockenerem Abfall gefahren wird. Hier ist dann jedoch die biologische Aktivität des Materials am geringsten, was dann wiederum contraproduktiv für den biologischen Abbau ist.

Als mögliche Ursache für die Verstopfung der Wabenkörper wurde neben der Zusammensetzung der Rotteabluft auch eine vermutete Zersetzung der Innenisolierung in der Brennkammer infolge der hohen Temperaturen (bis zu ca. 850°C) vermutet. Als Reaktion wurde die gesamte Innenisolierung entfernt und durch ein besser geeignetes Material ersetzt.

#### 3.1.4.2 Korrosion

Korrosionsprobleme sind auch bei der Abluftreinigung zu finden. Diese liegen jedoch über dem zunächst erwarteten Maß. Hier ist es vor allem die Rohgasseite der RTO, die davon betroffen ist. Sowohl im Ventilator und der dahinter angeordneten Leitung bis zur RTO als auch im Rohgaskanal (innerhalb der RTO) führte Korrosion hier schon zu Undichtigkeiten, die behoben werden mussten. Korrosionsprobleme in der Reingasseite wie sie bei anderen MBA-Betreibern bemängelt wurden sind in diesem Umfang in der Reingasseite der RTO Singhofen bisher nicht festgestellt worden. Als Ursache für die Korrosionserscheinungen werden zum einen die aggressive Rotteabluft und zum anderen die Anreicherung der Abluft mit Schwefelsäure im Zuge des Betriebes des vorgeschalteten „Sauren Wäschers“ vermutet. Letzteres soll mutmaßlich mit der Steuerung der Ammoniumsulfatausschleusung zusammenhängen.

Als Lösung wurde zunächst der Schutzanstrich teilweise erneuert, mit dem Ziel der aggressiven Rotteabluft länger Stand zu halten und somit Korrosionserscheinungen länger hinauszuzögern. Durch Korrosion bereits zerstörte Leitungsteile wurden entfernt und durch hochwertigen Stahl ersetzt. Die Brennkammern wurden von außen vollständig isoliert und verkleidet, um einer Schwitzwasserbildung vorzubeugen. Die Steuerung der Ammoniumsulfatausschleusung wird derzeit optimiert.

Der Anlagenhersteller wird noch im Frühjahr 2007 die Anlage mit einem hochwertigen Innenkorrosionsschutz versehen, der den hohen Temperaturen in der Anlage standhalten muss. Ob neben diesen passiven Maßnahmen weitere Maßnahmen notwendig werden, kann derzeit noch nicht abschließend bewertet werden.

Eine Eisbildung an den Ventilen im Winter, wie von anderen MBA-Betreibern aufgeführt, wurde bei der RTO in Singhofen bisher so nicht festgestellt.

Auf weitere Auffälligkeiten im Zusammenhang mit der RTO, als wesentlichen Bestandteil der Abluftreinigung, geht der später folgende Beitrag von DACH ET AL. näher ein.

## 3.2 Verfahrenstechnisch

### 3.2.1 Allgemein

Die Umrüstung zur ordnungskonformen MBA führte auch zu verfahrenstechnischen Veränderungen. So wurde ab 1. Juni 2005 zur Einhaltung des Ablagerungswertes von Heizwert, bzw. TOC im Feststoff die heizwertreiche Fraktion ausgeschleust und musste der externen Verwertung zugeführt werden. Genau an dieser Schnittstelle traten bereits wenige Wochen nach Einführung der AbfAbIV bundesweit Komplikationen auf. Die Aufbereitungsanlagen konnten die aufkommenden Mengen an heizwertreicher Fraktion zunächst nicht mehr vollständig durchsetzen, da unter anderem aus dem Gewerbeab-

fallsektor deutlich höhere Mengen als prognostiziert angeliefert wurden. Dieser Umstand führte vielerorts zum Annahmestop für heizwertreiche Fraktion. Mit den Konsequenzen wurde auch die MBA Singhofen konfrontiert. Das führte zur Notwendigkeit Zwischenlagerkapazitäten für diesen Stoffstrom zu schaffen. In 2005 wurden ca. 2.500 t der heizwertreichen Fraktion zwischengelagert, dieses Zwischenlager konnte jedoch bereits Anfang 2006 aufgelöst werden.

Bereits frühzeitig wurde erkannt, dass die heizwertreiche Fraktion noch zu ca. 15-25 % mit biogenem Feinmaterialien verunreinigt ist. Zur Schaffung einer sortenreineren heizwertreichen Fraktion wird mehrmals wöchentlich eine zweite Absiebung dieses Stromes vorgenommen. Die so erzeugte reinere Qualität schuf neue Absatzmöglichkeiten. Dieser Umstand und die Tatsache, dass sich die Marktsituation bundesweit zunehmend entspannte, führten dazu, dass zwischenzeitlich die Entsorgung der heizwertreichen Fraktion gesichert ist.

Verfahrenstechnischen Auffälligkeiten in den einzelnen Anlagenteilen widmen sich die folgenden Punkte.

### **3.2.2 Intensivrotte**

#### **3.2.2.1 Allgemein**

Die biologische Stufe musste vor dem Hintergrund des Zeitpunktes der Inbetriebnahme von Anfang an unter Volllast betrieben werden und arbeitete in den vergangenen 2 Jahren problemlos. Bei der Konzeption war eine Aufenthaltszeit in der Intensivrotte von 5 Wochen vorgesehen. Hierbei wurde die Atmungsaktivität von 20 mgO<sub>2</sub>/gTS deutlich unterschritten, in der Regel wurden Werte von unter 10 mgO<sub>2</sub>/gTS analysiert. Die Aufenthaltszeit in der Intensivrotte konnte auf rd. 4 Wochen reduziert und somit der Durchsatz erhöht werden.

Die flexible, einfache und robuste Ein- und Austragstechnologie mittels Radladerbetrieb erwies sich als äußerst hilfreich, um die jeweiligen logistischen Herausforderungen (z.B. gelegentliche Tunnelausfälle) im Betrieb der Intensivrotte zu bewältigen. Als Schnittstelle zwischen Intensivrotte und Nachrotte diente ein Containerfahrzeug, welches ein hohes Maß an Flexibilität sowohl beim Austrag aus der Intensivrotte als auch bei der Beschickung der Nachrottefelder gewährleistete.

#### **3.2.2.2 Wasserversorgung**

Zur Behebung anfänglicher Schwierigkeiten bei der Prozesswassernutzung in der Intensivrotte wurde zunächst ein dreistufiges Absetzbecken mit vorgeschaltetem Sieb vor dem Prozesswasserspeicherbecken installiert. Um die weiterhin aufgetretenen Störstoffe im Prozesswasser zu beseitigen und damit Pumpenbeschädigungen zu vermeiden,

wurde Anfang dieses Jahres zusätzlich ein Siebcontainer hinter dem Absetzbecken installiert. Seitdem durchläuft das aus den Tunneln abfließende Prozesswasser zunächst ein Sieb ( $> 5$  mm) um dann ins Absetzbecken zu gelangen. Stoffe die jetzt noch im Prozesswasser enthalten sind, werden durch den nachgeschalteten Siebcontainer ( $< 2$  mm) zurückgehalten, so dass das Prozesswasser weitgehend von Störstoffen befreit ins Speicherbecken gelangt. Einer Beschädigung der Pumpen oder Verstopfung der Düsen durch das dort entnommene (gereinigte) Prozesswasser wurde dadurch entgegengewirkt.

Eine Substituierung des Prozesswassers durch Oberflächenwasser führte zu keinen signifikanten Veränderungen im Intensivrotteoutput, so dass der Einsatz von Prozesswasser in der MBA Singhofen die sinnvollste Befeuchtungsvariante darstellt. Lediglich bei der Nachrotte wird bei Bewässerung mit dem hochkonzentrierten Prozesswasser eine „Rückverunreinigung“ des Rottegutes befürchtet. Daher wird hier zur Bewässerung endgereinigtes Sickerwasser verwendet. Das hat vor allem den positiven Effekt, dass die MBA nicht nur abwasserfrei arbeitet, sondern auch weiteres Abwasser (z.B. aus der Deponie) verwendet werden kann (siehe auch 3.6).

### 3.2.2.3 Luftmanagement

Zum Austragen der während des biologischen Abbaus freigesetzten Wärme sind erhöhte Frischluftmengen einhergehend mit äquivalent ansteigenden Abluftmengen erforderlich. Eine Substituierung der Frischluft durch Umluft ist mit Hilfe einer Umluftkühlung möglich. So können zusätzliche Abluftmengen, die zu einer Mehrauslastung der RTO führen würden, zukünftig vermieden werden. Derzeit ist in der Prüfung, ob entsprechende Optimierungen wirtschaftlich umgesetzt werden können.

### 3.2.3 Nachrotte

Auch die Nachrotte als zweite biologische Stufe lief bereits früh mit hoher Durchsatzleistung und gleichzeitiger Einhaltung der Ablagerungskriterien. Anfängliche Schwierigkeiten der gleichmäßigen Befeuchtung des Rottematerials konnten hauptsächlich durch anlagentechnische Optimierungen (bereits unter 3.1.3 beschrieben) beseitigt werden.

Zur Begünstigung des Austrags der thermischen Energie aus den Mieten wurde neben der Befeuchtung des Restabfalls während der Nachrotte ein häufigeres Umsetzen durchgeführt. Mit dem Ziel eines weitgehend homogenen Feuchtegehalts im gesamten Rottegut, wurde zusätzlich während des Umsatzvorganges bewässert. Diese verfahrenstechnischen Änderungen führten zu einem verbesserten Austrag der thermischen Energie und zum besseren biologischen Abbau organischer Substanz.

Erste betriebsbegleitende Messungen zeigten bereits, dass die Nachrotte selbst im Volllastbetrieb ohne nennenswerte diffuse Emissionen betrieben wird. Die Messungen wiesen Konzentrationen von ca. 3 - 4 ppm Methan aus. Demnach ergibt sich keine von der Nachrotte ausgehende relevante Emissionsbelastung. Durch weitergehende Messungen im Rahmen der Optimierung konnte außerdem gezeigt werden, dass die Nachrotte sogar bei Mietenhöhen (Tafelmieten) von mehr als 3 m aerob arbeitet. In der Rotteabluft waren selbst im Promillebereich keine Methanemissionen als Indikator für anaerobe Abbauprozesse feststellbar; ein deutliches Indiz für eine optimale Belüftung des Materials.

### 3.2.4 Abluftreinigung

#### 3.2.4.1 „Saurer Wäscher“

Mit Hilfe der „Sauren Wäsche“ als erste Stufe der Abluftreinigung konnte von Anfang an die Abluft von Ammoniak derart entfrachtet werden, dass Lachgasemissionen nur in äußerst geringen Mengen und weit unter den gesetzlichen Anforderungen auftraten.

Die „Saure Wäsche“ produziert eine Ammoniumsulfatlösung (ASL), die sich je nach Beschaffenheit als Düngemittel landwirtschaftlich verwerten lässt. Ein relativ hoher Kondensatanfall, z.B. aufgrund der Feuchtigkeitssättigung der Rotteabluft, führte zum erhöhten Anfall auszuschleusender ASL in Verbindung mit einer geringeren Stickstoffkonzentration. Die Stickstoffkonzentration konnte z.B. durch wärmetechnische Isolierung des Wäschers und Installation eines Tropfenabscheiders so weit optimiert werden, dass die Kosten für die Verwertung der ASL auf ein Drittel der anfänglichen Kosten reduziert wurden. Die Programmierung einer veränderten Ausschleusungssteuerung soll zukünftig ihr übriges zur Erhöhung der Dichte der ASL beitragen.

#### 3.2.4.2 RTO

Zu Reinigungs- und Wartungszwecken wurde in der Regel nur eine RTO abgeschaltet, so dass die zweite RTO die anfallenden Abluftmengen verarbeiten konnte (Redundanz). Im 1-linigen Betrieb wurden zeitweise erhöhte  $C_{\text{gesamt}}$ -Werte festgestellt, die jedoch weitestgehend die Grenzwerte einhielten. Die Zusammenhänge hinsichtlich der erhöhten Werte im 1-linigen Betrieb sind inzwischen weitestgehend aufgeklärt. Und zwar ist hier häufig ein erhöhter Druck vor der RTO verantwortlich für das Durchdringen der Rohluft durch Bypassklappen (nicht zu 100% dicht) direkt zum Kamin. Dementsprechend wird zukünftig im 1-linigen Betrieb das Abluftvolumen vorübergehend gedrosselt, um  $C_{\text{gesamt}}$ -Spitzen zu vermeiden.



Um Temperaturschwankungen im Reingas zu vermeiden und eine optimale Energie- und Reinigungseffizienz der RTO zu gewährleisten wurden zusätzlich die Spülintervalle der einzelnen Kammern neu programmiert.

### **3.3 Analyseergebnisse des Rottematerials**

Bereits die ersten Rottechargen zeigten, dass vor allem die Einhaltung des Parameters DOC im Eluat (bis 1. Febr. 2007 TOC im Eluat) sich problematischer gestaltet als die Einhaltung der Atmungsaktivität. Der DOC im Eluat verhält sich nicht regelmäßig. Er reduziert sich nicht stetig im Verlauf der Rotte. Mögliche Ursachen hierfür wurden u.a. in WARNSTEDT ET AL., 2006 diskutiert. Auch diesem Umstand ist bereits Rechnung getragen worden, indem mit Wirkung vom 1. Februar 2007 der Zuordnungswert auf 300 mg/l und der Grenzwert auf 600 mg/l erhöht wurde (BMU, 2006). Die anderen Parameter nach Anhang 2 stellten kein Problem dar.

Optimierungsansätze hinsichtlich des biologischen Abbaus organischer Substanz wurden bereits im oben genannten Zusammenhang diskutiert, so dass hier nur exemplarisch einige Ansätze ohne Anspruch auf Vollständigkeit erwähnt werden sollen.

Das Rottegut ist in jeder Rottephase auf das jeweilige Optimum zu befeuchten. Bei einem durch mangelnde Bewässerung ausgetrockneten Material lässt sich anschließend kaum noch der optimale Feuchtegehalt einstellen. Eine Verwendung von Prozesswasser empfiehlt sich in den letzten Rottewochen nicht mehr.

Ein häufigeres Umsetzen führt zu einer besseren Belüftung des gesamten Rottegutes, dient der Homogenisierung und begünstigt den Austrag freigesetzter thermischer Energie.

Um die Abhängigkeit des DOC im Eluat von der Temperatur der jeweiligen Probenahmestelle im Mietenkörper und den Einfluss der Belüftung zu untersuchen, wurde ein bereits biologisch behandeltes Material in zwei Chargen geteilt und anschließend 18 Tage weiter gerottet. Eine Miete wurde mit einer Höhe von ca. 1,10 m weiterhin aktiv saugbelüftet, die andere wurde mit einer Höhe von ca. 0,80 m separat unbelüftet gelagert. Bei beiden Chargen wurden die Temperaturen im Mietenkörper erfasst.

Aktiv belüftete Miete: Während sich der DOC im Eluat im unteren Teil der Miete (weitgehend ohne atmosphärische Einflüsse) bei einer mittleren Temperatur von 48,5 °C von 253 mg/l im Input auf 222 mg/l (im Mittel) reduzierte, erfolgte dies bei dem oberflächlichen Material bei mittleren 29 °C bis auf 171 mg/l (im Mittel). Da der Feuchtegehalt bei den betrachteten Probenahmestellen annähernd gleich war, steht die Vermutung im Raum, dass die Höhe des DOC im Eluat mit der Temperatur korreliert.

Nicht belüftete Miete: Hier konnte keine signifikante Reduktion des DOC im Eluat im Verlauf der 18 Tage festgestellt werden. Die Temperatur lag im Innern der Miete bei 43 °C und im Außenbereich bei ca. 41 °C (im Mittel). Die fehlende Belüftung scheint sich demnach nachteilig auf den DOC im Eluat auszuwirken.

Es stellte sich im Zuge der Optimierung heraus, dass einige Optimierungsschritte zu Gunsten des DOC im Eluat gleichzeitig zu Lasten des AT<sub>4</sub> gehen (vgl. auch Abb. 2), so dass wir zurzeit auch ein größeres Augenmerk auf den AT<sub>4</sub> legen.

### 3.4 Emissionsgrenzwerte

Hinsichtlich der Emissionsgrenzwerte bestanden bei der betrachteten Anlage anfängliche Schwierigkeiten eher in der Erfassung der Messdaten als in der Einhaltung der Grenzwerte laut § 6 30. BImSchV. Die Einzelmessungen hielten stets die geforderten Grenzwerte ein. Die in WALLMANN ET AL., 2006 beschriebenen positiven Erfahrungen hinsichtlich der Einzelmessungen für Dioxine/Furane konnten auch bei der RTO der MBA Singhofen bestätigt werden. Die Messergebnisse unterschritten hier den Grenzwert um den Faktor 10 bis 100.

Die kontinuierlich erfassten Abluftparameter hielten durchgehend die Grenzwerte nach 30. BImSchV ein und unterschritten diese deutlich; einzige Ausnahme bildet der Parameter C<sub>gesamt</sub>. Hier kam es anfangs in Einzelfällen zu Überschreitungen, die aber auf eine fehlerhafte Volumenstrommessung zurückzuführen sind. Im Jahresmittel unterschritt auch C<sub>gesamt</sub> den Grenzwert deutlich. In der Regel kann auch der über die 30. BImSchV hinausgehende Vertragswert sicher unterschritten werden.

Lachgas (N<sub>2</sub>O) und die anderen kontinuierlich erfassten Parameter hielten durchgehend die geforderten Grenzwerte ein.

### 3.5 Energieströme

Der Verbrauch großer Frischluftmengen in der Intensivrotte und das damit verbundene Aufkommen großer, zu reinigender Abluftvolumina gehen mit einem zusätzlichen Verbrauch von elektrischem Strom und Primärenergieträgern (Erdgas) als Stützgas für die Verbrennung in der RTO einher. Mit zunehmender Routine beim Betrieb rücken die Energieströme immer mehr in den Vordergrund. Als Stützgas konnte das Erdgas weitgehend durch Deponiegas aus der benachbarten Deponie substituiert werden. Naturgemäß wird das Aufkommen von Deponiegas mittelfristig abnehmen und spätestens dann stellt sich die Frage nach einem sparsamen Einsatz von Stützgas. Die vom Anlagenhersteller als sparsam deklarierte automatische Gaseindüsung konnte in der MBA Singhofen sein Einsparpotential im Vergleich zum Brennerbetrieb noch nicht nachweisen.

Vorrangiges Ziel ist es die Energieverbrauchsspitzen (Elektrischer Strom, Erdgas) zu vermeiden oder zumindest zu minimieren. In diesem Zusammenhang wird derzeit ein Energiemonitoring aufgebaut. Ein erster Ansatz ist es, die Erdgasspitzen zu minimieren, indem bei zeitweisem Deponiegasmangel das Abluftvolumen vorübergehend reduziert wird. Weiterhin wird untersucht, ob die Installierung einer Kühlung der wassergesättigten Umluft in der Intensivrotte sich wirtschaftlich günstig darstellen lässt.

### 3.6 Wasserbilanzen

Zum optimalen Betrieb einer MBA ist eine ausreichende Bewässerung des Rotteguts unabdingbar. Synergieeffekte am Standort Singhofen können dadurch genutzt werden, dass für den nicht durch das anfallende Prozesswasser abgedeckten Wasserbedarf Sickerwasser aus der benachbarten Deponie eingesetzt wird. Biologisch gereinigtes Sickerwasser wird in der Homogenisierungstrommel zur Befeuchtung des Rohabfalls, in der Intensivrotte als Prozesswasser und endgereinigtes Sickerwasser v.a. in der Nachrotte zur Befeuchtung eingesetzt. Insbesondere in den trockenen Sommermonaten wird noch Betriebswasser von den Dachflächen und Niederschlagswasser von den Betriebsstraßen genutzt. Einen Überblick über den Wasserbedarf bildet Tabelle 1 exemplarisch für das Jahr 2006.

**Tabelle 1** Wasserbedarf der MBA Singhofen (2006) gegliedert nach Anlagenteilen

Anlagenteil	Qualität	Gesamtmenge pro Jahr (m <sup>3</sup> )
<b>Mechanische Aufbereitung (MA)</b>	<b>Gesamt</b>	5.090
	Sickerwasser	5.087
	Brauchwasser	3
<b>Intensivrotte (IR)</b>	<b>Gesamt</b>	23.567
	Sickerwasser	22.921
	Brauchwasser	646
<b>Nachrotte (NR)</b>	<b>Gesamt</b>	8.072
	Sickerwasser	1.628
	Brauchwasser	6.444
<b>Gesamt MBA</b>	<b>Gesamt</b>	36.729
	Sickerwasser	29.636
	Brauchwasser	7.093

Hierdurch ist nicht nur nachgewiesen, dass die Anlage, wie in der Abwasserverwaltungsvorschrift gefordert, abwasserfrei arbeitet. Vielmehr wird durch die Mitbenutzung des Sickerwassers die Gewässerbelastung erheblich minimiert. Seit Mai 2006 wurde bisher kein Sickerwasser mehr dem Vorfluter zugeführt. Bei einem bisherigen Sicker-

wasseranfall von 36.360 m<sup>3</sup>/a entspricht dies einer Gewässerentlastung von 5,8 t/a an CSB, von 2,2 t/a an anorganischem Gesamtstickstoff und 4 kg/a an AOX (auf Basis der Daten von 2004). Wegen der Verwertung von Sickerwasser in der MBA konnte im Sommer 2006 die 2. Reinigungsstufe von einer energieintensiven Nassoxydation auf Aktivkohle umgestellt werden. Hierdurch ist bei der Sickerwasserreinigungsanlage, ein Energieaufwand von ca. 1,5 - 2 MWh/a einzusparen.

Bei der Konzeption der Nachrotte ging man nur von einem geringen Anfall von gering belasteten Kondensatwässern aus. Die Entwässerung der Nachrotte wurde anlagenbedingt an die Sickerwasserentsorgung der Deponie angeschlossen. Wegen der erheblichen Bewässerung der Nachrottemieten fällt zwischenzeitlich auch hoch belastetes Prozesswasser an.

Die Nachrotte wurde bisher in den Arbeitsstunden von 8 - 16 Uhr beregnet. Das Prozesswasseraufkommen aus der Nachrotte beträgt im Mittel ca. 1 m<sup>3</sup>/h und weist einen mittleren CSB von ca. 12.000 mg/l auf. Es zeigt sich, dass diese Konzentration die biologische Behandlung der Sickerwasserreinigungsanlage überfrachtet. Die bisherigen Konzentrationen des Sickerwassers lagen bei einem CSB von ca. 2.000 mg/l. Durch intervallgesteuerte Beregnung soll versucht werden, das in der Nachrotte austretende Sickerwasser zu minimieren. Gleichzeitig wird untersucht, ob die bisher gezielte Bewässerung auf der Nachrotte zu einem Auswaschen von organischen Stoffen führt, das wiederum eine Verbesserung des Deponats zur Folge hätte. Hier wäre dann der Königsweg zwischen Optimierung der Nachrotte und Minimierung des Betriebsaufwandes der Sickerwasserreinigungsanlage zu finden. Gegebenenfalls wird es erforderlich dieses Prozesswasser vom Sickerwasser zu trennen und direkt dem Prozesswasserbassin der Intensivrotte zuzuführen. Dies würde jedoch zu einem Neubau einer zusätzlichen, ca. 600 m langen Entwässerungsleitung führen.

### **3.7 Einbau des mechanisch-biologisch behandelten Materials**

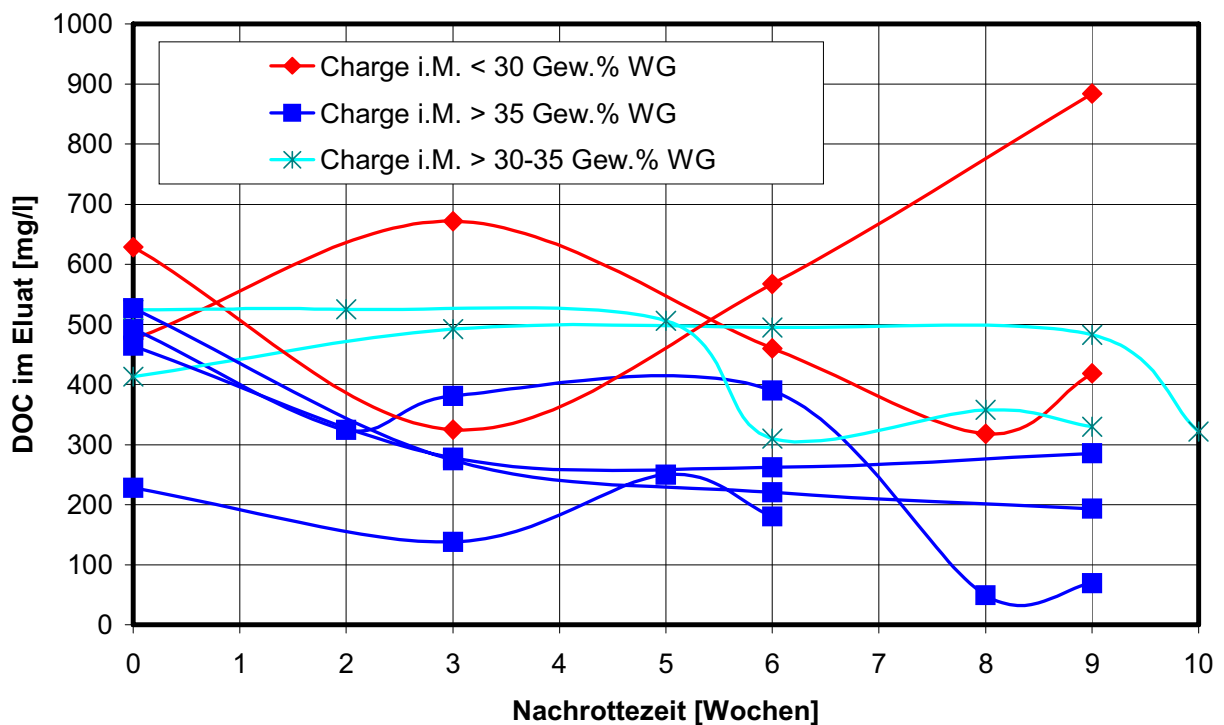
Der Einbau des mechanisch-biologisch behandelten Abfalls gestaltet sich problemlos. Insbesondere die Forderung in Anhang 3 AbfAbIV nach dem Erreichen von 95 % der durch einen Einbauversuch nachgewiesenen maximal erreichbaren Einbaudichte, ließ sich bei mittleren Wassergehalten von ca. 35 Gew.-% mittels Verdichtungsgeräten aus dem Erdbau realisieren. Die veränderten Maßnahmen seit 2005 führen dazu, dass der Einbau heute vielmehr mit einem Erdbauwerk zu vergleichen ist als mit dem hinlänglich bekannten Kompaktieren von Siedlungsabfällen in der Vergangenheit.

Die bisher erforderliche arbeitstägige Abdeckung des Einbaubereiches wird in der seit 1. Februar 2007 geänderten Ablagerungsverordnung so nicht mehr zwingend gefordert. Auf der Deponie Singhofen wird der Ablagerungsbereich nur noch bei zu erwarteten

Niederschlägen abgedeckt. Der Deponiebetrieb wird hierdurch ohne negative Auswirkungen auf die Ablagerungen erheblich vereinfacht.

## 4 Korrelationsbetrachtungen

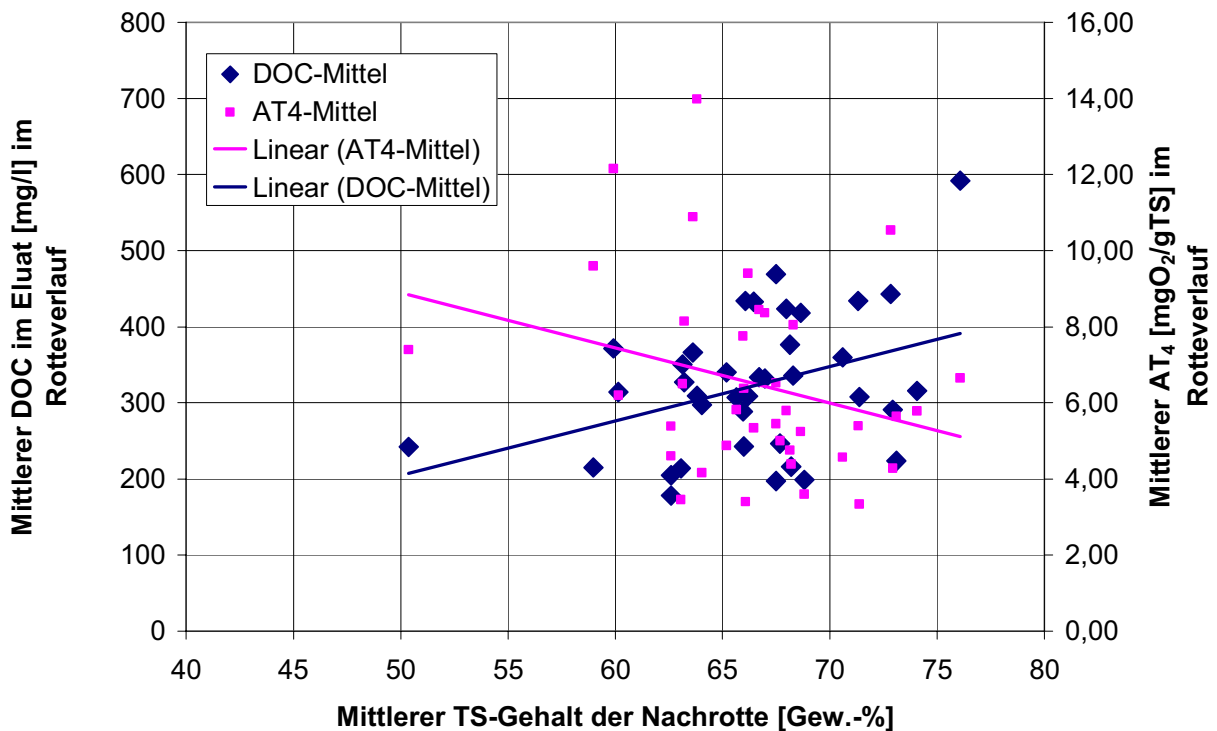
### 4.1 Trockensubstanz – DOC im Eluat



**Abbildung 1** Mittlerer DOC im Eluat und Mittlerer  $AT_4$  in Abhängigkeit vom Mittleren Trockensubstanzgehalt

Die grafische Darstellung in Abbildung 1 zeigt, dass sich ein mittlerer Wassergehalt > 35 Gew.-% über den Rotteverlauf günstig auf den Abbau organischer Substanz, hier am Parameter DOC im Eluat dargestellt, auszuwirken scheint. Nicht optimal gerottete Chargen wurden entsprechend weiterbehandelt.

## 4.2 Trockensubstanz – DOC im Eluat / AT<sub>4</sub>



**Abbildung 2** Mittlerer DOC im Eluat und Mittlerer AT<sub>4</sub> (im Verlauf der Rotte) in Abhängigkeit vom Mittleren Trockensubstanzgehalt

Während sich der DOC im Eluat mit niedrigem Trockensubstanzgehalt (im Mittel) reduziert und somit zu Gunsten der Ablagerungsbedingungen verläuft, so wirkt sich dies beim AT<sub>4</sub> genau entgegengesetzt aus. Beide Parameter scheinen also in Abhängigkeit vom mittleren TS-Gehalt im Nachrotteprozess zu stehen, jedoch gegenläufig. Dementsprechend ist ein hoher Feuchtegehalt der Reduktion des DOC im Eluat zuträglich lässt jedoch einen steigenden AT<sub>4</sub>-Wert erwarten. Diesen Aspekt gilt es bei Optimierungsansätzen im Rotteprozess zu berücksichtigen.

## 5 Stoffströme

### 5.1 Heizwertreiche Fraktion

In der MBA Singhofen wird die heizwertreiche Fraktion durch Absieben des zerkleinerten Hausmülls gewonnen. Der Mengenanfall kann, wie bereits erläutert, über den Zerkleinerungsgrad des Vorzerkleinerers eingestellt werden. Es besteht die Möglichkeit die heizwertreiche Fraktion bei Bedarf mittels Bypass einem Nachzerkleinerer zuzuführen. Des Weiteren wird die heizwertreiche Fraktion über einen Magnetabscheider Feentfrachtet. Auf eine weitergehende Behandlung der heizwertreichen Fraktion wurde bewusst verzichtet. Spezielle Aufbereitungsanlagen sind hier in der Lage, die heizwertreiche Fraktion verwerteranlagenspezifisch günstiger aufzuarbeiten.

## 5.2 Metalle

Anlagenbedingt ist die Mechanik nicht mit einem NE-Abscheider ausgestattet. Die in der Altanlage vorhandene Fe-Trennung mittels Magnetabscheider für Grobkorn (heizwertreiche Fraktion) und Feinkorn (biol. Behandlung) hat sich bewährt. Während das Fe des Grobkorns durch Anhaftungen verunreinigt und nur gegen Zuzahlung vermarktet werden kann, ist das Fe aus dem Feinkorn derzeit mit erheblichen Vergütungen zu vermarkten. Positiv hierbei wirkt sich die Neuinstallation einer Magnetrolle in der Feinmülllinie aus. Hierdurch konnte der Anfall der Fe-Metalle in der Feinmülllinie um ca. 30 % erhöht werden. Der aus den Anlieferungen direkt entnommene Mischschrott wird mit einer erheblichen Vergütung vermarktet. Insgesamt werden in der MBA Singhofen 1.636 t Metalle pro Jahr gewonnen, dies entspricht 1,9 % der Hausmüllmenge.

## 5.3 Schadstoffentfrachtung

Bei der Anlieferung besteht die Möglichkeit mittels eines Greiferbaggers oder Radladers die angelieferten Abfälle von Schadstoffen zu entfrachten. Jährlich werden hier ca. 15,4 t Altreifen, 2,1 t Fernseher und Monitore, mehrere Feuerlöscher und sogar Kühlschränke und sonstige Problemabfälle aussortiert.

## 6 Zusammenfassung

Die Einführung der Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV) am 1. Juni 2005 und der 30. Bundesimmissionsschutzverordnung (30. BImSchV) spätestens zum 1. März 2006 zwangen insbesondere MBA-Betreiber zu einer Reihe von Umrüstungen und Neuinstallationen. So musste der mechanisch-biologisch behandelte Restabfall fortan die Anforderungen gemäß Anhang 2 und 4 der AbfAbIV einhalten und die während der Behandlung anfallende Abluft gefasst und mittels einer RTO thermisch behandelt werden. Die Errichtung neuer Rotte- und Abluftbehandlungstechnik brachte neben der Einhaltung der festgelegten Grenzwerte einige anlagen- und verfahrenstechnische Herausforderungen mit sich, die im Zuge der Inbetriebnahme und der damit verbundenen Optimierungsphase weitgehend bewältigt werden konnten.

## 7 Literatur

- |   |      |  |
|---|------|--|
| Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit | 2001 | Dreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen – 30. BImSchV). Bundesgesetzblatt - Teil 1 Nr. 10. |
|---|------|--|

- |   |      |  |
|---|------|--|
| Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit | 2006 | Verordnung zur Umsetzung der Ratsentscheidung vom 19. Dezember 2002 zur Festlegung von Kriterien und Verfahren für die Annahme von Abfällen auf Abfalldeponien. Bundesgesetzblatt – Teil 1 Nr. 59.   |
| Wallmann, R.; Dorstewitz, H.; Hake, J.; Santen, H.; Fricke, K.  | 2006 | Betriebserfahrungen mit der Abluftbehandlung nach 30. BImSchV. – in: Müll und Abfall, 2006, Heft 6, S. 304-309. ISSN: 0027-2957  |
| Warnstedt, A.; Müller, G; Dach, J.                              | 2006 | TOC im Eluat als relevanter Parameter gemäß AbfAbIV: Erfahrungen aus der MBA-Praxis, Einflussgrößen und Möglichkeiten der Optimierung. – in: Kühle-Weidemeier, M. (Hrsg.): Abfallforschungstage 2006. Cuvillier Verlag, Göttingen, ISBN 3-86537-863-3. |

### **Anschrift der Verfasser**

Dipl.-Ing. Andreas Warnstedt  
Rhein-Lahn-Kreis Abfallwirtschaft  
AWZ Singhofen  
An der B 260  
D-56379 Singhofen  
Telefon +49 2604 941316  
Email [a.warnstedt@web.de](mailto:a.warnstedt@web.de)  
Website: [www.rhein-lahn-info.de](http://www.rhein-lahn-info.de)

Dipl.-Ing. Günter Müller  
Rhein-Lahn-Kreis Abfallwirtschaft  
Insel Silberau 1  
D-56130 Bad Ems  
Telefon +49 2603 972302  
Email [guenter.mueller@rhein-lahn.rlp.de](mailto:guenter.mueller@rhein-lahn.rlp.de)  
Website: [www.rhein-lahn-info.de](http://www.rhein-lahn-info.de)

Dr.-Ing. Joachim Dach  
Björnsen Beratende Ingenieure  
Maria Trost 3  
D-56070 Koblenz  
Telefon +49 261 8851181  
Email [j.dach@bjoernsen.de](mailto:j.dach@bjoernsen.de)  
Website: [www.bjoernsen.de](http://www.bjoernsen.de)



# Suitability of MBT Facilities in Treatment of Different Kinds of Wastes

Sergio Scotti, Carlo Minetti

Ecodeco S.r.l., Giussago, ITALY

## Eignung von MBA zur Behandlung unterschiedlicher Abfallarten

### Abstract

The results of Ecodeco's long-term experience in managing MBT plants based on the Biocubi aerobic process are presented. These plants are based on a modular architecture that ensures great reliability in the treatment of so-called Residual Waste and at the same time guarantees a reduction in the environmental impact of the activities.

More in detail, the performances of plants treating waste from areas where collection is implemented in different ways are shown and discussed. Finally, some indications on the compost plant based on the same architecture are given.

### Keywords

MBT plant, aerobic treatment, Biocubi, weight loss, Refuse Derived Fuel, RDF, biological stability

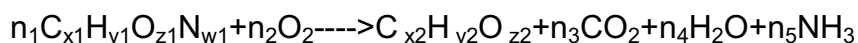
## 1 Introduction

The Ecodeco group has been developing treatment plants for wastes of municipal origin based on the Biocubi process since the early 1990s. **(1)**

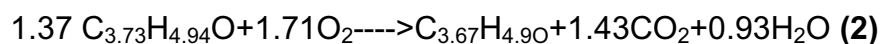
The Biocubi process is an aerobic treatment for solid waste composed of organic materials.

Through forced, controlled aeration, the process favours aerobic bacterial proliferation which transforms part of the easily biodegradable (putrescible) organic matter chiefly into carbon dioxide. The respiration process raises the temperature of the waste mass and in these conditions the mass dries and stabilises.

The reaction on which the process is based is as follows:



An example of a balanced reaction formula that occurs in the organic matter from Municipal Solid Waste (MSW) is:



The aerobic treatment generally lasts two weeks. After the treatment the characteristics of the input waste are considerably changed in terms of weight loss (due to water

evaporation and consumption of organic matter) and biological stability (respirometric index).

The currently operating plants here considered treat the Residual Waste (RW) remaining after separate collection of recyclable-reusable fractions of MSW. One plant treats the wet (kitchen) waste from separate collection.

The material obtained from the aerobic treatment, called the Biodried Material, can be considered a metamaterial that is usable in multiple ways.

The currently utilisations of this material are:

- Further mechanical refining for separation of Refuse Derived Fuel (RDF), recoverable fractions. The chief advantage of working on a biodried material is represented by the greater separating efficiency in the recovery of RDF and the other usable fractions.
- Landfilling. In this case the stability of the material mitigates the environmental impacts.
- Separation between the methanogenic fraction (rich of biodegradable materials) and the biologically inert fraction (rich of plastics) of the biodried material and transfer of the methanogenic fraction into an anaerobic reactor. In this case biogas extraction occurs as the result of an activation reaction of material that is otherwise stable and therefore inert.

Below, we want to demonstrate the flexibility of MBT treatment, which makes it perfectly suitable for treating the RW coming from different collection methods. This means that MBT plants are usable over a long time span within which the methods and the amounts of the separately collected fractions can vary widely and adapt to the contingent socio-economic realities. In all these cases the production of a biodried material with homogeneous, comparable characteristics is achieved.

To demonstrate this we present below the data from treatment plants that are up and running in areas where the implementation of separate waste collection is very different.

The plants currently in operation are: Giussago (PAVIA); Corteolona (PAVIA); Bergamo (BERGAMO); Montanaso (LODI); Lacchiarella (MILANO); Cavaglià (BIELLA); Villafalletto (CUNEO); Frog Island (LONDON) and Dumfries (Dumfries&Galloway-SCOTLAND). The following table summarises the data of these plants.

**Table 1** Characteristics of Biodrying Plants Currently in Operation

Plant	Production starting date	Annual treatment capacity (Mg/Year)	Type of waste
Giussago	February 1996	40,000	RW
Corteolona	September 1996	120,000	RW
Bergamo	December 1998	60,000	RW
Montanaso	May 2000	60,000	RW
Lacchiarella	November 2002	75,000	RW
Lacchiarella	November 2002	30,000	WW
Cavaglià	May 2003	120,000	RW
Villafalletto	September 2004	65,000	RW+NBW
Frog Island	September 2006	180,000	RW
Dumfries	November 2006	65,000	RW

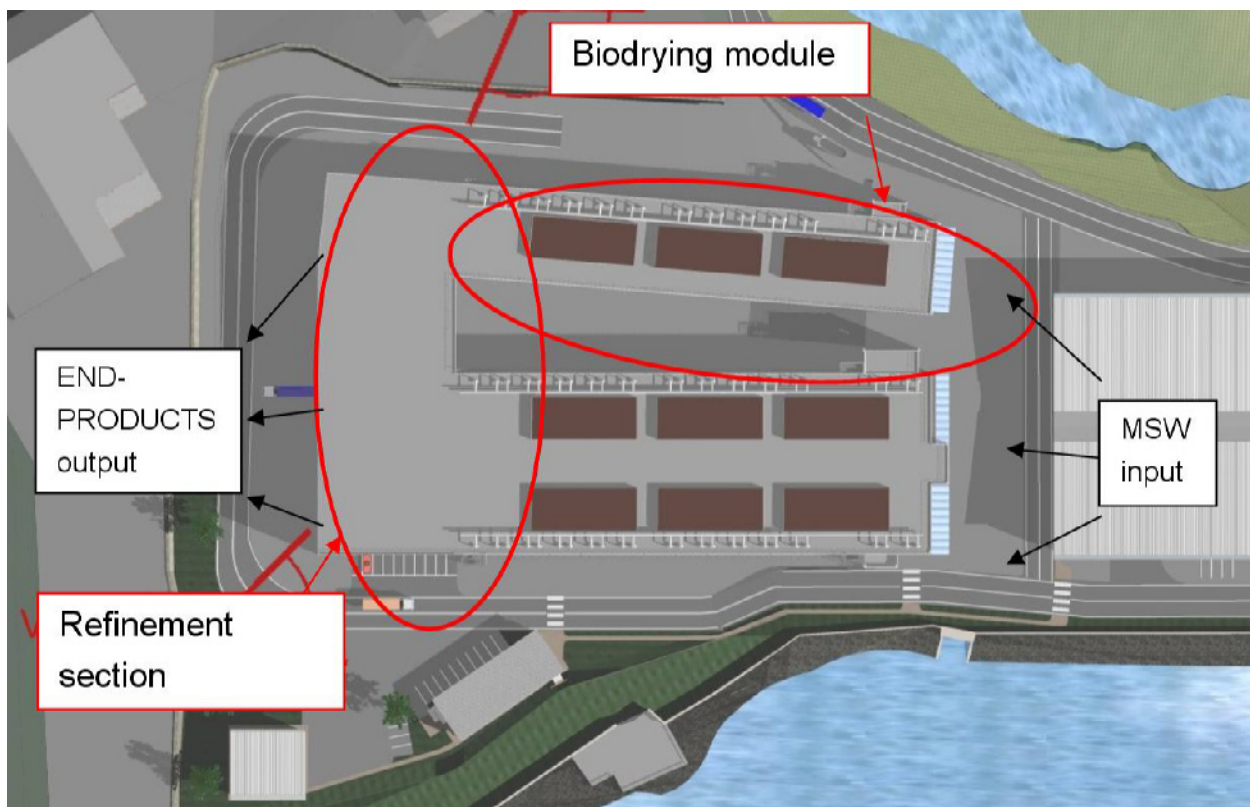
Legend: RW=Residual waste; NBW=Non Biodegradable Waste from other collection channels; WW=Wet (Organic) Waste from separate collection.

Since all the plants are modular, uniformity of treatment and comparability of the qualities of the produced materials are assured.

Modularity means that the required treatment capacity is achieved by flanking several basic treatment modules. Specifically, the basic treatment module is one that permits the annual treatment of the equivalent of 60,000 – 75,000 Mg of MSW.

By basic treatment module is meant a compact building with floor measurements of around 100 m x 20 m, containing all the electromechanical installations necessary for the reception, treatment, moving and extraction of the waste and treatment of the exhaust air. From the plant engineering standpoint this translates to great reliability since the module can be considered a series-built machine whose performances can be reproduced with certainty.

To illustrate the concept, the following figure shows the Frog Island plant, which is based on three basic modules placed alongside each other.



**Figure 1** Overhead view of the London plant (Frog Island) indicating the different sections.

**Table 2** Input waste composition, weight loss, end material in output from London plant (3)

<b>Input waste composition</b>	<b>% referring to weight of incoming waste</b>
Glass	3.9
Plastics	20.6
Metals	6.1
Non-combustible	2.2
Organics (Biodegradable Municipal Waste)	67.1
<b>Input waste moisture content</b>	
Moisture content	40.2
<b>Weight Loss</b>	
Weight loss	28.4
<b>Output end products</b>	
RDF	39
Fine material <8mm to further composting step	11
Glass and stones sized between 8 and 20 mm	1.6
Fe material	2.6
Aluminium	0.3
Rejected material to landfill	17.5

In this case, behind the aerobic treatment modules is positioned the so-called Refinement Section, that is, an area devoted to mechanical separation of the various fractions of the biodried material that can be turned to account.

The incoming waste composition analysis of London Plant, the weight loss and various fractions recovered in the Refinement section are shown in Table 2. See also the next chapter for the meaning of keywords here used

## 2 Analysis of the data

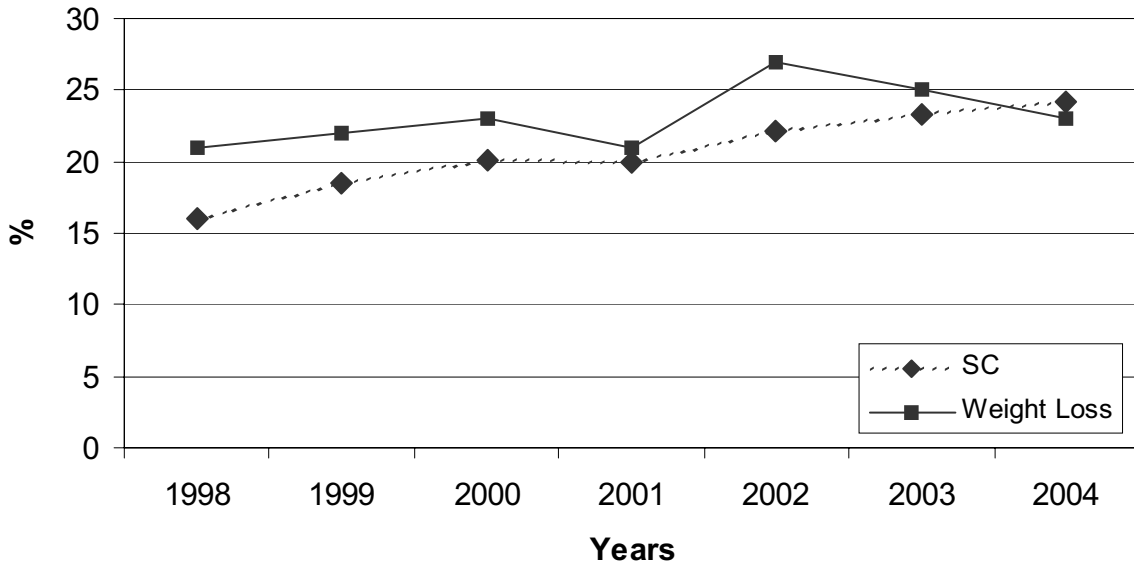
The considered plants are representative of various environmental realities and operating conditions.

1. The Corteolona and Giussago plants have been in operation since 1996, so it has been possible to identify a decade-long historical trend. In addition, these plants stand in areas where wet waste collection is not yet at high levels.
2. The Montanaso and Lacchiarella plants are representative of a reality in which separate waste collection is at very high levels.
3. The London plant is located in an area that is geographically very distant from the ones where the other plants were built and is representative of waste sorting situations that are in the growth phase. **(4)**

The parameters taken into consideration to compare the performances of the various plants were as follows:

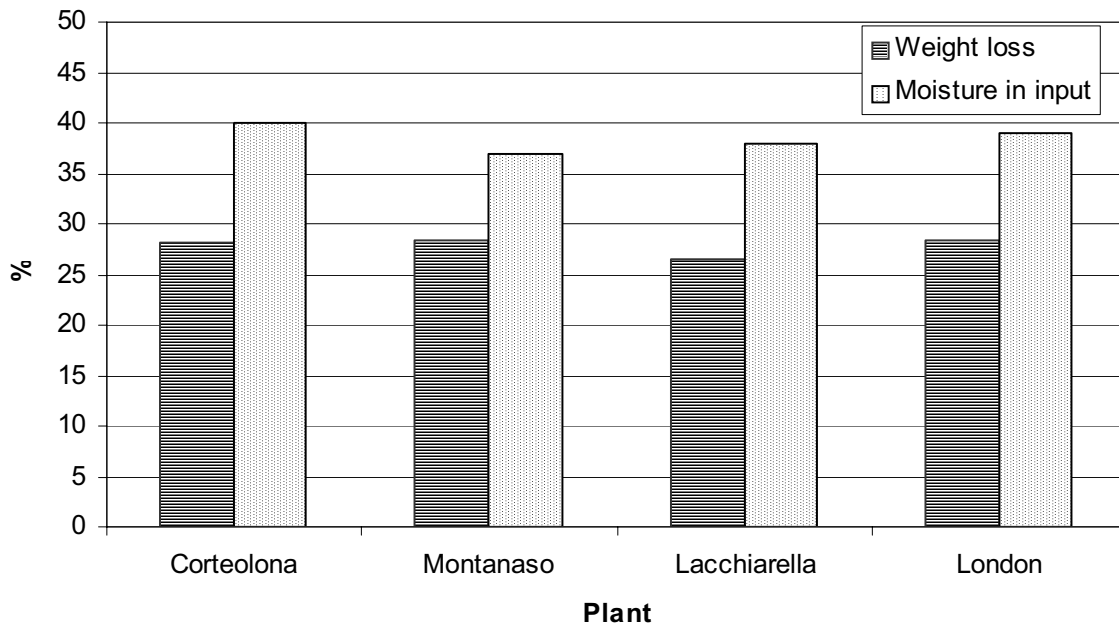
1. Waste composition analysis of the incoming waste, including the following parameters:
  - Glass
  - Plastics
  - Metals
  - Non-combustibles
  - Organics (Biodegradable Municipal Waste [BMW], that means cellulose-based fraction + wood + wet (kitchen) waste + green waste)
2. Per cent of water content in incoming waste stream
3. Per cent weight loss, defined as percentage difference between the weight of the incoming waste and that of the waste exiting the plant
4. Net Calorific Value (CV) of the produced RDF
5. Per cent of total waste sorting and of the organic fractions of the waste collection area.

The following graph presents the average annual values of the weight loss and of the increase of fractions separately collected and sent to recycle-reuse of the area regarding the Corteolona plant (5).



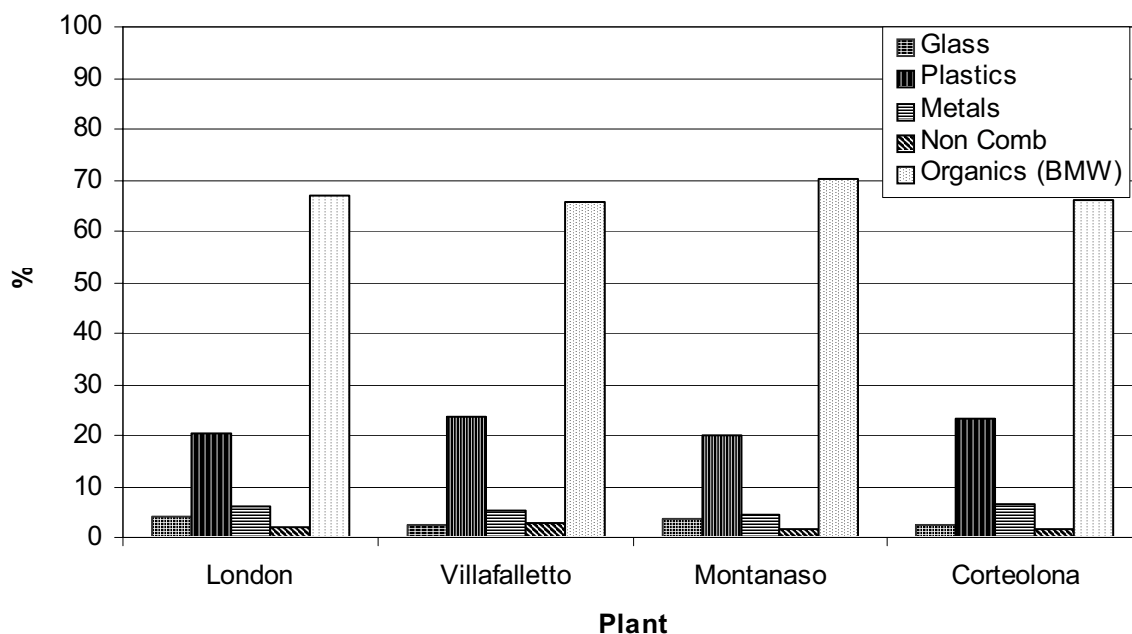
**Figure 2** Trend of weight loss for Corteolona plant and trend of waste collected in a separate way for recycling and reuse (SC) in the area of interest.

The data representing the average yearly weight loss of the Corteolona, Montanaso, Lacchiarella and London plants for 2006 are presented in the graph below, together with the percentage of moisture in the incoming waste. (3), (6), (7)



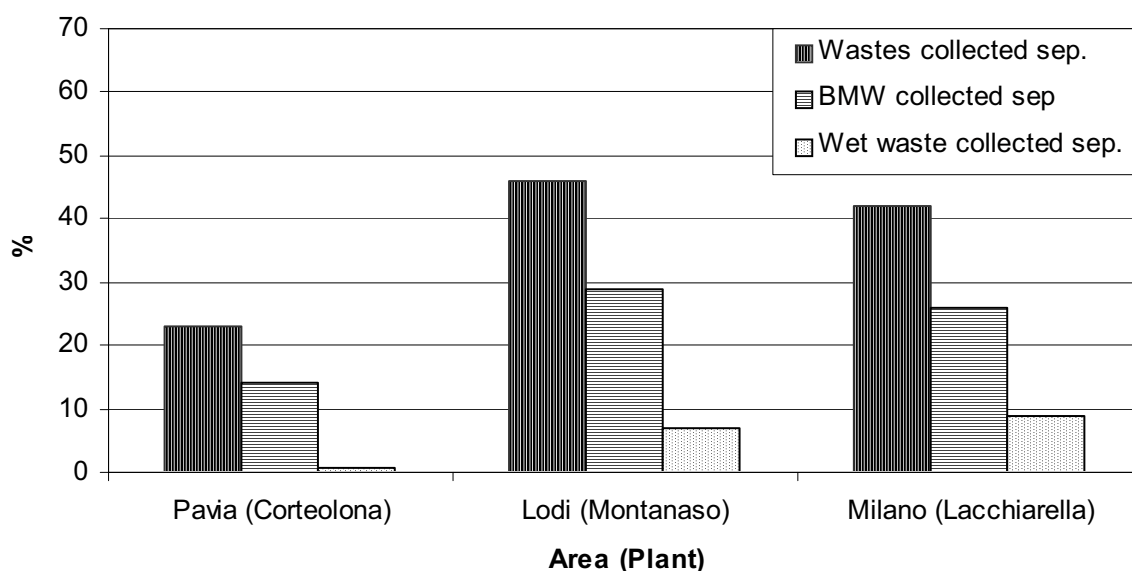
**Figure 3** Weight Loss and Moisture (% H<sub>2</sub>O referred to weight of incoming wastes) of input waste to different plants. Averages for 2006. For London the data refer to the performance tests of August, September and October 2006.

The waste composition analyses of the incoming material of the London, Villafalletto, Montanaso and Cortelona plants are shown in the following graph. (3), (7)



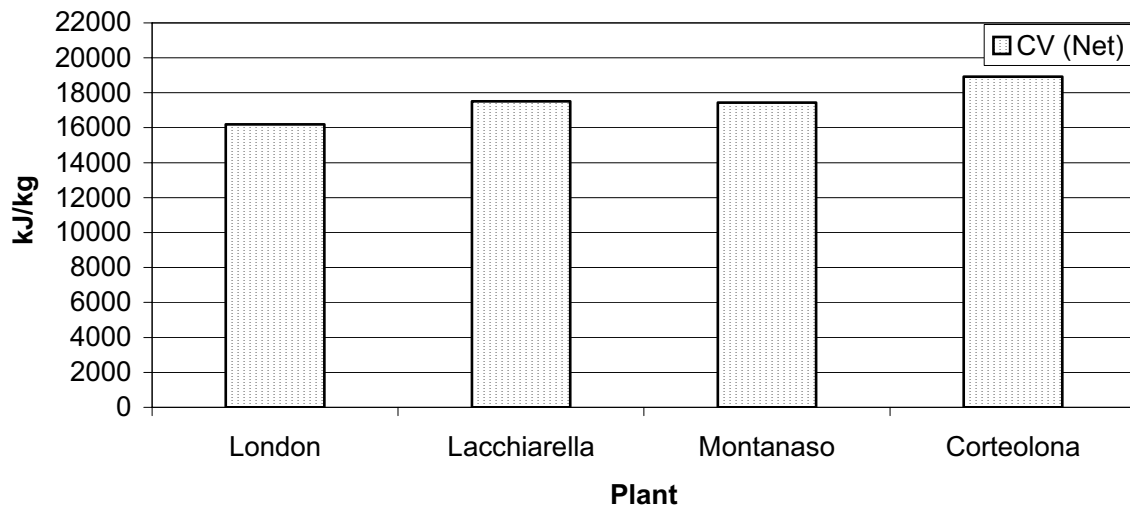
**Figure 4** Composite analysis of waste in input to different plants. All data except for London are based on CONAI analysis campaign of June 2006. For London the data refer to the performance tests of August, September and October 2006.

The data on separate collection in the areas where the considered plants are located are shown in the graph below. (8)



**Figure 5** Total wastes collected separately in the areas where the plants are located (average 2004), BMW and Wet fractions.

The Net CV data of the RDF produced by the London, Villafalletto, Montanaso and Corteolona plants are presented in the following graph. (3), (6)



**Figure 6** Calorific value of RDF from different plants. All data except those for London are based on CONAI analysis campaign of June 2006.

### 3 Discussion

Analysis of Figure 2 shows that as the trend of the percentage of waste collected separately steadily rises, the weight loss trend do not decrease. The weight loss trend is highly representative of the trend of the aerobic process. High weight loss implies strong evaporation of water, achievable only through high bacterial activity. The constant weight loss trend over the years indicates that, despite the diversion of the stream of material that arrives at the plants toward separate collection channels, the treated waste is nevertheless sufficiently rich in organics and water.

This supposition is confirmed in Figures 3 and 4, which show that all the plants display high and constant weight loss and that the water content, is always considerably higher than the levels in which phenomena of inhibition of the aerobic process take place. Also the historic weight loss trends of the various plants show that the weight loss parameter as an annual average stays substantially constant, within the 25 to 30% range. (6)

Figure 5 is aimed at giving a representation of the separate collection of recycled-reusable fractions in the different areas from which the various plants collect the residual waste. Even if the data refer to 2004, we feel the comparison is still meaningful given the stability and the constancy over the years of the performances of the different plants. In this sense a substantial independence of the performances of the plants from the ways of implementing the separate collection seems to be evidenced. This represents a confirmation of the analytical works, which have shown a relatively high



presence of organic material even in residual waste from areas in which separate collection systems that provided for the collection of wet waste were implemented. **(9)**

On the basis of these considerations the relative constancy in the calorific value of the RDF produced in the various plants, shown in Figure 6, is not surprising. Obviously this phenomenon is amplified by the production methods, which, acting by separation of the undesired non-combustible materials from the stream, tend to produce a material that is particularly rich in light plastics and paper. However, the evidence of the historical data shows a production of RDF, with the qualities defined in Figure 6, that is always close to 40% by weight of the incoming waste **(6)**, and this suggests a relatively limited effect from the different performances of the refinement section.

The constancy in the quality of the RDF produced is fundamental for ensuring long-term contracts with end-users. In this area the Villafalletto plant supplies RDF to the cement plants of the UNICEM group; the Lacchiarella plant provides RDF to the cement factories of the HOLCIM and ITALCEMENTI groups; the Montanaso plant supplies RDF to the BAS waste-to-energy plant of Bergamo; and the London plant provides RDF to the cement works of the SRM and CEMEX groups.

## 4 Conclusion

Analysis of the data has shown that MBT plants keep the efficacy of the process unchanged even in the presence of different separate collection methods and are a reference base for the recovery of RDF and other materials whose qualities remain constant over time.

The reliability characteristics of the system have made it possible to use the same construction module as the basis for various types of plant. By way of example we cite the compost production plant of Lacchiarella and the enriched RDF production plant of Villafalletto.

The former produces compost from separately collected wet waste.

It is based on the classic processing scheme of differentiating a first phase of Active Composting Time (ACT) from a second phase of maturing. In our case, the ACT phase is carried out in a “plant module” analogous to that of the plants that treat RW, while the maturing phase is effected in static heaps beneath a roof. Such an ACT phase guarantees high environmental mitigation.

The input-output table summarising the first six months of 2006 is shown below.

**Table 1 Characteristic Data of the Compost Production Plant of Lacchiarella (January-June 2006)**

Materials	Quantity (Mg)
Wet waste in input	13,813
Wood in input	1,261
Compost in output	4,527

The Villafalletto plant produces an RDF with improved characteristics thanks to a final mixing with materials with high calorific value. This mixing is done downstream of the biodrying module, since the materials to mix are devoid of biodegradable organic matter.

The input-output table summarising 2006 is shown below.

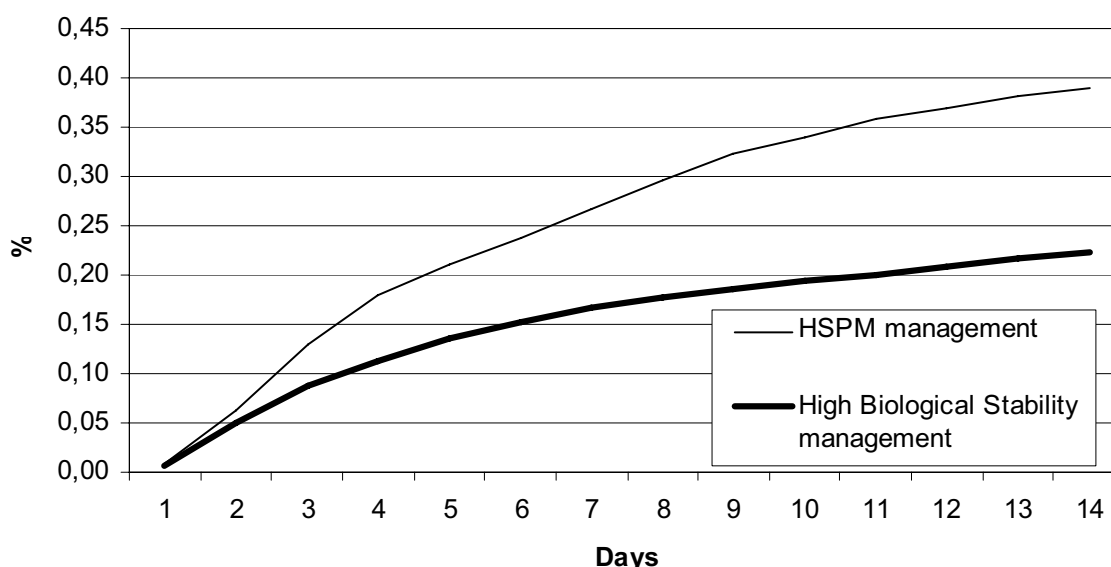
**Table 2 Characteristic Data of the Villafalletto Plant (1996)**

Materials	Quantity (Mg)
Biodried material to Refinement Section	10,080
High CV wastes in input	9,355.
RDF in output	17,657

NOTE: The Net CV of RDF is >20.000 kJ/Kg

In case of unavailability for pickup of the waste by the end-user, the biodried material can be stored in a landfill in a way complying with the directives on stability. Typical limit of Dynamic Respiration Index (**10**) for biodried material is <1,000 (mg O<sub>2</sub>) (Kg<sup>-1</sup> SV) (h<sup>-1</sup>). It is important to outline that it is possible to manage the plant in order to drive the process to reach higher weight loss in few days (High Speed Process Management, HSPM), depending on the air flow and inside moisture conditions. In this case the biological stability is lower.

In the following two weight loss trends obtained in two different air flow rate conditions of Montanaso plant are shown.



**Figure 7** Trend in weight loss of two 15 days cycle in Montanaso plant managed in two different ways – Data collected in 2006 (6).

## 5 References and Literature

- (1) Patents Refs. EC B03B9/06; B09B3/00; B09B01/00; B09B3/00D
- (2) ADANI F., LOZZI P., GENEVINI P.L. (2001). Determination of biological stability by oxygen uptake on municipal solid waste and derived products. *Compost Science & Utilization*, 9 (29), 163-178.
- (3) Shanks Performance Test file for the plant of Frog Island - London 2006.
- (4) East London Waste Authority (ELWA) Standard Q&As 2006 Information about waste and recycling.
- (5) Pavia Province – Soil and Waste Sector – Waste Sector – Rapporto sulla gestione dei rifiuti urbani – Anno 2004.
- (6) Ecodeco file of waste input-output administrative documentation.
- (7) Report of IPLA analysis for CONAI on Ecodeco plants – June 2006.
- (8) Regional Council Decision of 27 June 2005 No. 8/220 – Regione Lombardia.
- (9) UBBIALI C., ADANI F. (2004). La raccolta differenziata e caratteristiche dei rifiuti residui. I processi aerobici per il trattamento dei rifiuti urbani (Adani F., ed.). I processi aerobici allo stato solido. *Quaderni Ingegneria Ambientale*, CIPA, Milano, 40, 71-82.
- (10) Regione Lombardia BURL n. 20, Suppl. Straordinario, 13th May 2003

Authors' addresses

Dr. Sergio Scotti

Ecodeco S.r.l.

Località Cassinazza di Baselica

27010 Giussago (Pavia)

Italy

Telephone +39 0382 931.1

Email [s.scotti@ecodeco.it](mailto:s.scotti@ecodeco.it)

Website: [www.ecodeco.it](http://www.ecodeco.it)

Ing. Carlo Minetti

Ecodeco S.r.l.

Località Cassinazza di Baselica

27010 Giussago (Pavia)

Italy

Telephone +39 0382 931.1

Email [c.minetti@ecodeco.it](mailto:c.minetti@ecodeco.it)

Website: [www.ecodeco.it](http://www.ecodeco.it)

# Zukunftsfähige MBA-Konzepte – Vision 2020

Reinhard Schu

EcoEnergy Gesellschaft für Energie- und Umwelttechnik mbH, Walkenried

## MBT for a Sustainable Development – Vision 2020

### Abstract

Mechanical-Biological Treatment today is not the ultimate answer to a modern waste management. This paper presents a new, modular Waste Treatment Technology that meets the standards for a sustainable development and is already implemented on industrial scale.

### Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund der heutigen Abfallwirtschaft in Deutschland wird die Konkretisierung einer zukunftsfähigen MBA-Technologie sowohl für Deutschland als auch international in Form eines modularen Systems vorgestellt.

### Keywords

NMT-Verfahren, NMT-Process, BioFluff, zukunftsfähige MBA, stoffliche Verwertung, Abfall als Rohstoff, Urban Mining, Sustainable Development, Vision 2020, MBA, MBT

## 1 Einleitung

Eine Abfallvorbehandlungsanlage ist nicht nur eine Anlage, sondern Ausdruck eines Abfallwirtschaftskonzeptes. Ein zukunftsfähiges Abfallwirtschaftskonzept muss den Bedingungen der Nachhaltigkeit genügen. Für die Abfallwirtschaft konkretisierte sich der Gedanke der Nachhaltigkeit in der Vision 2020. Spätestens ab 2020 soll ein vollständiges Schließen der Stoffkreisläufe bei möglichst hochwertiger Verwertung der Sekundärprodukte erfolgen, so dass Deponien entbehrlich werden. Eine Ausschleusung von Schadstoffen wird jedoch auch nach 2020 Realität bleiben, eine 100 %ige Verwertung gibt es vorerst technisch nicht.

Die von EcoEnergy entwickelte zukunftsfähige MBA-Anlage ist modular aufgebaut und besteht aus:

- Modul 1: mechanische Grobaufbereitung
- Modul 2: Verwertung der heizwertreichen Grobfraction
- Modul 3: nassmechanische Trennung (NMT) der Feinfraktion
- Modul 4: Abwasserreinigung
- Modul 5: BioFluff Trocknung
- Modul 6: BioFluff Konfektionierung und Verwertungsmöglichkeiten

Kernstück des Konzeptes ist mit Modul 3 die nassmechanische Trennung der Feinfraktion < 80 mm, die im Wesentlichen ein Dreistoffgemisch aus Wasser, Inertem (Sand, Steine, Glas) und Organik ist.

Ziel der Aufbereitung ist die Erzeugung stofflich verwertbarer Inertfraktionen sowie stofflich und/oder energetisch verwertbarer Organikfraktionen.

Die Entwicklung und Erprobung des NMT-Verfahrens wurde von EcoEnergy Gesellschaft für Energie- und Umwelttechnik mbH durchgeführt, von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert und von der Universität Duisburg-Essen wissenschaftlich begleitet. Es konnte im Sommer 2006 seine großtechnische Machbarkeit bei Versuchen nachweisen.

Es werden die möglichen Verwertungswege der Produkte des NMT-Verfahrens und hier besonders der abgetrennten und weitgehend entwässerten Organikfraktion (Roh-BioFluff) dargestellt. Zu nennen sind die

- energetische Verwertung in Kraftwerken,
- Verwertung durch Vergärung zu Methan oder Ethanol,
- stoffliche Verwertung als Faserstoff oder zur Bodenverbesserung / Düngung.

Mit dem Konzept wird eine zukunftsfähige Weiterentwicklung des MBA-Gedankens vorgestellt.

## **2 Entwicklung der MBA-Technologie**

MBA-Konzepte wurden ursprünglich zur Stoffstromteilung in eine nasse Feinfraktion und eine trockene Grobfraktion entwickelt. Das erklärte Ziel für die nasse Feinfraktion war bis Anfang der 80er Jahre die Herstellung von Kompost. Die trockene Grobfraktion wiederum sollte zu Ersatzbrennstoffen für Industrieanlagen aufbereitet werden, die damals BRAM (BRennstoffAusMüll) genannt wurden. Mit diesem Konzept sollte eine hochwertige Verwertung aller Abfallbestandteile ermöglicht werden. Der Nachhaltigkeitsgedanke ist deutlich erkennbar, obwohl zu dieser Zeit dieser Begriff in der Abfallwirtschaft noch nicht verwendet wurde.

Die nasse Feinfraktion wurde zur Herstellung eines optisch sauberen Müllkompostes verwendet, der sich äußerlich nicht von Bioabfallkomposten unterschied. Die Schadstoffgehalte und hier besonders die Schwermetallgehalte (Hg, Pb, Cd etc.) waren jedoch für eine langfristige landwirtschaftliche Nutzung zur Herstellung von Nahrungsmitteln zu hoch.

Die trockene Grobfraktion konnte durch eine rein mechanische Aufbereitung nicht so weit von Schadstoffen befreit werden, dass eine Mitverbrennung in Industriekraftwerken unter technischen und emissionsschutzrechtlichen Gesichtspunkten langfristig möglich war. Da ab Mitte der 80er Jahre die Kosten für Primärenergieträger zudem stark zurückgingen, war die Wirtschaftlichkeit des BRAM-Konzeptes nicht mehr gegeben.

Ab Mitte der 80er Jahre wurde verstärkt die getrennte Erfassung von trockenen Wertstoffen wie Papier, Pappe, Glas sowie Metalle gefordert und das MBA-Konzept zu einer reinen Vorbehandlung vor der Deponie modifiziert.

In Pilotversuchen an der Kompostierungsanlage Witzenhausen mit Bioabfall aus der separaten Sammlung von 1983 - 1986 (ANS, 2003) konnte nachgewiesen werden, dass Biokompost aus der separaten Bioabfallsammlung wesentlich geringer mit Schad- und Störstoffen belastet ist als Hausmüllkompost. Auf Grundlage des § 3 des Abfallgesetzes von 1986 forderte daraufhin der damalige Umweltministers Klaus Töpfer die separate Einsammlung von Bioabfall und der trockenen Wertstoffe Papier, Pappe, Kartonagen (PPK) und Glas.

Die Ergebnisse der Modellvorhaben für eine getrennte Erfassung von Wertstoffen waren Grundlage für die Festschreibung der Kreislaufwirtschaft (KRWABFG, 1994) mit getrennter Erfassung der biogenen Anteile des Abfalls und der Festlegung von Qualitätskriterien für die erzeugten Bioabfallkomposte (LAGA M10, 1995), (BioABFV, 1998). Die in LAGA M10 sowie in der Bioabfallverordnung genannten Grenzwerte für Komposte hatten zum Ziel, Hausmüllkomposte zu verhindern und orientierten sich an den technischen Möglichkeiten einer getrennten Bioabfallsammlung. Der Gedanke der Nachhaltigkeit war im Ansatz gegeben, jedoch nicht konsequent durchgeführt worden. Aspekte wie langfristige Akkumulation von Schadstoffen in den Böden wurden bei der Grenzwertfindung nicht berücksichtigt. Erst im Positionspapier des Umweltbundesamtes „Gleiches zu Gleichem“ (UMWELTBUNDESAMT, 2002) wurde im Jahr 2002 der Nachhaltigkeitsgedanke auch auf die Bioabfallkomposte angewendet, aber noch nicht in einen rechtlichen Rahmen überführt.

Mit der getrennten Wertstoff- und Bioabfallfassung sowie durch das Scheitern des BRAM- und Hausmüllkompost-Konzeptes wurde der MBA-Gedanke auf eine reine Vorbehandlung vor der Deponie reduziert. Das Schließen von Stoffkreisläufen, die Energieeffizienz und so der Nachhaltigkeitsgedanke gerieten in den Hintergrund.

Die ursprüngliche Motivation für die MBA-Technik war höchst modern, die getroffenen Ansätze waren jedoch veraltet und wurden durch den fortschreitenden Nachhaltigkeitsgedanken im Bereich der Abfallwirtschaft überholt:

a. Hausmüllkompost ist nicht nachhaltig

Aus gemischtem Abfall (Hausmüll) kann auf Grund der zu hohen Schadstoffbelastung kein landwirtschaftlich verwertbarer Kompost für die Lebensmittelherstellung erzeugt werden.

b. Kompost aus getrennt erfasstem Bioabfall ist nachhaltig. Wirklich?

Die Schadstoffbelastung in Komposten aus getrennt erfasstem Bioabfall ist teilweise so hoch, dass die Grenzwerte der Bioabfallverordnung überschritten werden (UMWELTMINISTERIUM BW, 1996), (BIFA, 2002), (BAYERISCHES LANDESAMT F. UMWELTSCHUTZ, 2003) Damit ist eine nachhaltige Kompostverwertung nur schwer möglich. Nach dem Positionspapier des UBA „Gleiches zu Gleichem“ (UMWELTBUNDESAMT, 2002) wird eine Kompostierung eines Großteils der getrennt erfassten Bioabfälle nicht mehr sinnvoll, da die Bioabfallkomposte den neuen Anforderungen nicht entsprechen würden.

c. Vollzug der Abfallablagerungsverordnung

Die Anforderungen der TAsi (bzw. der Artikelverordnung) wurden tatsächlich ab 01.06.2005 vollzogen. Die Kosten für den Bau und Betrieb einer MBA sind über das allgemein erwartete Maß hinaus gestiegen.

d. Schlechte Qualität der erzeugten Ersatzbrennstoffe

Die heizwertreiche Fraktion aus Siedlungsabfällen hat sich entgegen vieler Prognosen nicht als energetischer Wertstoff, sondern weiterhin als Abfall zur energetischen Verwertung erwiesen. Wie in den 80er Jahren mit dem BRAM-Konzept ist es nicht gelungen, mittels mechanischer Verfahren aus gemischtem Abfall einen schadstoffarmen Brennstoff entsprechend den Spezifikationen effizienter industrieller Kraft- und Wärmeerzeugungsanlagen herzustellen.

e. Kein Einsatz von Ersatzbrennstoffen in modernen Kohlekraftwerken

Die erzeugten Ersatzbrennstoffe werden heute nur in alten Kraftwerken mit niedrigen Dampfparametern und entsprechend niedrigen Nettowirkungsgraden mitverbrannt. Entsprechend höher sind die Brennstoffkosten sowie – zukünftig bedeutend – die CO<sub>2</sub>-Abgaben des Grundlastbrennstoffes. Bei energieeffizienten Kraftwerken dagegen verbietet sich der Einsatz auch geringer Ersatzbrennstoffmengen aufgrund der möglichen Betriebsstörungen.

Bei Einsatz von Ersatzbrennstoffen aus gemischten Siedlungsabfällen in Kraftwerken ergeben sich zudem neue Fragestellungen der Verwertung der Reststoffe aus dem Kraftwerksprozess.



f. Verwertung in Zementwerken von der Baukonjunktur abhängig

Eine Verwertung der Ersatzbrennstoffe in Zementwerken ist wegen der sehr hohen Abhängigkeit von der Baukonjunktur erschwert. Die Nachfrage nach Zement ist immer noch rückläufig. In der Zementindustrie werden vorzugsweise sehr heizwertreiche und gut dosierbare Abfälle wie Altreifen, Altöl, Lackschlamm und spezielle produktionsspezifische Abfälle eingesetzt. Ersatzbrennstoffe aus MBA werden nur dann eingesetzt, wenn besser geeignete Ersatzbrennstoffe nicht oder nicht zu wirtschaftlichen Bedingungen verfügbar sind.

g. Unvollständiger Gleichwertigkeitsnachweis

Der Gleichwertigkeitsnachweis zwischen MBA und MVA ist unvollständig und berücksichtigt lediglich das Ablagerungsverhalten der behandelten Abfälle sowie nicht vollständig die Emissionen während der Behandlung. Nicht berücksichtigt wurden weitere Aspekte wie:

- Energieeffizienz, besonders bezüglich der abzulagernden Feinfraktion und des Energieaufwandes für die MBA inkl. der Abluftbehandlung (RTO) mit den Maßstäben der BVT-Beurteilung
- Wertstoffeigenschaften der abzulagernden Abfälle - Verwertungsvorrang
- Flächenbedarf der Anlagentechnik
- Gesamtwirtschaftlichkeit inkl. der Kosten für die energetische Verwertung bei Schadstoffreduktionspotential analog MVA

**Zusammenfassung:**

Der Ansatz einer Stoffstromteilung mit dem Ziel einer nachhaltigen Abfallwirtschaft ist richtig. Gescheitert ist dagegen das Konzept einer MBA als Vorbehandlungsanlage vor einer Deponie, da weder dem Nachhaltigkeitsgedanken Genüge getan wird noch ein langfristig wirtschaftlicher Betrieb möglich ist. Einige MBA haben zudem Schwierigkeiten, die aktuellen gesetzlichen Anforderungen vollständig zu erfüllen (DOEDENS ET AL., 2006), (ASA, 2006). Eine klassische MBA steht der Forderung entgegen, dass sich die Abfallwirtschaft zunehmend als Rohstoffproduzent für hochwertige Sekundärprodukte versteht („urban mining“) (HOFFMEYER, 2005).

### **3 Behandlung Grobfraktion**

Der erste Schritt einer hochwertigen Aufbereitung von Abfall ist dessen selektive Zerkleinerung mit anschließender Klassierung in eine heizwertreiche, weitgehend trockene Grobfraktion sowie in eine heizwertarme, weitgehend nasse, organik- und inertstoffhaltige Feinfraktion.

Der Abfall wird grob vorzerkleinert. Inertmaterial und grobe Organik werden auf Korngrößen  $< 80$  mm zerkleinert, verformbare Kunststoffe, Folien etc. dagegen kaum (selektive Zerkleinerung). Dies führt bei Abstimmung der Siebtechnik (Siebloch, Siebdurchmesser, Einbauten) mit der Wahl des Zerkleinerers dazu, dass in der Feinfraktion  $< 80$  mm 90 % bis 95 % der Organik und Inertien enthalten sind, während die kaum zerkleinerten Kunststoffe und PPK in der Grobfraktion angereichert werden.

Ein Siebschnitt von  $< 80$  mm ist technisch bewährt. Eine Siebung wesentlich gröber als 80 mm wird die weitergehende Aufbereitung der Feinfraktion erschweren.

Die Grobfraktion  $> 80$  mm kann direkt ohne weitere Aufbereitung in einer Ersatzbrennstoffverwertungsanlage (Rostfeuerung) energetisch genutzt werden. Dies ist bei einer Nutzung in energetisch hocheffizienten Anlagen mit Kraft-Wärmekoppelung sinnvoll.

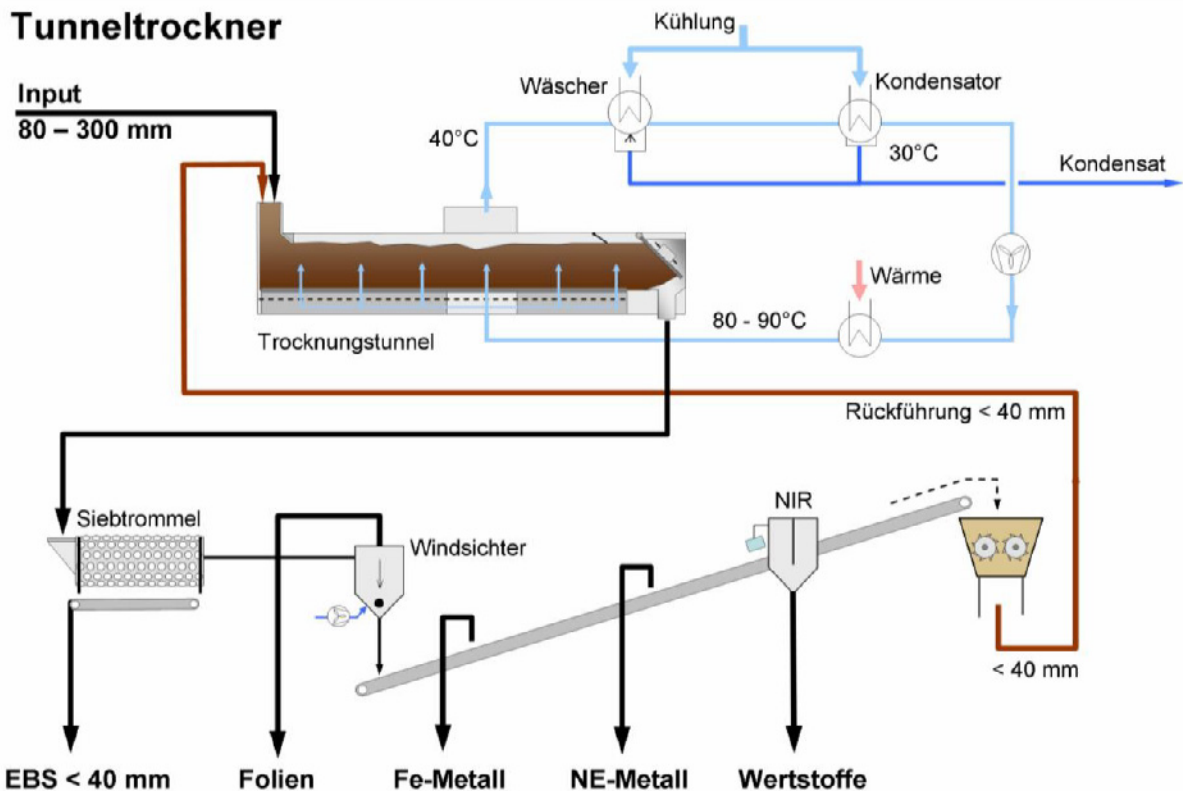
Ist eine direkte, effiziente energetische Verwertung nicht möglich, bietet sich eine weitgehende Aufbereitung der Grobfraktion mit dem Ziel der Gewinnung (stofflich) verwertbarer Fraktionen an. Eine Trocknung des Materials verbessert die Qualität der Aufbereitung und damit die Verwertungsmöglichkeiten.

An einen nachhaltigen Trockner müssen folgende Anforderungen gestellt werden:

- Ein breites Kornspektrum bis 300 mm muss verarbeitet werden können, ohne dass das Material vor der Trocknung zerkleinert werden muss.
- Die Trocknungstemperatur sollte aus Gründen des Brandschutzes weniger als 100 °C betragen. Niedrige Trocknungstemperaturen verhindern auch Materialveränderungen bei Kunststoffen, so dass diese stofflich verwertet werden können.
- Als Trocknungsenergie sollte Niedertemperaturwärme verwendet werden, z. B. aus Kraftwerken oder BHKW.
- Der Trockner ist im Umluftbetrieb zu fahren, so dass die Abluftmengen minimiert werden und eine aufwändige Abluftreinigung vermieden werden kann.

Bei dem von EcoEnergy entwickelten Trocknungsprinzip handelt es sich um einen an den Abfall adaptierten Bandtrockner im Umluftbetrieb, als Band wird ein Pendelbodensystem eingesetzt.

Die bei der selektiven Zerkleinerung und Klassierung erzeugte heizwertreiche und kunststoffreiche Grobfraktion (80 mm bis 300 mm) sowie der Rücklauf aus der Konfektionierung gelangen in einen Trockner.



**Abbildung 1** Verfahrensfließbild Tunneltrockner mit Aufbereitung

Als Ergebnis der Aufbereitung der Grobfraction werden trockene, geruchsarme und saubere Produkte erhalten, die stofflich und/oder energetisch verwertet werden können.

## 4 Behandlung Feinfraktion

Die Feinfraktion < 80 mm wird mit dem NMT-Verfahren in Inertstofffraktionen, Organikfraktionen und eine Flüssigfraktion, die gelöste Stoffe sowie feinste Inertstoffe und Organikpartikel enthält, aufgetrennt. Als Trennmedium wird auf ca. 65 °C erwärmtes Kreislaufwasser verwendet. Durch die Erwärmung des Kreislaufwassers sinkt die Viskosität des Wassers, was dessen Trennwirkung verbessert und die Effizienz der Abpressung steigert.

Zusätzlich wird durch die Überlagerung von Temperaturen oberhalb von 65 °C und der Scherwirkung in Schneckenpressen der Effekt einer Thermo-Mechanischen-Zelllyse (TMZ) und Hygienisierung der nativen Organik erzielt (SCHU, 2006).

Bei Bioabfall oder Restabfall arbeitet das Verfahren mit Wasserüberschuss. Aufgrund des fehlenden Wasserhaltevermögens können Inertstoffe bis auf einen Restwassergehalt < 5 % und organische Produkte bis zu einem Restwassergehalt von 40 % bis 60 % entwässert werden. Durch vorherige Fraktionierung und Inertstoffabscheidung wird eine Thermo-Mechanische-Zelllyse (TMZ) ermöglicht, die eine Zerfaserung und einen Zellaufschluss und damit einen erhöhten Entwässerungsgrad bewirkt.

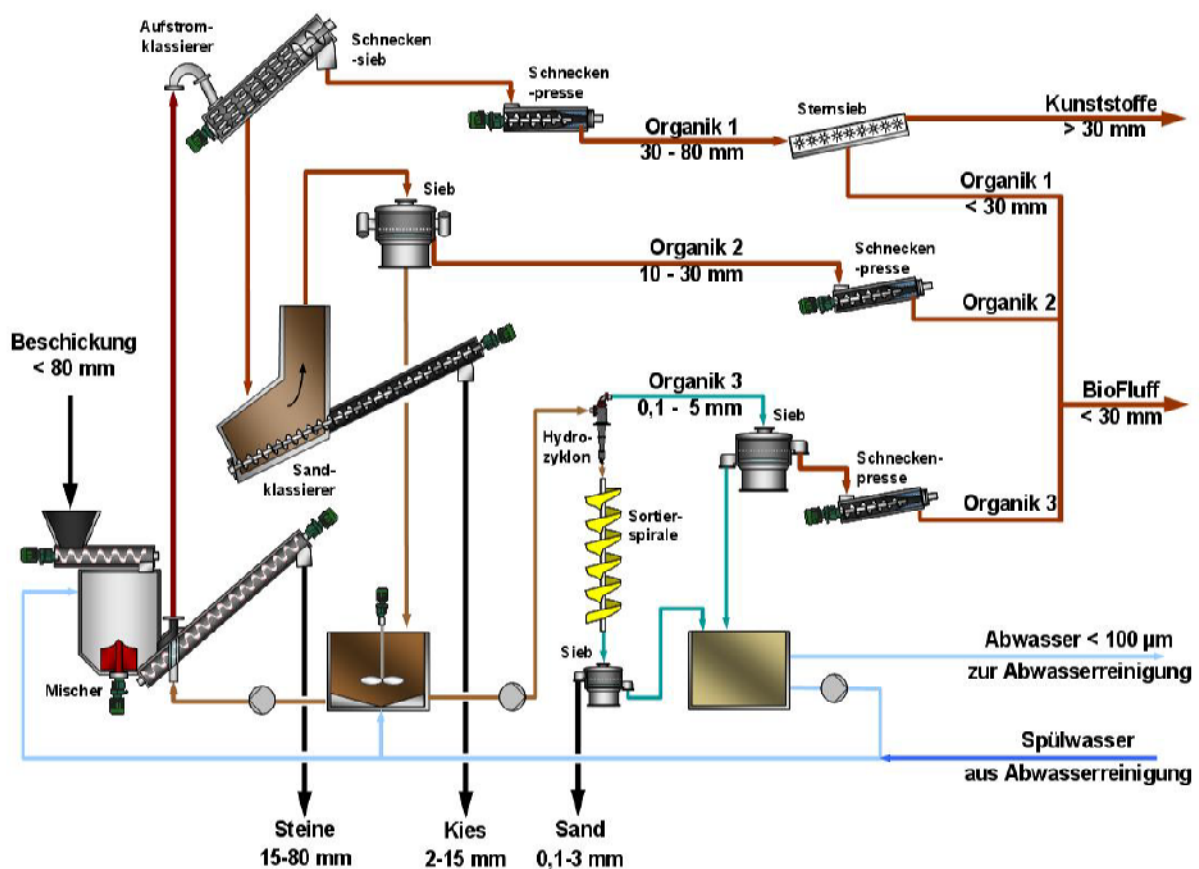
Eine weitgehende Entwässerung der Inertfraktion ist auch ohne Trocknung möglich. Die Inertstoffe werden soweit mit Kreislaufwasser und Frischwasser gereinigt, dass sie einer Verwertung zugeführt werden können. Bei Bedarf kann die Qualität der groben Inertfraktion über eine Bauschuttzubereitung verbessert werden.

Insgesamt können aus den Inertfraktionen folgende Produkte gewonnen werden:

- Steine
- Kies
- Sand

Die Organikfraktionen werden nach ihrer Absiebung in Schneckenpressen entwässert, wobei durch die speziellen Prozessbedingungen der Thermo-Mechanischen-Zellyse das Zellwasser ebenfalls erfasst wird.

Der Schadstoffgehalt in den Biomassefraktionen ist verfahrensbedingt gering. Chlor ist durch die Kunststoffabtrennung nicht als PVC enthalten und kann nur als Salz gelöst im Wasser vorhanden sein. Durch den hohen Entwässerungsgrad ohne thermische Trocknung werden alle löslichen Schadstoffe mit dem Press- und Waschwasser, je nach Waschwasseraufbereitungs- und Presskonzept, zu 50 % bis 90 % ausgetragen.



**Abbildung 2** Verfahrensschema des NMT-Verfahrens

Soll die Organik aus dem NMT-Prozess brikettiert oder pelletiert werden, ist eine Trocknung erforderlich.

Nach der Trocknung wird die Organik (Roh-BioFluff) bei 5 mm gesiebt, wobei im Siebüberlauf die verbleibenden Kunststoffe abgetrennt werden. Im Siebdurchgang befindet sich zu fast 100 % native Organik wieder, die im Folgenden BioFluff genannt wird.

Der getrocknete und gesiebte BioFluff wird entsprechend dem vorgesehenen Verwendungsweg konfektioniert. BioFluff ist eine schadstoffreduzierte, trockenstabilisierte, aufgefaserete Biomasse und als Rohstoff vielseitig einsetzbar. Für eine Verwertung als Trockendünger ist eine Pelletierung, zur direkten energetischen Verwertung eine Brikettierung oder Pelletierung vorgesehen. Sollte BioFluff weiter verarbeitet werden, z. B. zu Methan oder Ethanol vergoren oder zu Werkstoffen in Form von Dämmstoffen, Baustoffen oder Filterstoffen aufbereitet werden, kann eine Pelletierung oder Brikettierung aus Transportgründen wegen der geringen Dichte von BioFluff erforderlich sein.

Ein weiteres Ziel des NMT-Verfahrens ist es, die vergärbaren Bestandteile des Abfalls in das Kreislaufwasser zu überführen und entsprechend den Anforderungen einer anaeroben Industriewassereinigung bei ca. 100 µm zu filtern. Besonders geeignet sind Hochleistungsverfahren mit anaeroben Festbettreaktoren oder mit Biomasserückhaltung nach dem UASB-Verfahren (Upflow Anaerobic Sludge Blanket). Der CSB-Abbau liegt abhängig vom anaerob abbaubaren CSB-Anteil bei 75 % bis 95 % und die Verweilzeit bei ca. 15 bis 30 Stunden gegenüber 18 bis 21 Tagen bei konventionellen Biogasanlagen. Das erzeugte Biogas wird im BHKW verwertet, Strom und Wärme werden für den Gesamtprozess verwendet.

Der Ablauf aus dem UASB-Verfahren wird in einem Aerob-Festbett-Reaktor nachbehandelt und kann als Waschwasser für das NMT-Verfahren zurückgeführt oder als Überschusswasser der weitergehenden Nitrifikations- und Denitrifikationsstufe der aeroben Abwasserbehandlung zugeführt und dann eingeleitet werden. Ist der Salzgehalt der Produkte aus dem NMT-Verfahren zu hoch, kann eine Umkehrosmose eingesetzt werden.

Der Klärschlamm, der in der Anaerob- und Aerobstufe der Abwasserbehandlung anfällt, ist die Schadstoffsенke des Gesamtverfahrens.

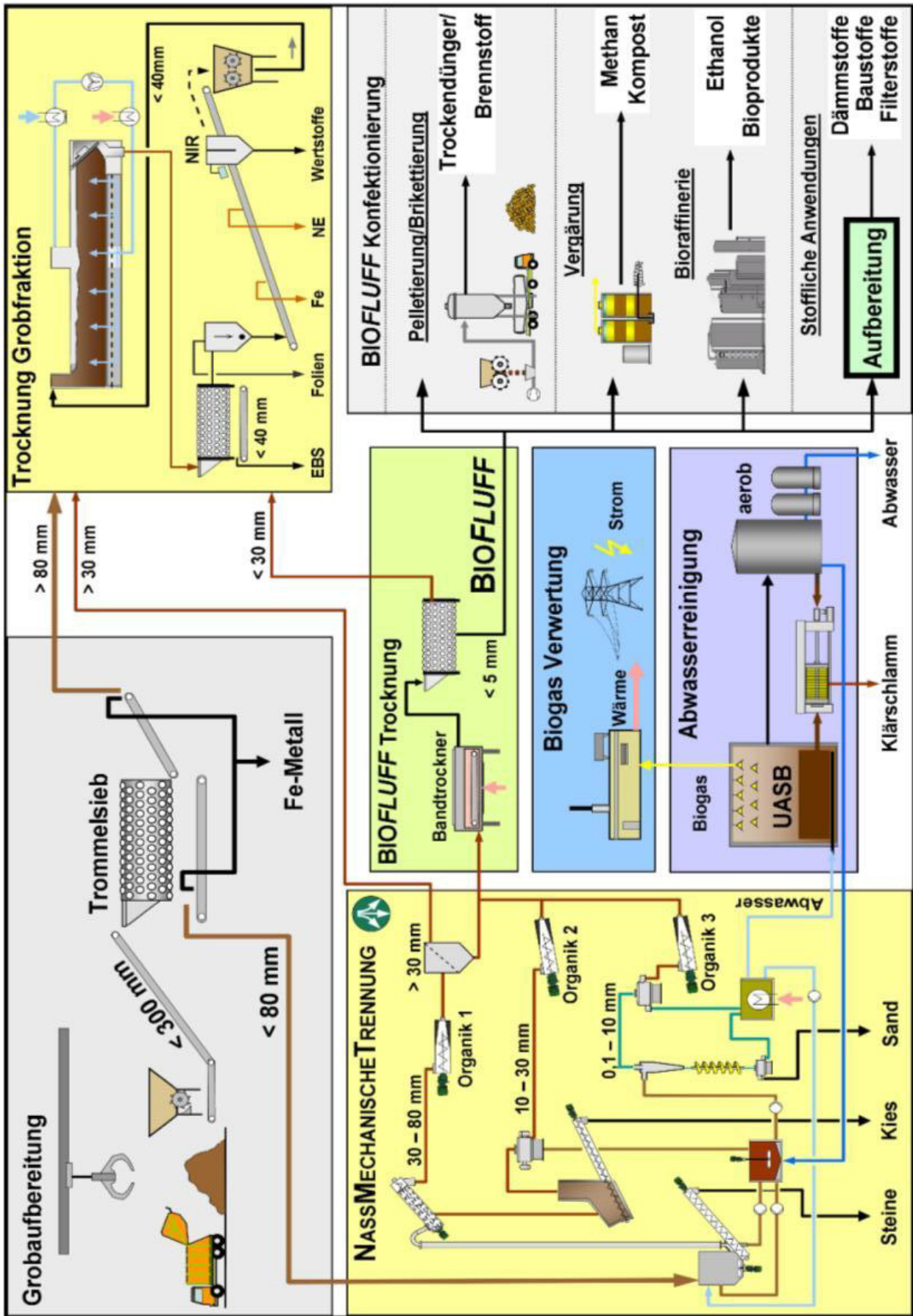


Abbildung 3 Verfahrensschema gesamt

## 5 Zusammenfassung und Ausblick

Die Betrachtung der Abfallwirtschaft als Rohstofflieferant wird in der Vision 2020 vorausgesetzt.

MBA-Technologie ist nicht nachhaltig, solange der Energieinhalt der Organik nutzlos an die Umgebung abgegeben wird und die Reststoffe deponiert werden.

Die Vielzahl der vorgestellten Verwertungsmöglichkeiten von Abfallfraktionen sollte Anreize schaffen, die Vision 2020 zu unterstützen.

## 6 Literaturverzeichnis

- |  |      |  |
|--|------|--|
| ANS e.V.                               | 2003 | Die Zukunft der Getrenntsammlung von Bioabfällen – 20 Jahre Biotonne in Witzenhausen, eine Standortbestimmung. In: 64. Informationsgespräch des ANS e.V.; 8. und 9. Juli 2003 in Witzenhausen  |
| ASA e.V.                               | 2006 | Neubewertung der Vorgaben der AbfAbIV zur Qualität des MBA-Deponats – insbesondere des TOC im Eluat. 23. Mai 2006; Download von: <a href="http://www.asa-ev.de/fileadmin/download/rubrik/05_Stellungnahme/ASA_Neubewertung_Vorgaben_AbfAbIV.pdf">http://www.asa-ev.de/fileadmin/download/rubrik/05_Stellungnahme/ASA_Neubewertung_Vorgaben_AbfAbIV.pdf</a><br>Stand: 20.03.2007  |
| Bayerisches Landesamt für Umweltschutz | 2003 | Kompostierung von Bioabfällen mit anderen organischen Abfällen. Augsburg, 2003   |
| BioAbfV                                | 1998 | Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung - BioAbfV) vom 21. September 1998 (BGBl. I S. 2955), geändert durch Art. 5 Verordnung zur Umsetzung des Europäischen Abfallverzeichnisses vom 10. Dezember 2001 (BGBl. I S. 3379), durch Art. 3 Verordnung zur Änderung abfallrechtlicher Nachweisbestimmungen vom 25. April 2002 (BGBl. I S. 1488) und durch § 11 Düngemittelverordnung vom 26. November 2003 (BGBl. I S. 2373) |
| BIFA                                   | 2002 | Biotests mit organischen Extrakten aus Klärschlämmen, Komposten, Gärprodukten und Böden. Im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen, Oktober 2002  |

- |  |      |  |
|--|------|--|
| Doedens, H.; Gallenkemper, B.; Ketelsen, K.          | 2006 | Einhaltung der Ablagerungskriterien durch MBA-Anlagen – Ergebnisse der ASA-Umfrage. In: Wiemer u. Kern (Hrsg.): Bio- und Sekundärrohstoffverwertung – stofflich, energetisch, 2006, S. 575-584             |
| Hoffmeyer, P.  | 2005 | Von der Abfallwirtschaft zur Ressourcenwirtschaft – Visionen 2020. Vortrag bei der ANS , Leipzig; 31. Mai bis 2. Juni 2005   |
| KrWAbfG  | 1994 | Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen vom 27. September 1994, BGBl I 1994, 2705; Zuletzt geändert durch Art. 7 G v. 9.12.2006 I 2819 |
| LAGA   | 1995 | LAGA Merkblatt M 10, zuletzt geändert im Februar 1995  |
| Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg | 1996 | Hohe Kompostqualität ist möglich. Heft 2 der Reihe Boden FE, 1996  |
| Schu, R.   | 2006 | Patent: Verfahren und Vorrichtung zur Trennung von fossiler und nativer Organik aus organischen Stoffgemischen; AZ 10 2006 042 161.2, Anmeldung 2006   |
| Umweltbundesamt                                      | 2002 | Zur einheitlichen Ableitung von Schwermetallgrenzwerten bei Düngemitteln. Workshop 31. Juli 2002, UBA, Berlin  |

### **Anschrift des Verfassers**

Dipl.-Ing. Reinhard Schu  
EcoEnergy Gesellschaft für Energie- und Umwelttechnik mbH  
Bei dem Gerichte 9  
D-37445 Walkenried  
Telefon +49 55525 20 96 10  
Email: [info@ecoenergy.de](mailto:info@ecoenergy.de)  
Website: [www.ecoenergy.de](http://www.ecoenergy.de)



# MBA-Betrieb Wilsum - Erfahrungsbericht

Hartmut Schrap; Werner Hoffmann

Abfallwirtschaftsbetrieb Landkreis Grafschaft Bentheim

## Operational Experiences at the MBT Wilsum

### Abstract

Due to the paradigm change in waste disposal management in 2005, the switches for the removal of waste were new placed.

The county of Grafschaft Bentheim decided due to the local and financial basic conditions for the establishment of a MBT. As turned out in practice, it concerns an economically correct decision, however also this recent technology implies for the acting participants substantial challenges with high lawfull requirements.

### Zusammenfassung

Aufgrund des Paradigmenwechsels in der Abfallwirtschaft zum 01.06.2005 wurden die Weichen für die Beseitigung von Restabfällen neu gestellt. Der Landkreis Grafschaft Bentheim hat sich aufgrund der örtlichen und finanziellen Rahmenbedingungen für die Errichtung einer MBA entschieden.

Wie sich in der Praxis herausgestellt hat, handelt es sich zwar um eine betriebswirtschaftlich richtige Entscheidung, allerdings auch um eine für die handelnden Akteure mit erheblichen Herausforderungen verbundene recht junge Technologie mit hohen gesetzlichen Anforderungen.

### Keywords

Mechanische-Abfallbehandlung, Biologische-Abfallbehandlung , Abluftbehandlung , Deponateinbau

mechanical waste treatment, biological waste treatment, exhaust air treatment, landfill

## 1 Abfallwirtschaftliche Rahmenbedingungen

Der Landkreis Grafschaft Bentheim, der südwestlichste Kreis in Niedersachsen an der niederländischen Grenze betreibt seit 1985 am Standort Wilsum eine Deponie (HMD II) mit einem genehmigten Verfüllvolumen von 1,57 Mio. Kubikmetern. Derzeit sind ca. 1,1 Mio. m<sup>3</sup> verfüllt. Mit Einführung der Biotonne in 1995 wurde im Rahmen einer Dritt-Beauftragung am Deponiestandort Wilsum ein Kompostwerk und in 2000 eine mechanische Aufbereitungsanlage in Betrieb genommen. Aufgrund der in den Deponiestandort Wilsum getätigten Investitionen -insbesondere TASI-konformer Ausbau der Deponie-erfolgten nach dem Jahr 2000 Wirtschaftlichkeitsberechnungen bezüglich der Alternativen Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung und Abfallverbrennung. Die Berechnungen ergaben aufgrund der bisher getätigten Investitionen und des vorliegenden Angebotes des Drittbeauftragten bezüglich der Einbindung des Kompostwerkes in eine MBA

einen wirtschaftlichen Vorteil für die MBA-Lösung. Als weitere Argumente sprachen für die sogenannte „Kalte Vorbehandlung“, dass die ökologische Verantwortung und die Kontrolle der Abfallströme beim Landkreis verbleiben. Gleichzeitig bedeutete aus damaliger Sicht eine eigene Entsorgungsinfrastruktur auch Entsorgungssicherheit für die Zukunft, ein nicht zu unterschätzender Standortfaktor für die Region.

Die Bioabfallsammlung im Holsystem wurde im Jahre 2004 eingestellt und das Kompostwerk zur biologischen Behandlungsstufe für die MBA umgebaut und erweitert, damit auch die vertraglich vereinbarten Mengen aus dem Landkreis Leer mit verarbeitet werden können. Da die biologische Stufe nicht rechtzeitig zum 01.06.2005 fertig gestellt werden konnte, errichtete der Landkreis zunächst im Deponiebereich Zwischenlager für biologisch behandelbare Abfälle und Übermengen der heizwertreichen Fraktion. Der biologische Anlagenteil ging im August 2005 in Betrieb.

Ab dem 01. Juni 2005 wurden auch erstmalig die vertraglichen Abfallmengen aus dem Landkreis Leer angeliefert, insgesamt werden damit aus der Grafschaft Bentheim und dem Landkreis Leer für ca. 300.000 Einwohner die Restabfälle in der MBA Wilsum behandelt. Sowohl die Grafschafter als auch die Leereraner Mengen wurden im Juni und Juli 2005 nur mechanisch aufbereitet und in die oben genannten Zwischenlager verbracht.

Mit Inkrafttreten der Ablagerungsverordnung konnte auch in Wilsum eine erhebliche Änderung der Abfallmengen und der Abfallzusammensetzung festgestellt werden. Insbesondere stieg der Anteil der Gewerbeabfälle, die in Wilsum zur Entsorgung angedient wurden, drastisch an. Darüber hinaus bestanden die Abfälle nahezu zu 100 % aus heizwertreicher Fraktion. Dies führte zu einem Mengenproblem insgesamt und insbesondere auch zu einem Problem bei der Entsorgung der heizwertreichen Fraktion. Diese Probleme konnten zwischenzeitlich jedoch zufriedenstellend gelöst werden.

**Tabelle 1** Ausgewählte Strukturdaten (Stand: 30.06.2006)

	<b>Einwohner</b>	<b>Fläche</b>	<b>Sammelsysteme</b>	<b>Besonderheiten</b>
<b>LK. Grafschaft Bentheim</b>	135.000	980,75 km <sup>2</sup> 138 E/km <sup>2</sup>	MGB Holsysteme Behältertarif	Bringsystem Gartenabfall
<b>LK. Leer</b>	165.000	1086,05 km <sup>2</sup> 152 E/km <sup>2</sup>	Sack-Sammlung	Tourismus

Sperrabfall und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle etc. werden in der MBA nicht behandelt und lediglich in Wilsum umgeschlagen und von dort direkt zum MHKW bzw. Aufbereitung transportiert.

## 2 Anlagenbeschreibung

### 2.1 Äußeres Layout und Logistik

Die MBA-Anlage, Gartenabfallkompostplatz, Umladeflächen, Eingangsbereich, Sickerwasserbehandlungsanlage, die zwischenabgedeckte Ablagerungsfläche und der Einbaubereich sind auf dem Foto zu erkennen. In der Nachbarschaft befinden sich Sandabbauflächen z.T. mit Wasser, Wald und Landwirtschaft.



**Abbildung 1** Entsorgungszentrum Wilsum aus der Vogelperspektive

Die mechanische Behandlungsanlage wurde im Jahr 1999 für die zu behandelnden Mengen aus dem Landkreis Graftschaft Bentheim in einer Größenordnung von ca. 35.000 Jahrestonnen ausgelegt. Mit der Entscheidung hinsichtlich der Übernahme von Mengen aus dem Landkreis Leer wurde in 2004 eine Erweiterung der Kapazitäten inkl. der Errichtung einer biologischen Stufe auf insgesamt 63.000 Jahrestonnen ausgeschrieben. Die Fertigstellung der Gesamtanlage erfolgte im August 2005.

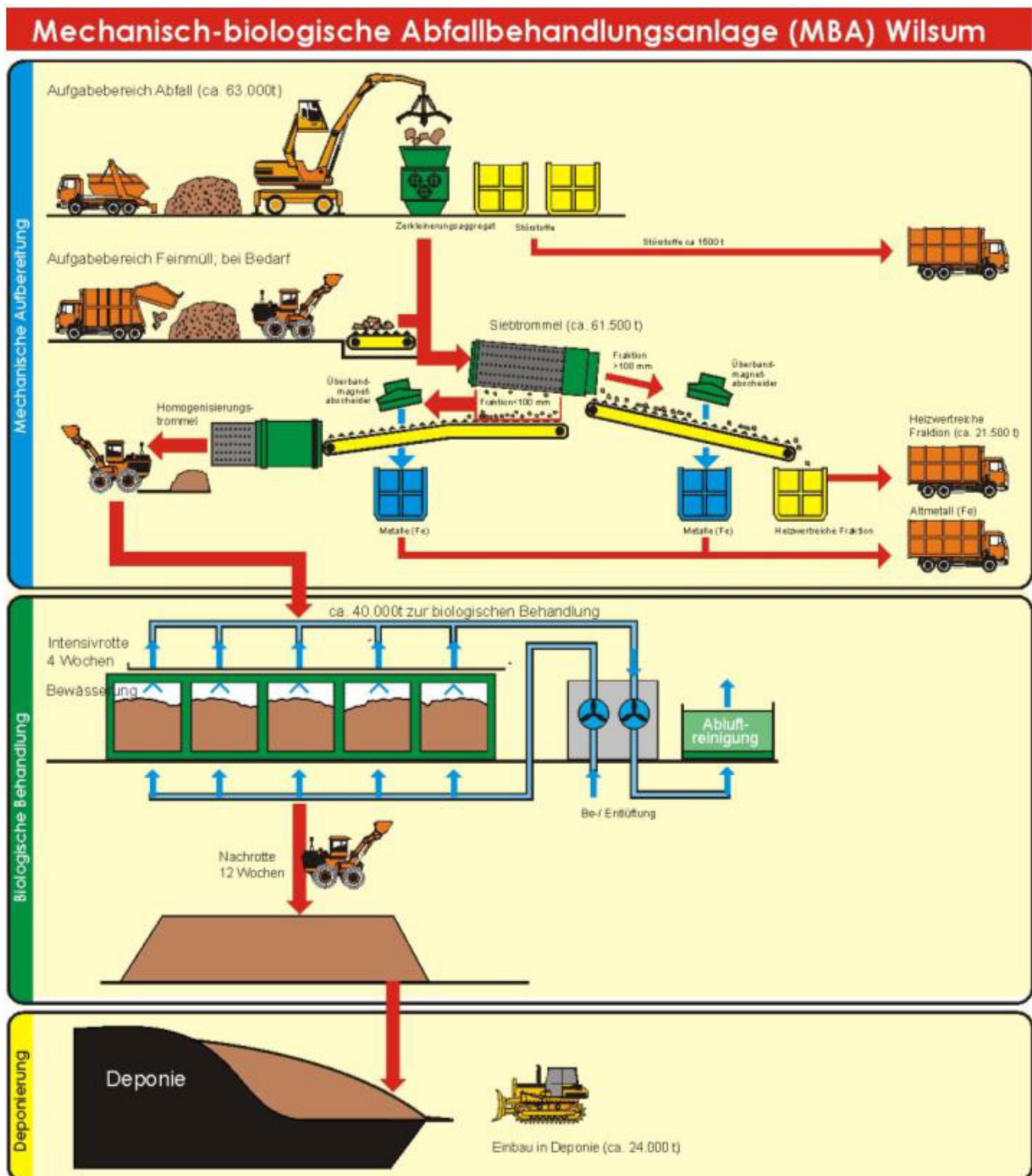
Die im Entsorgungszentrum Wilsum angedienten Abfallmengen unterteilen sich wie folgt: Hausmüll (ca. 51.000 Mg/a), Hausmüllähnliche Abfälle (ca. 3.000 Mg/a), Sperrmüll (ca. 3.500 Mg/a) und gewerbliche Abfälle (ca. 5.200 Mg/a).

Die überbaute Fläche der MBA Wilsum ist in der Tabelle 2 aufgeführt. Pro Tonne MBA-Input werden ca. 0,25 Quadratmeter überbaute Fläche benötigt.

**Table 1** Orientierende Angaben zur Fläche der MBA Wilsum

	<b>Länge (m)</b>	<b>Breite (m)</b>	<b>überbaute Fläche (m<sup>2</sup>)</b>
Anlieferhalle	40	25	1.000
Maschinenhalle	30	34	1.020
Dom-Intensivrotte	20	75	1.500
Intensivrottebereich links	30	64	1.920
Intensivrottebereich rechts	34	35	1.190
Nachrotte Halle I	52	80	4.160
Nachrotte Halle III	28	74	2.072
Nachrotte Halle IIII	34	34	1.156
RTO	30	13	390
Wäscher	18	6	-108
Freier Halle	35	36	1.260
Büro & Sozial	22	11	242
Gesamt			15.802

## 2.2 Verfahrensschema



## 2.3 Mechanik

Die Zerkleinerung mit dem Zweiwellenzerkleinerer der FA. AMB und das Trommelsieb mit einer Lochung bei 100 mm sind die wesentlichen Aggregate in der Mechanik. Der Soll-Durchsatz liegt bei max. 23 Mg/h, praktisch wurden 2006 in 1998 Maschinenlaufzeitstunden (Zerkleinerer) ca. 54.000 Mg durchgesetzt (27 Mg/h). Die Beschickung des Zerkleinerers erfolgt mit einem Greiferbagger. Ein Radlader unterstützt das Abfalleingangslager. Zwischen 08.00 und 16.00 Uhr wird in der regulären Öffnungszeit angelie-

fert und die Aufbereitung des Abfalls erfolgt zeitnah. Der Flachbunker wurde im Jahre 1999 auf eine Jahresmenge von 35.000 Mg ausgelegt und stellt sich aus heutiger Sicht als sehr beengt dar. Insbesondere das Entladen der Sattelzüge aus Leer ist problematisch, da zwischen 07.00 Uhr und 17.15 Uhr die Sattelzüge gleichzeitig anliefern. Der Zerkleinerer begrenzt, neben dem Trommelsieb, den Durchsatz, seine Aufgabe ist es inerte Bestandteile (z.B. Glasflaschen) zu zerkleinern und rottefähiges Material mechanisch aufzuschließen. Gelegentlich kommt es zu kleineren Schäden oder Störungen und damit zu Stillständen, aber im Großen und Ganzen arbeitet das Gerät seit 7 Jahren mit 8.500 Betriebsstunden zufrieden stellend. Die elektrische Anschlussleistung für den Zerkleinerer beträgt 200 KW. Das Trommelsieb ist wie der Zerkleinerer auf eine Durchsatzleistung von 35.000 Jahrestonnen im Ein-Schichtbetrieb ausgelegt. Deshalb ist auch hier eine höhere Durchsatzleistung nur durch einen Zweischichtbetrieb möglich. Die für eine Klärschlammbeimischung vorgesehene Homogenisierungstrommel wird derzeit im praktischen Betrieb umfahren. Eine Einstellung des Wassergehaltes des Rottematerials ist derzeit nicht erforderlich.



**Abbildung 2** Siebtrommel

Aktuelle stichprobenhafte Untersuchungen zeigen, dass ca.  $29,1 \pm 4,2$  % als heizwertreiche Fraktion aus dem Input Leer und  $23,2 \pm 3,5$  % aus dem Input Grafschaft Bentheim zur Verbrennung ausgeschleust werden, im Jahresmittel insgesamt 25,6 %, wobei die Stichproben 26,8 % erwarten lassen. Eine Untersuchung des unzerkleinerten RHM ergibt, dass 33,65 % größer 180 mm sind. In den Siebüberlauf gelangen in Wilsum lt. Analyse der FH Bingen ca. 64 Prozent des Kunststoffes und 23 % des rottefähigen Koh-

lenstoffes sowie 9 % der Inertstoffe. Eine Verpressung bei der Containerbeladung fehlt, dies erfordert ein Nachfüllen mit dem Radlader um die Kapazität auszulasten. Zerkleinerer und Siebung erfüllen die Zielsetzung.

Der Austrag an Metallen mit den Überbandmagneten ist mit 0,2 % am Input bzw. mit 39 % am Potential nicht sehr effizient.

Mittels eines Schlauchgurtförderers wird das rottefähige Material aus der mechanischen Aufbereitung über eine ca. 80 m lange Freifläche in den Flachbunker der Biologischen Anlage transportiert. Der Schlauchgurtförderer bereitet keine Probleme und hat sich insbesondere bei der Minimierung der Geruchsemissionen bewährt.

## **2.4 Biologie**

### **2.4.1 Intensivrotte**

#### **2.4.1.1 Rottetunnel**

Die vor Übernahme und Umbau des Kompostwerkes zur BA erfolgte automatische Beschickung der Tunnel und Entleerung mit Fördereinrichtungen hatte sich als sehr störungsanfällig herausgestellt. Deshalb wurden diese Einrichtungen im Zuge der Umbaumaßnahmen entfernt. Die Befüllung und Leerung der Tunnel erfolgt nunmehr mittels Radlader. Die Tragfähigkeit des Belüftungsbodens (Länge ca. 24 m) begrenzt die Größe des Radladers. Es gibt historisch bedingt 7 Tunnel, die insgesamt 30 Meter lang sind und die gerade eine Tagescharge aufnehmen können. Die Schütthöhe beträgt dann um die 2,20 Meter. Das Rottegut kommt mit ausreichender Feuchte (Wassergehalt ca. 50 %) aus der Mechanik und wird im Laufe des Tages eingefahren. Nach 6-7 Arbeitstagen, also maximal 10 Verweiltagen muss der Tunnel geräumt werden, das Rottegut wird dann in den nächsten freien Tunnel auf der anderen Seite der Halle eingelagert. Diese 13 Tunnel sind ca. 24 Meter und die mittlere Verweildauer beträgt ca. 17 Tage, wenn arbeitstäglich ein Tunnel gefüllt wird. Die planerische Zielverweildauer von mindestens 28 Tagen wird somit fast erreicht.

Es fehlt eine Kühlung der Umluft, wie der Temperaturverlauf und der bilanzierte Wärmeaustrag zeigt. Bei warmer Witterung ist das Risiko, dass die Miete überhitzt, relativ groß und Steuerungsmöglichkeiten zur Temperatursenkung stehen nur eingeschränkt zur Verfügung (Luftmengen und Befeuchtung). Die Luftmenge wurde von 2.700 auf 3.100 m<sup>3</sup>/h im Tunnel mit fortdauernder Rottezeit gesteigert.

#### **2.4.1.2 Beschickung und Auslagerung**

Eine Radladerschaufel fasst ca. 3,6 m<sup>3</sup> bzw. 2,3 Mg Rotte-Input. Eine Tunnelbefüllung dauert ca. 4 Stunden, wie auch die Umlagerung von Intensivrotte A nach Intensivrotte B

#### 2.4.1.3 Reinigung Tunnelboden

Der Zeitaufwand für die Reinigung nach Räumung des Tunnels ist beträchtlich. Die weitgehende Räumung erfolgt mit dem großen Radlader, danach werden restliche Mengen mit einem kleinen Radlader entfernen. Mit Kehrbesen am Radlader wird ausgefegt, danach manuelle Reinigung und Freistechen der Lüftungslöcher. Hierfür sind, je nach Verschmutzungsgrad, 2 ½ - 4 Mann-Stunden anzusetzen. Um den Gesamtaufwand möglichst gering zu halten, ist daher eine sorgfältige Reinigung nach jeder Nutzung der Tunnel zwingend erforderlich. Unterhalb der Belüftungsplatten sammelt sich durch die Lüftungsöffnungen gerieseltes bzw. gespültes Inertmaterial als Schlamm, der etwa halbjährlich durch z.B. den Einsatz eines Saug- und Spülwagens auszuräumen ist.

#### 2.4.1.4 Be- und Entwässerung

Rund 100 Kubikmeter Wasser sind über die an der Decke befestigten Düsen in den Rottetunnel über die Rottezeit einzusprühen. Das Einbringen des Wasser ist für den biologischen Abbau in der wässrigen Phasen und zur Temperatursenkung (Verdunstungskälte) erforderlich.

#### 2.4.1.5 Be- und Entlüftung

Aus der Mechanik wird insgesamt 21.000 m<sup>3</sup>/h (Anlieferungshalle/Flachbunker 11.000 m<sup>3</sup>/h, Aufbereitungshalle 10.000 m<sup>3</sup>/h) Luft abgesaugt. Aus der Rottetunnelvorhalle werden ca. 17.000 m<sup>3</sup>/h und über die Tunneldächer ca. 4.000 m<sup>3</sup>/h abgesaugt. Diese abgesaugte Luft (ca. 42.000 m<sup>3</sup>/h) wird über Register in die Rottetunnel über den Boden eingeblasen, oben abgesaugt, teilweise als Umluft zurückgeführt und ein Teilstrom über den Wäscher der RTO abgeführt.

## 2.5 Abluftbehandlung und RTO

### 2.5.1 Verfahrensbeschreibung

#### 2.5.1.1 Wäscher

Der RTO ist ein saurer Wäscher vorgeschaltet. Mittels Schwefelsäure wird ein pH-Wert um die 4,5 eingestellt. Bisher haben sich bei dem Wäscher keine Probleme ergeben. Ungelöst ist jedoch bisher die Verwertung der Ammoniumsulfat-Lösung, da es bisher nicht gelungen ist, die von den Abnehmern geforderte Konzentration zu erreichen.

#### 2.5.1.2 RTO

Die regenerative thermische Oxidationsanlage ist in zweiliniger Ausführung auf 120 % der Nennleistung ausgelegt. Somit ist gewährleistet, dass bei Wartungsarbeiten bzw. beim Ausfall einer Linie zumindest 60 % der Nennleistung zur Verfügung stehen. Der



Auslegungsvolumenstrom beträgt rund 42.000 Nm<sup>3</sup>/h. Als Kohlenstoffträger ist der Einsatz von Erdgas obligatorisch. Der Brennstoffbedarf pro Jahr beträgt bei maximaler Auslastung rund 620.000 m<sup>3</sup>/a. Die gemäß 30 Bundesimmissionsschutzverordnung durchgeführten Abgasmessungen haben keine Überschreitung der Grenzwerte aufgezeigt.

Im Vergleich zu anderen Anlagen halten sich die Störungen bei der RTO in Wilsum in Grenzen. Zeitaufwändig sind mehr kleinere Ausfälle von Antrieben und Messwertaufnehmern. Die bei anderen RTOs beobachtete Verschlüsse der Wabenkörper durch Silikate konnte bisher in Wilsum nicht festgestellt werden. Bisher erfolgt eine regelmäßige Reinigung der Körper mindestens zweimal jährlich.

### 2.5.1.3 Nachrotte

Das Rottegut kommt nach ca. 28 Tagen aus der Intensivrotte und wird mit dem Radlader auf Mieten gelegt. Einmal wöchentlich werden diese Mieten mit einem Umsetzer als Wandermiete durchmischt und neu aufgesetzt. Die Wetterlage (Windrichtung, Luftdruck etc.) bestimmt, wann umgesetzt werden kann. Insbesondere zur Vermeidung von Geruchsmissionen (Nachbarschaftsbeschwerden etc.) sind diese Randbedingungen zu beachten. Die Praxis hat gezeigt, dass in der Vergangenheit gelegentlich Nachbarschaftsbeschwerden wegen Geruchsbelästigungen aufgetreten sind.

## 2.6 Lager, Verbringung zur Deponie, Einbau

### 2.6.1 Lager, Beprobung, Freigabe

Entlang der Abgrenzungsmauer der Nachrottefläche wird über eine Länge von 140 Meter und 7 Meter Breite sowie ca. 3 Meter Höhe das Deponat angesammelt und bis zur Freigabe zum Einbau in Chargen von ca. 2000 Mg gelagert. Erstmals am 12.12.2005 wurde das Deponat, das die Kriterien der AbfAbIV erfüllte, eingebaut. Aufbilanziert bis Ende Dez. 2006 wurden 31.691 Mg Deponat an 34 Tagen auf die Deponie gefahren. Durchschnittlich 1 x monatlich erfolgte ein Auslagerungszyklus.

Die Probenahme und -analyse erfolgte gemäß den von der Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung (ASA) herausgegebenen Empfehlungen. Die Analysen wurden von einem anerkannten Fachlabor durchgeführt. Entsprechend den Analyseergebnissen erfolgt die Freigabe zum Einbau auf der Deponie.

Zur Zeit laufen Bestrebungen, ein betriebsinternes Controlling mit entsprechender Aufgabenzuweisung zu installieren. Ein Dipl.-Ing. der Fachrichtung Chemie steht hierfür zur Verfügung.

### 2.6.2 Transport und Einbau

Die Beladung erfolgt mit Radlader und der Transport mit einem Schlepper mit Dumper. Es handelt sich dabei um eine ausgeschriebene Leistung die von Dritten durchgeführt wird.

Das auf dem Deponiefläche abgeladene Deponat wird derzeit mit einem Kompaktor auf der Deponieoberflächlich verteilt und eingebaut. Die eigentliche Verdichtung erfolgt anschließend mit einem Glattmantelwalzenzug. Die Anforderung gemäß Anhang 3 der Ablagerungs-VO werden durch diese Vorgehensweise sicher eingehalten.



**Abbildung 3** MBA Wilsum

## 3 Zusammenfassung

Nach ca. 1 ½ Jahren MBA-Betriebserfahrung kann festgestellt werden, dass die MBA Wilsum - abgesehen von einigen Schwachstellen – insgesamt die betrieblichen Erfordernisse in ausreichendem Maße erfüllt.

Eine Optimierung der MBA und letztlich auch des Entsorgungszentrums Wilsum ist erforderlich. Aus diesem Grund wurde in Abstimmung mit den politischen Gremien des Landkreises Grafschaft Bentheim Herr Prof. Dr. Scheffold im Rahmen eines studentischen Projektes der FH Bingen mit der Erstellung einer Schwachstellenanalyse beauftragt. Erste Ergebnisse werden von Herrn Prof. Dr. Scheffold anlässlich seines Vortrages zur Schwachstellenanalyse am Beispiel der MBA Wilsum erörtert.

Aus Sicht der Werksleitung und der technischen Leitung stellt die Einführung der MBA-Technologie eine besondere Herausforderung für alle beteiligten Akteure dar. Im Landkreis Grafschaft Bentheim stand man vor dem Problem, das relativ kurzfristig nach der politischen Entscheidungsfindung eine MBA-Anlage erstellt und in den Regelbetrieb überführt werden musste. Aufgrund der Fertigstellung der Anlage im August 2005 konnte ein Probe- und Einfahrbetrieb nur unter Vollastbedingungen erfolgen. Daraus ergab sich zwangsläufig die Konsequenz, dass erst im Regelbetrieb -und damit unter erschweren Bedingungen- eine Optimierung der MBA erfolgen kann. Unterstützung erhält der AWB dabei –wie bereits oben dargelegt- von Herrn Prof. Dr. Scheffold und Studierenden der FH Bingen. Die Schwachstellenanalyse beinhaltet dabei auch Optimierungsvorschläge zu Arbeitsabläufen sowie organisatorischen und technischen Regelungen des gesamten Entsorgungszentrums Wilsum. Betriebsintern werden ebenfalls Verfahrensoptimierungen (z.B. Analytik, Mengendurchsatz etc.) unter Beteiligung des im Aufbau befindlichen Controllings angestrebt. Die Verfasser gehen davon aus, dass mit der Umsetzung von Optimierungsvorschlägen noch im laufenden Geschäftsjahr 2007 begonnen werden kann.

## 4 Literatur

ASA	2004	ASA-Handbuch MBA Betrieb 2004. Konzept der Probenahmen, Probeaufbereitung und Analysen gem. AbfAbIV
Fülle-Scheffold	2006	Nachsorgegutachten zur Deponie Wilsum II. A + U GmbH, Düsseldorf (nicht veröffentlicht)
Scheffold, K.	2006/07	Arbeitspapiere zur Schwachstellenanalyse MBA Wilsum, Fachhochschule Bingen, Studiengang Umweltschutz, 55411 Bingen (nicht veröffentlicht)

## Danksagung

Herrn Prof. Dr. Karlheinz Scheffold und den Studierenden im Studiengang Umwelttechnik im Seminar U 4 2006 bei der FH Bingen sei an dieser Stelle ausdrücklich für die gute Zusammenarbeit und Unterstützung gedankt.

### Anschrift der Verfasser

Hartmut Schrap; Dipl. Ing. Werner Hoffmann  
 Abfallwirtschaftsbetrieb Landkreis Grafschaft Bentheim  
 van-Delden-Str. 1-7  
 D-48529 Nordhorn  
 Telefon +49 5921 96 1245  
 Website: [www.awb-grafschaft.de](http://www.awb-grafschaft.de)

# Schwachstellenanalyse am Beispiel der MBA Wilsum

Karlheinz Scheffold

Fachhochschule Bingen, Germany

## Weak-point Analysis: Example MBT Wilsum

### Abstract

A material flow analysis of two different input flows was carried out at the MBT Wilsum on the basis of technical criteria. In the district of Leer the "Sack + Sack" system of collection is used and in the Grafschaft Bentheim district the MGB-system without bio-waste collection (experiment "GB"). The results of the analysis showed that there are differences in the per-capita amounts of the different components, as well as in the composition and decay tendencies. In contrast to the usual method (experiment "business") of the separation of a fraction larger than 100 mm in the waste incineration plant, a separation at 60 mm and later at 25 mm took place in the course of the decay process. With the data it is possible to depict the current situation and possible procedural variations in a simulation model. The secondary decay of a fine pile 0-25 mm took very long (270 days), due to low oxygen content, until the landfill criteria had been met. Especially the TOC in the eluate was difficult to reach. An acceleration is possible here through an improved hydration. The examination of the usual piles 0-100 mm shows that there the oxygen supply and moisture retention is better. Therefore, it's recommended to remove the energy-rich components after the decay process. The organisation analysis led to improvement suggestions (landfill material, need for personnel) and the process-cost analysis shows that at around 107 euros per Mg input the MBT-process including deposit in a landfill and aftercare is able to compete with waste incineration.

### Zusammenfassung

Unsere Schwachstellenanalyse umfasst die Begehung der Anlage, Erhebung aller technisch, betriebswirtschaftlich relevanter Daten, Ermittlung der Stoffströme für drei Varianten: Leer, GB, Betrieb, die Erstellung einer Liste mit Optimierungsmöglichkeiten und Prioritätensetzung (A,B,C-Methodik).

Über einige der Ergebnisse wird hier berichtet. Es gibt Hinweise zur Probenahme, zur Sortierung und zum Abbau des Rottefähigen in den Mieten. Ein Simulationsmodell zur Variation der Stoffströme wird vorgestellt.

### Keywords

sampling, waste composition, decay, balance, landfill material, density of waste, process costs, process variations Probenahme, Abfallzusammensetzung, Abbau, Bilanz, Deponat, Ablagerungsdichte, Prozesskosten, Prozessvarianten

## 1 Aufgabenstellung und Durchführung

Die Ablagerung von Abfällen hat eine lange Tradition und in deren dezentralen Praktizierung lokale Befürworter. Die Abfallverbrennung erfordert sehr große Abfallmengen, Einzugsgebiete und beachtliche Investitionskosten. Beide Methoden stehen in Konkur-

renz zur Getrenntsammlung und stofflichen Verwertung. Mehr als 20 Jahre hat es gedauert, die nicht umweltvertretbare Ablagerung zu beenden und Abfälle primär getrennt zu erfassen und zu behandeln, bevor sie beseitigt oder verwertet werden. Im Landkreis Grafschaft Bentheim ist eine einfache Konzeption verwirklicht, wie sie zu Beginn der Überlegungen zur Verbesserung der Abfallwirtschaft gedacht wurde.<sup>1</sup> Im Rahmen eines Projektes mit Studierenden des Studienganges Umweltschutz der FH Bingen erfolgte die Durchführung einer Schwachstellenanalyse mit Unterstützung des Landkreises.

Mit der Stichtagregelung 31.5.2005 zeigte sich, dass es nicht möglich war unmittelbar die theoretisch erarbeiteten Anforderungen an die MBA-Technik und an die Qualität der erzeugten Deponatmengen zu erfüllen. Die Knappheit der Verbrennungskapazitäten, speziell für gewerbliche Abfälle, führte zu Verwerfungen. Erstmals wurden die finanziellen Auswirkungen sichtbar, mit der Auswirkung beträchtlicher Gebührensteigerungen. Die Datengrundlage war unsicher und es herrschte ein großes Vertrauensdefizit. Mit Hilfe der **LeanManagementMethode**<sup>2</sup> konnten die politischen Entscheidungsträger von der weiteren Vorgehensweise überzeugt und unterstützt werden. Zum Weiterbetrieb der Deponie und der MBA gibt es keine wirtschaftliche Alternative. Eine Steigerung der Kapazitätsauslastung führt zu relativen Kostensenkungen für die Gebührenschuldern des Kreises. Dazu bedarf es einer funktionierenden und ausreichend bemessenen Anlage.

Zur Bewertung der Anlage werden zwei Großversuche zur Bilanzierung des Prozesses mit separater Aufarbeitung der Anliefermengen nach Herkunftsgebieten (Lk. Leer, Lk. Grafschaft Bentheim) gefahren. Nach der Siebung (100 mm), nach der Homogenisierung und vor Eintrag in die Intensivrotte erfolgt die Entnahme von Stichproben und deren manuelle Sortierung zur Ermittlung der Zusammensetzung. Nach der ersten Intensivrottephase erfolgte eine Absiebung (60 mm) zur Reduktion der zu rottenden Mengen. Am Ende der Intensivrotte wird bei 25 Millimeter getrennt. Als Vergleich wird mit dem üblichen Inputmix eine Rottemiete mit 0-100 mm Körnung hergestellt und optimal in 3 Intensivrottephasen vorbehandelt. Die verschiedenen Fraktionen werden in separaten Nachrottemieten gepflegt und regelmäßig beprobt. Der biologische Rottefortschritt wird so sichtbar. Die Parameter gemäß AbfAbIV werden vom Labor Wessling, Altenberge untersucht. Parallelproben werden an der FH Bingen getrocknet, gesiebt, sortiert und der Glühverlust von Bestandteilen bzw. der Gesamtprobe ermittelt. Für einzelne Komponenten wird der Brennwert und der TOC ermittelt.

---

<sup>1</sup> Baienfurt (1982) in Scheffold: Getrennte Sammlung und Kompostierung, GML Versuch (1991)

<sup>2</sup> Was wäre die Folge, wenn der Kreis alle Abfälle thermisch behandeln lassen würde (Fremdleistung)?

## **2 Ergebnisse Stoffstromanalyse**

### **2.1 Probenahme**

Die Entnahme von Proben in 240 Liter MGB aus dem kontinuierlichen Siebüberlauf ist rel. unproblematisch und repräsentativ. Schwieriger ist die Entnahme von Proben aus den Mieten. Die Mieten 0-25 mm wurden aufgegraben und aus einem ungestörten Bereich zufällig mit der Schaufel ein Eimer mit 11 Liter Fassungsvermögen gefüllt. Diese Menge erlaubt eine repräsentative Aussage bei dieser Körnung. Aus der Miete 0-100 mm ist diese Vorgehensweise nicht erfolgreich zu praktizieren. Entweder erfolgt eine Trennung auf einem Siebrost, damit eine größere Probenmenge zu verarbeiten ist, oder es muss eine größere Probenmenge (MGB240) entnommen und vollständig aufgearbeitet werden. Eine gewöhnliche Betriebsmiete wurde vergleichend bei 25 mm gesiebt und Siebüberlauf, Siebdurchgang beprobt. Alle Wandermieten wurden vermessen und die Schüttdichte im 240Liter-Behälter sowie der Wassergehalt bestimmt.

#### **Ergebnis**

Die Probenmenge und Probenahme ist von der Körnung der Miete abhängig zu gestalten. Die kumulierte Deponatmenge von 2.000 Mg vor Ablagerung kann nicht durch eine Probe repräsentativ beschrieben werden. Hier sollte Material aus dem Bereich mit der kürzesten Rottedauer entnommen werden, um die Kriterien sicher einzuhalten, oder es sind separate Proben verteilt über die gesamte Mietenlänge getrennt zu analysieren. Automatische Probennehmer beim Umsetzvorgang zur Herstellung von Mischproben sind zu bevorzugen.

Probenahme, -menge, Probeaufarbeitung und organisatorische Durchführung beeinflussen nicht unerheblich die Analyseergebnisse.

### **2.2 Luftversorgung und Wassergehalt der Mieten**

Die Abfälle sind nach der Mechanik optimal für die Biologie aufgeschlossen. Es zeigt sich in den Versuchen, dass der Siebüberlauf biologisch zu trocken ist. Umgekehrt trocknen die Feinmieten ein, wenn sie nicht ausreichend nach bewässert werden und der Sauerstoffgehalt in der Miete ist zu niedrig ohne künstliche Belüftung. Die grobe Miete (0-100 mm) baut aufgrund der besseren natürlichen Belüftung schneller ab.

Die Homogenisiertrummel beeinflusst die Konsistenz des Rottegutes und wird versuchsweise in einem weiteren Versuch überbrückt. Da der Wassergehalt im Input der Intensivrotte (0-100mm) schon aufgrund der Herkunft optimal eingestellt ist, bedarf es nicht unbedingt der Homogenisierung.

## 2.3 Rottetrommel und Siebraspel als Alternative

Die Verweilzeit in der Homogenisiertrommel ist zu kurz, um eine autogene Mahlung zu bewirken. Diese ist für eine optimale Abtrennung des heizwertreichen vom deponiefähigen vorteilhaft, wie unsere früheren Versuche in Bad Kreuznach (1990) zeigten. Derzeit gelangt potentiell Rottefähiges und Inertes in den Stoffstrom zur Abfallverbrennung (hwR). Ziel ist die Maximierung der Ablagerungsmenge und Minimierung der zu verbrennenden Anteile, aufgrund der vorhandenen Deponiekapazität.

Die Variante zerkleinern, dann Intensivrotte und danach Siebung ist noch zu untersuchen. Die aus historischen Gründen bestehende Gestaltung der Anlage führt zur Überlegung, die Intensivrotte teilweise in eine Rottetrommel vor zu verlagern.

Die Herstellung von Sekundärbrennstoff ist derzeit keine wirtschaftliche Alternative. Die derzeitige Entsorgung und energetische Verwertung in einem MHKW ist deutlich kostengünstiger. Zuzahlungen von über 75 Euro pro Mg sind aufgrund der speziellen Gegebenheiten die nächsten 12 Jahre keine Alternative. Die gewerblichen Abfälle werden in Wilsum nicht aufgearbeitet.

## 2.4 Rotteprozess und Abbau

### 2.4.1 Intensivrotte

#### 2.4.1.1 Systemeinfluss

Die Beschickung mit Radlader, die Reinigung der Belüftungslöcher im Boden, Füllhöhe, Umluftführung, Berieselung usw. beeinflussen den Rotteprozess. Die Versuchsmengen wurden über 3 Tage hergestellt und zwischengelagert. Die Analysenparameter und die Prozessgrößen geben Hinweise, dass dies negative Einflüsse auf den Rückgang des TOC im Eluat haben könnte. Bei der Vergleichsmiete NEU (0-100mm) konnte der Prozess in den Intensivrottetunnel optimal gesteuert werden. Nach 4 Wochen sind die Parameter erfüllt, welche eine unbelüftete Nachrotte in einer offenen Halle erlauben. In der Wandermiete kann ein erneuter Anstieg der Parameterausprägung gemessen werden und der Abbauverlauf ist durch eine andere Verlaufsfunktion zu beschreiben (Unstetigkeit durch Systemwechsel). Die fehlende Luftkühlung in der Umluftführung in der Intensivrotte kann im Sommer zu Problemen führen. Die Wärme kann dann nicht umfassend aus dem System abgeführt werden.

#### 2.4.1.2 Be- und Entlüftung

In den Versuchen wird die betreiberübliche Luftmenge von ca. 2.800 m<sup>3</sup>/h gefahren (ca. 9.800 Liter Luft /kg Rottegut oder 15,6 l/kg/h bzw. 59 m<sup>3</sup>/kg abgebautes Substrat).

### 2.4.1.3 Abbau

Der Abbau gemessen als Atmungsaktivität soll theoretisch der Funktion

$$AT_4 [\text{mgO}_2/\text{g TM}] = 80,444 \exp(-0,0701 \text{ Rottedauer [d]}) \text{ in der Intensivrotte und}$$

$$AT_4 [\text{mgO}_2/\text{g TM}] = 52,628 - 10,273 \ln(\text{Rottedauer [d]}) \text{ in der Nachrotte}$$

als Funktion der Zeit folgen. Danach soll der Wert von 20 mg nach 20 Tagen und von 5 mg nach 100 Tagen Verweilzeit im System erreicht werden. Diese aus der Literatur abgeleitete SOLL-Funktion dient als Maßstab für das Geschehen bei der Anlagenbeurteilung und kann im konkreten Fall das Optimierungspotential verdeutlichen.

**Tabelle 1** Beispiel für SOLL-IST-Vergleich beim Parameter  $AT_4$  in  $\text{mg O}_2/\text{g TM}$  in Versuchen

Rottedauer [d]	Intensivrotte		Nachrotte		
	SOLL	Versuch	SOLL	Versuch L	Kontroll-V.
20	19,8		21,9	54	
26	13	20,1±5,7	19,2	48	33,75
42	4,2		14,2	36	
65			9,7	24	13,6 ±4
80			7,6	18	12,3 ±10,6
93			6,1	15	
105			4,8	12	

Die Kornverteilung und Durchlüftung der Miete hat einen erheblichen Einfluss, wie die Tab. 1, Versuch L im Vergleich zum Kontrollversuch und der SOLL-Funktion aufzeigt.

## 2.4.2 Nachrotte mit Wandermieten

### 2.4.2.1 Mietenquerschnitt

Die Versuchsmieten haben einen trapezförmiger Querschnitt von 5 bis 7  $\text{m}^2$  und ca. 2 m Höhe und Längen von 11 bis 20 Meter, wobei das Anfangsvolumen sich von ca. 90  $\text{m}^3$  auf 50  $\text{m}^3$  aufgrund des Rottevorganges reduzierte. Diese sind zu vergleichen mit den Betriebsmieten, welche einen Querschnitt von  $7,3 \pm 1,7 \text{ m}^2$  bei ca.  $2 \pm 0,2 \text{ m}$  Höhe und Längen von 66-74 Metern aufweisen.

### 2.4.2.2 Nachrottefläche

Die derzeitige Nachrottefläche ist für den praktischen Ablauf nicht optimal und zu klein. Bei der Umstellung von Trapezmieten zu Dreiecksmieten reduziert sich der Querschnitt von  $7,3 \text{ m}^2$  auf  $4,6 \text{ m}^2$ , die Sauerstoffversorgung wird verbessert. Bei einem Volumen-



ausgleichmanagement kann die Verweildauer beibehalten werden und bei optimierter Belüftung und Bewässerung im Umsetzprozess wird der Abbau beschleunigt. Damit an Tagen an denen die Witterung ungünstig ist, nicht umgesetzt werden muss, soll die Nachrottefläche z.B. durch Verlegung des Lagers vergrößert werden. Vor der Beschleunigung des Abbaus war eine um 17 % höhere Verweilzeit erforderlich, um den Grenzwert von 5 mgO<sub>2</sub>/g TM gesichert zu unterschreiten. Die Basisbreite der Dreiecksmiete bei 2 ±0,2 Meter Schütthöhe beträgt 4,60 Meter bei der Trapezmiete 6 ±0,45 Meter.

#### 2.4.2.3 Umsetzen

Arbeitstechnisch erfolgte das Umsetzen der Versuchsmieten meistens mit dem Radlader, lediglich zweimal mit dem Umsetzer. Die Leistungsfähigkeit des Umsetzers beträgt 300 - 350 Kubikmeter pro Stunde.

#### 2.4.2.4 Bewässern

Die Bewässerung erfolgte teilweise mit geschlitztem Beregnungsschlauch und ist nicht als optimal einzustufen. Der Wassergehalt in den Mieten war zeitweise eher zu niedrig und ist von anfangs 50 FM-% auf etwa 33 (24 bis 43) FM-% abgesunken, wobei er in den rottefähigen Bestandteilen deutlicher höher ist.

#### 2.4.2.5 Temperatur

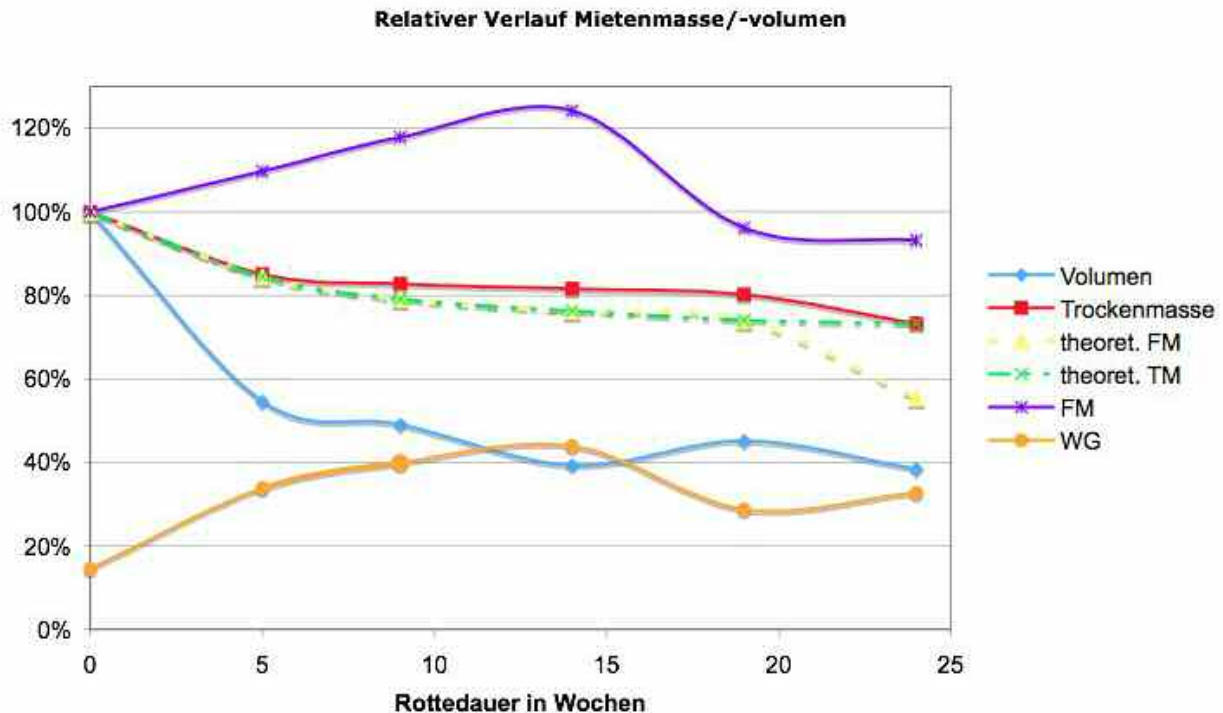
Die Temperatur in den Mieten war dauerhaft hoch und sank erst nach 20 Wochen unter 40 °C.

### 2.4.3 Abbau

Etwa 43 Prozent des Inputs (FM) kann der Kategorie „rottefähig“ zugeordnet werden, in der Miete Leer ca. 111 Mg TM. Mittels Glühen der Bestandteile finden sich ca. 70,9 Mg organische Trockenmasse (oTS), welche potentiell biologisch abzubauen sind.

**Tabelle 2:** Beispiel für die Bilanzierung Versuch Leer bezogen auf Rottefähiges

	Start	Phase A	Phase B	Phase C	Phase D
Rottedauer Tage	0	10	28	100	270
Rottefähig oTS Mg	70,90	39,95	25,82	21,42	12,83
	100%	56%	36%	30%	18%



**Abbildung 1** Verlauf der Feucht- und Trockenmasse, Volumen und Wassergehalt in der Miete „fag“ die aus Feinanteilen im heizwertreichen Siebüberlauf 25-60 mm nach Trocknung entstanden ist

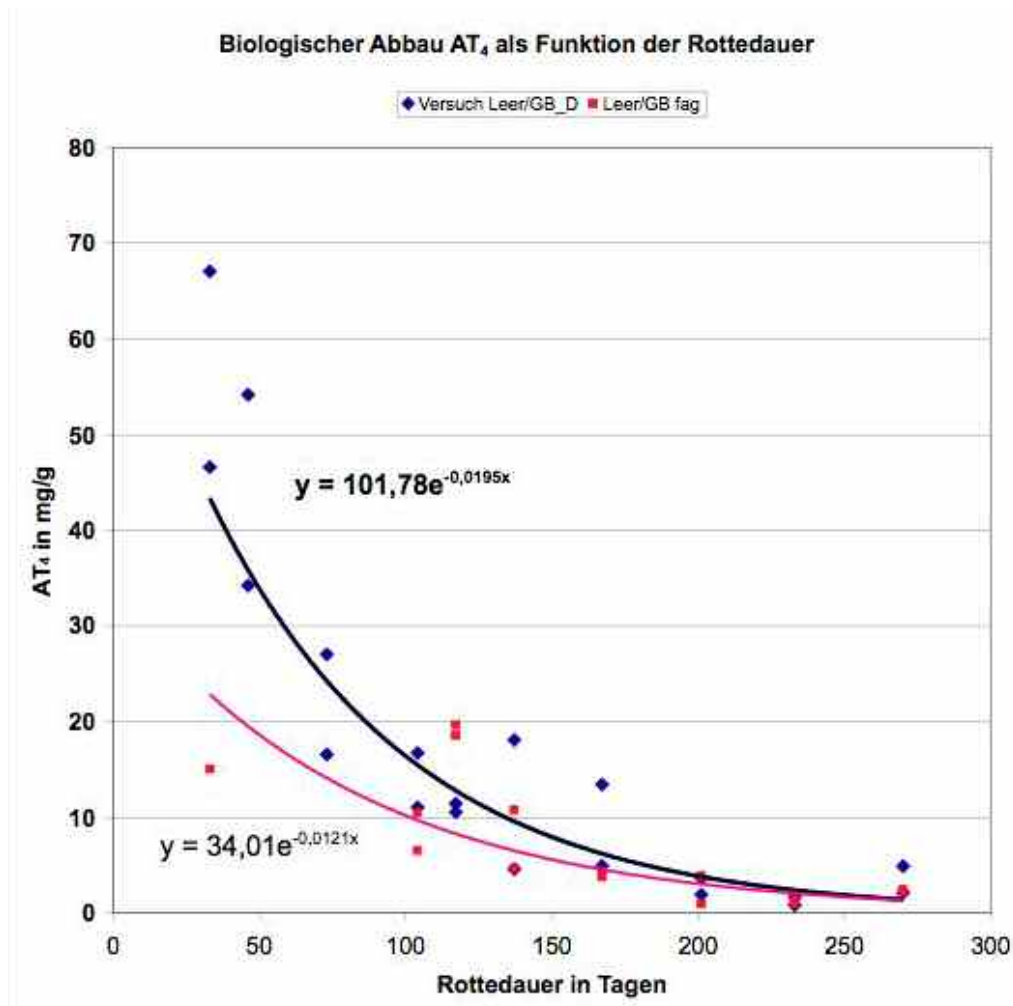
#### 2.4.4 Atmungsaktivität

Der Anfangswert ist bei der Miete „Leer“ mit 63 mg O<sub>2</sub>/g TM deutlich geringer als bei der Miete „GB“ mit 102 mg O<sub>2</sub>/g TM. Mit 34 mg O<sub>2</sub>/g TM ist der Startwert für die Nachrottemiete „Fein aus Grob“ versuchsbedingt geringer. Nach der Intensivrotte ist die Atmungsaktivität erneut angestiegen, um dann von dem neuen Niveau zu fallen.

Der zeitliche Verlauf weicht mit  $AT_4 (GB\_D) = 101,78 e^{-0,0195 \text{ Rottedauer}}$  völlig von der Erwartung  $AT_4 (\text{Literatur}) = 80,344 e^{-0,0701 \text{ Rottedauer}}$  ab<sup>3</sup>. Letztere lässt erwarten, dass nach ca. 40 Tagen Intensivrotte der Grenzwert von 5 mg O<sub>2</sub>/g TM unterschritten wird (vgl. auch Tab. 1).

Ein Grund für die lang andauernde Abbauphase ist die Sauerstoffversorgung (natürliche Belüftung einer Feinkornmiete). Die „Fein aus Grob“-mieten (fag) sind vom Querschnitt kleiner und werden besser durchlüftet, trotzdem zeigt sich nur zu Beginn ein sehr großer Unterschied in der Atmungsaktivität.

<sup>3</sup> Doedens (2003)

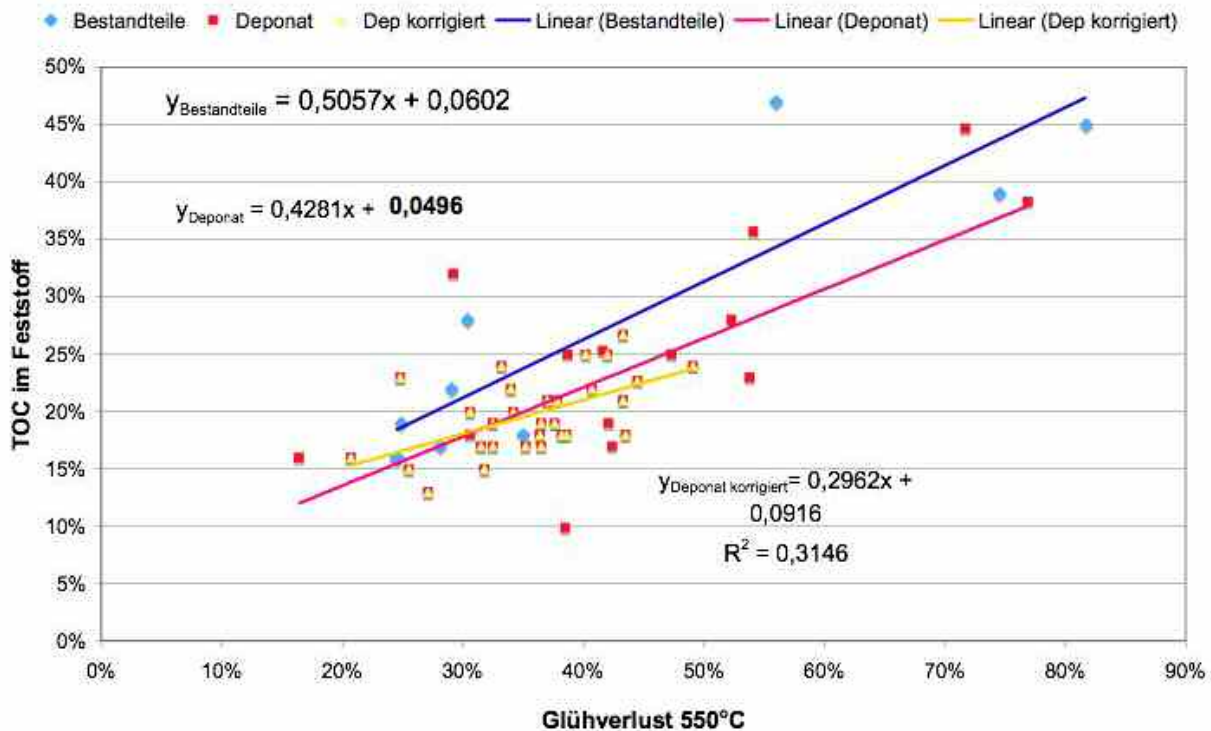


**Abbildung 2** Verlauf der Atmungsaktivität in 4 Versuchsmieten mit feinkörnigem Depo-  
nat 0-25 mm aus 2 Herkunftsgebieten

Die Untersuchung KW 10 zeigt nach 75 Tagen Rotte einen Punkt, der im Bereich des Verlaufs der Miete „fag“ liegt und danach 158 Tage benötigen würde, um den Grenzwert zu unterschreiten. Es scheint so, als dass der Abbau einfach ausreichend Zeit benötigt (bei grober Mietenstruktur ohne künstliche Belüftung 110 – 160 Tage ?). Dies gilt es genauer und reproduzierbar zu untersuchen.

#### 2.4.5 Glühverlust

Der Glühverlust ist im Labor einfach und gut reproduzierbar zu bestimmen. Das Depo-  
nat besteht aus den inerten/mineralischen Bestandteilen (Asche) sowie den „organi-  
schen Bestandteilen“ Kohlenstoff, Wasserstoff, Sauerstoff, Stickstoff, Phosphor sowie  
Schwefel, Chlor etc. soweit sie bei 550 °C entweichen.



**Abbildung 3** Zusammenhang zwischen Glühverlust und TOC

Das Analysenlabor findet vereinzelt mehr Kohlenstoff als überhaupt als Glühverlust entweicht. Überraschenderweise war der Glühverlust bei allen Kunststoffproben deutlich unter den zu erwartenden 85-95 %. Dies verdeutlicht die negative Veränderung der Kunststoffqualität bei der „Mischabfallsammlung“ und spricht gegen die stoffliche Verwertung beim System „Gelb in Grau“. Der biologische Abbauprozess ist sehr gut mit dem Glühverlust nachzuvollziehen. Für die Miete GB entwickelt der Glühverlust (GV) sich z.B. nach der Gleichung

$$GV = 0,5972 e^{-0,0032 \times \text{Rottedauer}}$$

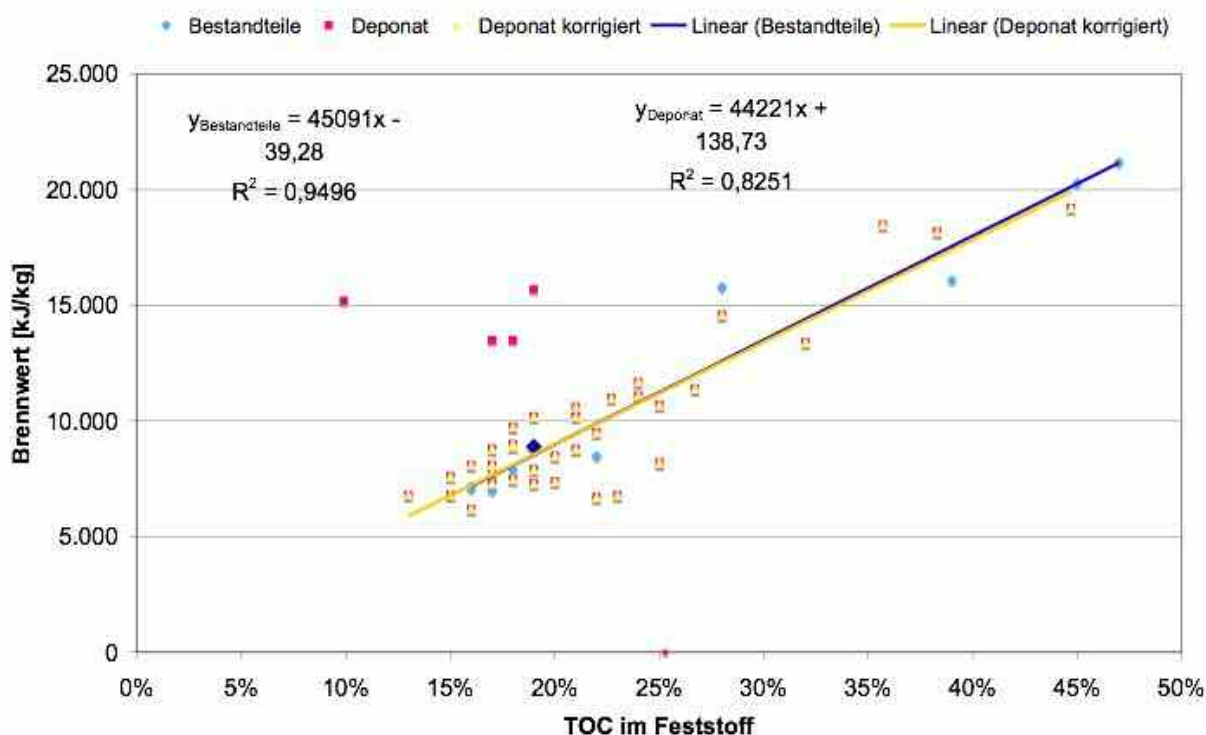
(Rottedauer 30 bis 270 Tage) Die Miete „GB fag“ zeigt den gleichen Verlauf, wogegen die Mieten Leer zu Beginn eine deutlich stärkere Abnahme zeigen. Festzuhalten bleibt, dass der Glühverlust zu Beginn um die 55 TM.-% und am Ende der Rottezeit zwischen 20 und 35 TM.-% liegt.

#### 2.4.6 Kohlenstoffgehalt und Brennwert

Das Inventar der Input- und Outputströme bei den Rotteversuchen wird bilanziert. Sowohl der Energiegehalt als auch der Kohlenstoffgehalt im Ablagerungsprodukt werden durch den Aufbereitungsprozess bestimmt. Die Korrelation der Werte für einzelne Bestandteile (Kunststoff, Holz, Papier, feinkörniges) stimmt mit derjenigen aus den vielen Werten für den Deponatzustand überein (vgl. Abb.4).

**Tabelle 3** Ausprägung Glühverlust, Kohlenstoff (TOC im Feststoff TM) und Brennwert von Bestandteilen

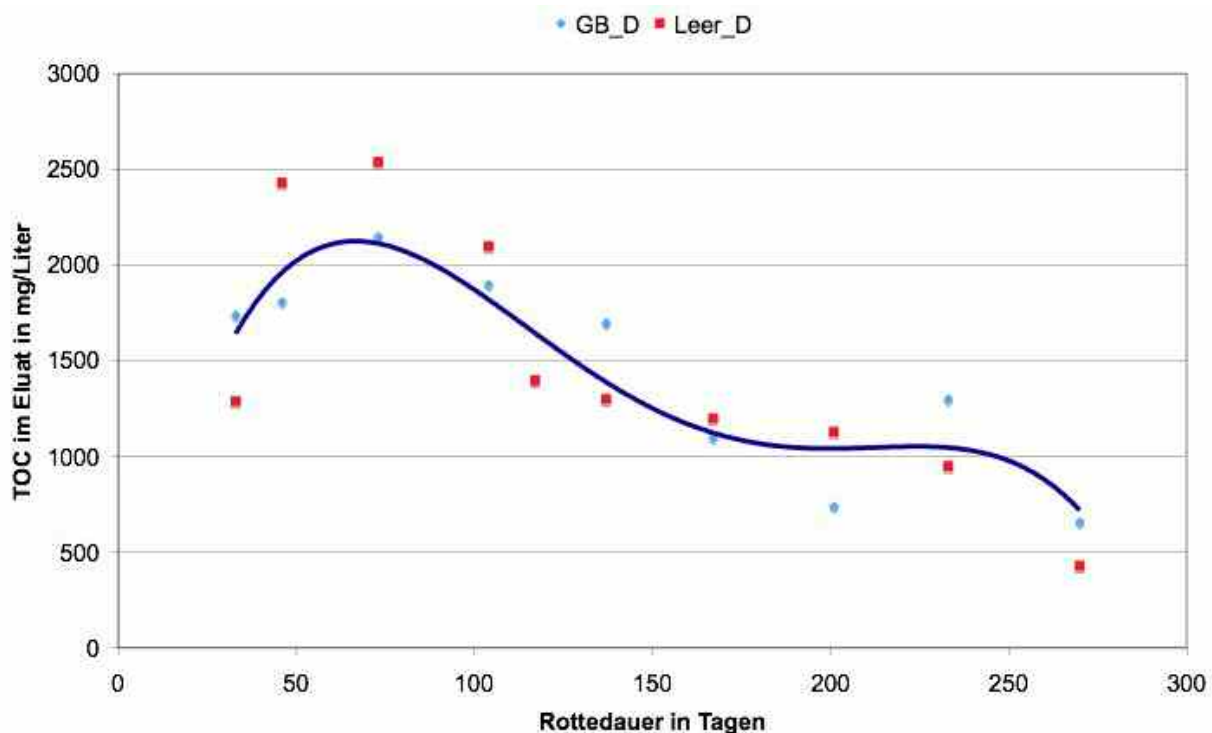
	GV	TOC i.F.	Ho	
<b>Kunststoff</b>	81,8%	47,7%	25.900	20,3 - 29,6 MJ/kg
<b>Fasrig</b>	61,4%	36,0%	17.325	14,9 - 21,2 MJ/kg
<b>Holz</b>	75,1%	42,0%	17.400	16,1-18,7 MJ/kg
<b>FEIN [116d]</b>	33,6%	24,0%	11.770	9,8-13,5 MJ/kg
<b>FEIN [270d]</b>	26,9%	19,7%	7.767	7,1-7,9 MJ/kg

**Abbildung 4** Zusammenhang zwischen Kohlenstoffgehalt und Brennwert einzelner Abfallbestandteile sowie von Deponat im Rotteverlauf als Ergebnis der Laboruntersuchungen für Versuchsmieten

Als Ergebnis ist festzuhalten, dass das Rotteendprodukt selbst nach 270 Tagen noch einen Brennwert von über 7 MJ/kg aufweist. Es ist also nur möglich durch Inert-Bestandteile wie Glas, KSP den Grenzwert von 6.000 kJ/kg zu realisieren. Kunststoffe erhöhen überproportional den Kohlenstoffgehalt im Deponat, verhalten sich aber vermutlich wie Inertstoffe in der Deponie. Der Nachweis, in welchen Zeiträumen Kunststoffe biologisch abgebaut und welche Emissionen die Folge sind, liegen dem Verfasser nicht vor. In der Tabelle 3 sind einige Ausprägungen der Parameter, welche für die Simulation benötigt werden, aufgeführt.

### 2.4.7 TOC im Eluat

Die praktische Erfahrung mit der MBA-Technik zeigt, dass bei reinen Rottesystemen es sehr schwer ist, den Grenzwert von 300 mg/Liter in kurzer Zeit zu erreichen. Nach der Intensivrotte erfolgt ein Anstieg der nur langsam entsprechend dem Abbau reduziert wird. Die Feinmieten zeigen, dass bei besserer Belüftung ein tieferes Niveau von 210 bzw. 310 erreicht wird. Auch hier zeigt sich der Zeitbedarf für den Abbau und die Notwendigkeit einer systematischen Reihenuntersuchung über den Prozessablauf.

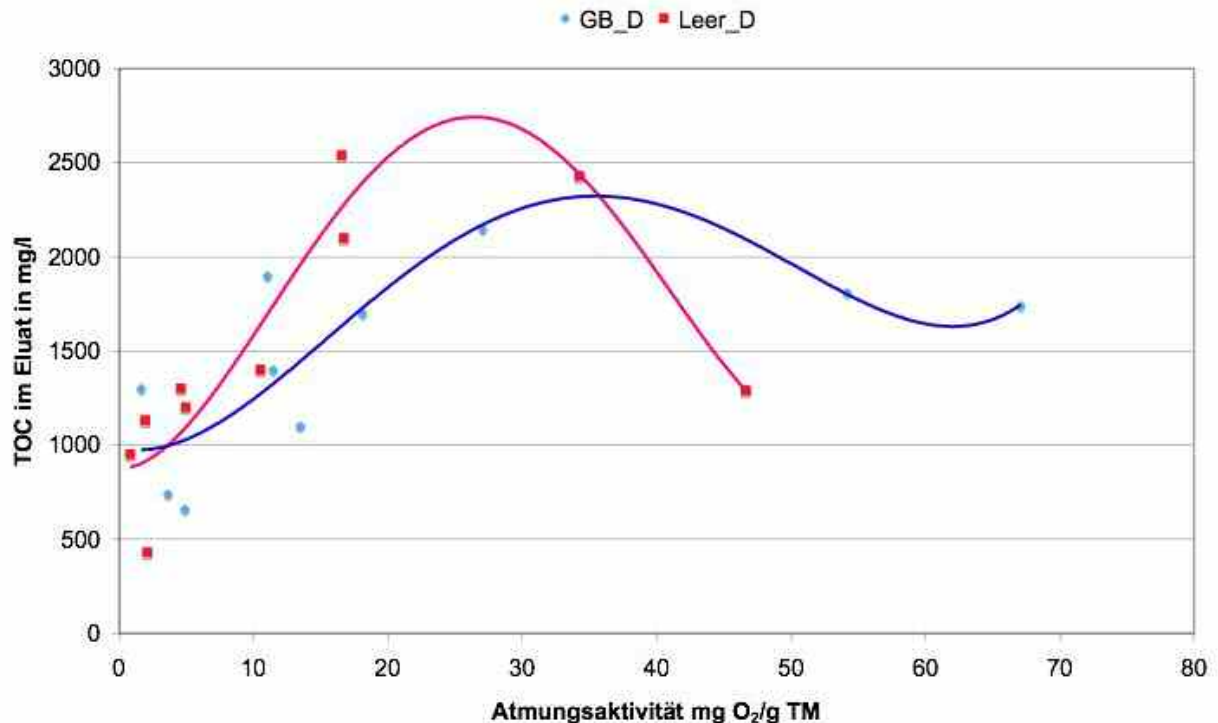


**Abbildung 5** Zusammenhang zwischen Rottedauer [d] und TOC im Eluat [mg/l] für zwei Mieten unterschiedlicher Herkunft und Verarbeitung

**These:** Thermisch aufgeschlossener Klärschlamm bei Temperaturen  $>55^{\circ}\text{C}$  lässt sich verhältnismäßig schlecht entwässern.<sup>4</sup> In den Mieten haben über lange Zeitabschnitte hohe Temperaturen um die  $50^{\circ}\text{C}$  geherrscht. An den Feinkornoberflächen sind Anhaftungen von Mikroorganismen (MO) und Abbauprodukten, die durch Scherkräfte beim Eluierprozess abgelöst werden, vorhanden. Es dauert sehr lange bis alle diese Stoffe zersetzt sind, oder sie müssen durch Adsorptionskräfte so fest an das Feinkorn gebunden sein, dass sie nicht beim Eluierprozess abgelöst werden können. Auch der Anteil von anorganischem Kohlenstoff beeinflusst das Wertenniveau. Bei anaeroben Verfahren werden deutlich geringere TOC-Werte im Eluat gemessen, da hier andere Temperaturbedingungen vorliegen und die thermische Anhaftung nicht erfolgt, sind diese Stoffe

<sup>4</sup> Erfahrung aus Klärschlammuntersuchungen, siehe Diplomarbeit Kessler, FH Bingen (2007)

hier scheinbar dem Abbau in der wässrigen Phase leichter zugänglich. Inwieweit mit den höheren Eluatwerten der Rotte eine Umweltwirkung verbunden ist und wie diese „Anbackvorgang“ unterbunden werden kann, ist m.e. noch nicht für diese Matrix untersucht.



**Abbildung 6** Zusammenhang zwischen der Atmungsaktivität [mg O<sub>2</sub>/g TM] und TOC im Eluat [mg/l] für zwei Versuchsmieten aus 257 Mg und 156 Mg Input

### 3 Stoffstrom

#### 3.1 Bilanz

Im Vortrag wird ein Sankey-Diagramm zum Stofffluss gezeigt.<sup>5</sup>

Etwa 111 Mg (43 % FM-Input) wurden als rottefähig ermittelt, davon sind ca. 71 Mg abbaubare oTS, die etwa zu zwei Drittel leicht abbaubar sind. Davon finden wir 6,7 Mg im Deponat. Der Ascheanteil im Rottefähigen von 39,9 Mg wird mit 21,3 Mg zur MVA (hwR) und mit 18,6 Mg ins Deponat geschleust.  $18,6 + 6,7 = 25,3$  Mg bezogen auf die FM-Input ergeben 9,8 % Rottefähiges im Deponat (vgl. Tab. 4). Als Rotteverlust sind 42,5 Mg oTS entspr. 16,5 % des FM-Inputs entwichen. An Wasser sind 47,2 Mg (48,3 %) zuzüglich 49,8 Mg extern zugeführtes Wasser, also insgesamt 97 Mg über den Luftpfad ausgetragen worden.

<sup>5</sup> Kann beim Verfasser angefordert werden

**Tabelle 4** Wesentliche Stoffströme Miete Leer bezogen auf FM-Input 257,4 Mg

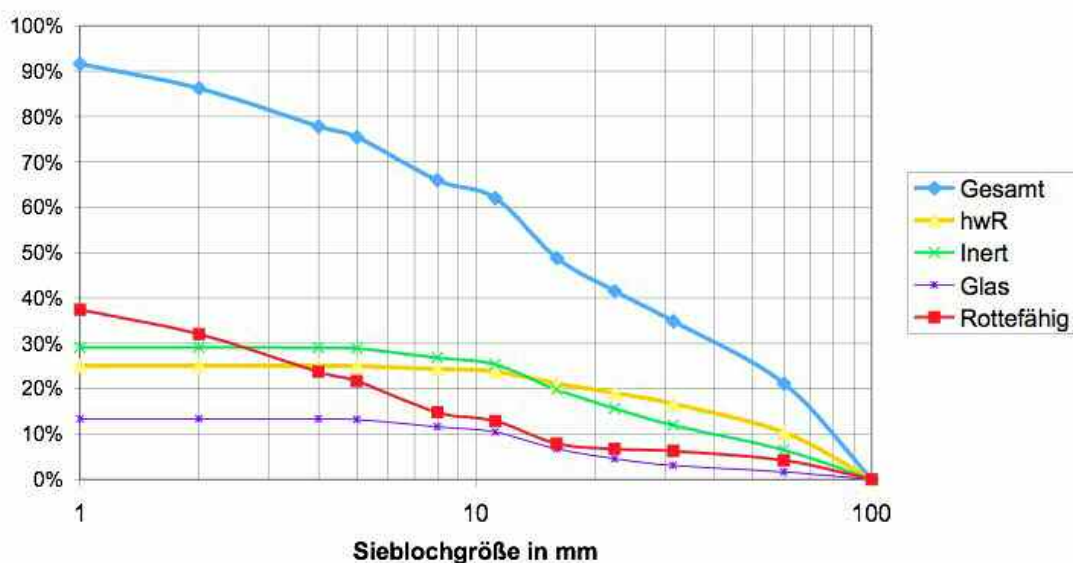
TM	Inert	hwR	rottefähig	Wasser	FM	TM
INPUT	6,2%	12,8%	43,0%	38,0%	100%	62,0%
MVA hwR	3,5%	12,2%	16,7%	12,8%	45,2%	32,4%
Deponat	2,7%	0,6%	9,8%	6,8%	20,0%	13,2%
Rotteverlust	0%	0%	16,5%	18,3%	34,8%	16,5%
Rel. RV			38,4%	48,3%		

Der Abfall „Leer“ besteht aus ca. 25 % Asche, 37 % Organik und 38 % Wasser. Lediglich 7,7 Mg also 3 % des Inputs oder 8,1 % der Organik finden sich im so aufbereiteten Deponat. Es wird zuviel Anorganisches in das Heizwertreiche verschleppt, das besser zu deponieren ist. Insofern gilt es die Abtrennung des Heizwertreichen zu optimieren.

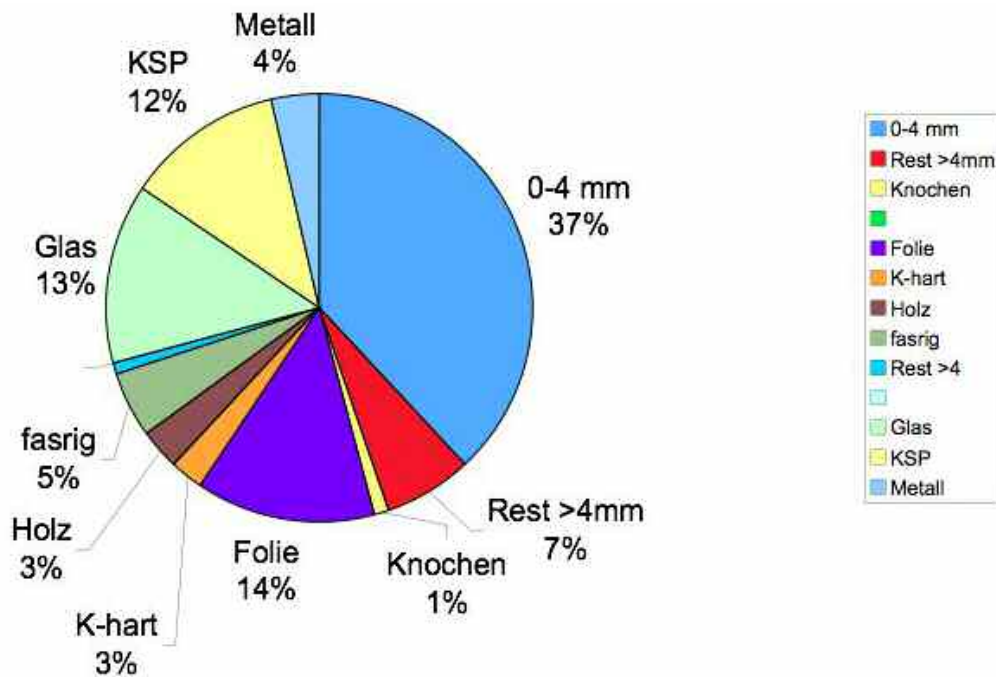
Biologisch abgebaut werden regenerativ kohlenstoffhaltige Bestandteile. Eine optimale Prozessführung beeinflusst insofern nicht nachhaltig die CO<sub>2</sub>-Bilanz. Wichtig ist, dass die fossilen kohlenstoffhaltigen Bestandteile einer energetischen Nutzung zugeführt und nicht deponiert werden.

### 3.2 Kornverteilung und Zusammensetzung

Die feuchten Proben wurden auf einer Doppeldecksiebmaschine in Fein (0-5mm), Mittel (5-15mm) und grob (> 15 mm) gesiebt, danach bei 105 °C getrocknet und in einem Siebturm mit 10 Sieben fraktioniert. Jede Fraktion wurde getrennt sortiert.

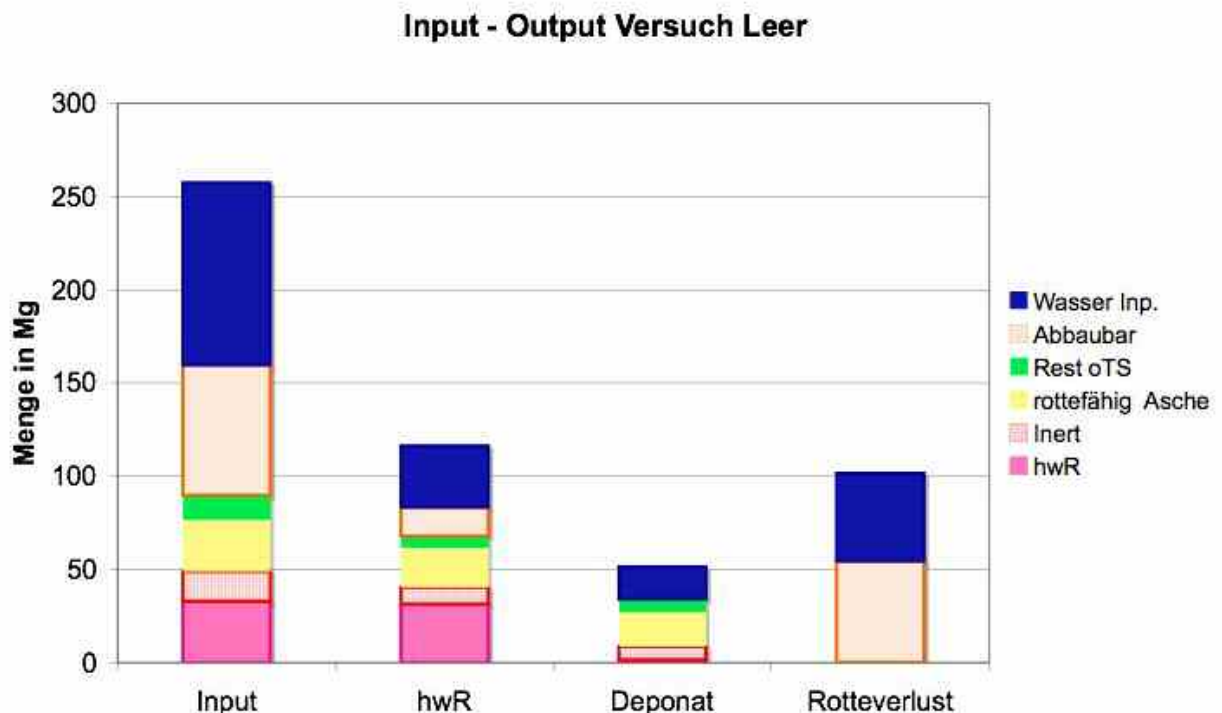
**Korngröße und Rückstand-Summenlinien NEU-MGB****Abbildung 7** Beispiel für Kornverteilung einer Betriebsmiete





**Abbildung 8** Beispiel Zusammensetzung einer Betriebsmiete Trockenmasse

Bei den Proben aus den Betriebsmieten wurde vor der Aufgabe auf das Doppeldecksieb eine Fraktion 31,5 bis 60 mm sowie eine zweite > 60 mm sortiert und danach die aussortierten Bestandteile getrocknet. Während eine Probe aus den Feinkornmieten (0-25 mm) ca. 9 kg umfasste, waren aus den Betriebsmieten ca. 100 kg je Probe zu verarbeiten.



**Abbildung 10** Bilanzierung der Bestandteile „Rottefähig“ Versuch Leer

### 3.3 Simulation des Prozesses

Die Ergebnisse erlauben ein Simulationsmodell mit dessen Hilfe der Einfluss der Inputzusammensetzung, die Variation der Prozessparameter und die Ausschleusung heizwertreicher Bestandteile auf die Deponatqualität untersucht werden kann.

Die Einbaudichte FM auf der Grundlage der Zusammensetzung und Kompaktdichten wird mit  $1,34$  bis  $1,46 \text{ Mg/m}^3$  errechnet und stimmt recht gut mit Laborergebnissen von Dr. Entenmann, IGB Oldenburg überein. Dieser hat für das gewöhnliche Deponat aus Wilsum Trockendichten zwischen  $0,78$  und  $0,86 \text{ Mg/m}^3$  gemessen.

## Simulationsmodell MBA Wilsum

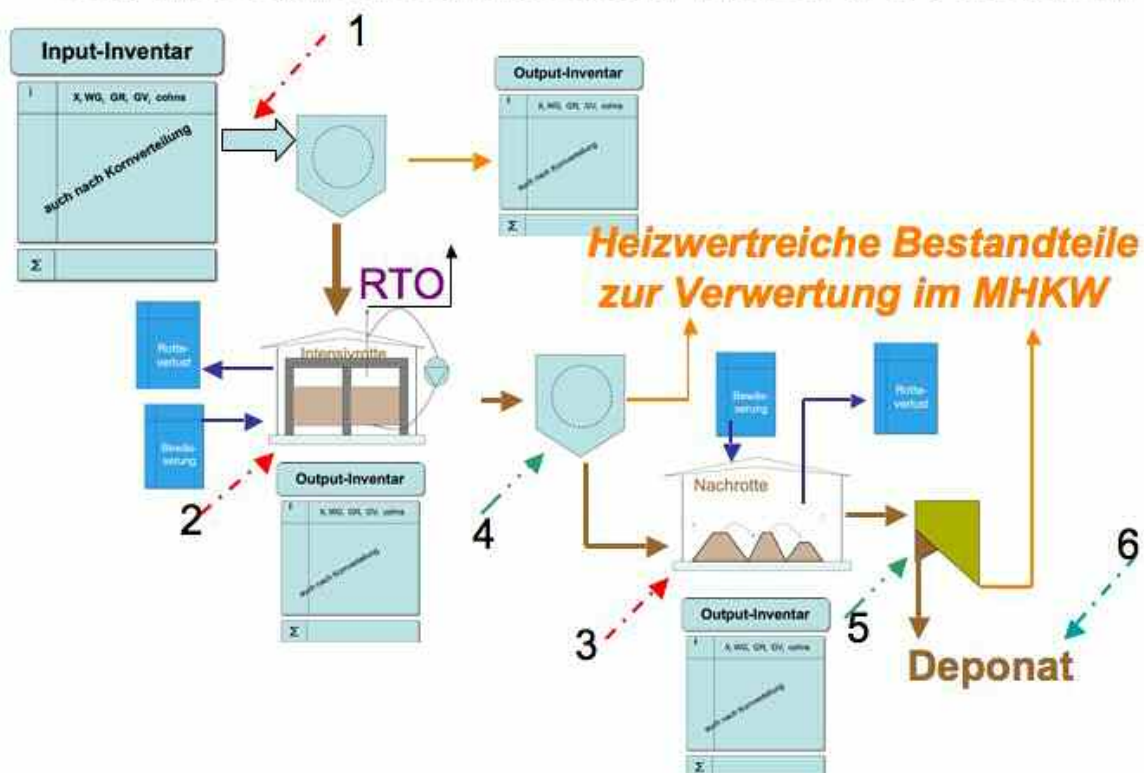


Abbildung 11 Schema zum implementierten Simulationsmodell auf Excel

## 4 Systemwertung

Die Erfahrungen aus Wilsum in Verbindung mit einem günstigen Preis für die Entsorgung der Siebüberläufe lassen eine Aufbereitung zu Sekundärbrennstoffen betriebswirtschaftlich nicht sinnvoll erscheinen. Die Einhaltung der Ablagerungskriterien erfordert eine ausreichend groß bemessene Intensivrotte und ausreichend überdachte Nachrotteflächen. Bei letzteren ist zu bedenken, dass nur bei geeigneten Windverhältnissen umgesetzt werden kann, ohne die Nachbarschaft zu belästigen. Im Siebüberlauf zum MHKW befinden sich zu viele Inertstoffe und im Deponat zu viele heizwertreiche

Bestandteile. Die Zerkleinerung muss selektiv harte inerte Stoffe zerkleinern, Kunststoffe sind möglichst groß zu belassen. In der ersten Trennstufe genügt eine Siebung bei deutlich über 100 mm, aber nach der Rotte müssen Folien und heizwertreiche Bestandteile durch Sieb/Sichter-Kombinationen abgetrennt werden. Die Intensivrotte verfügt über keine Möglichkeit die Umluft zu kühlen, in der Nachrotte fehlt ein wirksames, rationelles Bewässerungssystem. Der Rotteprozess kann verbessert werden.

Die betriebswirtschaftliche Analyse zeigt, dass das vorhandene Deponierestvolumen am Standort Wilsum und die fehlende Rückstellung eine Alternative zum derzeitigen Betrieb nicht erlaubt. Jede weitergehende Optimierungsmaßnahme, wie z.B. die Errichtung einer Vergärungsstufe ist nur zu rechtfertigen, wenn die Durchsatzmengen dadurch erhöht und zusätzlich Fremdmengen akquiriert und vertraglich gebunden werden können.

## 5 Zusammenfassung

Der Vergleich Abfallverbrennung (z.B. Besuch Anlage Mainz) mit der MBA durch die Studierenden hat bei diesen die einstimmige Einschätzung zur Folge, dass die verbrennungstechnische Lösung die überzeugendere ist. Vor 10 Jahren war die Meinung der Studierenden umgekehrt. Insbesondere die Arbeitsbedingungen in MBA-Anlagen werden kritisch beurteilt. Einfache wirksame und zuverlässige Systeme sind hier gefragt. Die MBA-Technik hat im ländlichen Raum mit ausreichendem und geeigneten Deponieraum ihre Berechtigung, sofern sie deutlich preiswerter als die Abfallverbrennung ist.

Die Notwendigkeit der Homogenisiertrommel in der Mechanik in Wilsum konnte nicht belegt werden, sie ist nun kurzgeschaltet. Die Einhaltung der Ablagerungskriterien erfordert sorgfältiges Arbeiten, dazu ist eine Bewässerungsanlage in der Nachrotte zu installieren. Der grobe Siebschnitt bei 100 mm hat sich für die Luftversorgung der Mieten als vorteilhaft gezeigt. Zusätzliche Rottekapazitäten sind notwendig, um Nachbarschaftskonflikte zu vermeiden und den Rotteprozess optimaler zu fahren. Die Optimierung der Abtrennung heizwertreicher Bestandteile erscheint geboten. Die Probenahme und Probenvorbehandlung aus einem grobkörnigen Haufwerk hat darauf abgestimmt zu erfolgen. Hierzu werden derzeit Versuche gefahren. Die Überwachung der Ablagerungsqualität könnte mittelfristig für entsprechende Anlage deutlich vereinfacht und ca. 1,5 Euro pro Tonne dadurch eingespart werden. Dieser Betrag über 15 Jahre addiert, wäre in einer Anlagenverbesserung „nachhaltiger“ investiert. Notwendig ist auch die weitergehende Untersuchung und Bewertung der Luftführung und Abluftbehandlung.

Der Betrieb einer feinkörnigen Tafelmiete 0-25 mm mit natürlicher Belüftung hat sich als schwierig bezüglich der Luftversorgung herausgestellt. Lediglich 3-5 Vol.-% Sauer-

stoff konnte in der Miete gemessen werden. Der Abbau dauerte mit 270 Tagen viel zu lange. Auf der Grundlage der Sieb- und Sortieranalysen über den gesamten Rotteverlauf kann der Stofffluss reproduzierbar verfolgt werden. Von ursprünglich 54 Mg Kohlenstoff im Input der Miete Leer befinden sich am Ende noch ca. 6 Mg im Deponat, ca. 36 Mg im MHKW und der Rest (34 Mg) ist als Kohlendioxid in die Atmosphäre entwichen. Von 27 kg/E/a Glas werden 20 kg/E/a getrennt gesammelt, 7 kg sind im RHM aus Leer und 4 kg gelangen auf die Deponie und 3 kg in das MHKW. Die Getrenntsammlung von voluminösen Kunststoffen, Papier ist nachhaltig und entlastet die MBA. Der Anteil nicht abbaubarer Kunststoffe u.ä. heizwertreicher Bestandteile ist mit ca. 15 % in der TM entspr. 30 kg/E/a aus dem Lk. Leer erheblich. Der Heizwert des Abfalls wird mit ca. 8,2 MJ/kg errechnet.

## 6 Literatur

- |                               |      |  |
|-------------------------------|------|--|
| Kühle-Weidemeier, M. (Hrsg.); | 2004 | Abfallforschungstage 2004. Auf dem Weg in eine nachhaltige Abfallwirtschaft. Cuvillier Verlag, Göttingen, ISBN 3-86537-121-3.  |
| Stockinger, Doedens, Mähl     | 2003 | Praktische Erfahrungen der MBA aus der Umsetzung AbfAbIV, 30. BImSchV. Seite 161 – 169. Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft, Münster, Band 6 ISBN 3-9806149-5-6 |
| Grundmann et. al.             | 2006 | Tagungsunterlagen Internationale 6. ASA-Abfalltage Mechanisch biologische Restabfallbehandlungsanlage MBA in Bewahrung. Verlag ORBIT e.V., Weimar, ISBN 3-935974-08-6  |
| Scheffold, K.                 | 2007 | Untersuchungsbericht zur Schwachstellenanalyse. FH Bingen, Studiengang Umweltschutz (nicht veröffentlicht)   |

### Danksagung

Dem AWB Grafschaft Bentheim und den Mitarbeitern in der MBA sowie den Studierenden im Studiengang Umweltschutz im Semester U4 2006 sei an dieser Stelle für die gute Zusammenarbeit und Unterstützung gedankt.

### Anschrift Verfasser

Prof. Dr.-Ing. Dipl.-Ing. Techn. Umweltschutz Karlheinz Scheffold  
 University of Applied Science Bingen Studiengang Umweltschutz im FB1  
 Berlinstr. 109; D-55411 Bingen  
 Telefon +49 211 40 10 55 od. +49 6721 409285  
 Email: [kscheffo@fh-bingen.de](mailto:kscheffo@fh-bingen.de)  
 Website: [www.fh-bingen.de](http://www.fh-bingen.de)

# Optimierung des Betriebes der MBA Schwanebeck

Matthias Kleinke

Abfallbehandlungsgesellschaft Havelland mbH, Nauen

## Optimisation of the MBT Schwanebeck

### Abstract

After the completion of the MBT Schwanebeck on 01/06/2005 its capacity was noticeably expanded. In the course of the expansion process and also during the operation time of two years by now numerous actions were implemented to increase the operating safety of the plant and to control the stability of treatment costs. This paper reports about the actions for optimisation and their impact on the energy demand.

### Zusammenfassung

Die MBA Schwanebeck wurde nach ihrer Fertigstellung zum 01. 06. 2005 noch einmal in ihrer Kapazität deutlich erweitert. Im Zuge dieses Erweiterungsprozesses und auch im nunmehr fast zweijährigen Betrieb der Anlage wurde eine Vielzahl von Maßnahmen durchgeführt, die die Betriebssicherheit der Anlage erhöhen und einen Einfluss auf die Stabilität der Kosten der Behandlung haben. Im Beitrag soll über die durchgeführten Optimierungsmaßnahmen berichtet und deren Auswirkungen auf den Energiebedarf aufgezeigt werden.

### Keywords

Mechanisch-biologische Abfallbehandlung, Siedlungsabfall, Optimierung, Anlagenkonzeption, Energiebedarf, Klimaschutz

## 1 Mechanisch-biologische Abfallbehandlung im Havelland

Bereits die im Jahr 1998 am Standort Schwanebeck in Betrieb genommene Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage sollte eine Deponieraum sparende Entsorgung im Landkreis Havelland sicherzustellen und klimarelevante Emissionen minimieren. Die genehmigte Kapazität der Anlage betrug 29.000 t/a. Nach einer mechanischen Vorbehandlung erfolgte die Rotte in statischen Mieten nach dem Kaminzugverfahren auf einer gedichteten Asphaltfläche. Der stabilisierte und so in Volumen und Masse reduzierte Abfall wurde anschließend auf die Deponien des Landkreises verbracht. Errichtung und Betrieb dieser Anlage führten zu einer Reihe von wertvollen Erfahrungen, die sich bei der Planung und im Betrieb der Folgeanlage am Standort als überaus nützlich erwiesen.

Die mit dem 1. Juni 2005 in Kraft tretenden gesetzlichen Änderungen, die zu deutlich höheren Anforderungen im Bereich des Emissionsschutzes führten, ließen einen Weiterbetrieb der Anlage in ihrer damaligen Form nicht zu. So wurde 2002 mit den planerischen Vorarbeiten für eine Erweiterung der Anlage gemäß der geänderten Anforderungen begonnen. Nach Planung, Genehmigungsverfahren und europaseitiger Aus-

schreibung begannen die Maßnahmen zum Bau der neuen MBA Schwanebeck im Februar 2004. Für Planung und Baubegleitung der Anlage zeichnet eine Planungsgemeinschaft unter Beteiligung der Büros Horn & Müller, Berlin, Umtec, Bremen und IGW, Witzhausen verantwortlich. Die Anlagentechnik wurde von der Firma AMB realisiert.

Dieser erste Erweiterungsabschnitt konnte mit seiner geplanten Kapazität von 32.000 t/a am 01. 06. 2005 in den Volllastbetrieb gehen und leistet seitdem einen wichtigen Beitrag zur Entsorgungssicherheit im Landkreis Havelland (KLEINKE, 2005).

Bei der Planung und Umsetzung wurde auf eine zielgerichtete und einfache Verfahrensführung besonderen Wert gelegt. So wird die heizwertreichen Fraktion durch einen einfachen Siebschnitt > 80 mm nach der Zerkleinerung der Abfälle in einen Brecher abgetrennt. Eine weitere Aufbereitung hin zu einem hochwertigen Ersatzbrennstoff erfolgt am Standort, des vergleichsweise geringen Durchsatzes wegen, nicht. Der biologischen Behandlung dient ein zweistufiges Rotteverfahren. Die erste, intensive Stufe findet in Rottetunneln, die zweite auf einer überdachten Nachrottefläche statt. Zur Ein- und Auslagerung in die Rottetunnel kommt kein automatisches Ein- oder Austragssystem, sondern ausschließlich der Radlader zur Anwendung. Die Luft- und Prozesswasserführung wurde so angelegt, dass eine Mehrfachnutzung dieser Ressourcen realisiert ist. Zur Abluftreinigung diente eine zunächst zweilinige RTO. Anfallendes Prozesswasser wird gemeinsam mit dem Sickerwasser der am Standort befindlichen Deponie zur Befeuchtung des Abfalls in den Intensivrottetunneln verwendet. Abwasser, das extern entsorgt werden muß, entsteht im Normalbetrieb nicht.

Auf der Grundlage einer längerfristigen Bindung von zusätzlich 40.000 t/a mechanisch bereits vorbehandelter Siedlungsabfälle wurde im August 2005 mit dem Bau der 2. Erweiterungsstufe begonnen. Zur ausschließlich biologischen Behandlung dieser Abfälle wurde die biologische Kapazität der Anlage etwas mehr als verdoppelt. So erhöhte sich die Anzahl der Intensivrottetunnel von 20 auf 40. Die überdachte Nachrottefläche wurde von 5.000 auf 11.000 m<sup>2</sup> erhöht.

Am 01. 06. 2006 ging auch die 2. Erweiterungsstufe in den Volllastbetrieb. Diese Erweiterung bot die Möglichkeit, die Systeme des Luft- und Wasserkreislaufes nicht nur schlicht zu doppeln, sondern durch eine Reihe von Optimierungen effizienter und den Verfahrensablauf so sicherer zu gestalten. Beide Anlagenteile laufen seit ihrer Inbetriebnahme ohne gravierende Störungen, die die Entsorgung der anfallenden Abfallströme in Frage gestellt hätten. Den Anforderungen der Abfallablagereverordnung konnte die Anlage durchgängig mit der Einhaltung dieser geforderten Parameter gerecht werden.



**Abbildung 1** Erweiterte MBA Schwanebeck, Blick auf die Abluftreinigungsanlage

## 2 Zielstellung einer Optimierung

In Anlehnung an die Eckpunkte der Nachhaltigkeit fallen bei übergreifender Betrachtungsweise auch bei dieser Anlagenoptimierung sowohl ökonomische als auch ökologische und soziale Zielstellungen ins Auge.

Erstes Ziel ist die Sicherstellung eines ordnungsgemäßen Betriebes und damit verbunden die verlässliche Einhaltung der Emissionsgrenzwerte sowohl im Abluftstrom als auch über die Einhaltung der Ablagerungskriterien (ABFABLV, 2001). Verbunden damit ist die Sicherung der Entsorgung der Abfälle des Havellandes und darüber hinaus. Durch die Einsparung von Ressourcen lassen sich Kosten verringern, was zur Gebührenstabilität in der Region beiträgt.

Wie lassen sich nun diese übergeordneten Ziele konkret durch eine Anlagenoptimierung erreichen? Zunächst kann die Erhöhung der Anlagenkapazität zu einer besseren Ausnutzung von Maschinen und Personal führen und hilft somit, die spezifischen Kosten für die Behandlung zu senken. Dieser Umstand war jedoch der grundsätzliche Hintergrund für eine Entscheidung zur Erweiterung und soll somit nicht im Mittelpunkt der weiteren Betrachtung stehen.

Optimiert wurde jedoch die Effektivität des Einsatzes der vorhandenen Abluft, was zu geringeren spezifischen zu reinigenden Abluftmengen führt und somit zu einer Einsparung von Energieressourcen sowohl im Bereich der Elektroenergie als auch des einzusetzenden Stützgases in der RTO beiträgt. Durch die redundante Ausgestaltung von Anlagenteilen im Prozesswassersystem sowie in der Abluftreinigung kann die Betriebssicherheit deutlich erhöht werden. Ausfallzeiten werden vermindert und notwendige Wartungsarbeiten können problemloser und ohne Störungen des Gesamtprozesses durchgeführt werden. Auch diese Optimierung spart zusätzliche Aufwendungen.

Begleitet wurden diese Maßnahmen durch eine ständige Verbesserung der Rotteführung durch das Betriebspersonal. Die im Zuge des Betriebes gesammelten Erfahrungen halfen, das Belüftungs- und Bewässerungsregime der Anlage immer weiter zu optimieren. Auch konnte auf Störungen des Anlagenbetriebes zunehmend schneller reagiert werden.

### **3 Umsetzung der Optimierungsmaßnahmen**

#### **3.1 Materialstrom**

Die ursprüngliche Planung zur Behandlung der Siedlungsabfälle des Landkreises Havelland sah eine zweite Siebstufe zur Abtrennung heizwertreicher Abfälle nach der Intensivrotte vor. Ein 40 mm Siebschnitt sollte nach der ersten Umsetzung der organischen Bestandteile die hochkalorischen Abfälle in der Größenklasse 40 – 80 mm abtrennen. Im Betrieb der Anlage zeigte sich jedoch, dass der heizwertreiche Anteil dieser Fraktion deutlich unter den Erwartungen lag. Zum anderen ließen erste Analysen im Bereich der Nachrotte den Schluss zu, dass die gröbere Struktur des Rottematerials zu einer verbesserten Durchlüftung der Mieten führt und somit den Umsetzungsprozess beschleunigt. Im Zuge des Betriebes wird nun auf die zweite Absiebung verzichtet, externe Entsorgungskosten werden gespart. Eine kritische Erhöhung des Kohlenstoffgehaltes im Feststoff konnte nicht festgestellt werden.

Im Zuge der Anlagenerweiterung musste die Führung des mechanisch bereits vorbehandelten Materialstromes neu gestaltet werden. Die bereits erfolgte intensive Aufbereitung des Materials mit einer Feuchte von ca. 35 % führt zu einer guten Wasseraufnahmefähigkeit des Abfalls. Um optimale Bedingungen für den aeroben Abbau zu schaffen, muss der Abfall vor dem Eintrag in die Rottetunnel bewässert werden. Hierzu wurde – den Materialeigenschaften angepasst – die Einfachlösung einer Sprühleiste zur Bewässerung installiert. Durch das Einsprühen von 7 - 10 m<sup>3</sup>/a Wasser in den fallenden Abfallstrom kann die Feuchte um bis zu 10 % erhöht werden. Gegenüber einer möglichen Verfahrensvariante mit einer Homogenisierungstrommel – die im Übrigen bei der Be-



handlung des Abfalls in der ersten Erweiterungsstufe hervorragende Dienste leistet – konnten so Investitions- und Betriebskosten eingespart werden.

### 3.2 Abluftstrom

Das Abluftsystem der MBA Schwanebeck ist so ausgelegt, dass die Abluft der Anlage einer Mehrfachnutzung unterliegt, bevor sie abschließend in der RTO-Anlage den Anforderungen der 30. BImSchV entsprechend gereinigt wird (30. BImSchV, 2001). Die in der Annahmehalle diffus und im Aufbereitungsteil der Anlage punktuell abgesaugte Luft wird mittels eines Staubfilters vorgereinigt und diente in der ersten Ausbaustufe im Zusammenspiel mit der aus dem Beschickungsgang der Intensivrotte abgesaugten Abluft vollständig zur Belüftung der 20 Rottetunnel. In den Rottetunneln ist die Luftführung so angelegt, dass ein Teil des zur Belüftung der Tunnel benötigten Luft im Kreislauf gefahren wird und nur so viel Frischluft zugeführt wird, wie für die aerobe Rotteführung erforderlich ist. Die installierte Lüftungstechnik versorgte die Rottetunnel zuverlässig mit Sauerstoff und war in der Lage, die erforderliche Wärmeabführung zu gewährleisten. Auch wurde eine kontinuierliche Absaugung der Annahme-/Aufbereitungshalle sichergestellt. Als ungünstig erwies sich, dass der konstant gehaltene Abluftstrom aus der Annahme-/Aufbereitung, der variable Bedarf der Rottetunnel und die geregelte Druckerhöhung vor der RTO sich gegenseitig in ihrem Regelmechanismus beeinflussten und es so zu einer Aufschaukelung der Abluftmengen kam, was einen hohen Energiebedarf im Besonderen bei der Reinigung der Abluft zur Folge hatte. Im Nachgang der Errichtung der zweiten Erweiterungsstufe wurde dieses System vereinfacht und die Anzahl der Steuergrößen minimiert. Durch die Einbindung von 10 weiteren Tunneln in das Nutzungsregime der abgesaugten Luft ist der Luftbedarf so groß, dass die Absaugung bedarfsgerecht gestaltet werden konnte. Die verbleibenden zehn Tunnel der zweiten Erweiterung werden ihren Anforderungen entsprechend direkt mit Frischluft versorgt. Der durch die vor der RTO befindlichen Verdichter herzustellende Unterdruck wurde angepasst. So konnten zwar nicht alle Systeme vollständig entkoppelt werden, ein variables Ankämpfen einzelner Verdichter gegeneinander wurde jedoch ausgeschaltet. Der mittlere spezifische Abluftstrom wurde deutlich verringert. Eine Energieeinsparung ist die Folge.

### 3.3 Wasserkreislauf

Die im Rahmen der Intensivrotte anfallenden Prozesswässer weisen einen beachtlichen Verschmutzungsgrad auf. Dies stellt hohe Anforderungen an die zu installierende Technik, führt aber auch zu erheblichen Aufwendungen im Bereich von Wartung und Instandhaltung. Zu unterstreichen ist jedoch, dass ein Ausfall dieses für Störungen anfälligen Systems und die damit verbundenen Defizite in der Bewässerung der Rotten zu fatalen Folgen im Prozess der Abfallstabilisierung führt und erhebliche Aufwendungen

bei der Wiederbefeuchtung nach sich zieht. Gegebenenfalls ist eine dann Verlängerung des Behandlungsprozesses erforderlich, um die vorgegebenen Ablagerungsparameter zu erreichen. Ein zusätzlicher Bedarf an Behandlungskapazitäten, Energie und Arbeitskräften ist die Folge. Im Zuge der Erweiterung der Anlage wurde es möglich, die Systeme des Prozesswasserkreislaufs redundant zu gestalten. So verfügt die Anlage nun über zwei Prozesswassertanks inklusive der erforderlichen Pumpen und Steuereinheiten. Deren Installation ist mit Hilfe eines zusätzlichen Armaturenschachtes so ausgelegt worden, dass alle Systeme sich gegenseitig ersetzen können und auch ein Umpumpen des Abwassers von einem in den anderen Tank möglich ist (Abb. 2). Zusätzliche Einspeisepunkte in das System wurden geschaffen, damit auch bei einem Totalausfall beider Prozesswasserpumpen oder der Steuerungseinheiten eine manuelle Bewässerung der Intensivrotten möglich ist. Die Betriebssicherheit der Anlage wurde dadurch erheblich verbessert.



**Abbildung 2** Ein zusätzlicher Armaturenschacht stellt die Redundanz der Anlagenteile zur Bewässerung sicher

## 4 Ergebnisse der Optimierung

Mit der Inbetriebnahme der 2. Erweiterungsstufe hat sich der Anlagendurchsatz planmäßig deutlich erhöht. Entsprechend stieg auch der Elektroenergiebedarf der MBA ab Juni 2006 zunächst sprunghaft an. Nach der Realisierung der Optimierung des Lüftungssystems und der damit verbundenen Einsparung an Verdichterarbeit konnte der Strombedarf wieder gesenkt werden (Abb. 3).

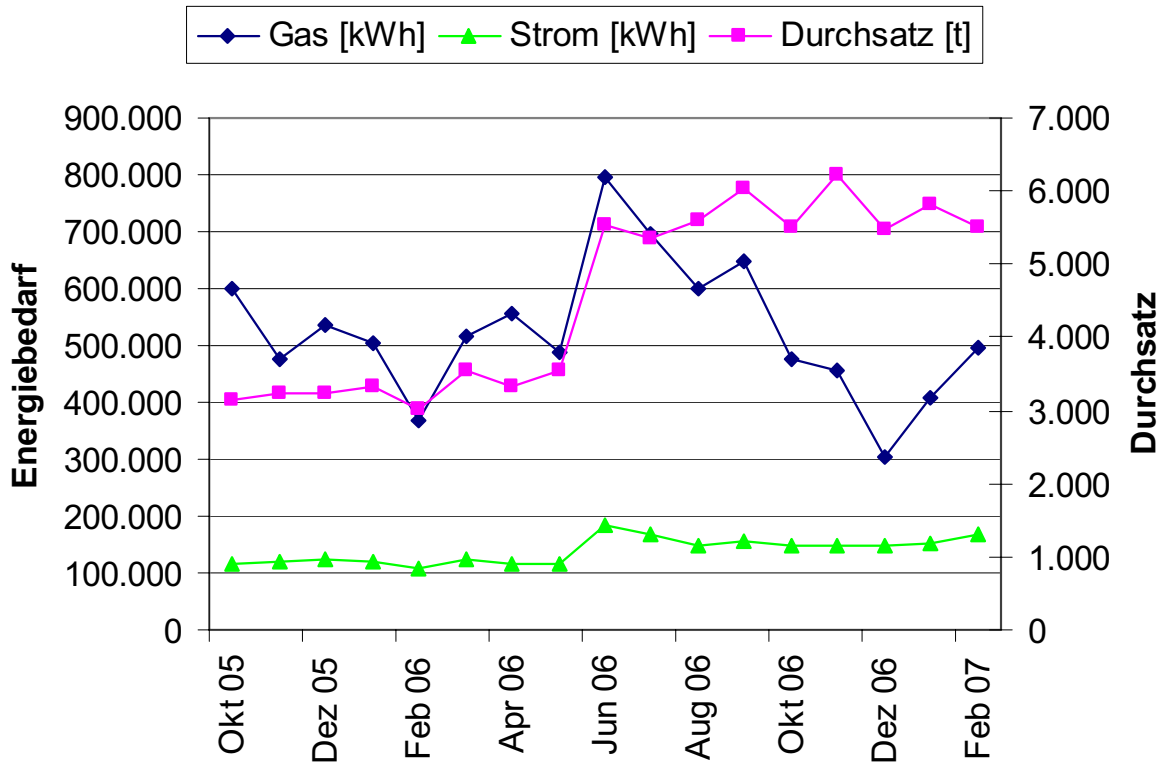


Abbildung 3 Energiebedarf und Durchsatz der Anlage

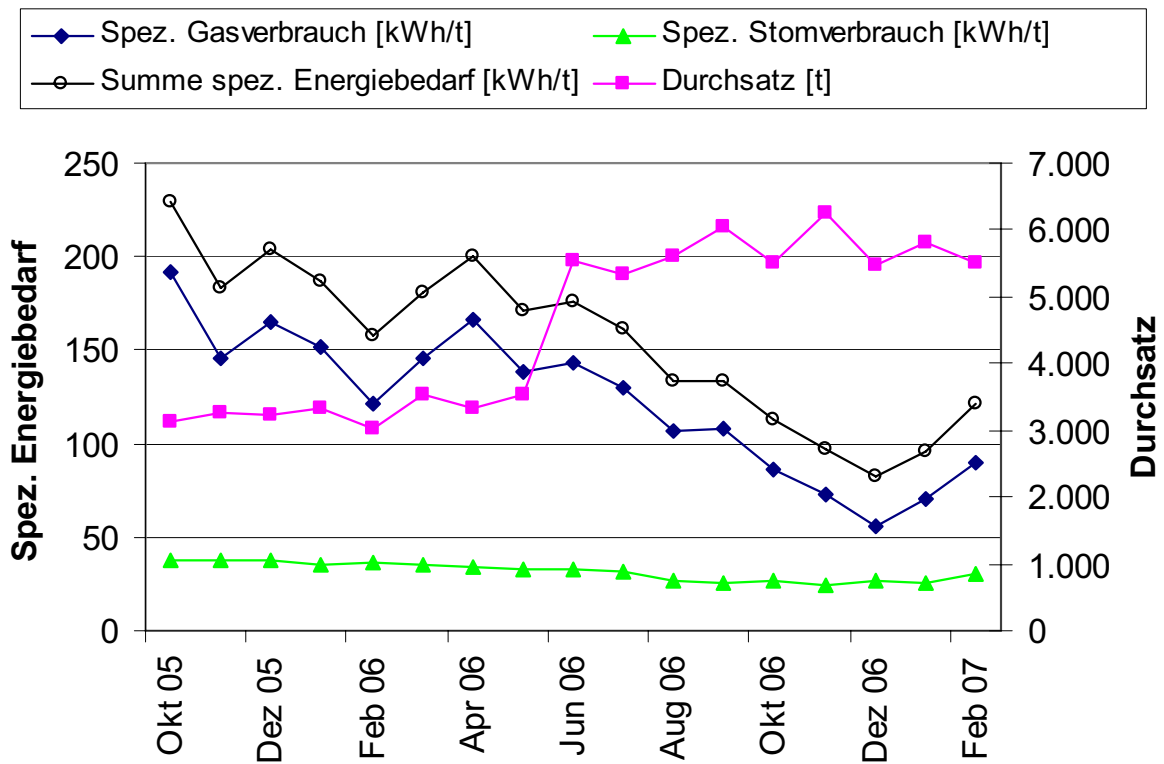
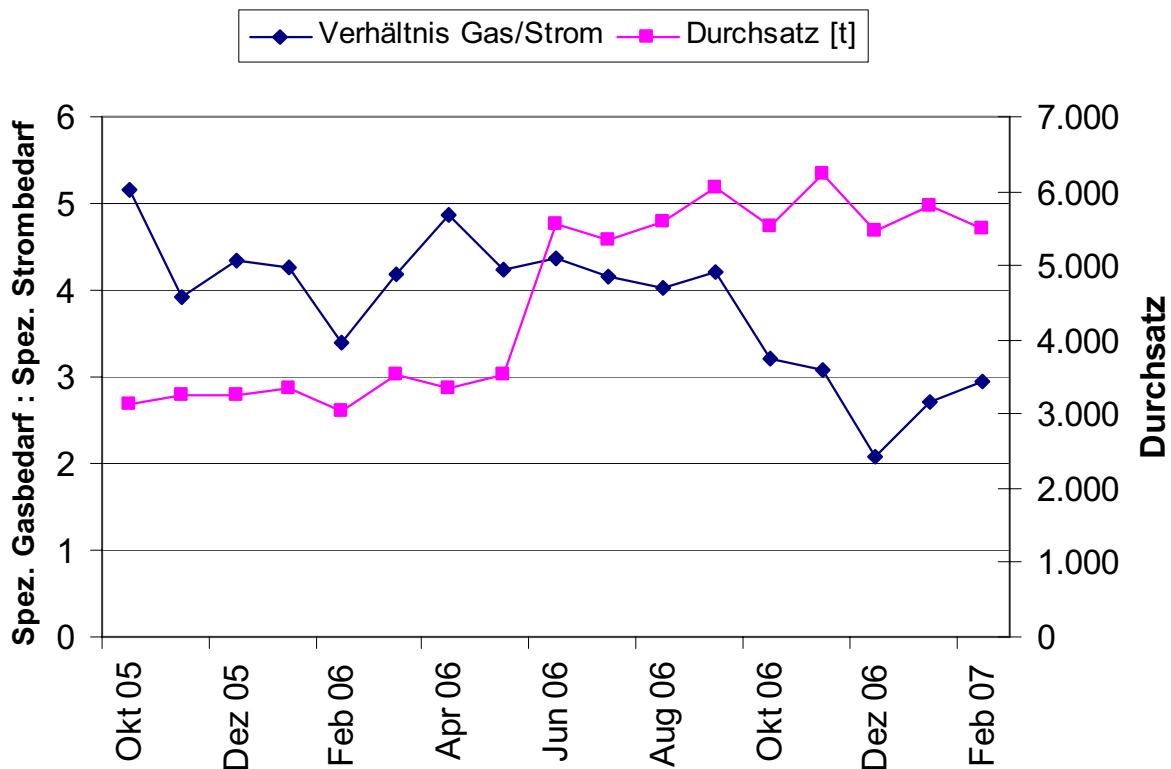


Abbildung 4 Spezifischer Energiebedarf und Durchsatz der Anlage

Noch deutlicher spiegelt sich das Einsparungspotential der Optimierung im Gasverbrauch der Abluftreinigung wider. Hier konnte sogar ein Niveau erreicht werden, das trotz deutlich gestiegenen Durchsatzes unter dem Gasverbrauch vor der Erweiterung liegt. Eingeflossen sind in die folgenden Betrachtungen nur der Gas- und Elektroenergiebedarf.

Da diese Betrachtungen nicht den Anspruch auf eine vollständige energetische Prozessbewertung erheben, konnte auf den Dieselbedarf hier verzichtet werden. Beeinflusst wird der Luftbedarf und damit auch die für die Ablufführung und Reinigung benötigte Energie jedoch durch eine Reihe von zusätzlichen Faktoren. Zu nennen sind beispielsweise die Außentemperatur oder auch die Abfallzusammensetzung. Der Wirkungsgrad der RTO und damit auch der Gasverbrauch sind stark von der Verblockung der dem Wärmeaustausch dienenden Keramikkörper mit Siloxanen abhängig. Auftretende Schwankungen im Bedarf können so erklärt werden.

Der spezifische Verbrauch an Strom und Gas je Masseinheit lassen diesen Trend noch deutlicher hervortreten (Abb. 4). Nach den im Sommer 2006 realisierten Änderungen im Abluftsystem konnte der spezifische Energiebedarf noch einmal deutlich gesenkt werden.



**Abbildung 5** Verhältnis Gas- zu Strombedarf und Durchsatz der Anlage

Ein Blick auf das Verhältnis der eingesetzten Energie in Form von, in der MBA Schwanebeck zumindest anteilig auf fossiler Herkunft beruhenden, Gases zum Betrieb der gesamten Anlage erforderlichen Elektroenergie macht deutlich, wie immens hoch der Internationale Tagung MBA 2007 [www.wasteconsult.de](http://www.wasteconsult.de)

Energiebedarf des Abluftreinigungssystems RTO ist (Abb. 5). Inwieweit dieser energieaufwendige Reinigungsprozess aus Sicht des Emissions- und damit Klimaschutzes sinnvoll ist, kann an dieser Stelle nicht beantwortet, soll jedoch mit Nachdruck in Frage gestellt werden. Sollten weiterführende Bilanzierungen zu tragfähigen Zweifeln in der Bewertung kommen, müssen die in Verordnungen manifestierten Festlegungen hinterfragt und notfalls geändert werden! Im Zuge der Optimierung der MBA Schwanebeck konnte das Verhältnis von Gas- zu Stromverbrauch der Gesamtanlage jedoch erfreulicherweise von etwa 5:1 auf ca. 3:1 verschoben werden.

## 5 Zusammenfassung

Die Erweiterung der MBA Schwanebeck bot eine gute Möglichkeit zur Optimierung und Anpassung der Anlagentechnik. Die Veränderungen in der Steuerung des Abluftstromes führten zu einer Vermeidung der bisherigen erheblichen Schwankungen des Abluftstromes. Die Redundanz des Prozesswassersystems verhindert den Totalausfall der Bewässerung der Intensivrottetunnel und hilft somit, Folgeprobleme zu vermeiden.

Die im Zuge der Erweiterung und des Betriebs durchgeführten Verbesserungen erhöhten deutlich die Betriebssicherheit der MBA. Die gesetzlichen Anforderungen an die Deponiefraktion werden kontinuierlich sicher eingehalten. Die Verringerung des hohen Energiebedarfs hilft an dieser Stelle, Kosten zu sparen, und somit in anderen Bereichen, in denen die Realkosten die geplanten Aufwendungen deutlich überschreiten – wie beispielsweise im Bereich von Wartung und Instandhaltung - Defizite auszugleichen.

## 6 Literatur

- |             |      |   |
|-------------|------|---|
| 30. BImSchV | 2001 | 30. Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes – Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen -<br>30. BImSchV vom 20.02.2001, BGBl I S. 317                          |
| AbfAbIV     | 2001 | Verordnung über die umweltgerechte Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen – AbfAbIV vom 20.02.2001 ,<br>BGBl S. 305 zuletzt geändert am 13. 12. 2006, BGBl. I S. 2860 |
| Kleinke, M. | 2005 | Erfahrungen aus dem Betrieb der MBA Schwanebeck. Internationale Tagung MBA 2005. Cuvillier Verlag, Göttingen, ISBN 3-86537-665-7.   |

**Anschrift des Verfassers**

Dr. Matthias Kleinke  
Abfallbehandlungsgesellschaft Havelland mbH  
Goethestr. 59  
D-14712 Nauen  
Telefon: +49 3321 403 5400  
Email: [abh@havelland.de](mailto:abh@havelland.de)  
Website: [www.abh-mbh.de](http://www.abh-mbh.de)

# **Bau und Inbetriebnahme der MBA Kahlenberg**

## **Ergebnisse eines durch die EU geförderten begleitenden Forschungsvorhabens**

**Rolf Schneider, Gerhard Rettenberger**

Ingenieurgruppe RUK, Stuttgart

### **Construction and Start-Up of the MBT Kahlenberg**

#### **Results of an EC Funded Research Project**

#### **Zusammenfassung**

Bei der im Mai 2006 in Betrieb genommenen MBA Kahlenberg werden außergewöhnlich effektiv Schad- und Störstoffe aussortiert und danach in einem Perkolator der Abfall durch Umwälzung und Beregnung in der Weise homogenisiert und selektiv zerkleinert, dass optimale Eigenschaften für die anschließende biologische Trocknung und Stofftrennung entstehen. Hierbei fällt organikreiches Ablaufwassers an, das zur Erzeugung von Biogas genutzt wird. Durch den sehr einheitlichen Trocknungsgrad ergibt sich ein Trockengut, das sich zu einem nahezu zeitlich unbegrenzt lagerfähigen qualitativ überdurchschnittlich hochwertigen Brennstoff aufbereiten lässt. Aufgrund der Fülle an Innovationen, der geringen Emissionen und der erzielten hohen Brennstoffqualitäten wurde der Bau der MBA Kahlenberg von der EU finanziell unterstützt.

#### **Keywords**

MBA, Perkolation, Biogas, biologische Trocknung, (Sekundär-)Brennstoffe, Treibhausgasemissionen, LIFE, überdurchschnittliche Vewertungsquote.

## **1 Einleitung**

Der Zweckverband Abfallbehandlung Kahlenberg (ZAK) hat von Oktober 2004 (Grundsteinlegung) bis März 2006 (Beginn Kalt-Inbetriebnahme) eine MBA nach dem vom ZAK entwickelten ZAK-Verfahren für einen Durchsatz von 100.000 Mg/a errichtet. Die Warm-Inbetriebnahme der MBA erfolgte ab Mai 2006. Die MBA Kahlenberg liegt im Süd-Westen Deutschlands in der Nähe von Freiburg.

Aufgrund der innovativen und bisher großtechnisch noch an keinem anderen Standort umgesetzten Technologie wurde der Bau besonders innovativer Bestandteile der MBA Kahlenberg finanziell durch das Finanzierungsinstrument der Europäischen Union, LIFE-Environment gefördert. Hierfür wurde zwischen Dezember 2003 und November 2006 ein die Planung, den Bau und die Inbetriebnahme der MBA Kahlenberg begleitendes Projekt durchgeführt. Das Projekt wird vorgestellt.

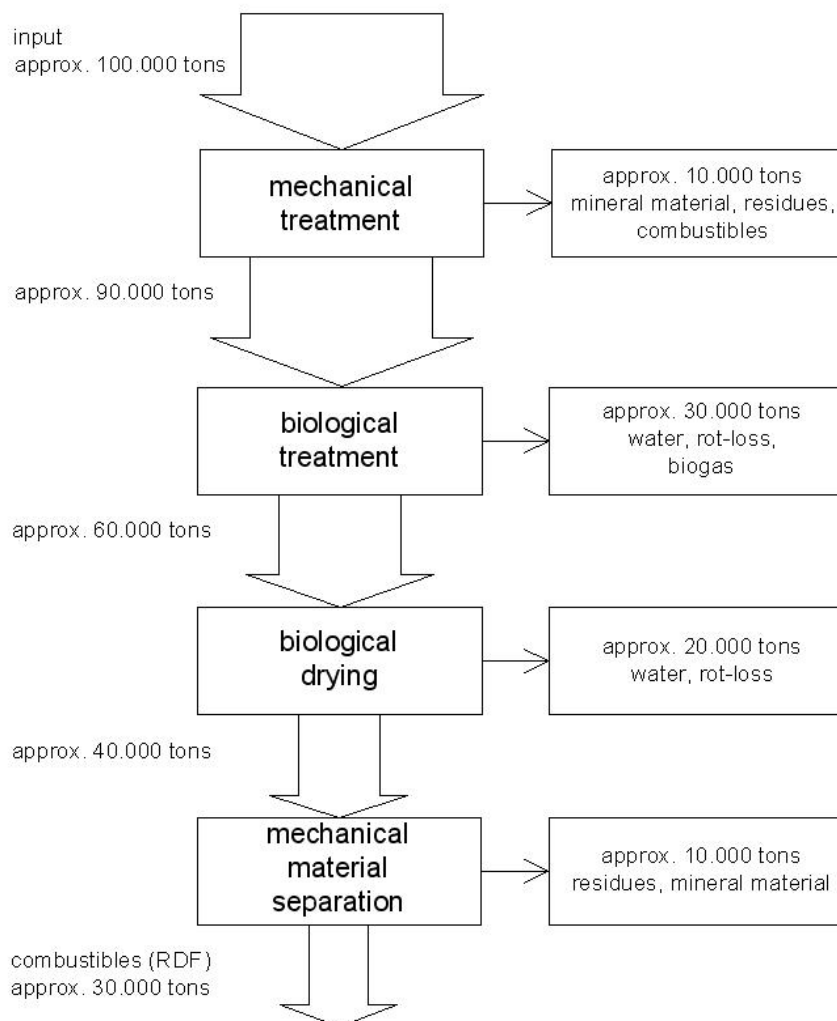
## 2 Beschreibung des ZAK-Verfahrens und der MBA Kahlenberg

### 2.1 Entwicklungsziele

Das 4-stufige ZAK-Verfahren wurde als wirtschaftliches Verfahren zur Herstellung hochwertiger Brennstoffe aus Abfall bei gleichzeitiger Erzeugung von ausreichend Energie für den Eigenbedarf sowie zusätzlich von Wärme für ein bestehendes Fernwärmenetz über einen Zeitraum von etwa 10 Jahren entwickelt und bei der MBA Kahlenberg erstmalig eingesetzt.

### 2.2 Verfahrensablauf

Das bei der MBA Kahlenberg eingesetzte ZAK-Verfahren besteht aus den in der Abbildung 1 dargestellten Verfahrensstufen.



**Abbildung 1** Stoffströme der MBA Kahlenberg



### 2.2.1 Mechanische Aufbereitung

Nach der Abfallanlieferung (s. Abbildungen 2 und 3) werden in der mechanischen Aufbereitung eine erste Brennstofffraktion sowie alle Schadstoffe und Störstoffe effektiv aussortiert. Durch die effektive Auslese der Schad- und Störstoffe können am Ende des ZAK-Verfahrens sehr hochwertige Brennstoffe gewonnen werden.



Abbildung 2 Anlieferungsbereich



Abbildung 3 Abfalleintrag im Anlieferungsbereich

In der mechanischen Aufbereitung wird eine vom ZAK entwickelte Multifunktionssiebtrommel eingesetzt, durch die ein Verzicht auf eine Zerkleinerung und damit eine effektivere Entnahme der unzerstörten Stör- und Schadstoffe möglich ist. In der Multifunktions-

tionssiebtrommel werden durch verschiedene Werkzeuge Abfallsäcke und ähnliche Knäuel geöffnet und der Abfall in drei Fraktionen aufgeteilt. Die Fein und Mittelfraktion werden getrennt von Schad- und Störstoffen entfrachtet und dem Perkolator zugeführt. Die Grobfraktion wird ausgeschleust.

Für die Schadstoffentnahme werden u. a. leistungsstarke Neodymmagnete für die Entnahme schwach magnetischer Bestandteile, wie z. B. Elektroschrott, Spraydosen oder Batterien eingesetzt.

Durch den Einsatz der Multifunktionssiebtrommel sind die in der mechanischen Aufbereitung als Grobfraktion gewonnenen Brennstoffe sehr hochwertig. Da die am Ende des ZAK- Prozesses erzeugten Brennstoffqualitäten noch besser sind, wird – im Gegensatz zu den meisten herkömmlichen Verfahren – die Menge der ausgeschleusten Grobfraktion dennoch möglichst gering gehalten, was die Qualität weiter erhöht.

### **2.2.2 Biologische Umsetzung**

In der biologischen Umsetzung wird die nach der Schadstoffentnahme verbleibende Mischung aus Fein- und Mittelfraktion sechs Perkolatoren (s. Abbildung 4) zugeführt und dort unter Wasserzugabe kontinuierlich umgewälzt. Der Perkolator ist eine ca. 25 m lange und 4,5 m breite Betonhalbschale mit Horizontalrührwerk und Siebboden.



**Abbildung 4** Blick in einen Perkolator

Am Ende des Perkolators wird der Feststoff entwässert (s. Abbildung 5). Das Wasser wird gesammelt, mittels speziell angepasster Fördersysteme einer neu entwickelten Behandlungsstufe zur mechanischen Wasserbehandlung zugeführt und anschließend mehreren Anaerobreaktoren (s. Abbildung 6) zugeleitet. In den Anaerobreaktoren werden die organischen Inhaltsstoffe des Wassers zu Biogas vergoren. Das gewonnene Biogas wird in Gasmotoren zur Strom- und Wärmeenergiegewinnung eingesetzt. Das Biogas liefert mehr elektrische Energie als die MBA verbraucht. Das Ablaufwasser aus den Anaerobreaktoren wird für einen Teilstrom weiter gereinigt und zum größten Teil wieder zur Bewässerung im Perkolator eingesetzt.



**Abbildung 5** Entwässerungspressen

Durch die Umwälzung mittels Rührwerk und Beregnung wird der Abfall in der Weise homogenisiert und selektiv zerkleinert, dass optimale Eigenschaften für die anschließenden Verfahrensstufen entstehen.

Durch die Vergärung nur des organikreichen Wassers werden die von Anlagen zur Feststoffvergärung bekannten Nachteile (insbesondere ein aufwändiger Betrieb bei relativ geringen Verfügbarkeiten und ein geruchsintensiver, schwierig zu entwässernder Gärrest) umgangen.



**Abbildung 6** Anaerobreaktoren

### **2.2.3 Biologische Trocknung**

Durch die Vorbehandlung im Perkolator ist in der biologischen Trocknung eine schnelle und sehr einheitliche Trocknung des Materials möglich. Dies wird durch einmaliges Umsetzen des Trocknungsgutes unterstützt (s. Abbildung 7).

Der sehr einheitliche Trocknungsgrad führt zu einem Trockengut, das sich zu einem nahezu zeitlich unbegrenzt lagerfähigen Brennstoff aufbereiten lässt.



**Abbildung 7** Fördersystem auf dem Tunneldach

#### **2.2.4 Mechanische Stofftrennung**

Die mechanische Stofftrennung sorgt für eine außergewöhnlich starke Vereinzelung der Stoffströme. Durch anschließende Vermischung können Brennstoffe verschiedener Qualitäten hergestellt werden. Somit ist jederzeit eine Anpassung an die Anforderungen der Abnehmer der Brennstoffe möglich.

In der mechanischen Stofftrennung (s. Abbildung 8) wird der zuvor getrocknete Abfall nach seiner Größe und nach seinem Gewicht aufgeteilt, um so Steine, Sand, Keramik und Glas, sowie Bestandteile mit einem zu hohen Schadstoffgehalt oder einem zu niedrigen Heizwert auszuschleusen und einen qualitativ hochwertigen Brennstoff zu erhalten. Zu diesem Zweck wird der getrocknete Abfall gesiebt. Alle Bestandteile die größer als ca. 2,5 cm sind, werden als Reststoffe abgetrennt, die in einer Müllverbrennungsanlage verbrannt werden müssen, da eine weitere Aufbereitung aufgrund des nur sehr geringen Anteils zu kostspielig wäre.



**Abbildung 8** Mechanische Stofftrennung

Der Hauptanteil des getrockneten Abfalls ist kleiner als 2,5 cm und wird durch weitere Siebungen in mehrere Fraktionen unterschiedlicher Größe aufgeteilt. Jede dieser Fraktionen wird anschließend nach ihrem Gewicht aufgeteilt, die dabei abgetrennten leichten Bestandteile werden als Brennstoffe ausgeschleust. Die schweren Bestandteile (überwiegend mineralische Stoffe, Sand und Steine: s. Abbildung 9) sind nur wenig belastet und können deponiert oder im Straßenbau verwendet werden.



**Abbildung 9** Mechanische Stofftrennung

Die erzeugten Brennstoffe (s. Abbildung 10) sind gut lagerfähig und können vielseitig in der Industrie als Ersatz für fossile Brennstoffe eingesetzt werden.



**Abbildung 10** Eine der Brennstofffraktionen

Die mechanische Stofftrennung wurde so flexibel konzipiert, dass durch Stoffstromlenkung innerhalb der mechanischen Stofftrennung jederzeit kurzfristig auf geänderte Anforderungen am Brennstoffmarkt durch entsprechende Qualitätsanpassungen reagiert werden kann. Dadurch ist der wirtschaftliche Absatz der erzeugten Brennstoffe jederzeit gewährleistet.

## 3 LIFE-Projekt

### 3.1 Beschreibung

Der Bau der MBA Kahlenberg wurde aufgrund der Fülle an Innovationen, der verfahrenstechnisch bedingt geringen Emissionen und der erzielten hohen Brennstoffqualitäten und damit insgesamt aufgrund der wesentlichen Verminderung an Treibhausgasemissionen von der EU durch das Finanzierungsinstrument LIFE-Environment finanziell unterstützt. Zur Gewährleistung der Umsetzung der Vorteile des ZAK-Verfahrens bei der MBA Kahlenberg wurde ein Forschungsvorhaben zur Begleitung von Planung, Bau, Inbetriebnahme und Probetrieb durchgeführt.

Titel: ZAK-Verfahren zur wirtschaftlichen Gewinnung hochwertiger, qualitätsoptimierter Sekundärbrennstoffe aus Siedlungsabfall bei Minimierung der Reststoffe und der Treibhausgasemissionen

Laufzeit: Dezember 2003 bis November 2006

Fördernehmer: Zweckverband Abfallbehandlung Kahlenberg, Ringsheim

Partner des Fördernehmers im LIFE-Projekt: Ingenieurgruppe RUK, Stuttgart

Fördernde Institution: European Commission DG Environment D.1, Brüssel

Förderinstrument: LIFE - The Financial Instrument for the Environment



## 3.2 Ermittelte wesentliche Ergebnisse

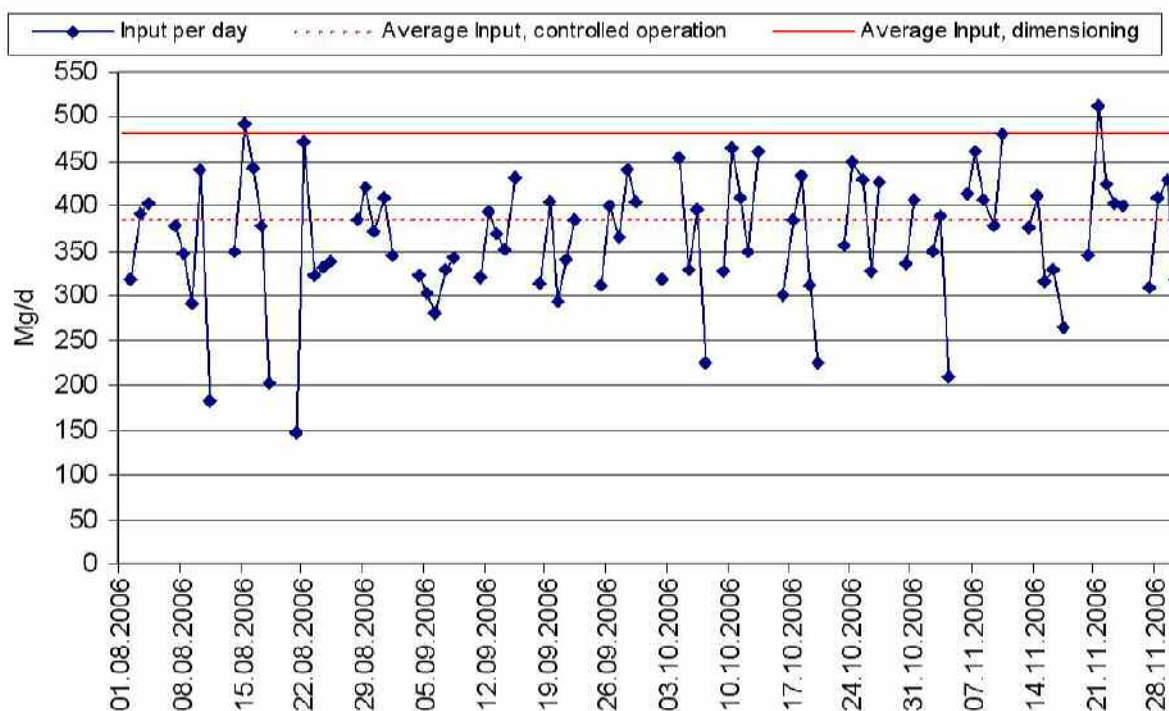
### 3.2.1 Technisch

Bau (s. Abbildung 11) und Betrieb (s. Abbildung 12, die Schwankungen sind auf schwankende Anliefermengen zurückzuführen, die Anlage wird mit zum Ende jeden Arbeitstages geleertem Bunker betrieben) einer Anlage nach dem ZAK-Verfahren im großtechnischen Maßstab wurden belegt. Hierbei wurde die Funktionstüchtigkeit des Zusammenspiels der einzelnen Verfahrensstufen bei der großtechnischen Umsetzung demonstriert und die dabei erzielbaren ökonomischen und ökologischen Vorteile nachgewiesen.



**Abbildung 11** Bau der Perkolatoren (links) und Geländeprofilierung, Februar 2005





**Abbildung 12** Tagesinputmengen für August bis November 2006

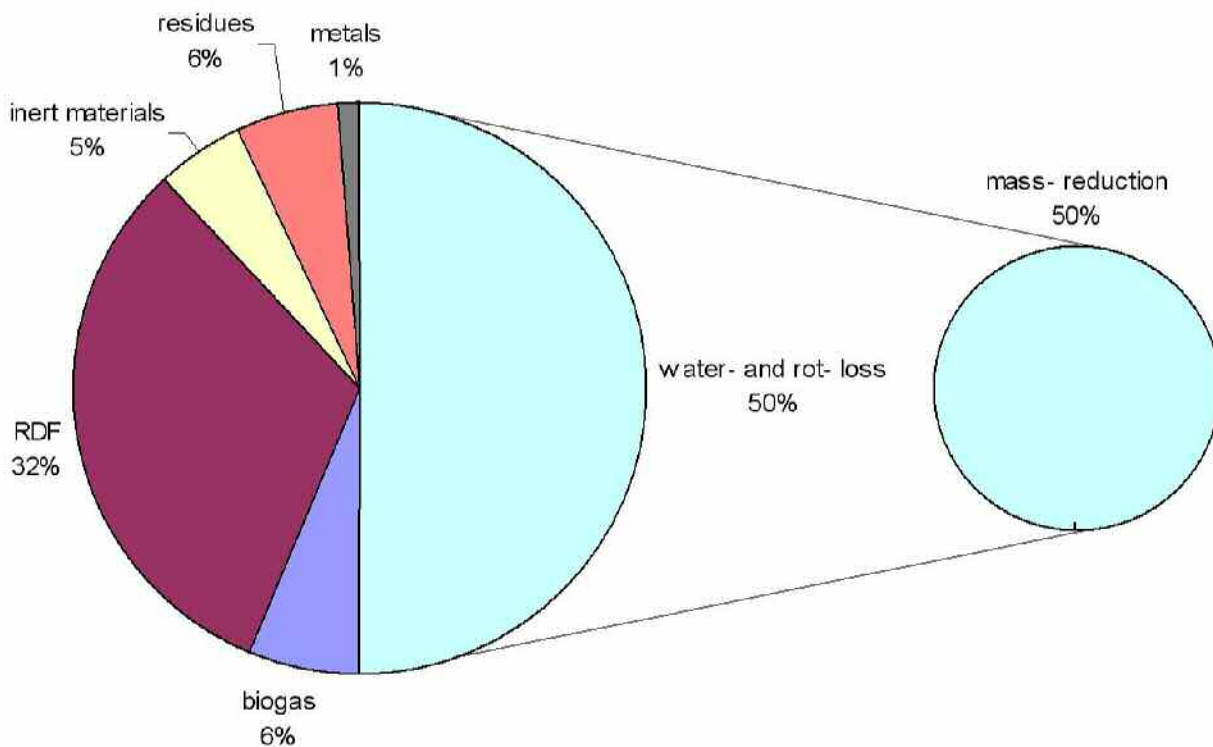
### 3.2.2 Ökologisch

Bei der MBA Kahlenberg wurde eine weitest gehende stoffstromspezifische Verwertung des Siedlungsabfalls und damit zusammen mit den verfahrenstechnisch bedingt geringen Emissionen eine deutliche Verringerung der Emission von Treibhausgasen im Vergleich zum heutigen Status erreicht (s. Abbildung 13 und Tabelle 1).

Bei der MBA Kahlenberg bleiben von 100.000 Mg angeliefertem Resthausabfall nach der Behandlung lediglich 6.000 Mg nicht weiter verwertbarer Abfall zur Verbrennung in einem MHKW übrig. Diese Verwertungsquote wird durch die Verknüpfung der vier Verfahrensstufen ermöglicht und bisher mit keinem anderen Verfahren erreicht.

**Tabelle 1** Vergleich der Analyseergebnissen der Inertstoffe mit den Grenzwerten des Anhang 2 der AbfAbIV

Parameter	Einheit	Inertstoffe MBA Kahlenberg 0-25 mm	Grenzwerte nach Anhang 2 der AbfAbIV	Grenzwert-ausschöpfung
Feststoffparameter				
TOC <sub>Feststoff</sub>	Masse- %	2,22	18	12,3%
Eluatkriterien				
Leitfähigkeit	µS/cm	602	50.000	1,2%
TOC <sub>Eluat</sub>	mg/l	62,2	300	20,7%
Nickel	mg/l	0,026	1	2,6%
Zink	mg/l	0,106	5	2,1%
Fluorid	mg/l	0,14	25	0,6%
Ammonium-Stickst	mg/l	10,4	200	5,2%
AOX	mg/l	0,038	1,5	2,5%



**Abbildung 13** Stoffströme beim Regelbetrieb der MBA Kahlenberg

### 3.2.3 Ökonomisch

Die Arbeitsplätze, die durch das Verbot der Ablagerung unbehandelter Abfälle bei der am Standort vorhandenen Deponie weggefallen wären, konnten durch den Bau der MBA erhalten werden, zudem wurden neue Arbeitsplätze geschaffen.

Durch die MBA Kahlenberg kann bei einer gesamthaften Betrachtung eine Entsorgung zu geringeren spezifischen Kosten (€ pro Tonne Abfall) gewährleistet werden als bei Verbrennung der Abfälle in einem Müllheizkraftwerk (MHKW).

Bei der Planung, dem Bau und der Inbetriebnahme der MBA Kahlenberg konnten umfassende Erfahrungen gewonnen werden, die eine Verkürzung von Planung, Bau und Inbetriebnahme und somit eine Kosteneinsparung bei Folgeanlagen nach dem ZAK-Verfahren ermöglichen.

## 4 Zusammenfassung und Ausblick

Gegenüber herkömmlichen MBA-Verfahren weist das ZAK-Verfahren folgende ökologische Vorteile auf:

- Hohe Ausbeute an Sekundärbrennstoffen.
- Geringe Menge an Abfällen zur Beseitigung.
- Hohe Vermarktungsfähigkeit der erzeugten Wertstoffe.
- Geringes Emissionspotential an Treibhausgasen.

Insbesondere durch die weit überdurchschnittliche Einsparung von Primärbrennstoffen ist der Beitrag des ZAK-Verfahrens zum Treibhauseffekt geringer als bei herkömmlichen Verfahren. Hinzu kommt die Einsparung von Treibhausgasemissionen durch die erheblich geringere diffuse Emission aus der MBA gegenüber herkömmlichen MBA-Verfahren.

Die Ziele des ZAK-Verfahrens konnten bei der MBA Kahlenberg bereits nach relativ kurzer Betriebsdauer erreicht werden, als der Betrieb noch durch Änderungen, Reparaturen und Anpassungen geprägt war. Unter stabilen Betriebsbedingungen, mit nur wenigen Eingriffen in den Betriebsablauf ist mit einem noch deutlicher Erreichen der Ziele des ZAK-Verfahrens zu rechnen.

Die Qualität der bei der MBA Kahlenberg in der mechanischen Stofftrennung erzeugten Inertstoffe ermöglicht eine Deponierung oder höherwertige Verwertung während die Sekundärbrennstoffe in einer Papierfabrik als Ersatz für fossile Brennstoffe eingesetzt werden.

Die MBA Kahlenberg hebt sich mit sehr hohem technischem Standard und einem nahezu schmutzfreien Betrieb außerhalb der gekapselten Aggregate sehr deutlich positiv

von den herkömmlichen MBA-Verfahren ab, ohne dass dafür höhere spezifische Kosten anfallen, und ist damit hervorragend als Referenzanlage geeignet.

Bei der Planung, dem Bau und der Inbetriebnahme der MBA Kahlenberg wurde eine Vielzahl an Kosteneinsparungsmöglichkeiten ermittelt, die bei der MBA Kahlenberg nicht mehr umgesetzt werden konnten. Zudem wurde bei der MBA Kahlenberg die kostenintensive Prüfung aller verfügbaren Alternativen (Variantenprüfung) in umfassendem Umfang bereits durchgeführt, so dass beim Bauherrn der MBA Kahlenberg und Fördernehmer des LIFE-Projektes (ZAK) Pläne für die optimale Anlagentechnik verfügbar sind. Dies alles wird bei möglichen Folgeanlagen (und natürlich in Zukunft, d. h. nach Ablauf der entsprechenden Abschreibungszeiten, auch bei der MBA Kahlenberg selbst) zu wesentlich günstigeren spezifischen Kosten als bei der MBA Kahlenberg im jetzigen Zustand führen. Die spezifischen Kosten werden für Folgeanlagen wesentlich günstiger sein als die spezifischen Kosten beim Betrieb derzeitiger herkömmlicher MBA-Verfahren.

## 5 Literatur

- |  |      |   |
|--|------|---|
| Rettenberger, G.;<br>Schneider, R.                 | 2005 | ZAK-Verfahren zur mechanisch-biologischen Abfallaufbereitung – Ergebnisse des Demonstrationsbetriebs; in „wlb - Wasser Luft Boden“ Nr. 7-8/2005, Vereinigte Fachverlage GmbH, Mainz |
| Rettenberger, G.;<br>Schneider, R.;<br>Kollete, M. | 2006 | A new MBT technology optimizes the output of high-caloric fuels; in „waste management world“ Ausgabe May / June 2006, PennWell Corporation, London (www.waste-management-world.com) |
| Merten, M.;<br>Person, G.;<br>Schreiber, M.        | 2006 | Moderne Abfallbehandlung – die MBA Kahlenberg; in „Blickpunkt Kahlenberg“, Zweckverband Abfallbehandlung Kahlenberg, Ringsheim  |

### **Anschrift der Verfasser**

Dipl. Chem. Rolf Schneider, Prof. Dr.-Ing. Gerhard Rettenberger  
Ingenieurgruppe RUK  
Auf dem Haigst 21  
D-70597 Stuttgart  
Telefon +49 711 90 678 - 0  
Email: ingenieurgruppe@ruk-online.de  
Website: www.ruk-online.de

# Perspektiven der sensorgestützten Sortierung fester Abfallstoffe

Dirk Killmann\*, Thomas Scharrenbach\*\*, Thomas Pretz\*

\*I.A.R. RWTH Aachen; \*\* AMR RWTH Aachen

## Perspectives of Sensor Based Sorting for the Processing of Solid Waste Material

### Abstract

Waste is generally collected as a mixture of different solid materials which are fed into the recycling cycle by the waste collecting industry. In waste treatment plants the waste gets crushed, classified and sorted. Among these processes the sorting is the determining step in which materials with the same recycling attributes are concentrated and cleaned from impurities. The accumulation of the materials is done by using single particle attributes as criteria for the sorting process. Sensor based sorting systems offer the opportunity to detect various material characteristics. The I.A.R. and the AMR at the Technical University of Aachen (Germany) are focusing their research on new sorting algorithms and the integration of new sensor systems like 3D cameras, which have rarely been used in the waste processing industry so far, with the aim to increase the efficiency in sorting technologies for solid waste materials and mineral resources.

### Zusammenfassung

Abfallstoffe werden häufig gemischt gesammelt und gelangen durch den Entsorger in die Recyclingkette. In der Aufbereitungsanlage werden die Abfallstoffe Zerkleinert, Klassiert und Sortiert. Dabei ist die Sortierung der entscheidende Schritt, bei dem Stoffgruppen mit gleichen Verwertungseigenschaften angereichert und von Störstoffen befreit werden sollen. Die Anreicherung geschieht über Einzelkornmerkmale als Sortierkriterien. Sensorgestützte Sortierverfahren bieten dabei die Möglichkeit zur Detektion zahlreicher Sortiermerkmale. Das I.A.R. und AMR an der RWTH Aachen legen in dieser Thematik den Forschungsschwerpunkt auf die Integration bisher nicht zur Aufbereitung von Abfallstoffen verwendeter Sensortechnik wie Wärmebildzeilensensoren oder 3D-Kameras. An Hochauflösenden Farbbildern werden zudem Verfahren zur Objektisolierung und Texturanalyse auf Ihre Anwendung an unterschiedlichen Abfallstoffen geprüft.

### Keywords

Sensor Based Sorting, Sensorgestützte Sortierung, Lasertriangulation, 3D-Kamera, 3D-Camera, Textur Analysis, Texturanalyse, Zeilenkamera, Line Camera, Multisensorik, Sensorfusion

## 1 Einleitung

In Haushalten, Gewerbebetrieben und Industrieprozessen fallen Stoffströme an, derer sich ihr Besitzer entledigen will oder muss. Diese Abfallstoffe werden häufig gemischt gesammelt und gelangen durch den Entsorger in die Recyclingkette, wo die unterschiedlichen Stoffströme aufbereitet werden. Die Hauptziele sind dabei entweder eine stoffliche oder energetische Verwertung der Inhaltsstoffe oder eine schadlose Beseiti-

gung nicht verwertbarer Bestandteile. Um diese Ziele erreichen zu können, müssen die Abfallströme verfahrenstechnisch behandelt werden. Nach einer Vorklassierung werden in vielen Aufbereitungsanlagen große Störstoffe durch das Anlagenpersonal manuell aussortiert (Handklaubung), noch bevor sie auf die Anlage aufgegeben werden. Dabei wird als Störstoff angesehen, was die Aufbereitungstechnik beschädigen oder Schadstoffe in die Aufbereitungsprodukte einbringen kann.

Nach der Aufgabe des Abfalls auf die Anlage erfolgen, je nach Korngröße und Zusammensetzung des Stoffgemischs und der Zielvorgabe für das Aufbereitungsprodukt Zerkleinerung, Klassierung und Sortierung. Während die Zerkleinerung und Klassierung vor allem der Auflockerung und Konditionierung des Abfallgemisches dient, ist die Sortierung der entscheidende Schritt, bei dem Stoffgruppen mit gleichen Verwertungseigenschaften angereicht und von Störstoffen befreit werden sollen. Die Anreicherung geschieht dabei über Einzelkornmerkmale als Sortierkriterien. [TIT]

Bei den Sortiertechniken kann zwischen direkten und indirekten Verfahren unterschieden werden. Bei den direkten Verfahren findet eine selektive Wechselwirkung zwischen den Einzelkorneigenschaften und einem aufgebrauchten Kraftfeld statt. Die aus der Wechselwirkung resultierende Kraft sorgt für den mechanischen Austrag der Einzelkörner aus dem Stoffstrom. Beispiele für direkte Sortierverfahren sind die Magnetscheidung oder Wirbelstromscheidung.

Sollen jedoch Form, Farbe, Textur oder Volumen eines Einzelkorns als Sortierkriterium dienen, so gibt es hierfür kein ausreichend starkes Kraftfeld aus dessen Wechselwirkung ein Austrag aus dem Stoffstrom möglich wäre. Eine Trennung von Erkennung und mechanischem Austrag ist notwendig und definiert die indirekten Sortierverfahren. Ausgehend von der Handklaubung, bei der mittels des menschlichen Auges Stoffmerkmale über einen Mustervergleich identifiziert, im Gehirn Stoffgruppen zugeordnet und mit den Händen mechanisch ausgetragen werden, wurden Verfahren zur optischen sensorgestützten Sortierung entwickelt. Potentiale für Forschung und Entwicklung liegen hier vor allem in der modularen Kombination unterschiedlicher Sensoren sowie in der Nutzbarmachung bisher unbeachteter Spektralbereiche und Wechselwirkungen von Strahlung und Materie.

## **2 Verfahrenbeschreibung**

### **2.1 Aufbau eines Systems zur sensorgestützten Sortierung**

Der Ablauf einer sensorgestützten Sortierung lässt sich grob in die Schritte Vereinzelung, Sensorik, Klassifizierung und Austrag unterteilen. Dabei wird das Material auf einem Förderaggregat durch den Sortierer hindurchbewegt und passiert nacheinander

Sensor- und Austragseinheit. Der zu sortierende Stoffstrom muss schon bei der Aufgabe hinreichend vereinzelt werden, sodass jedes Einzelstück von der Sensorik erfasst und von der Austragseinheit zielsicher ausgeschleust werden kann. Kommen parallel zur Flächennormalen der Förderebene angeordnete Luftdüsen zur Ausschleusung des Material zum Einsatz, so bedeutet Vereinzlung die Herstellung einer Monoschicht mit ausreichendem Abstand zwischen den Einzelkörnern. Die Position der Einzelstücke muss zwischen Sensorik und Austrag prognostizierbar bleiben. Eine weitere Bedingung der Vereinzlung ist somit ein homogenes Feld von Bewegungsvektoren der Einzelkörner.

Durch die Anforderungen an die Vereinzlung, insbesondere in Bezug auf die Forderung nach einer Monoschicht, ist die Belegungsdichte auf dem Förderaggregat gering. Damit dennoch ein hoher Durchsatz erreicht werden kann, müssen Bandbreite und Fördergeschwindigkeit entsprechend hoch sein. Üblich ist eine Bandbreite von 1.200 mm bei einer Bandgeschwindigkeit von etwa 2 m/s. Sehr hohe Förderbandgeschwindigkeiten von über 2.5 m/s wirken sich negativ auf die Homogenität der Bewegungsvektoren der Einzelstücke aus und stellen besondere Anforderungen an die Verarbeitungsgeschwindigkeit und Dimensionierung der Sensoreinheit.

Nach der Vereinzlung folgt als zweiter Verfahrensschritt die sensorische Abtastung der Einzelstücke in der Sensoreinheit. Deren Aufgabe ist die geometrisch und radiometrisch hinreichend auflösende Erfassung der spezifischen Sortiermerkmale jedes Einzelkorns. Dabei können die Sensoren in einer oder mehreren Dimensionen ausgeführt sein. Die Auflösung ist ein Maß für die Informationsdichte und wird in Pixel pro mm in jeder relevanten Raumrichtung ermittelt.

## 2.2 Dimension von Sensoren

Punktsensoren können zu einem Zeitpunkt nur eine Stelle des Förderstroms erfassen. Soll der Förderstrom jedoch lückenlos abgetastet werden, so muss der Messbereich über ein schnell arbeitendes Umlenksystem geleitet werden. Die Informationsdichte in Form von Messpunkte pro Fläche ergibt sich aus der Taktrate des Punktsensors sowie der Geschwindigkeit und Präzision des Umlenksystems. Durch die schnell bewegten mechanischen Komponenten der Umlenkeinheit ergeben sich Grenzen für Realisation sehr hochauflösender Sensorsysteme. Soll beispielsweise ein mit 3 m/s Fördergeschwindigkeit bewegtes und 1.000 mm breites Band mit einer Auflösung von 1 pel/mm in und quer zur Förderrichtung abgetastet werden, so müssen pro Sekunde  $3 \cdot 10^6$  Punktmessungen durchgeführt werden. Die hieraus resultierende extrem kurze Sensorbelichtungszeit stellt eine weitere Grenze des Verfahrens zur lückenlosen Stoffstromanalyse dar. Bedingt durch die Umlenkmechanik, hat jeder Messpunkt einen Versatz in Bandrichtung, welcher durch die Recheneinheit kompensiert werden muss. Außerdem

stellt die Umlenkmechanik eine weitere Fehlerquelle dar. Punktsensoren werden daher hauptsächlich zur Unterstützung von Liniensensoren mit gezielt durchgeführten Scans kleinerer Abschnitte eingesetzt.

Liniensensoren scannen in Form eines Feldes von nebeneinander liegenden Sensorzellen den Stoffstrom Zeilenweise ab. Zu einem Zeitpunkt werden also die Messwerte für einen schmalen Abschnitt des Förderstroms gleichzeitig erfasst. Die Auflösung quer zur Förderrichtung ist dabei von der Bauform des Sensors abhängig. Soll der zuvor beschriebene Stoffstrom mit einer Auflösung von 1 mm/pel erfasst werden, so wird eine Sensorzeile mit 1.000 Sensorzellen benötigt. Das Bild des Stoffstroms wird dabei beispielsweise über eine Optik auf den oft nur wenige Millimeter großen Sensor abgebildet. Zeilensensoren können jedoch auch direkt unter dem Stoffstrom in Dimensionen von mehreren Metern Länge unmittelbar zur Messung eingesetzt werden. Durch das parallele Scannen ergeben sich längere Belichtungszeiten der Sensorzellen im Vergleich zu Punktsensoren. Im obigen Beispiel genügen 3.000 Abtastungen pro Sekunde aus, um die gleiche Informationsdichte von 1 mm/pel zu erreichen, was einer Reduktion der Abtastrate um den Faktor 1.000 entspricht.

### **2.3 Aufbau der Sensoreinheit**

Geht man von einem System zur sensorgestützten Sortierung aus, bei dem der Stoffstrom berührungslos abgetastet wird, so besteht die Sensoreinheit aus mindestens einem Emitter und einem Detektor. Der Emitter sendet elektromagnetische Strahlung in Richtung der zu untersuchenden Einzelstücke aus. Diese beeinflussen selektiv die Strahlung hinsichtlich des Spektrums, des zeitabhängigen Verlaufs ihrer Amplitude und der Richtung ihrer Ausbreitung. Die je nach Stoffgruppe charakteristisch veränderte Strahlung trifft auf den Detektor und wird dort gemessen. Die Messdaten werden üblicherweise digitalisiert, softwarebasiert aufbereitet und soweit reduziert, dass eine Sortierentscheidung getroffen werden kann. Nach der Sortierentscheidung erfolgt eine direkte und zeitgenaue Ansteuerung der Austragseinheit.

Bei der Ausrichtung von Emitter und Detektor wird zwischen Reflektions- und Transmissionsmessung, sowie angeregter Eigenemission unterschieden. Bei der Messung von Reflektion sind Emitter und Detektor auf der gleichen Seite des Förderstroms angeordnet. Im sichtbaren Spektralbereich wird dieses Verfahren vor allem bei der Farbsortierung eingesetzt. Bei der Transmissionsmessung liegen Emitter und Detektor einander gegenüber. Mit dieser Anordnung lässt sich beispielsweise die Absorption von Röntgenstrahlung ermitteln [ZEI]. Mit hochenergetischen Lichtquellen kann Materie zu Eigenstrahlung angeregt werden. Dieses Verfahren der stimulierten Emission ermöglicht die Sortierung nach dem Merkmal der selektiven Fluoreszenz.



## 2.4 Datenverarbeitung

Selbst bei der Verwendung eines einzelnen Sensors fallen immense Datenmengen an, welche zur Ermittlung einer Sortierentscheidung in sehr kurzer Zeit präzise verarbeitet werden müssen. Dabei wird zwischen messpunktbasierter und objektbasierter Datenverarbeitung unterschieden. In jedem Fall wird jedoch aus dem mehrdimensionalen Datenstrom die Information soweit reduziert, dass die Austragseinheit eindeutig angesteuert werden kann. Die zur Verfügung stehende Bearbeitungszeit hängt dabei von der Bandgeschwindigkeit und dem Abstand zwischen Sensorik und Austragseinheit ab. Im oben betrachteten Beispiel eines mit 3 m/s bewegten Förderstroms und einem Abstand von einem Meter zwischen Sensor und Austragseinheit stehen also ca. 300 ms für die Ausführung der gesamten Algorithmik zur Verfügung. Liegen Sensor und Austragseinheit, wie z.B. bei Rutschenmaschinen, nur wenige Zentimeter auseinander, so stehen nur wenige Millisekunden zur Entscheidungsfindung zur Verfügung.

Bei der messpunktbasierter Datenverarbeitung wird jeder Messpunkt direkt klassifiziert und einer Operation zur Steuerung der Austragseinheit zugeordnet. Wird beispielsweise ein Stoffstrom von Glas mit einer Zeilenkamera im Transmissionsverfahren gescannt, so können für Licht undurchsichtige Bereiche anhand der Helligkeit am Messpunkt identifiziert werden. An den entsprechenden Stellen wird dann zum richtigen Zeitpunkt eine Luftdruckdüse geöffnet und trägt die undurchsichtigen Stellen aus dem Stoffstrom aus. Dieses Verfahren arbeitet sehr schnell, allerdings können Form, Länge, Breite oder Helligkeitsverteilung in einer einzelnen Glasscherbe nicht ermittelt werden, da die einzelnen Messpunkte nicht in Bezug zueinander gesetzt, sondern isoliert voneinander verarbeitet werden.

Bei der objektbasierten Datenverarbeitung werden die Messpunkte für einen Abschnitt des Förderbandes laufend in einem Puffer zwischengespeichert. In diesem Puffer befinden sich dabei üblicherweise mehrere hundert Bildzeilen, in denen nach zusammenhängenden Punktmengen gesucht wird. Über die sogenannte Objekterkennung werden möglichst diejenigen Messpunkte zusammengefasst und in einen weiteren Puffer geschrieben, die zu einem Einzelstück auf dem Förderband gehören. Anschließend werden die Daten über Klassifikatoren zu einer Sortierentscheidung reduziert. Dabei können unter anderem auch Verhältnisse von Materialklassen pro Objekt oder geometrische Daten wie Länge und Breite, und je nach Sensorart auch das Volumen ermittelt werden. Zudem bietet die Objekterkennung die Möglichkeit der Zuordnung eines Einzelstücks in ein Koordinatensystem, was den Bezug zu nachfolgenden Sensordaten auch in Form von ergänzenden Punktmessungen ermöglicht.

Aufgabe der Datenverarbeitung ist neben der Klassifizierung der Messwerte und Extraktion von Merkmalen auch die Unterscheidung der Objekte vom Hintergrund. Der Hintergrund, also beispielsweise die Oberfläche des Förderbandes, muss sich dabei in seinen

Eigenschaften zur Strahlungsveränderung von dem zu sortierenden Material unterscheiden. Bei einer Farbsortierung bedeutet dies, dass die Bandoberfläche sich in Helligkeit oder Farbe von dem zu sortierenden Abfall deutlich unterscheiden muss. Dies stellt insbesondere dann eine große Herausforderung an die Robustheit der Technik dar, wenn sich durch Verschmutzungen die Bandfarbe der Objektfarbe anpasst.

### **3 Forschungsschwerpunkte am I.A.R. und AMR**

Die sensorgestützte Sortierung von Abfällen in Anlagen zur Aufbereitung von Abfällen gehört zum Stand der Technik. Zum Einsatz kommen vor allem monosensorische Systeme zur Sortierung nach dem Merkmal Objektfarbe mit Reflektions- und Transmissionsmessung, Metalldetektoren sowie Spektrometer zur Messung der reflektierten Strahlung im nahen Infrarotbereich. [BEK] Neu am Markt sind Röntgensortierer, die Einzelstücke nach ihrer Kernladungszahl klassifizieren und Sortieren können. Das Institut für Aufbereitung und Recycling fester Abfallstoffe (I.A.R.) an der RWTH Aachen beschäftigt sich mit der Weiterentwicklung bestehender Sensortechniken sowie der Erkundung neuer Sensortechniken. Im Mittelpunkt steht hier die Fusion der Signale unterschiedlicher Sensoren zur gleichzeitigen Klassifikation von Einzelstücken. Hierzu wurde im Verbund mit dem Lehr- und Forschungsgebiet Aufbereitung mineralischer Rohstoffe (AMR) der RWTH Aachen der Multisensorprüfstand MiDAS angeschafft.

#### **3.1 Sensorprüfstand MiDAS**

Der Sensorprüfstand MiDAS (siehe Abbildung 1) besteht aus einem Förderband zur Materialzuführung, einer Sensoreinheit mit fünf Sensoren und einer Austragseinheit in Form einer Luftdüsenleiste. Die Materialaufgabe erfolgt mittels einer Schwingrinne. Die Förderbandgeschwindigkeit beträgt bis zu drei Meter pro Sekunde.

Durch die Integration einer programmierbaren Bandsteuerung ist ein Reversierbetrieb möglich, der das mehrfache Scannen von Einzelstücken mit wenig zeitlichem Aufwand ermöglicht. Als Förderbandfarbe steht momentan Weiß, Schwarz und Weiß-Transparent zur Verfügung. Hiermit wird die Simulation unterschiedlicher Verfahren zur Isolation der Objekte zum Hintergrund möglich. Die Bandbreite des Fördergurts beträgt 300 mm. Als Sensoren sind eine Farbzeilenkamera, eine Wärmebildzeilenkamera, eine 3D-Kamera, sowie eine hochempfindliche Graustufenzeilenkamera integriert. Ergänzt werden diese bildgebenden Sensoren durch einen Metalldetektor, der mehrstufig ausgelesen werden kann.

Alle Sensoren lassen sich miteinander verknüpfen und synchronisieren, so dass ein vollwertiger Multisensorbetrieb ermöglicht wird. Dabei ist eine optimale Vereinzelnung

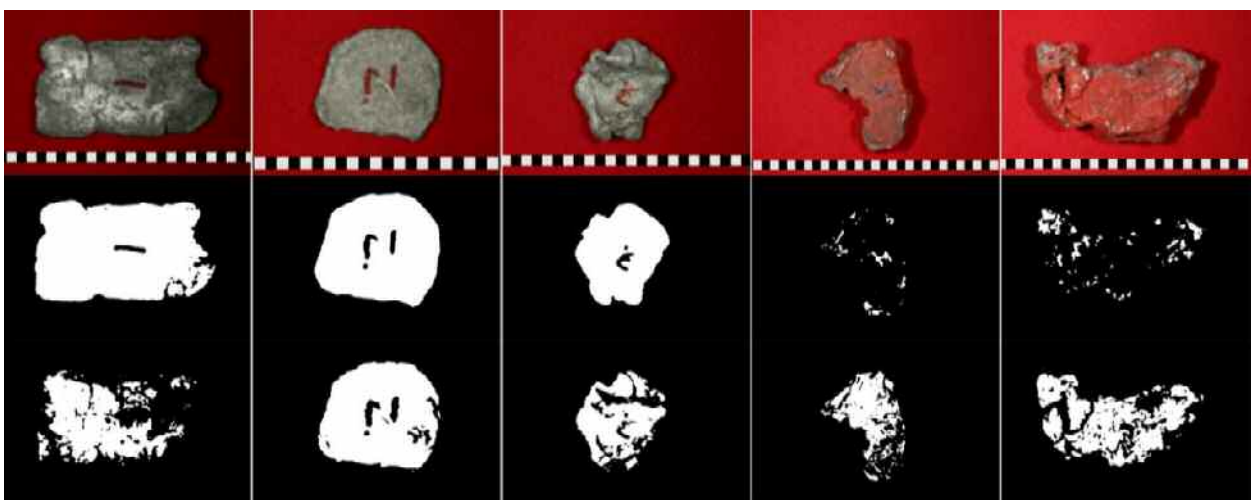
des Materials erforderlich, vor allem hinsichtlich eines homogenen und konstanten Feldes von Bewegungsvektoren der Einzelstücke auf dem Förderband.



**Abbildung 1** MiDAS Multisensorprüfstand

### 3.1.1 Farbzeilenkamera

Die in MiDAS verbaute Zeilenkamera erreicht eine Auflösung von bis zu 0,3 mm/pel und erzeugt damit eine Datenbasis für ein weites Spektrum von Anwendungen, angefangen von der reinen Farbsortierung bis zur Texturanalyse von Oberflächen. Die Beleuchtung erfolgt dabei über hochfrequente Leuchtstoffröhren sowohl aus Richtung der Kamera im Reflektionsverfahren als auch im Durchlichtbetrieb mit Gegenlicht. Für den letzten Fall ist der Einsatz eines lichtdurchlässigen Bandbelages notwendig. In der Praxis hat sich dieser als äußerst robust gegen Verschmutzungen erwiesen und erlaubt bei der Farberkennung auch nach längerem Einsatz eine einfache Isolation der Objekte vom Hintergrund. Ist der Einsatz eines transparenten Bandbelags mit Gegenlicht nicht möglich, so stellt die Isolation der Objekte vom Hintergrund eine besondere Herausforderung dar.



**Abbildung 2** Objektisolation mit Helligkeits- und Farbfilter

In Abbildung 2 sind untereinander jeweils Farbbild, isoliertes Objekt nach Filterung mit einem Helligkeitsschwellwert und mit zusätzlichem Farbfilter dargestellt. Selbst mit Farbfilter lassen sich die rechten beiden Objekte nicht vollständig vom Hintergrund unterscheiden. Das in Kapitel 3.1.3 erläuterte Verfahren mit einer 3D-Kamera liefert hier deutlich bessere Ergebnisse.

### **3.1.2 Hochempfindliche Graustufenzeilenkamera**

Eine hoch lichtempfindliche Graustufenzeilenkamera mit einer Auflösung von bis zu 0,15 mm/pel und einer im Vergleich zu herkömmlichen Sensoren hundertfach stärkeren Lichtempfindlichkeit bietet die Möglichkeit zur Erkennung von schwachen Fluoreszenzeffekten bei mineralischen Rohstoffen und Abfällen gleichermaßen. Die Emission von Eigenstrahlung wird hier durch starke UV-Lampen im Reflektionsverfahren angeregt. Eine weitere Möglichkeit der Anwendung bietet die detaillierte Abtastung des Stoffstroms mit einer Tiefenschärfe von mehreren Zentimetern. Somit können trotz kleiner Blendenöffnung des Objektivs und kurzen Belichtungszeiten ausreichend helle Bilder gewonnen werden, die eine zeitliche scharfe Abbildung von dünnen und dicken Objekten ermöglicht. Da keine Farbinformationen zur Verfügung stehen, jedoch mit sehr hohen Auflösungen gescannt wird, eignet sich diese Betriebsart vor allem zur Detektion von Mustern auf den Objektoberflächen.

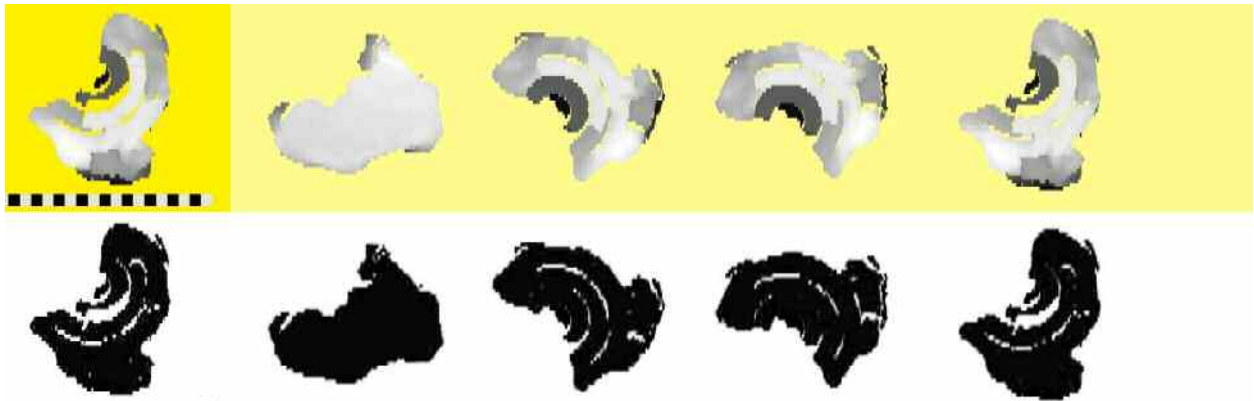
### **3.1.3 3D-Kamera**

Über einen in MiDAS integrierten Lichtschnittsensor, welcher nach dem Prinzip der Lasertriangulation arbeitet, kann die Topologie des Stoffstroms erfasst werden. Dabei wird eine Laserlinie senkrecht von oben und quer zur Förderrichtung auf den Stoffstrom projiziert. Eine schräg zur Ebene des Lasers ausgerichtete Kamera mit Graustufenflächensensor erfasst die Auslenkung der Laserprojektion an jeder Breitenkoordinate des Lichtschnitts und ermittelt so ein Höhenprofil für einen Abschnitt des Stoffstroms. Durch die hohe Bildfrequenz von bis zu 10 kHz ergibt sich bei einer Bandgeschwindigkeit von 3 m/s eine Auflösung von unter 0,3 mm in Förderrichtung. Die Auflösung quer zur Bandlaufrichtung erreicht bei einer Arbeitsbreite von 300 mm bis zu 0,2 mm/pel, in Richtung der Objekthöhe je nach Triangulationswinkel bis zu 0,1 mm/pel.

Durch die hochpräzise Erfassung der Stoffstromoberfläche lassen sich bereits etablierte Farbsortierprozesse ergänzen und verbessern. So kann beispielsweise das Volumen jedes Einzelkorns abgeschätzt werden, ebenso ist eine Bestimmung von Formmerkmalen möglich. Abbildung 3 zeigt den 3D-Scan eines Schrottstücks in mehreren Positionen (obere Zeile).

Objekt und Hintergrund haben dabei die gleiche Farbe. Eine Isolation ist anhand der Höhenwerte in jeder Lage eindeutig durchführbar (untere Zeile). Dabei ist insbesondere

anzumerken, dass die Abtastung weitestgehend unabhängig von Oberflächenverschmutzungen durchgeführt werden kann.



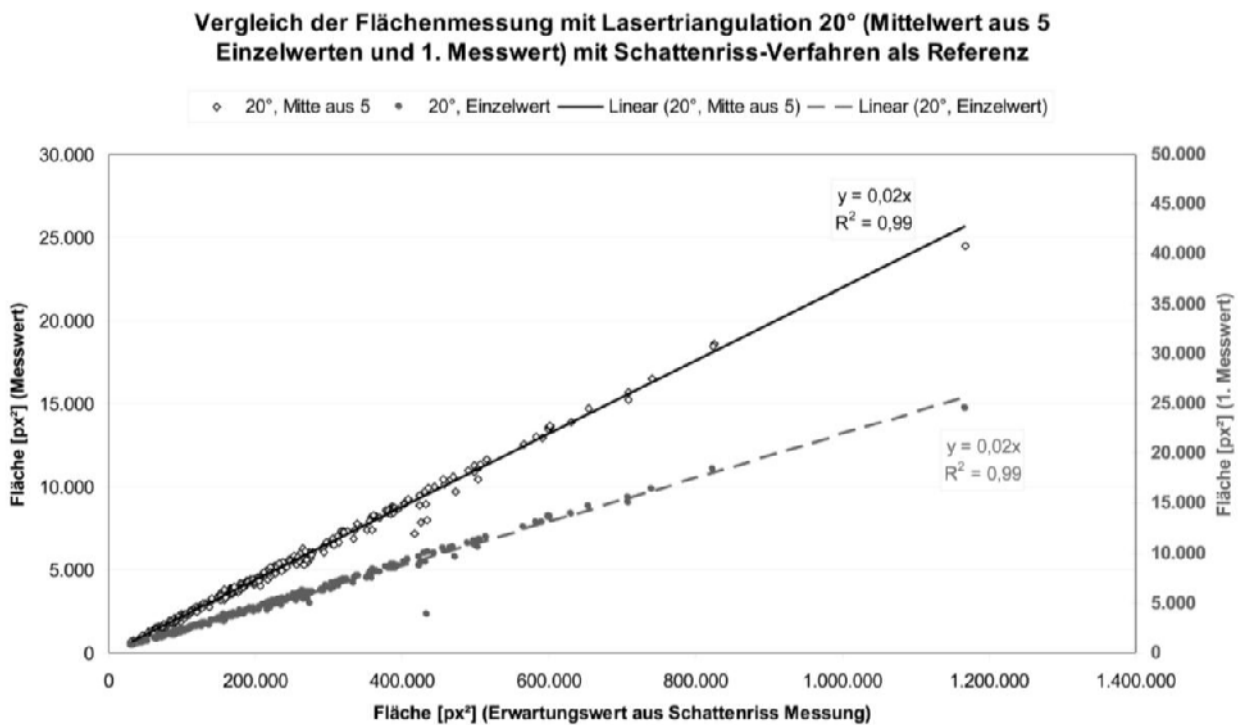
**Abbildung 3** 3D-Scan eines Guss-Aluminium Schrottstücks

Jede Oberfläche, die den Laserstrahl ausreichend hell und diffus Richtung Kamera zurückreflektiert, eignet sich zur Messung. Begrenzt wird der Einsatz dieser Technologie durch spiegelnde und mattschwarze Oberflächen und eine erhöhte Staubkonzentration in der Luft zwischen Laserdiode und Förderbandoberfläche.

Durch das Prinzip der Lasertriangulation kommt es zu systembedingten Abschattungen der Objektoberfläche. Diese nehmen zu, je steiler der Triangulationswinkel gewählt wird. Die Fläche neben steilen Erhebungen und Kanten kann nicht immer komplett erfasst werden, da sie die Reflektion des Laserstrichs zur Kamera verhindert. Dieser Effekt der Cavität kann durch geschickte Anordnung der Lichtquellen und Kamerasysteme verringert werden. In einer Studie am I.A.R. wurde ermittelt, wie stark die Cavität die Isolation der Objektgrenzen beeinflusst. Dabei wurden Verfahren mit Helligkeitsschwellwert bei Transmissionsmessung einer Farbzeilenkamera, Farberkennung bei Reflektionsmessung einer Farbzeilenkamera und Triangulationsverfahren mit der in MIDAS verbauten 3D-Kamera verglichen.

Als Referenz wurde die Schattenrissmessung im Transmissionsverfahren betrachtet. Als Kriterium für eine erfolgreiche Objekterkennung wurde die Objektfläche definiert. Im Idealfall sollte sich für die Objekte ein linearer Zusammenhang zwischen der Flächenmessung von zwei unterschiedlichen Verfahren ergeben. Wie in Abbildung 4 zu sehen ist ein linearer Zusammenhang zwischen den Flächenmesswerten von 250 Aluminiumschrott Proben trotz zum Teil spiegelnder und stark zerklüfteter Oberflächen mit einem Bestimmtheitsmaß  $R$  von 99 % vorhanden.

Es ist also davon auszugehen, dass die verwendete Methode zur Objektisolierung im Schrottbereich verwendet werden kann. Durch die Objektisolierung anhand der Objekthöhe kommt es zudem zu keinen Beeinträchtigungen durch Verschmutzungen auf dem Bandbelag.



**Abbildung 4** Vergleich von Schattenriss und Lasertriangulation zur Flächenmessung

### 3.2 Verfahren zur Objektisolierung

Zur Objektisolierung geeignete Sensoren sind die 3D-Kamera sowie die Farbkamera. Da beide als Zeilenkamera ein Einzelbild des Bandes liefern, kommen einzelbildbasierte Verfahren zum Einsatz.

Beim Einsatz einer Farbkamera müssen sich Objekte und Hintergrund hinreichend unterscheiden, um eine Trennung von Objekt und Hintergrund zu ermöglichen. Bei Rutschen-Sortierern ist dies in der Regel aufgrund des weit entfernten Hintergrunds unproblematisch, während bei Bandsortierern das Band dazu tendiert, die Farbe des Aufgabematerials anzunehmen. Bei solchen Sortierern kommt die 3D-Kamera zum Einsatz, da sie nicht auf Farbunterschiede angewiesen ist. Das von ihr gelieferte Höhenbild kann als Graustufenbild aufgefasst werden, so dass die eingesetzten Verfahren zur Objektisolierung identisch mit denen einer Farbkamera sind.

Die größten Herausforderungen für die Erkennung sind Verunreinigungen auf dem Band und den Sensoren, die als Rauschen im Bild aufgefasst werden. Robuste Verfahren zur Objektisolierung müssen in der Lage sein, solchen Störungen zu eliminieren und gleichzeitig die zu erkennenden Objekte beizubehalten. Im Folgenden werden einige in Sortieranlagen implementierte Verfahren zur Objektisolierung vorgestellt.

### 3.2.1 Farbquantisierungsverfahren

Nach der Einteilung des Farbraumes in Vordergrund und Hintergrund liegt ein Binärbild vor. Dieses wird üblicherweise noch mittels morphologischer Bildoperatoren, wie z.B. Erosion und Dilatation gefiltert, um Rauscheinflüsse möglichst gering zu halten. Ausgehend von der Definition von Nachbarschaften auf dem Bildraster werden die zusammenhängenden Vordergrundbildpunktmenen nun als Objekte betrachtet. Klarer Vorteil dieses Verfahrens ist seine hohe Geschwindigkeit. Nachteil ist die hohe Anfälligkeit gegenüber Bildstörungen. Ausserdem lassen sich die Objektgrenzen nur recht grob mit einer Varianz von 1-2 Pixeln bestimmen.

### 3.2.2 Morphologische Verfahren

Morphologische Verfahren [SOI] nutzen lediglich lokale Strukturen der Bildelemente und nicht deren Farbwerte. Ein zur Objektisolierung gerne herangezogenes Verfahren ist die sogenannte morphologische Wasserscheidetransformation [DEK]. Diese liefert direkt ein Binärbild mit geschlossenen regelmäßigen Objekten. Vorteil dieses Verfahrens ist die Ausnutzung von Struktur im Bild. Nachteile sind die Empfindlichkeit gegenüber Rauscheinflüssen und Änderungen in der Beleuchtung, sowie die Erkennung von irregulären Objekten.

### 3.2.3 Gradientenbasierte Verfahren

Die Objektgrenzen zeichnen sich durch Unterschiede in der Farbintensität gegenüber dem Hintergrund aus. Fasst man das Bild als Abbildung  $R^2 \rightarrow R$  auf, so kann man einen solchen Intensitätsübergang als eine Stelle der Funktion mit sehr hoher Steigung orthogonal zur Objektgrenze und sehr niedriger Steigung parallel dazu betrachten. Das wohl bekannteste Verfahren stellt dabei die Kantenextraktion nach Canny dar [CAN]. Hier wird das Bild erst geglättet, um Rauscheinflüsse zu eliminieren. Anschließend werden an jedem Bildpunkt die Beträge der Gradienten in beide Richtungen bestimmt und mittels eines Hysterese-Verfahrens entschieden, ob ein Bildpunkt zur einer Kante gehört oder nicht. Weitere Verfahren bestimmen Kanten durch den Vergleich lokaler Varianzen [FOR], welche den Filter an die jeweilige Bildsituation anpassen. Beide Verfahren bieten die Möglichkeit der Lokalisierung der Objektkontur auf Subpixelgenauigkeit.

Aus dem so gewonnenen Kantenbild müssen jetzt noch die Objekte zusammengesetzt werden. Da sich Rauscheffekte i.d.R. nicht vollständig eliminieren lassen, sind die Objektgrenzen im Kantenbild nicht optimal. So können beispielsweise Lücken in Objektkonturen auftreten, welche man durch morphologische Operatoren aber auch durch die Hinzunahme von Farbinformation schließen kann.

Vorteile der Gradientenbasierten Verfahren sind die hohe Genauigkeit und die Möglichkeit einer adaptiven Filterung. Dem gegenüber stehen wesentlich höhere Rechenzeiten. Da allerdings nahezu alle genannten Operationen eine Implementierung in Hardware (z.B. auf einem FPGA) bieten, sind diese auch für den harten Realzeiteinsatz geeignet.

## 4 Literatur

- [CAN] 1986 Canny, J., A Computational Approach To Edge Detection, IEEE Trans. Pattern Analysis and Machine Intelligence, 8:679-714, 1986
- [FOR] 1987 W. Förstner, E. Gülch. A fast operator for detection and precise location of distinct points, corners and centres of circular features. In Proc. ISPRS Intercommission Conference on Fast Processing of Photogrammetric Data, pages 281305, Interlaken, Switzerland, June 1987
- [DEK] 1992 Marcel Dekker, The Morphological approach of segmentation: The watershed transformation, Mathematical Morphology in Image Processing, New York, 1992
- [SOI] 1999 P. Soille, MORPHOLOGICAL IMAGE ANALYSIS -Principles and Applications, Springer-Verlag, 1999
- [BEK] 2006 Ernie Beker, Quantensprung in der Sortier-Analytik, WLB Ausgabe 6/2006, Seite 50ff.
- [ZEI] 2006 Eckhard Zeiger, Sortierung von Baumischabfall – Röntgenmaschine trennt wirtschaftlich organische und anorganische Bestandteile, WLB Ausgabe 5/2006
- [TIT] 2004 TiTech Visionsort GmbH, Abfälle automatisch sortieren, Sekundär-Rohstoffe 10/2004

### **Anschrift der Verfasser**

Dipl.-Ing. Dirk Killmann  
I.A.R. RWTH Aachen  
Lehrstuhl für Aufbereitung und Recycling fester Abfallstoffe  
Univ. Prof. Dr.-Ing. Thomas Pretz  
Wüllnerstr. 2  
52062 Aachen

Telefon +49 (241) 80 – 957 04  
Email: killmann@ifa.rwth-aachen.de  
Website: www.ifa.rwth-aachen.de



Dipl.-Inform. Thomas Scharrenbach

AMR RWTH Aachen

Lehr- und Forschungsgebiet Aufbereitung mineralischer Rohstoffe

Lochnerstr. 4-20

52064 Aachen

Telefon +49 (241) 80 – 968 83

Email: [scharrenbach@amr.rwth-aachen.de](mailto:scharrenbach@amr.rwth-aachen.de)

Website: [www.amr.rwth-aachen.de](http://www.amr.rwth-aachen.de)

# **Automatische Sortiersysteme für Anwendungen in der Abfallsortierung**

**Uwe Habich**

Steinert Elektromagnetbau GmbH, Köln

## **Sensor-Based Sorting Systems in Waste Processing**

### **Abstract**

The technology of inductive, X-ray and color sorting systems is discussed. Principal operation, set-up and separation results are described.

### **Zusammenfassung**

Die induktive Sortierung, Röntgensortierung und Farbsortierung werden diskutiert. Funktionsweise, Aufbau der Geräte und Separationsergebnisse werden beschrieben.

### **Keywords**

automatische Sortierung, Sensorsortierung, induktive Sensoren, Röntgensortierung, Farbsortierung; sensor-based sorting, inductive sorting, X-ray sorting, color sorting

## **1 Einleitung**

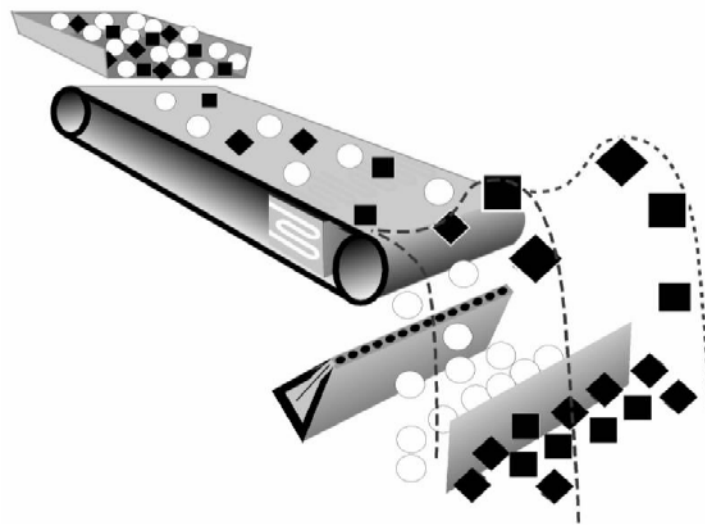
Automatische Sortiersysteme werden in der Abfallaufbereitung seit mehr als 10 Jahren in der Sortierung von Leichtverpackungen (z. B. DSD) eingesetzt. Diese Systeme arbeiten mit Nah-Infrarot- (NIR-) Sensoren und können unterschiedliche Kunststoffe unterscheiden. Für die bisherige Sortierung unzerkleinerter Verpackungsabfälle war eine Ortsauflösung von mehreren Zentimetern meist ausreichend. Im Zuge der zunehmenden Herstellung von Ersatzbrennstoffen aus Gewerbe- oder Mischabfällen werden mehr und mehr alternative Sensorsysteme zur Störstoffentfrachtung eingesetzt, die ihren Ursprung z. B. im Bereich Metallrecycling haben. Die zum Materialaufschluss notwendige Zerkleinerung des Ausgangsmaterials erhöht zudem die Anforderungen an die Ortsauflösung.

Störstoffe in EBS sind zum einen anorganische Materialien wie Steine, Keramik, Glas, oder Metalle, zum anderen schadstoffhaltige organische Materialien, wobei hier insbesondere das PVC mit einem hohen Chloranteil zwischen 30 und 50 Gewichtsprozenten zu nennen ist.

Neben der NIR-Sortierung, die bisher nur bei hellen oder transparenten Kunststoffen zuverlässig einsetzbar ist, sind die induktive Sortierung, die optische Sortierung (hauptsächlich nach Farbe) und die Röntgensortierung vielversprechende Technologien für die Aufbereitung von Abfällen.

In der Regel bestehen die zum Einsatz kommenden Sortiersysteme aus einer Bandstrecke zur Vereinzelung und Beruhigung des Materials, einem Detektor, der unter oder über dem Förderband oder im Bereich des Materialabwurfs angeordnet ist, und einer Ventilleiste, die die positiv zu sortierende Materialkomponente ausbläst (Abbildung 1).

Steinert bietet neben den bereits weit verbreiteten induktiven Sortiersystemen auch Röntgen- und Farbsortiersysteme an, die auf Grund steigender (Sekundär-) Rohstoffpreise zunehmend an Bedeutung gewinnen. Seit März 2007 rundet die Zusammenarbeit mit dem französischen Partner Pellenc bei der NIR-Sortierung diese Produktpalette ab.



**Abbildung 1** Prinzipieller Aufbau eines automatischen Sortiersystems, hier mit induktivem Sensor unter dem Förderband

## 2 Induktive Sortierung

Im Metallrecycling sind die Magnetscheidung und die Nichteisenmetall-Scheidung (NES) etablierte Technologien. Beides sind Massenstromverfahren, bei denen Stoffeigenschaften der Metalle (Magnetisierbarkeit bzw. elektrische Leitfähigkeit) durch ein andauernd über die ganze Breite des Materialstroms anliegendes (statisches oder zeitlich fluktuierendes) Magnetfeld ausgenutzt werden. Mit diesen Verfahren werden in Shredderbetrieben mehr als 95% des magnetisierbaren Stahls („Eisen“) und der Nichteisenmetalle zurück gewonnen. Neuere Untersuchungen ergaben eine Recyclingquote von 98% [FRANCOIS, 2003].

Bei den Metallanteilen, die bei der Magnet- und NE-Separation nicht erfasst werden, handelt es sich zu einem großen Teil um Edelstahl, der weder gut magnetisch noch gut elektrisch leitfähig ist. Außerdem werden NE-Metalle aus Kabeln oder in Verbunden nur

unvollständig durch die o. g. Verfahren separiert. In der Vergangenheit erfolgte in den Abfallfraktionen von Metall-Aufbereitungsanlagen allenfalls eine Handklaubung größerer Metallstücke. Die Verluste dieser Handsortierung sind erheblich. In der Praxis können nur Korngrößen größer 40 mm erfasst werden, wobei die Effizienz bei Korngrößen kleiner 100 mm stark eingeschränkt ist. Die Einführung automatischer, sensorgestützter Sortiersysteme bietet für den Betreiber hier zum einen die Möglichkeit zur Kostenreduktion (Investitions- und Betriebskosten gegenüber Personalkosten), zum anderen die Aussicht auf höhere Einkünfte durch effektivere Rückgewinnung der Restmetalle.

Das induktive Sortiersystem ISS<sup>®</sup> von Steinert ist aus einem Förderband aufgebaut, unter dem in der Nähe der Kopfrolle eine Detektorleiste aus nebeneinanderliegenden Metalldetektoren mit je 25 mm Durchmesser eingebaut ist. Im Bereich des Abwurfs ist eine Düsenleiste angeordnet, deren Ventile abhängig von den Signalen der Detektoren angesteuert werden. Das Material wird mit einer Förderrinne auf das Gerät aufgegeben und durch das schnell laufende Band vereinzelt. Durch den Geschwindigkeitsunterschied zwischen Rinne (ca. 0,3 m/s) und Förderband (2,5 m/s) wird eine weitere Vereinzelnung erreicht. Das Förderband ist 4 m lang um eine ausreichende Beruhigung des Materials zu gewährleisten. Die Austrageinheit mit Trennscheitel ist so geformt, dass Fehlausträge durch rückprallende Teile minimiert werden.

Der mechanische Aufbau des ISS<sup>®</sup> orientiert sich am bewährten Design der Nichteisenmetallscheider, d. h. die Geräte sind insbesondere im Hinblick auf die rauen Betriebsbedingungen in Shredderbetrieben und Metallaufbereitungsanlagen ausgelegt.

Die Metalldetektoren können entweder als Allmetall- oder VA- Sensoren ausgeführt sein. Allmetall-Detektoren erkennen unspezifisch alle Metallteile oberhalb der Detektionsgrenze von ca. 3 mm (Kugel). Drähte werden bis zu einem Durchmesser von 0,4 mm zuverlässig detektiert. Mit den aufwendigeren VA-Detektoren kann aus der Restfraktion oder aus einem mit Allmetall-Detektoren aufbereitetem Konzentrat gezielt der Edelstahlanteil separiert werden. Beide Detektorvarianten können Signale von noch vorhandenen Eisenteilen unterdrücken, um die Verunreinigung der Metallfraktion durch Reifenteile mit Stahlverstärkungen zu verhindern.

Die Mehrzahl der induktiven Sortiersysteme ISS<sup>®</sup> wird z. Z. in Shredder-Anlagen in Nordamerika betrieben. In den dortigen Shreddern wird im Vergleich zu europäischen Anlagen weniger leichtes Material abgesaugt oder durch Windsichtung separiert, was zu einer anderen Zusammensetzung der Shredder-Reste führt. Außerdem wird dort nur ein kleiner Anteil des Materials Schwimm-Sink-Anlagen zugeführt. Mit einem der ersten Geräte wurden innerhalb eines Jahres mehr als 2300 t Metalle mit einer Reinheit > 90% aus den Abfällen zurückgewonnen, die ohne Einsatz des ISS<sup>®</sup> deponiert worden wären

[MOSEBACH, 2006]. Dies entspricht einem Gegenwert, der den Kaufpreis des Geräts weit übersteigt.

In Europa werden die induktiven Sortiersysteme ISS<sup>®</sup> mehr und mehr in Altholz- und Ersatzbrennstoff-Aufbereitungsanlagen eingesetzt. Im Unterschied zum Metallrecycling ist hier nicht das Ziel eine möglich saubere Metallfraktion zu gewinnen, sondern ein metallfreies Produkt zu erzeugen um nachfolgende Maschinen zu schützen. Wegen der erforderlichen hohen Volumendurchsätze ist hierbei das Förderband des ISS<sup>®</sup> nicht mit einer Einkornschicht sondern mit einer Schichthöhe von einigen Zentimetern belegt. Produktverluste beim Ausschleusen eines Metallteils werden in Kauf genommen. Diese Verluste können durch den Einsatz eines Sensors mit 12,5 mm Spurbreite reduziert werden, da dann nach Erkennen eines Metallteils deutlich weniger nichtmetallisches Material mit ausgeblasen wird.

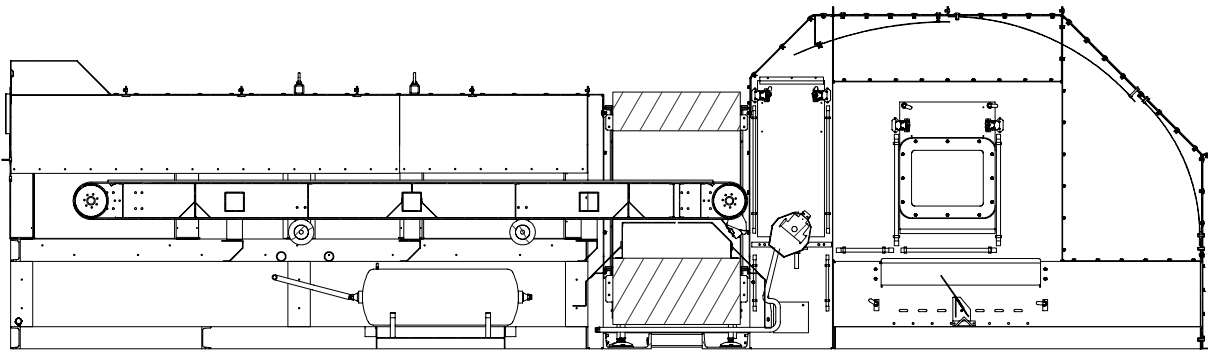
### 3 Röntgensortierung

Bei der Röntgensortierung wird das von einem Förderband transportierte Material mit Röntgenstrahlung durchleuchtet und die Intensität der transmittierten Strahlung wird durch Röntgenzeilendetektoren gemessen. Da die Absorption der Strahlung sowohl von der Dichte des durchleuchteten Objekts als auch von der Materialstärke abhängt wird i. a. die Strahlungsintensität in zwei unterschiedlichen Energiebereichen der Röntgenstrahlung gemessen („dual energy“). Dadurch kann die Dickenabhängigkeit eliminiert werden und das durchstrahlte Material kann anhand der Dichte identifiziert werden. Dieses Verfahren entspricht prinzipiell dem Durchleuchten von Gepäckstücken an Sicherheitsschleusen z. B. an Flughäfen. Röntgenscanner werden außerdem verbreitet in der Lebensmittelindustrie zur Fremdkörperdetektion eingesetzt. Das Dual-Energy-Verfahren ist zudem aus der medizinischen Radiographie bekannt, z. B. zur Herstellung getrennter Knochen- und Weichteilaufnahmen.

Da das zu identifizierende Objekt komplett durchstrahlt wird, wird die Information zur Charakterisierung des Materials aus dem gesamten Volumen des Körpers gewonnen und nicht nur von der Oberfläche, wie z. B. bei der NIR- oder Farbsortierung. Feuchtigkeit oder Staub führen zu keiner merkbaren Beeinflussung des Messergebnisses.

Das Röntgensortiersystem XSS von Steinert ist in Abbildung 2 dargestellt. Der Röntgenscanner am vorderen Ende des Förderbandes ist in ein - dem bewährten induktiven Sortiersystem ISS<sup>®</sup> ähnlichen - Gesamtsystem aus Zuführung (Schwingförderer), Förderband und Abwurf incl. Ventilleiste integriert. Die Röntgenquelle mit einer Strahlungsenergie von bis zu 160 keV befindet sich unterhalb des Förderbandes. Die Röntgendetektoren sind oberhalb des Bandes angebracht. Die Arbeitsbreite des XSS beträgt 1000 mm. Die wartungsfreie Scannereinheit ist zur Abschirmung der von der Röhre emittier-

ten direkten Röntgenstrahlung mit Blei gekapselt. Die durchstrahlten Objekte und das Förderband erzeugen Streustrahlung, die in alle Raumrichtungen abgestrahlt wird. Diese Streustrahlung ist etwa einen Faktor hundert schwächer als die primäre Röntgenstrahlung, so dass zur Abschirmung einige mm Stahl ausreichen. Das XSS ist deshalb vollständig mit Stahlblechen verkleidet und entspricht in seiner Ausführung einem Hochschutzgerät nach der deutschen Röntgenverordnung. Die außerhalb des Gerätes noch messbare Strahlung unterschreitet die Grenzwerte für Vollschutzgeräte. Damit sind keinerlei Zugangsbeschränkungen zum jeweiligen Betriebsort des XSS erforderlich.



**Abbildung 2** Röntgensortiersystem XSS. Der eigentliche Scanner ist schraffiert dargestellt.

Im Metallrecycling kann das XSS vor allem für die Trennung von leichten Nichteisenmetallen (Aluminium, Magnesium) von schwereren NE-Metallen (Kupfer, Messing, Zink, Edelstahl) verwendet werden. Hier können Aluminiumreinheiten  $> 95\%$  bei Durchsätzen von bis zu 10 t/h erreicht werden. Die zu verarbeitende Korngröße beträgt ca. 5 – 200 mm. In Europa werden hierfür zur Zeit hauptsächlich aufwändige Schwimm-Sink-Anlagen eingesetzt. Darüber hinaus ist eine Trennung zwischen bestimmten Guss- und Knet-Legierungen möglich. Erste Ergebnisse ergaben auch hier Reinheiten über 95%. Voraussetzung ist, dass die jeweiligen Legierungsanteile (z. B. Silizium und Kupfer) zu einem ausreichenden Dichteunterschied führen.

Ein weiteres Anwendungsfeld für die Röntgensortierung ist die Störstoffentfrachtung in der „nichtmetallischen“ Sekundärrohstoffaufbereitung. In der Ersatzbrennstoffaufbereitung kann das XSS zur Separation von PVC verwendet werden. Durch den hohen Chloranteil zwischen 30% und 50% hat PVC eine signifikant höhere Röntgenabsorption als andere Kunststoffe. Dabei können auch dunkle Kunststoffe sicher identifiziert werden. In der Aufbereitung von Altholz kann das XSS zur Separation von anorganischen Fremdkörpern wie Steinen oder Metallstücken verwendet werden, die ansonst zu Schä-

den in nachfolgenden Maschinen oder zu Produktbeeinträchtigungen führen können. Bei dieser Anwendung können größere Schichthöhen des Materials toleriert werden.

Für den Betrieb einer Röntgeneinrichtung sind in der Regel Zulassungsvorschriften zu beachten. In Deutschland muss der Betrieb von Hochschutzgeräten der zuständigen Behörde zwei Wochen vor Inbetriebnahme angezeigt werden. Der Betreiber braucht einen Strahlenschutzbeauftragten, wobei für Hochschutzgeräte eine eintägige Ausbildung ausreicht. Außerdem müssen die Anlagen bei Inbetriebnahme und danach alle 5 Jahre durch einen Sachverständigen überprüft werden.

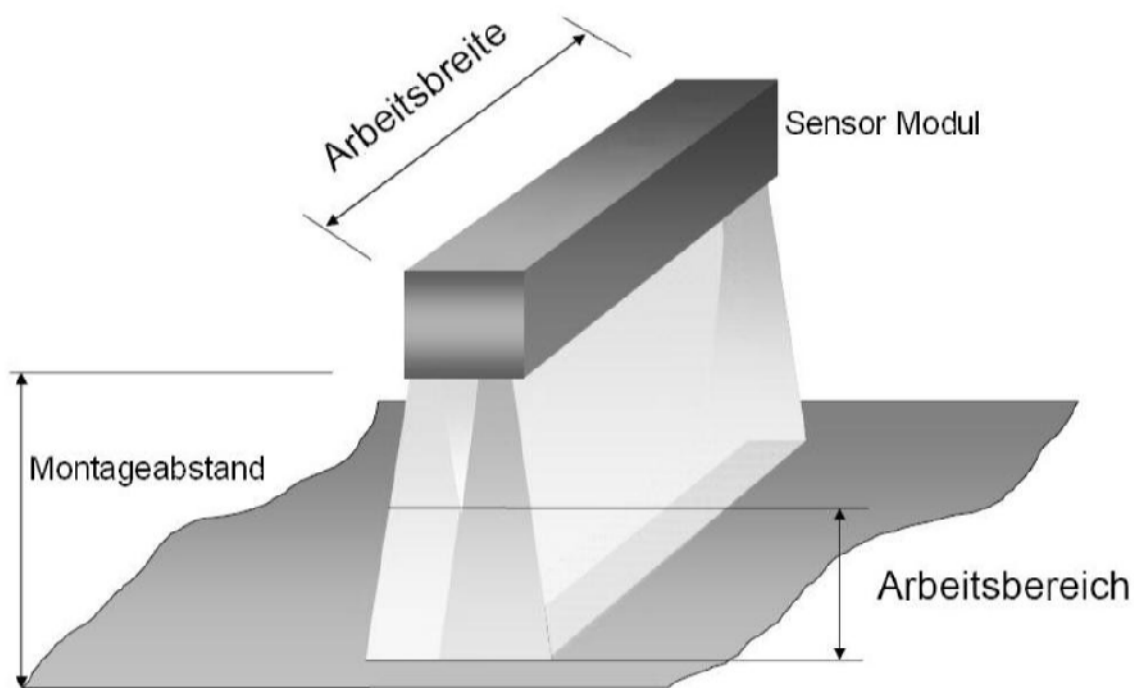
## 4 Farbsortierung

Farbsortiersysteme werden in großer Stückzahl z. B. im Glas-Recycling und in der Lebensmittelindustrie eingesetzt. Die Farbsortierung ist wie die NIR-Sortierung ein Oberflächen-sensitives Verfahren. Das bedeutet, dass beschichtete oder lackierte Objekte prinzipiell nicht materialspezifisch identifiziert werden können. Trotzdem gibt es im Recycling Aufgabenstellungen, für die eine Farbsortierung eine wirtschaftliche Lösung darstellt. Dies ist insbesondere dort der Fall, wo die zu untersuchenden Materialien vorher Zerkleinerungsstufen durchlaufen haben (z. B. Shredder in der Metallaufbereitung), die vorher vorhandene Oberflächenbeschichtungen abtragen oder das Material so aufbrechen, dass mit hoher Wahrscheinlichkeit unbeschichtete Bruchflächen beobachtet werden können.

Farberkennungssysteme sind aus vielen Bereichen der Produktionstechnik und Lebensmitteltechnik bekannt. In der Regel bestehen sie aus einer Beleuchtungseinheit und einer Farbkamera mit CCD-Chip (ähnlich den Digitalkameras im Consumer-Bereich) oder einer Farbzeilenkamera. Letztere besteht aus einer linienförmigen Anordnung einzelner Farbdetektoren. Detektorzeile und zu Messobjekt werden mit konstanter Geschwindigkeit zueinander bewegt. Das Objekt wird in einzelnen Zeilen abgescannt und die jeweils gemessenen Zeilen können wieder zu einem zweidimensionalen Bild zusammengesetzt werden. Dieses Prinzip wird auch in Farbkopierern und Scannern eingesetzt.

Das Steinert-Farbsortiersystem FSS verwendet einen kompakten Auflichtsensor, der in dem die jeweils erforderliche Anzahl von Farbkameras und die Beleuchtung integriert sind. Die Beleuchtung besteht aus zwei Zeilen weißer Hochleistungs-Leuchtdioden (LED), deren Licht mit Zylinderlinsen auf die Beobachtungsebene fokussiert wird. LEDs bieten gegenüber der konventionellen Beleuchtung mit einer Vielzahl von Leuchtstoffröhren neben dem deutlich kompakteren Aufbau die wesentlichen Vorteile längere Lebensdauer und stabilere Farbtemperatur bei Schwankung der Umgebungstemperatur. Die Kameras, die jeweils eine Breite von 200 mm abscannen, verwenden statt der älte-

ren CCD-Technik als Farbdetektoren CMOS-Chips, die als Zeilendetektoren ausgelesen werden. Im Unterschied zu CCD-Chips ist bei der CMOS-Technik die Auswertelektronik mit auf dem Chip integriert und die einzelnen Pixel sind direkt auslesbar. Durch eine besondere Anordnung der RGB-Pixel („Bayer-Pattern“) tritt kein Farbversatz an Objekträndern auf. Zudem ermöglicht die nichtlineare Kennlinie der CMOS-Sensoren auch dann noch eine sichere Farberkennung, wenn einzelne Bereiche des Messobjekts große Helligkeitsunterschiede aufweisen. Die Ortsauflösung des Farbsortiersystems FSS beträgt ca. 0,6 mm. Objekte mit Abmessungen ab ca. 5 mm x 5 mm können damit sortiert werden.



**Abbildung 3** Prinzip des kompakten Aufsichtssensors. Die Kameras sind zwischen den linienförmigen LED-Einheiten angeordnet. Der Montageabstand beim Farbsortiersystem FSS beträgt 470 mm. Der Arbeitsbereich, in dem die Kameras ausreichend scharf „sehen“, beträgt mehr als 100 mm.

Der Aufsichtssensor ist über der Abwurfparabel des Material zuführenden Förderbandes angeordnet und betrachtet den Materialstrom gegen einen dunklen Hintergrund. Die Farbpixel der Kameras im roten, grünen und blauen Spektralbereich (RGB) besitzen unterschiedliche Empfindlichkeiten; zudem ist die Lichtintensität der LEDs über dem betrachteten sichtbaren Spektralbereich nicht konstant. Zur Abstimmung dieser Parameter wird deshalb ein sogenannter Weißabgleich durchgeführt, der im Bedarfsfall vom Bediener wiederholt werden kann.

In einem Teach-in-Prozess muss dem Kamerasystem einprogrammiert werden, welche Farben welcher Materialklasse zuzuordnen sind. Hierzu werden die Intensitätswerte der jeweiligen Farbpixel (RGB-Darstellung) in die HSV-Darstellung umgerechnet (hue = Internationale Tagung MBA 2007 [www.wasteconsult.de](http://www.wasteconsult.de)



Farbton, **saturation** = Farbsättigung, **value** = Helligkeit). Farbton und Farbsättigung können dann als Farbkreis dargestellt werden, in dem unterschiedliche Bereiche den einzelnen Materialklassen zugeordnet werden. Dies erfolgt durch die Vermessung eindeutig zuordenbarer Musterobjekte.

Beim Recycling von geshredderten Metallen liegt nach Magnet-, NE- und Röntgen-Separation (alternativ zur Schwimm-Sink-Trennung) eine Mischung der schweren Nichteisenmetalle Kupfer („rot“), Messing („gelb“) und Zink/Edelstahl („grau“) vor. Die Sortierung mit dem Farbsystem FSS erzielt bei dieser Anwendung Reinheiten von > 95 % bei einem Ausbringen von deutlicher > 90%. Der Durchsatz beträgt mehr als 10 t/(h\*m). Dabei werden auch Objekte; die mit bloßem Auge nicht oder nur schwer einem bestimmten Material zugeordnet werden können, sicher identifiziert. Als Oberflächenverfahren hat die Farbsortierung aber auch ihre Grenzen: z. B. können rostige Eisenstücke kaum von Kupfer unterschieden werden. Bei einer wirksamen Eisen-Vorseparation sollte sich diese Verunreinigung allerdings in Grenzen halten lassen.

Bei der Aufbereitung von Elektronik-Schrott kommt der Einsatz der Farbsortierung zur Abtrennung von Leiterplatten aus einer „metallischen“ Fraktion in Frage.

## 5 Zusammenfassung

Neben den in der Abfallaufbereitung etablierten NIR-Sortierern sind mittlerweile weitere sensorgestützte Sortiersysteme verfügbar, die zunächst für andere Anwendungsfelder im Recyclingbereich entwickelt wurden und mehr und mehr Einzug in Ersatzbrennstoff-Aufbereitungsanlagen halten. Dazu gehören induktive Sortiersysteme, die Metalldetektoren mit hoher Ortsauflösung zur Separation von metallischen und nichtmetallischen Schüttgutanteilen verwenden. Das Steinert ISS ist hierfür mit Allmetall- und selektivem VA-Sensor verfügbar. Zur Trennung von leichten und schweren Nichteisenmetallen kann das Röntgensortiersystem XSS eingesetzt werden, bei dem das über ein Förderband zugeführte Material von Röntgenstrahlung durchleuchtet wird und anhand der spezifischen Strahlungsabsorption eine Materialcharakterisierung vorgenommen wird. Dieses Gerät eignet sich zur Abreicherung von PVC in der Abfallaufbereitung. Mit Hilfe des Farbsortiersystem FSS können Buntmetalle untereinander separiert werden oder Leiterplatten optisch aus einer Metallfraktion abgetrennt werden.

## 6 Literatur

- |              |      |  |
|--------------|------|--|
| Francois, O. | 2003 | International Automobile Recycling Congress<br>Genf, 12. – 14. März 2003 |
| Mosebach, J. | 2006 | Tagung Sensorgestützte Sortierung,<br>Aachen, 28. – 30. März 2006        |

**Anschrift des Verfassers**

Dr. Uwe Habich  
Steinert Elektromagnetbau GmbH  
Widdersdorfer Straße 329-331  
D-50933 Köln  
Telefon +49 221 4984 190  
Email: [habich@steinert.de](mailto:habich@steinert.de)  
Website: [www.steinert.de](http://www.steinert.de)

# **Metallsortierung in der Abfallwirtschaft – Qualitätssteigerung und ökonomisches Standbein**

**Ulrich Kohaupt**

Steinert Elektromagnetbau GmbH, Köln

## **Metal Sorting in Waste Treatment – Improvement of Quality and Economical Backbone**

### **Abstract**

Metals are more than ever important for the economical success of a waste management plant, like for RDF, MBT, packaging waste. To make an investment decision more and more life cycle costs has to be taken in account. The major parameter for this rae recovery rate, product purity, availability of the machine or even the maintaining effort.

By selecting a performance eddy current separator, e.g., the advantage can easily reach 70.000 € per year. This allows to reduce treatment costs, increase profitability, or to do additional investments to increase profitability.

Even for suspension magnets and sensor sorting systems some major aspects are given to maximise profitability.

### **Zusammenfassung**

Metalle spielen hinsichtlich Qualität von Produkten aus MBA, Wert- und Reststoffbehandlung oder EBS-Gewinnung eine große wirtschaftliche Rolle in der Abfallwirtschaft. Bei der Investitionsentscheidung sind mehr als sonst die Lebenszykluskosten zu berücksichtigen. Diese werden insbesondere durch Ausbringen, Produktreinheit und Verfügbarkeit sowie Wartungsaufwand beschrieben.

So können z.B. allein durch den Einsatz von hochwertigen Nichteisenmetallscheidern schon in kleinen Anlagen zusätzlich 70.000 € im Jahr eingenommen werden. Dies öffnet Raum für Gebührensenkungen, Gewinnsteigerung oder zusätzliche Investitionen zur Produktivitätssteigerung. Eine entsprechende Wirtschaftlichkeitsbetrachtung wird vorgestellt werden.

Auch für Überbandmagnetscheider und Sensorsortiersysteme wird dargelegt, wie sich für Betreiber und Planungsbüros Kriterien anwenden lassen, die maximale Wirtschaftlichkeit zu erzielen.

### **Keywords**

Metallgewinnung, Metallrecycling, Wirbelstromscheider, Magnetscheidung und Sensorisierung;

Metal extraction, metal recycling, eddy current, magnet separation, sensor sorting

## 1 Einführung

Die Metallpreise erleben seit einigen Jahren einen erheblichen Aufschwung, und es ist derzeit kein Anhaltspunkt zu erkennen, warum diese Preise in erheblichem Umfang in den nächsten Jahren fallen sollten. Im Vergleich zu klassischen Rohstoffen wie Kohle und Kies beträgt der Faktor 100 – 1000 für reine Metalle. Natürlich liegen Schrottpreise um einiges unterhalb der reinen Metallpreise bei rund 50 % der Preise. Es wird aber deutlich, dass jede Technologie zur Rückgewinnung von Metallen einen unmittelbaren Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit von Abfallbehandlungsanlagen haben muss. Wirtschaftlichkeit wird in der Abfallwirtschaft genauso wie in jedem anderen Industriezweig durch Ausbringen und Reinheit der Produkte sowie der Verfügbarkeit und dem Wartungsaufwand der Maschinenteknik definiert. Damit wird auch deutlich, dass Wirtschaftlichkeit insbesondere eine Frage der Technologie ist.

In einer üblichen Behandlungsanlage wird zunächst zerkleinert und dann über Sieber und Siebstufen klassiert. Daran anschließend werden je Korngrößenklasse verschiedene Sortierschritte ergänzt. Dies sind im wesentlichen Metallrückgewinnungstechnologien und im wachsenden Maße auch Kunststoff- oder Papierrückgewinnungstechnologien. Üblicherweise beginnt man mit einer Magnetscheidung mittels Magnettrommel oder Überbandmagnetscheider. Daran schließt sich ein Nichteisenmetallscheider an und seit einigen Jahren gebräuchlich ist die Sensorsortierung. Im Abfallbereich werden die Induktionssortiersysteme bzw. Nahinfrarotsortiersysteme eingesetzt.

## 2 Wertstoffpotential

Eine einfache Bilanz einer üblichen Ersatzbrennstoffaufbereitungsanlage in Deutschland macht deutlich, dass bei einer jährlichen Durchsatzmenge von 90.000 t ein Metallinhalt von rund 3,4 Mio. Euro durch die Anlage geschleust wird.

Dem gegenüber stehen Kosten von 2,8 Mio. Euro, wodurch ein Nettodeckungsbeitrag von rund 600.000 Euro entsteht. Wird hier auch nur 1 % des enthaltenen NE-Metallgehaltes durch mangelnde Technologie verloren, wirkt sich dies unmittelbar auf das wirtschaftliche Ergebnis des Gesamtprozesses aus. (Abbildung 1)

Hausmüllsortierung, Ersatzbrennstoffgewinnung

	Menge		%	used in/as ...	value [€/t]	balance [€]	remarks
<b>feed:</b>	<b>90.000</b>	<b>t/a</b>	<b>100</b>	<b>Verwertung in</b>	<b>values are estimated</b>		
EBS	45.000	t/a	50	Brennstoff in Zementw	-50	-2.250.000	Abnahmegebühr
Wasser	21.250	m³/a	24	Kühlwasser	0	0	
Eisen	0,85	t/a	0	Fe-Hochofen	80	68	sehr gering
<b>NE-Metalle</b>	<b>3.400</b>	<b>t/a</b>	<b>4</b>	<b>NE-Metallurgie</b>	<b>1000</b>	<b>3.400.000</b>	<b>"Cash cow"</b>
Inertes	11.050	t/a	12	Strassen	0	0	
Staub	1.700	t/a	2	Verbrennung	-300	-510.000	Behandlungskosten
Batterien	0,50	t/a	0	Deponie	-200	-100	Behandlungskosten
	82.401	t/a	92			639.968	Deckungsbeitrag
Delta	7.599	t/a		Feuchtigkeitsverlust			

**Abbildung 1** Massen- und Wertstoffbilanz in einer Ersatzbrennstoffaufbereitung

Am Beispiel des Nichteisenmetallscheiders oder wie er auch genannt wird Wirbelstromscheiders, lassen sich die Technologieunterschiede sehr eindeutig darstellen, diese erfolgt im Anschluss. Im Markt gibt es 2 Systeme von Wirbelstromscheidern, zum einen ist dies ein Wirbelstromscheider mit zentrischem System, wie es weltweit zahlreiche Anbieter propagieren. Im Wettbewerb dazu und bei weitem erfolgreicher im Markt steht der Wirbelstromscheider der Firma Steinert mit dem so genannten exzentrischen Polsystem. Dieses exzentrische Polsystem ermöglicht eine bessere Reinheit der Produkte, ein höheres Materialausbringen und eine erheblich gesteigerte Standfestigkeit. Aber diese Technologie ist teurer in der Anschaffung.

Eine einfache, diese Technologien vergleichende Bilanz aus der Abfallbehandlung deutete einen jährlichen zusätzlichen Gewinn von rund 70.000 Euro an. Nur dadurch, dass die aufwändigere, aber letztendlich kostengünstigere Technologie eingesetzt wird. Bei dieser Berechnung wurde bewusst ein erheblicher Preisunterschied bei der Investition von rund 30 % mehr für das exzentrische System angenommen und bewusst geringe Steigerungen von 2 bzw. 1 % bei Ausbringen und Reinheit berücksichtigt. Auch wurde ein erhöhter Ersatzteil- und Personalaufwand für Wartung und Reparaturen beim zentrischen System berücksichtigt, der immerhin einen Unterschied von 300 % zum Vorteil des exzentrischen Systems ausmacht. (Abbildung 2)

Durch diese hier kurz beschriebenen Zahlen ergibt sich im Jahr ein zusätzlicher Gewinn von 9 % pro Jahr, was die beschriebenen 70.000 Euro ausmacht. Der Preisunterschied ist daher innerhalb eines halben Jahres bezahlt und macht sich danach regelmäßig bezahlt.

	Aufgabe		10 t/h			
	NE-Metall		4 %			
	Durchsatz pro Jahr		38.400 t/a		16h/d; 240d/a 2 Schichten	
	<b>STEINERT exzentrisch</b>		<b>andere, zentrisch</b>		<b>Unterschied zu STEINERT NES</b>	
Investment NES	85.000	€	60.000	€	-29 %	zusätzliche Kosten für Technologie
Verfügbarkeit	95 %		92 %		-3 %	wg. Band und Trommelmantel
andere Investkosten			Gleichheit			
Ersatzteile, Personal	3.500	€/a	13.500	€/a	286 %	2 Trommelmäntel pro Jahr
Kosten je tonne Durchsatz	1,4	€/a	1,5	€/t	11 %	
Ausbringen	90 %		88 %		-2 %	wg. Exzentrik
Reinheit	90 %		89 %		-1 %	Wg. Exzentrik
Produktion NE	1.313	t/a	1.244	t/y		
Wert NE	720	€/t	712	€/t		
Einnahmen ges.	945.562	€/a	885.404	€/y	-6 %	
Kosten ges.	51.840,0	€/a	57.600,0	€/y	11 %	
Gewinn pro Jahr	893.721,6	€/a	827.804,5	€/y	-7 %	
<b>Unterschied zum Jahresende</b>	<b>65.917,1</b>	<b>€/a</b>				Vorteil Exzentrik!

**Abbildung 2** Wirtschaftlichkeitsvergleich am Beispiel der Wirbelstromscheidertechnologien zwischen exzentrischem und zentrischem Polsystem

### 3 Technologieunterschiede, Kriterien

#### 3.1 Magnetscheidung

Ein weiteres Wirtschaftlichkeitskriterium im Metallrecycling ist z. B. im Bereich der Magnettrommeln, die tatsächlich verfügbare Arbeitsbreite und die Stärke der Magnettrommeln. Durch besondere Konstruktion der elektromagnetischen Spulen innerhalb der Trommel können auch die Arbeitsbreiten von Maschinen maximal genutzt werden und maximale Arbeitsabstände zum Ausheben von Wertstoffen gewährleistet werden. Durch den Einsatz von eloxiertem Aluminiumband als Leitermaterial und extrem rechteckigen Spulen wird eine nahezu unbegrenzte Temperaturbeständigkeit erreicht und die magnetische Feldstärke über die gesamte Arbeitsbreite gesichert.

Ähnlich verhält es sich beim Überbandmagnetscheider: auch hier erlauben Leitermaterial und ein durch rechteckige Spulen lang gezogenes Magnetfeld lang Verweilzeiten und eine zuverlässige Separation. Auch sind diese Elektromagnete ohne Öl, was der Wartungsarmut und der Haltbarkeit entgegen kommt.

Die zentrale Fragestellung ist hier, welche Metallkörper getrennt werden sollen. Nur Angaben zum magnetischen Feldwert „Gauss“ zu fordern ist nicht genug. Schließlich soll sortiert werden, d.h. das Aushebeverhalten für ein bestimmtes Stück Eisen, z.B. ein Eisenzylinder von 15 mal 150 mm, in einem bestimmten Arbeitsabstand ist wesentlich aussagefähiger. Auch bietet der Gauss-Wert keine Grundlage, um daraus das Trennverhalten zu abzuleiten. Dies geht wiederum nur mit dem so genannten „Feldgradienten“, den jeder Hersteller über den Verlauf der magnetischen Feldlinien berechnen kann. Jedem Probekörper kann ein eigener Feldgradient zu geordnet werden. Wird die-

Internationale Tagung MBA 2007 www.wasteconsult.de

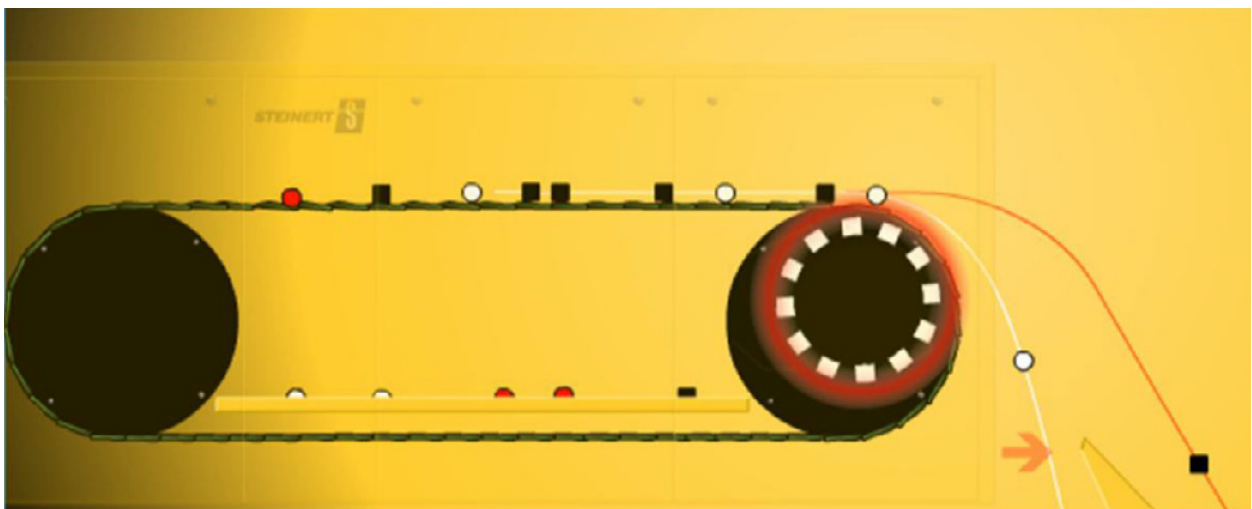
ser durch den Magnet in einem bestimmten Abstand überschritten, so kommt es zur Anziehung! Eine Darstellung dieser Feldgradienten in international gebräuchlichen Einheiten wie  $A^2/cm^2$  hilft ebenfalls zu vergleichen. So benötigen ein Zylinder von 15 x 75 mm einen Feldgradienten von  $3317 A^2/cm^2$  und eine Mutter M20  $8712 A^2/cm^2$ .

### 3.2 Wirbelstromscheidung

Zwei zentrale Ursachen stehen beim Wirbelstromscheider im Vordergrund, um die Wirtschaftlichkeit zu sichern: die Verstellbarkeit und Verfügbarkeit. Das exzentrische Polsystem bietet diese Voraussetzung.

Durch die Verstellbarkeit besteht die Möglichkeit, die wirksame Kraft auf die Teilchengröße und Teilchenform abzustimmen. Ausbringen und Produktreinheit werden dadurch zuverlässig gesteigert, bis zu 30 % mehr Ausbringen sind hier möglich.

Die Verfügbarkeit wird im Falle des Wirbelstromscheiders durch die Haltbarkeit von Förderband und Mantel der Kopftrommel geprägt. Auch ist der einfache Bandwechsel ein wichtiges Thema. Wegen des exzentrischen Polsystems ist das Magnetfeld nur dort außerhalb der Kopftrommel des Wirbelstromscheiders, wo es gebraucht wird; d.h. nur dort, wo dem Metallteil ein kurzer starker Impuls gegeben wird. Am restlichen Umfang der Kopftrommel ist praktisch kein Magnetfeld wirksam. Damit können nicht, wie beim zentrischen System, eisenhaltige Teilchen an der Trommel anhaften und das Band oder den Trommelmantel verschleißen. Die häufigen Wechsel vom Trommelmantel beim zentrischen System sind sehr teuer, durch den Mantel selbst und die, oft unplanmäßigen, Stillstandzeiten. (Abbildung 3)



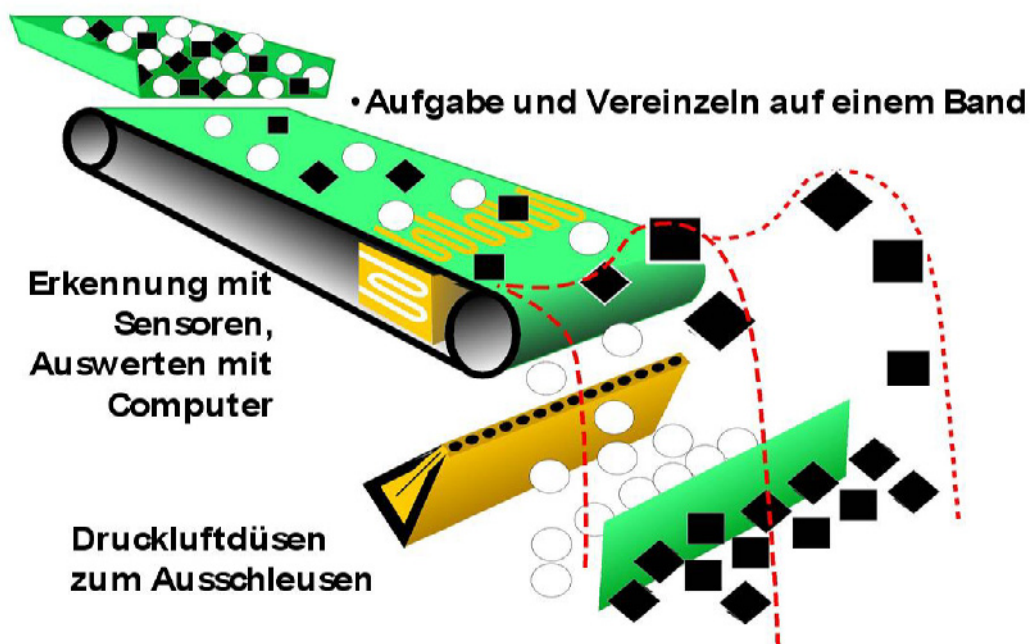
**Abbildung 3** Darstellung des Wirbelstromscheiders mit exzentrischem Polsystem, Quelle: STEINERT GmbH

### 3.3 Sensorsortiersysteme

Sensorsortierung wird in der Metall- und Kunststoffsortierung überall dort eingesetzt, wo bislang Handsortierung üblich war. Ist die Handsortierung auf ein Ausbringen von rd. 40% begrenzt, so ist bei der Sensorsortierung ein Ausbringen von über 90% möglich. Das heißt, die Wirtschaftlichkeit liegt im Wesentlichen im Zugewinn an Ausbringen. Aber auch die Reinheit entspricht in weitem Umfang der Handsortierung und ist dieser z.T. auch überlegen.

Sensorsortiersysteme arbeiten nach dem Prinzip, dass ein Sensor bestimmte zuvor eingestellte Materialeigenschaften (z.B. elektrische Leitfähigkeit und Magnetismus) erkennt und die erkannten Teilchen dann über einzelne Computer gesteuerten Druckluftstöße ausgeschleust werden. (Abbildung 4)

Auch hier müssen die Lebenszykluskosten betrachtet werden, wie zuvor an dem Beispiel Wirbelstromscheider beschrieben. Werden Lebenszykluskosten stärker als bisher gerade in der internationalen Abfallwirtschaft berücksichtigt, so tritt die reine Investitionshöhe in den Hintergrund. Ein Preisunterschied von 35.000,00 Euro am Beispiel des Wirbelstromscheiders und einem jährlichen Zugewinn von 70.000,00 Euro macht deutlich, dass die Kaufentscheidung immer durch die beste verfügbare Technologie geprägt sein sollte, da damit auch ein störungsfreier Betrieb verbunden ist. Viele technische Details wie Bandqualität, Bandführung, Ausblasdüsen, Vorratsbehälter für Druckluft, Bedienungsfreundlichkeit und nicht zuletzt die einfache Wartung tragen zur Betriebs- und Ergebnissicherheit bei.



**Abbildung 4** Darstellung des Prinzips der Sensorsortierung,  
Quelle: STEINERT GmbH



### 3.3.1 Induktionssortiersystem

Der Bereich Sensorsortierung trägt seit einigen Jahren durch Induktionssortiersysteme im Bereich Metallrecycling zur Steigerung der Wirtschaftlichkeit bei. Kleinste Verunreinigungen werden erkannt, um zum Beispiel den Ersatzbrennstoff metallfrei zu haben und Maschinen zu schützen. Schmale, hier eingesetzte Metalldetektoren erkennen Metallteile und steuern dann gezielt einzelne Druckluftdüsen mit einer Arbeitsbreite von 12,5 mm an, wodurch die Partikel aus dem Förderstrom entfernt werden können. Dies trägt erheblich zur Metallfreiheit von Ersatzbrennstoffen bei und auf der anderen Seite zur Ausschleusung von metallischen Wertstoffen. Waren seit der Einführung dieser Technologie Metalldetektoren mit 25 mm Breite der einzige Standard, so stehen seit ungefähr 1 Jahr Detektoren zur Verfügung, die 12,5 mm Arbeitsbreite aufweisen und exklusiv von der Firma Steinert weltweit vertrieben wird. Auch dieser Sensor trägt erheblich zur Produktreinheit sowohl im nichtmetallischen als auch im metallischen Produkt bei und ist erneut ein Beleg für die Wirtschaftlichkeit eines Sortiersystems. In einem anderen Vortrag wird auf die genaue Technologie näher eingegangen werden.

Wenn auch diese Technologien anfänglich mit erheblichen Investitionen verbunden sind, so beträgt eine Rückzahlung in vielen Fällen nur rund 6 Monate, falls überhaupt.

### 3.3.2 Nahinfrarotsortiersystem

Darüber hinaus haben sich in den letzten Jahren Nahinfrarotsysteme fest etabliert. Auch hier ist es wichtig, angepasste Technologien zu nutzen, die sowohl Produktreinheit, Ausbringen und Verfügbarkeit gewährleisten. Die Firma Steinert hat daher die Kooperation mit der französischen Firma Pellenc verabschiedet, da hier Produkt- und Unternehmensphilosophie aber auch die Kundenorientierung in sehr weitem Bereich übereinstimmen. Hochauflösende NIR-System, wie sie in der PET-Aufbereitung seit Jahren üblich sind in Verbindung mit einem durchdachten Maschinenbau sichern auch hier ein maximales Ergebnis.

Die Kooperation der beiden Firmen beschränkt sich nicht nur auf den Verkauf der Maschinen. Es ist vielmehr das zentrale Anliegen auch den Service durch die erprobte Serviceorganisation des deutschen Partners zu gewährleisten. Dadurch gibt es auch auf Betriebsebene keine Sprachbarrieren und Ersatzteile treffen meist schon am nächsten Tag beim Kunden ein.

### 3.3.3 Röntgensortiersystem

Als weitere Ergänzung im Sortierprozess für Metalle wurde insbesondere das Röntgensystem entwickelt. Dieses Röntgensystem arbeitet mit Röntgentransmission. Es ist daher möglich, Leicht- und Schwermetalle wie Aluminium und Kupfer voneinander zu unterscheiden, aber auch was im Bereich der Ersatzbrennstoffe interessant ist, zwischen

Organic und Anorganic, d. h. zwischen Kunststoffen, Holz und Steinen zu unterscheiden. Durch den Einsatz der Röntgensortierung für die Aluminium-Kupfer-Trennung wird erneut eine Wertsteigerung von rund 200 €/t erzielt. Bei Betriebskosten von rund 18 Euro je Tonne, ist die Investitionsentscheidung vielmehr von Betriebssicherheit und Wartungsaufwand geprägt.

## **4 Gesamtprozess einer wirtschaftlichen Metall-aufbereitung**

Ein Gesamtprozess für das Metallsortieren könnte demnach in der Weise aussehen, dass man hinter einem Wirbelstromscheider in der so genannten Abfallfraktion für verlorene Metalle und Edelmehle 2 Induktionssortiersysteme in Reihe schaltet, um gemischte NE-Metalle und insbesondere Edelmehle umfassend zurück zu gewinnen.

(Abbildung 5)

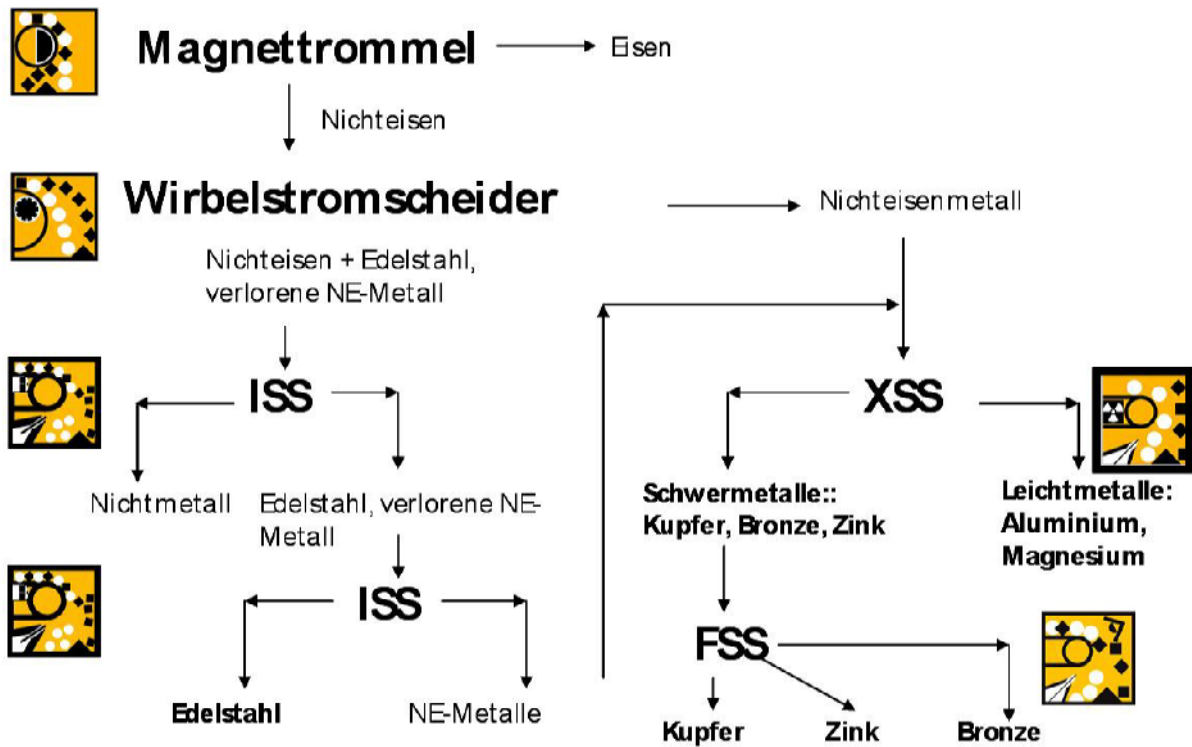
Im Nichteisenmetallstrom des Wirbelstromscheidungers werden ein Röntgensortiersystem und das hier noch nicht erwähnte Farbsortiersystem ergänzt. Das Röntgensortiersystem wird wie zuvor beschrieben eine Sortierung zwischen Schwer- und Leichtmetallen durchführen. Auch die gemischten NE-Metalle des Induktionssortiersystems werden diesem Materialstrom zu geführt.

Die so gewonnenen Schwermetalle können dann durch die Farbsortierung in die Produktgruppen Kupfer, Zink und Bronze weiter unterteilt werden.

Je weiter die Metalle insbesondere die Buntmetalle nach Materialgruppen sortiert sind, je größer ist die Wertschöpfung. Man kann überschlägig zwischen 200 und 500 Euro pro Tonne für diese Wertsteigerung veranschlagen.

Auch ist es denkbar zunächst eine Farbsortierung auf die grauen Metalle (Aluminium, Zink) durchzuführen, um diese dann mittels Röntgensortiersystem in Aluminium und Zink zu trennen. Die Entscheidung welchen Prozessweg man verfolgt hängt vom Einzelfall ab und sollte insbesondere von den jeweiligen Mengenströmen abhängen. Bezogen auf den Mengenstrom lässt sich eine Farbsortierung sicherlich kostengünstiger betreiben.

Vor diesem Hintergrund wurden bereits nach Russland und Japan jeweils ein Farb- und ein Röntgensortiersystem als Paketlösung verkauft.



**Abbildung 5** Modellhafte Darstellung der zukünftigen Metallaufbereitung, Quelle: STEINERT GmbH

**Anschrift des Verfassers**

Dr.-Ing. Ulrich Kohaupt  
 Steinert Elektromagnetbau GmbH  
 Widdersdorfer Str. 329-331  
 D-50933 Köln  
 Telefon +49 221 4984-117  
 Email: kohaupt@steinert.de  
 Website: www.steinert.de

# Solid Waste Material Characterisation and Recognition by Hyperspectral Imaging Based Logics

Silvia Serranti and Giuseppe Bonifazi

Dipartimento di Ingegneria Chimica, dei Materiali, delle Materie Prime e Metallurgia  
Università di Roma "La Sapienza", Rome, Italy

## Abstract

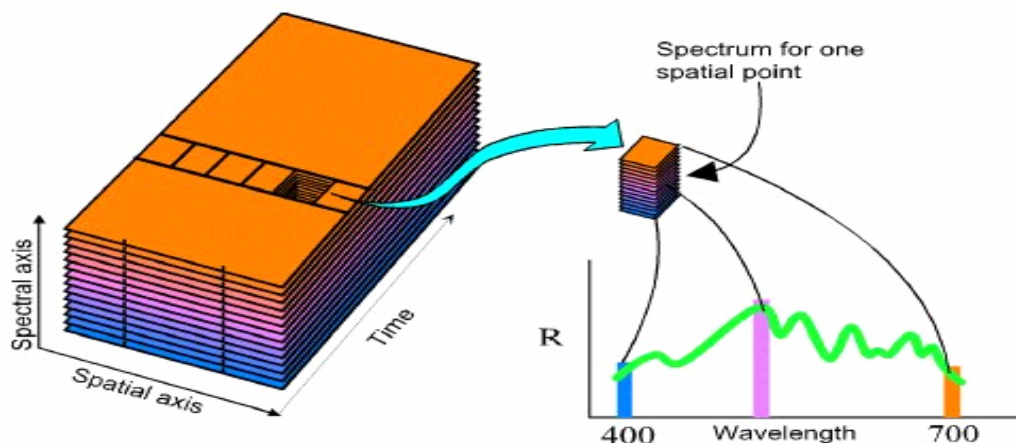
Waste materials characterization and recognition can be performed through their surface spectral response. Such a goal can be reached using specialized devices able to collect of hyperspectral images allowing to collect information about material surface properties, status and physical-chemical attributes. The approach can be profitably applied with reference to two specific goals: development of specific sorting actions addressed to recognize and separate real-time different materials and set up of control strategies finalized to evaluate the performance of a separation. Case studies related to different recycling sectors, where hyperspectral imaging can be utilized, are described: glass recycling, fluff from car dismantling and bottom ash from solid waste incinerator.

## Keywords

Recycling, solid waste, hyperspectral imaging, glass, fluff, bottom ash, sorting.

## 1 Introduction

Hyperspectral imaging, traditionally used for earth remote sensing applications, has become accessible as a powerful inspection tool for non-destructive analysis in several industrial sectors (GELADI ET AL., 2004). It combines the imaging properties of a digital camera with the spectroscopic properties of a spectrometer able to detect the spectral attributes of each pixel in an image. Thus, a hyperspectral image, is a three dimensional dataset with two spatial dimensions and one spectral dimension. The output of a hyperspectral sensor is a stack of images of a scene acquired in contiguous bands over a spectral range. It is often referred to as the "image cube" (Figure 1).



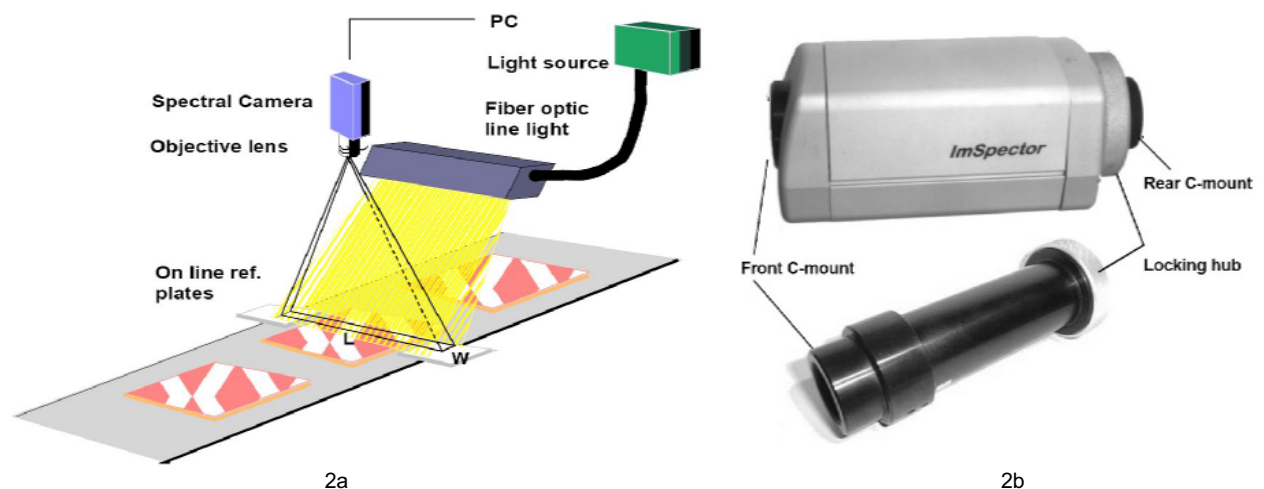
**Figure 1** The hyperspectral image cube

The system, in addition to spatial information, provides spectral information in a wide wavelength range for each pixel of the image. The problem for the implementation of on-line applications is the big size of hyperspectral images (usually from 10 to 100 Mb), requiring efficient programming tools for handling, displaying, visualizing and processing files. Such problem can be currently overcome developing processing strategies acting in different steps: the entire wavelength range is usually acquired by an hyperspectral system, the spectra are then analysed to extract the optimal wavebands useful for the detection of the desired characteristics of the investigated samples and, finally, the algorithm to distinguish the desired characteristics from the samples is developed.

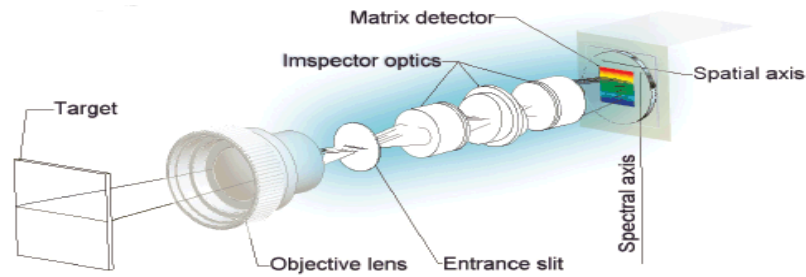
This versatile technique has many potential applications in solids waste characterization where the recognition of particles of different nature and composition or different portions of inhomogeneous particles, is required. Waste particles of different nature can present in fact different spectral signatures in different spectral ranges, from the visible to the infrared one. In this paper, specific and “*ad hoc*” applications on waste materials characterization carried out by hyperspectral imaging are reported with particular reference to: glass and ceramic glass classification in recycling plants, fluff sorting from car dismantling and characterization of processed bottom ash from waste incinerator.

## 2 Hyperspectral imaging architecture set-up

The hyperspectral imaging acquisition system adopted in this study is shown in Figure 2. It consists of a camera (HITACHI KP-M1AP), a line scan spectrograph (ImSpector™ V10, Speclm™, Finland), an illuminator (Fiber-Lite PL900-A, Dolan-Jenner Industries), a variable speed conveyor belt (DV srl, Italy) and a PC unit with the data acquisition and pre-processing software, Spectral Scanner v.2 (DV, 2003). The ImSpector™ V10 operates in the spectral range of 400-1000 nm with a resolution of 5 nm.



**Figure 2** Architecture set-up (2a) utilized to perform a progressive and continuous surface spectra acquisition. The spectrograph (2b) can be connected to any standard C-mount camera. The same applies to OEM spectrograph models (bottom) that are equipped with C-mounts, but come without housing.



**Figure 3** Operating principle of ImSpector™

The acquired images are 592x394 pixel size, corresponding to 20.9x13.9 cm (pixel size: 0.4x0.4 mm). The spectrograph is constituted by optics based on volume type holographic transmission grating (Figure 3) (HYVARINEN ET AL., 1998).

The grating is used in patented prism-grating-prism construction (PGP element) characterized by high diffraction efficiency, good spectral linearity and it is nearly free of geometrical aberrations due to the on-axis operation principle. A collimated light beam is dispersed at the PGP so that the central wavelength passes symmetrically through the grating and prisms and the short and longer wavelengths are dispersed up and down compared to central wavelength. This results in a minimum deviation from the ideal on-axis condition and minimizes geometrical aberrations both in spatial and spectral axis.

The result of acquisition is constituted by a digital image where each column represents the discrete spectrum values of the corresponding element of the sensitive linear array. Such an architecture allows, with a “simple” arrangement of the detection device (“scan line” perpendicular to the moving direction of the objects) to realize a full and continuous control.

A line lighting, as energizing source with uniform spatial distribution, was used. Calibration was performed in three steps: i) spectral axis calibration with spectral lamps; ii) dark image acquisition and iii) measurements of “white reference image”. After the calibration phase: i) the image spectra is acquired and ii) the reflectance ( $R_{ci}$ ) (at wavelengths  $i$  and spatial pixels  $c$  of interest) is computed:

$$R_{ci} = \frac{[(sample)_{ci} - (dark)_{ci}]}{[(white)_{ci} - (dark)_{ci}]} \quad (1)$$

Such a procedure enables to compensate the offset due to CCD dark current and separates the sample reflectance from the system response.

### 3 Case studies

In the following three different examples of application of the proposed methodology are reported for different materials where the problem of polluting elements represents one of the key factors affecting their advanced processing for recovery.

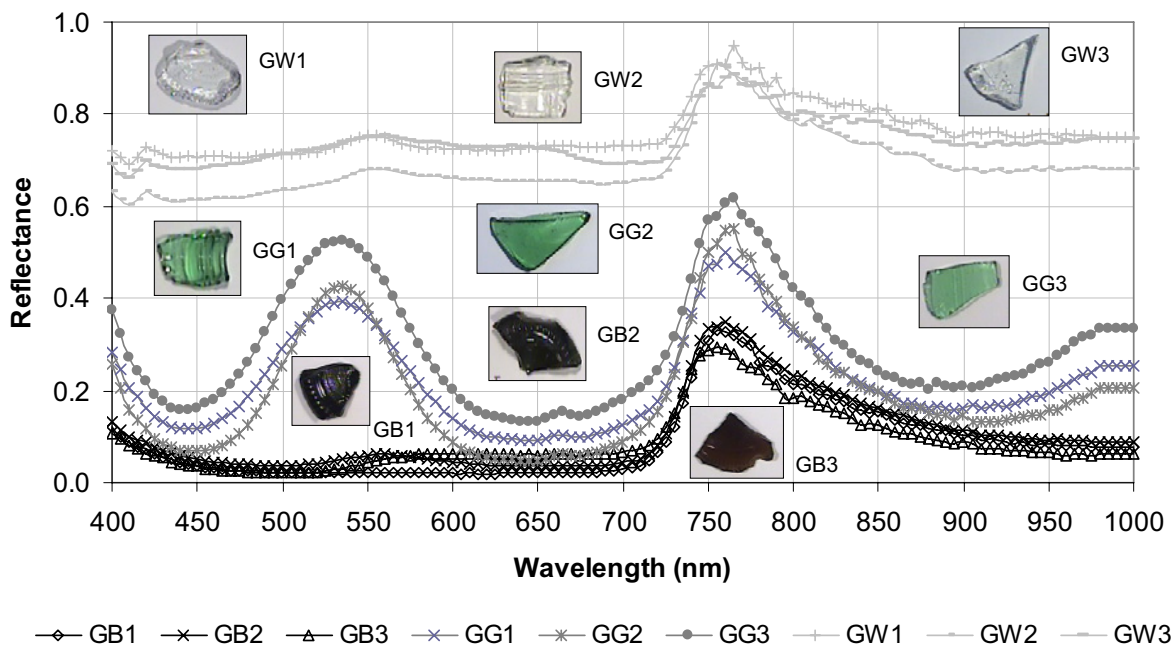
### 3.1 Ceramic glass recognition in glass recycling plants

Ceramic glass contaminants in the cullet (glass fragments) strongly affects the quality of glass recycled products. Such unwanted fragments being characterized by higher melting point than glass, can produce severe damages in the production equipment and on the final manufactured goods (bottles, vases, jars, etc.).

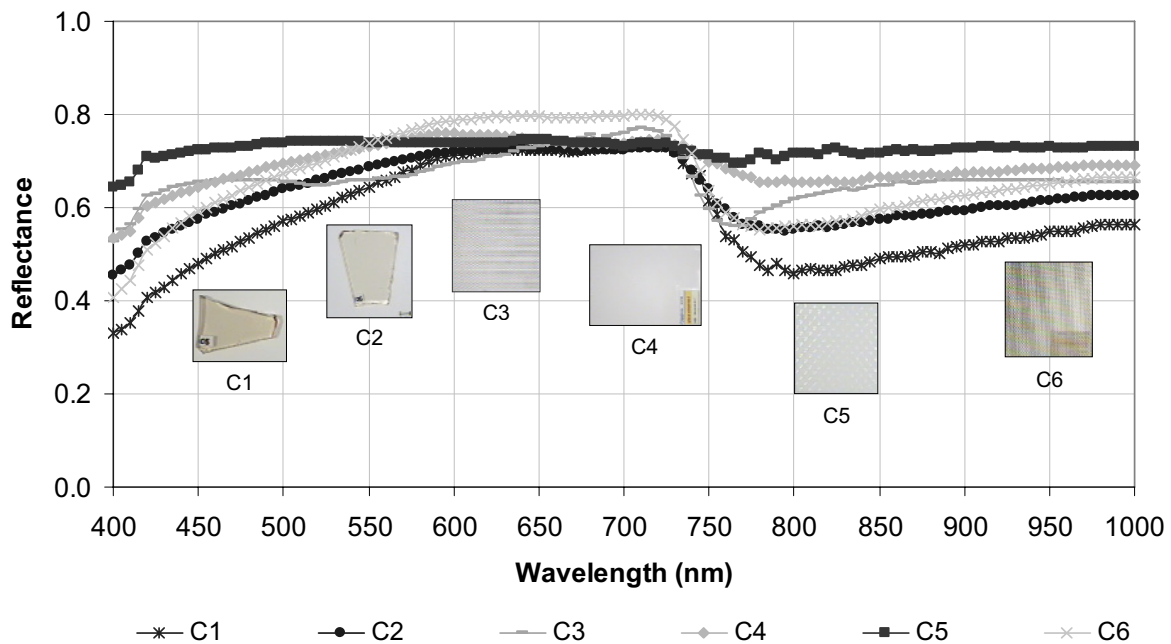
In glass recycling plants, most contaminants (metals, plastics or paper) are commonly removed adopting different on-line sorting strategies as they are characterized by different physical properties from those characterizing glass. However, ceramic glass has similar physical properties to those of glass and even automated optical based sorting techniques, usually utilized for coloured cullet separation, are unable to realize an efficient recognition. Therefore, identifying and removing ceramic glass from the glass waste stream has long been a challenge for glass recyclers.

Different studies have been carried out on glass and ceramic glass fragments in order to evaluate the possibility to correctly classify them by hyperspectral imaging utilizing their different spectral response (BONIFAZI AND SERRANTI, 2006A).

The reflectance spectra of selected glass and ceramic glass samples, in the VIS-NIR field (400-1000 nm) are reported in Figures 4 and 5, respectively. A picture of the different fragments is also shown. Investigated materials belong to different products, that is classical container glass and ceramic glass samples resulting from cookware, cook top, etc. and are characterized by different colour, thickness, manufacturing and shape.



**Figure 4** Reflectance spectra of container glass samples characterized by different color (clear transparent, green and amber) in the VIS-NIR field (400-1000 nm) detected by the hyperspectral imaging system.



**Figure 5** Reflectance spectra of the representative ceramic glass samples in the VIS-NIR field (400-1000 nm) detected by the hyperspectral imaging system.

More in details, glass samples are representative of clear, green and amber color categories, ceramic glass are characterized by those typologies commonly present in waste products, that is clear and opaque white samples.

Considering the reflectance plots of glass fragments (Figure 4), two regions in the spectra can be distinguished: the VIS (visible) field (400-700 nm) and the NIR (near infrared) field (700-1000 nm). In the VIS field, the spectral behaviour is influenced by the colour of the analyzed cullet (clear, green or amber). For example, the spectra of the green cullet show a characteristic peak at 500-550 nm, corresponding to the green visible field. The other samples (both clear and amber) show spectral profiles with more or less constant values in the range 400-700 nm, with differences in the reflectance level strictly related to differences in reflection power. On the contrary, in the wavelength interval from 700 to 1000 nm (NIR), it can be noticed as the curves are characterized by similar shape for all samples. In fact, all glass samples, independently from their colour, show a characteristic peak in the range 750-760 nm. The lower reflectance level in the spectra of amber samples, than that of clear and green samples, is dependent on the dark fragment colour.

Comparing reflectance spectra of ceramic glass fragments (Figure 5), it appears that clear and opaque white samples show curves with a similar shape, indicating a common behaviour at the different wavelengths. Reflectance values of clear and opaque white samples increase from 400 nm up to about 720 nm, then decrease, presenting a minimum value at about 760 nm. After such value, the spectra are characterized by constant or slightly increasing values up to the end of the investigated field (1000 nm).



Comparing the spectra of glass and ceramic glass samples, it is evident that the two materials are characterized by a different spectral signature. Specific wavelength ratios can be selected in order to recognize the two materials especially in the region 700-1000 nm. In this way a fast and easy method can be adopted for the implementation of an automated sorting system working on-line in a glass recycling plant.

#### **4 Fluff sorting in car dismantling industry**

Fluff is the name conventionally used for the light fractions produced after vehicles dismantling. It represents about the 25% of the weight of a car and is usually constituted by materials characterized by intrinsic low specific gravity (i.e. plastics, rubber, synthetic foams, etc.). When processed to perform their recovery, fluff results polluted by materials presenting higher specific gravity (i.e. copper, aluminium, brass, iron, etc.), constituting parts of the electrical devices of the vehicle that, for their shape, size (i.e. wires, metal straps, slip rings, wipers, etc.) and utilization remain concentrated in the lighter products. Such “polluting agents”, for their intrinsic characteristics, are not well removed by classical separation techniques.

The demolition process is usually based on a series of preliminary target oriented dismantling steps as: the removal of car fluids, batteries, tires, bumpers, glasses and on the further material comminution.

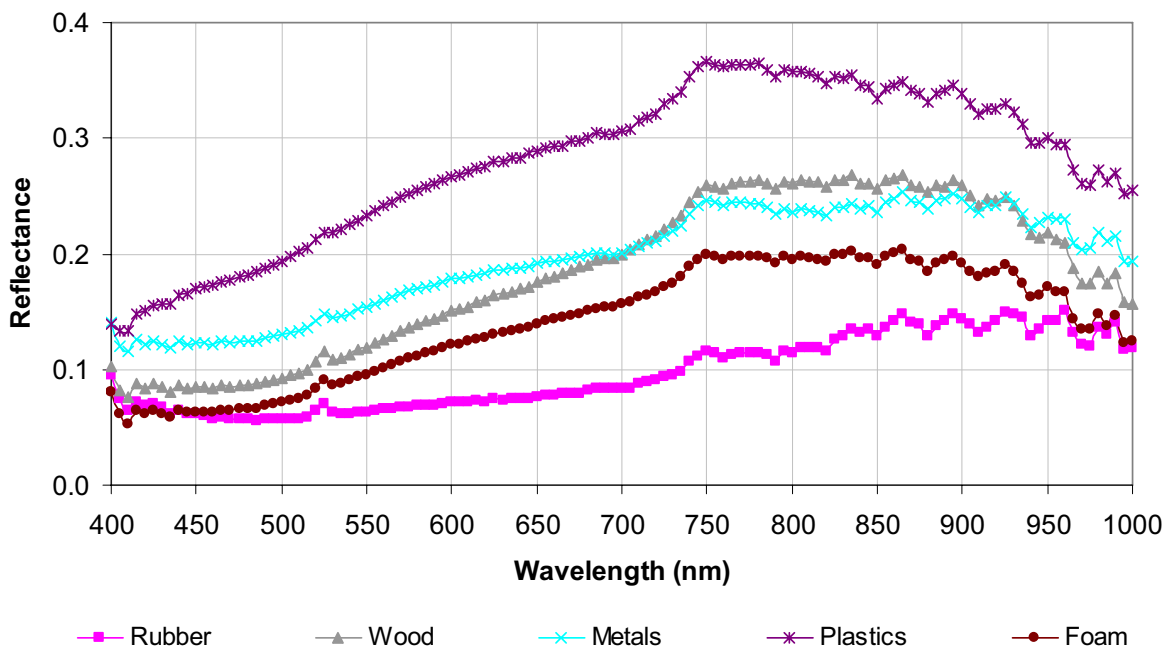
Products resulting from size reduction are selected, usually by cycloning or venting (air suction or blowing systems), in order to separate the light material from the heavy one. Specific sorting strategies are then applied on the light fractions to sort the different constituting materials.

The possibility to properly separate and clean the lighter fractions could strongly improve the possibility to set up more efficient recycling strategies, reducing waste disposal and environmental pollution and increasing, at the same time, the energy recovery through pure sorted polymer re-use. Furthermore the possibility to utilize finer fluff fractions to produce energy could contribute to increase the recovery of such a kind of products. To reach this goal, the quantity and the quality of the metal contaminants have to be strongly controlled to not prejudicate the quality of the final fluff based fuel.

The need to develop both efficient selection and control strategies to obtain contaminant free fine fluff products assumes a fundamental role in all the processing and control steps of the recycling chain. In this perspective, the use of hyperspectral imaging in order to characterize fluff particles has been investigated (BONIFAZI AND SERRANTI, 2006B). The reflectance spectral signatures of different fluff particles have been acquired and analyzed in order to highlight the differences in spectra that can be then used to design and implement an ejection system to sorting the undesired metal particles in fluff.



**Figure 6** Examples of fluff samples belonging to five different classes of materials, utilized to perform the spectral analyses.



**Figure 7** Average reflectance spectra in the VIS-NIR field (400-1000 nm) of the different classes of particles resulting from manual fluff sorting, detected by the hyperspectral imaging system.

In Figure 6 different classes of materials constituting fluff that have been manually selected are shown: rubber, wood, metal, plastic and foam. The corresponding reflectance spectra in the VIS-NIR field (400-1000 nm) of the different classes of materials are summarized in Figure 7.

Comparing the average spectral signatures of the different classes of materials, it appears that they are characterized by different behaviors. The recognition of the different materials could be thus realized selecting specific wavebands in which the differences in reflectance values are best highlighted (BONIFAZI AND SERRANTI, 2006B). Different spectral trends can be, in fact, recognized in the NIR region, from 750 nm to 1000 nm. Metals spectra show an intensity decrease in the region between 750 nm and 850 nm, differently from foam and wood that present almost constant reflectance values, and rubber and plastics that present an increasing and decreasing trend respectively. Considering that metal particles represent, not only a fuelling material, but also the main pollutants, the possibility to perform their recognition represents a big step forward to set up innovative selection strategies aimed to produce fine fluff particles to be utilized

as a source of energy. Furthermore the possibility to perform a further selection of the other combustible materials can strongly enhance the final characteristics of the recovered products.

## 5 Quality control of bottom ash resulting from combustion of municipal solid waste

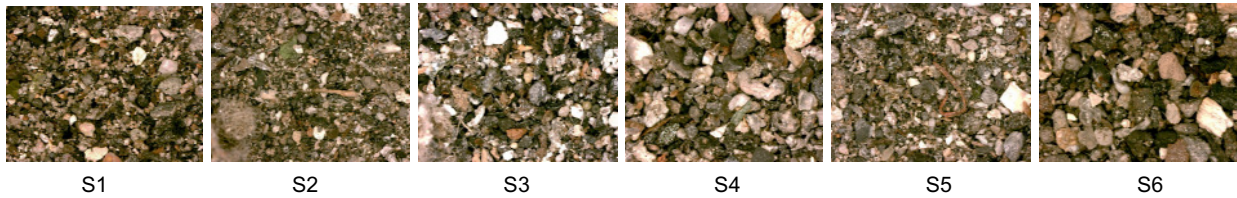
Ash residues from combustion of municipal solid waste (MSW) generally represent about 25% of incoming waste (HASSELRIIS, 2002). Disposal of ash residues imposes an increment to the total cost of operation of a WTE (Waste-To-Energy) combustion facility.

In Europe landfilling of ash residues has been restricted, due to scarcity of land and its potential uses for agriculture or other purposes. Therefore, recycling and beneficiation of bottom ash has been encouraged, both economically and by favorable regulations. Whether placed in landfills or beneficially used, account must be taken of ash residues characteristics and the effect of ash management procedures on their properties, and their environmental impact.

Ash residues are discharged at various locations from the combustion and emission control equipment. Bottom ash consists of inert residues, glass, unburned organic matter and metallic objects and 2 to 20% carbon. Their properties are strongly related to the MSW burned and to the combustion process. Bottom ash residues, after different and specific processing strategies, mainly based on separation (magnetic and eddy current based) and classification (screening and cycloning) actions can be profitably utilized for fill and road base. Considering that for their reuse bottom ash must comply with strict regulations, consisting of civil-technical and environmental requirements, its characterization is thus an important step in view of sustainable waste management. In particular, the presence of the so-called "*organic matter*" fraction represents a strong and severe constraint in respect of their re-use as "*common*" inert material.

In summer 2002 a pilot plant was built and run in Amsterdam (The Netherlands) to test a new wet process on the bottom ash resulting from the Amsterdam MSW incinerator. The process combines a washing step, to remove the residual organic matter, and the fines with separation technology, for recovering the non-ferrous metals (REM ET AL., 2004). The objective was to produce sand and granulate fractions that satisfy the Dutch building materials decree, recovering, at the same time, as much as possible of the non-ferrous metals from the ash.

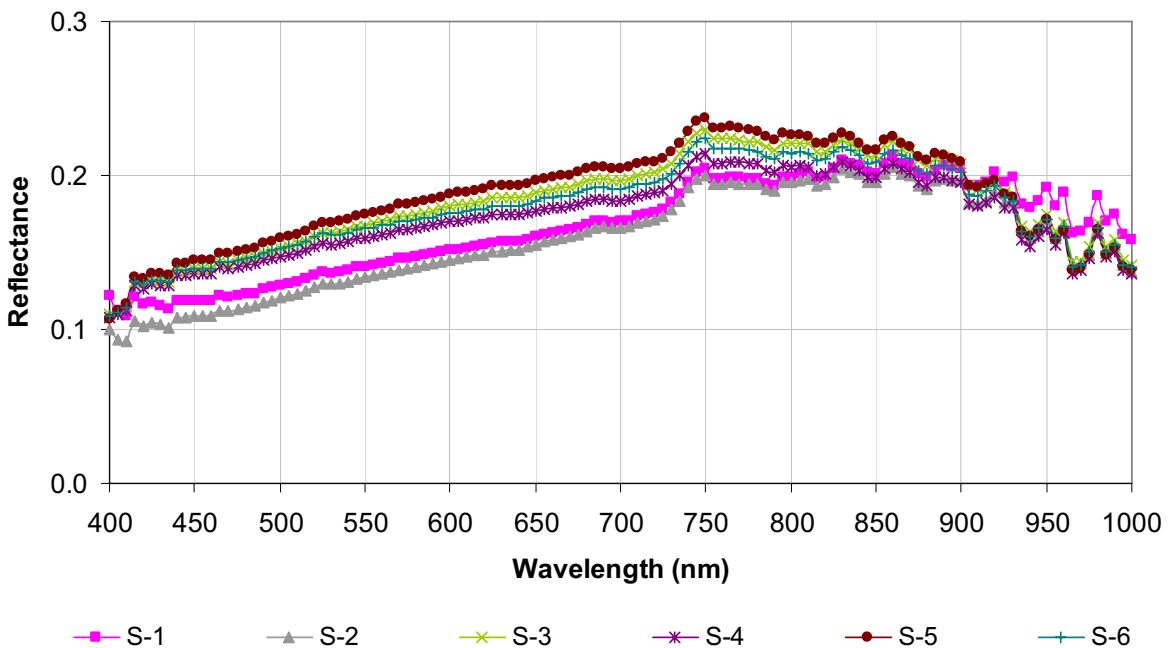
Selected samples of sand fraction (25  $\mu\text{m}$  – 2 mm) obtained after bottom ash processing in the previous mentioned pilot plant have been collected and analyzed. Both chemical and hyperspectral imaging analyses have been carried out, in order to find a correlation between chemical composition of sand product, with particular reference to



**Figure 8** Selected sand product samples characterized by different organic matter content, utilized to perform the spectral analyses.

**Table 1** Organic matter (%) content of the analysed bottom ash samples.

	S1	S2	S3	S4	S5	S6
<b>Organic matter (%)</b>	6.9	7.4	3.8	5.2	2.3	4.4



**Figure 9** Average reflectance spectra in the VIS-NIR field (400-1000 nm) of the selected bottom ash samples, characterized by different organic matter content, detected by the hyperspectral imaging system.

the organic matter content, and spectral signature in the VIS-NIR wavelength range. In Figure 8 the collected samples are shown. The organic content has been analyzed and the results obtained are reported in Table 1. The reflectance spectra of the sand samples have been acquired using the hyperspectral imaging system and the results are reported in Figure 9.

Comparing the average spectral signatures of the different samples (Figure 9), it appears that they are characterized by curves presenting similar shape but increasing reflectance levels in the following order: S-2, S-1, S-4, S-6, S-3 and S-5. Comparing this order with the results obtained for the organic content in Table 1, it is evident that there is an inverse correlation between reflectance level and organic matter content. Such

result is quite interesting as it would involve the possibility to introduce a sensor, based on hyperspectral imaging, on the final section of the bottom ash processing plant for quality control of products to be used as building materials.

## 6 Conclusions

Hyperspectral imaging based architecture can be considered as a flexible instrumentation that, combining imaging and reflectance spectroscopy, can be profitably utilized in the solid waste sectors to develop innovative control-sorting strategies specifically addressed to solve identification problems related to the detection of polluting agents inside recycled products, usually difficult to “qualify” through the conventional quality control strategies. In fact, hyperspectral technology through the detection of the spectral signature of each investigated particle allows to univocally identify it, simplifying any further sorting. Results demonstrated as:

- in glass recycling sector the development of an automatic ceramic glass sorting equipment will enable the recyclers to maximize profits by turning lower-value glass into high-value contaminant-free cullet;
- in fluff recovery the hyperspectral approach allows to detect the presence of metals and alloys fine particles both to perform sorting actions and/or to develop quality control strategies addressed to fine particles certification in order to utilize them to produce energy;
- in bottom ash characterization the proposed procedure allows to perform a full detection of the organic fractions inside the products object of separation-classification procedures allowing this way the possibility to control the quality of the resulting products in terms of reduced environmental impact when utilized as inert material.

Finally, in more general terms, the characteristics of the devices and the related analytical techniques allow to utilize such an approach to set-up innovative, flexible, reliable and low cost detection/control devices and strategies that can be easily integrated, at industrial level, inside existing processing plants layouts.

## 7 Literature

- |                          |       |   |
|--------------------------|-------|---|
| Bonifazi G., Serranti S. | 2006a | Imaging spectroscopy based strategies for ceramic glass contaminants removal in glass recycling. <i>Waste Management</i> , 26, 627-639. |
| Bonifazi G., Serranti S. | 2006b | Hyperspectral imaging based techniques in fluff characterization. Optic East 2006, Proceedings of SPIE                                  |

#6377, October 3-4, Boston, Massachusetts, USA,  
637700-1-637700-10.

- Geladi P., J. Burger J., 2004 Hyperspectral Imaging: Calibration problems and solutions. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 72, 209-217.
- Lestander T.
- Hasselriis F. 2002 Waste-to energy combustion, Part 13B Ash Management and disposal. In: *Handbook of solid waste management 2<sup>nd</sup> Ed.*, G. Tchobanoglous and F. Kreith Eds., Mc Graw-Hill, New York, 13.85-13.119.
- Hyvarinen T., Herrala E., 1998 Direct sight imaging spectrograph: a unique add-on component brings spectral imaging to industrial applications. *SPIE Proceedings of Symposium on Electronic Imaging: Science and Technology*, January 25-30, San Jose, California, USA, 3302, 165-175.
- Dall'Ava A.
- Rem P.C., De Vries C., 2004 The Amsterdam pilot on bottom ash. *Minerals Engineering*, 17, 363-365.
- van Koov L.A., Bevilacqua P., Reuter M.A.

### Author's addresses

Prof. Dr-Ing. Giuseppe Bonifazi  
 Dipartimento di Ingegneria Chimica, dei Materiali, delle Materie Prime e Metallurgia  
 Via Eudossiana, 18  
 00184 Rome  
 Italy  
 Telephone +39 06 44585 925  
 Email: giuseppe.bonifazi@uniroma1.it  
 Website: www.uniroma1.it

Dr. Silvia Serranti  
 Dipartimento di Ingegneria Chimica, dei Materiali, delle Materie Prime e Metallurgia  
 Via Eudossiana, 18  
 00184 Rome  
 Italy  
 Telephone +39 06 44585 925  
 Email: silvia.serranti@uniroma1.it  
 Website: www.uniroma1.it

# **IVU- Richtlinie und beste verfügbare Techniken (BVT / BREF) für den Bereich der Sortiertechnik**

**Siegfried Kalmbach**

Umweltbundesamt, Dessau

## **IVU- Directive and Best Available Techniques (BAT / BREF) for Sorting Technology**

### **Abstract**

Die IVU- Richtlinie der Europäischen Union fordert bei allen umweltrelevanten Anlagen die Anwendung der „Besten verfügbaren Techniken“ (BVT), in Deutschland nach wie vor als „Stand der Technik“ bezeichnet und eine „integrierte Anlagengenehmigung“. Spätestens ab dem 30.10.2007 gilt dies auch für alle bestehenden Anlagen (sog. Altanlagen). Der EU-weite Informationsaustausch zu BVT erfolgt durch BVT- Merkblätter (BREFs), die im „Sevilla-Prozess“ erarbeitet werden.

Im vorliegenden Beitrag werden die Bedeutung und Nutzung dieser Dokumente für die Mitgliedstaaten sowie ihre Umsetzung in das nationale Regelwerk in Deutschland erläutert. Für den Bereich der Sortiertechniken werden die wichtigsten Harmonisierungsergebnisse des „Sevilla-Prozesses“ beschrieben.

### **Keywords**

BVT- Merkblatt, BAT- Document, BREF, Beste verfügbare Technik, Stand der Technik, IVU- Richtlinie, Abfallrahmen- Richtlinie, Sevilla-Prozess, TA Luft, Abfallbehandlungsanlagen, Sortiertechniken

## **1 Vorgaben der Europäischen Union**

Die EG-Richtlinie 96/61 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU- Richtlinie) vom 24.9.1996 [1] trat am 30.10.1996 in Kraft und war bis spätestens drei Jahre nach ihrem Inkrafttreten in nationales Recht umzusetzen. Die IVU- Richtlinie regelt die Zulassung besonders umweltrelevanter Industrieanlagen, zu denen auch die Abfallentsorgungsanlagen zählen, auf der Grundlage eines integrierten, medienübergreifenden Konzeptes, unter Anwendung der „Besten verfügbaren Techniken“ (BVT), die in Deutschland weiterhin als „Stand der Technik“ bezeichnet werden. Mit diesem Ansatz werden sowohl Emissionen in Luft, Wasser und Boden als auch abfallwirtschaftliche Aspekte, Energieeffizienz und Ressourcenschonung sowie die Vorbeugung von Unfällen erfasst. Ziel der IVU- Richtlinie ist es, über dieses Konzept auf EU- Ebene ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt zu erreichen, insbesondere durch

- Anwendung der „Besten verfügbaren Techniken“ (BVT),
- EU- weiten Informationsaustausch zur Konkretisierung der BVT,
- öffentliche und integrierte (medienübergreifende) Anlagengenehmigung.

Das wesentliche Element ist die Forderung nach der Anwendung der BVT bei allen Neuanlagen und spätestens ab dem 30.10.2007 auch bei allen Altanlagen.

Der EU- weite Informationsaustausch zur Konkretisierung der BVT erfolgt dabei nach den Vorgaben der IVU- Richtlinie durch BVT- Merkblätter, auch BAT- Dokumente (= Best Available Techniques- Dokumente) oder **BREFs** (= **B**est **R**EFerence Documents) genannt, im „Sevilla-Prozess“.

Bereits vor dem Inkrafttreten der IVU- Richtlinie wurden in Deutschland besonders umweltrelevante Anlagen, also Anlagen der Spalte 1 der Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen - 4. BImSchV) [2] in einem Genehmigungsverfahren mit Beteiligung der Öffentlichkeit genehmigt. In diesem Verfahren werden auch Emissionsbegrenzungen festgelegt, die mindestens auf dem Stand der Technik der Emissionsvermeidung und -verminderung basieren. Insoweit sind die Vorgaben der IVU- Richtlinie für Deutschland nicht ganz neu.

Die IVU- Richtlinie definiert in Artikel 2 Nr. 11 den Ausdruck BVT als

*„...den effizientesten und fortschrittlichsten Entwicklungsstand der Tätigkeiten und entsprechenden Betriebsmethoden, der spezielle Techniken als praktisch geeignet erscheinen lässt, grundsätzlich als Grundlage für die Emissionsgrenzwerte zu dienen, um Emissionen in und Auswirkungen auf die Umwelt allgemein zu vermeiden oder, wenn dies nicht möglich ist, zu vermindern;*

- **"Techniken"** sowohl die angewandte Technologie als auch die Art und Weise, wie die Anlage geplant, gebaut, gewartet, betrieben und stillgelegt wird;

- **"verfügbar"** die Techniken, die in einem Maßstab entwickelt sind, der unter Berücksichtigung des Kosten/Nutzen- Verhältnisses die Anwendung unter in dem betreffenden industriellen Sektor wirtschaftlich und technisch vertretbaren Verhältnissen ermöglicht, gleich, ob diese Techniken innerhalb des betreffenden Mitgliedstaates verwendet oder hergestellt werden, sofern sie zu vertretbaren Bedingungen für den Betreiber zugänglich sind;

- **"beste"** die Techniken, die am wirksamsten zur Erreichung eines allgemein hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt sind.

*Bei der Festlegung der „Besten verfügbaren Techniken“ sind die im Anhang IV (der IVU-Richtlinie) aufgeführten Kriterien besonders zu berücksichtigen.“*

Das Arbeitsprogramm der EU sieht vor, die Ergebnisse des EU- weiten Informationsaustausches in 33 BREFs festzuschreiben. Bis Ende März 2007 waren bereits 25 BREFs verabschiedet, für die übrigen liegen Entwürfe vor. Die Arbeiten werden im Büro der EU in Sevilla, dem „European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau“ (EIPPCB), unter Mitwirkung von technischen Arbeitsgruppen, den „Technical Working Groups“ (TWGs) koordiniert und durchgeführt. Die TWGs setzen sich aus den nationalen Experten der Mitgliedstaaten sowie Anlagenbetreibern und Vertretern von Industrie- und Umweltverbänden zusammen. Für Deutschland ist das Umweltbundesamt (UBA) die nach Artikel 16 Abs. 4 der IVU- Richtlinie benannte zuständige nationale Behörde (National Focal Point) für die Mitwirkung an diesem Prozess. Außerdem ist das UBA auch im



Informationsaustauschforum der EU- Kommission (KOM), dem „Information Exchange Forum“ (IEF), vertreten.

## 2 Umsetzung der EU- Vorgaben in Deutschland

Die Umsetzung der IVU- Richtlinie in das deutsche Recht erfolgte mit dem sog. Artikelgesetz von 2001 [3], insbesondere durch die inhaltliche Anpassung der bisherigen Definitionen des Begriffs „Stand der Technik“ in den deutschen Umweltgesetzen an die Definition der „Besten verfügbaren Techniken“ der IVU- Richtlinie.

Im Abfallrecht wurde die Umsetzung der BVT- Definition durch Änderung der „Stand der Technik“- Definition in § 3 Abs. 12 des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/AbfG) [4] und durch eine wortgleiche Übernahme der im Anhang IV der IVU- Richtlinie angeführten „Kriterien zur Bestimmung des Standes der Technik“ in den Anhang III des KrW-/AbfG vorgenommen.

Gleichlautende Definitionen und Anhänge wurden auch in das Bundes- Immissionsschutzgesetz (BImSchG) [5] und in das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) [6] aufgenommen. Der Begriff „Stand der Technik“ wurde im deutschen Recht jedoch beibehalten.

Mit dem nachstehenden Auszug aus dem Anhang III des KrW-/AbfG „Kriterien zur Bestimmung des Standes der Technik“ soll auf die Bedeutung der EU- Vorgaben eingegangen werden. Wichtig ist in diesem Zusammenhang vor allem das **Kriterium 12**, denn dieses beschreibt die Verbindlichkeit der BVT- Merkblätter:

*„Bei der Bestimmung des Standes der Technik sind unter Berücksichtigung der Verhältnismäßigkeit zwischen Aufwand und Nutzen möglicher Maßnahmen sowie des Grundsatzes der Vorsorge und der Vorbeugung, jeweils bezogen auf Anlagen einer bestimmten Art, insbesondere folgende Kriterien zu berücksichtigen:*

1. Einsatz abfallarmer Technologie,
2. Einsatz weniger gefährlicher Stoffe,

.....

**12. Informationen**, die von der Kommission der Europäischen Gemeinschaften gemäß Artikel 16 Abs. 2 der Richtlinie 96/61/EG des Rates vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (ABl. EG Nr. L 257 S. 26) oder von internationalen Organisationen veröffentlicht werden.“

Die Informationen nach dem Kriterium 12 sind vor allem die Harmonisierungsergebnisse des Informationsaustauschs nach Artikel 16 Abs. 2 der IVU- Richtlinie über die „Besten verfügbaren Techniken“, also die BVT- Merkblätter oder BREFs. Diese sind folglich rechtlich unverbindlich, haben aber als Erkenntnisquelle eine hohe faktische Bedeutung und sollen aufgrund ihrer sachverständigen Aussage auch das Entscheidungsverhalten der Vollzugsbehörden lenken. Es kann deshalb davon ausgegangen werden, dass die

in den BREFs enthaltenen Informationen künftig faktisch eine wichtige fachliche Grundlage für die Zulassung von Anlagen bilden werden.

In Deutschland werden die in den BVT- Merkblättern enthaltenen Informationen nach dem bisherigen, bewährten Vorgehen vom Bundes- Vorschriftengeber bei der Anpassung der untergesetzlichen Regelungen, wie Verwaltungsvorschriften (z. B. TA Luft) oder Durchführungsverordnungen (z. B. Abwasserverordnung oder Verordnung über biologische Abfallbehandlungsanlagen), an den fortentwickelten Stand der Technik genutzt. Damit wird auch dem Vorsorgegebot des Bundes- Immissionsschutzgesetzes, nämlich die Emissionen entsprechend dem Stand der Technik zu mindern und zu begrenzen, Rechnung getragen und gleichzeitig wird eine bundeseinheitliche Auslegung des Standes der Technik im Anlagengenehmigungsverfahren sichergestellt. Bei der Festlegung der Emissionsbegrenzungen in den untergesetzlichen Regelungen werden auch mögliche Verlagerungen von nachteiligen Auswirkungen von einem Schutzgut auf ein anderes und somit integrative, also medienübergreifende Aspekte berücksichtigt.

Die zentrale Vorschrift zur Umsetzung der BVT- Merkblätter ist die TA Luft [7]. Sie enthält für fast alle gewerblichen und industriellen Anlagen sowie auch für Abfallentsorgungsanlagen, entsprechende Emissionsbegrenzungen. Soweit bei der Novellierung der TA Luft im Jahr 2002 bereits von der EU verabschiedete BVT- Merkblätter oder weitgehend abgeschlossene BVT- Merkblatt- Entwürfe der TWGs vorlagen, wurden die darin enthaltenen Informationen schon in den emissionsbegrenzenden Anforderungen der TA Luft- Novelle von 2002 berücksichtigt.

Bei künftigen Abweichungen zwischen der TA Luft und den von der KOM veröffentlichten BREFs stellt sich allerdings die Frage, ob der Stand der Technik in der TA Luft 2002 noch richtig wiedergegeben ist. Um insoweit Unsicherheiten zu vermeiden, legt die TA Luft in Nr. 5.1.1 fest, dass alle bei ihrem Erlass im Jahr 2002 vorhandenen BVT- Merkblätter berücksichtigt wurden. In Bezug auf danach veröffentlichte BVT- Merkblätter bestimmt sie, dass die TA Luft- Anforderungen dadurch nicht außer Kraft gesetzt werden. Die Bindung der Behörden an die TA Luft bleibt damit zunächst bestehen. Ein vom Bundesumweltministerium eingerichteter beratender Ausschuss, der sich aus sachkundigen Vertretern im Sinne von § 51 des Bundes- Immissionsschutzgesetzes („Beteiligte Kreise“) zusammensetzt, prüft, inwieweit sich aus den Informationen der BVT- Merkblätter weitergehende Anforderungen ergeben, als sie die TA Luft enthält. Der Ausschuss soll sich dann dazu äußern, inwieweit sich der Stand der Technik gegenüber den Festlegungen in der TA Luft fortentwickelt hat oder die Festlegungen in dieser Verwaltungsvorschrift ergänzungsbedürftig sind. Gibt das Bundesumweltministerium aufgrund einer derartigen Äußerung ein Fortschreiten des Standes der Technik oder eine notwendige Ergänzung der TA Luft- Regelungen bekannt, entfällt insoweit die Bindung der Behörden an die TA Luft 2002. Die zuständigen Behörden haben dann bei

ihren Entscheidungen den „Stand der Technik“, bzw. die „Beste verfügbare Technik“, eigenständig unter Heranziehung der vorhandenen Erkenntnisquellen zu ermitteln; dazu zählen auch und vor allem die Informationen aus den BVT- Merkblättern [8].

Wie intensiv die einzelnen EU- Mitgliedstaaten die BREFs im Rahmen der nationalen Genehmigungspraxis faktisch nutzen, zeichnet sich noch nicht klar ab. Die IVU- Richtlinie lässt durchaus einen gewissen Spielraum bei ihrer Umsetzung zu. Einige Mitgliedstaaten erstellen derzeit nationale Leitlinien, wie die BREFs zu berücksichtigen sind, andere (wie auch Deutschland) übernehmen die Informationen aus den BREFs in ihre untergesetzlichen Regelwerke [9].

Eine hemmende Wirkung bei der Umsetzung und Anwendung der BREFs ist vor allem dadurch gegeben, dass die EU jeweils nur eine kurze Zusammenfassung der BREFs in alle EU- Amtssprachen vorlegt. Die vollständigen, sehr umfangreichen Dokumente liegen amtlich autorisiert nur in englischer Sprache vor.

Bundesregierung und Bundesländer haben deshalb eine Vereinbarung über eine deutsche Übersetzung ausgewählter BREF- Kapitel getroffen, um so eine praxisnähere Nutzung der Dokumente in den deutschsprachigen EU- Mitgliedstaaten zu erreichen. Einige Übersetzungsarbeiten wurden in Zusammenarbeit mit Österreich und Luxemburg durchgeführt [10].

Die abgeschlossenen deutschen Übersetzungen sowie alle bereits von der KOM verabschiedeten BREFs in englischer Sprache, einschließlich der ins Deutsche übersetzten Zusammenfassungen, stehen kostenlos auf den Internetseiten des UBA zur Verfügung ([www.bvt.umweltbundesamt.de](http://www.bvt.umweltbundesamt.de)).

### **3 BVT- Merkblatt (BREF) „Abfallbehandlungsanlagen“**

Zur Entwicklung der BREFs ist generell anzumerken, dass sich der „Sevilla-Prozess“ schon bei EU- weit relativ homogenen industriellen Tätigkeiten, wie z. B. der Glas- oder der Zementindustrie, als ein komplexes Vorhaben darstellte. Umso aufwändiger und unübersichtlicher war dieser Prozess im Abfallsektor, der EU- weit bereits sehr stark reguliert ist und der sich auch durch unterschiedliche rechtliche Definitionen, allgemein verwendeter Begriffe, Konzepte und Vorgehensweisen auszeichnet. Hinzu kommen noch die große Heterogenität der „Behandlungsstoffe“ sowie eine Vielzahl von Behandlungstechniken.

EU- weit werden in Abfallbehandlungsanlagen Verwertungs- und Beseitigungsprozesse durchgeführt. Im Gegensatz zu anderen industriellen Sektoren wird es in diesem Sektor nicht als typisch angesehen, ein Produkt herzustellen. Vielmehr sollen Abfallbehandlungsanlagen nach allgemeinem Verständnis Dienstleistungen für die Gesellschaft in

Form der Behandlung von Abfällen erbringen. Dennoch ist bekannt, dass aus einigen Abfallbehandlungen auch Produkte resultieren.

Die nachstehende Tabelle 1 zeigt eine Zusammenstellung der TWG, zu den in der EU existierenden Abfallbehandlungsanlagen. Aus ihr geht auch hervor, dass es sich dabei mehrheitlich um chemisch/physikalische Behandlungsanlagen handelt.

**Tabelle 1** Abfallbehandlungsanlagen

Art der Abfallbehandlung	Anzahl der bekannten Anlagen
Chemisch/physikalische Behandlung	9.907
Umladestation	2.905
Biologische Behandlung	615
Aufbereitung von Altöl und Nutzung als Brennstoff	274
Herstellung von Brennstoffen aus Abfällen	266
Behandlung anorganischer Abfälle (ohne Metalle)	126
Behandlung von Lösemittelabfällen	106
Altölraffination	35
Aktivkohlebehandlung	20
Verwertung von Rückständen aus Abgas- u. Abwasserreinigung	20
Behandlung von Altkatalysatoren	20
Behandlung von Abfallsäuren/-basen	13
<b>Gesamt</b>	<b>ca. 14.300</b>
<b>Anmerkung:</b>	
<p><i>Die Angaben in der Tabelle können von den tatsächlichen Zahlen abweichen. Dafür gibt es im Wesentlichen zwei Gründe: Einerseits sind die Schätzzahlen für die EU zu niedrig angesetzt, weil aus einigen EU-Mitgliedstaaten keine Zahlen zu ihren Anlagen gemeldet wurden. Andererseits fließen in diese Angaben in der Regel sämtliche Kapazitäten ein, was bedeutet, dass die Zahl der den Bestimmungen der IVU-Richtlinie unterliegenden Anlagen niedriger sein könnte.</i></p>	

Bereits vor Beginn der Arbeiten in den TWGs diskutierte die KOM den Umfang der abfallrelevanten BREFs, wobei vor allem auf den Anhang I der IVU-Richtlinie („Kategorien von industriellen Tätigkeiten“) abgestellt wurde. Dort sind „Abfallbehandlungsanlagen“ der Nr. 5 zugeordnet. Diese Nummer umfasst vier Untergruppen:

- Anlagen zur Beseitigung oder Verwertung von gefährlichen Abfällen (Nr. 5.1)
- Müllverbrennungsanlagen (Nr. 5.2)
- Anlagen zur Beseitigung ungefährlicher Abfälle (Nr. 5.3)
- Deponien (Nr. 5.4)

Abweichend vom Anhang I der IVU- Richtlinie entschied die KOM, die Zahl der abfallrelevanten BREFs auf zwei zu reduzieren und zwar für die Bereiche „Abfallverbrennung“ und „Abfallbehandlung“, der Bereich „Abfallbehandlung“ umfasst danach alle Behandlungsverfahren außer der „Abfallverbrennung“. Der Bereich „Deponierung“ wurde fallengelassen, da nach Meinung der KOM dieser bereits durch die EG- Deponie-Richtlinie von 1999 [11] hinreichend konkret geregelt ist.

Für das BREF „Abfallbehandlungsanlagen“ wurde außerdem beschlossen, sich - in Abhängigkeit von den verfügbaren Informationen - zunächst auf ausgesuchte Abfallbehandlungsverfahren der Nummern 5.1 und 5.3 des Anhangs I der IVU- Richtlinie zu konzentrieren. Aufgrund des nicht genau festgelegten relevanten Geltungsbereichs im Anhang I der IVU- Richtlinie und der zwischenzeitlich weiter fortgeschrittenen Behandlungstechniken war die Aufnahme bestimmter Abfallbehandlungsverfahren in das BREF, wie z. B. Kompostierung und Schlackenaufbereitung, lange strittig.

Die Codes für Verwertungs- und Beseitigungsverfahren (R- und D- Codes) der Anhänge II A und II B der Abfallrahmenrichtlinie (Richtlinie 75/442/EG [12], bzw. 2006/12/EU - konsolidierte Fassung - [13]), welche die IVU- Richtlinie betreffen, wurden gemäß der Kommissions-Entscheidung 96/350/EG [14] geändert. Da diese Anpassung noch immer den aktuellen Codes für Verwertungs- und Beseitigungsverfahren entspricht, spiegelt die nachstehende Tabelle 2 in Übereinstimmung mit der Sichtweise des IEF und der TWG sowie unter Berücksichtigung der Zielsetzung der IVU- Richtlinie die Codes für die Art von Abfallbehandlungsverfahren wider, um die es in diesem BVT- Merkblatt geht.

Demzufolge werden in dem BREF „Abfallbehandlungsanlagen“ folgende Bereiche beschrieben:

- Chemisch-Physikalische Behandlungsanlagen (CP- Anlagen)
- Lösemittelrecycling
- Mechanisch-Biologische Behandlungsanlagen (MBA)
- Ersatzbrennstoffaufbereitung (einschl. Sortiertechniken)
- Schlackenaufbereitung
- Altölrecycling

Sortiertechniken werden in diesem BREF also nicht als eigenständiges Behandlungsverfahren betrachtet, sondern sind dem Bereich der „Ersatzbrennstoffaufbereitung“ zugeordnet. Die beschriebenen Techniken können jedoch auch in anderen Bereichen zur Anwendung gelangen.

**Tabelle 2** R- und D- Codes des BREF „Abfallbehandlungsverfahren“

<b>Abfallbehandlungsverfahren gemäß der Entscheidung 96/350/EG der Kommission</b>	<b>R-/ D-Code</b>
Hauptverwendung als Brennstoff oder andere Mittel der Energieerzeugung	R 1
Rückgewinnung/Regenerierung von Lösemitteln	R 2
Verwertung/Rückgewinnung von anderen anorganischen Stoffen (d. h. anderen als den unter R 4 aufgeführten Metallen und Metallverbindungen)	R 5
Regenerierung von Säuren oder Basen	R 6
Wiedergewinnung von Bestandteilen, die der Bekämpfung der Verunreinigungen dienen	R 7
Wiedergewinnung von Katalysatorenbestandteilen	R 8
Ölraffination oder andere Wiederverwendungsmöglichkeiten von Öl	R 9
Austausch von Abfällen, um sie einem der unter R 1 bis R 11 aufgeführten Verfahren zu unterziehen	R 12
Ansammlung von Abfällen, um sie einem der unter R 1 bis R 12 aufgeführten Verfahren zu unterziehen (ausgenommen zeitweilige Lagerung - bis zum Einsammeln - auf dem Gelände der Entstehung der Abfälle)	R 13
Biologische Behandlung, die nicht an anderer Stelle in Anhang II der Entscheidung 96/350/EG beschrieben ist und durch die Endverbindungen oder Gemische entstehen, die mit einem der in D 1 bis D 12 aufgeführten Verfahren entsorgt werden	D 8
Chemisch/physikalische Behandlung, die nicht an anderer Stelle in Anhang II der Entscheidung 96/350/EG beschrieben ist und durch die Endverbindungen oder Gemische entstehen, die mit einem der in D 1 bis D 12 aufgeführten Verfahren entsorgt werden (z. B. Verdampfen, Trocknen, Kalzinieren usw.)	D 9
Vermengung oder Vermischung vor Anwendung eines der in D 1 bis D 12 aufgeführten Verfahren	D 13
Rekonditionierung vor Anwendung eines der in D 1 bis D 13 aufgeführten Verfahren	D 14
Lagerung bis zur Anwendung eines der in D 1 bis D 14 aufgeführten Verfahren (ausgenommen zeitweilige Lagerung - bis zum Einsammeln - auf dem Gelände der Entstehung der Abfälle)	D 15

Die Struktur des BREF „Abfallbehandlungsanlagen“ entspricht der für alle BREFs gleichermaßen vorgegebenen Grundstruktur:

- Kapitel 1: Allgemeine Informationen
- Kapitel 2: Angewendete Verfahren und Techniken
- Kapitel 3: Aktuelle Verbrauchs- und Emissionswerte
- Kapitel 4: Bei der Festlegung der BVT zu berücksichtigende Techniken
- Kapitel 5: Beste verfügbare Techniken
- Kapitel 6: Techniken in der Entwicklung
- Kapitel 7: Abschließende Bemerkungen
- Kapitel 8: Anhänge

Für die Nutzer des BREF „Abfallbehandlungsanlagen“ sind insbesondere die Kapitel 4 und 5 von Bedeutung. In Kapitel 4 werden bereits realisierte Techniken beschrieben, die nach allgemeiner Betrachtung das Potenzial dazu haben, ein hohes Schutzniveau für die Umwelt zu erreichen. In Kapitel 5 werden dann die daraus abgeleiteten besten verfügbaren Techniken genannt.

## 4 BVT bei Sortiertechniken

Abschnitt 4.5.3 des BREFs beschreibt Aufbereitungs- und Sortiertechniken, die heute EU- weit bei der Herstellung von festen Brennstoffen aus Abfall eingesetzt werden (siehe Tabelle 3). Diese Techniken werden bei der Brennstoffherstellung aus gefährlichen und aus nicht gefährlichen Abfällen angewandt. Die Techniken in den Abschnitten 4.5.3.1 bis 4.5.3.5 sind für alle Abfallarten von Bedeutung. Die Techniken in den Abschnitten 4.5.3.6 bis 4.5.3.12 sind hauptsächlich auf nicht gefährliche Abfälle anwendbar. Eine Technik, die sich speziell auf gefährliche Abfälle bezieht, befindet sich in Abschnitt 4.5.3.13.

**Tabelle 3** Aufbereitungs- und Sortiertechniken

<b>4.5.3</b>	<b>Techniken zur Herstellung von festen Brennstoffen aus Abfall</b>
4.5.3.1	Auswahl der Techniken für die Herstellung von festen Brennstoffen aus Abfall
4.5.3.2	Trocknung des festen Brennstoffs aus Abfall
4.5.3.3	Magnetabscheidung von Eisenmetallen
4.5.3.4	Abscheidung von NE-Metallen
4.5.3.5	Allmetallabscheider
4.5.3.6	Positiv- und Negativsortierung
4.5.3.7	Nutzung von Druckluft zur Größenreduzierung
4.5.3.8	Trommelsiebe
4.5.3.9	Verbesserungen der Staubfilterung in Zyklonen von Windsichtern
4.5.3.10	Nah-Infrarotspektroskopie (NIR)
4.5.3.11	Automatische Klaubung
4.5.3.12	Pelletierung und Agglomerierung
4.5.3.13	Kryogenes Mahlen

Die in Tabelle 3 angeführten Techniken werden in Kapitel 4 des BREFs jeweils nach folgender Struktur dargestellt:

- Beschreibung der jeweiligen Technik
- Anwendbarkeit des Verfahrens
- erreichter Nutzen für die Umwelt
- medienübergreifenden Auswirkungen
- treibende Kraft für die Anwendung
- erreichte Betriebsdaten
- Beispielanlagen zur Orientierung

Kapitel 5 des BREFs beschreibt schließlich die allgemeinen Schlussfolgerungen für BVT. Zunächst werden hier in einem allgemeinen Teil die besten verfügbaren Techniken von Verfahren erläutert, die weitgehend auf alle Abfallbehandlungen Anwendung finden, wie Umweltmanagement, Managementsysteme, Lagerung und Umschlag der Abfälle, Abluftbehandlung, Abwasserbehandlung, Bodenkontaminationen sowie Management für die im Verfahren erzeugten Reststoffe. Erreichbare Emissionswerte werden dabei in „Wertebereichen“ angegeben (z. B. Emissionswertebereiche für Abwasser oder Abluft). Im speziellen Teil des Kapitels 5 wird auf ausgewählte Verfahren eingegangen, für die dann spezifizierte Grenzwerte, Referenzbedingungen und auch Kosten genannt werden (z. B. Emissionsgrenzwerte oder Verbrauchswerte).

Für Sortiertechniken im Zusammenhang mit der Aufbereitung von Abfall zur Nutzung als Brennstoff enthält das BREF allerdings nur allgemeine Vorgaben, wie z. B.:

Die beste verfügbare Technik besteht darin,

- den eingehenden Abfall visuell zu begutachten, um sperrige metallische oder nichtmetallische Teile auszusortieren. Der Zweck dieser Maßnahme ist es, die Anlage gegen mechanische Beschädigung zu schützen,
- magnetische Abscheider für Eisen und Abscheider für NE- Metalle zu nutzen. Der Zweck dieser Maßnahme ist es, sowohl die Pelletierer zu schützen, als auch die Anforderungen der Endnutzer zu erfüllen,
- die Nah- Infrarotspektroskopie (NIR)- Technik zur Aussortierung von Kunststoffen zu nutzen. Der Zweck dieser Maßnahme ist es, den Gehalt an organischem Chlor und den Gehalt einiger Metalle, als Bestandteil der Kunststoffe, zu reduzieren.

## **5 Ausblick zum BREF „Abfallbehandlungsanlagen“**

Die KOM hat das Dokument der TWG im August 2006 angenommen und dies im Amtsblatt C der EU [15] bekannt gegeben. Das BREF ist damit allgemein verfügbar und es



ist ohne Übergangsfristen in allen Mitgliedstaaten anzuwenden. Eine Übersetzung ausgewählter Kapitel in die deutsche Sprache wurde im Auftrag des UBA bereits durchgeführt, rechtsverbindlich bleibt jedoch der englische Originaltext.

Durch die jetzt anstehende EU- weite formale Umsetzung und Anwendung des BVT-Merkblattes „Abfallbehandlungsanlagen“ werden künftig voraussichtlich breitere Erfahrungen und Anlagendaten aus den Mitgliedstaaten verfügbar sein, als dies noch bei den Arbeiten zum jetzt verabschiedeten Dokument der Fall war. Bei einer Revision des BVT- Merkblatts können dann voraussichtlich bei den einzelnen Behandlungsverfahren auch noch konkretere und anspruchsvollere Anforderungen formuliert werden. Außerdem könnte dann, abhängig von der jeweiligen Informationslage, die Aufnahme weiterer Behandlungsverfahren in das BREF geprüft werden.

Bis zur Revision des BVT- Merkblattes, die für das Jahr 2009 geplant ist, sollte jedoch auch erreicht werden, dass IVU- Richtlinie und Abfallrahmenrichtlinie abgeglichen werden, damit die bislang aus formalen Gründen nicht aufgenommenen Behandlungsverfahren, wie z.B. die Kompostierung, dann problemlos in das BREF einbezogen werden können.

## 6 Literaturhinweise

[1] Richtlinie 96/61/EG des Rates über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung vom 24.9.1996 (ABl. EG L 257 S. 26), zuletzt geändert am 18.1.2006 (ABl. EU L 33 S. 1).

[2] Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen - 4. BImSchV i.d.F. der Bek. vom 14.3.1997 (BGBl. I S. 504), zuletzt geändert am 15.7.2006 (BGBl. I S. 1619).

[3] Gesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie, der IVU- Richtlinie und weiterer EG- Richtlinien zum Umweltschutz vom 27.7.2001 (BGBl. I S. 1950).

[4] Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz - KrW-/AbfG) vom 27.9.1994 (BGBl. I S. 2705), zuletzt geändert am 9.12.2006 (BGBl. I S. 2819).

[5] Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz - BImSchG) i.d.F. der Bek. vom 26.9.2002 (BGBl. I S. 3830), zuletzt geändert am 18.12.2006 (BGBl. I S. 3180).

[6] Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz- WHG) i.d.F. der Bek. vom 19.8.2002 (BGBl. I S. 3245, zuletzt geändert an 25.6.2005 (BGBl. I S. 1746).

[7] Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes- Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft- TA Luft) vom 24.7.2002 (GMBI S. 511).

[8] Kalmbach, S.: Erläuterungen zur Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft, 5. Auflage, Erich Schmidt Verlag, Berlin 2004.

[9] European Commission-DG Environment, „On the Road to Sustainable Production in the Enlarged EU“, 20.-22.9.2005 in Dresden, Conference Proceedings Umweltbundesamt Dessau, Dezember 2005.

[10], Referenzdokument über die besten verfügbaren Techniken für Abfallbehandlungsanlagen mit ausgewählten Kapiteln in deutscher Sprache (BVT- Merkblatt) Umweltbundesamt Dessau, Februar 2007  
unter: [www.bvt.umweltbundesamt.de](http://www.bvt.umweltbundesamt.de).

[11] Richtlinie 1999/31/EG des Rates über Abfalldeponien vom 26.4.1999 (ABl. EG L 182 S.1), geändert durch Verordnung (EG) vom 29.9.2003 (ABl. EU L 284 S.1).

[12] Richtlinie 75/442/EWG des Rates über Abfälle vom 15.7.1975 (ABl. EG L 194 S. 39).

[13] Richtlinie 2006/12/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Abfälle (konsolidierte Fassung) vom 5.4.2006 (ABl. EU L 114 S. 9).

[14] Entscheidung 96/350/EG der Kommission zur Anpassung der Anhänge II A und II B der Richtlinie 75/442/EWG des Rates über Abfälle vom 24.5.1996 (ABl. EG L 135 S. 32).

[15] European IPPC Bureau, Seville, Reference Document on Best Available Techniques for the Waste Treatments Industries, August 2006,  
Verabschiedung bekannt gegeben im ABl. EU C 257 S. 15 vom 25.10.2006.

### **Anschrift des Verfassers**

Dipl.- Ing. Siegfried Kalmbach  
Umweltbundesamt  
Postfach 1406  
06813 Dessau  
Telefon +49 340 2103 3637  
Email: [siegfried.kalmbach@uba.de](mailto:siegfried.kalmbach@uba.de)

# **Untersuchungen zur Trennbarkeit von dynamisch getrockneten Restabfällen - erste Ergebnisse -**

**Dipl.-Ing. B. Bartha, Dr.-Ing. J. Brummack**

Institut für Verfahrenstechnik und Umwelttechnik, Technische Universität Dresden

## **Investigations on the Separability of Dynamically Dried Municipal Solid Waste**

### **Abstract**

The physical properties of the output of biological drying of municipal solid waste (MSW) in a rotary drum reactor have been analysed. It could be shown, that the determined combination of biological and mechanical processes within the reactor can lead to output qualities that with state-of-the-art static reactors can not be reached or a complex post treatment (bulking, post-crushing) is necessary for that. By sieving and manual sorting in substance classes (fibrous, plastic, miscellaneous) the individual product fractions could be described in detail very good. The results can be the basis of the further development for separation of MSW.

### **Zusammenfassung**

Im Rahmen von Untersuchungen zur biologischen Trocknung von Restabfällen in einem Drehrohrreaktor wurden die physikalischen Eigenschaften des Outputs analysiert. Es konnte gezeigt werden, dass die gezielte Kombination von biologischen und mechanischen Prozessen zu einer Qualität führt, die in statischen Reaktoren nach Stand der Technik, nicht oder nur nach aufwendigen Nachbehandlung (Auflockerung, Nachzerkleinerung) erreicht werden kann. Mit Siebungen und händischen Sortierung nach Stoffgruppen (Faseriges, Kunststoffe, Sonstiges) konnten einzelne Produktfraktionen sehr genau beschrieben werden. Die Ergebnisse können die Grundlage einer verfahrenstechnische Weiterentwicklung zur Restabfalltrennung bilden.

### **Keywords**

biologische Trocknung, Restabfall, Drehrohrreaktor, dynamische Behandlung, Trennbarkeit

biological drying, MSW, rotary drum reactor, dynamic treating, separability

## **1 Einleitung**

Die Autoren dieses Beitrages beschäftigen sich seit 6 Jahren mit der aeroben Behandlung von Restabfällen im dynamischen Reaktor. Ergebnisse dieser Arbeiten wurden u.a. in (BARTHA ET AL., 2003), (BARTHA ET AL., 2006) ausführlich publiziert.

Die aerobe Behandlung von festen Abfällen stellt prozesstechnisch betrachtet ein Dreiphasensystem dar, das durch eine äußerste Komplexität gekennzeichnet ist. In der Praxis dominiert dabei heute der statische aerobe Festbettprozess, obwohl dieser für biogene Abfälle oder Abfälle mit biogenem Anteil aus chemisch-physikalischer Sicht nur bedingt beherrschbar ist. Kennzeichnend für diese Prozesse ist die stoffsystembedingt

rasche Ausbildung von Inhomogenitäten in einem statischen Haufwerk, die sich während des Prozesses weiter verstärken. Die dennoch fast ausschließliche Anwendung des statischen aeroben Festbettprozesses basiert allein darauf, dass Prozesse in statischen Reaktoren (Boxen, Tunnel) technisch und ökonomisch relativ einfach umgesetzt werden können.

Dynamische Reaktoren, vor allem der Drehrohrreaktor, werden in der Praxis kaum genutzt, obwohl sie eine zyklische Auflösung der besonders kritischen Gradienten im Festbett erlauben. Gründe dafür sind neben den höheren Investitionskosten die negativen Erfahrungen aus dem bisherigen Einsatz von so genannten Rottetrommeln in der Kompostierung. Die Behandlung von nassen und anfallbedingt strukturarmen Bioabfällen, die für eine Behandlung im Festbett prinzipiell ungeeignet sind, deutet bereits auf das geringe Wissen über die im Drehrohrreaktor parallel ablaufenden mechanischen und biologischen Prozesse hin.

Durch die Einführung von komplexeren automatischen Sortiertechniken, wie sie aus der DSD-Sortierung bekannt sind, könnten aus Restabfällen weitere stofflich verwertbare Ströme, z.B. verschiedene Kunststoffarten oder Papier, erzeugt werden. Die erfolgreiche automatische Sortierung setzt ein rieselfähiges und bezogen auf die einzelnen Fraktionen homogenes Inputmaterial voraus. Mit steigender Heterogenität des zu trennenden Stoffstromes (Verklebungen, Anhaftungen) nimmt der apparatetechnische und energetische Aufwand zu bzw. die Produktqualität ab. Insbesondere bei flächigen Kunststofffraktionen (Folien, Tüten) können Anhaftungen den Produktwert signifikant mindern.

## **2 Biologische Restabfallkonditionierung im Drehrohr**

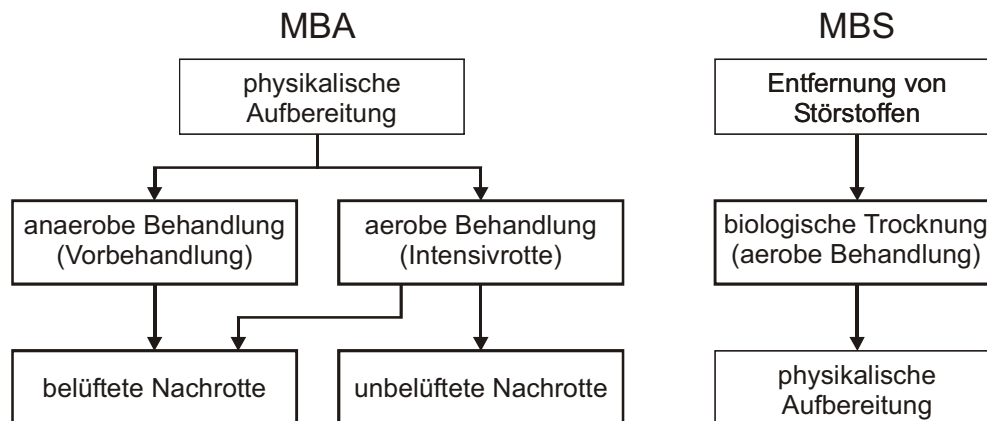
### **2.1 Biologische Verfahren in der Restabfallbehandlung**

Die Veränderungen des gesetzlichen Rahmens für eine Deponierung und das Umdenken beim Umgang mit Restabfall haben die mechanisch-biologische Abfallaufbereitung zu einem festen Bestandteil der Restabfallentsorgung und -nutzung in Deutschland werden lassen.

Bei allen mechanisch-biologischen Verfahren ist die biochemische Stoffwandlung der entscheidende Prozessschritt. Die vor- und nachgelagerten mechanischen Stufen dienen der Anpassung der Materialeigenschaften an die Erfordernisse des biologischen Prozesses oder werden zur Weiterverarbeitung des Outputs aus der biologischen Stufe benötigt. Bei aeroben Verfahrenskonzepten ist zwischen zwei Hauptzielen zu unterscheiden (BRUMMACK ET AL., 2005):

- biologische Stabilisierung durch quantitativen Abbau von nativen Kohlenstoffverbindungen zur Erzeugung einer ablagerungsfähigen sowie einer heizwertreichen Fraktion durch mechanisch-biologischen Aufbereitung (**MBA**) und
- Trockenstabilisierung durch biologisch unterstützten Wasserentzug und anschließender Stoffstromtrennung ohne Erzeugung einer ablagerungsfähigen Fraktion (**MBS**).

Die wesentlichen Anlagenkonzepte sind in der Abbildung 1 dargestellt.



**Abbildung 1** Biologische Verfahrenskonzepte zur Restabfallbehandlung

Von der bis 2007 genehmigten 5,2 Mio. Mg/a Anlagenkapazität in biologischen Restabfallbehandlungsanlagen entfallen etwa 4,0 Mio. Mg/a auf MBA- und 1,2 Mio. Mg/a auf MBS-Anlagen (BMU, 2006). Die Mehrzahl der umgesetzten Verfahren sieht eine rein aerobe Behandlung in der biologischen Stufe vor. Auch die wenigen anaeroben Konzepte benötigen zur Nachbehandlung des Gärrestes eine zweite dann aerobe Stufe. Somit hat die aerobe Behandlung eine Schlüsselfunktion in allen mechanisch-biologischen Aufbereitungsverfahren.

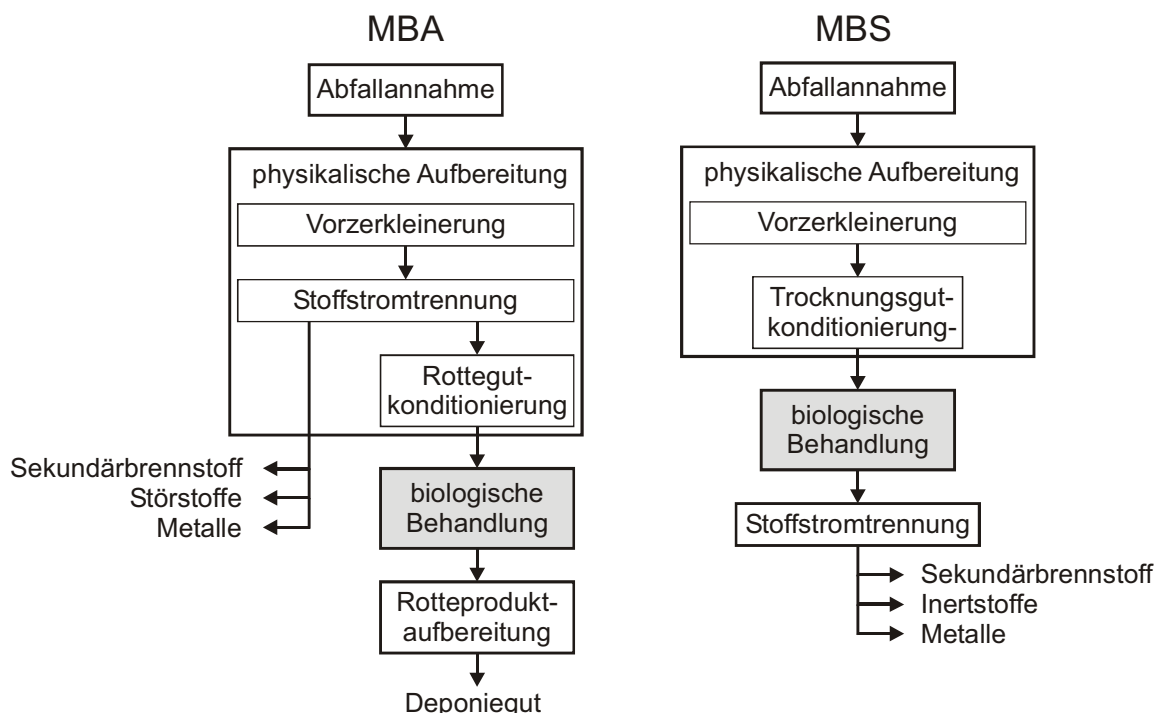
Bei den *MBA-Verfahren* zur Erzeugung ablagerungsfähiger Stoffe muss ein Großteil der organischen Bestandteile im Abfall abgebaut werden, um spätere unerwünschte biologische Prozesse im Deponiekörper zu unterbinden. Die Anforderungen an die Eigenschaften des Rotteoutputs (Deponiematerial) sind durch die Abfallablagerversordnung (2001) festgelegt.

Bei den *MBS-Verfahren* hingegen ist nur so viel Abbauleistung erforderlich, wie Energie für die Verdunstung von Wasser aus dem Material bis zu seiner Trockenstabilisierung benötigt wird. Dies ist mit einem intensiven Prozess zu erreichen, dessen Laufzeit um etwa eine Größenordnung kürzer ist als die für die biologische Stabilisierung in MBA-Verfahren erforderliche Zeit. Durch die Trocknung wird eine Modifizierung der physikalischen Eigenschaften des Abfalls erzielt. Die Gewinnung einer heizwertreichen und schadstoffentfrachteten Fraktion mit Brennstoffeigenschaften sowie weiterer stofflich

verwertbarer Fraktionen (Metalle, Mineralien) durch bekannte physikalische Trennverfahren (Sieben, Sichten, Magnetabscheiden) wird damit ermöglicht.

Ein weiterer wesentlicher Unterschied zwischen MBA- und MBS-Konzepten besteht in der Art der Stoffführung vor und nach der biologischen Behandlung (siehe Abbildung 2). MBA-Anlagen sind meist als *Teilstromanlagen* ausgeführt. Dies bedeutet, dass nach der Vorzerkleinerung aber vor der biologischen Behandlung eine Stoffstromtrennung durchgeführt wird. Aus dem Gesamtstrom werden eine oder mehrere heizwertreiche Fraktionen sowie Metalle und Störstoffe separiert. In dem Reststrom konzentriert sich die biologisch zu behandelnde Abfallorganik auf, wobei unter Abfallorganik der biologisch abbaubare Teil des Abfalls verstanden wird. Der Reststrom wird vor der biologischen Behandlungsstufe konditioniert (homogenisiert, befeuchtet). Dabei wird anscheinend der Verfahrensökonomie folgend die biologisch zu behandelnde Materialmenge reduziert, gleichzeitig wird jedoch das umfangreiche Wissen über die optimalen Bedingungen einer Rotte nicht beachtet. Eine ausführliche Darstellung dieser Problematik und ihrer Folgen findet sich bei BRUMMACK ET AL. (2005).

Bei den MBS-Konzepten ist die Stoffstromtrennung, abgesehen von einer eventuellen Störstoffabscheidung, nach der biologischen Trocknung angeordnet. Diese Anlagen arbeiten in *Vollstrombetrieb*.



**Abbildung 2** Schematischer Verfahrensablauf in MBA- und MBS-Anlagen

Ob und inwieweit eine Stoffstromtrennung vor der biologischen Stufe tatsächlich effektiv ist, hängt in erster Linie vom Anfallwassergehalt des Inputmaterials ab. Liegt dieser im Bereich größer 40 Ma.-%, was für mittlere und große Städte in Deutschland und ver-

gleichbaren Ländern relativ unabhängig von einer installierten Bioabfallgetrennsammlung typisch ist, erfordert eine physikalische Stoffstromtrennung vor der biologischen Behandlung wegen der eingeschränkten Trennbarkeit einen hohen apparativen und energetischen Aufwand. Schlecht trennbare Gemische führen generell zu erhöhtem Verschleiß an Apparaten mit entsprechenden Auswirkungen auf die tatsächlichen Instandhaltungskosten sowie die Verfügbarkeit der Anlagen.

In der aeroben MBA- als auch in der MBS-Technologie werden statisch arbeitende Reaktoren in Form von Rottetunneln, Rotteboxen sowie weitere vom Grundprinzip nicht abweichende Variationen davon für die biologische Intensivstufen eingesetzt. Der Einsatz statischer Reaktoren bedingt zwangsweise, dass alle mechanischen Prozessstufen vor bzw. nach der biologischen Behandlung zu realisieren sind. Aus diesem sequentiellen Prozessablauf folgt, dass die für die biologische Behandlung optimalen physikalisch-chemischen Eigenschaften des Substrates vor dem biologischen Prozess eingestellt werden müssen. Definierte Eingriffsmöglichkeiten auf die wichtigsten Haufwerkparameter sind während des laufenden biologischen Prozesses im statischen Reaktor ausgeschlossen. Nur mit einer Umlagerung des Materials können Parametergradienten temporär aufgehoben werden. Für feuchte Restabfälle ist es deshalb interessant, dynamische Reaktoren einzusetzen, die eine Kopplung biologischer und mechanischer Prozesse erlauben, also die biologische Behandlung und den mechanischen Aufschluss parallel zulassen.

## 2.2 Untersuchungen zur Restabfallbehandlung im Drehrohrreaktor

An der Technischen Universität Dresden wurde im Rahmen eines laufenden Promotionsverfahrens ein vollautomatisch arbeitendes kleintechnisches Versuchsdrehrohr zur Untersuchung der dynamischen Behandlung von Abfällen mit organischen Bestandteilen entwickelt und realisiert. Im Rahmen von drei Versuchsreihen konnten mit bis zu 1000 kg Input je Versuch folgende wesentliche Zusammenhänge verifiziert werden:

- Die Flexibilität des Drehrohrs gegenüber schwankenden Inputqualitäten konnte durch das breite Spektrum der eingesetzten Inputmaterialien (Restabfälle im Originalzustand, Feinfraktion von mechanisch vorbehandelten Restabfällen aus einer MBA-Anlage, Sortierreste aus einer Sortieranlage für Verpackungsabfälle) nachgewiesen werden.
- Weder eine Vor- noch eine Nachzerkleinerung des Materials sind erforderlich.
- Die Kombination von Prozess und Reaktor weist durch die zeitgleich realisierbaren mechanischen und biochemischen Teilprozesse die bestmöglichen Voraussetzungen für die Durchführung von Oberflächenprozessen in materialbedingt inhomogenen Festbetten auf. Bedingt durch die zyklische Reproduk-

tion der prozessrelevanten Triebkräfte wird dem bei statischen Reaktoren mit ihren unveränderlichen Oberflächenstrukturen in den Haufwerken unvermeidbaren Abfall der Prozessgeschwindigkeit so entgegengewirkt, dass praktisch zu jedem Zeitpunkt optimale Bedingungen für einen biologischen Abbau vorliegen.

- Es konnte gezeigt werden, dass bereits ein Drehzeitanteil von 1-2% der Gesamtprozesszeit ausreichend ist, um sowohl die theoretisch begründbaren Grenzen der biologischen Trocknung zu erreichen, als auch einen gewünschten mechanischen Aufschluss zu gewährleisten.
- Nur der dynamische Reaktor ermöglicht eine optimale Ausnutzung der Belüftungsluft und damit eine Minimierung der zugeführten Frischluftmenge und der anfallenden Abluftmengen. Projiziert man diese Option auf die real betriebenen Anlagen, lassen sich allein damit Einsparungen in Größenordnungen hinsichtlich des Energiebedarfes für die Bewegung der Luft, vor allem den Betrieb der Abluftreinigungsanlagen prognostizieren.
- Durch den auch bei statischen Reaktoren üblichen Umluftbetrieb, der im Drehrohr selbst bei extrem niedrigen Sauerstoffkonzentrationen in der Zuluft bis 3 Vol.-% noch einen regelgerechten Abbauprozess und damit eine optimale Wärmefreisetzung ermöglicht, ist eine weitere Reduzierung der zu behandelnden Abluftmengen möglich. Thermisch-regenerative Abluftreinigungsanlagen erfordern damit in zweifacher Hinsicht einen deutlich reduzierten Stützenergieaufwand. Es ist weniger Abluft zu behandeln und diese besitzt einen deutlich höheren Heizwert.

In Deutschland werden derzeit keine Drehrohrreaktoren in MBA/MBS-Anlagen für die biologische Behandlungsstufe eingesetzt. Die gewonnenen Erkenntnisse sind jedoch für die zukünftige ökonomische Bewertung und damit die praktischen Einsatzchancen des dynamischen Prozesses als grundlegend anzusehen.

### **3 Untersuchung der Produktqualität nach der dynamischen Behandlung**

#### **3.1 Einfluss der dynamischen Behandlung auf die Produktqualität**

Die dynamische Abfallbehandlung ist durch die Bewegung der Feststoffe während der Behandlung gekennzeichnet. Vor allem die Mischung der Materialien unterschiedlicher Dichte und Formstabilität führt zu einer Zerkleinerung, die sich vor allem auf die weichen Bestandteile auswirkt. Dabei entstehen wesentlich geringere Scher- und Druckkräfte, als die, die in Zerkleinerungsaggregaten auftreten.



Die Zerkleinerung von Restabfällen im Drehrohr ist *autogen*, da die zerkleinerungswirksamen, spezifisch schweren Bestandteile im Stoffsystem enthalten sind. Dies führt dazu, dass die Zerkleinerung

- *schonend* ist, da problematische Stoffe und Güter, z.B. Flaschen oder Batterien, nicht zerstört werden, und
- *selektiv* ist, da nur eine Zerkleinerung weicher Anteile (Vegetabilien) und teilweise Auflösung von Faserverbunden wie Papier, Pappe und Fliese) stattfindet.

Die mechanische Beeinflussung führt gleichzeitig dazu, dass immer wieder neue Oberflächen bei den biogenen Bestandteilen aufgeschlossen werden, die bis dahin dem aeroben Abbau nicht zugänglich waren. Aus Sicht der biologischen Prozesse entspricht dies einer regelmäßigen Zuführung von abbaubaren Substraten im Extremfall bis zu ihrem vollständigen Verbrauch.

Während des dynamischen biologischen Trocknungsprozesses verändern sich die physikalischen Eigenschaften des Materials. Der abnehmende Wassergehalt und die Veränderung der Korngrößenverteilung wirken sich auf die Zerkleinerung aus. Es ist zu erwarten, dass die Zerkleinerungsleistung mit der Prozesszeit abnimmt. In der letzten Prozessphase führt die Reibung von trockenen Materialien aufeinander zu einer Abreinigung von den Oberflächen.

Nach diesen Überlegungen ist ein Produkt aus einem Drehrohrreaktor zu erwarten, das ohne eine Nachzerkleinerung direkt einer Trennung in verschiedene Stoffströme unterzogen werden kann. Dies würde zu einem wesentlichen Vorteil gegenüber den MBS-Anlagen nach Stand der Technik führen, da dort neben einer Zerkleinerung auch eine Dekompaktierung zusammengetrockneter Agglomerate im Output notwendig ist.

## 3.2 Versuchsergebnisse

Am Ende jedes Versuches, die mit originalem Restabfall aus einer Großstadt durchgeführt wurden, wurden die Ergebnisse der Behandlung im Drehrohrreaktor sowohl nach qualitativen als auch nach quantitativen Parametern beurteilt.

### a) qualitative Parameter

Die Abbildung 3 zeigt den geöffneten Reaktor am Versuchsende.



**Abbildung 3** Geöffneter Reaktor nach Versuchsende (Inputmaterial: unzerkleinerter Restabfall)

Das Outputmaterial war locker und rieselfähig mit einem hohen Anteil an leichten fluffigen Komponenten, der vorwiegend aus aufgefasertem Papier und Pappe gebildet wurde. Ein Zusammentrocknen der Materialien, wie es bei statischen Reaktoren unvermeidbar ist, war generell nicht zu beobachten. Eine Verhakung von Materialien oder eine Zopfbildung konnte trotz der Verwendung von realem Restabfall ebenfalls nicht festgestellt werden. Der getrocknete Restabfall verfügte nach der Behandlung über eine ausgezeichnete Trennbarkeit durch Siebung.

#### **b) quantitative Parameter**

Zur Beurteilung des Trocknungsergebnisses wurde aus dem Produkt eine repräsentative Probemenge von 60-70 kg entnommen. Das Probematerial wurde auf fünf Sieben mit quadratischen Öffnungen händisch in sechs Fraktionen klassiert. Die Siebfraktionen wurden dann in drei Gruppen zusammengeführt:

- Die *Grobfraktion*  $> 50$  mm bestand vorwiegend aus Kunststofffolien und -flaschen, Textilien und Holz.
- Die *Mittelfraktion* 20-50 mm beinhaltete aufgefasertes Papier, kleinere Kunststoffpartikel.
- In der *Feinfraktion*  $< 20$  mm waren neben Papierfasern, kleinere Steine sowie Scherben zu finden.

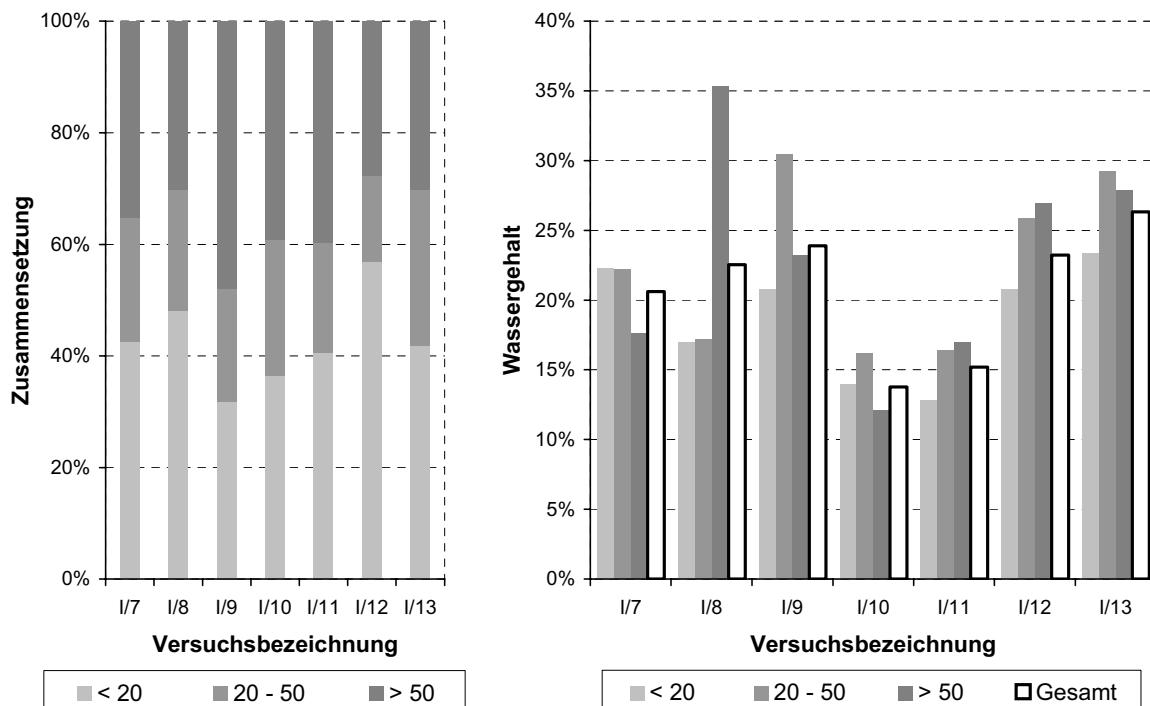
Die Abbildung 4 zeigt die Siebfractionen.



**Abbildung 4** Siebfractionen (fein, mittel grob) nach der dynamischen Behandlung (Inputmaterial: unzerkleinerter Restabfall)

Die Abbildung 5 (links) zeigt für die Versuche mit Restabfällen die Zusammensetzung der einzelnen Proben aus der Grob-, Mittel- und Feinfraktion. Aus Sicht der nachfolgenden Behandlungsstufen ist der Wassergehalt des Produktes von Bedeutung. Die Abbildung 5 (rechts) stellt die Wassergehalte dieser Fraktionen dar.

Die Versuche wurden entsprechend der gewählten Strategie nach der Aktivität und nicht bis zum Erreichen eines bestimmten Wassergehaltes geführt. Daher ist eine weitergehende Analyse des Outputs hier nur beschränkt möglich. Auf der Grundlage von lediglich acht bewerteten Versuchen kann somit keine quantitative Aussage zur Wasserverteilung in den Fraktionen getroffen werden.



**Abbildung 5** Masseanteile und Wassergehalt der Fraktionen im Output mehrerer Versuche nach der dynamischen Behandlung (Inputmaterial: unzerkleinerter Restabfall)

Es ist jedoch bereits erkennbar, dass die Materialfraktionen, wie beim dynamischen Prozess zu erwarten ist, nahe beieinander liegende Wassergehalte auswiesen. Besonders deutlich erkennbar ist dies bei den Versuchen I/10 und I/11, die bis zu geringen Endfeuchten gefahren wurden.

In einem weiteren Schritt wurde die Materialzusammensetzung der einzelnen Fraktionen untersucht. Dazu wurden die Siebfraktionen händisch in die folgenden Stoffgruppen sortiert:

- Faserig (Textilien, Papier/Pappe)
- Kunststoffe
- Sonstiges (Steine, Keramik, Metalle, Glas)

In der Abbildung 6 ist dies beispielhaft für die Mittelfraktion 20 - 50 mm dargestellt.



**Abbildung 6** Stoffgruppen der Mittelfraktion nach händischer Sortierung (Inputmaterial: unzerkleinerter Restabfall)

Die in der erwünschten Richtung hervorragende Selektivität der Zerkleinerung ist daran zu erkennen, dass überwiegend unzerbrochene Glasflaschen und unbeschädigte Dosen und Batterien gefunden werden konnten. Ein beeindruckendes Beispiel zeigt die unzerstörte Glühlampe in Abbildung 6, rechtes Bild oben Mitte. Inwieweit überhaupt eine unerwünschte Zerstörung von Komponenten stattfand, hätte nur eine vollständige Sortierung der Inputchargen mit einer Masse von jeweils bis zu 1000 kg vor der Behandlung ermittelt werden können, was aus hygienischen Gründen nicht möglich war.

## 4 Zusammenfassung

Im Rahmen von Untersuchungen zur Prozessmodellierung und -steuerung der biologischen Trocknung von Restabfällen in einem Drehrohrreaktor wurden auch die physikalischen Eigenschaften des Outputs untersucht und ausgewertet. Es konnte gezeigt

werden, dass durch die gezielte Nutzung der Kombination von biologischen und mechanischen Prozessen eine Qualität des Outputs erreicht werden konnte, die in statischen Reaktoren nach Stand der Technik, entweder überhaupt nicht, wie die Sauberkeit von Oberflächen, oder nur nach aufwändigen Nachbehandlungsschritten, wie Dekompaktierung und Nachzerkleinerung, erreicht werden kann. Mit Siebungen und händischen Sortierung nach Stoffgruppen konnten einzelne Produktfraktionen genau beschrieben werden. Die bisher erzielten Ergebnisse bilden damit eine tragfähige Grundlage für die zukünftig zu entwickelnde Strategie für die Entwicklung einer an dynamisch erzeugte Outputmaterialien angepasste Stoffstromtrennung.

## 5 Literatur

- |   |      |  |
|---|------|--|
| Bartha, B. et al.   | 2002 | Steuerung eines Reaktors zur Aufbereitung von Abfällen mit biogenen Bestandteilen. Abschlussbericht zum DBU-Projekt 14736.   |
| Bartha, B. et al.   | 2006 | Entwicklung einer Steuerungsstrategie für biotechnologische Prozesse in der Abfallbehandlung, in: Abfallforschungstage 2006. Cuvillier Verlag, Göttingen, ISBN 3-86537-863-3.        |
| BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) | 2006 | Siedlungsabfallentsorgung in Deutschland 2006. Veröffentlicht unter: <a href="http://www.bmu.de/abfallwirtschaft/doc/37876.php">http://www.bmu.de/abfallwirtschaft/doc/37876.php</a> |
| Brummack, J. et al  | 2005 | Ertüchtigung der Nachrotte in MBA's durch das Dombelüftungsverfahren (DBV), in: International Symposium MBT 2005. Cuvillier Verlag, Göttingen, ISBN 3-86537-665-7.                   |

### Anschrift der Verfasser

Dipl.-Ing. B. Bartha

Technische Universität Dresden, Institut für Verfahrenstechnik und Umwelttechnik

D-01062 Dresden

Telefon +49 351 46332045

Email: [Bela.Bartha@mailbox.tu-dresden.de](mailto:Bela.Bartha@mailbox.tu-dresden.de)

Website: <http://www.tvt-uvt.tu-dresden.de/>

Dr.-Ing. Joachim Brummack

Technische Universität Dresden, Institut für Verfahrenstechnik und Umwelttechnik

D-01062 Dresden

Telefon +49 351 46334430

Email: [Joachim.Brummack@tu-dresden.de](mailto:Joachim.Brummack@tu-dresden.de)

Website: <http://www.tvt-uvt.tu-dresden.de/>

## **Simulation mechanischer Aufbereitungsprozesse in der Abfallbehandlung**

**Bertram Zwisele\*, Jan Rosenkranz\*\*, André Nordwig\*\*\***

\*ARGUS GmbH, Berlin; \*\*Technische Universität Berlin; \*\*\*Fraunhofer First, Berlin

### **Simulation of Mechanical Processes in Waste Treatment**

#### **Abstract**

A critical analysis of mechanical processes in waste treatment plants hints at vulnerable spots in the interaction of plant units and deployed heterogeneous materials. The simulation of mechanical processes in waste treatment may depict the total material flow in a plant and as such, contribute to a better understanding of the behaviour in heterogeneous materials, to identify bottlenecks, to check plant modifications and hence, to support planning and reducing time for implementation period

The project community, consisting of ARGUS, the Technical University of Berlin and the Fraunhofer FIRST has developed a demonstration model for a simple plant configuration including an air separator, metal separators and comminution aggregates. First encouraging results are available. In a concerted effort with industrial partners a simulation model is gradually developed and customised to real conditions. The system is to support schedulers, manufacturers and operators of waste treatment plants with planning and extensions for existing plants, with quality management, system analysis and development of plant specific simulation models and model adjustments to operation data.

#### **Zusammenfassung**

Eine kritische Analyse der mechanischen Aufbereitungsprozesse in Abfallbehandlungsanlagen zeigt vor allem Schwachstellen im Zusammenspiel von Anlagenaggregaten und heterogenem Einsatzmaterial auf. Die Simulation mechanischer Aufbereitungsprozesse in der Abfallbehandlung kann dazu beitragen, den gesamten Stofffluss einer Anlage abzubilden, das Verhalten heterogener Einsatzstoffe besser zu verstehen, kapazitative Engpässe zu identifizieren, Anlagenmodifikationen zu prüfen und damit die Planung zu unterstützen und Inbetriebnahmephasen zu verkürzen und einen reibungslosen Anlagenbetrieb zu sichern.

Die Projektgemeinschaft, bestehend aus ARGUS, der TU Berlin und Fraunhofer First, hat ein Demonstrationsmodell für eine einfache Anlagenkonfiguration mit Windsichter, Metall-Abscheidern und Zerkleinerungsaggregaten entwickelt. Erste vielversprechende Ergebnisse liegen vor. Gemeinsam mit Industriepartnern soll nun das Simulationsmodell schrittweise an reale Bedingungen angepasst und verfeinert werden. Das System soll Planer, Hersteller und Betreiber von Abfallbehandlungsanlagen bei der Planung und Erweiterung von Abfallbehandlungsanlagen, der Schwachstellenanalyse und Optimierung von bestehenden Anlagen, dem Qualitätsmanagement, der Systemanalyse und Entwicklung von anlagenspezifischen Simulationsmodellen und der Modellanpassung an Betriebsdaten unterstützen.

**Keywords**

Abfallbehandlung, mechanische Aufbereitung, Simulation, Prozessanalyse, Stoffstromanalyse, Windsichter, Sortierprozesse, Zerkleinerungsprozesse, Abfallprobenahme, Massenbilanzierung

Waste treatment, mechanical processing, simulation, process analysis, material flow analysis, air separator, separation processes, comminution processes, waste sampling, mass balancing

## 1 Problembeschreibung und Ansatz

Eine kritische Analyse der mechanischen Aufbereitungsprozesse in Abfallbehandlungsanlagen zeigt vor allem Schwachstellen im Zusammenspiel von Anlagenaggregat und heterogenem Einsatzmaterial auf. Unvorhersehbare Qualitätsschwankungen der Einsatzmaterialien führen zu temporären Abweichungen und Überschreitungen der zulässigen Qualitätstoleranzen einzelner Behandlungsaggregate. Dies führt dann in der gesamten Behandlungsabfolge zu Störungen bis hin zum Anlagenstillstand und aufwändigen manuellen Eingriffen. Unzureichende Mengendurchsätze und mangelnde Produktqualitäten sind die Folge.

Die Planung und Auslegung komplexer Aufbereitungsanlagen beruht bislang weitgehend auf Erfahrungswerten. Bis zur stabilen Inbetriebnahme sind oftmals langwierige und kostenintensive Anpassungsmaßnahmen erforderlich. Die Simulation mechanischer Aufbereitungsprozesse in der Abfallbehandlung kann dazu beitragen, den gesamten Stofffluss einer Anlage abzubilden, das Verhalten heterogener Einsatzstoffe besser zu verstehen, kapazitive Engpässe zu identifizieren, Anlagenmodifikationen zu prüfen und damit die Planung zu unterstützen und Inbetriebnahmephasen zu verkürzen.

Das Simulationswerkzeug wird den versierten und erfahrenen Entwicklungsingenieur nicht ersetzen. Es ist vielmehr an eine effektive Unterstützung in Form eines Analysewerkzeugs gedacht. Mit dem Simulationssystem werden Stoffdatenbanken, Prozessbeschreibungen in Form mathematischer Modelle sowie Simulationstechniken bereitgestellt, auf deren Basis ein effektives Werkzeug entwickelt werden kann. Dazu ist eine enge Zusammenarbeit mit Anlagenbetreibern und Entwicklungsingenieuren erforderlich.

Innovationen und Vorteile für Hersteller und Betreiber von Abfallbehandlungsanlagen werden in folgenden Bereichen gesehen:

- Implementierung neuer Ansätze zur Beschreibung der Stoffeigenschaften gemischter Siedlungsabfälle
- Verbesserung der Probenahme heterogener Stoffsysteme als Grundlage zur Beurteilung der Wirkungsgrade von Anlagen- und Anlagenteilen. (Bislang ist ein methodischer Ansatz für ein neues Probenahmeverfahren (KUYUMCU, H. Z.; ZWISELE, B., 2004/2005) entwickelt, auf dessen Grundlage ein Standard-Verfahren umsetzbar ist.)

- Berücksichtigung der abfallspezifischen Stoffeigenschaften in der Beschreibung der Prozesstechnik (z. B. die selektive Zerkleinerung gemischter Abfälle, Berücksichtigung von Anhaftungen und Verklebungen etc.)
- Nutzung hochentwickelter Simulationstechnik zur Beschreibung komplexer und hinsichtlich der Verschaltung komplizierter technischer Systeme

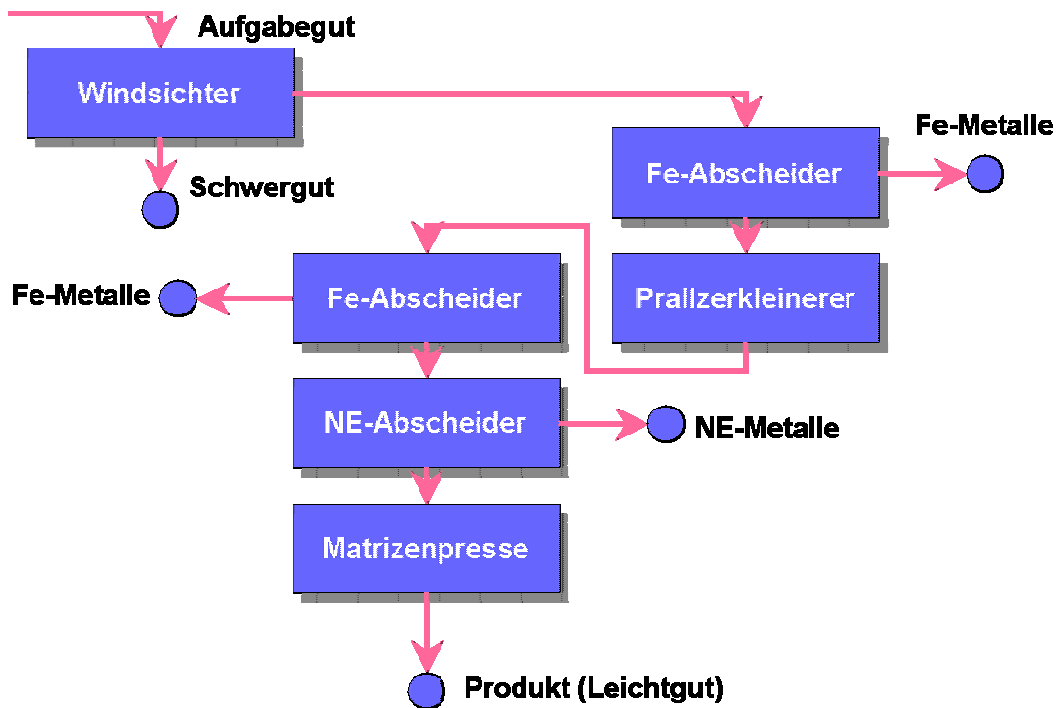
Die Projektgemeinschaft, bestehend aus ARGUS, der TU Berlin und Fraunhofer First, hat ein Demonstrationsmodell für eine einfache Anlagenkonfiguration mit Windsichter, Metall-Abscheidern und Zerkleinerungsaggregaten aufgebaut. Das System stellt folgende Funktionen bereit, die in Zusammenarbeit mit interessierten Anlagenbetreibern und Entwicklungsingenieuren entsprechend der gewünschten Anwendungstiefe vorangetrieben werden können.

- Stoffdatenbank für die Beschreibung relevanter chemisch-physikalischer und biologischer Parameter der Einsatzmaterialien
- Rechenalgorithmus zur Beschreibung der verfahrenstechnischen Abläufe (integriertes mathematisches Simulationsmodell zur Beschreibung der verfahrenstechnischen Prozesse) in einem Behandlungsaggregat
- Berechnung der mechanischen Aufbereitung (einzelne Prozessschritte und Verfahren) unter Berücksichtigung dynamischer Schwankungen der Aufgabeströme und weiterer diskreter Ereignisse (Inbetriebnahme, Außerbetriebnahme, Wegfall oder Zusammenführung der Abfallerfassung usw.)
- Quantifizierung der statistischen Unsicherheit des Simulationsmodells
- Untersuchung und Beurteilung unterschiedlicher Anlagenkonfigurationen durch ein modular aufgebautes Simulationsmodell

## **2 Modellierung der verfahrenstechnischen Prozesse**

Am Beispiel einer einfachen Anlagenkonfiguration wird die verfahrenstechnische Beschreibung der mechanischen Prozesse erläutert. In Abbildung 1 ist die Konfektionierung eines Gewerbeabfalls mit geringen organischen Bestandteilen zu einem Sekundärbrennstoff dargestellt. Es kommen die Prozesse der Klassierung, Sortierung, Zerkleinerung und Agglomeration zum Einsatz.





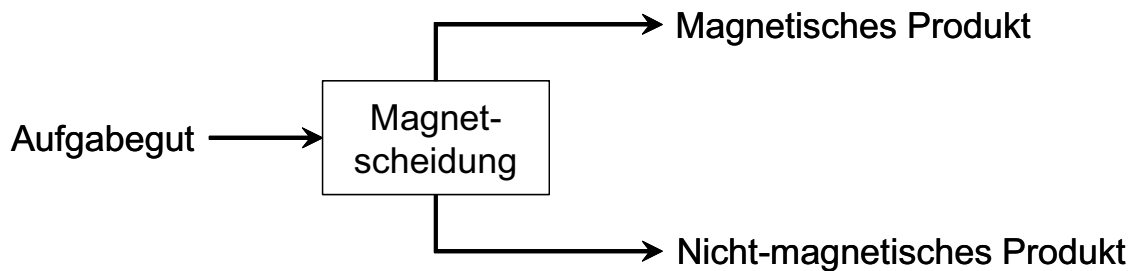
**Abbildung 1** Demonstrationsbeispiel für eine Anlagenkonfiguration

Für die Prozessbeschreibung ist zunächst eine entsprechende Kennzeichnung der Stoffströme erforderlich. Für das betrachtete Demonstrationsbeispiel wird im ersten Schritt folgende Stromstruktur entwickelt:

- Gliederung in Feststoff- und Fluidstrom zur Berücksichtigung der Mehrphasigkeit
- Untersetzung des Feststoffstromes in Teilströme für die verschiedenen Stoffgruppen (Leichtstoff, Schwerstoff usw.)
- Je Stoffgruppe Mengenstromangabe, mittlere stoffliche Zusammensetzung und Partikelgrößenverteilung

Die Stromstruktur lässt sich flexibel erweitern, beispielsweise um partikelgrößenabhängige Zusammensetzungen und weitere mehrdimensionale Verteilungen. Im vorliegenden Fall werden die Stoffgruppen Leichtstoffe, Schwerstoffe, Mineralik, Eisenmetalle und NE-Metalle unterschieden.

Auf die einzelnen Datenelemente der Eingangsströme in einen Apparat bzw. Prozess kann dann für die Berechnung der Stoffwandlung zugegriffen werden. Exemplarisch werden im folgenden der Windsichter und die Fe-Abscheider bezüglich ihrer verfahrenstechnischen Funktion und deren Abbildung in einem Modell vorgestellt.

Magnetabscheider (Sortierung)**Abbildung 2** Schematische Beschreibung eines Magnetabscheiders

Der Magnetscheider trennt störende metallische Bestandteile entsprechend den magnetischen Eigenschaften aus dem Stoffstrom ab, wobei auch nicht-magnetische Partikel mit ausgetragen werden können. Im einfachsten Fall lässt sich das Prozessverhalten durch die Angabe von Abscheidegraden je Stoffgruppe beschreiben. Die Massenanteile der Partikelgrößenverteilung je Stoffgruppe bleiben hierbei in beiden Produktströmen gleichermaßen erhalten.

Mit dem Abscheidegrad der Fe-Metalle gilt dann die Bilanzgleichung für die Stoffgruppen-Massenströme (Gleichungen 1 und 2)

$$\dot{M}_{P1,Fe} = \eta_{Fe} \cdot \dot{M}_{A,Fe} \quad \text{Gleichung 1}$$

und 
$$\dot{M}_{P2,Fe} = \dot{M}_{A,Fe} - \dot{M}_{P1,Fe} \quad \text{Gleichung 2}$$

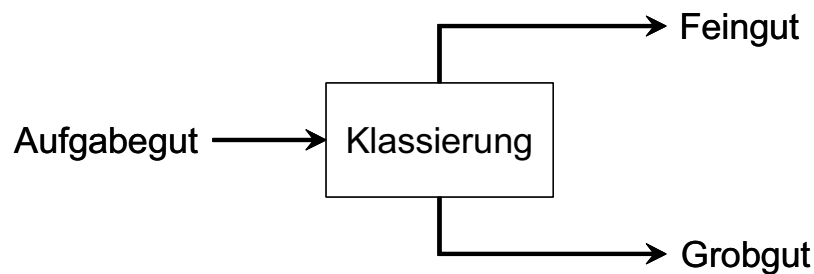
mit:

$\dot{M}$  Massenstrom: A Aufgabe, P<sub>1</sub>, P<sub>2</sub> Produkte

$\eta_{Fe}$  Abscheidegrad der Fe-Metalle

Windsichter (Stromsortierung)

Mit dem Windsichter werden überwiegend leichte und flugfähige Stoffbestandteile von schweren nicht flugfähigen Stoffbestandteilen abgetrennt, d. h. neben der Klassierung nach der Partikelgröße erfolgt eine Sortierung bzw. Trennung nach der Materialart aufgrund unterschiedlicher Materialdichten und Teilchenformen. In einer Abfallaufbereitungsanlage werden bei diesem Verfahrensschritt die heizwertreichen Stoffe (meist flugfähig) von den heizwertarmen Stoffen abgetrennt.



**Abbildung 3** Schematische Beschreibung eines Windsichters

Zur Beschreibung des Klassierprozesses im Beispiel werden Trenngrade verwendet, die sich wertmäßig je nach Materialart und Partikelgrößenfraktion unterscheiden. Der Partikelformeinfluss wird zunächst nicht berücksichtigt. Die fraktionellen Trenngrade lassen sich über eine sogenannte Trennfunktion mathematisch einheitlich beschreiben. Gegenüber der oben beschriebenen Vorgehensweise zur Modellierung der Magnetscheidung wird somit bereits eine größere Modellierungstiefe erreicht.

Die Prozessberechnung mit Hilfe der Trennfunktion erfolgt dann in den Schritten:

- Berechnung des Trennfunktionswertes je Stoffgruppe und Partikelgröße („fraktionelles Teilungsverhältnis“)
- Teilung auf Ebene der Fraktionsmassenströme je Stoffgruppe
- Neuberechnung der Massenanteile der Partikelgrößenverteilung je Stoffgruppe bezogen jeweils auf den neuen Teilstrom in Schwergut/Grobgut und Leichtgut/Feingut

Die Gesamtbilanz berechnet sich nach Gleichung 3. Die Fraktionsbilanz ergibt sich unter Berücksichtigung des Fraktionstrenngrades gemäß Gleichung 4. .

$$\dot{M}_A = \dot{M}_{P1} + \dot{M}_{P2} \quad \text{Gleichung 3}$$

$$\dot{M}_{P1} \cdot p_{1,i} = T_i(x_i) \cdot \dot{M}_A \cdot f_i \quad \text{Gleichung 4}$$

mit

$f_i$  Massenanteil der Fraktion  $i$  im Aufgabegut

$p_{1,i}$  Massenanteil der Fraktion  $i$  im Produktstrom 1 (Grobgut)

$T_i(x_i)$  Fraktionstrenngrad der Fraktion  $i$ , berechnet über Trennfunktion

$\dot{M}$  Massenstrom: A Aufgabe,  $P_1, P_2$  Produkte

Die Trennfunktion zur Bestimmung der fraktionellen Teilungsverhältnisse kann beispielsweise nach Gleichung 5 berechnet werden (LYNCH, A. J., 1977).

$$T(x) = \frac{e^{\alpha \cdot x / x_T} - 1}{e^{\alpha \cdot x / x_T} + e^{\alpha} - 2}$$

Gleichung 5

mit

- $\alpha$  Trennschärfe-Parameter
- $x$  Partikelgröße
- $x_T$  Trenngrenze

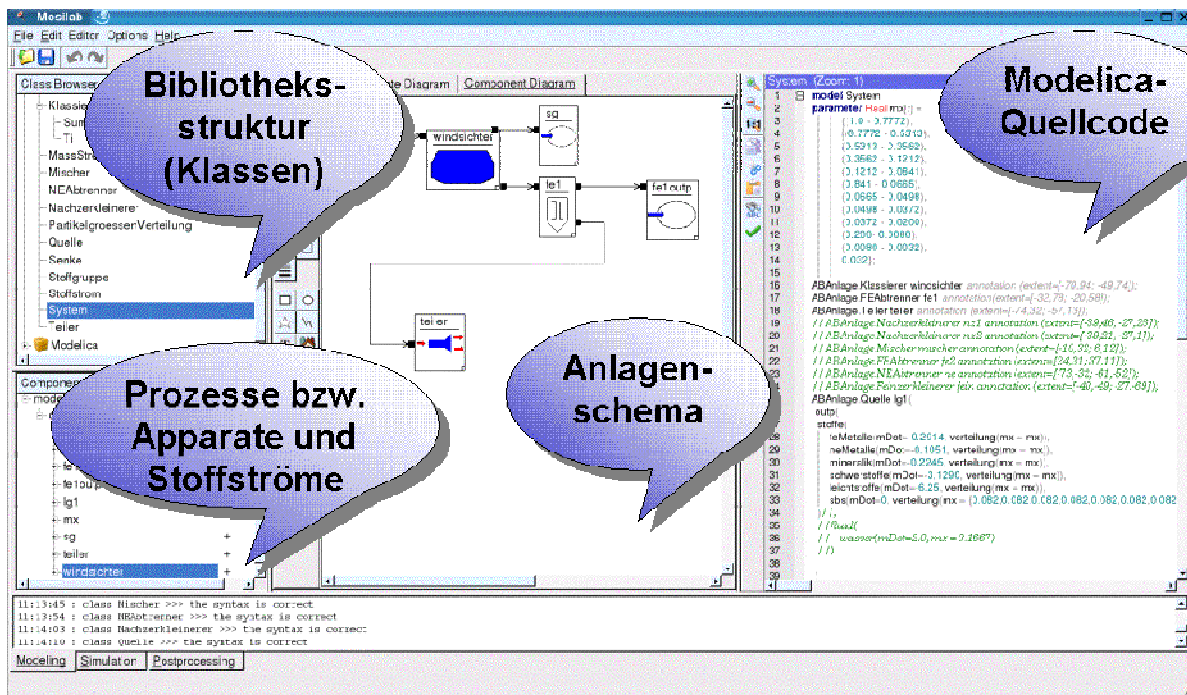
Die Trenngrenze  $x_T$  stellt hierin die Partikelgröße dar, bei der sich der fraktionelle Teilstrom gerade zu gleichen Teilen auf die beiden Produkte verteilt. Die empirische Bestimmung der Trenngrenze und der Trennschärfe erfolgt im vorliegenden Fall über eine Anpassungsrechnung an gemessene Stromdaten.

Alternativ lassen sich für eine Berechnung der beiden Trennfunktionsparameter wiederum Modellgleichungen formulieren. Unterschiedliche Modellierungstiefen ergeben sich hierbei hinsichtlich der eingehenden Stoff- und Prozess- bzw. Apparateparameter sowie dem Grad der Berücksichtigung physikalischer Wirkprinzipien. Weitere Verbesserungen des Trennmodells lassen sich erzielen, wenn der Prozessraum in Teilbereiche gegliedert und für diese die hierin abgrenzbaren Teilprozesse beschrieben werden.

### 3 Umsetzung der Simulationsaufgabe

Zur Umsetzung der Simulationsaufgabe wird auf das Simulationswerkzeug MOSILAB (**M**odeling & **S**imulation **L**aboratory) zurückgegriffen, das unter der Federführung von Fraunhofer FIRST entwickelt wird (NYTSCH-GEUSEN ET.AL., 2005). Das Simulationswerkzeug eignet sich zur Entwicklung komplexer, heterogener technischer Systeme. MOSILAB nutzt eine objektorientierte, nichtkausale Modellformulierung auf Basis der Sprache Modelica® (<http://www.modelica.org>).

Das System besteht aus einer Arbeitsumgebung zur Simulation (IDE), einem Simulator-kernsystem mit verschiedenen austauschbaren numerischen Verfahren sowie Schnittstellen zu Standardsimulationssoftware. Durch die offene, erweiterbare und skalierbare Softwarearchitektur eignet sich MOSILAB gut als Framework für die Entwicklung von Spezialsimulatoren. Abbildung 4 zeigt die Benutzeroberfläche zur Bedienung des Simulationssystems.



**Abbildung 4** Verwaltung der Prozesselemente und Anlagenstruktur

Auf der linken Seite oben können aus vordefinierten Modellbibliotheken Anlagenkomponenten (z. B. ein Windsichter und ein Eisenabscheider) bzw. Stoffstromsysteme (z. B. ein heterogen zusammengesetzter Stoffstrom unterschiedlicher Partikelgröße) per Drag and Drop ausgewählt in einem grafischen Editor zu einem Anlagenschema zusammengesetzt werden. Auf der rechten Seite wird ausgehend von der grafischen Modellierung das dazugehörige Modelica-Modell automatisch erzeugt, welches im Editor noch um weitere Informationen ergänzt werden kann.

Abbildung 5 zeigt die hierarchische Modellierung eines Stoffstroms mittels Modelica. Eine übergeordnete Modellklasse von Typ *Stoffstrom* beinhaltet neben dem Gesamt-massenstrom einen Feststoffstrom, welcher wiederum in sechs Stoffgruppen (Fe-Metalle, NE-Metalle, Schwerstoffe, Leichtstoffe etc.) untergliedert ist. Jede Stoffgruppe wiederum enthält eine individuelle Partikelgrößenverteilung. Mit diesem Modellierungsprozess können flexibel unterschiedlichste Stoffstromzusammensetzungen modelliert werden.

```

Stoffstrom
1 connector Stoffstrom
2 parameter String stromId="";
3 MassStream mDot(start=0.1) "Berechnet aus Massestromen der Fluid und Feststoff";
4 // Real feuchte;
5 // FluidStrom fluid;
6 FeststoffStrom stoffe;
7 end Stoffstrom;

FeststoffStrom
1 connector FeststoffStrom
2 MassStream mDot(start=0.1) "Massestrom der Komponente";
3 // Stoffgruppe luft(id=3, rho=1.2) "Luft";
4 Stoffgruppe feMetalle(id=3, rho=7850) "FE-Metalle";
5 Stoffgruppe neMetalle(id=4, rho=8960) "NE-Metalle (Alu)";
6 Stoffgruppe mineralik(id=5, rho=2600) "Mineralik";
7 Stoffgruppe schwerstoffe(id=6, rho=1800) "Schwerstoffe";
8 Stoffgruppe leichtstoffe(id=7, rho=1000) "Leichtstoffe";
9 Stoffgruppe sbs(id=8) "Leichtgut-Output Presse";
10 FeststoffStrom;
11 end FeststoffStrom;

Stoffgruppe
1 connector Stoffgruppe
2 parameter Integer id "Komponenten Id";
3 parameter Real rho(unit="kg/m3")=5000. "Dichte";
4 flow MassStream mDot(start=0.1) "Massestrom der Stoffgruppe";
5 // Stoffzusammensetzung stoff;
6 PartikelgroessenVerteilung verteilung;
7 end Stoffgruppe;

PartikelgroessenVerteilung
1 connector PartikelgroessenVerteilung
2 parameter Integer n = 12;
3 parameter Real xoben[] =
4 {200, 100, 60, 40, 16, 12, 10,
5 ...};
6 Real mx[n] each start=0.08 "Massenanteil pro Fraktion";
7 end PartikelgroessenVerteilung;
    
```

Abbildung 5 Hierarchische Beschreibung der Stoffströme

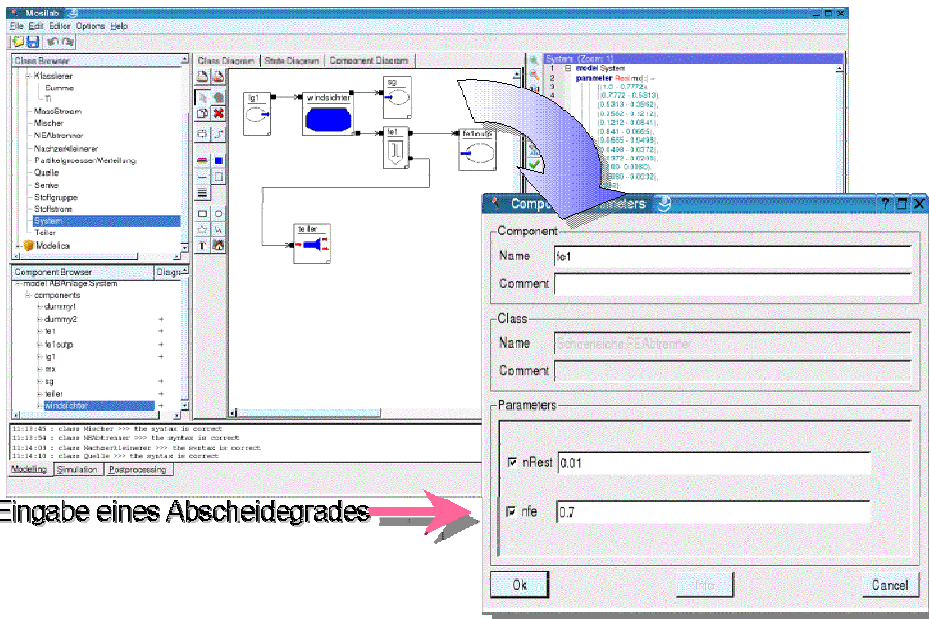


Abbildung 6 Parametrisierung der Apparate/Prozesse: Beispiel Fe-Abscheider

Abbildung 6 verdeutlicht, dass ein Anlagenmodell in MOSILAB auf einfache Weise parametrisiert werden kann. Für jede Anlagenkomponente steht ein Kontextmenü zur Verfügung, über welches alle die Komponente beschreibenden Parameter modifiziert werden können.

## 4 Beispielhafte Simulation eines Anlagenausschnitts

Für die in Abbildung 1 beschriebene Demonstrationsanlage wurde ein stationäres Anlagenmodell mit dem Simulationssystem erstellt und simuliert. Die Produktionsziele der Anlage liegen in der Verarbeitung einer heizwertreichen Materialfraktion zur Herstellung eines Sekundärbrennstoffes. Die enthaltenen Wertstoffe, Fe- und NE-Metalle sollen möglichst vollständig separiert werden. Die Anlage soll definierte Störstoffgehalte, Heizwerte sowie Pelleteigenschaften einhalten.

Als Aufgabematerialien werden feste vorbehandelte Abfälle, bestehend aus den Stoffgruppen Leichtstoffe (Kunststoffe, Textilien, Papier / Pappe), Schwerstoffe (Holz, grobe Kunststoffteile, nasse Papierklumpen), Mineralik und Fe- und NE-Metalle eingesetzt.

Als Prozesse werden die mehrstufige Zerkleinerung (Partikelgrößenverringern, Aufschluss), die Stromsortierung (Windsichtung), die Magnetscheidung, die Wirbelstromsortierung und die Pressagglomeration („Pelletierung“) eingesetzt und sind entsprechend zu modellieren. Für die Modellierung des Feststoffstroms wurde die stoffliche Zusammensetzung und die Partikelgrößenverteilung berücksichtigt und für die Prozesse wurden folgende Modellansätze verwendet:

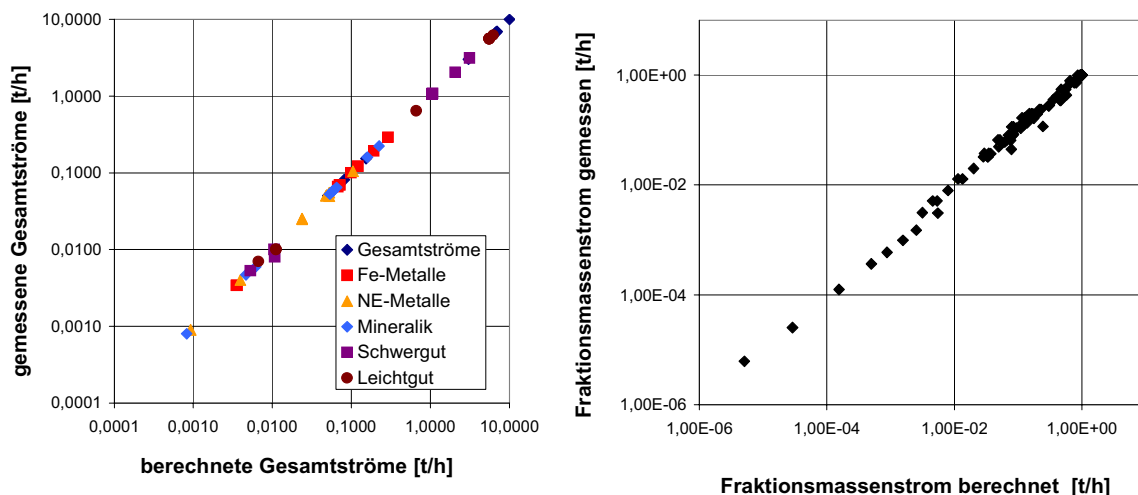
Windsichter:	mehrpametrische Trennfunktion
Fe- und NE-Abscheider:	partikelgrößenunabhängige Austragswahrscheinlichkeiten unterschiedlich für die Stoffgruppen
Prallzerkleinerer:	Fraktions- oder auch Populationsbilanzen unter Verwendung von mehrparametrischen Auswahl- und Bruchverteilungsfunktionen
Matrizenpresse:	Vorgabe einer definierten Partikelgrößenverteilung

Die stationäre Simulation erlaubt Abschätzungen über die Größe der erreichbaren Ausbeute für Endprodukte bei vorgegebenen Charakteristiken der Komponenten und in Abhängigkeit vom Stoffstrom am Eingang der Anlage. Ein Beispiel für ein Modellergebnis ist in Abbildung 7 zu finden.

Strom-ID	LG1	SG	LG2	FE-1	LG3	LG3s	FE-2-3	LG4	NE-12	LG5	SBS
Name	Aufgabe Windsichter	Schwergut	Leichtgut	Eisenmetalle	Aufgabe Nachzerkleinerung	Zerkleinerung sprodukt	Eisenmetalle	Leichtgut	NE-Metalle	Leichtgut	Produkt
gesamt	10,000	3,031	6,969	0,153	6,816	6,816	0,081	6,734	0,050	6,684	6,684
FE	0,291	0,099	0,193	0,121	0,071	0,071	0,068	0,004	0,000	0,004	0,004
NE	0,105	0,053	0,053	0,004	0,049	0,049	0,001	0,048	0,024	0,024	0,024
Mineralik	0,225	0,160	0,065	0,006	0,059	0,059	0,001	0,058	0,005	0,053	0,053
Schwergut	3,129	2,057	1,072	0,011	1,061	1,061	0,005	1,056	0,011	1,045	1,045
Leichtgut	6,250	0,663	5,587	0,011	5,576	5,576	0,007	5,569	0,011	5,558	5,558

**Abbildung 7:** Für die Demonstrationsanlage berechnete Stromdaten in t/h

In Abbildung 8 ist die Anpassungsgüte der Simulation an die gemessenen Werte dargestellt. Bei der Interpretation der Anpassungsgüte ist zu berücksichtigen, dass die Prozessparameterisierung mit den empirischen Daten der Anlage vorgenommen wurde. Weitere Simulationsszenarien müssen zeigen, wie gut die Modellannahmen auf veränderte Anlagenkonfigurationen, veränderte Einsatzmaterialien oder veränderte Betriebszustände reagieren.



**Abbildung 8:** Anpassungsgüte des Modells für die Stoffzusammensetzung und die Partikelgrößenverteilung

Da das Modell für die Analyse des stationären Verhaltens entwickelt wurde, sind die Zustandsvariablen zeitunabhängig. Wenn der Durchsatz einer Anlage untersucht werden soll ist das Modell dahingehend weiterzuentwickeln, dass Kapazitäten und Verweilzeiten von und in Komponenten unterstützt werden. Um realistischere Modelle zu erhal-



ten sind auch Feuchtigkeitsabhängigkeiten in den Definitionen der Verhaltensfunktionen einzuführen. Zu diesem Zweck sind einige der bisherigen konstanten Parameter durch Funktionen der Zeit, der Last, der Feuchte und der Temperatur zu ersetzen. Die Sprachcharakteristika von Modelica sind für solche Arten von Modellverfeinerung hervorragend geeignet.

## 5 Anwendungsbezug und Nutzen des Simulationsmoduls

Ein Demonstrationsmodell für eine einfache Anlagenkonfiguration mit Windsichter, Fe-Abscheider, NE-Abscheider und Zerkleinerungsaggregat liegt vor. Für ein definiertes Abfallgemisch mit bekannter Teilchengrößenverteilung konnten erste erfolgversprechende Ergebnisse erzielt werden. Die zugrundeliegende Stoffdatenbank und die Prozessbeschreibung sind momentan im Aufbau. Im Weiteren wird es darauf ankommen, gemeinsam mit Partnern aus der Industrie, das Modell mit Prozessdaten zu füllen, die Prozessbeschreibung weiter zu verfeinern und die Simulationsfunktionen den Anforderungen der Anlagenbetreiber in der Praxis anzupassen.

Nach dieser Phase der Weiterentwicklung, für die derzeit ein Forschungsvorhaben beantragt wird, steht ein Werkzeug für interessierte Planer, Hersteller und Betreiber von Anlagen zur Verfügung, das Unterstützung in folgenden Bereichen bietet:

- Planung und Erweiterung von Abfallbehandlungsanlagen
- Schwachstellenanalyse und Optimierung von bestehenden Anlagen
- Qualitätsmanagement
- Systemanalyse und Entwicklung von anlagenspezifischen Simulationsmodellen
- Modellanpassung an Betriebsdaten

## 6 Literatur

- |                                 |      |  |
|---------------------------------|------|--|
| Kuyumcu, H. Z.;<br>Zwisele, B.: | 2004 | Probenahme von heterogenen Abfällen – Entwicklung eines Probenahmeverfahrens; in <i>Aufbereitungstechnik</i> 45 (2004) Nr. 12; ISSN 1434-9302; Bochum. |
| Kuyumcu, H. Z.;<br>Zwisele, B.: | 2005 | Probenahme von heterogenen Abfällen – Ergebnisse der Probenahmeveruche; in <i>Aufbereitungstechnik</i> 46 (2005) Nr. 1-2; ISSN 1434-9302; Bochum.      |
| Lynch, A.J.                     | 1977 | <i>Mineral Crushing and Grinding Circuits</i> , Elsevier Scientific, Amsterdam-Oxford-New York   |
| Nytsch-Geusen<br>et.al.         | 2005 | GENSIM – Entwicklung eines generischen Simulationswerkzeugs für heterogene technische Systeme mit Modellstrukturdynamik; Berlin.                       |

**Anschrift der Verfasser(innen)**

Dr.-Ing. Bertram Zwisele  
ARGUS GmbH  
Franklinstr. 1  
D-10587 Berlin  
Telefon: +49 30 398060-0  
Email: [info@argus-statistik.de](mailto:info@argus-statistik.de)  
Website: [www.argus-statistik.de](http://www.argus-statistik.de)

Dr.-Ing. Jan Rosenkranz  
TU-Berlin, Fachgebiet Mechanische Verfahrenstechnik und Aufbereitung  
Ernst-Reuter-Platz 1  
D-10623 Berlin  
Telefon: +49 30 314 -0  
Email: [jan.rosenkranz@aufbereitung.tu-berlin.de](mailto:jan.rosenkranz@aufbereitung.tu-berlin.de)  
Website: [www.tu-berlin.de/fak3/aufbereitung/](http://www.tu-berlin.de/fak3/aufbereitung/)

Dr. André Nordwig  
Fraunhofer First, Institut für Rechnerarchitektur und Softwaretechnik  
Kekuléstraße 7  
D-12489 Berlin  
Telefon: +49 30 63921821  
Email: [andre.nordwig@first.fraunhofer.de](mailto:andre.nordwig@first.fraunhofer.de)  
Website: [www.first.fraunhofer.de](http://www.first.fraunhofer.de)

# Optimisation of Fuels from MBT Processes

Craig Ibbetson\* and Kurt Wengenroth\*\*

\*Regen Fuels, London, UK; \*\*B&T Umwelt GmbH, Buseck, Germany

## Optimierung von Brennstoffen aus dem MBA Prozess

### Abstract

Design and operation of fuel production from MBT processes must be optimised to provide the lowest treatment cost after consideration of capital and operating cost, and income.

This paper illustrates how this approach can be structured to arrive at a design that is significantly lower cost than previous MBT design approaches. A key consideration is the fuel quality that is required.

### Keywords

SRF, RDF, MBT, optimization

## 1 Drivers for the production of Waste Derived Fuels

The EU Landfill Directive<sup>i</sup> has forced waste management policy across the member states of the European Union to plan for a reduction of the amount of waste sent for disposal in landfill. The Directive requires that progressively increasing quantities of biologically active waste are diverted away from landfill. Traditionally, incineration has been considered to be the next alternative for disposal; however this approach has encountered high levels of resistance in many countries at the planning and permitting stage. This has opened the possibility of alternative approaches.

Some municipalities have decided to use mechanical biological treatment (MBT) for the treatment of waste. This technology offers a second opportunity to recycle waste as it is processed (in addition to that done by the householder or business). After separating any recyclable materials a “residual” fraction remains, which is then treated aerobically or anaerobically to fulfil the new quality demands to enable it to be landfilled.

Although this approach to waste management is widely practised, it may not represent the best technical, environmental or economic solution; as the landfilled waste can still contain significant quantities of stored energy after treatment. An alternative to landfilling treated waste is the creation of a fuel. This material is often called “refuse derived fuel (RDF) or solid recovered fuel (SRF), the latter being the term that will define compliance with emerging European technical standards<sup>ii</sup>.

Until recently it has been the fulfilment of the diversion targets of the Landfill Directive that were the main drivers for the production of fuel fraction, and not the demands of the energy market. This results in three important aspects for the usage of SRF:

- a) Usage of SRF is combined with a gate-fee  
Production of a high energy fraction is a fundamental part of MBT technology, RDF/SRF is usually delivered with a gate-fee to the user.
- b) Quality of SRF is highly dependent on waste-input and treatment  
Compared to the quality demands of an industrial process, unprocessed waste is heterogeneous, and full of disturbing materials which must not enter an industrial thermal process. Therefore the fuel fraction needs further treatment before it can become a solid recovered fuel (SRF) which is fit for purpose. The requested quality is highly dependent on the individual treatment process and technical design of the fuel using plant.
- c) Legal Status  
Solid recovered fuels are legally considered to be wastes in Europe. Waste management law and regulation will apply to the user of RDF/SRF.

## **2 General usage of secondary fuels**

RDF/SRF is in wide use across the EU. The rising cost of traditional fossil fuels, the concerns over security of fuel supply and the desire to create more power and heat from renewable sources have combined to increase the usage of fuel derived from waste materials. These substitute fuels find their place in a “merit order” that is determined by individual, project specific requirements.

Generally, the markets for SRF/RDF are a mixture of long-term bi-lateral contracts and spot market trading. The liquidity of individual markets is a function of their maturity, and the incentives and barriers encountered within the waste and energy sectors. These vary significantly across Europe.

The main uses for SRF/RDF are found in:

- Power generation at utility power plant
- Power generation at industrial power plants
- Cement industry

Power generation can be configured as combined heat and power (CHP) resulting in higher efficiency energy recovery than stand-alone electricity generation. Gasification of RDF and SRF is a newly emerging technology that opens the possibility of the production of petrochemicals and transport fuels.

The principal industrial sectors that are using RDF/SRF for power production include:

- Paper industry
- Metals processing industry
- Chemical industry

Studies have indicated that European production of SRF/RDF was estimated at over 3 million tonnes per year in 2003<sup>iii</sup>. It is known that many plants have been built since then; a more recent study concluded that in Germany in 2005 the production exceeded 6 million tonnes per year.

### **3 Co-incineration of secondary fuel**

Usage of solid recovered fuels (SRF) occurs in co-incineration in industrial processes such as:

1. cement kilns and / or
2. coal fired power plants

SRF used in Co-incineration has not only to fulfil the limitations of the European Waste Incineration Directive (WID), but also be compatible with the technical needs of the plant that was originally designed to use traditional fossil fuels. This causes specific demands for SRF fuel-preparation: the main restrictions occur in particle size, the amount of 3-dimensional plastic particles in the fuel, and chemical parameters such as chlorine content.

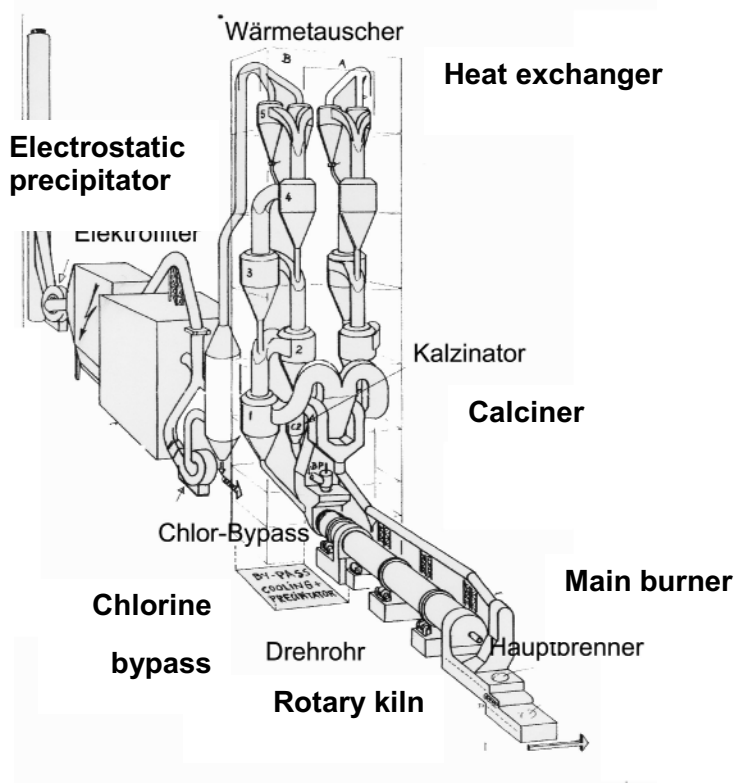
The highest demands occur in hard coal fired power-plants designed for usage of pulverised fuel, where the residence time in the combustion zone is limited to 2 – 3 seconds.

Power plants that are purpose designed for SRF have different requirements. For these plants the demands on fuel preparation require only the separation of disturbing materials such as glass and aluminium. Chlorine content is also an important parameter in this case.

#### **3.1 Co-incineration in Cement-kilns**

Production of cement is a chemical conversion process, operating at temperatures of 1400 °C, in the presence of other minerals and certain heavy metals. The needed reactivity is formed and fixed in the final product cement<sup>iv</sup>

For this process a huge quantity of energy is needed. The energy consumption for the whole process is typically about 25% of the total production costs. Emissions of such process are limited to European standards, and in the case of SRF, the WID has to be fulfilled. The amount of SRF usage is limited to 60% of the total energy need; otherwise the emission standards of mass-burning system have to be considered.



**Fig. 1** Scheme of a cement kiln with energy recovery by heat exchanger

The main quality demands are for a high calorific value (CV) and ensuring the fuel is suitable for the fuel feed system. Typical fuel requirements are summarised below:

**Table 1** Typical quality parameters for co-firing cement-kilns

Quality parameter	Main-burner feeding	Calciner feeding
Calorific value	min. 20 MJ/kg	min. 15 MJ/kg
Particle size	< 20 mm	< 25 mm as soft-pellet
Ash-content	Low	Can be higher up to 20%
Contrary materials	Free from Fe and Non ferrous metals, no 3-dimensional particles	Free from Fe and Non ferrous metals
Feeding system	Pneumatic	Mechanically by use of a sluice system
Chlorine	depends on the existence of a chlorine by-pass, in general < 1%	depends on the existence of a chlorine by-pass, in general < 1%

As can be seen above the specification demands for main burner fuel are higher than for SRF which is used in the calciner.

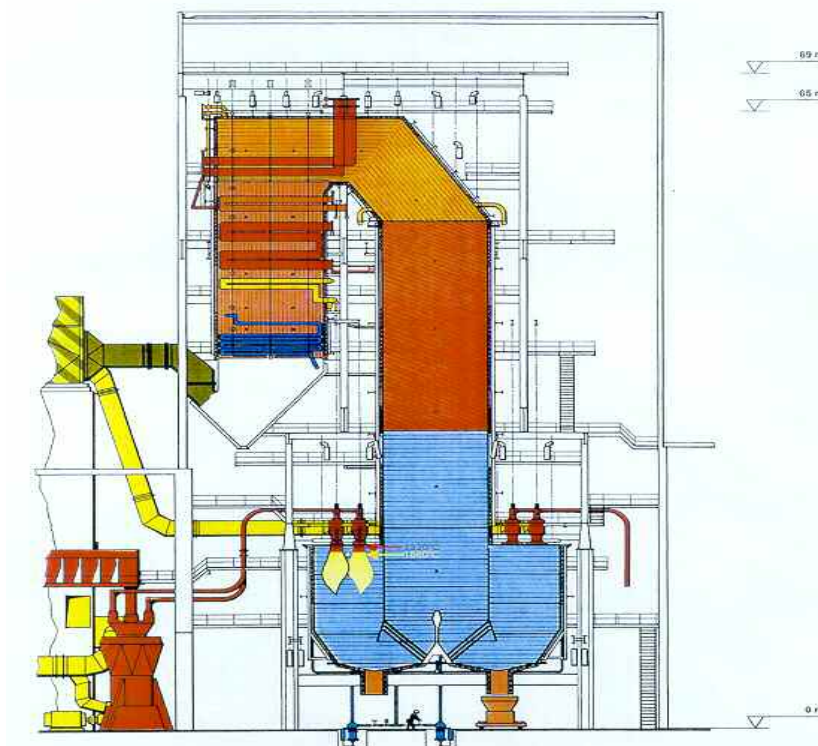
### 3.2 Co-incineration in coal-fired power-plants

Usage of SRF in coal-fired power-plants can have the highest demands on preparation of SRF and is mainly dependent on the type of coal-fired power-plant.

There are a variety of different types of power-plants. The most common are: fluidised bed incinerators, lignite fired power-plants with grate burners as well as dust-fired types, and hard-coal fired power-plants with either molten ash extraction or with dry ash extraction. Fluidised bed incinerators and grate systems have the lowest demands on fuel preparation. The number of such plant-types is generally rather low. Lignite fired power plant are mainly in Germany because of the availability of this type of fuel.

Hard-coal-fired power-plants have the highest demands on fuel-preparation for SRF. The feeding of the secondary fuel is done pneumatically, which requires a particle-size of  $< 20$  mm. Heavy compounds like wood or plastic, which often occur in SRF, have to be separated because the combustion behaviour of these substances at a particle size of 20 mm differs significantly from coal-dust.

Fig. 2 shows the design of a hard-coal fired power plant with molten ash extraction



**Fig. 2** Hard coal fired power plant with molten ash extraction

The fuel preparation requirements can be summarised as follows:

**Table 2** Quality parameters for coal-fired power plants

Quality parameter	Hard-coal power plant	Lignite power-plant
Calorific value	min. 20 MJ/kg	min. 11 MJ/kg
Particle size	< 20 mm	< 25 mm as soft-pellet
Ash-content	Low	Can be high
Contrary materials	Free from Fe and Non ferrous metals, no 3-dimensional particles	Free from Fe and Non ferrous metals
Feeding system	Pneumatic	Mechanically on the conveyor belt
Chlorine	depends on S-content in the used coal in general < 1%	depends on S-content in the used coal in general < 1%

## 4 Secondary fuel power plants

The implementation of the Landfill Directive in Germany occurred on June 1<sup>st</sup> 2005; resulting in a large amount of new MBT capacity being brought on-line. Many of these plants did not have contractually secured outlets for the fuel they were about to produce. The result has been an “overhang” of more than 3 million tonnes which has led to secondary fuel being stored.

The market response was that within one year more than 40 projects for the development of secondary power plants are planned, with a combined capacity of more than 7.5 million tonnes per year.

Different technologies are available and in direct competition:

- fluidised bed incinerators
- grate fired systems with the same technology as mass-burn incinerators

All are equipped with flue-gas cleaning systems which totally fulfil the criteria of the WID without restricting the input material.

The quality demands of these kinds of power plants shifts from chemical characterisation and calorific value (as needed by co-incineration plants), to those parameters which will influence the performance of the boiler (in terms of steam temperature and plant availability). As most of these power-plants support industrial processes with steam and electricity, reliable performance is essential for the economics of such a project<sup>V</sup>.

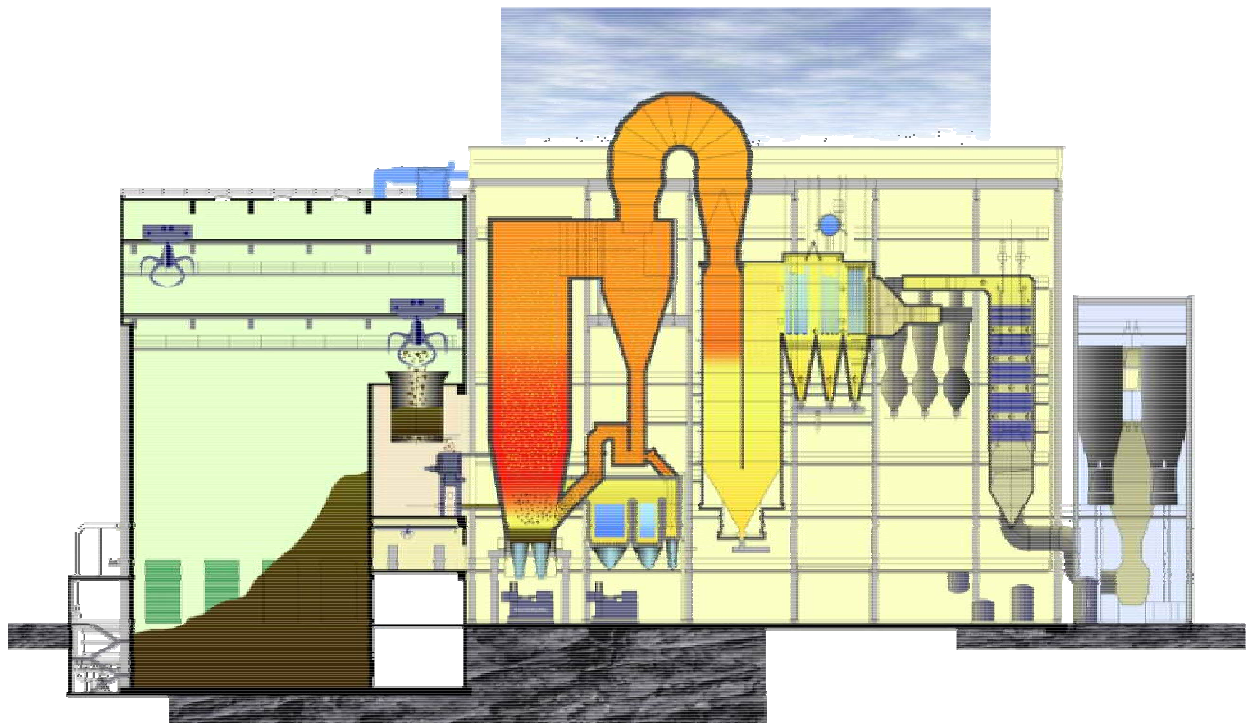
The following parameters are most important and have to be limited in the fuel input:



**Table 3** Quality parameters for an industrial secondary fuel power plant

Particle size	Depending on used technology < 300 mm for grate systems < 80 mm for fluidized bed systems
Metal aluminium	< 5% in the remaining ashes
Alkaline metals (Na, K)	< 5% in the remaining ashes
Glass	
Chlorine	0,85 as median of the samples
Disturbances	Length of longest particles < 300 mm

Note that criteria like calorific value, ash content and particle size distribution are not the principal quality drivers for secondary fuel power-plants.

**Fig. 3** Scheme of a fluidized bed incinerator for secondary fuel

## 5 Consequences for the design of MBT plants

It is informative to observe the behaviour of markets in order to understand the relationship between cause and effect for a given set of circumstances. The approach taken by designers and operators of MBT plants in Germany offers insight into the changes needed to deal with reduced profitability caused by a shortage of contracted disposal points for MBT outputs.

## 5.1 General consequences

German MBT plants had mainly concentrated on fulfilment of the landfill disposal criteria of the Landfill Directive. Different types of technologies with aerobic and anaerobic treatment steps were developed. Effort and costs increased because it was found to be impossible to guarantee the landfill target values, especially the  $\text{TOC}_{\text{Eluat}}$ . Finally, after long discussions the authority adapted the limit from 250 mg/l to 300 mg/l.

MBT plants produce multiple streams of recyclables from the incoming waste stream. Whilst development for compliance with the landfill disposal criteria was happening only limited effort was put into the design of treatment for the production of the high CV fraction. The result was (after coming into force of the landfill directive on June 30, 2005) a short-term market failure; as before the adoption of the new landfill regulations nearly no material was available, and there was not enough market confidence to justify a speculative investment in new power plant for use of the high CV fraction.

However the market has now responded and is moving to correct this position. The difference between supply and demand has increased gate fees causing many established MBT plant operators (who did not have secured fuel supply contracts) to experience financial difficulties.

The longer-term reaction of the market for this kind of secondary fuel, however, has been to specify combustion systems, which are able to take untreated or minimally treated high CV fraction.

As a consequence, it is necessary for MBT designers and operators to consider all output streams and match the design of the plant with the quality requested by the off-takers. (There also might be some synergy effects, i.e. it might be possible for a power plant to burn components which will lead to difficulties in the biological treatment step). The MBT plant designer must understand the balance between investment and operating cost for the production of different fuel qualities; increasing the investment for producing high quality secondary fuel for cement kilns, may not be as attractive as fuel production for secondary fuel power plants. The higher gate-fee for these qualities will increase the operating costs, and must be compensated for by savings made in the design of the facility.

The different qualities and the (relative) related gate fee is illustrated below.

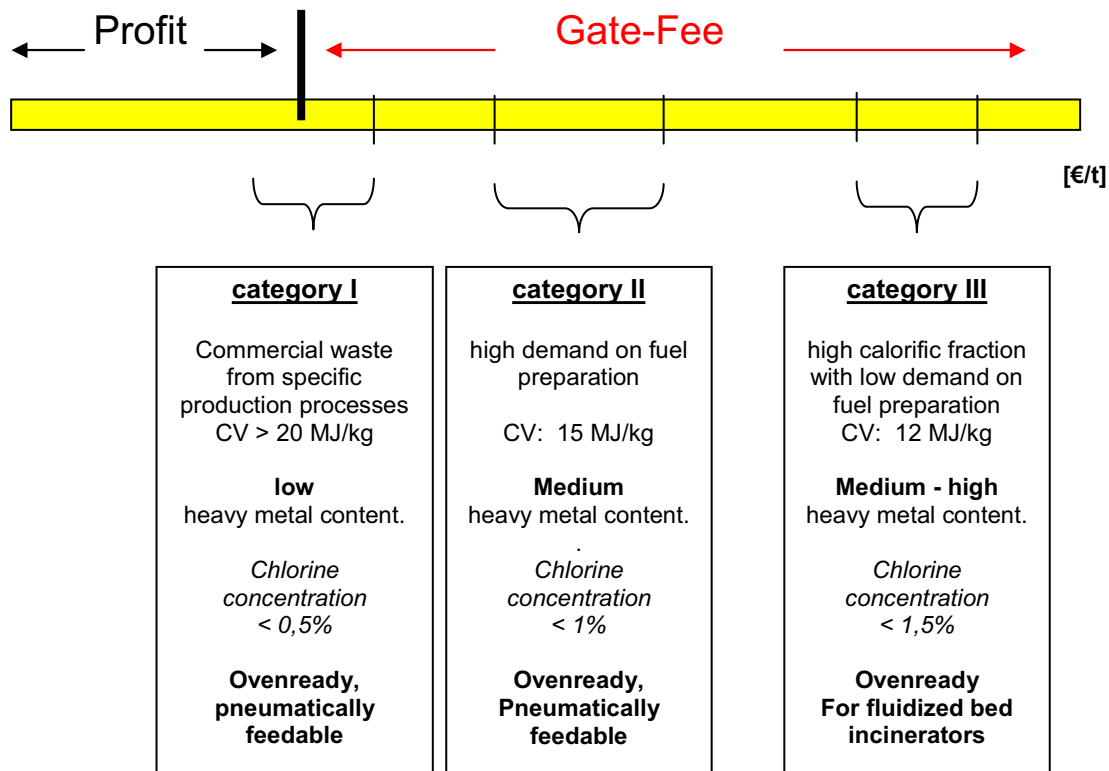


Fig. 4 Relationship between quality and gate fee (typical, simplified)

## 5.2 Optimisation and redesign of the MBT plants

As a consequence of the above described experiences (both technology and market responses), it is essential to design the process in order to optimise the output streams from economic and quality perspectives.

The high CV fraction and the treated biological fraction represent the biggest output streams of most MBT plants. Both have further cost demands (for recovery or disposal) which have to be considered as they are major cost lines in the operational budget. Therefore an important aspect in optimisation of waste-treatment plants is to consider all output streams for which income can be obtained.

### 5.2.1 Optimisation of recycling efforts

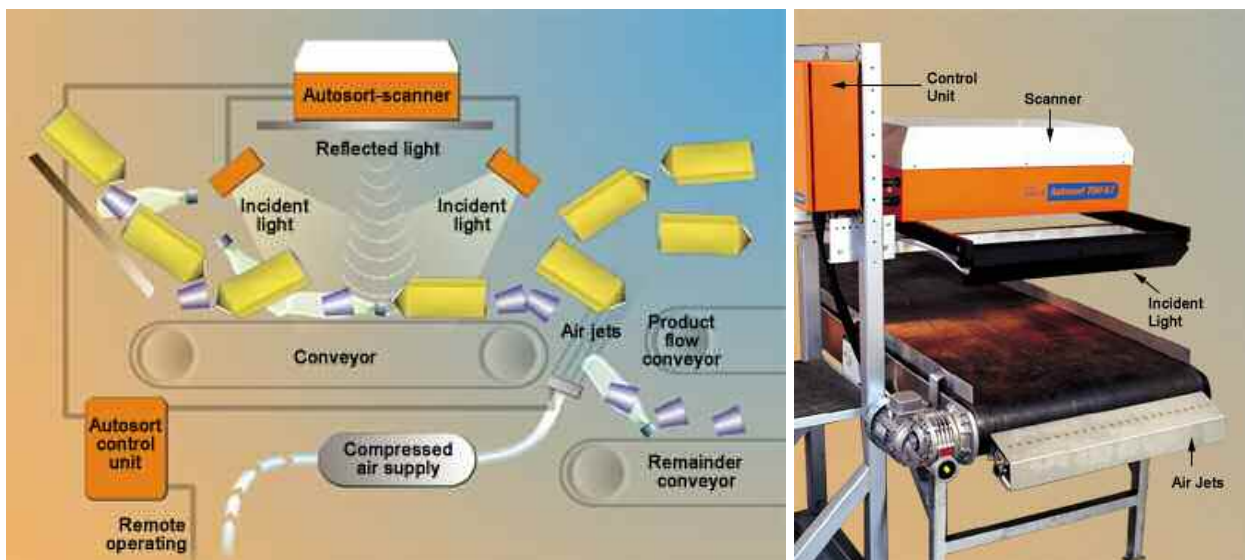
The increased need for steel in China has had a direct impact on world market prices for steel in the recent past. This leads to the situation that recycled ferrous materials have a market value even when they are contaminated with plastics or other waste fractions. The situation with aluminium and other non-ferrous metals is similar.

Complete separation of ferrous and non ferrous metals from treated waste is state-of-the-art. In the past, this treatment-step was included in the design in order to safeguard the shredder for potentially damaging materials; now it is driven by the economic effects to recycle these metals from waste treatment plants.

Similarly, (driven by the increased costs of crude oil), there is increasing interest in recycled plastics. Income of up to 600 €/tonne have been achieved for the best qualities; lower qualities (which can be achieved more easily and are more realistic for waste treatment plants) have achieved income of between 20 – 80 €/tonne.

Several technologies for separating plastics out of waste are proven and already in routine operation. One of the most sophisticated is from TiTech, a Norwegian company, which recognises and separates different plastic qualities by using infrared light and compressed air.

After detection of the recommended quality the plastic particle is “shot-out” by a jet of compressed air, which is computer controlled. Having more than 3 Million scans/second, a plastic particle with a 10 mm diameter can be recognised and removed from a 2 m wide belt.



**Fig. 5** NIR detection and removal of plastics (source Titech)

The disadvantage of this technology has been the low throughput compared to a waste-treatment plant for household waste, but developments are beginning to address this limitation.

### 5.2.2 Optimisation of equipment

After optimisation of recyclates has been considered, the design of the plant has to be adapted to reduce the number of different treatment steps that are needed to fulfil the purpose of a treatment plant. A “reduced” plant design is totally independent of any supplier interest; it is an optimisation of effort and benefit for the whole plant.

It is structured in the following steps:

### 1. *Characterisation of the output-streams*

- a) What is the contracted quantity for the high calorific fraction and
- b) What kind of quality demands exist.
- c) Is there a landfill nearby and/or is it necessary to produce a certain quantity of landfill-fraction ?
- d) What is the number of different recyclable materials that should be produced?

The basis of such a decision is a detailed analysis of the contents and size distribution of waste.

### 2. *Quality demands for the output-streams*

- a) What are the tolerated disturbing materials in the fuel.  
- *direct impact on the design of the wind-sieving or other density separating processes*
- b) What kind of particle quality is needed.  
- *direct impact on the design of the shredding process and the number of shredders which are needed.*
- c) Is there a landfill nearby or is it necessary to produce a certain quantity of landfill-fraction ?

*Is there a need for producing a certain quantity of landfill fraction in order to produce the needed income for further activities with the landfill.*

- d) What is the number of different recyclables that should be produced?

If the quantity of recyclables justify the use of extended technology, it is necessary to characterise the quality needed to generate income.

If it is realistic to achieve these quality demands the next step is selection of the available technology.

### 3. *Technical equipment for achieving these quality demands*

In this step technology is requested for the first time:

- a) Which kind of technology is available for fulfilment of the duties, and
- b) Which one has the best effort to benefit ratio.
- c) What is the guaranteed throughput, are there references for the same kind of input
- d) What are the costs for operation and maintenance, how often maintenance has to be done

#### 4. *Influence on variation of operating points on other output-streams*

What will happen to other output streams, when variation in the operating conditions will occur, e.g. if there is abrasion of the cutting equipment of a shredder.

Using this approach can produce a plant design which was never under discussion before. If the main off-taker of the secondary fuels is an industrial power-plant, the effort in separating minerals out of the secondary fuel can be minimised, or even where biological treatment is no longer necessary, because a landfill-fraction can be produced only by mechanical means.

Work done by the authors of the paper has shown that this approach can result in significant savings in treatment cost, created by substantial savings in capital costs and/or lower processing costs.

## 6 Conclusion

The concept of SRF/RDF can be attractive to both fuel producer and user. For a successful long term solution the fuel producer must be able to meet the needs of the fuel user. This requires the fuel producer to behave as a process operator and not as a disposer of waste.

The main parameters that are sensitive for operators of combustion plant include CV, chlorine, particle size and metal content. All of these parameters can be controlled or modified in the fuel production through the use of mitigation strategies. Many of these strategies are available by investment in separation technology that should be designed in at the initial stages. In order to ensure that only those steps are included that are absolutely necessary (in order to control cost) it is very important for the waste plant to know the long term quality demands of the fuel market. Long term contracts between producer and user are more likely to produce a stable, low cost supply than short-term or spot transactions.

The value of fuel created by this approach is increasing in relation to the increasing cost of fossil fuels. As the price of CO<sub>2</sub> and renewable electricity increase those fuels with higher contents of biomass will increase preferentially in value.

Other streams can be recovered by the MBT process that have a net positive economic benefit. The plant designer and operator should seek to secure these streams in order to optimise the plant design.

Through rationalising and optimising the waste plant design, in combination with using an industrial power plant as off-taker for the high-calorific fraction, shows that the in-

vestment in the waste-treatment plant can be reduced significantly - by more than 50% of those from traditional approaches, resulting in a minimisation of treatment costs.

## 7 Literature

---

<sup>i</sup> EU Landfill Directive 1991/31/EC. 26<sup>th</sup> April 1999

<sup>ii</sup> CEN/TC 343 Solid recovered Fuels

<sup>iii</sup> Refuse derived fuel, current practice and perspectives (b4-3040/2000/306517/mar/e3). WRC for EU

<sup>iv</sup> Wolfgang Butz. Vollzug Der Abfallablageungs- Und Der Deponieverordnung Ab 2005

<sup>v</sup> SCA. Firmenpräsentation anlässlich des Scopings des Genehmigungsverfahrens zum Kraftwerksneubau, 2003

### Authors Addresses

Mr Craig Ibbetson, Mr John Chappell

Regen Fuels Ltd

3 Chisholm Rd

Richmond

Surrey, TW10 6JH, UK

Tel +44 20 8332 9563

Email [craig.ibbetson@regenfuels.co.uk](mailto:craig.ibbetson@regenfuels.co.uk)

Website: [www.regenfuels.co.uk](http://www.regenfuels.co.uk)

Dr Kurt Wengenroth

B+T Umwelt GmbH

Marburger Str. 3

35418 Buseck

Germany

Tel: +49 (6408) 5017-20

Fax:+49 (6408) 5017-10

E-Mail: [kurt.wengenroth@bt-umwelt.de](mailto:kurt.wengenroth@bt-umwelt.de)

Website: [www.bt-umwelt.de](http://www.bt-umwelt.de)

# **Applying Mechanical Pre-Treatment and Landfill Mining Approach in Recovering Refuse Derived Fuel (RDF) from Dumpsite Waste: Thailand Case Study**

**C. Visvanathan<sup>1</sup>, T. Norbu<sup>1</sup>, C. Chiemchaisri<sup>2</sup> and B. Charnnok<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Environmental Engineering and Management Program, Asian Institute of Technology, Pathumthani, Thailand; <sup>2</sup>Department of Environmental Engineering, Faculty of Engineering, Kasetsart University, Bangkok, Thailand

## **Anwendung mechanischer Vorbehandlung zur Gewinnung von Ersatzbrennstoffen aus rückgebautem Deponiematerial**

### **Abstract**

This paper explores the possibilities of using basic mechanical pre-treatment principals and Landfill mining approach to recover the discarded plastics from Nonthaburi solid waste disposal site in Thailand. The excavated wastes from the dumpsite were characterized for their physical composition and chemical characteristics according to their disposal age. The composition of solid waste excavated from the site showed high plastic wastes content (25 to 45%) of total weight. The waste samples were first manually sorted to remove noticeable inert fractions and metallic components from the plastic wastes. The sorted wastes are then passed through a rotary trommel screen to remove finer particles and soil components. After trommel screening the plastic contents in the treated waste increased up to 83 – 90%. The sorted plastics were then shredded and blended with cassava starch in a proportionate ratio to produce RDF mainly targeted for industrial fuel. These were then formed into briquettes using a screw compactor. The maximum plastic content for an ideal densification of the briquettes were determined. The quality concerns and the characteristics of the fuel produced were in compliance with standards and acceptable for industrial use. This paper also looks into the economic aspects of producing such fuels.

### **Keywords**

Dumpsite, Municipal Solid Waste, Rotary Trommel Screen, Refuse Derived Fuel, Calorific value.

## **1 Introduction**

Open dumping is still the most commonly used for Municipal Solid Waste (MSW) disposal method in Thailand. At the moment, there are about five large open dumpsites in operation. Nonthaburi solid waste disposal site is one of the largest dumpsite in Thailand receiving about 750 tons of municipal solid wastes in 2005 from various municipalities and sub-district administrative organization in Nonthaburi province (USAID-ASIA, 2004).. Rapid exhaustion of available space for waste disposal is creating a crisis in solid waste management. This calls for a new approach involving the practice of waste minimization and recycling to conserve the remaining space in currently used disposal



site. Waste mining also offers opportunity to provide new space at currently used and closed dumpsite and recycle of valuable materials. It evolves the excavation, transfer and processing of buried wastes taken from an active or closed landfill or dumpsite. This will also help eliminating potential contaminant sources, cost reduction in post-closure monitoring and redevelopment of new sanitary landfill sites (HOGLEND ET AL., 2004; CES, 2004).

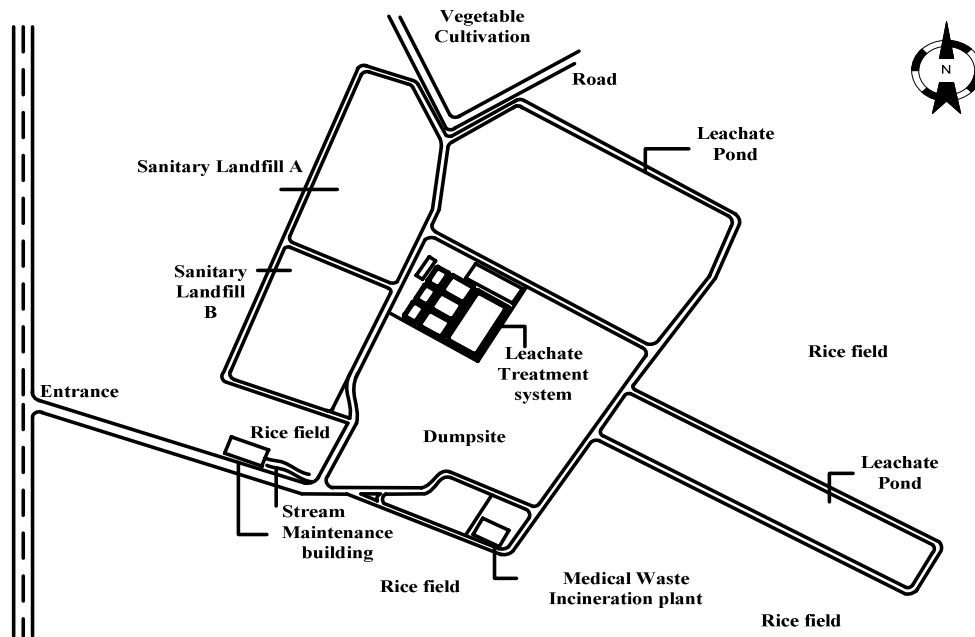
An initial investigation at Nonthaburi solid waste disposal site showed that high amount of combustible wastes mainly plastic is containing in dumped wastes. This finding indicates the possibility of recovering combustible materials for refuse derived fuel (RDF) production. RDF is a well-known alternative fuel produced from the combustibles in municipal solid wastes which are composed of waste plastic and other materials such as textiles, wood, soil, etc. compatibility exists for several reasons related to economic, environment, political and social aspects (CHANG ET AL., 1997).

To produce RDF as briquette, it is difficult to obtain strong briquette by screw compactor from plastic wastes without using binding agent. Well-known agents are molasses fibrous and oily organic wastes, sawdust, bitumen, pitch, sulphite liquor, starch, limestone, dolomite, etc. (YAMAN ET AL., 2001) Biomass usually has fibrous structure and contains oily sticky components which facilitate to form a more dense bulk should be increased to a degree at which transportation expenses becomes less and used facilitate ease of feeding for incineration (YAMAN ET AL., 2000).

In this study, solid waste open dumpsite in Nonthaburi province were determined for their physical/chemical characteristics, then plastic wastes were separated by workers and trommel screen to remove contaminated soil fraction, physical/chemical characteristics were determined. The separated plastics were shredded and mixed with cassava starch then formed into briquettes.

## **2 Municipal solid waste disposal site: Nonthaburi dumpsite**

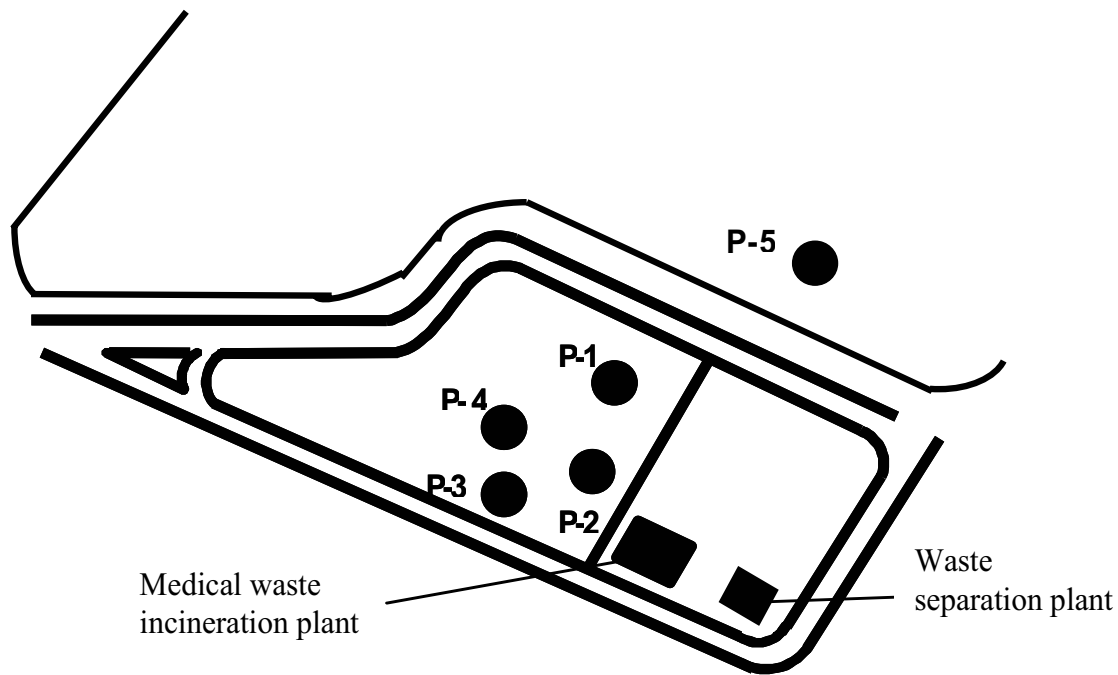
Nonthaburi solid waste disposal site is located at Moo 8, Klong Kwang sub-district, Sai Noi district, Nonthaburi province west of Bangkok, Thailand. The site is operated by Nonthaburi Provincial Organization Administration since 1982 stretched over an area of 68 rais (108,800 m<sup>2</sup>) and receives approximately 750 tons of waste per day (USAID-ASIA, 2004). Schematic plan of the solid waste disposal site is shown in Figure 1. Prior to 2005, the incoming waste was continuously disposed in dumpsite area located in the middle of the site. In 1998, it was estimated that the total volume of the dumped wastes was approximately 1 million m<sup>3</sup> at this particular site.



**Figure 1** Schematic plan of Nonthaburi solid waste disposal site

### 3 Solid waste sampling

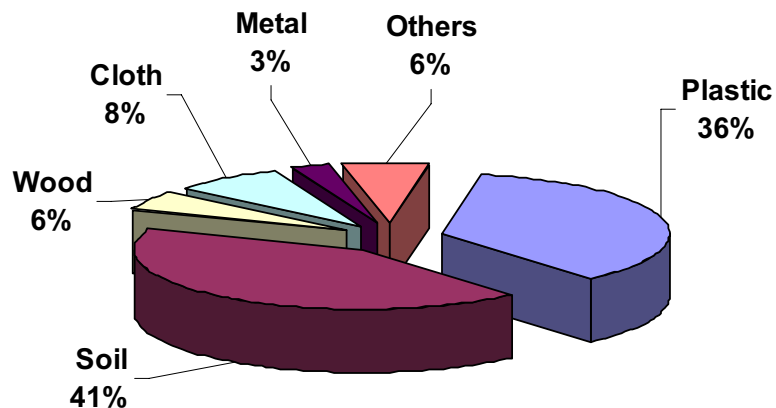
Solid waste dumped at Nonthaburi solid waste disposal site can be broadly classified into two major portions according to their disposal age, i.e. less than 7 years (sampling site located at the smaller portion of the dumpsite) and more than 7 years (sampling site located at the larger portion of the dumpsite). The samples were taken from both sites for the following experimental research. The waste samples were then collected and further characterized to determine its physical and chemical characteristics. For sampling purpose, a backhoe was used to excavate waste samples from five different sampling locations as shown in Figure 2. The wastes obtained from P-1 and P-3 sampling locations were 7 years old, P-2 and P-4 sampling locations had 3 waste layers of different ages (7 years old at the bottom, 5 years old in the middle and 2 years old at the top layer). The wastes at P-5 location were about 10 years old. Triplicate samples were taken from each sampling locations or layers according to their disposal ages.



**Figure 2** Waste sampling locations

#### 4 Solid waste composition and characteristics

Analysis of the excavated waste showed no significant difference in the composition of solid waste between the sampling sites. Waste samples from P-1 and P-3 (both 7 years old waste) were chosen for this study. Soiled plastics, inert materials, wood, clothes and metals were the main components. Approximately 25-45% of soiled plastic, 28-57 % of soil like inert materials, 2-10% of wood, 2 -12% of clothes, and 2-5% of metal was observed in the excavated waste (Table 1). Small amounts of glass, ceramic, rubber, paper and foam were also found in the excavated waste. Figure 3 describes the average composition of the excavated waste samples.



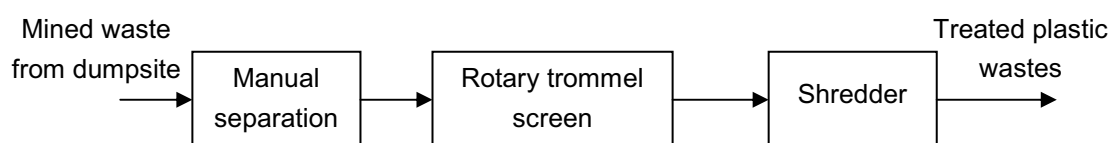
**Figure 3** Average composition of excavated waste sample (% by weight)

**Table 1** Solid waste composition of excavated wastes

MSW Fractions		Composition (% by wet weight)			
		2 years old	5 years old	7 years old	10 years old
Combustible	Plastic				
	- carry bags	20.63	11.92	23.38	17.37
	- other bags	8.91	4.53	10.54	6.59
	- other plastic	7.20	8.20	10.90	11.40
	Total	36.75	24.64	44.83	35.34
	Wood	7.66	3.42	9.77	1.20
	Paper	4.09	0.00	0.00	0.00
	Rubber	0.60	0.83	1.18	0.00
	Foam	1.75	0.55	0.88	0.60
	Clothes	11.51	7.45	10.21	1.80
Noncombustible	Soil/ inert	32.90	56.59	27.86	49.10
	Ceramic	1.19	0.83	0.73	2.99
	Glass	1.79	4.03	1.21	4.79
	Metal	1.79	1.66	3.34	4.19

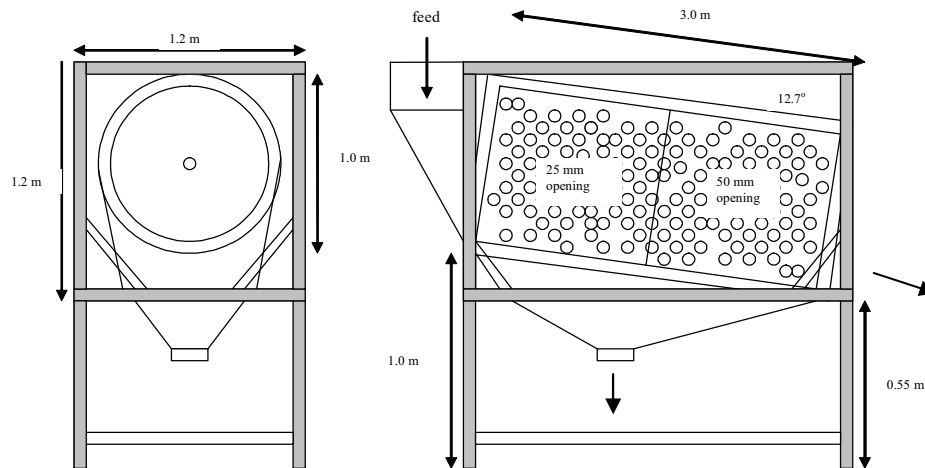
## 5 Waste separation process

A pilot plant waste separation process was set-up at Nonthaburi solid waste disposal site. The separation process has a capacity of about 800 kg/h. Figure 4 shows the flow diagram of waste separation process. Solid wastes at 7 years disposal age was used in experimentation of the waste separation process. The waste separation process consists of manual separation as pre-treatment to remove larger and visible inert fractions which may upset the mechanical separation equipment (such as glass, rubber or large stones). The pre-treated wastes were then fed into a rotary trommel screen to separate plastic and soil-like materials.

**Figure 4** Flow diagram of waste separation process

The schematic of rotary trommel screen is shown in Figure 5. The length of trommel is 3m with diameter of 1m and 12.7 degree gradient. A 5-HP motor is used to rotate it in Internationale Tagung MBA 2007 [www.wasteconsult.de](http://www.wasteconsult.de)

counter clockwise direction at 8 rpm. Two screen sizes were used, 25 and 50 mm. Three waste fraction could be obtained from this mechanical separation steps, i.e. > 50 mm plastic wastes, 25-50 mm soil-like fraction and <25 mm soil-like fraction. After separation, the separated plastic waste was shredded into small pieces (about 10 mm) by a plastic shredding machine (APM-3 HP-Pulley, Mitsubishi motor).



**Figure 5** Schematic diagram of the rotary trommel screen

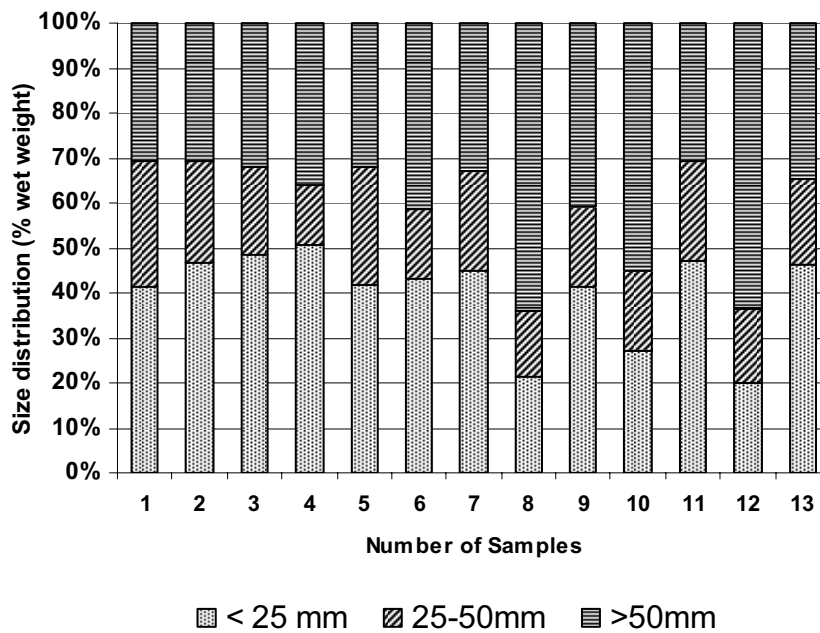
The waste separation in a rotary trommel screen recovered about 40% of incoming wastes at the feeding rate of 540-1080 kg/h. Total plastic contents in separated wastes were 82.9-89.7% (figure 6).



**Figure 6** Fractional distribution of waste samples after trommel separation

## 6 Particle Size Distribution

The excavated wastes samples were passed through the trommel and segregated into three different fractions according to their size. The distributions of waste fractions obtained from 13 samples are presented in figure 7. It could be observed that approximately 40% of waste fractions fall below 25 mm, about 25% lies between 25 mm to 50 mm and the rest is above 50 mm.



**Figure 7** Size distribution of the sorted waste sample

The higher amount of 25 mm waste fractions is due to the presence of soil like inert materials and fully degraded organic matters which easily passes through the trommel opening. Those fractions between 25 and 50 mm which constitute about 25% of the sorted waste fractions are mostly pieces of ceramics, soiled plastics, cloth pieces, metal scraps and partially degraded matters. The remaining fractions (about 30-35%) are dominated by larger pieces (above 50 mm) of soiled plastics.

## 7 Chemical and Physical Characteristics of waste

The physical and chemical properties were examined from three different samples obtained from; raw excavated waste, manually separated and trommel separated are shown in tables 2 (a) and (b).

The plastic content in the dumpsite varied from 24.6-44.8%. Majority of plastic wastes was plastic carry bag. By analyzing these different waste samples, in most of the cases, the wood and soil components showed higher moisture content as compared to the rest. The moisture content of the plastic waste decreased during the separation process. The analysis showed that the bulk density and moisture content of the excavated waste varied from 20-50 % by its wet weight. The study also showed a significant decrease in the bulk density of the final sorted waste after trommel separation due to the removal of soil and inert particles after passing through the rotary trommel screen.

Decrease in the waste density also highlights the effectiveness of trommel separation and how the process rids off the soil and other inert attached to the plastics. The average density of the waste sample after trommel separation lies in the range of 50-60

kg/m<sup>3</sup>. Since the final screened waste consist only plastics, it resulted in high calorific value and higher chlorine content.

**Table 2** Physical and chemical characteristics of the waste

(a) Raw excavated waste

Type	Moisture (% by wet weight)	Volatile solid (% by dry weight)	Ash (% by dry weight)
Thin plastic bags (< 20 microns)	22.07	79.16	20.84
Plastic shopping bags (> 20 microns)	14.11	78.2	21.8
Plastic items	4.51	92.33	7.67
Wood	49.81	84.1	15.9
Rubber	5.8	69.33	30.67
Foam	9.23	72.89	27.11
Soil inerts	23.74	19.33	80.67

(b) Trommel separated plastic waste sample

Parameters*	Type of plastic		
	Plastic carry bags	Other plastic bags	Other plastics
Calorific value MJ/kg (dw)	40.99 ± 1.19	39.33 ± 3.36	33.38 ± 3.35
Chlorine (% dw)	2.51 ± 0.70	1.23 ± 0.84	3.95 ± 2.75
Sulfur (% dw)	0.21 ± 0.04	0.05 ± 0.04	0.04 ± 0.01
VS (% dw)	72.99 ± 10.56	83.48 ± 5.96	91.77 ± 6.44
Ash (% dw)	27.01 ± 10.56	16.54 ± 6.23	8.23 ± 7.84
Moisture (% w)	3.46 ± 2.24	1.49 ± 1.12	0.85 ± 0.38
Soil inerts ** (% ww)	38.12 ± 4.19	32.79 ± 4.68	8.67 ± 2.26

\*Average value of 6 duplicate samples; \*\* The composition of soil like materials is 14.55 ± 4.16

and other materials is 5.86 ± 3.82

## 8 Production of RDF Briquettes and its characteristics

The oversized plastic components obtained from the trommel screen are shredded and blended with different ratios of cassava starch. RDF briquettes production was carried

out using a 5 HP screw compactor (Figure 8) after blending it with an appropriate ratio of cassava starch (Table 4). The cassava starch serves as a binding material. The final property of compacted RDF briquette depends on the composition of plastics and cassava starch. After the briquette production process, they were stored under ambient conditions for another 7 days prior to its final gasification study. The optimum ratio for the RDF briquette production was determined in terms of its final calorific value, sulfur and chlorine content.



**Figure 8** Steps involved in the production of RDF briquettes

**Table 3** Chemical characteristic of RDF briquettes

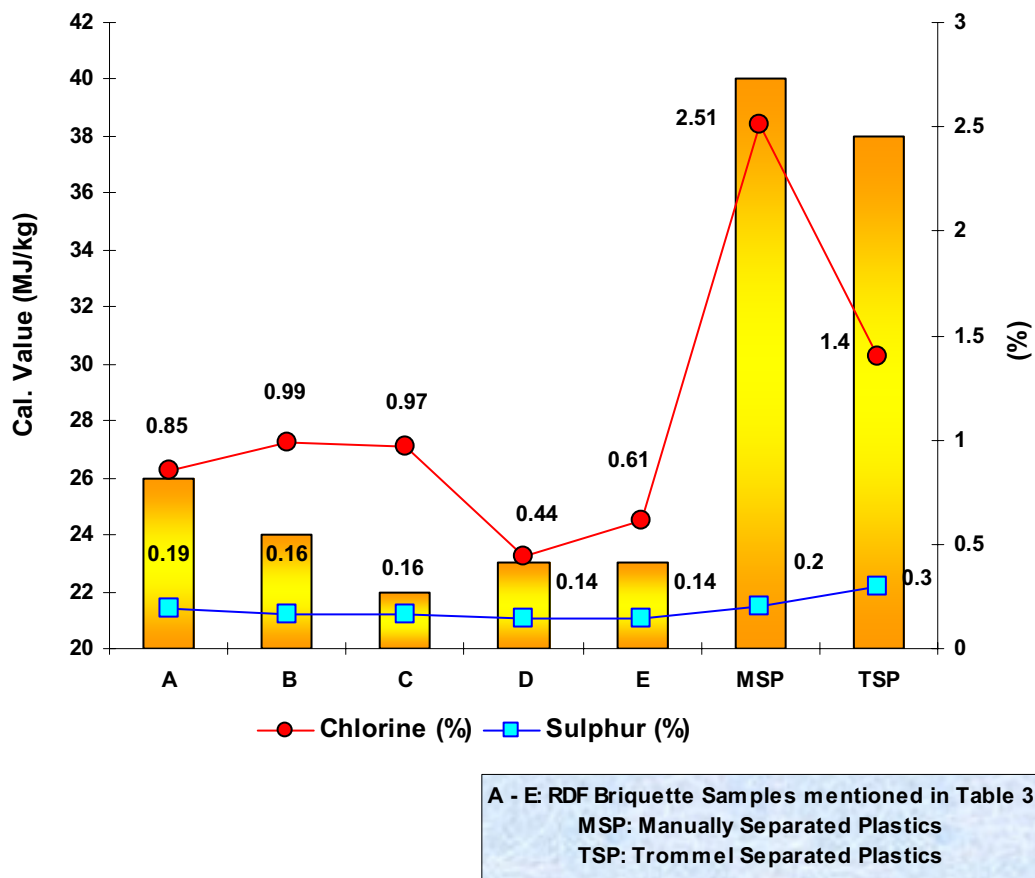
Parameters*	Sample analysis (plastic : cassava starch)					
	1:0.8 (A)	1:1.0 (B)	1:1.2 (C)	1:1.4 (D)	1:1.6 (E)	cassava starch
<b>Proximate Analysis</b>						
moisture (%ww)	2.95±1.50	3.46±1.63	3.54±0.50	3.92±2.94	5.50±2.57	7.36±0.07
VS (%dw)	84.38±0.43	82.21±0.30	85.19±0.20	86.00±0.29	88.80±0.48	88.44±0.48
FS (%dw)	1.16±0.10	1.90±0.27	1.22±0.12	1.35±0.15	0.91±0.16	6.08±0.41
Ash (%dw)	14.46±0.34	15.89±0.28	13.59±0.28	12.65±0.43	10.29±0.38	5.49±0.08
CV (MJ/kg - dw)	25.97±0.48	23.84±0.96	21.86±0.86	22.84±0.68	23.16±0.96	16.72±1.18
<b>Ultimate Analysis</b>						
C (%dw)	46.88±0.24	45.67±0.17	47.33±0.11	47.78±0.16	49.33±0.27	49.13±0.27
H (%dw)	5.27±0.027	5.14±0.02	5.32±0.012	5.37±0.018	5.55±0.03	5.53±0.03
O (%dw)	46.76±0.56	47.94±0.03	46.75±0.71	46.20±0.14	44.29±0.51	45.16±0.31
N (%dw)	0.052±0.09	0.11±0.018	0.062±0.02	0.076±0.01	0.084±0.02	0.081±0.02
S (%dw)	0.19±0.029	0.16±0.021	0.16±0.031	0.14±0.023	0.14±0.012	0.047±0.01
Cl (%dw)	0.85±0.41	0.99±0.14	0.97±0.62	0.44±0.31	0.61±0.40	0.048±0.01

\* Average values of triplicate samples



Although the average chlorine content in the produced RDF briquettes (does not meet the European Union for Responsible Incineration and Treatment (EURITS) limit of 0.5% it still fulfills the specification for co-incinerating as secondary fuels in cement plants in Sweden and Finland (where Chlorine content < 1%). RDF briquettes produced are also in compliance with the (EC-DGE, 2003) standards for RDF composition and properties produced from MSW.

Even though no Asian standards sets against using RDF briquettes produced from MSW, but with respect to European standards and guidelines, the optimum blending ratio achieved for this study was noticed in samples A and B (Figure 9).



**Figure 9** Chemical characteristics of RDF briquettes

Sample A attained a calorific value of 26 MJ/kg (dry weight) with sulfur and chlorine contents of 0.19% (dry weight) and 0.85% (dry weight), respectively.

## 9 Cost of RDF production and energy recovery

The cost of RDF production was estimated based on pilot-scale plant of 580 kg solid waste per day capacity (8 hours operation per day). The preparation of RDF involves 2 main preparation steps, i.e. plastic waste separation and RDF briquette production.

RDF could be produced at 328 kg per day with production cost of 2,750 THB per day (1 USD approx. 35 THB) or 8.39 THB per kg of RDF based on optimum plastic: cassava starch ratio of 1:0.8. When considering RDF conversion to energy, the produced RDF could be converted to energy of 9,080 MJ per day or 2,523 kWh per day with total cost of 4,484 THB per day or 1.69 THB per kWh. Table 4 shows the comparison of energy production from RDF with other fuel.

**Table 4:** Cost of electricity production (2,523 kWh) from different types of fuel

Fuel type (unit)	Factor (unit/kWh)	Required fuel (unit)	Total cost (THB)	Energy cost (THB/kWh)
RDF (kg)	0.13	328	4,484	1.7
Coal (kg)*	1.00	2,523	1,262	0.50
Natural gas (cf)*	8.14	20,537	5,234	2.07

1USD approx. equals 35 THB (March 2007)

\*Source: Department of Mineral Fuels, Ministry of Energy (Thailand)

According to the typical electricity production cost of Thailand and the pilot scale analysis, the energy production using RDF briquettes showed higher cost compared to coal.

## 10 Conclusion

This study investigated that, principals of mechanical pre-treatment and landfill mining are the most conducive method to recover combustible fractions for RDF production. Backhoe was used to mine the waste samples prior to passing it through a trommel screen. The elimination of soil and inert materials from the waste fractions and dominance of plastic components in the final screened sample is evident to signify the effectiveness of this approach. It was found that the best way for the production of RDF briquettes is by blending the shredded plastic waste with cassava starch. The ideal densification of the RDF briquettes in compliance with emission standards were met at blending ratios of 1:0.8 and 1:1 (*Shredded Plastic: Cassava starch*). The RDF briquettes produced from this approach showed promising results (in terms of its calorific value) for its application as a secondary fuel for co-incineration in cement and brick kilns.

## 11 Literature

- |                                       |      |  |
|---------------------------------------|------|--|
| CES                                   | 2004 | Landfill Rehabilitation and Landfill Mining, Center for Environmental Studies, Anna University Publication, India.               |
| Chang N.B., Y. H. Chang and W.C. Chen | 1997 | Evaluation of heat value and its prediction for refuse-derived fuel, <i>The Science of the Total Environment</i> , 197, 139-148. |

- |  |      |  |
|--|------|--|
| Department of Mineral Fuels, Ministry of Energy (Thailand)       | 2007 | <a href="http://www.dmf.go.th">http://www.dmf.go.th</a>  |
| EC-DGE   | 2003 | European Commission – Directorate General Environment, Refuse Derived Fuel, Current Practice and Perspectives (b4- 3040/2000/306517/mar/e3), Final Report,   |
| Hogland W., M. Marques and S. Nimmermark                         | 2004 | Landfill mining and waste characterization: A strategy for remediation of contaminated area, Journal of Material Cycles and Waste Management, 6(1), 199-124.   |
| USAID-ASIA   | 2004 | Solid Waste Benchmarking Study of 13 Thai Municipalities, A survey report<br><br><a href="http://www.usaep.org/downloads/solid_waste_report.pdf">http://www.usaep.org/downloads/solid_waste_report.pdf</a> |
| Yaman S., M. Sahan, H. Haykiri-Acma, K. Sesen and S. Kucukbayrak | 2000 | Production of fuel briquettes from olive refuse and paper mill waste, Fuel Processing Technology, 68, 23-31.   |
| Yaman S., M. Sahan, H. Haykiri-Acma, K. Sesen and S. Kucukbayrak | 2001 | Fuel briquettes from biomass-lignite blends, Fuel Processing Technology, 72, 1-8.  |

### Authors' addresses

Prof. C. Visvanathan and T. Norbu

Environmental Engineering and Management Program, SERD

Asian Institute of Technology, P.O. Box 4,

Khlong Luang, Pathumthani 12120,

Thailand

Telephone +66-2-524-5640

Fax: 66-2-524-5625

Email: [visu@ait.ac.th](mailto:visu@ait.ac.th) and [norbu@ait.ac.th](mailto:norbu@ait.ac.th)

Website: <http://www.faculty.ait.ac.th/visu/>

Dr. Chart Chiemchaisri and B. Charnnok

Department of Environmental Engineering

Faculty of Engineering, Kasetsart University

50 Phaholyothin Road, Bangkok 10900

Thailand

Phone: + 66 2 942 8555, Ext. 1010

Email: [fengccc@ku.ac.th](mailto:fengccc@ku.ac.th)

# **Market Research: Development of Plant Capacities of Refuse Derived Fuel Power Plants as a Market for MBT Plants in Germany**

Tilmann Greiner

trend:research GmbH, Bremen

## **Kapazitätsentwicklung von Ersatzbrennstoffkraftwerken in Deutschland als Absatzmarkt für mechanisch-biologische Aufbereitung**

### **Abstract**

At the beginning of 2007, plans have been made for more than 40 to 50 RDF plant projects in Germany, which are particularly stimulated by the over-supply of RDF from municipal and commercial waste caused by the national implementation of the EU "landfill" directive 99/31/EC in June 2005. About 18 months later, the situation starts to succumb to a boom'n bust cycle. Some future operators already have problems getting long-term contracts for suitable RDF fuel to supply their plants sufficiently. What is the status quo and development of available RDF amounts, plant capacities and RDF prices in Germany? What are the critical success factors and barriers to market entry for plant operators now and in future? All these questions have direct impact on the market of MBT Plants, which produce the main fuel input for RDF plants.

### **Keywords**

Refuse derived fuel, RDF plants, MBT plants

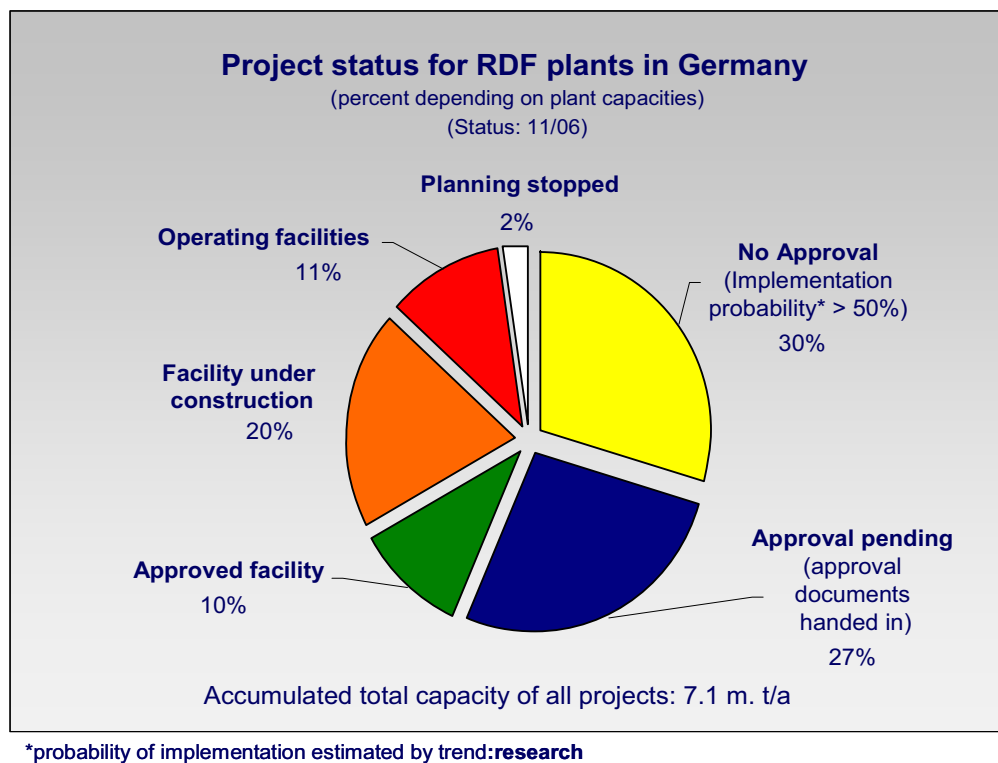
## **1 Introduction**

In June 2005, the national implementation of EU directive 99/31/EC on the landfilling of waste caused a tremendous imbalance of the waste management of medium and high-calorific fractions in Germany. With a lack of plant capacity of about 4 million tons a year, the market urgently needed new plants for energy recovery. In times of increasing energy prices, various industrial companies saw the opportunity to reduce their energy costs through high revenues for energy recovery from waste and independent power production. But after a peak price reaching about 110 euros per ton for middle-calorific RDF from municipal and commercial waste (including transportation), prices decreased down to a level of about 60 to 80 euros per ton for RDF plants at the end of 2006 as a result of changing market conditions.

## **2 Not all RDF plant project ideas can be implemented**

In 2011/2012, there will be in total 5.7 Million tons p.a. of RDF needed to supply all planned future RDF plants. But according to the research studies of trend:research,

only 4.4 Million tons p. a. of suitable middle-calorific RDF will be available at this time for RDF plants. At the moment, there are plans for more than 40 RDF plant projects in Germany. Planners were encouraged by the over-supply of RDF from municipal and commercial waste which arose in June 2005. Over-supply would have meant increased RDF revenues for plant operators. Meanwhile, it has become clearer that an implementation of all RDF plant projects on the basis of increasing bottlenecks in fuel supply is not realistic any more. Additionally, it is already clear that there will be not sufficient capacities of waste plant builders. The following figure shows the current project status of the RDF plants in Germany (see. Fig. 2).

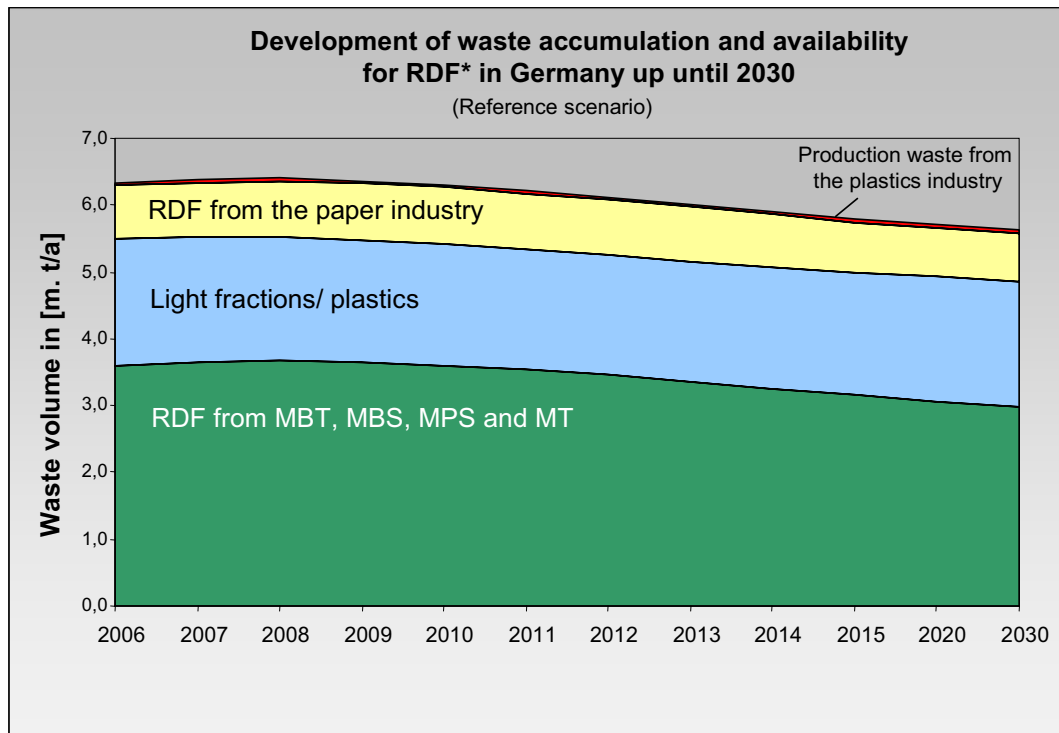


**Figure 1** Current RDF plant project status (Source: **trend:research**)

A main approach to balance supply and demand of RDF in Germany is to be expected with the planned implementation of 8 to 12 RDF plants by 2008/2009. Competing waste streams from co-incineration in the middle-calorific value range of RDF plants will only occur at a few lignite coal-fired power plants or plants with a wet-bottom firing technique. Cement kilns mainly use a high-calorific fraction higher than 20 MJ/kg from municipal and commercial waste. Primarily, the competition in waste streams for RDF plants comes from MSW plants, whose firing technique, the stoker-fired furnace, is identical to most planned RDF plant projects. However, it is expected that in the medium term, MSW plants will focus on the original design data in the low-calorific range. This is also influenced by the increasing cooperating waste-stream management of MSW and RDF plants.

### 3 Reduced available RDF for energy recovery to be expected in the long term

Relevant input materials for RDF plants are, primarily, high-calorific fractions of Mechanical Bio-logical Treatment (MBT) plants, light packaging and synthetic materials, emissions and rejects from the paper industry, as well as other mid-calorific production waste. The following figure shows all the future substitute fuel amounts which will be available and relevant for German RDF plants.



\*) only relevant RDF for RDF plants  
(RDF from municipal and commercial waste, middle-calorific residues from the paper industry)

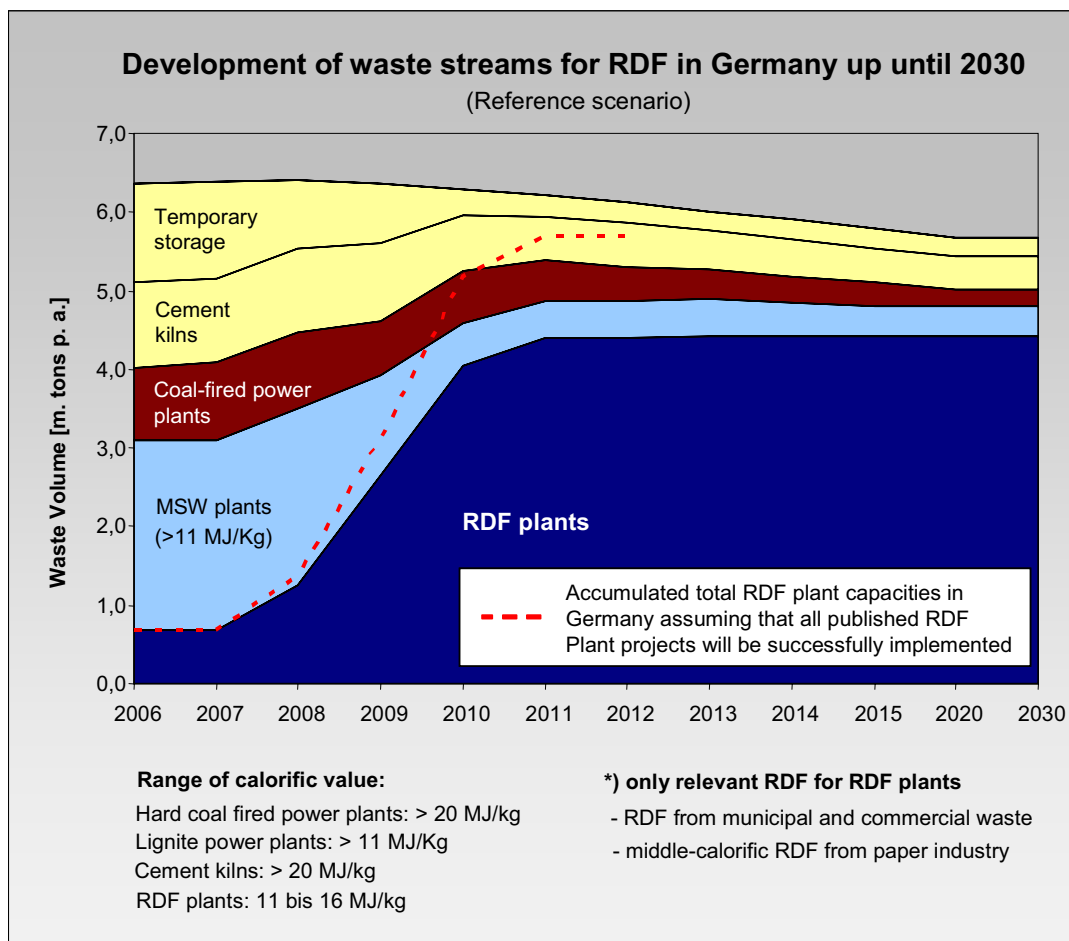
**Figure 2** Development of waste accumulation and availability für RDF in Germany up until 2030 (Source: **trend:research**)

For RDF from MBT, a future increase from 5 to 10 per cent in RDF yields is to be expected. This will come, among other causes, from improved processing techniques. However, a decrease in the generation of municipal waste and municipal waste-like commercial waste, which decreases overall amounts (compare Fig. 1), will be a decisive factor. Likewise, light packaging and synthetic materials will also be available in ever-decreasing amounts owing to the increased use of these materials to produce energy over the next few years. Furthermore, this reduction will be influenced by the general drop in municipal and commercial waste caused by an expected population fall in the long term.

On the other hand, waste from the paper industry will increase slightly over the next few years despite efforts to optimise paper recycling, which continues to grow. The transfer of production plants abroad will also reduce waste accumulation. On the whole, after a slight increase until 2012, waste amounts can be expected to decrease until 2030. Plus, even production-specific synthetic waste for energy recovery is subject to intensified material use and will, therefore, see a decrease in availability over the next few years.

#### 4 Competing waste streams and the implementation of RDF plant projects show the upcoming bottleneck

Consolidating the six partial steps of the market forecast model from the available amounts, competing recovery flows and the realisation of power station projects produces the following total material flow development (compare Fig. 2).



**Figure 3** Development of material flow and processing paths of substitute fuels until 2030  
(Source: trend:research)

A 100 per cent implementation of all publicly announced RDF plant projects will necessitate an amount of 5.7 million tons/year of substitute fuels throughout Germany in 2011/2012. However, this must be considered against the background of the overall

availability of RDF amounts and their distribution among co-incineration, temporary storage, export and waste incineration. According to trend:research's current material flow forecast, only 4.4 million tons/year will be available for RDF plants in 2011/2012. This means that a realisation of only three quarters of the targeted RDF plant capacities (including existing plants) can be expected by 2011/2012.

Bottlenecks will ensue with plant builders, which will impede implementation. At this time, there are only four to six suitable plant builders for big waste plant projects. Until the end of 2009, capacities will suffice only for 12 to a maximum of 20 projects. A second wave of plant inaugurations can be expected from 2009/2010 until 2012. However, with three to four further project implementations, this wave will turn out to be relatively slight.

A look at the competing flows shows a slight increase in co-incineration amounts for coal power stations in the next few years. This is especially noticeable with lignite power stations. The remaining capacity of the power stations will be further exploited. However, for qualitative reasons, full-capacity use cannot be expected. Wet-bottom firing facilities will go off the grid in the next ten years and will thus reduce co-incineration amounts. In the long term, it is primarily lignite power stations which will accept input amounts of RDF from municipal and commercial waste. An overall long-term capacity reduction of 30-40 per cent can be expected from the shutdown of wet-bottom firing facilities and old lignite stations.

The use of RDF from municipal and commercial waste in cement works will also show a tendency to decrease by 20-30 per cent from the transfer of production facilities abroad. This trend will come as a result of the building slump and high wage structure in Germany. Less high-quality RDF will be produced owing to increased demand from the mid-calorific sector. This will cause a further reduction in co-incineration amounts of highly processed alternative fuels in the cement industry as of 2012.

Extending the capacity for recovery could reduce the amounts in temporary storage by more than half. However, closing the storage units is not possible before 2030, since these are being kept in reserve for potential supply bottlenecks. The use of RDF in waste incineration plants will decrease sharply because of the increasing joint management of material flow with RDF power stations, which will begin in 2009. In order to maximise throughput, waste incineration will concentrate on the low-calorific sector.

It is important to look at individual RDF plant projects at the regional level as well as the national level. Despite national figures showing an increase in overdemand from RDF plants, there is oversupply of substitute fuels at the regional level in some areas (e.g. Saxony and Thuringia).

For more information and facts about this study, please contact:

Internationale Tagung MBA 2007 [www.wasteconsult.de](http://www.wasteconsult.de)



**Author's address**

trend:**research** GmbH

Dipl.-Ing. Tilmann Greiner

Head of Department „Environment and Waste Management“

Parkstraße 123

28209 Bremen

Germany

Tel.: +49 421 / 43 73 0-0

Fax: +49 421 / 43 73 0-11

E-Mail: greiner@trendresearch.de

www.trendresearch.de

trend:**research** provides over 90% of large German energy suppliers with studies, information and research and supports fundamental decisions in the energy and waste market. (a reference list can be provided on our website <http://www.trendresearch.de>).

# **Ausschreibung und Vertragsgestaltung für die Verwertung von Ersatzbrennstoffen**

**Natalie Michels**

WMRC Rechtsanwälte, Berlin

## **Tenders and Contracts for the Sale of RDF**

### **Abstract**

This article explains the issues requiring special attention by parties to contracts on the utilisation of RDF and additional issues that should be agreed upon. Since operators of MBT often act as contracting authorities, the article outlines some pertinent issues relating to public procurement rules.

### **Zusammenfassung**

Der Beitrag stellt dar, welche Fragen beim Abschluss von Verträgen über die Verwertung von Ersatzbrennstoffen (EBS) von den Vertragsparteien besonders sorgfältig diskutiert werden müssen und was darüber hinausgehend noch geregelt werden sollte. Da MBA-Betreiber häufig öffentliche Auftraggeber sind, werden außerdem einige vergaberechtliche Hinweise gegeben.

### **Keywords**

Ersatzbrennstoff, Vertrag, Lieferpflichten, Abnahmepflichten, Laufzeit, Stoffeigenschaften, Mengenunsicherheiten, Verfahrensart, Parallelausschreibung, Verlängerungsoptionen

RDF, contract, duties to supply, duties to accept, contract duration, substance attributes, uncertainty as to quantity, type of procedure, alternative calls for tender, options for extending the contract.

## **1 Vertragsgestaltung**

### **1.1 Lieferpflicht, Abnahmepflicht und Sanktionen**

Zum Betrieb seiner Anlage ist der Abnehmer von EBS abhängig von der Auslegung der Anlage regelmäßig auf deren zuverlässige Lieferung angewiesen. Daher wird er interessiert sein, nicht nur die im Bereich der Abfallwirtschaft üblichen Bring-or-pay-Verpflichtungen zu vereinbaren, bei denen für eine bestimmte Menge unabhängig von deren tatsächlicher Anlieferung gezahlt wird, sondern tatsächlich Lieferpflichten des Lieferanten der EBS zu statuieren. Der Lieferant wird versuchen, sich in möglichst geringem Umfang tatsächlich zur Lieferung zu verpflichten, umgekehrt aber eine Verpflichtung zur Abnahme der EBS zu erreichen, die von der Betriebsfähigkeit der Verwertungsanlage weitgehend unabhängig ist.

Falls die Anlage des Lieferanten z.B. wegen Stillständen nicht genügend EBS produziert, kann eine Pflicht geregelt werden, unabhängig davon EBS – der dann von anderen Herstellern abgenommen werden müsste – anzuliefern. Weil der Abnehmer regelmäßig bessere Möglichkeiten der Beschaffung von EBS haben wird, da er sich ohnehin um ausreichende Mengen für seine Anlage bemühen muss, ist es aber meist sinnvoller, dem Lieferanten lediglich Ersatzpflichten für den Fall aufzuerlegen, dass der Abnehmer die benötigten Mengen nur zu schlechteren Konditionen erlangen kann. Dies geht über eine bloße Bring-or-Pay-Verpflichtung hinaus, weil die Ersatzpflichten höher liegen können als die für die Abnahme von EBS vereinbarte Zuzahlung. Der Lieferant wird bestrebt sein, dem Abnehmer möglichst weitgehende Pflichten aufzuerlegen, um schlechtere Konditionen für die ersatzweise Beschaffung von EBS zu vermeiden. Ein Anreiz hierzu wird geschaffen, wenn die Ersatzpflicht nur für einen Teil des durch schlechtere Konditionen entstehenden Schadens besteht.

Spiegelbildlich zur Lieferpflicht sind auch Regelungen für den Fall zu treffen, dass der Abnehmer z.B. wegen Betriebsstörungen die EBS vorübergehend oder dauerhaft nicht in seiner Anlage verwerten kann. Bei vorübergehenden Annahmeschwierigkeiten ist aus Sicht des Lieferanten eine Regelung sinnvoll, die den Abnehmer dennoch zur Abnahme verpflichtet. Je nach Pufferkapazitäten beim Lieferanten kann dies aber auch anders geregelt werden, indem z.B. dem Abnehmer die Möglichkeit gegeben wird, die Abnahme in solchen Fällen kurzzeitig auszusetzen und später nachzuholen. Verstößt der Abnehmer gegen seine Abnahmepflichten, sollte er zur Tragung sämtlicher Mehrkosten einer anderweitigen Verwertung verpflichtet werden.

## 1.2 Stoffeigenschaften

Bekanntlich sind gerade bei der Mitverbrennung von EBS die konkreten Eigenschaften der EBS, insbesondere der Schadstoffgehalt, von erheblich größerer Bedeutung für dessen Nutzbarkeit als es sonst bei Entsorgungsverträgen für Abfall der Fall ist. Daher sind Festlegungen zu diesen Eigenschaften und zu den Verfahren für die Beprobung besonders wichtig. Der Lieferant wird bestrebt sein, die Zurückweisung der angelieferten EBS nur in unmittelbarem zeitlichem Zusammenhang mit der Anlieferung zuzulassen. Eine Beprobung durch den Abnehmer ist in diesem Zeitraum nicht möglich. Daher sind bei einer solchen Vertragsgestaltung über ein Zurückweisungsrecht hinausgehende Folgen der Abweichung der EBS von den vereinbarten Eigenschaften sinnvoll, z.B. Beschränkungen hinsichtlich zukünftiger Anlieferungen oder wiederum Verpflichtungen des Lieferanten zur Tragung entstandener Mehrkosten z.B. für eine anderweitige Entsorgung der angelieferten EBS. Lässt sich die Beschränkung des Zurückweisungsrechts auf den Zeitpunkt der Anlieferung nicht durchsetzen, sollten Pflichten zur Rücknahme der EBS zeitlich dennoch auf wenige Tage begrenzt werden.

### **1.3 Mengenregelungen**

Die in der Abfallwirtschaft üblichen Prognoseunsicherheiten hinsichtlich der Abfallmengen bestehen notwendigerweise auch bei Ersatzbrennstoffen. Üblicherweise wird daher nur ein Mengenrahmen mit einer Mindest- und einer Höchstanlieferungsmenge vereinbart. Um Kalkulationsunsicherheiten innerhalb dieses Mengenrahmens aufzufangen, werden häufig unterschiedliche Preise für verschiedene Mengenkorridore vereinbart. Zur besseren Planung sollte dann vorgesehen werden, dass die voraussichtlichen Anlieferungsmengen jährlich jeweils für das Folgejahr und monatlich für den Folgemonat konkretisiert werden. Üblich ist die Vereinbarung von Anlieferplänen, in denen dann auch eine Festlegung auf Wochen- und Tagesmengen erfolgt. Wie weit sich der Lieferant im Voraus festlegen muss, sollte sinnvoller Weise auch davon abhängig gemacht werden, wem – Lieferanten oder Abnehmer – eher Puffer, etwa in Gestalt von Lagerkapazitäten, zur Verfügung stehen, um Mengenschwankungen verkraften zu können. Das Bedürfnis von Abnehmern nach konkreten Mengenfestlegungen ist in der Praxis sehr unterschiedlich groß. Es hängt u. a. von der Anlagengröße und den vom Abnehmer bereits geschlossenen Lieferverträgen ab.

### **1.4 Laufzeiten**

Auch die von Lieferanten einerseits und Abnehmern andererseits bevorzugte Laufzeit hängt von verschiedenen Faktoren ab, so dass in der Praxis Vereinbarungen mit sehr unterschiedlichen Laufzeiten getroffen werden. Abnehmer wünschen teilweise lange Bindungen, um Investitionssicherheit zu haben, sind aber teilweise gerade im Bereich der Mitverbrennung auch mit so vielen Unsicherheiten über die dauerhafte Möglichkeit der Abnahme konfrontiert, dass sie kürzere Laufzeiten bevorzugen. Ähnlich unterschiedliche Vorstellungen bestehen bei den Lieferanten. Manche bevorzugen aus Gründen der Entsorgungssicherheit langfristige Verträge, während andere davon ausgehen, nach der erwarteten Schaffung größerer Kapazitäten für die Verwertung von EBS günstigere Konditionen erzielen zu können, also geringere Zuzahlungen leisten zu müssen. Sie wünschen daher eher kurze Laufzeiten.

Für Lieferanten ist es interessant, die Vereinbarung so genannter Laufzeitoptionen durchzusetzen und damit die Möglichkeit zu erhalten, einseitig eine Verlängerung der Vertragslaufzeit zu verlangen. Sie können dann je nach Marktgegebenheiten über die Fortsetzung des geschlossenen Vertrags entscheiden. Gerade bei Lieferanten, die öffentliche Auftraggeber sind, ist die Vereinbarung einer Laufzeitoption auch für die Abnehmer interessant. Will der Auftraggeber sich nicht länger binden als über die vereinbarte Grundlaufzeit, kann der Auftragnehmer sich durch die Einräumung der Verlängerungsoption ggf. eine Verlängerung des Vertrags sichern, ohne dass er sich einer er-

neuten Ausschreibung stellen muss. Die Ausübung bereits ausgeschriebener Verlängerungsoptionen ist nicht vergabepflichtig.

Viel Sorgfalt sollte auch auf die Formulierung von Kündigungsrechten verwandt werden. Sowohl auf Lieferanten- als auch auf Abnehmerseite können Unsicherheiten über das spätere Funktionieren noch nicht endgültig betriebener Anlagen ein Interesse an der Festlegung von Kündigungsrechten begründen. Die Kündigungsfolgen können differenziert geregelt werden und z.B. auch Zahlungen des kündigenden Vertragspartners beinhalten.

## **1.5 Weiterer Regelungsbedarf**

Nachfolgend seien noch einige Stichworte genannt, zu denen ebenfalls Regelungen im Vertrag getroffen werden sollten:

- Folgen unvorgesehener Änderungen (Gesetze, Genehmigungsbescheid etc.)
- Folgen eines Anlagenausfalls sowohl beim Lieferanten als auch beim Abnehmer
- Einzelheiten zur Anlieferung der EBS (Technik, Schnittstellen, Anlieferzeiten)
- Regelungen zur Vergabe von Unteraufträgen
- Vergütung, ggf. Regelungen zur Preisanpassung, Rechnungslegung
- Information/Überwachung, Aufbewahrung von Unterlagen, Vertraulichkeit

## **2 Ausschreibung**

### **2.1 Ausschreibungspflicht**

Häufig sind Betreiber von MBA öffentliche Auftraggeber i. S. v. § 98 des Gesetzes gegen Wettbewerbsbeschränkungen (GWB). Verträge über die Verwertung von Ersatzbrennstoffen sind als öffentliche Aufträge i. S. v. § 99 GWB anzusehen, weil der MBA-Betreiber hiermit über seine Zuzahlung eine entgeltliche Leistung, die ordnungsgemäße Verwertung seines Anlagen-Output, beschafft. Entsprechendes gilt nach der Rechtsprechung des BGH sogar für die Verwertung von Abfällen, für die keine Zuzahlung geleistet werden muss, sondern ein „Kaufpreis erzielt werden kann (entschieden für den „Verkauf“ von Altpapier)<sup>1</sup>. Der für die Anwendung des GWB maßgebliche Schwellenwert von 211.000 € ist i. d. R. überschritten, so dass die öffentlichen Auftraggeber bei

---

<sup>1</sup> BGH, Beschluss v. 01.02.2005, X ZB 27/04, VergabeR 2005, S. 328

der Auswahl ihres Vertragspartners für die Verwertung von Ersatzbrennstoffen das Vergaberecht beachten müssen.

## **2.2 Flexible Festlegung der Ersatzbrennstoff-Qualität im Vergabeverfahren**

### **2.2.1 Ausgangslage**

Die Eigenschaften des Ersatzbrennstoffs hängen von der Verfahrenstechnik zu dessen Herstellung ab. Verwertungsanlagen stellen ganz unterschiedliche Anforderungen an die Qualität der Ersatzbrennstoffe, z.B. bzgl. ihrer Festigkeit, der Korngröße, des Feuchtigkeitsgehalts oder des Schadstoffgehalts. Es ist also eine Abstimmung der Art und Weise der Brennstoffherstellung auf die Anforderungen der Verwertungsanlage erforderlich. Das Vergaberecht lässt aber nicht ohne weiteres Verhandlungen über die Verträge zu.

Vergaberechtlich am einfachsten ist es, wenn der Auftraggeber von feststehenden Eigenschaften des Ersatzbrennstoffs ausgeht. Dann legt er diese in den Verdingungsunterlagen abschließend fest. Es können nur diejenigen Unternehmen ein Angebot abgeben, deren Anlagen Ersatzbrennstoff der ausgeschriebenen Qualität verarbeiten können. Jede Festlegung hiervon abweichender Qualitätsanforderungen an das Angebot führt wegen unzulässiger Änderungen an den Verdingungsunterlagen gemäß § 25 Nr. 1 Abs. 1 d) VOL/A zum zwingenden Ausschluss des Angebots. In diesem Fall wäre der Auftrag unproblematisch im Offenen Verfahren auszuschreiben, d. h. eine unbegrenzte Anzahl von Bietern würde die Möglichkeit erhalten, auf eine europaweite Bekanntmachung hin die Verdingungsunterlagen anzufordern und ein Angebot abzugeben.

Mancher Anlagenbetreiber möchte aber, gerade wenn seine Anlage noch nicht fertiggestellt ist, die Anlagenkonfiguration von der konkret genutzten Verwertungsanlage abhängig machen, die Eigenschaften der Ersatzbrennstoffe vor der Auswahl eines konkreten Auftragnehmers also noch offen halten. Dies ermöglicht es, die insgesamt kostengünstigste Lösung in Abstimmung der nötigen Aufbereitungsschritte und deren Kosten auf der einen Seite mit den Verwertungskosten auf der anderen Seite zu finden. Außerdem ist bei einer größeren Offenheit bei der Qualität des Ersatzbrennstoffs der Wettbewerb breiter, weil mehr Anlagen für die Verarbeitung des Brennstoffs in Betracht kommen. Auch dies kann wieder zu einer kostengünstigeren Lösung führen.

Flexibilität hinsichtlich der Brennstoffqualität kann im Vergabeverfahren auf zwei Wegen erreicht werden: Entweder fragt der Auftraggeber für eine bestimmte Anzahl definierter Ersatzbrennstoffqualitäten im Rahmen eines Offenen Verfahrens Alternativangebote ab, oder er führt ein Verhandlungsverfahren oder einen wettbewerblichen Dialog durch, im

Rahmen dessen eine individuelle Abstimmung zur Qualität des Ersatzbrennstoffs mit den Bietern erfolgt.

### **2.2.2 Verhandlungsverfahren/Wettbewerblicher Dialog zur Abstimmung der Brennstoffqualität auf die Anlage**

Ein Verhandlungsverfahren darf nur in bestimmten Ausnahmefällen durchgeführt werden. § 3 a Nr. 1 b VOL/A ermöglicht das Verhandlungsverfahren für Dienstleistungsaufträge, die ihrer Natur nach oder wegen der damit verbundenen Risiken eine vorherige Festlegung eines Gesamtpreises nicht zulassen. Als Beispiel hierfür kommen komplexe und neuartige, erstmalig zu beschaffende Leistungen, etwa im Rahmen neuartiger Technologien in Betracht.<sup>2</sup> § 3 a Nr. 1 Abs. 4 c VOL/A lässt die Durchführung eines Verhandlungsverfahrens zu, wenn die zu erbringenden Dienstleistungsaufträge dergestalt sind, dass vertragliche Spezifikationen nicht hinreichend genau festgelegt werden können, um den Auftrag durch die Wahl des besten Angebots in Übereinstimmung mit den Vorschriften über Offene und Nichtoffene Verfahren vergeben zu können. Dies wird bei den in der Bestimmung ausdrücklich genannten finanziellen Dienstleistungen sowie in der Regel z.B. für Forschungs- und Entwicklungsleistungen sowie die Unternehmensberatung und verbundene Tätigkeiten angenommen.<sup>3</sup>

In einigen Vergabekammer-Entscheidungen wurde die Durchführung eines Verhandlungsverfahrens sogar allgemein für die Entsorgung für Restabfall bzw. bei einer verfahrens- und standortoffenen Ausschreibung der Restabfallentsorgung nach § 3 a Nr. 1 Abs. 4 b VOL/A bzw. § 3 a Nr. 1 Abs. 4 c VOL/A für zulässig gehalten.<sup>4</sup> Diese Auffassung wird in dieser allgemeinen Form zu Recht bezweifelt.<sup>5</sup> Bei der Vergabe der Verwertung von Ersatzbrennstoffen besteht jedoch die Besonderheit, dass die Verwertungsanlagen, anders als Abfallbehandlungsanlagen bei Restabfall, sehr unterschiedliche Anforderungen an deren Qualität stellen und dass insbesondere die Mitverbrennung von EBS, die aus Siedlungsabfällen hergestellt wurden, eine neuere Form der Verwertung darstellt. Dies lässt m. E. eine Vergabe im Verhandlungsverfahren in bestimmten Fällen begründen.

In Fällen, in denen die Anlagenkonfiguration bereits endgültig feststeht und nicht mehr geändert werden soll, sind die Voraussetzungen für ein Verhandlungsverfahren nach

---

<sup>2</sup> FETT IN MÜLLER-WREDE, VOL/A, § 3 a, Rn. 95

<sup>3</sup> FETT IN MÜLLER-WREDE, VOL/A, § 3 a Rn. 104

<sup>4</sup> Vergabekammer Sachsen, Beschluss v. 13.05.2004, Az. 1/SVK/029-02; Vergabeüberwachungsausschuss Baden-Württemberg, Beschluss v. 28.05.1999, Az. 1 VÜ 7/99

<sup>5</sup> Vgl. FETT IN MÜLLER-WREDE, VOL/A, § 3 a, Rn. 108

den o. g. Tatbeständen nicht gegeben. In diesen Fällen ist es möglich, im Vorhinein die Qualität des Ersatzbrennstoffs und für dessen Entsorgung einen Gesamtpreis festzulegen. Steht allerdings die Anlagenkonfiguration noch nicht fest, besteht die Möglichkeit einer - wirtschaftlich sinnvollen – konkreten Abstimmung auf die Anforderungen an den zu erzeugenden Ersatzbrennstoff. Ein Auftrag, dem eine solche Abstimmung zugrunde liegen soll, kann nicht allein durch die Wahl des besten Angebots im Offenen oder Nichtoffenen Verfahren vergeben werden. M.E. kann der Auftraggeber nicht verpflichtet sein, die Voraussetzungen einer Offenen oder Nichtoffenen Ausschreibung durch die wirtschaftlich nicht sinnvolle vorherige Festlegung auf eine bestimmte Anlagenkonfiguration erst herbeizuführen. Somit ließe sich die Durchführung eines Verhandlungsverfahrens gemäß § 3 a Nr. 1 Abs. 4 c VOL/A rechtfertigen.

Eine andere Möglichkeit könnte in der Durchführung eines wettbewerblichen Dialogs nach § 6 a der Vergabeverordnung (VgV) bestehen, der ähnlich wie ein Nichtoffenes Verfahren mit vorgeschaltetem Dialog zwischen Vergabestelle und Bieter gestaltet ist. Dieses im Jahr 2005 durch das ÖPP-Beschleunigungsgesetz eingeführte neue Verfahren kann u. a. dann gewählt werden, wenn der Auftraggeber objektiv nicht in der Lage ist, die technischen Mittel anzugeben, mit denen seine Bedürfnisse und Ziele erfüllt werden können. Die Verfahrensart ist für die Vergabe besonders komplexer Aufträge gedacht. Die Gesetzesbegründung und Äußerungen der EU-Kommission weisen darauf hin, dass die Zugangsvoraussetzungen zu diesem Verfahren geringer sind als beim Verhandlungsverfahren. M.E. ist aus den zum Verhandlungsverfahren angeführten Gründen auch eine Vergabe im wettbewerblichen Dialog denkbar.

Möchte ein Bieter die Wahl der Verfahrensart im Nachprüfungsverfahren beanstanden, müsste er diese gemäß § 107 Abs. 3 GWB bis zum Ablauf der Angebotsfrist rügen.<sup>6</sup> Damit gewinnt der Auftraggeber noch vor Durchführung aufwändiger Verhandlungen bzw. Dialoge Sicherheit darüber, ob ihm im Nachprüfungsverfahren die Wahl der Verfahrensart vorgeworfen werden kann. Hinzu kommt, dass der Bieter, der die Wahl der falschen Vergabeart beanstandet, wenn er am Vergabeverfahren teilgenommen hat, konkret darlegen muss, dass und inwieweit er im Falle eines offenen Verfahrens ein anderes, chancenreicheres Angebot abgegeben hätte, als er dies im Rahmen des tatsächlich durchgeführten Verfahrens getan hat.<sup>7</sup> Dies wird regelmäßig schwierig sein. Deshalb bleibt das Risiko, dass ein einmal durchgeführtes Verfahren, sollte dies für unzulässig gehalten werden, tatsächlich aufgehoben wird, überschaubar.

---

<sup>6</sup> OLG Dresden, Beschluss v. 11.09.2003, Az. WVerg 0007/03; VK Thüringen, Beschluss v. 17.02.2006, Az. 001/06-G-S

<sup>7</sup> OLG Düsseldorf, Beschluss v. 26.07.2002, Verg 22/02



### 2.2.3 Gestaltungsmöglichkeiten im Rahmen eines Offenen Verfahrens

Wer mangels gesicherter Rechtsprechung den Verzicht auf ein Offenes Verfahren scheut und sich dennoch nicht gänzlich auf eine bestimmte Qualität der Ersatzbrennstoffe festlegen möchte, kann erwägen, zumindest Angebote für verschiedene Varianten an Brennstoffqualitäten abzufragen. Hierbei können entweder verschiedene Brennstoffqualitäten konkret festgelegt werden, oder es kann eine Bandbreite an Eigenschaften angegeben werden, die der Auftraggeber durch verschiedene Aufbereitungstechniken gewährleisten kann. Die Bieter müssen dann angeben, welche Qualität ihrem Angebot zugrunde liegen soll.

Die Vergabekammern und – senate stehen der Ausschreibung von Alternativvarianten kritisch gegenüber. Sofern die Ausschreibung verschiedener Varianten dem Ziel dient, erst die wirtschaftlichste Gesamtkonzeption für den Auftraggeber zu ermitteln und hiermit Planungsdefizite auszugleichen, liegt eine Ausschreibung für vergabefremde Zwecke, nämlich zur Markterkundung, nahe. Dies würde, so z.B. das OLG Celle und das OLG Saarbrücken, gegen § 16 Nr. 2 VOL/A verstoßen.<sup>8</sup>

Dieser Vorwurf kann bei der Ausschreibung der Verwertung mehrerer Varianten an Brennstoffqualitäten aber m.E. nicht erhoben werden. Eine solche Ausschreibung dient nicht lediglich der Markterkundung bzw. der Feststellung des günstigsten Verfahrens, sondern bereits der Ermittlung des wirtschaftlichsten Angebots. Dies wird deutlich, wenn man bedenkt, dass der Auftraggeber sein Ziel einer wirtschaftlichen Vergabe durch Durchführung einer Markterkundung und die nachfolgende Ausschreibung einer bestimmten Brennstoffqualität nicht erreichen könnte. Würde der Auftraggeber auf bloße Auskünfte hin seine Anlage auf eine bestimmte Brennstoffqualität ausrichten, würde er sich bereits auf einen begrenzten Bieterkreis festlegen, ohne dass zuvor ein Wettbewerb stattgefunden hätte. Damit wäre eine Anzahl weiterer potentieller Bieter, die in ihren Anlagen die so festgelegten Brennstoffqualitäten nicht verarbeiten können, von vornherein vom Wettbewerb ausgeschlossen, was im Sinne eines größtmöglichen Wettbewerbs nicht erwünscht sein kann. Diese Überlegung wird bestätigt durch eine Entscheidung des OLG Düsseldorf, die es unter Verweis auf die grundsätzlich notwendige technikoffene Ausschreibung zur Gewährleistung eines größtmöglichen Wettbewerbs für zulässig hielt, die vom Auftraggeber festgestellten technisch machbaren Varianten nach einem einheitlichen Teilnahmewettbewerb parallel auszuschreiben.<sup>9</sup> Auch vorliegend ermöglicht die Ausschreibung von Varianten an Ersatzbrennstoffqualitäten

---

<sup>8</sup> OLG Saarbrücken, NZBau 2000, S. 158, S. 162; OLG Celle, Beschluss v. 08.11.2001, Az. 13 Verg 9/01 sowie Vergabekammer Thüringen, Beschluss v. 20.03.2001, Az. 216-4003.20-001/01-SHL-S

<sup>9</sup> OLG Düsseldorf, Beschluss v. 26.07.2006, Verg 19/06

eine größtmögliche Technikoffenheit und damit größtmöglichen Wettbewerb. Das OLG Celle betonte in seiner o. g. Entscheidung auch, dass es nicht jede Alternativ- bzw. Parallelausschreibung für unzulässig hält, wenn berechnete Interessen der Bieter im Hinblick auf einen unzumutbaren Arbeitsaufwand gewahrt werden.

Als problematisch wird eine Abfrage von Alternativangeboten aber häufig auch vor dem Hintergrund der Pflicht zur eindeutigen und erschöpfenden Leistungsbeschreibung (§ 8 VOL/A) und zur Gewährleistung von Transparenz bei der Vergabe angesehen.<sup>10</sup> Werden Alternativpositionen ausgeschrieben, liegt nämlich die Gefahr nahe, dass den Bietern einerseits Klarheit darüber fehlt, welche Leistung sie letztendlich kalkulieren sollen, andererseits Klarheit darüber, nach welchen Kriterien der Auftraggeber sich für eine der Varianten und damit für das zu bezuschlagende Angebot entscheidet. Beiden Pflichten lässt sich aber, wie die einzelnen Beanstandungen der ergangenen Entscheidungen zur Ausschreibung alternativer Leistungen zeigen, durch geschickte Ausgestaltung der Verdingungsunterlagen Rechnung tragen:

Allen ergangenen skeptischen Entscheidungen ist gemeinsam, dass jeweils entweder eine sehr hohe Anzahl verschiedener Varianten und Optionen ausgeschrieben war bzw. die Art und Weise der Leistungserbringung gänzlich zur Disposition stand oder dass keinerlei Kriterien für die Entscheidung des Auftraggebers für eine der Varianten angegeben waren.<sup>11</sup> Die Beanstandungen lagen also vorrangig im Bereich der fehlenden eindeutigen und erschöpfenden Leistungsbeschreibung und der fehlenden Transparenz der Vergabeentscheidung. Diese Beanstandungen lassen sich bei der Ausschreibung unterschiedlicher Qualitäten an Ersatzbrennstoffen vermeiden.

So hat das OLG Düsseldorf die Ausschreibung von Alternativpositionen auch für zulässig gehalten, wenn und soweit ein berechtigtes Bedürfnis des öffentlichen Auftraggebers besteht, die zu beauftragende Leistung in den betreffenden Punkten einstweilen

---

<sup>10</sup> OLG Celle, Beschluss v. 08.11.2001, Az. 13 Verg 9/01; OLG Düsseldorf, Beschluss v. 02.08.2002, Verg 25/02 u. Beschluss v. 24.03.2004, IVV Verg 7/04

<sup>11</sup> OLG Celle, Beschluss v. 08.11.2001, Az. 13 Verg 9/01: Ausschreibung sechs ganz verschiedener Varianten der Abwasserbehandlung, für die u.a. noch offen stand, ob letztlich überhaupt Dienst- oder Bauleistungen vergeben würden, ohne Angabe von Kriterien für die Wahl der zu bezuschlagenden Variante; OLG Saarbrücken, NZBau 2000, S. 158, S. 162: insgesamt 50 Lose mit zahlreichen Optionen, die ein ähnliches Gewicht hatten wie die Hauptleistung und ihrerseits wieder Alternativen beinhalteten; OLG Düsseldorf, Beschluss v. 02.08.2002, VII Verg 25/02: alternative Ausschreibung eines mobilen Offline- oder Online-Einzugs von Verwarnungsgeldern mittels Kartenzahlung unzulässig, weil in diesem Fall die technische Gesamtleistung offen stehe; OLG Düsseldorf, Beschluss v. 24.03.2004, VII Verg 7/04: Ausschreibung für den Neubau der Fassade eines Rathauses in drei verschiedenen Fassadenvarianten mit wiederum fünf verschiedenen Sonnenschutzvarianten, ohne dass Kriterien dafür angegeben waren, welche Erwägungen die Auswahl einer der Varianten leiten würden

offen zu halten und wenn er durch Gestaltung seiner Ausschreibungsbedingungen so weit wie möglich die Transparenz des Vergabeverfahrens wahrt und einer Manipulation der Vergabeentscheidung vorbeugt. Hierzu müsse der Auftraggeber insbesondere die Kriterien bekannt geben, die für die Inanspruchnahme der ausgeschriebenen Alternative maßgeblich sein sollen. Die Vergabekammer Lüneburg hat bereits 2001 entschieden, dass eine Ausschreibung von Alternativvarianten bei nachvollziehbaren Beweggründen und transparenter Vorgehensweise zulässig ist (für die Alternative zweiwöchige oder vierwöchige Hausmüllabfuhr).<sup>12</sup>

Der Auftraggeber sollte sich bei der Leistungsbeschreibung demnach auf einige klar beschriebene Varianten an Ersatzbrennstoffqualitäten beschränken, für die der Bieter je nach seiner eigenen Wahl ein Angebot abgeben kann. An einer eindeutigen Leistungsbeschreibung würde es in diesem Fall nicht fehlen. Zur Gewährleistung der Transparenz der Vergabe müssten die Gesamtkosten der Aufbereitung einerseits und der Verwertung andererseits benannt werden und konkrete Angaben zu den Kosten der Herstellung der unterschiedlichen Brennstoffqualitäten gemacht werden. Werden diese dann der Bewertung der Wirtschaftlichkeit zugrunde gelegt, kann jeder Bieter selbst anhand dieser Angaben und seines gebotenen Preises seine Chancen im Vergabeverfahren einschätzen. So ist die Transparenz gewahrt und sind Manipulationen ausgeschlossen.

Im Ergebnis lässt sich m.E. bei transparenter Gestaltung der Verdingungsunterlagen eine Abfrage von Angeboten für mehrere Materialqualitäten vergaberechtlich rechtfertigen. Auch hier gilt im übrigen wieder, dass der Bieter die Ausschreibung von Varianten rechtzeitig rügen müsste, um diese Beanstandung später in einem Nachprüfungsverfahren noch vorbringen zu können.

### **2.3 Flexibilität bei der Laufzeit**

Weil noch immer nicht klar ist, wie sich die Kapazitäten und Preise für die Verwertung von Ersatzbrennstoffen entwickeln, ist es für Auftraggeber von besonderem Interesse, die Laufzeit der Verwertungsaufträge weitgehend offen zu halten. Je nach vereinbarten Konditionen und Marktentwicklung kann dann flexibel entschieden werden, ob an den geschlossenen Verträgen festgehalten werden oder ob die Leistung neu vergeben werden soll.

Zur Risikostreuung ist denkbar, mehrere (Mengen-)Lose (§ 5 VOL/A) zu bilden, für die unterschiedliche Laufzeiten gelten. Dies hat gleichzeitig den Vorteil, dass sich je nach

---

<sup>12</sup> Vergabekammer Lüneburg, Beschluss v. 12.11.2001, Az. 203-VgK-19/2001

bestehenden Kapazitäten und ausgeschriebener Menge ein größerer Bieterkreis betei-  
ligen kann.

Denkbar ist es auch, einseitig zugunsten des Auftraggebers eine Option zur Laufzeitver-  
längerung vorzusehen. Zwar ist die Ausschreibung von Optionen nur begrenzt zulässig.  
Wie bei der Ausschreibung von Varianten bestehen Bedenken wegen des Gebots einer  
eindeutigen und erschöpfenden Leistungsbeschreibung (§ 8 VOL/A) sowie im Hinblick  
auf die gebotene Transparenz und Manipulationsfreiheit der Vergabeentscheidung. In  
der Tendenz wird davon ausgegangen, dass Optionen nur 10 % des Gesamtwerts des  
Auftrags ausmachen dürfen.<sup>13</sup> Die Vergabekammer Lüneburg hat jedoch für Laufzeitop-  
tionen einen großzügigeren Maßstab angelegt und eine Option für zulässig gehalten,  
die insgesamt eine Verlängerung des Vertrags um mehr als 50 % der Laufzeit ermög-  
lichte.<sup>14</sup> Die Vergabekammer legte allerdings wohl im Hinblick auf die Kalkulierbarkeit  
der Leistung Wert darauf, dass dem Auftragnehmer die Ausübung der Option frühzeitig  
angekündigt wird, damit er hinsichtlich der Auslastung seiner Kapazitäten entsprechend  
disponieren kann. Unter Beachtung dieser Voraussetzungen kann die Laufzeit durch  
Verlängerungsoptionen flexibilisiert werden. Ähnliches wird für Kündigungsmöglichkei-  
ten für den Auftraggeber gelten müssen. Natürlich muss der Auftraggeber vor der Aus-  
schreibung – etwa durch Markterkundung – prüfen, ob der Markt bereit ist, sich auf ent-  
sprechende Unsicherheiten bei der Laufzeit einzulassen.

Weiterhin können künftige Handlungsmöglichkeiten durch Vereinbarung nur geringer  
Mindestanlieferungsmengen offen gehalten werden. Dies hilft natürlich nur, wenn keine  
Vereinbarung getroffen wird, dass alle anfallenden Mengen dem Auftragnehmer anzu-  
liefern sind. Insgesamt sollte die Mengenbandbreite sowohl aus vergaberechtlichen als  
auch aus wirtschaftlichen Erwägungen nicht zu groß gewählt werden, weil der Auftrags-  
nehmer die Freihaltung ggf. später nicht vom Auftraggeber in Anspruch genommener  
Kapazitäten in seine Preise einkalkulieren wird. Später kann der Auftraggeber dann ent-  
scheiden, ob er die über die Mindestmenge hinausgehenden Mengen an den Auftrags-  
nehmer liefert oder anderweitig vergibt. In jedem Fall sollten Preise für verschiedene  
Mengenkorridore abgefragt werden. Das Vergaberecht verbietet die Abfrage einheitli-  
cher Preise für zu große Mengenspannen.<sup>15</sup> Für die Anlieferung größerer Mengen wer-  
den die Bieter außerdem i.d.R. geringere Preise kalkulieren. So sind die zu erwartenden  
Kalkulationsaufschläge dann nur für den Fall zu zahlen, dass tatsächlich nur geringe  
Mengen angeliefert werden.

---

<sup>13</sup> OLG Saarbrücken, NZBau 2000, S. 158 ff.

<sup>14</sup> Vergabekammer Lüneburg, Beschluss v. 12.11.2001, Az. 203-VergK 19/01

<sup>15</sup> Vergabekammer Lüneburg, Beschluss v. 12.11.2001, Az. 203 VergK 19/01

### 3 Zusammenfassung

Beim Abschluss von Verträgen über die Verwertung von Ersatzbrennstoffen ist die Festlegung der Stoffeigenschaften nebst den Folgen bei Abweichung von erheblicher Bedeutung. Anders als sonst bei Verträgen zur Abnahme von Abfällen ist der Abnehmer des Ersatzbrennstoffs außerdem tatsächlich auf dessen Lieferung angewiesen, so dass ihm mit den sonst üblichen bring-or-pay-Verpflichtungen allein häufig nicht gedient ist. Schließlich besteht aufgrund der derzeitigen Marktunsicherheiten ein erhebliches Interesse an flexiblen Regelungen zu den Liefermengen und der Laufzeit.

Verträge öffentlicher Auftraggeber über die Verwertung der heizwertreichen Fraktion bzw. über die Verwertung der vom Betreiber hergestellten Ersatzbrennstoffe sind als öffentliche Aufträge anzusehen und daher europaweit auszuschreiben. M.E. kann ein Verhandlungsverfahren oder der wettbewerbliche Dialog gewählt werden, um eine individuelle Abstimmung zwischen Auftraggeber und Bieter zu den Ersatzbrennstoff-Eigenschaften zu ermöglichen. Dem Wunsch der Vertragsparteien nach größtmöglicher Flexibilität z.B. bei Mengen und Laufzeit kann in einem gewissen Rahmen durchaus Rechnung getragen werden, ohne hierbei vergaberechtliche Pflichten zu verletzen.

### 4 Literatur

Müller-Wrede 2001 Kommentar zur VOL/A, 1. Auflage

#### **Anschrift der Verfasserin**

Rechtsanwältin Dr. Natalie Michels  
WMRC Rechtsanwälte  
Chausseestr. 5  
10115 Berlin  
Telefon +49 030 28 88 48 3 0  
Email: [michels@wmrc.de](mailto:michels@wmrc.de)  
Website: [www.wmrc.de](http://www.wmrc.de)

## **Erfahrungen mit der Aufbereitung und Verwertung von Ersatzbrennstoffen aus Gewerbeabfällen**

**Rüdiger Oetjen-Dehne\*, Mathias Kalvelage\*\***

\*u.e.c. Berlin; \*\*Stadtwerke Flensburg GmbH

### **Experiences with the preparation and utilization of Refuse derived fuel from trade wastes for heat production in Flensburg/Germany**

#### **Abstract**

“Stadtwerke Flensburg” operate three hard coal-fired fluidized bed boilers for long-distance heating production, which are renewed and extended for the Co-Combustion of Refuse derived Fuels. Additionally in the year 2006 with three privately owned waste-management companies a plant was realized to produce a furnace-finished, chlorine-depleted RdF from commercial waste. The contribution describes the plant and the first operational experiences.

#### **Zusammenfassung**

Die Stadtwerke Flensburg betreiben drei steinkohlegefeuerte Wirbelschichtkessel zur Fernwärmeerzeugung, die im Rahmen des im Jahr 2003 aufgelegten Projektes „KWK plus“ erneuert und für die Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen erweitert werden. Zusätzlich wurde im Jahr 2006 mit drei mittelständischen Partnern eine Anlage zur EBS-Aufbereitung realisiert, die aus Gewerbeabfällen einen ofenfertigen, chlorabgereicherten Ersatzbrennstoff herstellt. Der Beitrag erläutert das Verfahrenskonzept und die ersten Betriebserfahrungen.

#### **Keywords**

Ersatzbrennstoffe, Gewerbeabfall, NIR-Technik, Wirbelschichtfeuerung, Anlagenkonzeption, Anlagenbetrieb

Refuse derived Fuel, commercial waste, Near-infrared-Sorting, fluidized bed combustion, facility design, plant operation

## **1 Einleitung**

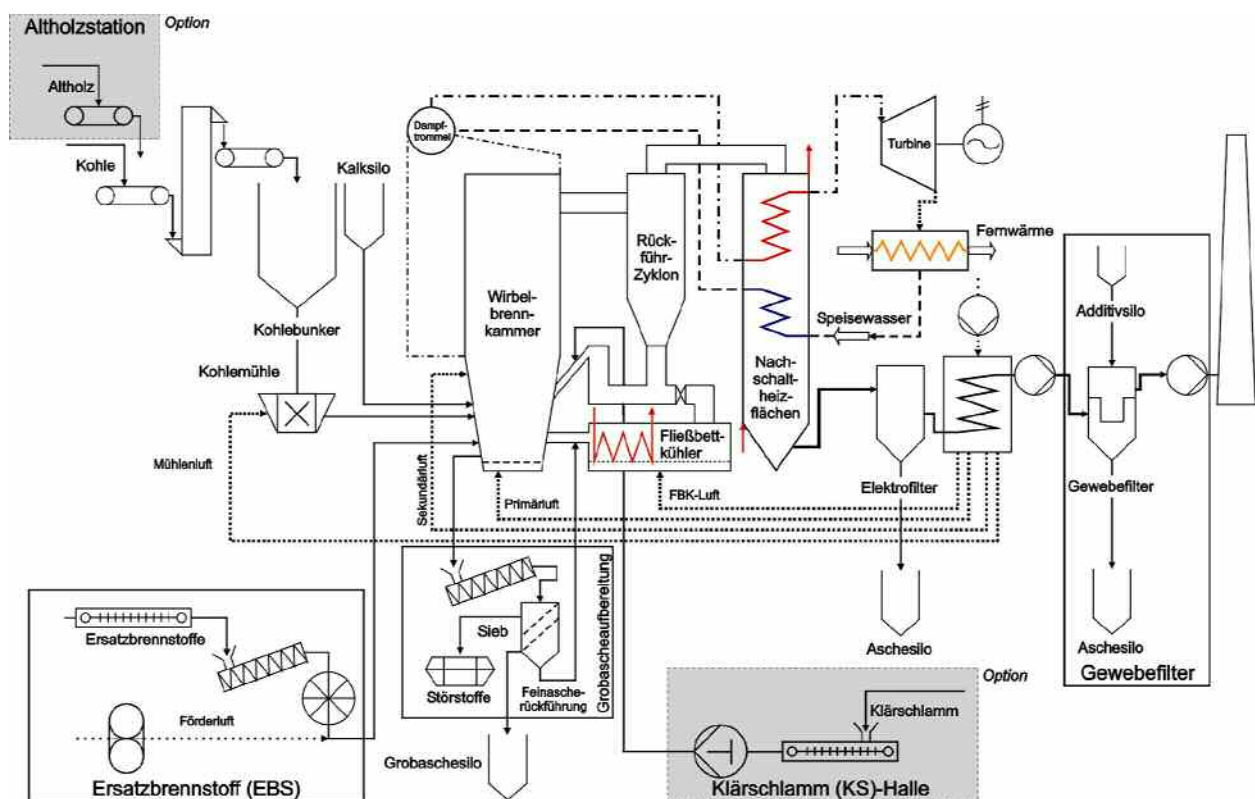
Die Mittelständische Entsorgungsinitiative Schleswig-Holstein (MEISH) betreibt am Standort Flensburg seit Ende 2006 eine Anlage zur Herstellung von Ersatzbrennstoffen aus unterschiedlichen Gewerbeabfällen. Auslöser für dies Projekt ist die bereits 2003 konzipierte Ertüchtigung des Kraftwerkes der Stadtwerke Flensburg (SWF) zur Einhaltung verschärfter Emissionsstandards, die mit Maßnahmen zur Mitverbrennung von Sekundärbrennstoffen kombiniert wurde (Projekt KWK<sup>plus</sup>). Der in der MEISH-Anlage erzeugte Ersatzbrennstoff wird in den drei bislang ausschließlich steinkohlegefeuerten Wirbelschichtkesseln der Stadtwerke mitverbrannt. Da die Kessel wärmeorientiert betrieben werden, wird die im EBS enthaltene Energie mit hoher Effizienz genutzt und trägt über den im EBS enthaltenen Anteil nachwachsender Rohstoffe zur Entlastung der

Internationale Tagung MBA 2007 [www.wasteconsult.de](http://www.wasteconsult.de)

CO<sub>2</sub>-Bilanz des Kraftwerkes bei. Im folgenden Beitrag wird auf einige wesentliche Aspekte dieses Projektes eingegangen.

## 2 Gesamtkonzept KWK<sup>plus</sup>

Ausgelöst durch die Novelle der 13. BImSchV haben die Stadtwerke Flensburg im Jahr 2003 mit der Planung zur Nachrüstung der bisherigen elektrostatischen Staubfilter begonnen. Da die Grundlast der Fernwärmeerzeugung für die Stadt Flensburg (Anschlussgrad an die Fernwärme ca. 98 %) mit drei Wirbelschichtkesseln erzeugt wird, die sich prinzipiell gut für die Mitverbrennung eignen und sich u.a. durch das 2005 in Kraft getretene Abfallablagerungsverbot Verwertungsengpässe für ausgewählte Abfallfraktionen abzeichneten, wurde das Nachrüstungsprojekt um ein Teilprojekt zur Mitverbrennung von Sekundärbrennstoffen (Ersatzbrennstoffe aus heizwertreichen Abfällen; Altholz und Klärschlamm) erweitert. Nach dem das immissionsschutzrechtliche Genehmigungsverfahren zur Mitverbrennung nach gut 1,5 Jahren am 13. September 2005 mit der Genehmigung durch das Staatliche Umweltamt Schleswig (STUA) abgeschlossen wurde, wurde im Verlauf des Jahres 2006 ein wesentlicher Teil des Bauprogramms am



**Abbildung 1** Projektumfang KWK plus (Quelle: Stadtwerke Flensburg)

Kraftwerk umgesetzt (u.a. neue Gewebefilter, Additivdosierung, Saugzuggebläse, Annahmestation für EBS, E-MSR-Technik).

War ursprünglich geplant, Ersatzbrennstoffe ausschließlich am Markt zu beziehen, ergab sich im Laufe des Jahres 2005 die Chance, gemeinsam mit drei privaten Partnern am Standort des Abfallwirtschaftszentrums Flensburg eine Anlage zur Ersatzbrennstoffaufbereitung zu errichten, um einen wesentlichen Teil der benötigten Brennstoffmenge selbst herzustellen. Dieses Abfallwirtschaftszentrum geht auf den Bau eines Müllkompostwerkes im Jahr 1974 zurück, dessen Technik und Gebäude immer wieder den sich verschärfenden abfallwirtschaftlichen Randbedingungen angepasst wurde. Während der Bunkerbereich heute für den Abfallumschlag und die 1994 in Betrieb gegangene Rottehalle für die Bioabfallkompostierung genutzt wird, werden weitere Gebäude nun für die Ersatzbrennstoffaufbereitung genutzt.

Gegenwärtig sind die Baumaßnahmen für den ersten der drei Wirbelschichtkessel abgeschlossen, die übrigen beiden Kessel folgen im Verlauf dieses Jahres. Genehmigungskonform können in den drei Kesseln (Feuerungswärmeleistung je 118 MW) bis zu 25 % der Feuerungswärmeleistung durch Sekundärbrennstoffe erzeugt werden. Bezogen auf EBS dürfen max. 8,75 Mg/h und Kessel eingesetzt werden. Die Einhaltung der begrenzenden Faktoren ist kontinuierlich so zu überwachen, dass bei einer etwaigen Überschreitung die EBS-Brennstoffzufuhr reduziert wird.

Für die Stadtwerke Flensburg bedeutet die Ersatzbrennstoffaufbereitungsanlage nicht nur eine Vertiefung der Wertschöpfungskette, sondern auch die Chance, die eigenen Anforderungen an die Brennstoffqualität mitzugestalten. Durch die Bündelung der Abfallmengen der drei weiteren Partner konnten zudem Degressionseffekte nutzbar gemacht werden.

Mit einigem zeitlichen Vorlauf begann im Oktober 2006 der Einfahrbetrieb der Aufbereitungsanlage. Seit Januar 2007 wird im bisher ausschließlich steinkohlebefeuerte Kessel EBS mitverbrannt und das Betriebsregime an die neuen Aufgaben angepasst.

### **3 Anforderungen an die Ersatzbrennstoffqualität**

Die Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen unterliegt den Bestimmungen der 17. BImSchV, deren Emissionsgrenzwerte durch entsprechende Rauchgasreinigungsmaßnahmen nach dem Stand der Technik einzuhalten sind. Eine Begrenzung von Inhaltsstoffen des EBS wäre aus Sicht des Immissionsschutzes nicht erforderlich. Tatsächlich wirken sich jedoch Inhaltsstoffe des EBS auf die festen Outputströme eines Kraftwerkes aus, die i.d.R. verwertet werden. Ferner kann z.B. Chlor über seinen Korrosionsbeitrag wirtschaftlich relevante Größen (z.B. Verfügbarkeit) negativ beeinflussen.

Im Zuge der Planung wurden deshalb verbindliche Qualitätsvorgaben ausgearbeitet. Basis der Untersuchungen waren u.a. Transferkoeffizienten, mit denen die Verteilung von Stoffen (z.B. Schwermetallen), die über verschiedene Inputströme (z.B. Rohmate-



rialien, Brennstoffe) in eine Anlage eingebracht werden, auf die einzelnen Outputströme (z.B. Filteraschen, Abluft) dargestellt werden. Für die hier eingesetzten Wirbelschicht-öfen wurden, soweit keine eigenen Betriebsdaten vorlagen, Literaturwerte (UMWELT-BUNDESAMT 2004) benutzt. Im Ergebnis des Genehmigungsverfahrens wurden dann die in Tabelle 1 auszugsweise dargestellten und gegenüber dem Genehmigungsantrag reduzierten Qualitätsanforderungen festgelegt, deren Einhaltung durch ein umfangreiches Qualitätsmanagementsystem beim EBS-Erzeuger und beim Kraftwerk selbst überwacht werden.

**Tabelle 1 Qualitätsanforderungen an die eingesetzten Ersatzbrennstoffe (Auszug aus dem Genehmigungsbescheid)**

Parameter	Einheit	Werte	
Asche DIN 51719	Gew.-% roh, feucht	< 30	
Chlorgehalt DIN 51727	Gew.-% roh, feucht	< 1	
Fluorgehalt DIN 51723	Gew.-% roh, feucht	< 0,08	
Heizwert DIN 51900	kJ/kg roh feucht	> 11.000 – 24.000	
Aluminiumgehalt	Gew.-% roh, feucht	< 1	
Schwefel	Gew.-% TS	< 2	
<b>Spurenstoffe 17. BImSchV</b>		<b>80 % Perzentil</b>	<b>MAX (Einzelwerte)</b>
Cadmium	mg/ kg TS	9	16
Blei	mg/ kg TS	400	800
Chrom	mg/ kg TS	250	750
Kupfer	mg/ kg TS	750	1200
Quecksilber	mg/ kg TS	1,2	4
<b>Physikalische Eigenschaften</b>			
Korngrößenverteilung			
Stücke mit Kantenlängen a, b, c	mm	< 50	
Stücke mit Kantenlängen a + b + c	mm	< 150	

Die Lieferspezifikation der SWF enthält darüber hinaus weitere Parameter (Metallanteil) als auch teilweise niedrigere Qualitätsparameter (Chlorkonzentration < 0,6 %).

## 4 Konzept der Aufbereitungsanlage

### 4.1 Inputstoffe

Der zentralen Aufbereitungsanlage werden Stoffströme aus drei unterschiedlich konfigurierten Sortieranlagen zugeführt:

- Vorzerkleinerte Sortierreste einer im Jahr 2006 in Betrieb genommenen Gewerbeabfallaufbereitungsanlage. Bei der, durch automatische Klaubung unterstützten, wertstofforientierten Aufbereitung von Gewerbeabfällen entsteht als EBS-Vorprodukt eine Kornfraktion im Bereich von 15 bis 50 mm sowie der Überlauf der Sortierung > 50 mm.
- unzerkleinerte Sortierreste einer Einfach-Sortieranlage für Gewerbe- und Baumischabfall.
- Sortierreste aus der Aufbereitung von Metallen und weißer Ware im Fein- und Mittelkornbereich.

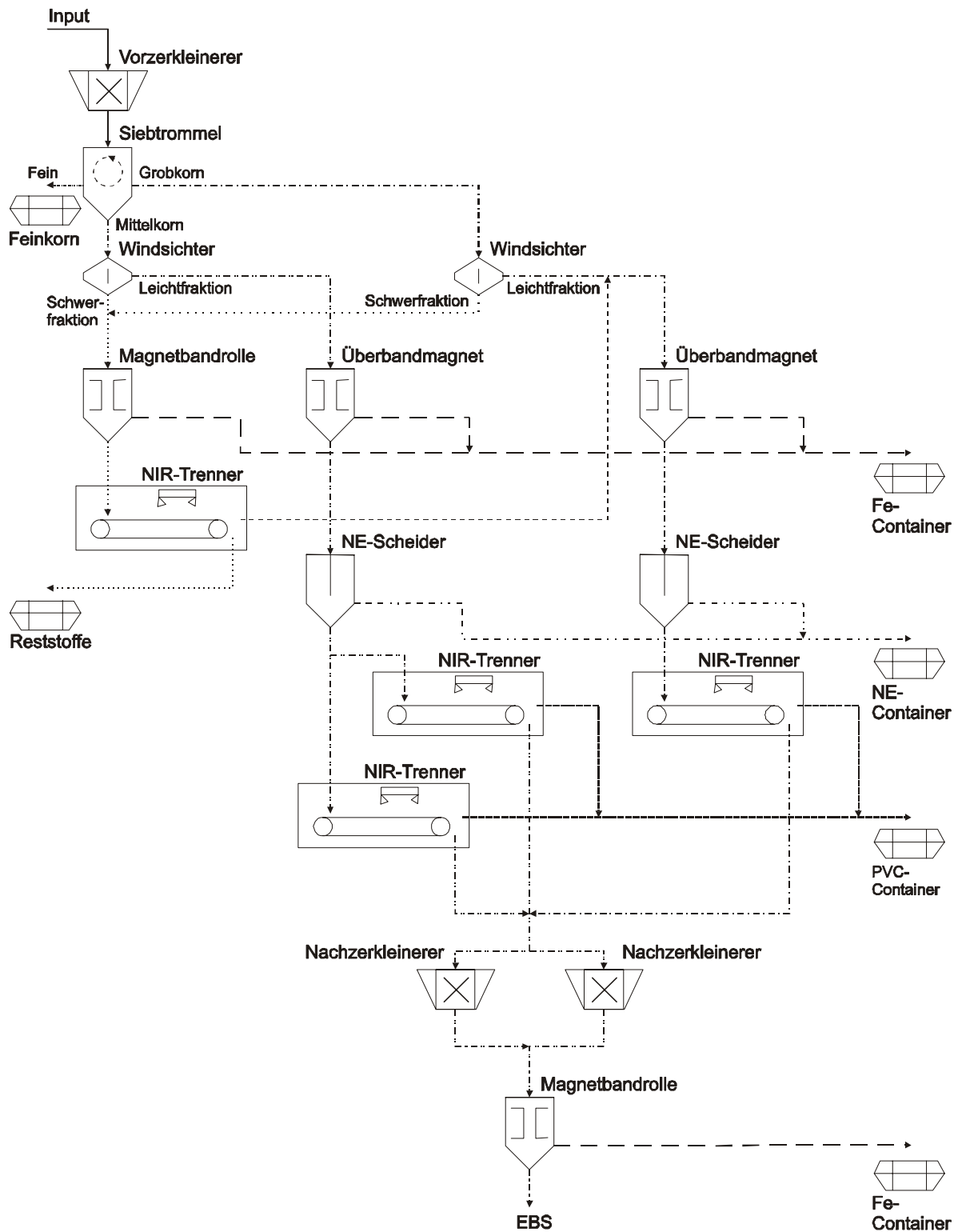
### 4.2 Verfahrenskonzept

Ziel der Aufbereitung ist eine weitgehende Metallentfrachtung, eine Abreicherung von PVC aus dem EBS-Teilstrom, die Zerkleinerung auf eine Endkorngröße von ca. 50 mm und die Optimierung der Brennstoffausbeute – letzteres jedoch insbesondere unter Beachtung der Qualitätsparameter. Da zum Zeitpunkt der Planung die Eigenschaften der Inputmaterialien nur begrenzt analysiert werden konnten, mussten anhand von Erfahrungswerten (vgl. OETJEN-DEHNE 2003) bei der Auslegung entsprechende Reserven eingeplant werden.

Die für die Brennstoffherzeugung geeigneten Sortierabfälle und Reststoffe werden per Container oder Walking-Floor-LKW angeliefert, in einer umgerüsteten Halle des Abfallwirtschaftszentrums Flensburg angenommen und bis zur Verarbeitung zwischengespeichert (vgl. Bild 2).

Das Material wird dann mittels Polypgreifer und Radlader direkt einem robusten Vorzerkleinerer aufgegeben, der den Materialstrom auch für die nachgeschalteten Aggregate gut dosieren muss, um ein Pulsieren des Stoffstroms zu verhindern. Durch eine Sichtkontrolle erkannte Störstoffe, wie z. B. größere Metallteile oder größere PVC-Teile, werden vorher entnommen und aussortiert.

Die auf eine Korngröße von ca. 200 mm vorzerkleinerten Materialien müssen nun von Metallen und chlorhaltigen Kunststoffen befreit und anschließend auf die Endkorngröße zerkleinert werden.



**Abbildung 2** Vereinfachtes Fließbild der Aufbereitungsanlage

In einer Polygon-Siebtrommel werden dazu zunächst drei Kornfraktionen erzeugt. Während die zur Entlastung der nachfolgenden Sichtertechnik erzeugte Feinfraktion je nach Ergebnis der Qualitätskontrolle entweder als EBS verwertet oder entsorgt wird, sind die Mittelkornfraktion und die Grobfraktion weiter aufzubereiten.

Beide Fraktionen gelangen zunächst zu Windsichtern, die den jeweiligen Stoffstrom in eine schwere und eine leichte Fraktion trennen. In der leichten Fraktion werden so die brennbaren Bestandteile (Papier, Kunststoffe, Verbunde etc.), in der schweren Fraktion die nicht brennbaren Bestandteile (Steine, Keramik, Metallteile) angereichert.

Der mittleren und groben Leichtfraktionen werden dann zunächst noch enthaltene Eisen- und Nichteisenmetalle entzogen, bevor PVC-Bestandteile durch eine automatisch arbeitende Erkennungseinheit auf Basis der NIR - Spektroskopie erkannt und anschließend mit Druckluft aus dem Materialstrom entfernt werden (Negativ-Sortierung).

Die Schwergutanteile aus den Windsichtern werden zusammengeführt, um nach einer Metallabscheidung die darin noch befindlichen Brennstoffe (z.B. Hartkunststoffe, Holz) ebenfalls automatisch mit einem NIR-Gerät abzutrennen (Positiv-Sortierung). Während die überwiegend mineralischen Reste entsorgt werden, gelangen die Brennstoffanteile zur Aufbereitungslinie für die grobe Leichtfraktion. Die Vermischung erfolgt vor dem NIR-Trenner, sodass auch der Brennstoffanteil des Schwergutstroms nochmals negativ auf PVC sortiert wird.



**Abbildung 3** Maschinenhalle mit 3 der 4 NIR-Trennern

Im letzten Aufbereitungsschritt wird der Brennstoff auf eine Korngröße von < 50 mm nachzerkleinert und die nun freigelegten Restmetalle mit einem Neodymmagneten abgetrennt. Der nachzerkleinerte Brennstoff wird in das Ersatzbrennstofflager gefördert

Internationale Tagung MBA 2007 [www.wasteconsult.de](http://www.wasteconsult.de)

und von dort mittels Radlader in bereitstehende LKW verladen und zum Kraftwerk der Stadtwerke Flensburg transportiert.

Die Realisierung der Anlage wurde im Auftrag der MEISH vom Büro u.e.c. Berlin maßgeblich begleitet. Im Ergebnis einer beschränkten Ausschreibung oblag dem Unternehmen IMRO GmbH als Generalunternehmer die Ausführung des M+E-Teils.

In einer Bau- und Montagezeit von rund 5 Monaten wurden 15 Aufbereitungsaggregate und rund 370 m Förderbänder installiert. Ein modernes Prozessleitsystem zur Anlagensteuerung, eine Anlage zur Ablufferfassung und -entstaubung, umfangreiche Brandschutzmaßnahmen und ein umfangreiches Qualitätssicherungskonzept runden die Anlage ab.

## **5 Erste Betriebserfahrungen**

### **5.1 Anlagenbetrieb**

Die Anlage konnte in kurzer Zeit auf den geforderten Durchsatz (ca. 20 Mg/h) gebracht und die Übergaben, insbesondere auf die Vibrorinnen vor den NIR-Trennern, optimiert werden. Im Anschluss daran wurden die Maßnahmen zur Stauberfassung an die Betriebssituation angepasst und das Trennverhalten der Einzelaggregate aufeinander abgestimmt. Im November 2007 erfolgte dann der Probetrieb und die Abnahme. Bis auf eine notwendige konstruktive Änderung an den zwei Nachzerkleinerern verlief die Inbetriebnahme störungsfrei. Seit Dezember 2006 wird die Anlage unter Verantwortung der MEISH GmbH gefahren. Hauptschwerpunkt ist derzeit die weitere Einarbeitung der Betriebsmannschaft und die Verfeinerung des Qualitätssicherungskonzeptes.

### **5.2 Stoffströme**

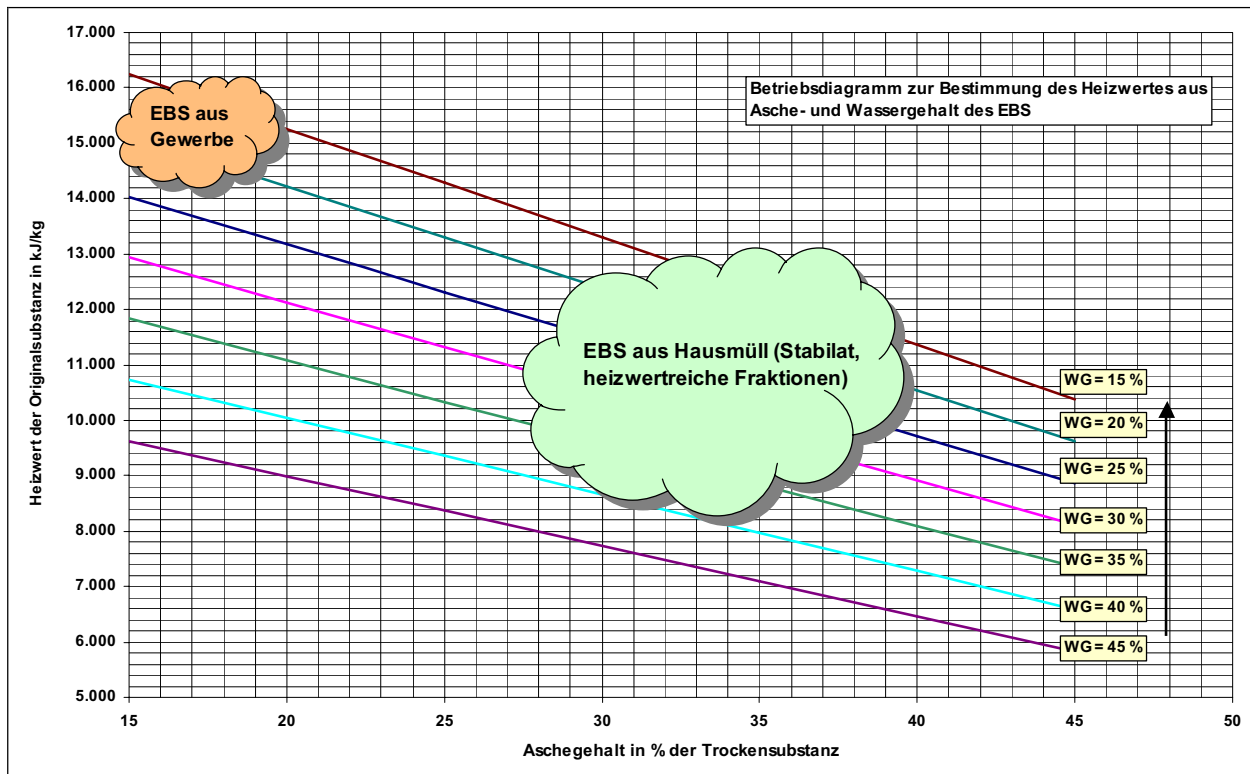
#### **5.2.1 Massenströme**

Die Stoffstromverteilung über die Anlage hängt maßgeblich von der Massenverteilung des Abfallinput auf die verschiedenen Anlieferer ab. Bezogen auf die geplante Inputverteilung werden rund 3 Ma.-% Fe-Metalle, 0,5 Ma.-% NE-Metalle, 2,6 Ma.-% PVC und 6,3 Ma.-% Schwerstoffe ausgehalten. Die Feinfraktion (ca. 14 %) enthält zwar höhere mineralische Feinanteile, die jedoch bei der Wirbelschichtverbrennung nicht störend sind. Mit ca. 74 Ma.-% EBS werden die ursprünglichen Annahmen bestätigt.

#### **5.2.2 Ersatzbrennstoff**

Mit mittleren Wassergehalten von 18 Ma.-% und Aschegehalten von < 20 % weist der EBS einen mittleren Heizwert von 15 MJ/kg, roh, auf, das 80 % Perzentil beträgt

18 MJ/kg, roh. Im Vergleich zu EBS aus Hausmüll (Stabilat bzw. heizwertreiche Fraktionen) weist der EBS aus Gewerbeabfall zudem deutlich geringere Heizwertschwankungen auf. Dennoch ist es sinnvoll, die Tageschargen zukünftig im kraftwerksseitigen EBS-Lager zu mischen und damit Heizwertschwankungen auszugleichen.



**Abbildung 4** Praxiswerte für Aschegehalte, Wassergehalte und Heizwerte von EBS

Die erzeugte EBS-Fraktion wies anfänglich einen mittleren Chlorgehalt von 0,7 Ma.-%, TS (n= 23) auf. Ein Teil der Chlorfracht entfällt auf anorganisches Cl, das einer NIR-Trennung von vornherein nicht zugänglich ist; anhand von Stoffgruppenspezifischen Analysen kann diese Chlorkonzentration auf 0,3 bis 0,5 Ma.-% Cl der TS abgeschätzt werden. Die darüber hinausgehenden Chloreinträge stammen überwiegend aus PVC-haltigen Komponenten, deren Aushaltung mittels NIR von einer Vielzahl von Faktoren (insbesondere Grad der Vereinzelung; Farbe; Stückgröße und -gewicht) abhängt. Erste Bilanzen zeigen, dass das PVC-Ausbringen bei Stückgewichten > 10 g im Bereich von 70 % liegt; diese Ausbringung sinkt bei abnehmenden Stückgewichten bzw. Korngrößen. Um den Chlor-Zielwert von 0,6 Ma.-% im EBS zu erreichen, werden weitere Optimierungsmaßnahmen auf der Basis entsprechender Stoffstromanalysen zur Erhöhung der Ausbringungsrates umgesetzt.

Die übrigen Qualitätsparameter (Schwermetalle, organische Schadstoffe) sind mit Ausnahme von vereinzelt zu hohen Kupfer- und Antimonkonzentrationen aus der Anfangszeit des Betriebs unkritisch unkritisch; hier ist auch seitens der Genehmigungsbehörden

zu gegebener Zeit darüber nachzudenken, ob der Analysenumfang nicht den Realitäten angepasst werden kann.

### 5.2.3 Metalle

Die abgetrennte Fe-Metall-Fraktion weist nur eine Reinheit zwischen 85 und 92 Ma.-% auf und muss deshalb weiter aufbereitet werden. Ursache ist insbesondere die auf eine maximale Ausbeute abzielenden Konfiguration der Trenntechnik. Die mit Wirbelstromscheidern erzeugte NE-Metall-Fraktion weist ebenfalls systembedingt nur Reinheiten zwischen 60 und 80 Ma.-% auf, allerdings wurde auch hier auf eine hohe Ausbeute hin orientiert.

Noch während des Probebetriebes wurde im EBS-Abfuhrband nach den Nachzerkleinerungsaggregaten ein weiterer Scheider in der Ausführung als NEODYM- Trommel eingebaut, der die Abscheidung von magnetisierbaren Stählen ermöglicht. Hier konnte ein besserer Schutz für die nachfolgenden Aggregate in der Verbrennungsanlage erreicht werden. Erste Analysen der Verbrennungsrückstände belegen, dass der Restmetallgehalt im EBS bei ca. 0,01 Ma.-% liegt.

### 5.2.4 Schwerstoff

Die überwiegend mineralische Schwerstofffraktion enthält noch ca. 10 Ma.-% NE-Metalle, deren Rückgewinnung gegenwärtig noch zurückgestellt wurde. Der PVC-Anteil mit ca. 7 Ma.-% trägt deutlich zur PVC-Entfrachtung des EBS bei.

### 5.2.5 Ausblick

Die seitens des Kraftwerkes gesetzten Grenzwerte für die Reinheit des EBS hinsichtlich Eisen und Nichteisen werden durch das gewählte Anlagenkonzept eingehalten. Trotz der guten Eisen- und Schwerstoffabscheidung werden aber im Promillebereich immer noch nicht magnetisierbare Metalle (Kupferdrähte und -bleche, Edelstähle) im EBS wiedergefunden. Diese verursachen aufgrund der Geometrie einen hohen Verschleiß in den Aggregaten im Ascheaustrag im Kraftwerk. Hier werden in der Brennstoffaufbereitung derzeit verschiedene Methoden für eine Heraushaltung länglicher Metallreste getestet.

Ein weiterer Arbeitsschwerpunkt ist die Optimierung der PVC-Entfrachtung im Prozess als auch die Reduzierung des PVC-Anteils direkt bei den zuliefernden Anlagen.

## 5.3 Kosten

Das Projektbudget in Höhe von 4,9 Mio. Euro für die Hauptkostenpositionen M+E, Mobilgeräte, Bau, Brandschutz, Erstausrüstung des Betriebs und Baunebenkosten wurde

mit Stand März 2007 um ca. 1,7 % überschritten. Angesichts des Bauens im Bestand mit den damit verbundenen Unwägbarkeiten ist dies ein hervorragendes Projektergebnis. Bezogen auf den im Endausbau möglichen 3-Schicht-Betrieb mit 100.000 Mg Inputmaterial sind die spezifischen Investitionen von 50 Euro/Mg installiertem Jahresdurchsatz ebenfalls vertretbar.

Neben den Kapitalkosten (ca. 8 Euro/Mg) dominieren die Aufwendungen für Wartung und Instandhaltung, Energie (ca. 47 kWh/Mg) und Personal (4-5 Personen je Schicht) die Herstellungskosten. Bedingt durch die kurze Anlagenlaufzeit können hierzu noch keine belastbare Daten benannt werden.

#### **5.4 Stand der Mitverbrennung**

Die im Januar 2007 begonnene Mitverbrennung sieht insbesondere zur Anpassung des Steuer- und Regelkonzeptes eine langsam ansteigende Einfahrkurve vor. Zum Berichtszeitpunkt werden ca. 3 Mg EBS/h mitverbrannt. Die weitere Planung sieht vor, die Annahme und Aufgabe von EBS durch eine Lagerhalle zu entkoppeln; hierzu laufen derzeit die Vergaben.



**Abbildung 5** Walking-Floor-Entladung und Kompaktannahmestation am Kraftwerk Flensburg



## 6 Zusammenfassung

Seit dem Jahr 2003 setzen die Stadtwerke Flensburg ein umfangreiches Modernisierungsprogramm um. Bestandteil des KWKplus-Konzeptes ist nicht nur die ursprünglich notwendige Nachrüstung einer neuen Filteranlage zur Reduzierung der Staubemissionen der zur Wärmeerzeugung betriebenen Wirbelschichtkessel, sondern auch die Mitverbrennung von Sekundärbrennstoffen. Zusätzlich haben sich die Stadtwerke an einer Anlage zur Herstellung von EBS aus Gewerbeabfällen beteiligt, die bis zu 100.000 Mg Inputmaterial im 3-Schicht-Betrieb verarbeiten kann. Innerhalb von 5 Monaten wurde die Anlage unter erschwerten Montagebedingungen in vorhandene Gebäude eines ehemaligen Müllkompostwerkes realisiert, der Gesamtinvest beträgt ca. 5 Mio. Euro.

Da gemischt eingesammelte Gewerbeabfälle eine vergleichsweise hohe PVC-Fracht aufweisen und andererseits der Chloreintrag in die Feuerung wirksam begrenzt werden muss, wurde die Aufbereitungsanlage mit insgesamt 4 NIR-Trennern ausgestattet. Während PVC-Komponenten aus der Leichtfraktionen negativ sortiert werden, erfolgt bei der Schwerfraktion eine Positiv-Sortierung auf Brennstoffkomponenten. Durch diese Maßnahmen konnten bereits in der Anfangsphase der Inbetriebnahme die Chlorkonzentrationen im EBS auf 0,7 Ma.-% reduziert werden.

Durch eine mehrstufige Metallaushaltung und eine zweistufige Zerkleinerung wird ein ofenfertiger Brennstoff erzeugt, der seit Januar 2007 im ersten der drei nachgerüsteten Wirbelschichtkessel zusammen mit Steinkohle verbrannt wird. Da die Kessel für die Fernwärmeerzeugung eingesetzt werden, wird der Energiegehalt des EBS mit hohem Wirkungsgrad (ca. 80 %) effizient genutzt. Durch die im EBS enthaltenen Anteile regenerativer Energie wirkt sich die Mitverbrennung von EBS zudem positiv auf die CO<sub>2</sub>-Bilanz des Kraftwerkes aus.

## 7 Literatur

- |                                     |      |   |
|-------------------------------------|------|---|
| Oetjen-Dehne                        | 2003 | Gewerbeabfallverordnung: ein Glücksfall für Betreiber von Sortieranlagen ? Vortrag VKS-Ost, 05.02.2003  |
| Stadtwerke Flensburg                |      | Informationen zum Projekt KWKplus unter <a href="http://www.kwkplus.de">http://www.kwkplus.de</a>   |
| Umweltbundesamt Österreich (Hrsg.); | 2004 | Materialien zur thermischen Behandlung und Verwertung von Abfällen und Reststoffen in der Zellstoff-, Papier-, Span- und Faserplattenindustrie, Berichte BE 248, Wien. Siehe auch <a href="http://www.umweltbundesamt.at/umwelt/abfall/behandlung/thermisch/therm1">http://www.umweltbundesamt.at/umwelt/abfall/behandlung/thermisch/therm1</a> |

**Anschrift der Verfasser**

Dipl.-Ing. Rüdiger Oetjen-Dehne  
u.e.c. Berlin  
Gartenstr. 1  
D-10115 Berlin  
Telefon +49 30 3448039  
Website: [www.uec-berlin.de](http://www.uec-berlin.de)

Dipl.-Ing. Mathias Kalvelage  
MEISH GmbH  
Batteriestraße 48  
D-24939 Flensburg  
Tel.: 0461 / 487 1724

# Optimierter Umgang mit gewerblichen Abfällen

Florian Knappe, Regine Vogt

IFEU-Institut Heidelberg

## Optimised Handling of Commercial Waste

### Abstract

For many elements of commercial waste, recycling the material brings on advantages from an ecological point of view. This also goes for plastics – especially when they can be used as recycled granules, thus able to be used as an intermediate good in the plastics industry. Plants for sorting and converting commercial waste into fuels should therefore also be able to generate such products in addition to sorting out PVC. In view of the situation on the waste disposal market and the risks involved in constructing substitute fuel power plants, a material-specific disposal of commercial waste could provide an important contribution to overcoming bottlenecks regarding waste disposal.

### Zusammenfassung

Für viele Bestandteile des Gewerbeabfalls ist eine werkstoffliche Verwertung aus ökologischer Sicht vorteilhaft. Dies gilt auch für Kunststoffe insbesondere dann, wenn sie als Regranulat und damit als Zwischenprodukt in der Kunststoffindustrie eingesetzt werden können. Anlagen zur Sortierung und Aufbereitung von Gewerbeabfällen zu Brennstoffen sollten daher neben der PVC-Ausschleusung auch derartige Sortierfraktionen erzeugen können. Angesichts der Situation auf dem Entsorgungsmarkt und der Risiken der Errichtung von Ersatzbrennstoffkraftwerken kann eine stoffspezifische Gewerbeabfallentsorgung einen wichtigen Beitrag zur Überwindung von Entsorgungsengpässen liefern.

### Keywords

Energetische Verwertung, Ersatzbrennstoff, Gewerbeabfall, Kunststoff, PM10-Risiko, stoffliche Verwertung, Treibhauseffekt,

Commercial waste, greenhouse effect, material recycling, plastics, PM10-risk, refuse derived fuels, thermal recycling,

## 1 Hintergrund

Seit Mitte 2005 hat sich die Restabfallentsorgung grundlegend gewandelt. Mit dem Verbot der Ablagerung unbehandelter Siedlungsabfälle auf Deponien mussten für die Restabfall-Stoffströme neue Entsorgungswege gefunden werden. Dies trifft insbesondere die gewerblichen Abfälle zu.

Es zeigt sich, dass die allseits propagierte Lösung einer Brennstoff-Erzeugung und deren Vermarktung in Zementwerken oder Kraftwerken bislang nicht in der gewünschten Form funktioniert und die deutlich gewachsenen Abfallmengen nicht bewältigen kann. Dies hat mehrere Gründe:

- Die ursprüngliche Idee, die an Sortieranlagen oder auch an einer MBA gewonnenen heizwertreichen Fraktionen direkt als Brennstoff zu vermarkten, ließ sich nicht umsetzen. Ohne weitere Aufbereitung erfüllen diese heizwertreichen Abfälle nicht die Anforderungen, die Abnehmer an einen Brennstoff stellen. Die abgetrennten heizwertreichen Fraktionen weisen weder definierte und gleichbleibende Brennstoff-Eigenschaften auf, noch sind sie ausreichend von Schadstoffen bzw. anderen für die Anlagen bzw. Verbrennung problematischen Stoffen abgereichert.
- Zudem gibt es bislang noch zu wenige Sortier- und Aufbereitungsanlagen bzw. zu geringe Anlagenkapazitäten, die aus heizwertreichen Sortierfraktionen oder gemischten Gewerbeabfällen durch weitere Aufbereitungsschritte hochwertige definierte Brennstoffe erzeugen könnten.
- Viele weitere müssen umgerüstet oder neu konzipiert werden, um mittels einer Positivauslese die Abfallbestandteile (Papiere, Kunststoffe etc.) aus dem Massenstrom zu separieren, von denen man weiß, dass sie die gewünschten Brennstoffeigenschaften (heizwertreich, schadstoffarm) aufweisen. Sind die Anlagen im Gegensatz so konzipiert, dass aus einem großen Massenstrom problematische Abfallbestandteile aussortiert werden (Negativauslese), sind die Qualitätsanforderungen nach bisherigen Erfahrungen nicht oder nicht ausreichend sicher einzuhalten.

Nach Einschätzung von BKB (KAUFMANN 2007) werden nur wenige Kohlekraftwerke eine langfristige Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen aus Siedlungs- und Gewerbeabfällen durchführen. Meist sind es Steinkohlekraftwerke mit Schmelzkammerfeuerung, die aufgrund der geringen Effizienz in den nächsten 15 Jahren stillgelegt werden. Die Mitverbrennung in Zementwerken wird sich nach dieser Einschätzung auf spezifische Fraktionen wie bspw. Papierschlämme und damit produktionsspezifische Abfälle konzentrieren.

Seit Mitte 2005 gibt es daher längerfristige Fehlkapazitäten bei der energetischen Verwertung von heizwertreichen Abfällen und dabei sowohl für mittel- sowie auch für hochkalorische Abfälle. Diese Situation führt dazu, dass derzeit große Mengen heizwertreicher Abfälle entweder auf den Grundstücken der Entsorger selbst oder auf genehmigten Zwischenlagern (teilweise auf den ehemaligen Siedlungsabfalldeponien) gelagert werden.

Als Lösung aus dem Entsorgungsdilemma wird derzeit die Errichtung von Ersatzbrennstoffkraftwerken propagiert, d.h. die Abfallwirtschaft baut sich ihre eigenen Energetischen Verwertungsanlagen. Derzeit bestehen nur 10 dieser Anlagen mit einer Gesamtkapazität von 660.000 Jahrestonnen bei einem mittleren Heizwert von 11 bis 16 MJ/kg.

Diese Strategie wurde bereits für das als Brennstoff eher problematische Trockenstabilat verfolgt. Es handelt sich bei diesen "Kraftwerken" meist um Rostfeuerungsanlagen (gelegentlich auch Wirbelschichtverbrennungsanlagen) mit umfassender Rauchgasreinigung und damit um Anlagen vergleichbar zu Müllverbrennungsanlagen. Nicht alle diese Anlagen lassen sich zudem in ein optimales Energienutzungskonzept (Wärmenutzung) einbinden. Im Vordergrund steht nicht selten eher der Gedanke der Entsorgung der Abfälle (Brennstoffe).

Vor diesem Hintergrund und anstehender Investitionsentscheidungen stellt sich die Frage, ob nicht zumindest Teilfraktionen aus den gewerblichen Abfällen eher werkstofflich anstatt energetisch werden sollten. Auch Gewerbeabfallsortieranlagen lassen sich technisch so ausrüsten und konzipieren, dass sie bspw. über Kunststoffarten hochwertige Sortierfraktionen zur werkstofflichen Verwertung bereit stellen können. Vorbild sind hier die entsprechenden Sortieranlagen aus dem Bereich der Leichtverpackungen.

Für viele Stoffe aus dem Gewerbeabfall ist eine werkstoffliche Verwertung ökologischer und nachhaltiger, wie die nachfolgenden Ausführungen zeigen sollen. Inwieweit eine werkstoffliche Verwertung von gewerblichen Abfällen im Vergleich zu den Entsorgungsalternativen rohstoffliche Verwertung und energetische Verwertung bzw. Entsorgung über Müllverbrennungsanlagen aus ökologischer Sicht sinnvoll ist, soll nachfolgend anhand zweier Teilfraktionen aus dem Bereich der Kunststoffabfälle aufgezeigt werden.

Kunststoffe bestimmen wesentlich den Heizwert der gewerblichen Abfälle und damit auch die Eignung dieser Abfälle als Brennstoff. Die Frage der Sinnhaftigkeit einer werkstofflichen Verwertung von gewerblichen Abfallbestandteilen muss sich daher insbesondere bei dieser Abfallfraktion zeigen.

## **2 Entsorgungsalternativen für Kunststoffe**

Die nachfolgende Bilanzierung und Bewertung der Entsorgungsalternativen unterstellt, dass der Aufwand für Sammlung, Sortierung und Transport vor den jeweiligen Entsorgungsansätzen immer gleich ist. Diese Aufwendungen liegen daher außerhalb der Systemgrenzen, d.h. sie fanden keinen Eingang in die Bilanzierung und vergleichende Bewertung. Ebenfalls nicht mit einbezogen ist konsequenterweise auch die Frage der Entsorgung von Sortierresten, d.h. unterstellt wurde, dass die Sortier- und Aufbereitungsverfahren für die Herstellung von Brennstoffen oder werkstofflich verwertbaren Fraktionen in etwa die gleichen Mengen und Zusammensetzungen an Sortierresten aufweisen.

Die Diskussion wird anhand von 2 Beispielen geführt: PE (Polyethylen) bspw. aus Verpackungsfolien und sogenannte Mischkunststoffe, wie sie auch bei der Verwertung von Leichtverpackungen als Sortierfraktion anfallen. Letztere bringen die schlechtesten Vor-

aussetzungen für eine werkstoffliche Verwertung mit, PE als Kunststoffart als Sortierfraktion mit die besten.

PE-Folie lässt sich unter anderem mit einem Wassergehalt von 16%, einem Heizwert von 30,5 MJ/kg, einem Inertanteil von 1% und einem Gehalt an  $C_{\text{fossil}}$  von 717 g/kg beschreiben. Mischkunststoff wird mit einem Wassergehalt von 21%, einem Heizwert von 35 MJ/kg und einem Inertanteil von 4,5 % angenommen. Der Gehalt an fossilem Kohlenstoff liegt bei 786 g/kg.

Um die grundsätzlichen Stärken und Schwächen einer werkstofflichen oder einer energetischen Verwertung dieser Kunststoffe im Vergleich diskutieren zu können, wurden folgende Verwertungsansätze beispielhaft herangezogen:

- Extrusion zu technischen Folien (keine Option für MKS)
- Kompaktierung zu Thermoplasten (Substitution von Holz bzw. Beton)
- Rohstoffliche Verwertung im Hochofen
- Rohstoffliche Verwertung über Vergasung
- Energetische Verwertung im Zementwerk
- Energetische Verwertung im Kraftwerk
- Thermische Behandlung in einer MVA

Die werkstoffliche Verwertung erfolgt zum einen durch Granulierung der PE-Folie, wodurch diese Primär-PE-Granulat bei der Produktion neuer Folien ersetzen kann. Grundsätzlich wird von einer technischen Gleichwertigkeit des regranulierten PE mit Primär-PE ausgegangen, so dass eine Substitution zu 100% bezogen auf die Granulatmasse angerechnet wird. Als Primär PE wird jeweils zur Hälfte PE-HD (high density) und PE-LD (low density) angerechnet. Die Umweltbelastungen aus der Primärherstellung sind dabei bei PE-LD in der Regel etwas höher als bei PE-HD. Die Informationen zur Herstellung von PE-HD und PE-LD aus Primärrohstoffen beruhen auf veröffentlichten Daten des Europäischen Verbands der Kunststoffhersteller (APME).

Eine weitere Form der werkstofflichen Verwertung ist die Kompaktierung zu Formteilen. Der Energieaufwand dieses Recyclingweges unterscheidet sich nicht von dem der Granulierung, auch hier fallen definitionsgemäß keine weiteren Aufbereitungsverluste an. Die hergestellten Kunststoffformteile ersetzen Produkte aus Nicht-Kunststoffen wie z.B. Holz- und Beton-Palisaden. Bei der Berechnung der Substitutionsfaktoren muss folgendes berücksichtigt werden: Die Dichte von Beton ist 2,6-fach höher, als die von Kunststoff, hingegen ist die Dichte von Holz nur das 0,75-fache der Dichte von Kunststoff. Zudem haben die verschiedenen Anwendungen der Holzersatzprodukte aus Recycling-

Internationale Tagung MBA 2007    [www.wasteconsult.de](http://www.wasteconsult.de)

Kunststoff eine Lebensdauer, die bis hin zum 4-fachen der Lebensdauer der Holzprodukte reicht (z.B. Seewasserbau). Im Mittel wird von der 2,5-fachen Lebensdauer ausgegangen. Aus den genannten Faktoren ergibt sich ein Substitutionsfaktor von 2,6 für den Ersatz von Beton, für den Ersatz von Holz errechnet sich dieser zu  $0,75 * 2,5 = 1,875$ .

Die Unterschiede ergeben sich für die beiden Kunststoffarten aus der unterschiedlichen Zusammensetzung. So wird z.B. bei der Kompaktierung zur Herstellung von Formteilen bei den MKS in Folge des höheren Wassergehaltes 10% des eingehenden Materials als Wasser abgespalten. Entsprechend niedriger fällt das massenäquivalente Substitutionspotenzial aus. Des Weiteren ist der Strombedarf zur Herstellung von Formteilen für MKS geringer (350 kWh/t anstatt 1.000 kWh/t bei PE).

Unter die rohstofflichen Verwertungsverfahren fallen diejenigen, in denen in einem Produktionsprozess fossile Rohstoffe entweder als Betriebsmittel oder als Produkt eines Verfahrens ersetzt werden.

Im Hochofenprozess substituiert die PE Folie oder der MKS schweres Heizöl zur Erzeugung des nötigen Redoxpotenzials bei der Stahlherstellung. Die Verrechnung der äquivalenten Menge erfolgt über den jeweiligen Energiegehalt (Heizwert).

Auch bei der rohstofflichen Verwertung unterscheidet sich der Verwertungsweg von MKS gegenüber dem für PE-Folien etwas. Hier muss aus dem vergleichsweise feuchten MKS zunächst Agglomerat hergestellt werden. Dies ist mit einem entsprechenden Energiebedarf (Strombedarf 330 kWh/t) sowie mit einem zusätzlichen Transport verbunden. Überschüssiges Wasser (11% des Input) wird in Form von Wasserdampf freigesetzt. Erst das aufbereitete MKS-Agglomerat gelangt schließlich in die rohstoffliche Verwertung über Hochofen und Vergasung.

Durch die Vergasung wird Methanol erzeugt, als Nebenprodukt fällt thermische Energie an. Für letztere wird angenommen, dass diese zu 70% ein tatsächlich nutzbares Dampfpotenzial aufweist. Das aus PE-Folie erzeugte Methanol substituiert 1:1 synthetisch hergestelltes Methanol, das in Deutschland üblicherweise zu 75% aus Erdgas, zu 15% aus Braunkohle und zu 10% aus Schweröl erzeugt wird.

Die nutzbare Wärme ersetzt in Deutschland im Mittel zu 82,6% Fernwärme und zu 17,4% Prozesswärme (abgeleitet nach ITAD 2002). Der Mix der Prozessdampferzeugung in Deutschland (ohne Abfallverbrennung) leitet sich ebenfalls nach (ITAD 2002) ab zu:

**Tabelle 1** Mix der Prozessdampferzeugung in Deutschland

Formen der Prozessdampferzeugung	Anteil in %
Steinkohlekessel	21,3%
Braunkohlekessel	4,2%
Leichtölkessel	7,5%
Schwerölkessel	9,2%
Gaskessel	57,8%

Fernwärme dient der Raumwärmeerzeugung in privaten Haushalten und ersetzt derzeit vor allem dezentrale Heizungssysteme (zu 88,5%, neben 1,5% Nahwärme und 10% Fernwärme aus Kraftwerken) und dabei vorwiegend Heizöl befeuerte (zu 85%, neben 10% Gasheizungen, die derzeit durch Fernwärme nur marginal substituiert werden und 5% Stromheizungen).

Die energetischen Verwertungsverfahren beinhalten Verfahren, bei denen Kunststoffe zur Erzeugung von Energie eingesetzt werden. Beim Einsatz von Kunststoffen in einem Zementwerk wird derzeit Steinkohle ersetzt, die Verrechnung des Substitutionspotenzials erfolgt über den jeweiligen Energieinhalt (Heizwert). Die Mitverbrennung von Abfallstoffen in Kraftwerken erfolgt ausschließlich in Kohlekraftwerken, entsprechend wird durch den Einsatz von PE-Folie oder MKS Kohle ersetzt und wiederum erfolgt die Verrechnung des Substitutionspotenzials über den jeweiligen Energieinhalt (Heizwert).

Für die Verbrennung der Kunststoffe in einer Müllverbrennungsanlage wurde von einer modernen MVA ausgegangen mit einem elektrischen Wirkungsgrad von 10% und einem thermischen Wirkungsgrad von 30%. Durch die Stromerzeugung wird konventionell in Deutschland erzeugter Strom substituiert. In der nachfolgenden Tabelle ist der mittlere Energieträgermix zur Nettostromerzeugung dargestellt (Stand 2003, Angaben des Verbands der Elektrizitätswirtschaft VDEW 2004).

**Tabelle 2** Energieträgermix zur Nettostromerzeugung in Deutschland

Formen der Stromerzeugung	Anteil in %
Steinkohle	23,9%
Braunkohle	26,1%
Mineralöl	1,1%
Naturgase	12,3%
Kernenergie	27,8%
Wasserkraft (ohne Pumpspeicherkraftwerke)	3,6%
Windkraft	3,3%
Sonstiges	1,8%



Für die Modellierung der mittleren Stromerzeugung wurde der Beitrag durch Mineralöl wegen der geringen Bedeutung vernachlässigt. Der Beitrag aus der Abfallverbrennung (unter "Sonstiges", Anteil an gesamt etwa 0,9%) wurde der Abfallentsorgung zugewiesen. Aufwendungen und Emissionen, die sich aus der Bereitstellung der Infrastruktur von Anlagen ergeben würden, sind hier insgesamt wegen ihres untergeordneten Beitrages zu den Gesamtaufwendungen und -emissionen vernachlässigt. Die erzeugte Wärme ersetzt, wie oben zur rohstofflichen Verwertung beschrieben, Prozess- und Fernwärme. Die Gutschriftrechnung erfolgt über den dort beschriebenen Mix der Prozesswärmeerzeugung.

### **3 Ergebnisse der vergleichenden ökologischen Bewertung der Entsorgungsalternativen für Kunststoffe**

Die Ergebnisse beziehen sich auf die Entsorgung einer Tonne PE Folie bzw. einer Tonne Mischkunststoff.

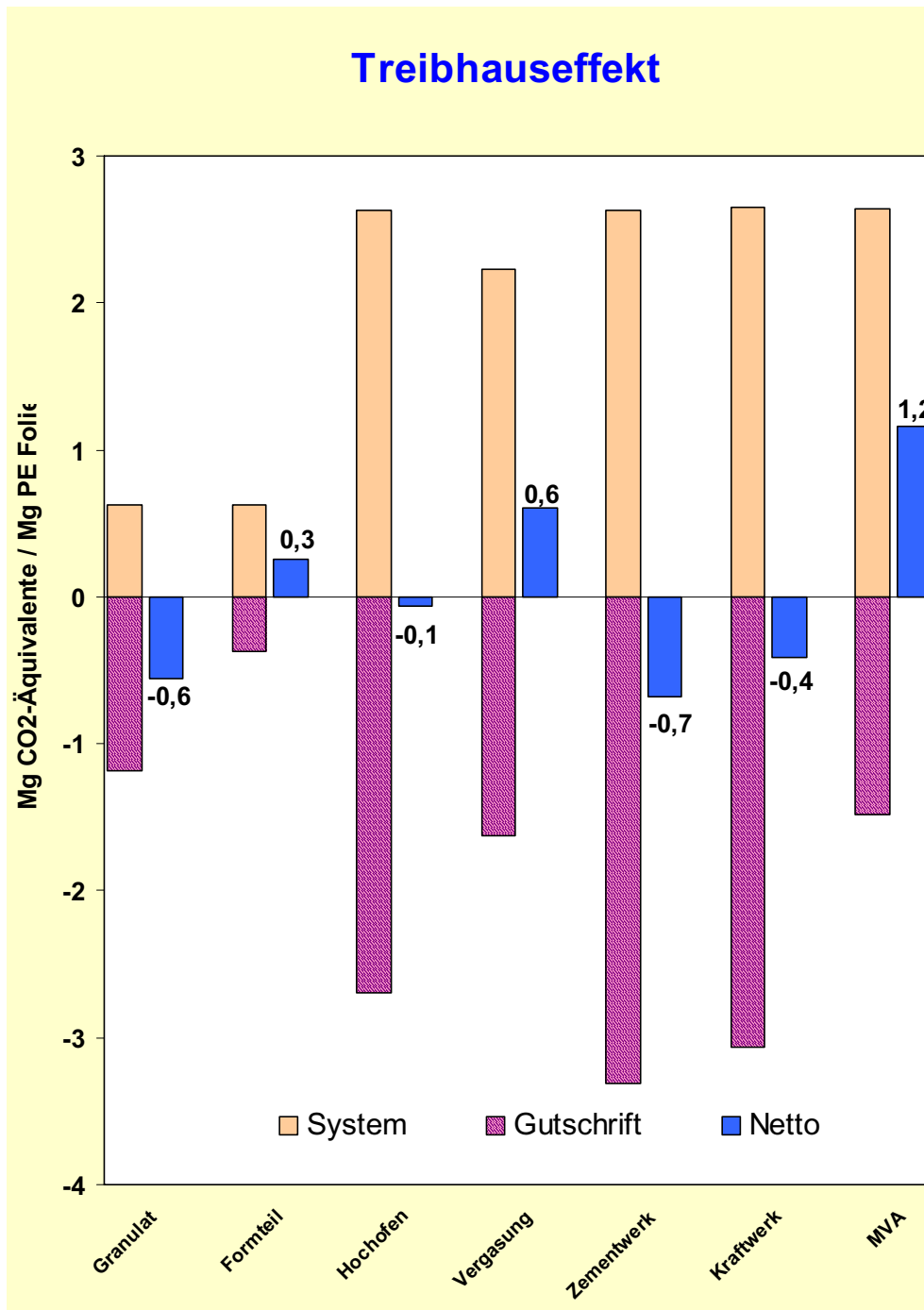
Betrachtet man sich zunächst die Ergebnisse für PE-Folie, so zeigt sich folgendes Bild:

Die Ergebnisse für den Treibhauseffekt (siehe Abbildung 1) werden in allen Verwertungsoptionen durch Emissionen von Kohlendioxid fossilen Ursprungs bestimmt. Die Emissionen resultieren bei den energetischen Verfahren und beim Einsatz im Hochofen aus der vollständigen thermischen Oxidation der PE Folie, beim Vergasungsverfahren ebenfalls aus der anteiligen Oxidation der PE Folie sowie der anteiligen Oxidation und der Bereitstellung der im Verfahren eingesetzten Steinkohle. Die Belastungen sind gegenüber den zuvor genannten Verfahren um den Kohlenstoffanteil geringer, der im produzierten Methanol gebunden wird.

Bei den werkstofflichen Verfahren resultieren die Emissionen an fossilem Kohlendioxid aus dem benötigten Energiebedarf. Die Gutschriften aus den Äquivalenzprozessen der energetischen und rohstofflichen Verwertung bedingen sich durch den energetischen Wirkungsgrad der Prozesse bzw. durch den jeweils ersetzten fossilen Rohstoff und dessen, auf den Energiegehalt bezogenen, spezifischen Kohlenstoffgehalt.

Unter dem Gesichtspunkt der potenziellen Beiträge zur Versauerung ergibt sich die höchste Gutschrift für die werkstoffliche Verwertung zu Regranulat für die Folienherstellung. Sie wird jeweils zur Hälfte durch  $\text{NO}_x$ - und  $\text{SO}_2$ -Emissionen aus der Primär-PE-Herstellung bestimmt. Auch bei der werkstofflichen Verwertung zu Formteilen wird die Gutschrift je etwa zur Hälfte durch  $\text{NO}_x$ - und  $\text{SO}_2$ -Emissionen bestimmt, vorwiegend resultierend aus der Zementklinkererzeugung, sie fällt im Vergleich allerdings deutlich niedriger aus. Beim Einsatz im Hochofen, der Vergasung und Zementwerk werden die Gutschriften vorwiegend durch vermiedene  $\text{SO}_2$ -Emissionen bestimmt, beim Einsatz im

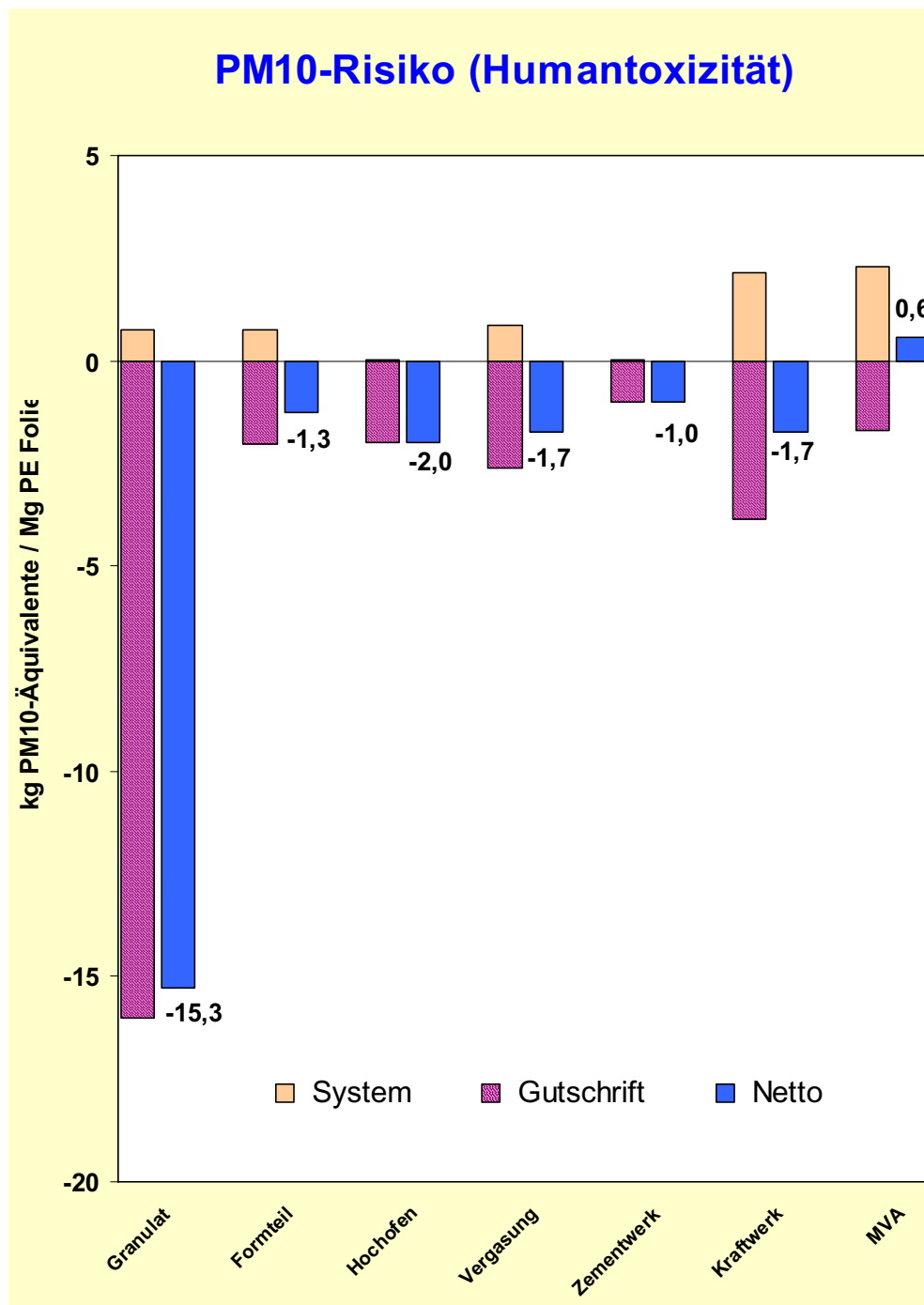
Kraftwerk v.a. durch NO<sub>x</sub>-Emissionen, bei der Verbrennung in einer MVA wiederum durch SO<sub>2</sub>-und NO<sub>x</sub>-Emissionen.



**Abbildung 1** Ergebnisse der vergleichenden Bewertung der Verwertung von PE-Folie - Treibhauseffekt

Die vergleichsweise hohen Gutschriften beim Krebsrisiko aus den Äquivalenzprozessen der Vergasung und Verbrennung in MVA ergeben sich in beiden Fällen aus der Substitution von Wärme, bei der MVA nahezu vollständig, bei der Vergasung zu etwa 65% (Rest durch entsprechende Emissionen der Methanolherstellung). Hinsichtlich der

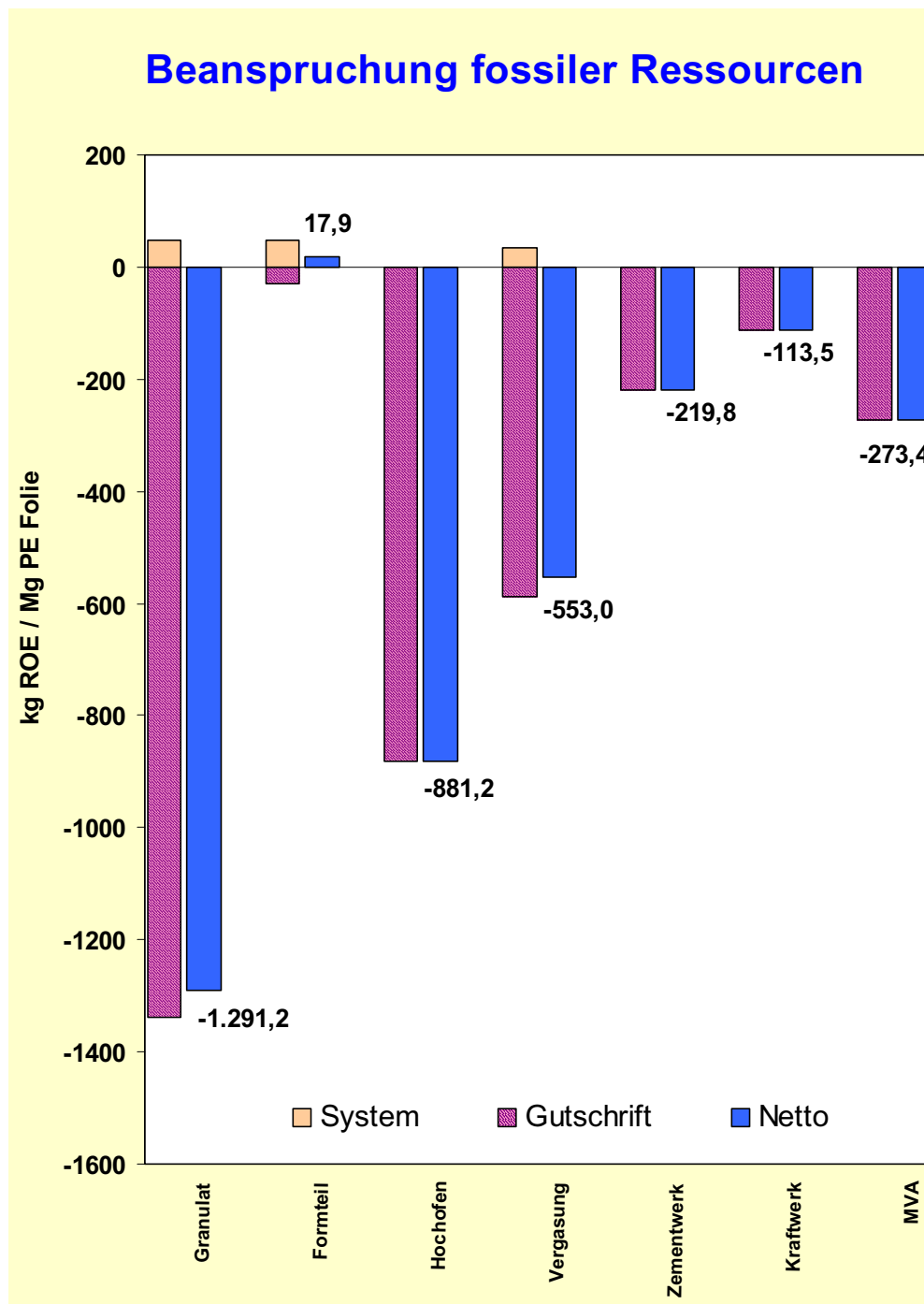
Wärmesubstitution ist festzuhalten, dass hier v.a die Substitution von Heizöl in dezentralen Heizungen entsprechende Umweltwirkungen einspart.



**Abbildung 2** Ergebnisse der vergleichenden Bewertung der Verwertung von PE-Folie – PM10-Risiko

Die Ergebnisse für die Wirkungskategorien humantoxisches Risiko durch Feinstaub (PM10) (siehe Abbildung 2) und terrestrischer Eutrophierung entsprechen in der grundsätzlichen Tendenz derjenigen, die für Versauerungspotenzial vorgestellt wurde. Sie sind bei der terrestrischen Eutrophierung fast vollständig durch die Substitution der Freisetzung von Stickoxiden bestimmt. Nur in dem Szenario Einsatz in Kraftwerken

spielt auch die Substitution von Ammoniak eine gewisse Rolle. Bei Feinstaub kommen neben diesen auch die Substitutionseffekte für Staub und Schwefeldioxid zum Tragen.



**Abbildung 3** Ergebnisse der vergleichenden Bewertung der Verwertung von PE-Folie – Beanspruchung fossiler Ressourcen

In die Beurteilung der Beanspruchung fossiler Ressourcen (siehe Abbildung 3) spielt auch die Frage der Endlichkeit der Lagerstätten der einzelnen Ressourcen rein. Entsprechend bedeutender ist die Substitution von Rohöl insbesondere gegenüber Kohle.

Die Reihenfolge der Ergebnisse unterscheidet sich je nach Wirkungskategorie. Die werkstoffliche Verwertung von PE Folie zu Regranulat weist hinsichtlich der Beanspruchung fossiler Energieträger und der Versauerung, Eutrophierung und PM10-Risiko die mit Abstand höchsten Umweltentlastungen auf und ist damit deutlich günstiger als die diskutierten Entsorgungsalternativen. Dies gilt auch für den Treibhauseffekt. Auch hier weist diese werkstoffliche Verwertung gegenüber fast allen anderen Optionen ebenfalls deutliche Vorteile auf. Eine Ausnahme bildet die energetische Verwertung über eine Mitverbrennung im Zementwerk, die wegen der angenommenen Substitution von Steinkohle eine höhere Entlastung erreicht. Hinsichtlich des Krebsrisikos wird die werkstoffliche Verwertung zu neuen Folien deutlich von der Verwertung über Vergasung und der thermischen Behandlung in MVA übertroffen. Dieses Ergebnis ist allerdings nur dem Umstand zu verdanken, dass derzeit durch produzierte Fernwärme Heizöl in dezentralen Heizungen ersetzt wird, mittel- bis langfristig werden sich diese hohen Substitutionserfolge überlebt haben.

Betrachtet man sich die Bewertungsergebnisse für Mischkunststoffe, zeigt sich folgendes Bild:

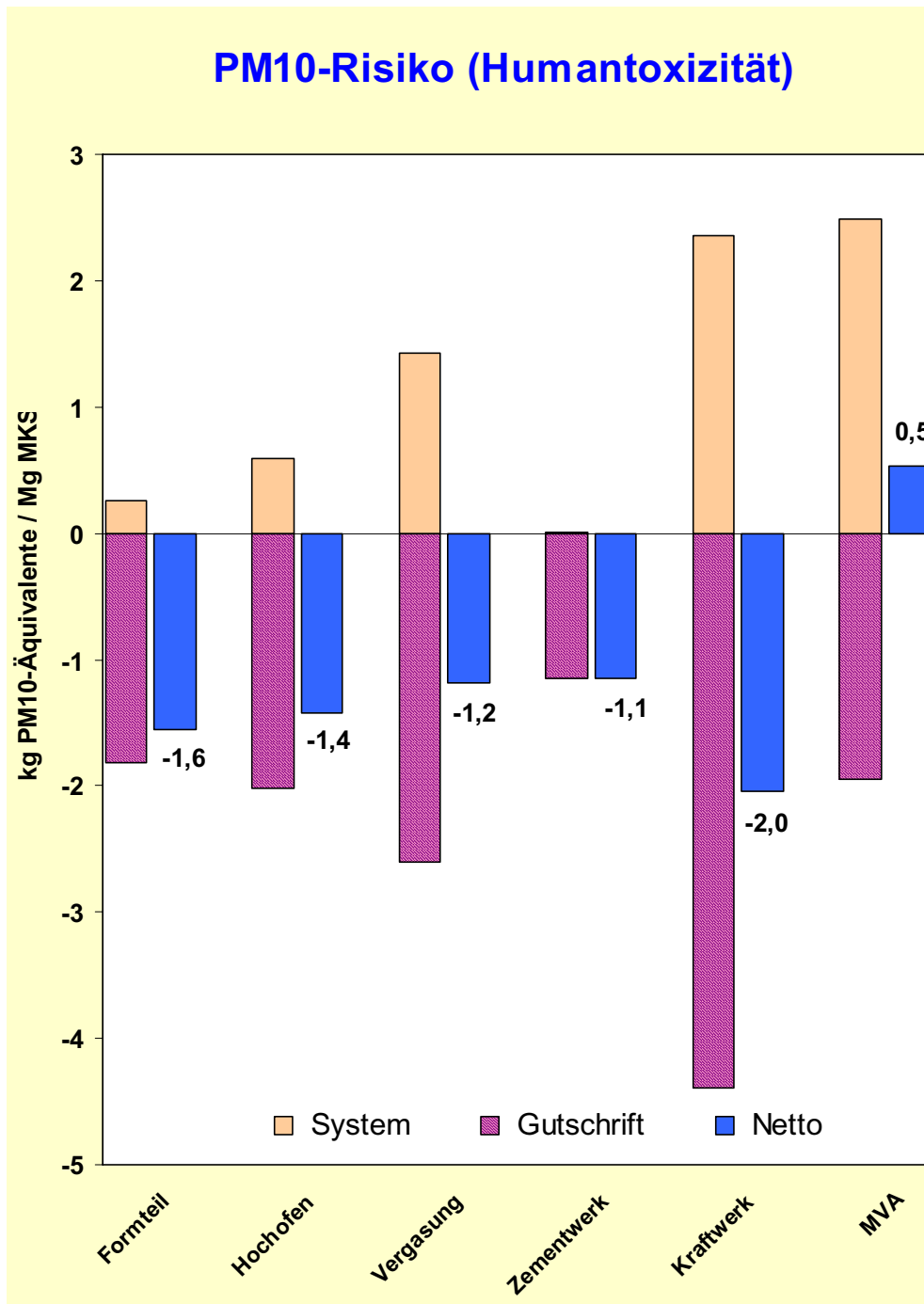
Da es sich bei der Verwertung von Mischkunststoffen um nahezu die gleichen Verwertungsverfahren handelt wie bei PE Folie, sind auch die zu PE Folie aufgeführten Erläuterungen zu den Ergebnissen weitgehend auf die der Mischkunststoffe übertragbar. So werden bspw. die Ergebnisse zum Treibhauseffekt auch hier auf die gleiche Weise wie für PE Folie beschrieben durch Kohlendioxidemissionen fossilen Ursprungs bestimmt. Im Netto-Ergebnis ist die werkstoffliche Verwertung von Mischkunststoffen positiv, d.h. die Substitutionseffekte übersteigen die mit der Entsorgung verbundenen Umweltlasten. Ein Einsatz als Ersatzbrennstoff erweist sich gegenüber einer werkstofflichen Verwertung als etwas günstiger.

Hinsichtlich der Versauerung, Eutrophierung und des PM10-Risikos (siehe Abbildung 4) kommt es durch das Fehlen der Möglichkeit einer werkstofflichen Verwertung zu Regranulat nicht zu auffällig unterschiedlichen Gutschriften durch die Äquivalenzprozesse. Für die untersuchten Optionen gelten jedoch grundsätzlich die gleichen Anmerkungen wie bei PE-Folie beschrieben. Abweichend dazu fallen die Belastungen in den rohstofflichen Verwertungsoptionen anteilig etwa höher aus als bei der PE Folie. Dies erklärt sich teilweise aus der für MKS notwendigen Aufbereitung zu Agglomerat. Im Hochofen entstehen darüber hinaus auch höhere Chlorwasserstoffemissionen als beim PE Folieneinsatz in Folge des höheren Chlorgehaltes der MKS.

Beim Krebsrisikopotenzial erklären sich die hohen Gutschriften der Vergasung und der MVA wiederum v. a. durch die substituierte Raumwärme. Die auch hier im Vergleich zur

PE Folie etwas höheren Belastungen aus dem Hochofenprozess sind auf höhere Cadmiumemissionen beim Einsatz von MKS in Folge des höheren Cadmiumgehaltes dieser Kunststoffe zurückzuführen.

Da im Hochofenprozess Schweröl substituiert wird, weist diese Verwertungsoption im Bezug auf die Schonung fossiler Ressourcen das beste Ergebnis auf.



**Abbildung 4** Ergebnisse der vergleichenden Bewertung der Verwertung von Mischkunststoffen – PM10-Risiko

## 4 Fazit

Eine stoffliche Verwertung ist für die meisten Abfallbestandteile aus ökologischer Sicht günstiger als eine rein energetische Nutzung. Dies gilt auch für Kunststoffe, die einen hohen Heizwert und daher günstige Eigenschaften für eine Energienutzung aufweisen. Erfolgt die Sortierung der Gewerbeabfälle nach Kunststoffarten, so lassen sich Sortierfraktionen erzeugen, die als Regranulat hochwertig als Zwischenprodukt in der Kunststoffindustrie eingesetzt werden können. Am Beispiel PE-Folie konnten die ökologischen Vorteile aufgezeigt werden. Sie lassen sich auf alle anderen Kunststoffarten übertragen, die sich in Sortieranlagen erzeugen lassen.

Gelingt es nicht sortenreine Kunststoffe zu separieren, so zeigt sich eine werkstoffliche Verwertung gegenüber den Entsorgungsalternativen nicht mehr grundsätzlich vorteilhaft. Erfolgt die energetische Verwertung jedoch über Ersatzbrennstoffkraftwerke, in denen nur Strom erzeugt wird und weisen diese aufgrund der Chlorbelastung der gewerblichen Abfälle (SCHU 2007) mit klassischen Müllverbrennungsanlagen vergleichbare energetische Wirkungsgrade auf, so bleibt auch hier die stoffliche Verwertung vorteilhaft. Werden diese gemischten Kunststoffe jedoch mit hohen Wirkungsgraden als Brennstoff eingesetzt, führt dies meist zu leichten ökologischen Vorteilen.

Diese hochwertige energetische Verwertung setzt jedoch voraus, dass die gemischten gewerblichen Abfälle zu hochwertigen Ersatzbrennstoffen aufbereitet werden bzw. zumindest die PVC-Anteile bzw. Chlorgehalte deutlich gemindert werden. Dies gelingt zuverlässig nur über technische Lösungen wie bspw. NIR-Geräte. Sortierreste aus Baumischabfallsortieranlagen, von Verpackungsabfällen etc. weisen hohe Anteile an Chlor auf. Zudem gibt es bestimmte Gewerbeabfälle, die höhere PVC-Anteile oder andere chlorhaltige Kunststoffe aufweisen können. Dies bedeutet, dass gerade potenzielle Ausgangsstoffe für Ersatzbrennstoffe stark mit Chlor befrachtet sein können. Wegen steigendem PVC-Absatz werden sich diese Mengen in Zukunft noch erhöhen.

Werden die Sortieranlagen für Gewerbeabfälle entsprechend ausgerüstet, ist es nur noch ein vergleichsweise kleiner Schritt, auch andere Kunststoffarten und andere Gewerbeabfallbestandteile wie bspw. PPK zu separieren und einer werkstofflichen Verwertung zuzuführen.

In den aufgezeigten Bilanzen ist die Sortierung nicht einbezogen. Würde man unterstellen, dass der (energetische) Aufwand der Sortierung und die damit verbundenen Umweltlasten nur bei einer werkstofflichen Verwertung notwendig würden und bei der Bilanzierung zu berücksichtigen wären, hätte dies keine größeren Auswirkungen auf die dargestellten Ergebnisse. Wie Untersuchungen zur Frage der Sammelsysteme für Verpackungsabfälle für das MUNLV (IFEU, INFA 2005) zeigte, liegen diese Aufwendungen bspw. hinsichtlich Treibhauseffekt <5% der gesamten Lasten des Entsorgungssystems.

Wie aus den oben dargestellten Ergebnisse ebenfalls deutlich wird, wird das Ergebnis bei den meisten Umweltwirkungskategorien deutlich durch die erzielbaren Substitutionserfolge. Die mit der Entsorgung verbundenen Lasten sind demgegenüber deutlich geringer.

Derzeit ist die Entsorgungswirtschaft verunsichert und befürchtet Überkapazitäten bei der Ersatzbrennstoffverwertung, sie scheut langfristige Brennstofflieferverträge zu den derzeit üblichen Marktkonditionen. Die Preise liegen nach (SCHU 2007) für die Verwertung von Ersatzbrennstoffen bei 75 €/t bis zu 100 €/t. Mit der werkstofflichen Verwertung von einigen Kunststoffen lassen sich demgegenüber derzeit angesichts der Rohstoffnachfrage eher Erlöse erzielen.

Angesichts der Probleme bzw. der Engpässe bei den Entsorgungskapazitäten für gewerbliche Abfälle über eine energetische Verwertung ist der Zeitpunkt günstig, über Alternativen hierzu nachzudenken. Dazu kommt, dass mittelständische private Entsorger nicht die Finanzkraft besitzen, Ersatzbrennstoffkraftwerke selbst zu errichten und zu betreiben. Ebenso fällt es schwer, besonders für die freien Gewerbeabfälle die geforderten Bürgschaften zu erbringen, so dass der einzige Ausweg im Aufbau von Sortieranlagen mit dem Ziel der Abtrennung stofflich verwertbarer Fraktionen liegt (SCHU 2007).

## 5 Literatur

- |  |      |  |
|--|------|--|
| Dehoust, G., Gebhardt, P.,<br>Gärtner, St. | 2002 | Der Beitrag der thermischen Abfallbehandlung zu Klimaschutz, Luftreinhaltung und Ressourcenschonung, Studie des Öko-Institutes e.V. im Auftrag der ITAD, Darmstadt 2002  |
| IFEU-Institut Heidelberg /<br>INFA Ahlen   | 2005 | Ökologische und ökonomische Bewertung von Sammelsystemen für Haushaltsabfälle in Nordrhein-Westfalen, Studie im Auftrag des MUNLV Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Düsseldorf 2005 |
| IFEU-Institut Heidelberg                   | 2007 | Ökobilanz thermischer Entsorgungssysteme für brennbare Abfälle in Nordrhein-Westfalen, im Auftrag des MUNLV Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW, Veröffentlichung vorgesehen 2007   |
| Kaufmann, R., Heinemann,<br>S.             | 2007 | Stabile Marktverhältnisse in Aussicht. Bei der thermischen Behandlung von Abfällen sind in den nächsten Jahren keine Überkapazitäten zu erwarten, in Müllmagazin Nr. 1/2007, S.37-45   |



- |                        |      |   |
|------------------------|------|---|
| Schu, R., Niestroj, J. | 2007 | Herkunft und Qualität ausschlaggebend. Anlagenauslegung, Brennstoffbeschaffung und Qualitätssicherung für Abfallverbrennungsanlagen müssen sorgfältig geplant werden, in: Müllmagazin Nr. 1/2007, S. 11- 20 |
| VDEW                   | 2004 | Verband der Elektrizitätswirtschaft: Nettostromerzeugung in Deutschland VDEW (VDEW homepage, Stand 15.3.2004)   |

**Anschrift der Verfasser**

Dipl.-Geogr. Florian Knappe  
 Dipl. Ing. Regine Vogt  
 IFEU-Institut Heidelberg gGmbH  
 Wilckensstraße 3  
 D-69120 Heidelberg  
 Telefon +49 6221 476726  
 Email [florian.knappe@ifeu.de](mailto:florian.knappe@ifeu.de)  
 Website: [www.ifeu.de](http://www.ifeu.de)

# **Critical Analysis of High Moisture MSW Bio-drying: The Romanian Case Study**

**Rada E.C.<sup>\*/\*\*</sup>, Ragazzi M.<sup>\*</sup>, Apostol T.<sup>\*\*</sup>, Panaitescu V.<sup>\*\*</sup>**

<sup>\*</sup>Civil and Environmental Department, University of Trient, Trient, Italy

<sup>\*\*</sup>Politehnica University of Bucharest, Power Faculty, Bucharest, Romania

## **Kritische Analyse der biologischen Trocknung von Abfällen mit hohem Wassergehalt: Eine rumänische Fallstudie**

### **Abstract**

Bio-drying is an aerobic pre-treatment of municipal solid waste that shows its best performances when the waste has a high moisture content. This is a typical characteristic of the waste of low-income countries. The bio-drying process exploits the exothermic reactions developed in the core of the waste thanks to a regulated aeration. The aim is the generation of a material with a higher Lower Heating Value (LHV), using a little part of volatile solids present in the waste. The increase of LHV depends on the water extraction and, if implemented, on the post-refinement treatment aimed to the production of refuse derived fuel. The present paper shows the main results of a co-supervised doctorate research (Italy and Romania) aimed to study the viability of the bio-drying process in both the countries. In the present work the critical analysis of the viability of bio-drying in Romania is presented, based also on experimental data and taking into account the consequences of the recent entrance of Romania in the European Union.

### **Keywords**

Bio-drying, Municipal Solid Waste, Refuse Derived Fuel, Respirometric Index, low income countries.

## **1 Introduction**

The recent EU regulations for a new concept of sanitary landfill point out the importance of bio-stabilisation as an option for landfill pre-treatment. In the sector of bio-mechanical treatments bio-drying shows similar characteristics but does not have to be confused with bio-stabilization. In fact, bio-drying is a process which follows mainly the reduction of municipal solid waste humidity by exothermal reactions of organic substances fermentation from waste. On the contrary, bio-stabilization is a process which has the main aim to obtain a stable waste after the oxidation of organic substances (RADA ET AL., 2005A).

In this frame, a research developed by the University of Trento in collaboration with the Politehnica University of Bucharest has been recently achieved as a result of a co-supervised PhD.

Presently in Romania the municipal solid waste (MSW) is collected as is. In most of the cases MSW is disposed in landfills without pre-treatment. The recent entrance into the European Union (since January 1<sup>st</sup> 2007) will no longer allow this scenario. New solutions must be implemented taking into account the characteristics of the Romanian MSW and the Romanian economy.

The production of MSW in Romania is growing with a significant increase expected in the next decade as a result of the expected economic development.

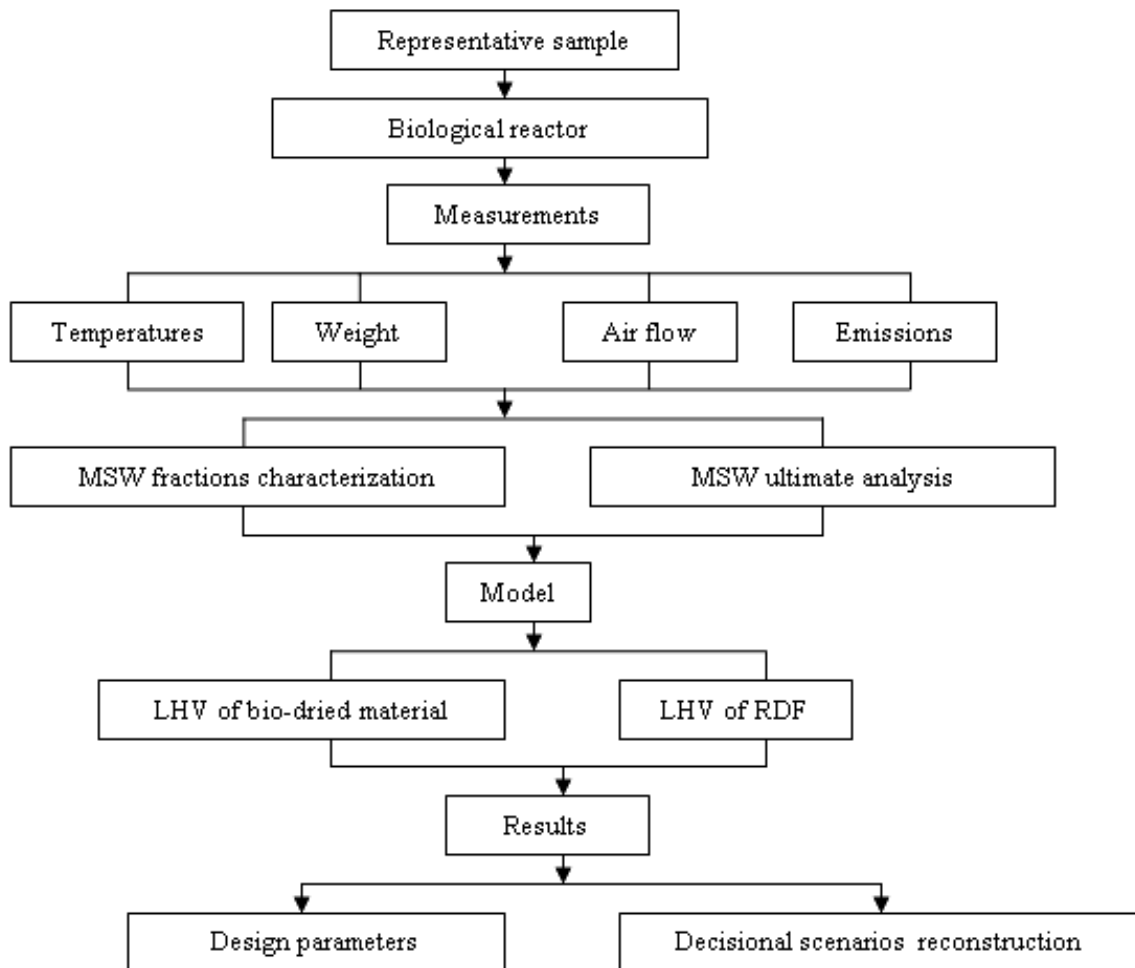
There is no Waste-To-Energy plant for MSW in Romania in spite of the need of electricity generation. One of the reasons is related to the characteristics of MSW: the calorific value is not suitable for a direct combustion because of the high humidity. There are a high number of cement works and thermal power plants potentially available for co-combustion. In spite of that, the sector of refuse derived fuel (RDF) co-combustion is not yet developed.

The present paper wants to analyze the advantages and disadvantages of adopting bio-drying as a pre-treatment in areas where the humidity of MSW is high (like in Romania). All the consideration of this paper are based on experimental data.

## 2 Materials and methods

In Figure 1 the overall method developed for a complete characterization of a MSW referring to bio-drying is presented. The MSW sample was artificially composed in order to simulate the behavior of the Romanian MSW. The reason depends on the fact that an experimental bio-reactor was implemented in the University of Trento and not in the Polithenica University of Bucharest. It has been demonstrated (RADA ET AL., 2005B) that an artificially composed MSW is representative for the study of the dynamics of bio-drying.

This approach is an original way for supporting decision markers and designers who need to know the behavior of bio-drying in their case studies. Under-estimations and over-estimations can causes big troubles in term of waste management. If the capacity of a plant results too low and the new regulations prohibit landfilling, the disposal of the municipal solid waste in excess could be made in emergency. If the capacity of a plant results too high, the cost of the treatment is higher.



**Figure 1** Adopted criteria for MSW characterization referring to bio-drying

## 2.1 Biological reactor

A pilot scale experimentation with a 1 m<sup>3</sup> bio-reactor (Figure 2) has been developed in order to obtain data from bio-drying of a MSW with 50% of humidity. The biological reactor is an adiabatic box. This biological reactor is placed on an electronic balance for monitoring the waste mass loss during the bio-drying process. The process air is sent into the reactor through a steel diffuser, placed at the bottom. For monitoring the temperature during the bio-drying process, five temperature probes are placed inside the reactor, one at the air outlet/inlet and three at different levels. All these equipments are connected to a data acquisition system developed for a good management of the process.



**Figure 2** Frontal view of the biological reactor and position of the temperatures probes

## 2.2 Respirometer

The dynamic respirometer AIR NL developed by the University of Trento is aimed at the measurement in controlled condition of the Oxygen Uptake Rate (OUR) of the organic matrix. The name Respirometer AIR NL (Respirometric Index Analyzer with Not Limiting oxygen), underlines that inside of this instrument a controlled aeration (AIR) in no limiting oxygen conditions (NL) is made. The aim of this instrumentation is to give information regarding the oxygen consumption.

## 2.3 Modelling

Using the previously presented equipments, a bio-chemical model for the bio-drying process has been developed (RADA ET AL., 2006A) starting from the parameters measured during the experimental runs. The aim was to have an interpretative instrument for the experimental bio-drying curves (to explain the dynamics of the air flow, of the temperature inside the biological reactor and also of the weight loss during the process) for obtaining design parameter for bio-drying plants or for plants that can use the bio-dried material like feedstock.

The bio-chemical model allows assessing the energy parameters (LHV of bio-dried material and RDF) and waste characterization during the process (volatile solids dynamics, humidity).

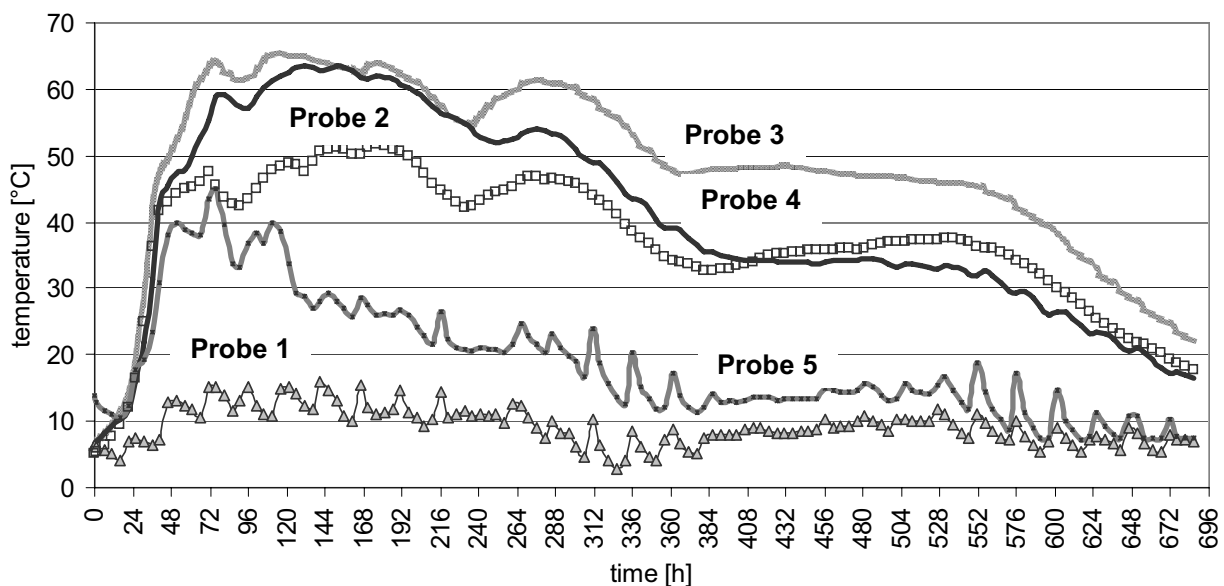
## 3 Results

Experimental measurement and modelling results are presented as follows, as a pre-analysis for the study of the viability of bio-drying in Romania.

### 3.1 Temperature

In Figures 3 data of temperature concerning a run with 50% organic fraction content are reported in order to simulate the behavior of a Romanian-like MSW. This run lasted 30 days, probes 1 and 5 refers to entrance/exit air. The other ones refer to the core of the waste.

What comes from the recorded data is that the temperature in the core of the waste can go over 55°C for 3 days if the organic fraction is enough (8% is too low; 21% is enough for hygienising (RADA ET AL., 2006B)). The air exiting the reactor shows the highest values after the initial lag phase. After a week its value shows a trend towards the values of the entering air. Effects of water evaporation based on energy consumption are clear comparing core temperatures and exiting temperature. Another aspect concerning temperature is the effect of the dimensions of the reactor. The influence of the entering air temperature on the exiting air temperature is clear looking at the fluctuations on the recorded data.

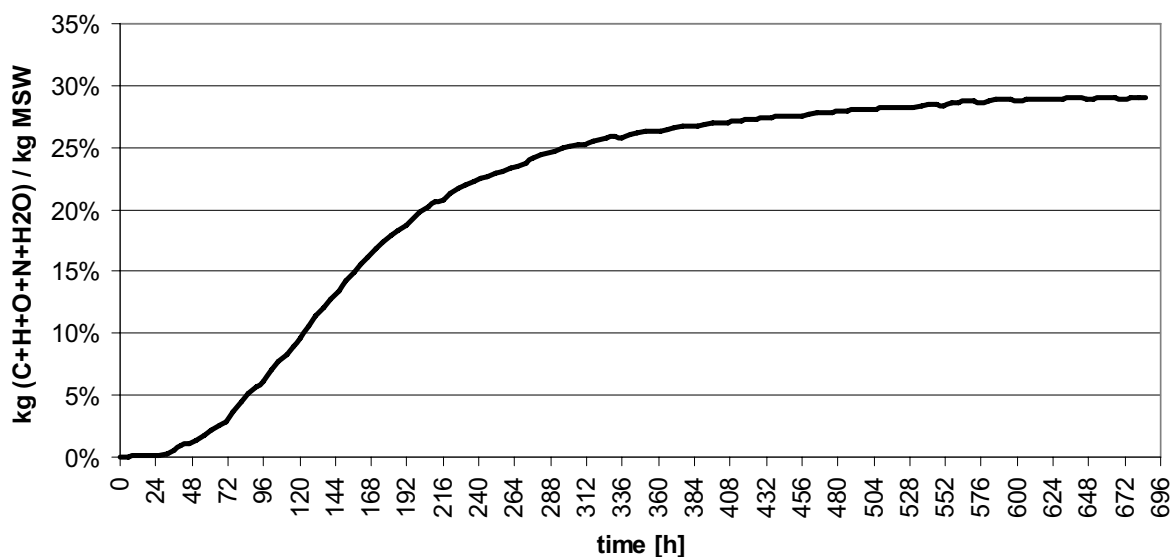


**Figure 3** Temperatures dynamic during the process

### 3.2 Weight loss

Maybe the most important parameter for the characterization of the bio-drying process is the specific weight loss (see Figure 4).

Its value depends on the Volatile Solid consumption and on the water evaporation (reaction water included). Some runs with low organic fraction content showed a condensation phenomenon that gave anomalous data that anyway can be corrected assuming that an optimized process could guarantee a continuous extraction of leachate.



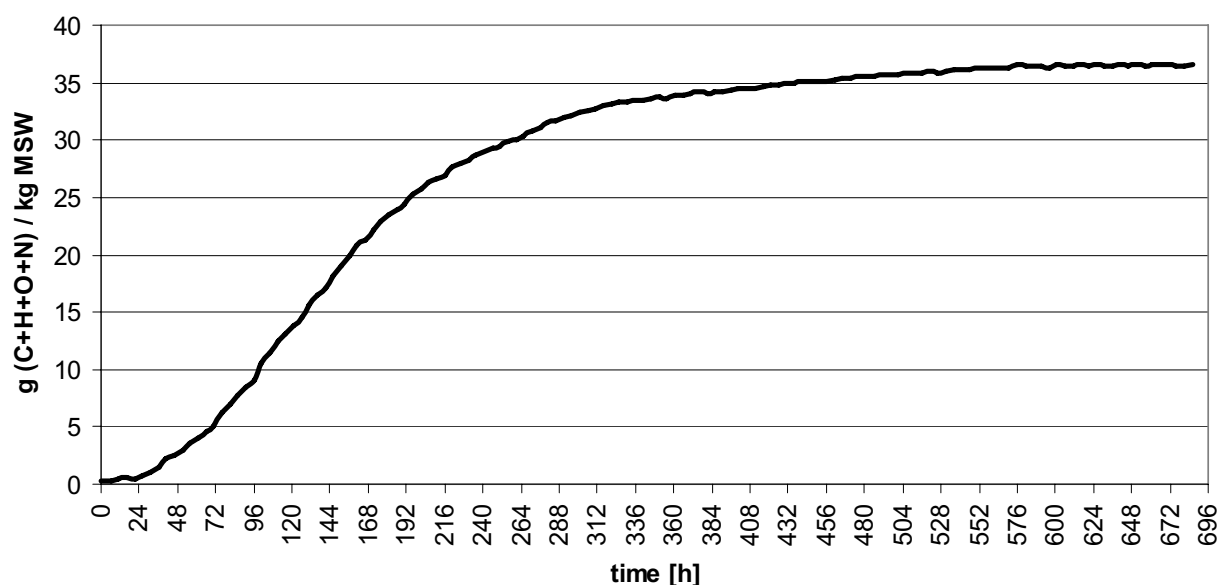
**Figure 4** Weight loss dynamic during the process

The importance of the knowledge of weight loss is related to the necessity of data availability for mass balances in Life Cycle Analysis comparisons and design criteria of transport systems. In the first case, the typical information available in the technical literature of the sector is a weight loss of 25% (RADA ET AL., 2006B). A limit of this datum is that it is not possible to generalize the behavior of the process as weight loss depends on the organic fraction content. Anyway it is clear that the characteristics of the present Romanian waste could allow a correct development of bio-drying.

### 3.3 Volatile solids

Concerning volatile solids consumption, in Figure 5 the dynamics of this parameter is presented; the curve is similar to the one of water loss but the values are significantly lower (as bio-drying develops minimizing the volatile solid consumption). A ratio 1:7 between volatile solid consumed and water removed can be assessed.

For this run it was measured the quantity of volatile solids, in the waste at the beginning and at the end of the run. It was made also a respirometric test for the bio-dried material, for having realistic data concerning the stability of the waste after the bio-drying process.



**Figure 5** Volatile solids consumption dynamics during the process

A sample of 1 kg, from the initial waste and bio-dried waste after removal of coarse materials was taken for measuring the volatile solid content. The results obtained after the analysis are reported in Table 1. Taking into account the heterogeneity of the treated material, those values can be useful only for a qualitative demonstration of the volatile solid consumption that characterizes the process.

**Table 1** Volatile solids present in MSW, bio-dried material and in OFMSW

	VS/TS [%]
MSW before bio-drying treatment*	51.5
MSW after bio-drying treatment (bio-dried material)*	48.3

\* after coarse material removal

### 3.4 Respirometric Index

$IR_{24}$  was calculated as the integral average of data from a 24 hours interval of oxygen consumption.  $IR_{24}$  represents the oxygen consumption velocity in the time for unitary weight of organic substance and is expressed in  $mg_{O_2} kg^{-1}_{VS} h^{-1}$ . In the Figures 6 and 7 the Respirometric Index values,  $IR$  and  $IR_{24}$  are presented.

The obtained values demonstrate that the stability of the material after processing is partial. The value of those  $IR$ s can be considered typical of a bio-drying process.



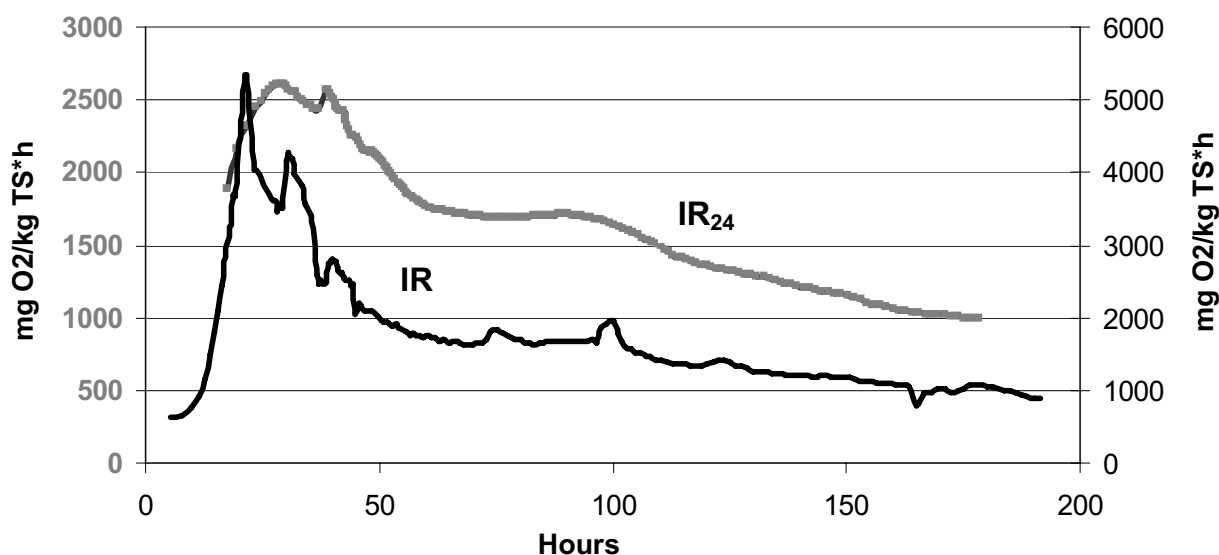


Figure 6 IR and IR<sub>24</sub> in the first day

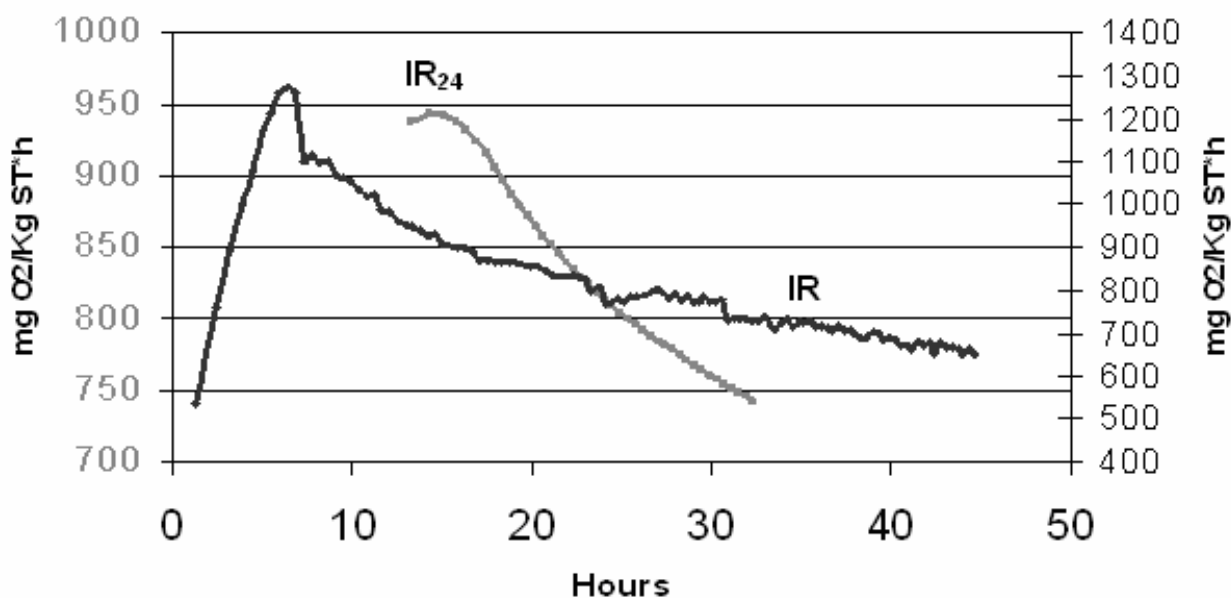
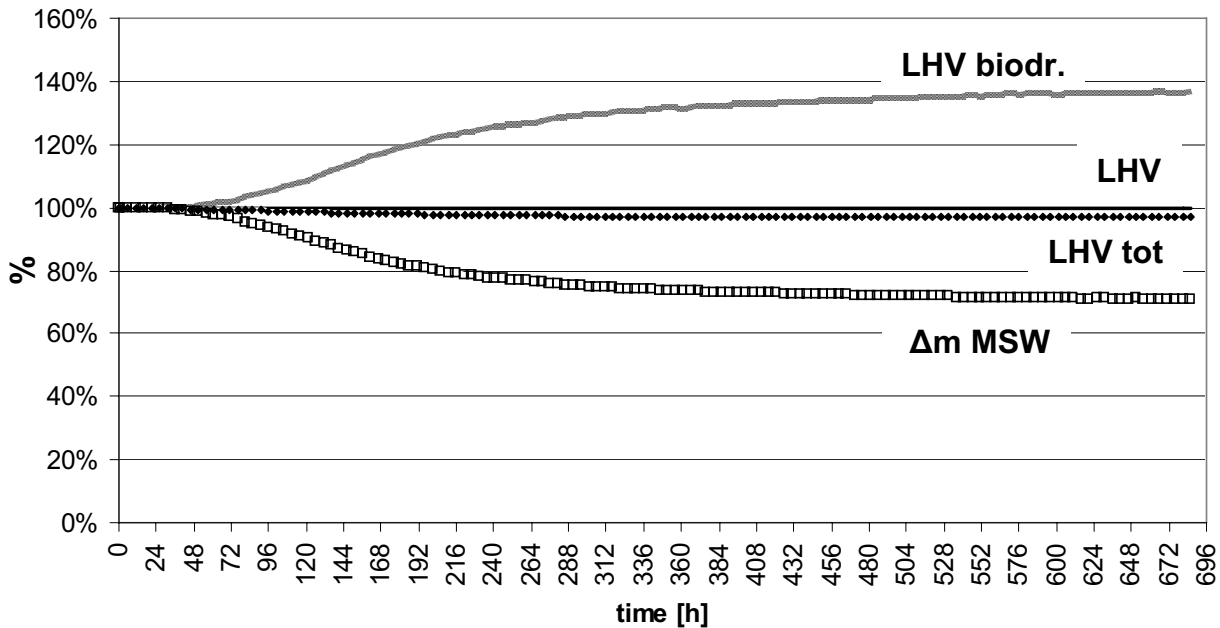


Figure 7 IR and IR<sub>24</sub> in the 30<sup>th</sup> day

### 3.5 Lower heating value dynamics

Looking at the LHV dynamics showed in Figure 8, it is clear that bio-drying can be a viable option for generating RDF starting from a “poor” waste. However, in the curve presented, the increase of the specific value of LHV, both of bio-dried waste and of RDF, becomes less significant after two weeks.

Concerning the overall energy content of waste, in Figure 8 the loss of energy (from the initial LHV) is reported. This loss (about 2%) is not the only one as bio-drying needs also some electric energy for its operation.



**Figure 8** Overall graph of the bio-drying process

## 4 Discussion

### 4.1 Critical analysis of the process with Romanian-like MSW

Results showed that:

- The process of bio-drying shows an initial lag phase that delays of about 1 day the full development of the process. The curve of the volatile solids consumption shows a dynamics similar to the one that characterizes the hydrolysis of volatile solids in case of an anaerobic fermentation (ANDREOTTOLA ET AL., 2000). As there is some readily biodegradable substrate even at the beginning of the bio-drying process (as values of the COD in the liquid part of the organic fraction demonstrate (ANDREOTTOLA ET AL., 2000)), the initial lag phase should depend on the lack of microorganisms. Anyway their growth is very fast as demonstrated from the weight loss dynamics of the process.
- The Romanian-like water content of MSW allows to increase the lasting of the bio-drying process up to 4 weeks (usually bio-drying is a proposed for a 2 weeks lasting); as a consequence the level of stabilization can be higher compared to a conventional application (for example like in Italy, where humidity of the MSW could be 20÷30%; experimental data support that consideration).
- Respirometry values point out that the bio-drying process cannot guarantee the level of stability that bio-stabilization can; as a consequence it is important to

study in details the impact of the following landfilling in order to assess its acceptability (another parameter to be considered is also the amount of biodegradable waste landfilled referred to a single inhabitant).

- The increase of LHV obtainable by bio-drying of high moisture MSW can transform a waste unsuitable for combustion to one valuable for it; as a consequence bio-drying in such a scenario can be adopted for flexible strategies of waste management (as a pre-treatment both for landfilling and before energy conversion).

## 4.2 Critical analysis of the Romanian case

In Romania no selective collection is extensively activated. MSW is disposed of in landfills without pre-treatment. The production of MSW in Romania is growing, being about  $300 \text{ kg inh}^{-1} \text{ year}^{-1}$  with a significant increase expected in the next decade. The calorific value is not suitable for a direct combustion because of the high humidity. The present paper shows an alternative strategy to the direct combustion.

Bio-drying could be a temporary strategy before the implementation of a waste-to-energy plant: in a first step, bio-drying could help to decrease the impact of MSW to be landfilled; in a second step, an energetic valorization of the bio-dried (and refined) material could be implemented both in dedicated plants and in co-combustion options.

In Romania an interesting fate of Refuse Derived Fuel from bio-drying could be the co-combustion in cement works. The Authors wish to underline that, before proposing a centralized MSW incinerator, in Romania, it could be important to study the viability of the exploitation of existing combustors. That could be a solution to decrease the capital costs related to a strategy of MSW management (Romania is presently a low-income country). Anyway this alternative pathway must be managed carefully as it must be guaranteed an adequate control of the emissions of co-combustors. Romania has just entered into the European Union, thus the environmental regulation could support the correct management of this practice.

Presently there is no bio-drying plant in Romania. The operation of this process can be managed easily, thus there is no need for a particular formation of technicians.

Apart from the main cities, in Romania the MSW production seems to be decentralized in areas at low density of waste production. To this concern it could be interesting to analyze the viability of small scale innovative solutions like the one presented in a recent conference (RAGAZZI ET AL., 2005): bio-drying could be followed from post-refinement in order to feed a small gasifier coupled with an engine.

Post-refinement can replace the selective collection of some streams of waste (metals, glass). Romania must activate a strategy for selective collection. The adoption of bio-drying could help to keep low the cost of waste collection.

## 5 Summary

The present paper showed some results of an experimental characterization of Romanian-like MSW treated in a bio-drier. The obtained results showed that the Romanian MSW is suitable for a full developed bio-drying: the waste weight can be reduced as about 25% giving a concentration of the initial energy content that increases the LHV. A small consumption of volatile solids must be taken into account. Electricity consumption must be included in case of energy balances. The implementation of bio-drying could allow the exploitation of existing combustor to be converted for co-combustion. The unsuitability of MSW for direct combustion makes it more interesting this option. An adequate control must be guaranteed in case of co-combustion.

## 6 Literature

- |  |       |   |
|--|-------|---|
| Rada E. C., Ragazzi M., Panaitescu V., Apostol T                                   | 2005° | MSW bio-drying and bio-stabilization : an experimental comparison, Proceedings of the International Conference: Towards integrated urban solid waste management system, Buenos Aires, ISWA 2005, CD version.  |
| Rada E. C.   | 2005B | Municipal Solid Waste bio-drying before energy generation , PhD Thesis, University of Trento & Politehnica University of Bucharest.   |
| Rada E. C., Ragazzi M., Panaitescu V., Apostol T                                   | 2006° | Lower Heating Value dynamics during municipal solid waste bio-drying, Environmental Technology, in press  |
| Rada E. C., Ragazzi M., Fabbri L., Panaitescu V., Apostol T.                       | 2006B | Life Cycle Analysis applicata alla bioessiccazione: aspetti energetici, Rifiuti Solidi, Vol. XX, N.2 Marzo-Aprile 2006, pp. 89-97, ISSN: 0394-5391.   |
| Andreottola G., Canziani R., Foladori P., Ragazzi M., Tatàno F.                    | 2000  | Lab scale experimentation for RBCOD production from OFMSW for BNR systems: results and kinetics, Environmental Technology, vol. 21, pp.1413-141   |
| Ragazzi M., Baggio P., Panaitescu V., Apostol T., Rada E.C., Baratieri M., Lazar L | 2005  | Waste to Energy options: a proposal for an innovative approach for energy production, Proceedings of the International Conference: Managementul deseurilor urbane si industriale, Bucuresti, Romania, Editura: Universul Energiei, pp. 26-30, ISBN 973-86948-6-8. |

**Author's addresses**

Dr.-Ing. Dipl. Elena Cristina Rada  
Environmental and Civil Department, University of Trient  
Via Mesiano 77  
38050 Trient  
Italy  
Telephone +39 0461 88 26 13  
Email: elena.rada@ing.unitn.it

Dr.-Ing. Dipl. Marco Ragazzi  
Environmental and Civil Department, University of Trient  
Via Mesiano 77  
38050 Trient  
Italy  
Telephone +39 0461 88 26 09  
Email: marco.ragazzi@ing.unitn.it

Dr.-Ing. Dipl. Tiberiu Apostol  
Politehnica University of Bucharest, Power Faculty, Bucharest  
Splaiul Independentei 313  
060032, Bucharest  
Romania  
Telephone +40 21 411 31 61  
Email: tiberius96@k.ro

Dr.-Ing. Dipl. Valeriu Panaitescu  
Politehnica University of Bucharest, Power Faculty, Bucharest  
Splaiul Independentei 313  
060032, Bucharest  
Romania  
Telephone +40 21 411 31 61  
Email: val@hydrop.pub.ro

# **Economical Analysis of Energy Recovery from the Aerobic Bioconversion of Solid Urban Waste Organic Fraction**

**Valentina Gorietti, Francesco Di Maria, Manuel Benavoli, Mirco Zoppitelli**

Università degli Studi di Perugia, Facoltà di Ingegneria,  
Dipartimento di Ingegneria Industriale, Italy

## **Wirtschaftlichkeitsbetrachtung der Wärmeenergiegewinnung aus der aeroben Behandlung der organischen Abfallfraktion**

### **Abstract**

In this paper, the aerobic treatment of the organic fraction of Solid Urban Waste, performed in a biocell plant with the possibility of recovering heat for civil or industrial needs, was examined from the economical point of view. Using a thermodynamic theoretical model, an evaluation of the thermal recoverable energy from the biological process of waste treatment and a proposal for a real plant were done. A compression heat pump is utilized for the production of sanitary hot water. The entire process is optimized on a fraction of the entire mass of waste treated in a existing plant in Umbria necessary to cover the thermal requirements of the buildings around the plant. The most significant physical and economical results and the layout of the plant are represented and discussed.

### **Keywords**

Aerobic treatment, organic fraction, biocell, energy recovery, heat pump, economical analysis.

## **1 Introduction**

Waste management is of the utmost importance for many countries, especially highly developed ones, due to implications it entails. One of the main problems is represented by the composition of SUW (DI MARIA AND PAVESI, 2005; FANTOZZI ET AL., 2002); it contains different substances that have to be treated in a special way, to attain an acceptable environmental protection level. The organic fraction is particularly reactive and if disposed in sanitary landfills, without previous adequate treatments, a large amount of dangerous and pollutant substances can be produced (DESIDERI ET AL., 2003). Some waste treatments can also present a chance to produce other by-products like energy, recycled materials and other products with both economical and environmental benefits. Different solution have been proposed to reduce the risk arising from such organic fraction (DI MARIA AND SAETTA, 2004; DI MARIA ET AL., 2003; ADANO ET AL., 2004) even if the more suitable and diffuses techniques still remain aerobic degradation of the organic content before its final disposal. In fact, this solution represent higher efficiency in organic carbon reduction, if compared to other treatments (i.e. anaerobic) (TUSSEAU-VUILLEMIN ET AL., 2003), and less complicated plant requirements. Furthermore, the gas

production is represented mainly by CO<sub>2</sub> and vapour. Nonetheless, the aerobic reduction of the organic carbon content produces a substance, known as compost, that in some cases can be exploited in agriculture to improve quality of soil. Another aspect of the aerobic treatment is represented by the large amount of heat generated during the decomposition process (THEMELIS AND KIM, 2002; BIZUCOJC AND LEDAKOWICZ, 2003); this causes an increase in organic fraction temperature which positively relates to disinfections from the more diffuses pathogen bacteria. The temperature level is maintained under 70-75°C, generally about 55-65°C, to avoid biological process inhibition, with the help of high thermal loss mainly due to convection and heat mass transfer by the large amount of fresh air necessary to supply oxygen to aerobic bacteria. Anyway it is possible to build a special plant to reduce thermal loss and to introduce an adequate amount of air, in which the excess heat can be extracted in a different way, by a thermal machine. In such a way it is possible to recover energy from the process. The system proposed in this paper consists of a bioconversion cell (THEMELIS AND KIM, 2002), in which the aerobic bioconversion of the SUW organic fraction takes place, coupled with a heat pump to extract excess heat. A thermodynamic model was implemented to simulate the system's behaviour and performances. By varying some main system parameters, both biological and energy recovery process were analyzed and discussed. A layout for the realization of the bioconversion system was proposed, in order to evaluate the economical benefits of the heat recovery and its utilization for thermal needs of the surrounding buildings.

**Table 1** Nomenclature

<b>Symbols</b>		<b>Subscripts</b>	
<i>BOD</i>	Biological Oxygen Demand	<i>air</i>	Air
<i>C</i>	Oxidized to total OF ratio	<i>d</i>	Dry
<i>C</i>	Specific Heat	<i>el</i>	Electrical
<i>CH<sub>4</sub></i>	Methane	<i>ev</i>	Evaporated
<i>CO<sub>2</sub></i>	Carbon dioxide	<i>in</i>	Input
<i>COP</i>	Coefficient Of Performance	<i>ins</i>	Insulate
<i>c<sub>p</sub></i>	Specific heat constant pressure	<i>OF</i>	Organic Fraction
<i>H</i>	Vapour enthalpy	<i>out</i>	Out
<i>HP</i>	Heat Pump	<i>ox</i>	Oxidized
<i>K</i>	Convection heat exchange coefficient	<i>pr</i>	Produced
<i>OF</i>	Organic Fraction	<i>re</i>	Reinjected
<i>OM</i>	Organic Matter	<i>real</i>	Real
<i>M</i>	Mass	<i>s</i>	Stoichiometric
<i>Q</i>	Heat power	<i>t</i>	Time
<i>R</i>	Thermal resistance	<i>theo</i>	Theoretical
<i>S</i>	Area	<i>tot</i>	Total
<i>S</i>	Thickness	<i>w</i>	Water
<i>SUW</i>	Solid Urban Waste	<i>1</i>	Biocell walls
<i>T</i>	Temperature	<i>2</i>	Convection with ambient air
<i>W</i>	Power	<i>3</i>	Water evaporation

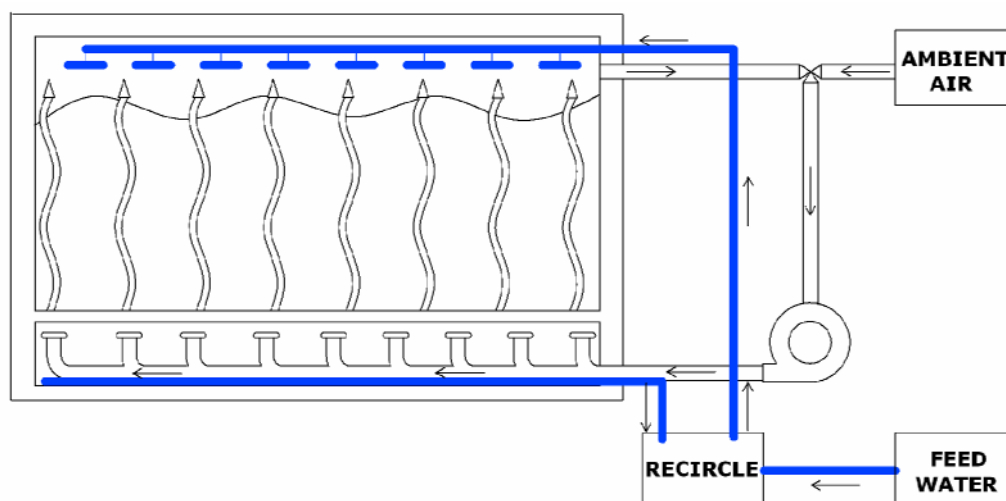
<b>Symbols</b>		<b>Subscripts</b>	
$X$	Specific air humidity	4	Injected water
$A$	Excess air	5	Organic matter
$\Delta$	Difference		
$\Lambda$	Thermal conductivity		
$M$	Real to theoretical COP ratio		
$\dot{m}$	Mass rate		

## 2 Model description and main assumptions

The proposed plant is plotted in Figure 1. The biocell is delimited by concrete walls parallelepiped volume inside of which the organic fraction is stored. The walls can be insulated to reduce heat loss during the process. The biomass occupies about 70% of the whole available volume, to allow for water injection and air circulation vessels. The oxygen required by the process is introduced in the biocell by the ambient air that is fan pumped under the organic fraction supported by a grid system. In this preliminary analysis the energy necessary to pump air was neglected. The air circuit can operate in the following ways:

1. open way, by the continuous introduction of fresh ambient air;
2. closed way, by the circulation of the same rate more times.

A water injection system is necessary to keep organic fraction humidity around 50-60% by mass. The water is pumped and injected on the top of the moisture and then recovered and, to reduce water consumption, circulated back from the bottom of the biocell.



**Figure 1** Biocell with heat pump schematic

The organic fraction temperature during the process can be controlled both by the rate of injected air or by the heat extracted by a heat pump. In the second case it is possible, as shown in the following, to maximize the HP heat extraction operating in close way, related to air injection system. The analysis of the system was performed by implement-



ing a simulation code able to take into account both the biological process and the HP characteristic. In order to do this, some assumptions were made for each system component.

## 2.1 Biological process

The SUW organic fraction consists mainly of food and paper waste; known the mass fraction of each component, it is possible to establish the chemical composition of the organic fraction (THEMELIS AND KIM, 2002, Tab. 2).

**Table 2** Ultimate analysis of MSW organic fraction. (% by weight)

Component	C [%]	H [%]	O [%]	N [%]	S [%]
Mixed food wastes	48	6,4	37,6	2,6	0,4
Fruit wastes	48,5	6,2	39,5	1,4	0,2
Meat wastes	59,6	9,4	24,7	1,2	0,2
Mixed paper	43,4	5,8	44,3	0,3	0,2
Yard wastes	50,1	6,4	42,3	0,1	0,1

The molecular formula of the considered substance has been established (1), where the chemical components with lower mass fraction (i.e. N and S) were neglected.



The aerobic bioconversion of the organic substances can be considered as an oxidation process with main by-products as carbon dioxide, water and heat. Considering the reaction (2), exploiting the heat of formation of each reactant and product, it is possible to estimate that the amount of heat released per mole of oxidised organic substances is about 616 kcal.



Starting from equation (2), the stoichiometric air, required by the process, is about 6,9 kg per kg of organic substance. Anyway, to allow a better oxidation process and temperature control, higher amounts of air are introduced in the biocell. This is expressed by parameter "α" given by the ratio of the introduced air mass rate related to the stoichiometric one (3).

$$\alpha = \frac{m_{air}}{m_{air,s}} \quad (3)$$

Another important aspect to consider is the rate at which the oxidative reaction takes place. According to the available models proposed in literature (KEENER ET AL., 1998) the amount of oxidised to total oxidizable mass ratio is related to time and temperature as shown in (4).

$$c_t = 1 - e^{-(0.00632 \cdot 1.066^{(T-20)}) \cdot t} \quad [\text{kg}_{\text{ox}} / \text{kg}_{\text{tot}}] \quad (4)$$

The time required for a complete oxidation process is theoretically infinite; considering that real aerobic treatments requires generally 15-20 days, computation were halted when the amount of bio converted organic fraction resulted to be no less than 80%.

## 2.2 Thermal loss

The biological process produces heat that causes an increase of the whole mass temperature; this has to be kept under 55-65°C, so the heat generated inside the biocell system has to be dissipated to avoid excessive temperature increase. The heat transfer process can be summarized in the main following:

1. Heat transfer by the biocell walls;
2. Heat exchanged by the process ambient air;
3. Heat absorbed by water evaporation;
4. Heat exchanged by injected water;
5. Heat absorbed by the OF.

Considering the mean temperature levels, the heat exchanged by irradiation was neglected. Referring to the figure 1, it is possible to note that the heat exchanged by the biocell walls is due both to the hot organic fraction mass, (5), and the heated air occupying the internal volume at the biocell top (6).

$$R_{OF} = \frac{1}{\frac{1}{K_{OF}} + \frac{S_{conc}}{\lambda_{conc}} + \frac{S_{ins}}{\lambda_{ins}} + \frac{1}{K_{air}}} \quad [\text{m}^2\text{K/W}] \quad (5)$$

$$R_{air} = \frac{1}{\frac{1}{K_{air}} + \frac{S_{conc}}{\lambda_{conc}} + \frac{S_{ins}}{\lambda_{ins}} + \frac{1}{K_{air}}} \quad [\text{m}^2\text{K/W}] \quad (6)$$

The global heat exchanged in this first way is given by (7).

$$Q_1 = R_{OF} \cdot S_{OF} \cdot \Delta T + R_{air} \cdot S_{air} \cdot \Delta T \quad [\text{kW}] \quad (7)$$

The second and third heat exchange process happen contemporary (8) and are represented by the one that occurs between the organic fraction mass and the process air.

$$Q_2 + Q_3 = \dot{m}_{air,d} \cdot c_p \cdot \Delta T + \dot{m}_{air,d} \cdot (X_{out} \cdot T_{out} + X_{in} \cdot T_{in}) \quad (8)$$

The ambient air, injected from the bottom of the biocell, passes through the hot organic fraction extracting heat both in convective than in evaporative way. In particular the humidity evaporation process, that causes ambient air saturation at rising temperature, is the one that involves the higher amount of extracted heat. The fourth heat exchange

considered process concerns to the need of keeping the organic fraction humidity quite constant during the whole treatment (9).

$$Q_4 = \dot{m}_w \cdot C_w \cdot \Delta T \quad (9)$$

The water injected can produce a mass temperature reduction due to water lower temperature value. If this occurs a fraction of the heat produced by the biological process is absorbed by the injected water. The final heat exchange process considered regards the heat absorbed by the organic fraction itself, during the starting period or due to some mass temperature reduction that can occur in different process phases (10).

$$Q_5 = M_{OF} \cdot C_{OF} \cdot \Delta T \quad (10)$$

The whole heat exchanged is quantified as the sum of the different heat exchange process before mentioned (11).

$$Q_{tot} = Q_1 + Q_2 + Q_3 + Q_4 + Q_5 \quad [\text{kW}] \quad (11)$$

### 2.3 Heat pump

The heat pump represents the second important component of the proposed plant. In fact this system has to provide heat extraction in particular system operating conditions, and to release this heat for different user demands. Due to the temperature levels and to the achievable performances, a vapour compression heat pump was chosen. The HP behaviour was simulated defining the theoretical Coefficient Of Performance (12).

$$COP_{teo} = \frac{T_{out}}{T_{out} - T_{in}} = \frac{Q_{out}}{W_{el,in}} \quad (12)$$

To evaluate more realistic plant performances, the theoretical COP was corrected by the aid of an empiric coefficient  $\mu$ , (13), that was estimated considering the theoretical and real COP for a wide range of real heat pumps available on the market, of similar size, to the one exploited in the present analysis.

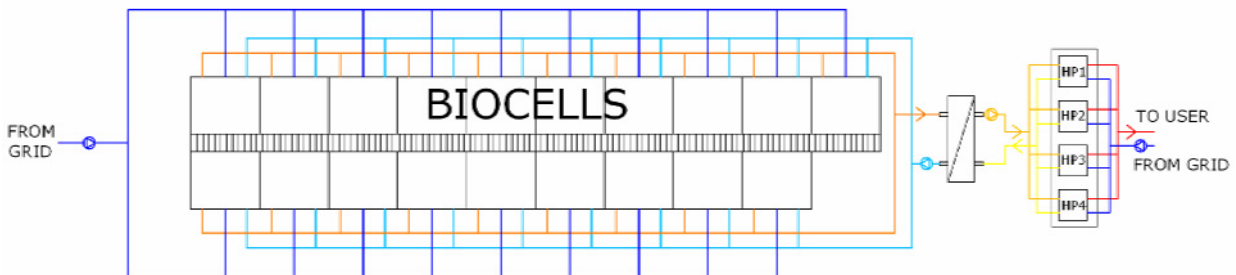
$$\mu = \frac{COP_{real}}{COP_{theo}} \quad (13)$$

When simulating the system behaviour evaluation in different operating conditions, some assumption were made for main system parameters. Heat exchange evaluation is possible only if the geometry and the components of the biocell are defined (Tab.3) and if ambient air inlet condition are assumed (Tab. 4). The possibility of recovering heat is influenced both on biocell operating condition and by the heat pump features (Tab.5). In particular, related to the HP, heat loss due to hot fluid transport inside dedicated piper and minimum temperature difference, between the hot organic fraction and the HP operating fluid, have been assumed.

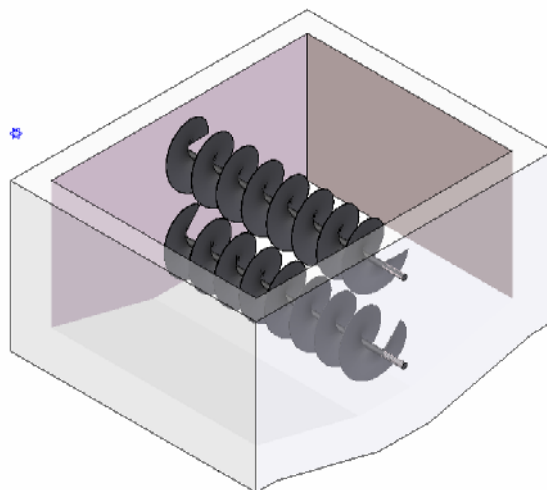
### 3 Real system description

#### 3.1 Plant layout

The plant is made up of 19 biocells, the handling system for the compost, the hydraulic system and the HP group; the layout scheme is shown in figure 2.



**Figure 2** Layout of the plant.



**Figure 3** Three-dimensional view of a biocell.

##### 3.1.1 Biocells

The biocells are realized in reinforced concrete, with internal dimensions summarized in table 3 and wall thickness of 0,4 m; the profile is shown in figure 1. There is an access on the upper side to allow the insertion of biomass and another lateral one for the extraction of the compost. The biocells are formed into two lines (of 9 and 10 biocells side by side) in specular position with the lateral access one in front of the other one. By containing the heat loss, the biocells are laid for half of their height, while the exposed to air surface is insulated with 3 cm of pugging; the internal surfaces are waterproofed to avoid the penetration of the sludge produced during the biodegradation process.

**Table 3** Biocell geometry and organic fraction feature.

<b>Length</b>	4	[m]
<b>Width</b>	5	[m]
<b>High</b>	2,5	[m]
<b>Wall thickness</b>	0,2	[m]
<b>Insulate thickness</b>	0,03	[m]
<b>Internal volume</b>	50	[m <sup>3</sup> ]
<b>Filling factor</b>	0,75	
<b>Moisture volume</b>	37,5	[m <sup>3</sup> ]
<b>Moisture water content</b>	64	[%]
<b>Moisture weight</b>	30000	[kg]

### 3.1.2 Handling system

The screened and crushed MSW organic fraction can be loaded onto the biocell, through the upper access, using a conveyor belt. The trapezoidal conformation of the ground and the two internal rotating augers, driven by an electric engine, allow an uniform biomass distribution. The rotating augers are utilized at the end of the biological process to void the biocells on a conveyor belt situated between the two lines of biocells and destined to the collecting point.

### 3.1.3 Hydraulic system and HP group

The biocells have some circuits for the realization and monitoring of the biological process and heat recovery: a ventilation system, an irrigation system, sludge collection canalizations and a heat recovery system. The ventilation system is formed by perforated ducts on the bottom of the biocell, a fan, an air inlet and an air recirculation system. In this way it's possible a complete change of air in the fixed days and recirculation in the others. The irrigation system is located in the internal upper side of the biocell and connected through a recirculation system to the sludge collection canalizations on the bottom of the biocell under a biomass detainment grid; the irrigation takes place partially with grid water and the rest with sludge recirculation. The heat recovery system is realized with pipes passing through the biomass and a circulation pump; the water gets warm reaching temperature value next to the biomass one. This circuit ends with an upstream heat exchanger ( $\eta=99\%$ ); here the water coming from biocells heats the grid water, or the user one, heading for the HP group. The HP group has 4 vapour compression heat pumps (450 kWt each one); this, electrical driven, increases the water temperature till the needed one for sanitary uses or domestic heating (75-85°C). By varying valves position, a partialization of the HP group is

possible; in this way the performance isn't penalised and the needs of the users can be satisfied.

### 3.2 Main energetic results

The proposed system can be introduced in a existing MSW integrated treatment system of a macroarea of the entire MSW management system of Regione Umbria. The daily quantity of organic fraction treated has been estimated in about 30 ton/day.

**Table 4** Ambient air feature

<b>Pressure</b>	101325	[Pa]
<b>Temperature</b>	15	[°C]
<b>Relative humidity</b>	50	[%]

**Table 5** HP main feature

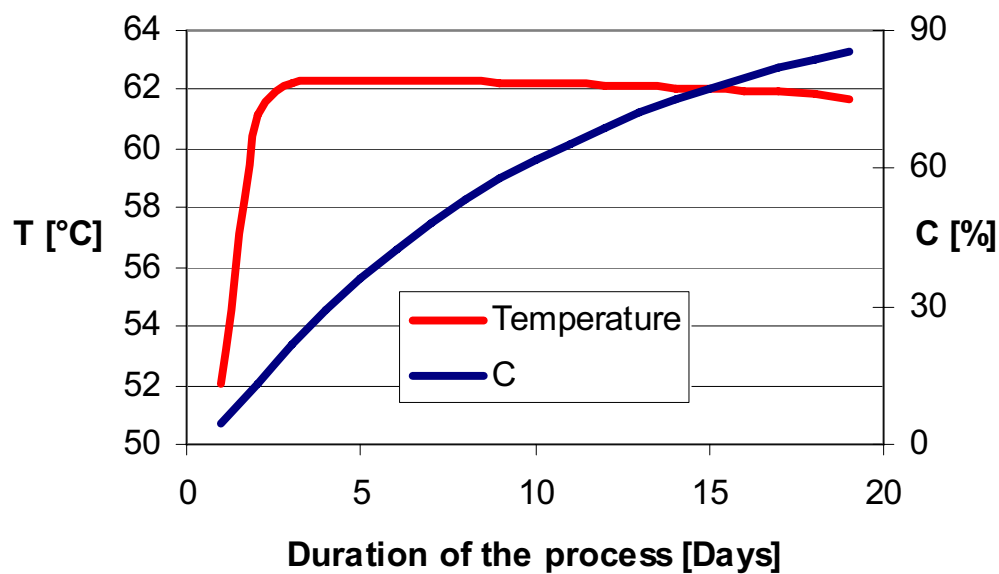
<b>COP<sub>real</sub> / COP<sub>theoric</sub></b>	40	[%]
<b>COP</b>	4,8	
<b>Heat loss</b>	5	[%]
<b>ΔT loss</b>	5	[°C]
<b>ΔT<sub>HP</sub></b>	30	[°C]

**Table 6** Biological process parameters.

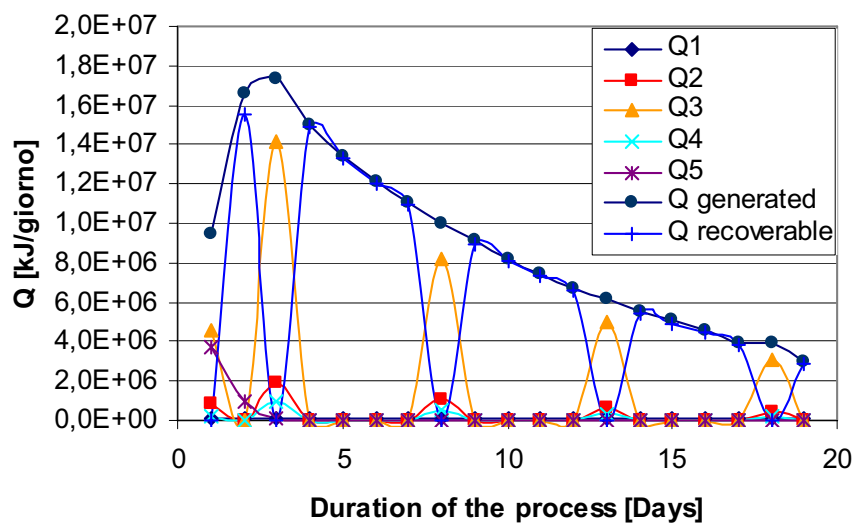
<b>Daily treated MSW</b>	30 ton
<b>Process duration</b>	19 days
<b>Biocells number</b>	19
<b>Excess air</b>	9
<b>Air recirculation days</b>	1° – 3° – 8° – 13° – 18°

The permanence time of the organic material into the biocell necessary to obtain the nearly complete degradation is about 19 days; in figure 4 temperature and bio converted fraction trend of the organic fraction during the biological process are shown. At the end of the process the bio converted fraction is about 85% and the temperature 60°C. Using a theoretical an excess air of 9 and 5 complete change of air during the process period. By hypothesizing a continuous working of the system, loading each day a single biocell and considering the previously discussed system characteristic, the proposed system will be composed of 19 biocells (table 6). An evaluation of the process was done calculating the thermal loss for a single biocell through the walls, exchanged by the process ambient air, absorbed by water evaporation, exchanged by injected water and absorbed by OF. The ambient air absorbs heat from the system through the three ways previously described; from the graph (figure 5) is clear that the main contribution to the heat loss is the water evaporation. More than 85% of the water loss in that process is restored by irrigation, while the remaining 15% in part by fresh air and

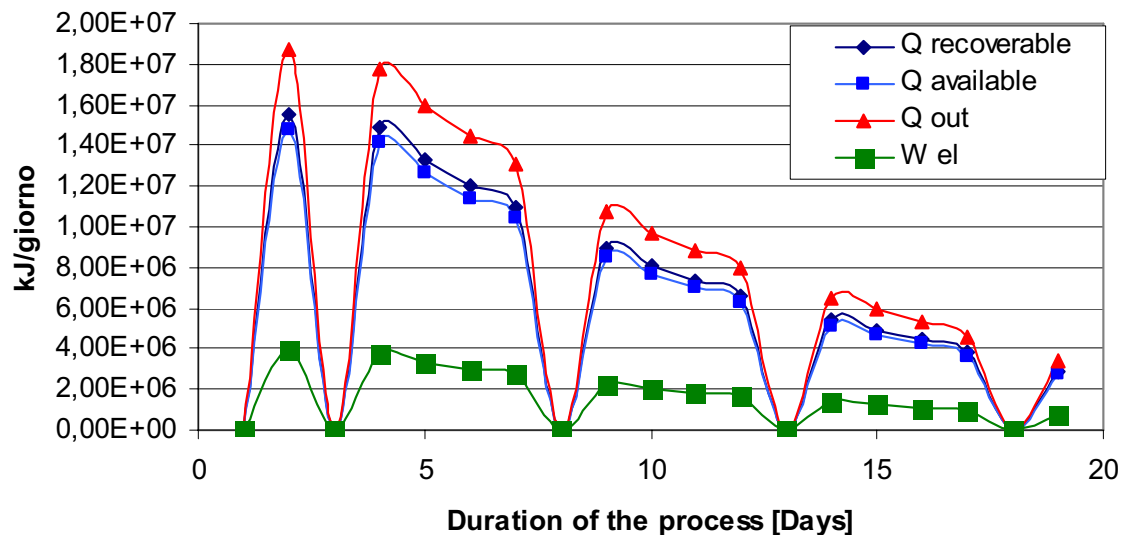
in part is produced directly by the biological process. These kind of losses are present only in the complete air change days; in the other days, recirculation days, the air is saturated and thermal equilibrated with the system. During that days the loss  $Q_1$ ,  $Q_2$  and  $Q_3$  are absent and the heat can be entirely recovered. The recoverable heat from the biocell can be used as input of a heat pump. In table 5 are summarized the characteristic of a generic HP available on the market. In figure 6 are shown the recoverable heat, available heat (equal to the recoverable one minus the loss), out heat and electric consumption of the HP; the heat recoverable from a single biocell, and so the one produced by the HP, decreases during the biological process. Whereas, those values are constant for the entire system composed of 19 biocells (table7).



**Figure 4** Bio converted fraction and temperature of the organic fraction versus time.



**Figure 5** Thermal losses, heat generated and recoverable versus time.



**Figure 6** Heat recoverable, available, produced and electrical energy absorbed versus time.

**Table 7** Medium energy production.

<b>Produced Heat</b>	$1,7 \times 10^8$	kJ/day
<b>Recoverable heat</b>	$1,2 \times 10^8$	kJ/day
<b>Available heat</b>	$1,1 \times 10^8$	kJ/day
<b>HP produced heat</b>	$1,4 \times 10^8$	kJ/day
<b>Electrical power consumption</b>	$2,98 \times 10^7$	kJel/day

## 4 Economical analysis

An economical analysis of the described system was done to evaluate the size and the trend of the investment. To that end realization ( $I_0$ ), operating (CE), maintenance (CM) and staff costs (CP) and profits from heat recovery (RE) were analysed.

The realization costs consist in: excavation work for the positioning of the biocells, biocells, rotating augers and respective engines, hydraulic ventilation systems, pumps and fans, heat exchanger, heat pumps, control system, handling systems. The realization costs are estimated in 2.000.000 €.

The operating costs are due to the electrical energy consumption of the many device of the plant; these costs have been evaluated assuming 180 day/year of work. For work time of 24 hours for the fans for the air recirculation, 8 hours for handling system (each day only one loading cycle for a single biocell), 10 hours for the HP group, an electrical consumption of nearly 775 MWh was estimated. Referring to the actual medium rate of electrical energy in Italy (0,13 €/kWh), the operating costs amount, on the average, to 100.000 €/years.

The maintenance and staff (2-3 units for shift) costs have been estimated in 100.000 €/year and 60.000 €/year respectively.



The hot water production for thermal-sanitary utilization using the HP allows an economic saving, in addition to the energetic one, compared with the same production using a traditional gas boiler. Referring to the actual medium rate of methane gas in Italy (0,05 €/kWh), the recovery of nearly 2900 thermal MWh from the biological process of waste treatment represents a profit of 150.000 €/year.

All the values until now are summarized in tables 8, 9 and 10.

**Table 8** Economical analysis parameter.

<b>Realization costs</b>	2.000.000 €
<b>Discount rate</b>	6%
<b>Plant duration</b>	20 years

**Table 9** Energetic consumption and production.

	<i>Electric consumption [kW]</i>	<i>Usage [h/day]</i>	<i>Consumption [kWh]</i>
<b>Rotating augers</b>	50	8	72000
<b>Fan</b>	19	24	82080
<b>HP (e.e.)</b>	345	10	621000
	<i>Available Power [kW]</i>	<i>Usage [h/day]</i>	<i>Production [kWh]</i>
<b>HP (heat)</b>	1656	10	2980800

**Table 10** Economical analysis summary

	<b>Annual cost [€/year]</b>		
	<b>A</b> 0,08€ / kWh <sub>EL</sub> 0,06 € / kWh <sub>T</sub>	<b>B</b> 0,13 € / kWh <sub>EL</sub> 0,05 € / kWh <sub>T</sub>	<b>C</b> 0,16 € / kWh <sub>EL</sub> 0,04 € / kWh <sub>T</sub>
<b>Operating costs</b>	-62006	-100760	-124012
<b>Profits from heat recovery</b>	178848	149040	119232
<b>Maintenance costs</b>	-100000	-100000	-100000
<b>Staff costs</b>	-60000	-60000	-60000
<b>Annual FC</b>	-43158	-111720	-164780
<b>D(5)</b>	517881	586454	639526
<b>D(10)</b>	314824	383397	436469
<b>Annual waste disposal taxes(5) [€/ton ]</b>	96	109	118
<b>Annual waste disposal taxes(10) [€/ton ]</b>	58	71	81

The net present value (NPV) at the j-th year can be expressed as:

$$NPV = -I_0 + \sum_{j(1)}^n \frac{FC}{(1+i)^j} \quad (13)$$

Where the cash flow FC is:

$$FC = -CE - CP - CM + RE \quad (14)$$

The economic analysis was done on a time interval of 20 years; with a discount rate  $i$  of 6% the trend of the investment during the plant life-time was valued (figure 7). The plant costs can't be covered only by the profit resulting from the heat recovery. For this reason, the annual due  $D$  resulting from the waste disposal taxes paid from the user, necessary for the depreciation of the investment in  $n$  years, was calculated as follow:

$$D(n) = -FC + \frac{NPV_n - I_0}{\sum_{j=1}^n \frac{1}{(1+i)^j}} \quad (15)$$

A period of 5 and 10 years for the depreciation of the investment was taken. A range of  $0,04 \div 0,06$  €/kWh<sub>t</sub> for methane gas and of  $0,08 \div 0,16$  €/kWh<sub>el</sub> for electric energy rate was considered. In table 9 the results for three different combinations of that costs are summarized. The most profitable combination is A (highest kWh<sub>t</sub> rate, lowest kWh<sub>el</sub> rate); with these assumption the annual due  $D$  ranges from 505.000 to 639.000 €/year for depreciation in 5 years and from 314.000 to 383.000 €/year in 10 years. In figure 8 is shown the investment trend. The annual waste disposal fees was calculated considering an utilization of the plant of 180 day/year and 30 ton/day of treated biomass; these fees range from 96 to 118 €/ton for 5 years depreciation and from 58 to 81 €/ton for 10 years.

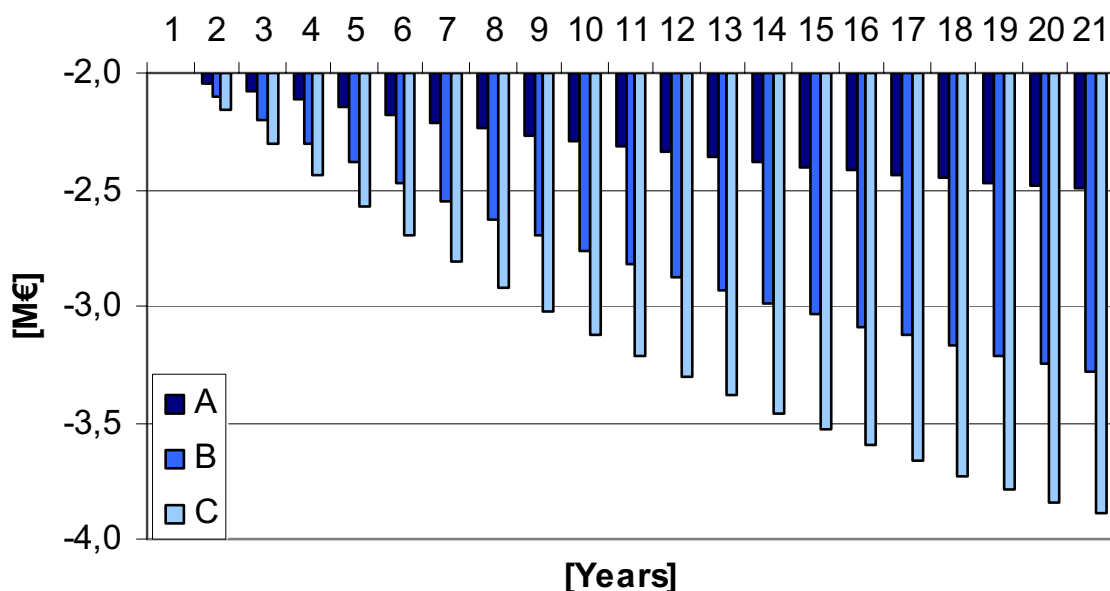
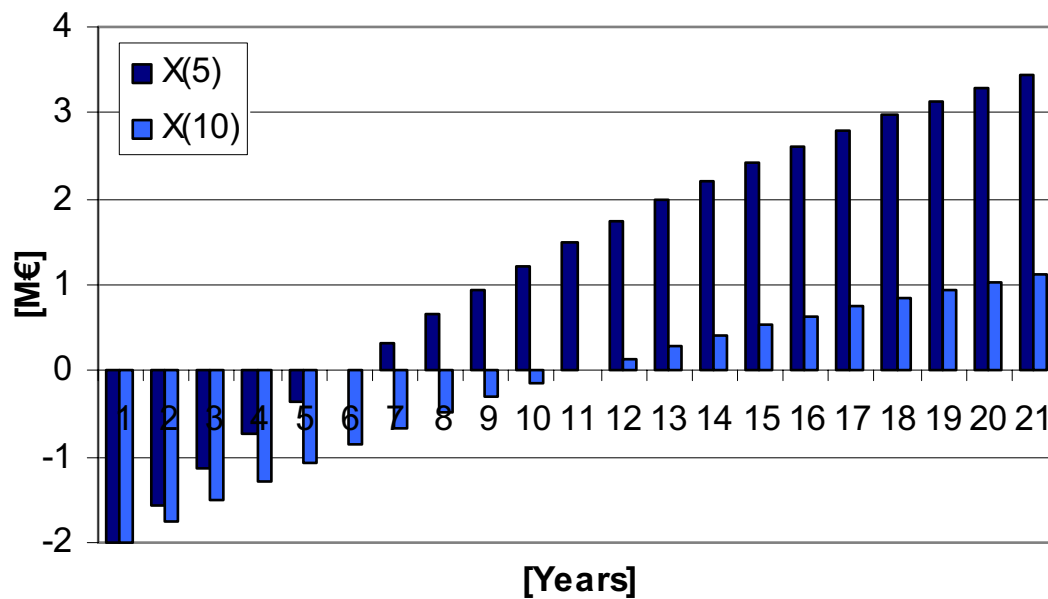


Figure 7 Investment trend



**Figure 8** Investment trend with 5 and 10 years depreciation.

## 5 Conclusion

The aerobic bioconversion of the Solid Urban Waste organic fraction is one of the most suitable solution for such waste treatment, before final disposal, mainly due to its simplicity and efficiency in reducing pollutant effect on the environment. Anyway, by the aid of the plant proposed in this work, it is possible to couple the bioconversion process with the energy recovery one. In fact, the heat released by the aerobic bacteria activity, generally at 55-65°C, can be exploited by a heat pump and increased both in quality, achieving about 80-90°C, than in quantity, achieving about 4000-5000 kJ per kg of treated organic fraction. This heat, produced as hot water, can be utilised for thermal needs of the nearby users allowing economic and emissions savings (CO<sub>2</sub> reduction, compared to a traditional methane gas boiler, of 31,3 %). This economic savings and waste disposal taxes paid from the user, permit a depreciation of the investment for the realization (2.000.000 €) and operating (mean cost 115.000 €/year) of the plant in a short period. An economic evaluation of the investment was done; by supposing a discount rate of 6%, the annual disposal taxes amounts to 109 €/ton on the average for a depreciation time of 5 years, and 71 €/ton for 10 years.

## 6 Literature

- Adani, F., Tambone, F., 2004 "Biostabilization of municipal solid waste", *Waste Management*, Vol. 24, Issue 8, pp. 775-783.
- Desideri, U., Di Maria, F., 2003 "Sanitary landfill energetic potential analysis: a real case study", *Energy conversion and management*, Vol. 44 Issue 12, pp. 1969-1981.
- Leonardi, D., Proietti, S.

- Di Maria, F., Saetta, S. 2000 "Life Cycle Assessment Analysis for solid urban waste management: the case of a 100.000 inhabitants Italian town", *The 16<sup>th</sup> International conference on solid waste technology and management*, Philadelphia, PA, December, 10-13.
- Di Maria, F., Saetta, S., Leonardi, D. 2003 "Life Cycle Assessment of a PPV plant applies to an existing SUW management system", *International Journal of Energy Research*, Vol. 27, Issue 5, pp. 481-494.
- Di Maria, F., Saetta, S. 2004 "Life cycle assessment for municipal solid waste management improvements: the case of a 100.000 inhabitant Italian town", *Journal of Solid Waste Technology and Management*, Vol. 30, No. 1, pp. 53-65.
- Di Maria, F., Pavesi, G. 2005 "RDF to energy plant for a central Italia region SUW management system: energetic and, economical analysis", *Applied Thermal Engineering*, accepted for publication.
- Keener, H., M., Elwell, D., L., et al. 1998 "Specifying Design/Operating of Composition System Using Pilot Scale Data", *Applied Engineering in Agriculture*, Vol. 13, Issue 3, pp. 377-384.
- Liwarska-Bizukojc, E., Ledakowicz, S. 2003 "Stoichiometry of the aerobic biodegradation of the organic fraction of municipal solid waste (MWS)", *Biodegradation*, Vol. 14, Issue 1, pp. 51-56.
- Themelis, J., N., Kim, Y., H. 2002 "Material and energy balances in a large-scale aerobic bioconversion cell", *Waste Management and Research*, Vol. 20, pp. 234-242.
- Tuesseau-Vuillemin, M., H., Dispan, J., Mouchel, J., M., Servais, P. 2003 "Biodegradable fraction of organic carbon estimated under oxic and anoxic conditions", *Water Research*, Vol. 37, Issue 9, pp. 2242-2247.

### Authors' addresses

Prof-Ing. Francesco Di Maria <sup>(1)</sup>, Ing. Valentina Gorietti <sup>(2)</sup>  
Università degli Studi di Perugia  
Dipartimento di Ingegneria Industriale – Sezione Macchine  
Via G.Duranti 67 – 06100 Perugia - Italia  
Telephone <sup>(1)</sup> +39 075 585 38 76 ; <sup>(2)</sup> +39 075 585 37 48  
Email <sup>(1)</sup> [fdm@unipg.it](mailto:fdm@unipg.it) <sup>(2)</sup> [vgorietti@mach.ing.unipg.it](mailto:vgorietti@mach.ing.unipg.it)  
Website: [www.macchine.unipg.it](http://www.macchine.unipg.it)

# Prozessoptimierung von Intensivrotteverfahren

Birte Mähl

gewitra mbH, Hannover

## Optimisation of Intensive Rotting Processes

### Abstract

The optimisation of intensive rotting processes is carried out by specific active aeration and watering, interacting with each other, as well as by waste turning and moving respectively. The present lecture will introduce basic approaches of calculation for the control of intensive rotting processes which were acquired by the consulting engineers of gewitra mbH. These computing procedures are applied for different dimensioned intensive rotting processes, tunnel and container systems in particular. Likewise, they will be continuously developed based upon further operational experiences.

### Zusammenfassung

Die Prozessoptimierung von Intensivrotteverfahren erfolgt durch gezielte aktive Belüftung und Bewässerung, die miteinander in Wechselwirkung stehen, sowie durch Umsetzung bzw. Bewegung des Abfallmaterials. In dem vorliegenden Beitrag werden grundlegende Berechnungsansätze für die Steuerung von Intensivrotteverfahren vorgestellt, die von dem Ingenieurbüro gewitra mbH erarbeitet wurden und für unterschiedlich dimensionierte Intensivrottesysteme, insbesondere Container- und Tunnel-Systeme, angewendet und auf der Basis von Betriebserfahrungen kontinuierlich weiterentwickelt werden.

### Keywords

Intensive rotting process; aeration; watering; waste turning and moving respectively; kinetics, stoichiometry and thermodynamics of aerobic degradation; heat removal and water removal with exhaust air.

Intensivrotte; Belüftung; Bewässerung; Umsetzung bzw. Bewegung des Abfall; Kinetik, Stöchiometrie und Thermodynamik des aeroben Abbaus; Wärmeaustrag und Wasseraustrag über die Abluft.

## 1 Einleitung

Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA) gliedert sich in die mechanische Aufbereitungsstufe und die anschließende biologische Behandlungsstufe in Form aerober Verfahren (Intensivrotte, Nachrotte) oder anaerober Verfahren (Vergärung). Der Schwerpunkt des vorliegenden Beitrages bildet das Intensivrotteverfahren von MBA-Anlagen, das insbesondere durch eine aktive Belüftung gekennzeichnet ist. Die Belüftung hat die Funktion, einerseits Sauerstoff in das System einzutragen und andererseits überschüssige Wärme aus dem System auszutragen. Mit der Wärme wird über die Abluft auch Wasser aus dem System ausgetragen, so dass eine nicht beabsichtigte biolo-

gische Trocknung des Abfallmaterials bewirkt wird und eine in Abhängigkeit der Belüftung stehende Bewässerung erforderlich ist.

Die für die Prozessoptimierung von Intensivrotteverfahren erforderliche Belüftungs- und Bewässerungsintensität ist an die jeweiligen Randbedingungen, dazu zählen biologisch abbaubarer organischer Anteil und Struktur des Abfallmaterials, Prozess- bzw. Behandlungszeit sowie Feuchte und Temperatur der Luftströme, anzupassen.

Die Ermittlung der optimierten Prozesssteuerung von Intensivrotteverfahren basiert auf folgenden Berechnungsansätzen:

- Kinetik biologischer Abbau- und Umbauprozesse
- Stöchiometrie und Thermodynamik aerober Abbau- und Umbauprozesse
- Thermodynamik der Luftströme

## 2 Prozessrandbedingungen

### 2.1 Intensivrottesysteme

Aufgrund der Dimension im Hinblick auf die behandelbare Abfall-Feuchtmasse (FM) lassen sich zwei wesentliche Intensivrottesysteme unterscheiden: In der Container-Intensivrotte sind je Container durchschnittlich 18 Mg FM behandelbar, in der Tunnel-Intensivrotte hingegen durchschnittlich 240 Mg FM (siehe Tabelle 1).

**Tabelle 1** Dimensionen von Intensivrottesystemen

	<b>Container-System</b>	<b>Tunnel-System</b>
<b>System-Volumen</b>	ca. 35 m <sup>3</sup>	ca. 430 m <sup>3</sup>
<b>Abfall-Feuchtmasse</b>	ca. 18 Mg FM	ca. 240 Mg FM
<b>Abfall-Füllhöhe</b>	ca. 1,8 m	ca. 3,7 m

Das thermodynamische System von Intensivrottesystemen mit den Luftströmen, die in der Regel über die Frischluft- und Umluft-Klappe steuerbar sind, und den Online-Messparametern zeigt Abbildung 1. Die Steuerparameter bilden die Abfall- oder Ablufttemperatur und der Sauerstoffgehalt in der Abluft.

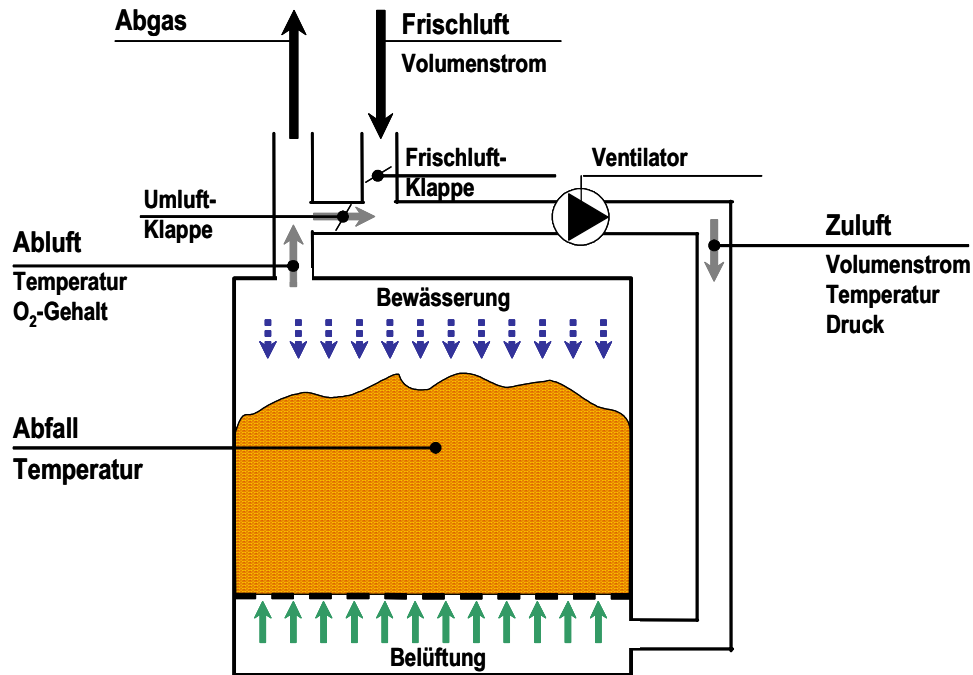


Abbildung 1 Thermodynamisches System von Intensivrotteverfahren

## 2.2 Prozesssteuerung

### 2.2.1 Optimale Prozessbedingungen

Die wesentlichen Einflussfaktoren auf aerobe Abbau- und Umbauprozesse sind der Sauerstoffgehalt, die Temperatur und der Wassergehalt im System, d. h. im Abfallmaterial. Unterschiedliche praxisbezogene Untersuchungen haben gezeigt, dass folgende Prozessbedingungen als optimal gelten:

- **Sauerstoffgehalt**

Sauerstoff geht als Reaktant in den Stoffwechsel der aeroben Atmung ein. Nach SOYEZ et al., 2000 ist von einer Mindestsauerstoffkonzentration von etwa 16 bis 18 Vol.-% auszugehen, um die Antriebskraft des biologischen Prozesses aufrecht zu erhalten und unlimitierte Reaktionen zu ermöglichen. Eine deutliche Verlangsamung der mikrobiellen Aktivität tritt nach KRANERT, 2000 bei einem Sauerstoffgehalt in der Abluft unter 10 Vol.-% ein.

- **Temperatur**

Die bei den exotherm ablaufenden aeroben Abbaureaktionen freigesetzte Energie in Form von Wärme bewirkt, dass Prozesstemperaturen von 80 °C und mehr erreicht werden. Die optimale Prozesstemperatur, d. h. die Abfalltemperatur, liegt nach SOYEZ et al., 2000 hingegen im Bereich von 50 bis 60 °C.

- **Wassergehalt**

Die Mikroorganismen können Nährstoffe nur in gelöster Form aufnehmen, so dass dem System eine ausreichende Wassermenge zur Verfügung zu stellen ist und für die biologischen Abbau- und Umbauprozesse optimale Reaktionsbedingungen einzustellen sind. Nach SOYEZ et al., 2000 sind in der Restabfallbehandlung als Orientierungsgröße 45 bis 55 % Wasser bezogen auf die Feuchtmasse (FM), d. h. Werte im Bereich der Wassersättigung, anzustreben.

## 2.2.2 Maßnahmen der Prozessoptimierung

Die Einstellung optimaler Prozessbedingungen erfolgt durch Steuerung der Belüftung und Bewässerung sowie durch Umsetzung und damit Bewegung des Abfallmaterials.

- **Belüftung**

Die Belüftung übernimmt insbesondere die Funktion, einerseits Sauerstoff in das System einzutragen und andererseits Wärme aus dem System auszutragen. Da die Ablufttemperatur höher als die Zulufttemperatur ist, nimmt die Abluft Feuchtigkeit auf und verringert damit die Temperatur und auch den Wassergehalt des Abfallmaterials. In Abhängigkeit der abgebauten organischen Substanz ist für die Abdeckung des stöchiometrischen Sauerstoffbedarfs ein Zuluftvolumen zwischen 2 und 15 m<sup>3</sup> je kg abgebaute organische Trockenmasse (oTM) erforderlich. Die Einstellung einer Temperatur im System von 55 °C erfordert hingegen Zuluftvolumen zwischen 22 und 150 m<sup>3</sup>/kg oTM. Der mit diesem Wärmeverlust verbundene Wasserverlust über die Abluft beträgt durchschnittlich 6 kg/kg oTM [MÄHL, 2005].

- **Bewässerung**

Die Bewässerung übernimmt zum einen die Funktion, einen optimalen Wassergehalt für den Prozessbeginn einzustellen, zum anderen ist der mit der Abluft bewirkte Feuchteverlust durch kontinuierliche Bewässerung, die im Wesentlichen von der Belüftungsintensität abhängig ist, auszugleichen.

- **Umsetzung**

Eine Umsetzung des Abfallmaterials bewirkt eine Homogenisierung (Durchmischung der Abfallsubstanzen) sowie eine Auflockerung und damit Vergrößerung des Luftporvolumens, so dass der mögliche Luftdurchsatz erhöht wird.



### 3 Prozesssimulation von Intensivrotteverfahren

#### 3.1 Kinetik biologischer Abbau- und Umbauprozesse

Die Abbaukinetik biologischer Abfallstabilisierungsprozesse wird in Abbildung 2 durch eine Reaktion erster Ordnung beschrieben, für die folgende Randbedingungen zugrunde gelegt wurden:

- **Atmungsaktivität  $AT_4$**

Der Parameter Atmungsaktivität ( $AT_4$ ) wird von  $AT_{4;In} = 80 \text{ mg O}_2/\text{g TM}$  auf  $AT_{4;Out} = 20 \text{ mg O}_2/\text{g TM}$  reduziert. Die Behandlungs- bzw. Prozess-Zeit in der Intensivrotte beträgt 28 Tage.

- **Abfallmasse**

Der Wassergehalt  $WG_{In}$  beträgt 45 %, d. h. 1 Mg Feuchtmasse (FM) entsprechen 0,55 Mg Trockenmasse (TM). Der Glühverlust  $GV_{In}$  beträgt 50 %, d. h. 0,55 Mg TM entsprechen 0,275 Mg organische Trockenmasse (oTM).

- **Abbaugeschwindigkeit**

Die Abbaugeschwindigkeit der organischen Trockenmasse (oTM) wird aufgrund der hier gewählten Randbedingungen mit durchschnittlich etwa 2,4 kg oTM pro Tag bezogen auf einen Intensivrotte-Input von 1 Mg FM angesetzt.

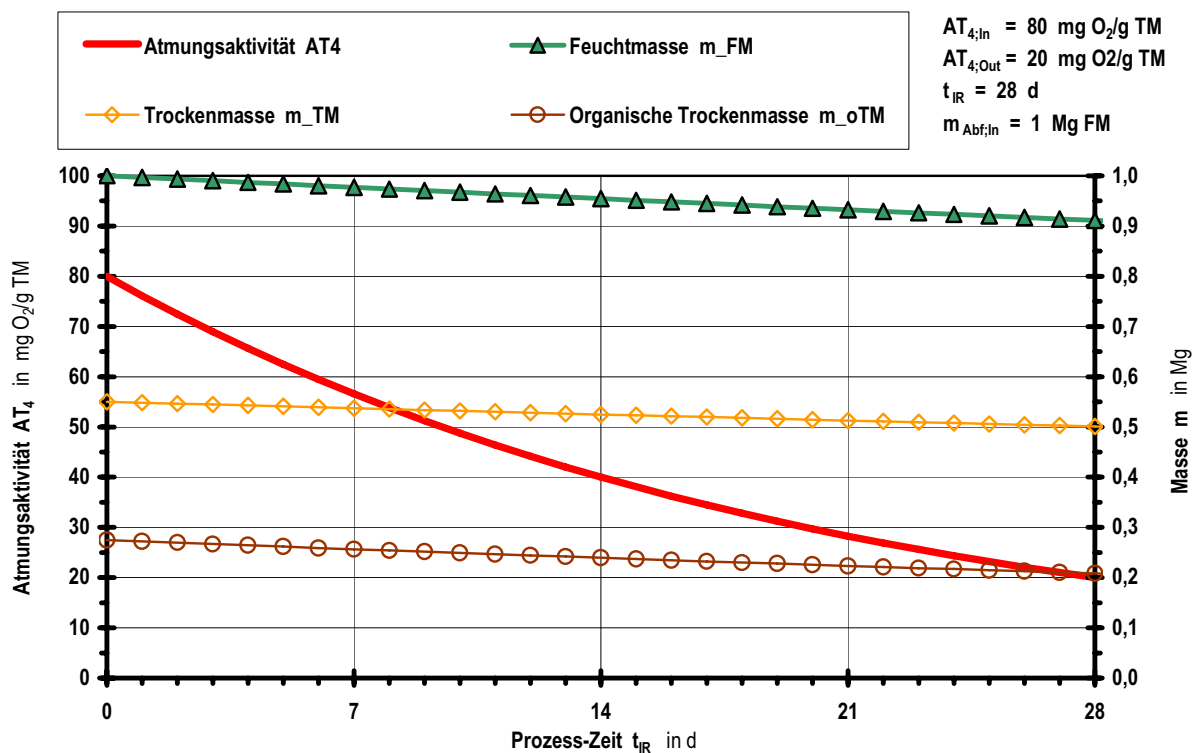


Abbildung 2 Kinetik biologischer Abbau- und Umbauprozesse

### 3.2 Stöchiometrie und Thermodynamik aerober Abbau- und Umbauprozesse

Der stöchiometrischen und thermodynamischen Berechnung aerober Abbau- und Umbauprozesse liegt eine Auswahl folgender organischer Substanzen zugrunde:

- **Stoffgruppen**

Die Stoffgruppen organischer Substanzen enthalten verschiedene Kohlenhydrate, Fette, Proteine, Kohlenwasserstoffe und Alkohole.

- **Abfallfraktionen**

Die Abfallfraktionen umfassen die organischen Substanzen, die in Restabfällen aus Haushaltungen, Bioabfällen (Küchenabfällen sowie Garten- und Parkabfällen), Papier und Pappe sowie Klärschlämmen enthalten sind.

Die organische Substanz wird bei einem vollständigen aeroben Abbau unter Verbrauch von Sauerstoff  $O_2$  zu Kohlendioxid  $CO_2$ , Wasser  $H_2O$  und Ammoniak  $NH_3$  umgesetzt. In dem Verlauf der aeroben Abbaureaktionen wird Energie in Form von Wärme freigesetzt, im Folgenden als Reaktionswärme bezeichnet.

Tabelle 2 zeigt den stöchiometrischen Sauerstoffbedarf, die Stoffwechselprodukte und die Reaktionswärme, jeweils je kg abgebaute organische Trockenmasse (oTM).

**Tabelle 2** Stöchiometrie und Thermodynamik aerober Abbau- und Umbauprozesse

	<b>O<sub>2</sub>- Verbrauch</b>	<b>CO<sub>2</sub>- Produktion</b>	<b>H<sub>2</sub>O- Produktion</b>	<b>NH<sub>3</sub>- Produktion</b>	<b>Reaktions- wärme</b>
	kg O <sub>2</sub> /kg oTM	kg CO <sub>2</sub> /kg oTM	kg H <sub>2</sub> O/kg oTM	kg NH <sub>3</sub> /kg oTM	kJ/kg oTM
<b>Stoffgruppen:</b>					
<b>Min</b>	0,18	0,96	0,20	0,00	- 2.420
<b>Max</b>	3,99	3,09	2,25	0,23	- 54.334
<b>Mittel</b>	1,56	1,79	0,74	0,02	- 21.266
<b>Abfallfraktionen:</b>					
<b>Min</b>	0,56	1,53	-0,09	0,00	- 7.561
<b>Max</b>	2,82	2,85	1,03	0,19	- 38.476
<b>Mittel</b>	1,14	1,81	0,29	0,04	- 15.534
<b>Stoffgruppen, Abfallfraktionen:</b>					
<b>Mittel</b>	<b>1,57</b>	<b>1,91</b>	<b>0,62</b>	<b>0,04</b>	<b>- 21.356</b>

### 3.3 Thermodynamik der Luftströme

Für die Ermittlung der erforderlichen Belüftung und Bewässerung während des Behandlungsprozesses wurden folgende Varianten berechnet:

- **Variante 1**

**Zuluft:** Relative Feuchte  $\varphi = 0,7$ ; Temperatur  $t = 15, 20, 25, 30, 35, 40$  und  $45\text{ °C}$

**Abluft:** Relative Feuchte  $\varphi = 1,0$ ; Temperatur  $t = 55\text{ °C}$

- **Variante 2**

**Zuluft:** Relative Feuchte  $\varphi = 0,7$ ; Temperatur  $t = 15, 20, 25, 30, 35, 40$  und  $45\text{ °C}$

**Abluft:** Relative Feuchte  $\varphi = 0,9$ ; Temperatur  $t = 50\text{ °C}$

Die theoretisch erreichbaren Zustände der für die Varianten gewählten Lastfälle unterscheiden sich durch den gewählten Wärmeaustrag, d. h. Feuchtegehalt im Zusammenhang mit der Temperaturdifferenz von Zuluft und Abluft. **Variante 1** enthält die Randbedingung, dass die Zuluft das Abfallmaterial vollständig durchströmt, mit einer Sättigung von 100 % austritt und die Einstellung einer Abfalltemperatur von  $55\text{ °C}$  bewirkt. **Variante 2** ist im Hinblick auf die erforderliche Zuluftmenge der härtere Lastfall, da die Abluft mit einer Sättigung von 90 % und einer Temperatur von  $50\text{ °C}$  angesetzt wird, so dass aufgrund der geringeren Enthalpie (verringertes möglicher Wärmeaustrag aufgrund  $\varphi = 0,9$ ) und der höheren auszutragenden Wärmemenge die erforderliche Luftmenge im Vergleich zu Variante 1 größer ist.

Die Berechnungsergebnisse der Varianten sind für Container- und Tunnel-Systeme in Tabelle 3 und Tabelle 4 für folgende Parameter zusammengestellt:

- **Volumen der feuchten Zuluft im Betriebszustand  $V_{Zul}$ ,**

d. h.  $15, 20, 25, 30, 35, 40$  bzw.  $45\text{ °C}$  bei  $\varphi = 0,7$

- **Volumen der feuchten Abluft im Betriebszustand  $V_{Abl}$ ,**

d. h.  $55\text{ °C}$  bzw.  $50\text{ °C}$  bei  $\varphi = 1,0$  bzw.  $0,9$

- **Ausgetragene Enthalpie  $H_{Aus}$ ,**

bezeichnet die Wärmemenge, die über die Abluft aus dem System ausgetragen wird;

- **Ausgetragene Wasserdampfmasse  $m_{WD;Aus}$ ,**

bezeichnet die Wasserdampfmenge, die über die Abluft aus dem System ausgetragen wird;

- **Erforderliche Bewässerung  $V_{H_2O-Zuf}$ ,**

bezeichnet die Wasserdampfmenge, die über die Abluft aus dem System ausgetragen wird und durch kontinuierliche Prozess-Bewässerung wieder zuzuführen ist.

**Tabelle 3** Erforderliche Zuluft sowie über die Abluft ausgetragene Wärme und Wasserdampfmasse - **Variante 1**

Zuluft	V <sub>Zul</sub> m <sup>3</sup> /h	V <sub>Abl</sub> m <sup>3</sup> /h	H <sub>Aus</sub> kJ/d	m <sub>WD;Aus</sub> kg WD/d	V <sub>H2O-Zuf</sub> m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O/d
<b>Container-Intensivrotte, Abfall-Feuchtmasse = 18 Mg FM, Wassergehalt = 45 %</b>					
(a) 15 °C	100	133	914.191	306	0,31
(b) 20 °C	106	138	914.191	310	0,31
(c) 25 °C	114	145	914.191	314	0,31
(d) 30 °C	124	155	914.191	318	0,32
(e) 35 °C	138	168	914.191	322	0,32
(f) 40 °C	159	187	914.191	326	0,33
(g) 45 °C	192	219	914.191	331	0,33
<b>Tunnel-Intensivrotte, Abfall-Feuchtmasse = 240 Mg FM, Wassergehalt = 45 %</b>					
(a) 15 °C	1.331	1.774	12.189.218	4.084	4,08
(b) 20 °C	1.415	1.844	12.189.218	4.136	4,14
(c) 25 °C	1.519	1.936	12.189.218	4.187	4,19
(d) 30 °C	1.656	2.060	12.189.218	4.239	4,24
(e) 35 °C	1.844	2.235	12.189.218	4.293	4,29
(f) 40 °C	2.120	2.496	12.189.218	4.352	4,35
(g) 45 °C	2.562	2.921	12.189.218	4.420	4,42

**Tabelle 4** Erforderliche Zuluft sowie über die Abluft ausgetragene Wärme und Wasserdampfmasse - **Variante 2**

Zuluft	V <sub>Zul</sub> m <sup>3</sup> /h	V <sub>Abl</sub> m <sup>3</sup> /h	H <sub>Aus</sub> kJ/d	m <sub>WD;Aus</sub> kg WD/d	V <sub>H2O-Zuf</sub> m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O/d
<b>Container-Intensivrotte, Abfall-Feuchtmasse = 18 Mg FM, Wassergehalt = 45 %</b>					
(a) 15 °C	146	183	914.191	295	0,30
(b) 20 °C	159	194	914.191	300	0,30
(c) 25 °C	175	208	914.191	305	0,31
(d) 30 °C	198	230	914.191	310	0,31
(e) 35 °C	232	263	914.191	316	0,32
(f) 40 °C	290	320	914.191	322	0,32
(g) 45 °C	410	437	914.191	331	0,33
<b>Tunnel-Intensivrotte, Abfall-Feuchtmasse = 240 Mg FM, Wassergehalt = 45 %</b>					
(a) 15 °C	1.953	2.434	12.189.218	3.929	3,93
(b) 20 °C	2.115	2.580	12.189.218	3.996	4,00
(c) 25 °C	2.331	2.779	12.189.218	4.064	4,06
(d) 30 °C	2.634	3.064	12.189.218	4.133	4,13
(e) 35 °C	3.093	3.505	12.189.218	4.208	4,21
(f) 40 °C	3.872	4.262	12.189.218	4.295	4,30
(g) 45 °C	5.468	5.828	12.189.218	4.418	4,42

Für die direkte Übertragung der berechneten Werte auf großtechnische Anlagen ist zu berücksichtigen, dass die Größenordnungen unter folgenden Randbedingungen gelten:

- **Isotherme Verhältnisse**, die sich im großtechnischen Maßstab nicht realisieren lassen; im Praxisbetrieb großtechnischer Anlagen ist immer von einer räumlichen Temperaturverteilung mit teilweise hohen Temperaturgradienten auszugehen.
- **Ausreichendes Luftporenvolumen**, das sowohl die Luftmenge als auch die Bewegungsmöglichkeit der Luft im Substrat bestimmt. Das Porenvolumen verringert sich mit zunehmender Prozess- bzw. Behandlungszeit aufgrund von Setzungs Vorgängen und des Abbaus organischer Substanzen.

Die ermittelten Werte für die erforderliche Belüftung und Bewässerung sind von unterschiedlichen Randbedingungen abhängig, die an die tatsächlichen Prozessbedingungen für den jeweiligen Einzelfall in MBA-Anlagen entsprechend anzupassen sind. Im Wesentlichen zählen dazu die Reaktionswärme, die Abbaugeschwindigkeit, der Druck, die relative Feuchte und Temperatur der Zuluft und Abluft sowie der mögliche Luftdurchsatz, der von dem zur Verfügung stehendem Luftporenvolumen bestimmt wird und durch Umsetzung bzw. Bewegung des Abfallmaterials während des Behandlungsprozesses deutlich erhöht wird.

## 4 Zusammenfassung

Als Maßnahmen der Prozessoptimierung dienen die Bewässerung des Abfallmaterials vor Prozess- bzw. Behandlungsbeginn, die im Anschluss an die mechanische Aufbereitung in der Regel in der Mischtrommel stattfindet, sowie die Belüftung, Bewässerung und Umsetzung während des Behandlungsprozesses. Praxisbezogene Untersuchungen in unterschiedlichen MBA-Anlagen haben gezeigt, dass für die Prozessoptimierung von Intensivrotteverfahren folgende Maßnahmen zielführend sind:

- **Bewässerung**

Die Bewässerung des Abfallmaterials vor Prozess- bzw. Behandlungsbeginn stellt den Wassergehalt des Intensivrotte-Inputs ein. Um eine Behinderung des Luftdurchsatzes weitestgehend zu vermeiden, ist ein Wassergehalt von 45 % anzustreben. Demzufolge ist bei einem Wassergehalt zwischen 35 und 40 % im Abfallmaterial vor der Intensivrotte eine Wassermenge zwischen 1,6 und 3,3 m<sup>3</sup> je Container und zwischen 22 und 44 m<sup>3</sup> je Tunnel zuzuführen.

- **Prozess-Belüftung**

Die bedeutende Anforderung an die Belüftung liegt in dem Wärmeaustrag über die Abluft, um im System Temperaturen von etwa 55 °C einzustellen und somit unlimitierte Abbaureaktionen zu ermöglichen. Der Wärmeaustrag hängt in erster Linie von der Temperatur der Zuluft, d. h. Frischluft- bzw. Umluftanteil in der Zuluft, ab. Für die

in Abschnitt 0 berechneten Varianten ergibt sich, dass bei einer Zulufttemperatur von 20 °C eine Zuluftmenge von 110 bis 160 m<sup>3</sup>/h je Container bzw. 1.400 bis 2.100 m<sup>3</sup>/h je Tunnel erforderlich ist, um die überschüssige Wärme aus dem Abfallmaterial auszutragen. Die erforderliche Zuluftmenge erhöht sich bei einer Zulufttemperatur von 40 °C auf Werte zwischen 160 bis 290 m<sup>3</sup>/h je Container bzw. 2.100 bis 3.900 m<sup>3</sup>/h je Tunnel. Es ist darüber hinaus zu berücksichtigen, dass der tatsächliche Luftdurchsatz und damit Wärmeaustrag von dem zur Verfügung stehendem Luftporenvolumen im Abfallmaterial bestimmt wird.

- **Prozess-Bewässerung**

Mit dem Wärmeaustrag wird ebenfalls Wasser aus dem Abfallmaterial ausgetragen, so dass während des gesamten Behandlungsprozesses für die Aufrechterhaltung der mikrobiellen Aktivität eine Wassermenge von durchschnittlich 0,3 m<sup>3</sup> je Tag und Container bzw. 4,2 m<sup>3</sup> je Tag und Tunnel zuzuführen ist.

- **Umsetzung bzw. Bewegung des Abfallmaterials**

Der tatsächlich mögliche Luftdurchsatz wird entscheidend von dem zur Verfügung stehenden Luftporenvolumen bestimmt. Das Porenvolumen verringert sich während des Behandlungsprozesses aufgrund von Setzungs Vorgängen und des Abbaus organischer Substanzen. Durch eine Umsetzung und damit Bewegung des Abfallmaterials lässt sich die durch das Abfallmaterial strömende Luftmenge um das Vierfache steigern. Es wird daher empfohlen, das Abfallmaterial wöchentlich umzusetzen. Als entscheidend hat sich dabei das erste Umsetzen herausgestellt, das etwa 7 Tage nach Beginn der Intensivrotte durchgeführt werden sollte.

Das Ingenieurbüro gewitra mbH führt in diesem Zusammenhang Arbeiten durch, um die Prozesssteuerung in Abhängigkeit der jeweiligen Randbedingungen einzelner MBA-Anlagen optimal auszunutzen und einzustellen. Die Ziele der spezifizierten Prozessoptimierung sind:

- Minimierung der Prozess- bzw. Behandlungszeit bei hoher Abbauleistung,
- Reduzierung der Abluftmengen durch ein innovatives Abluftmanagement,
- Erhöhung der Reinigungsleistung bestehender Abluftbehandlungsaggregate im Hinblick auf kritische Parameter, wie Kohlenstoff-, Lachgas- und Geruchsemissionen,
- Verbesserung der Verfügbarkeiten einzelner Systemkomponenten bis hin zur gesamten Abluftreinigung.

## 5 Literatur

- KRANERT, M. 2000 Grundlagen der Kompostierung.  
In: Biologische Abfallverwertung; W. Bidlingmaier (Hrsg.); Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart; S. 37 - 55.
- MÄHL, B. 2005 Belüftung als Instrument zur Prozessoptimierung von Intensivrotteverfahren in MBA-Anlagen.  
In: Internationale Tagung MBA 2005; M. Kühle-Weidemeier (Hrsg); Cuvillier Verlag, Göttingen, ISBN 3-86537-665-7; S. 281 - 293.
- SOYEZ, K.; HERMANN, T.; KOLLER, M.; PLICKERT, S.; THRÄN, D. 2000 BMBF-Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ - Gesamtdarstellung der wissenschaftlichen Ergebnisse des Verbundvorhabens-.  
Teilvorhaben TV 1, Projektteil 1, Förderkennzeichen 1470960; Projektträger des BMBF: Umweltbundesamt.

### **Anschrift der Verfasserin**

Dipl.-Ing. Birte Mähl  
 Ingenieurgesellschaft für Wissenstransfer gewitra mbH  
 Betriebsstätte Nord  
 Zur Bettfedernfabrik 1  
 D-30451 Hannover  
 Email: [maehl@gewitra.de](mailto:maehl@gewitra.de)  
 Website: [www.gewitra.de](http://www.gewitra.de)

## **Trockenfermentation, ideal für die biologische Fraktion?**

**Mario Caviezel**

CTU – Conzepte Technik Umwelt AG; Winterthur, Schweiz

**„Dry fermentation“; Ideal for the Biological Fraction ?**

### **Abstract**

The Mechanical Biological Technology (MBA/MBS) is a new way of active treatment of the organic solid waste ending up in a product that is stabilised. Composting the end product is usually a problem due to heavy metal or other “unhelpful” by-products. Still there is a lot of energy in the organic waste and with an anaerobic process, at least this part can be used. Therefore many companies tried to make Biogas out of the biological fraction with more or less success. The reason for this is that the waste usually contains sand, stones, glass and other heavy, settleable products. Many of the systems just can handle this. In a laid plug flow fermenter and a “dry” technology the problem of clogging can be settled. The lying plug flow fermenter works satisfactorily for the continuous fermentation of bio wastes for many years. The plug flow makes a fermentation process possible without additional liquid and can be extremely stable operated in the thermophil temperature range. The plug flow fermenter is also used successfully in the range of the fermentation of regenerating raw materials. In addition the gas utilisation technologies like cleaning on natural gas quality and feed to the natural gas net are presented.

### **Zusammenfassung**

Der liegende Pfropfenstrom - Fermenter hat sich zur kontinuierlichen Vergärung von Bioabfällen seit vielen Jahren bewährt. Der Pfropfenstrom ermöglicht einen Fermentationsprozess ohne zusätzliche Flüssigkeit und kann im thermophilen Temperaturbereich äußerst stabil betrieben werden. Die Ausführungen basieren auf Erfahrungen, die seit über 15 Jahren mit dem Trockengärverfahren gesammelt wurden. Diese Technologie wird zwischenzeitlich weltweit in der Bioabfallvergärung angewendet, seien es getrennt gesammelte Fraktionen oder sei es aus einer MBA. Der Pfropfenstrom-Fermenter wird neuerdings erfolgreich auch im Bereich der Vergärung nachwachsender Rohstoffe erfolgreich eingesetzt. Das produzierte Biogas wird außerdem in zukunftsweisenden Biogasverwertungs-Technologien aufbereitet, wie z.B. mittels Aufbereitung auf Erdgasqualität und Einspeisung ins Erdgasnetz oder, nach entsprechender Kompression, als Treibstoff für Fahrzeuge.

### **Keywords**

Trockenfermentation, Pfropfenstrom, liegender Fermenter, biologische Fraktion, MBA, MBS.

Dry fermentation, plug flow, biological fraction, horizontal fermenter



## 1 „Trockenfermentation“ ??

Der Ausdruck „Trockenfermentation“ hat sich im Laufe der Zeit manifestiert um den Unterschied zum „Nassfermenter“ zu dokumentieren. Es ist natürlich ein völlig unsinniger Ausdruck, da es keine trockene Fermentation gibt. In der nachfolgenden Aufstellung ist erklärt, warum es keine „Trockenfermentation“ gibt, denn sie

- **findet immer im Wasser (-film) statt**
- **Exoenzyme werden ins Wasser abgegeben**
- **Makromoleküle werden mit diesen gespalten**
- **kleine, gelöste Moleküle werden in die Zelle aufgenommen und dort metabolisiert**

## 2 Anaerobe Abbauschritte und Fermentationstemperaturen

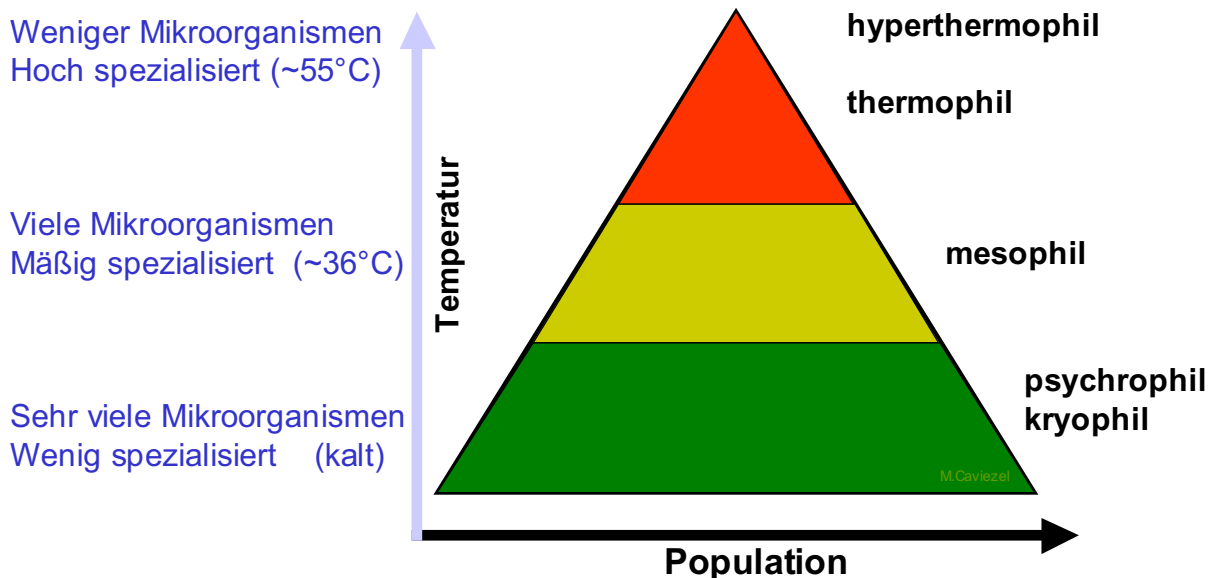
Es ist zwar hinlänglich bekannt, wie uns was bei einer anaeroben Fermentation abläuft, aber das Bild von Zehnder und Guyer zeigen in einer sehr anschaulichen Weise die Abläufe:



Abbildung 1 Ablaufschema in der anaeroben Fermentation

Warum werden nun verschiedenen Temperaturen, wie mesophil oder thermophil in der anaeroben Technik verwendet? Der mesophile Bereich ist sehr gut bekannt, insbesondere aus der Kläranlagentechnik wo seit sehr langer Zeit mesophile Faultürme als Schlammabbau und Stabilisierungsstufe Verwendung finden. Der thermophile Bereich hat eigentlich erst Einzug gehalten, als man angefangen hat organische Industrieabwässer, zum Teil mit heiklerem Inhalt, anaerob abzubauen. Dieses Wissen wurde dann in den frühen 90er Jahren, auf die sogenannte „Feststoff-Fermentation“ übertragen.

Die positiven Resultate/Effekte sind nicht von der Hand zu Weisen, auch wenn man etwas mehr Energie in die Aufwärmung stecken muss, die natürlich sinnvollerweise bei großen Anlagen zurückgewonnen wird. Der Hauptgrund liegt darin, dass die Mikroorganismen im thermophilen Bereich sehr viel aktiver sind, allerdings sind es kleinere Populationen dafür sind sie sehr stabil und „gutmütig“. Die Erfahrungen haben gezeigt, dass trotz den Nachteilen die Summe aller Vorteile überwiegt.



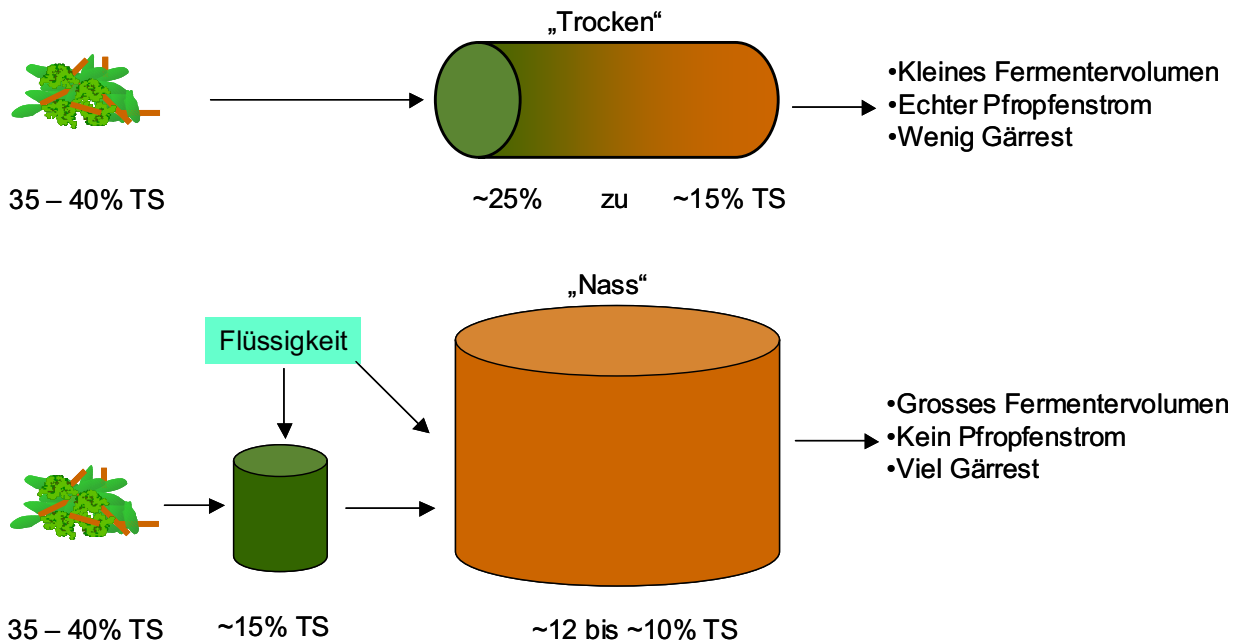
**Abbildung 2** Spezialisierung der Mikroorganismen in verschiedenen Temperaturbereichen

### 3 Einsatz der „Trockenvergärung“ in der MBA

Dank dieser Stabilität eignet sich das thermophile Verfahren, im Zusammenhang mit einem liegenden Fermenter (Pfropfenstrom) und der Tatsache, dass es aus wirtschaftlichen und ökologischen Gründen Sinn macht kein Wasser zum Prozess zu führen, außerordentlich gut für die organische Fraktion aus der MBA. Positiv dabei ist:

Dieses, nun halt wieder, „Trockenfermentation“ genannte Verfahren hat wesentliche Vorteile zu jenen Systemen, die in irgendeinerweise und an irgendeinem Punkt im Verfahrensablauf große Mengen Wasser zu fügen müssen, weil sie sonst das Substrat nicht mehr genügend bewegen können.

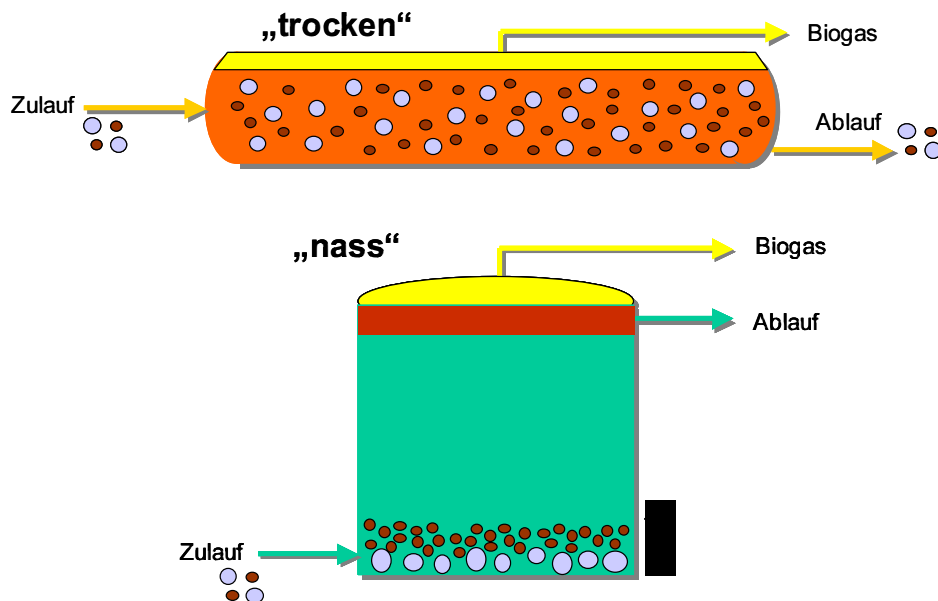
Nachfolgend wird versucht ein Vergleich zwischen „Trockenfermentation“ und „Nassfermentation“ darzustellen.



**Abbildung 3** Vergleich von Trocken- und Naßfermentation

Eines der wesentlichen Ursachen von Problemen bei „verdünnten“ Prozessen, oder bei stehenden Fermentern, ist die Tatsache der Sedimentation der Sinkstoffe.

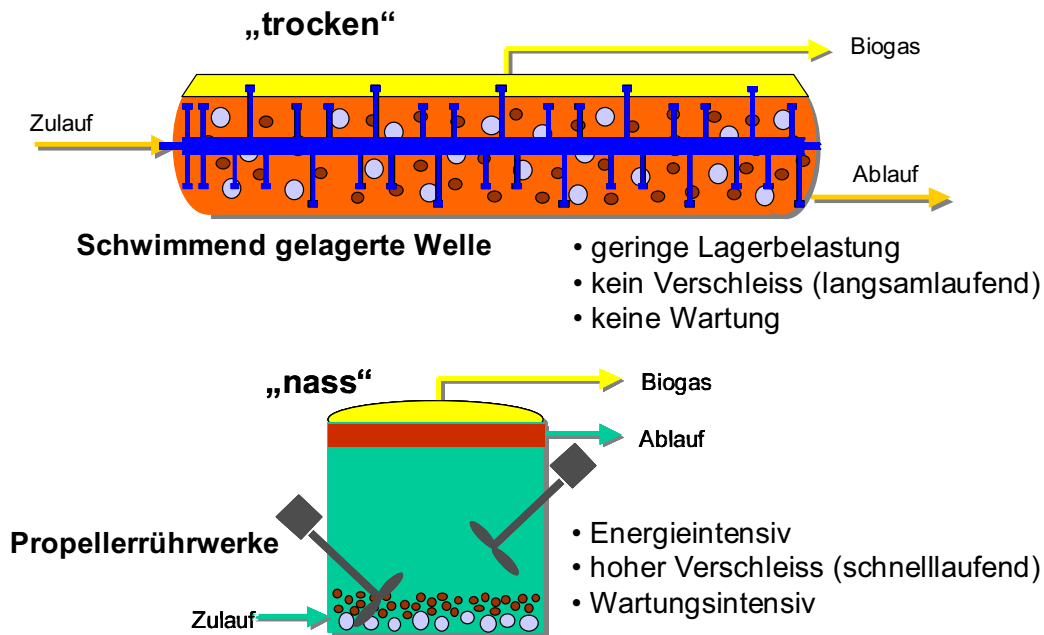
Das langsame Rühren wird ja gerade in Schlammeindickern dazu verwendet um dünne Schlämme statisch einzudicken.



**Abbildung 4** Feststofftrennung in der Naß- und Trockenfermentation

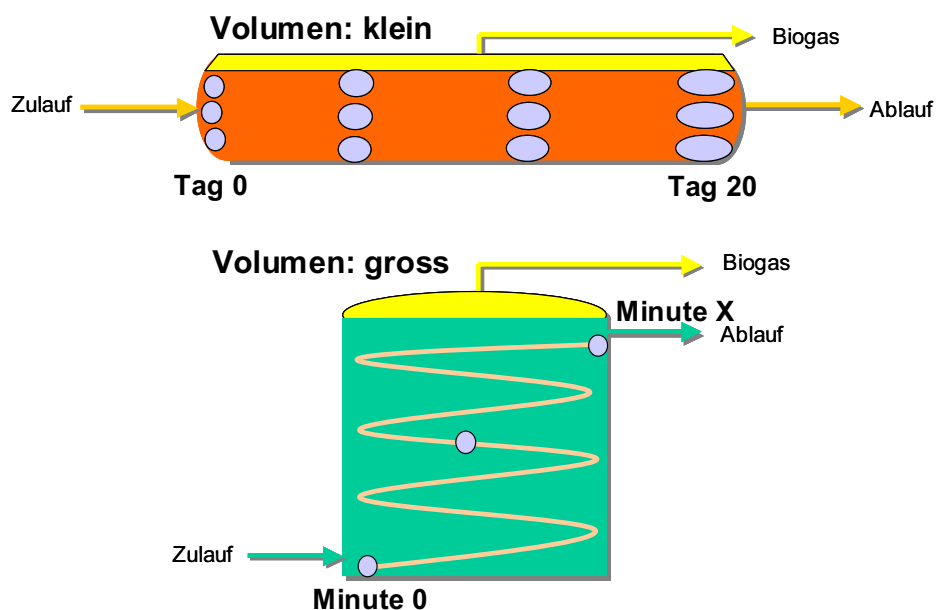
Diese Problematik ist im Pfropfenstrom-Fermenter eindeutig nicht gegeben da die Sinkstoffe, die immer aus einer MBA zu erwarten sind, in der „dicken“ Schlammmasse bei der „Trockenfermentation“ mit ausgeführt werden und weniger bis nicht absetzen.

Dabei ist auch die Rührtechnik ein ganz wesentliches Faktum für den Erfolg dass die Sinkstoffe, sowie die Schwimmschlammschicht, als kompakte Masse durch den Fermenter geführt werden.



**Abbildung 5** Rührtechnik in der Nass- und Trockenfermentation

Die so erreichte Pfropfenströmung garantiert die Verweilzeit im Fermenter und somit die notwendige Verweilzeit für eine garantierte Hygienisierung des zugeführten Substrates.



**Abbildung 6** Pfropfenströmung in der Nass- und Trockenfermentation

## 4 Vergleich der Verfahrenführung bei MBA oder bei Bioabfall

In den nachfolgenden Bildern soll der grundsätzliche Unterschied in der Prozessführung bei getrennt gesammeltem Bioabfall und dem organischen Anteil aus einer MBA aufgezeigt werden. Beim MBA wurde angenommen, dass die Endlagerung nach wie vor in einer Deponie bewerkstelligt wird. Es sind heute natürlich einige weitere Möglichkeiten in Diskussion und z.T. erprobt.

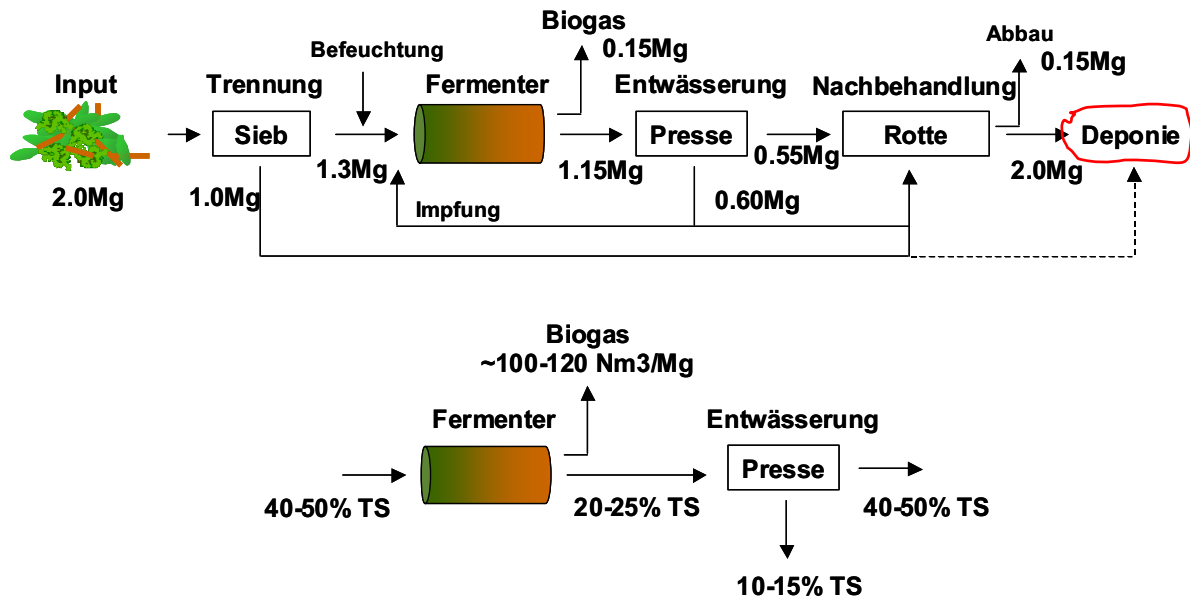


Abbildung 7 Konzept Vergärung MBA

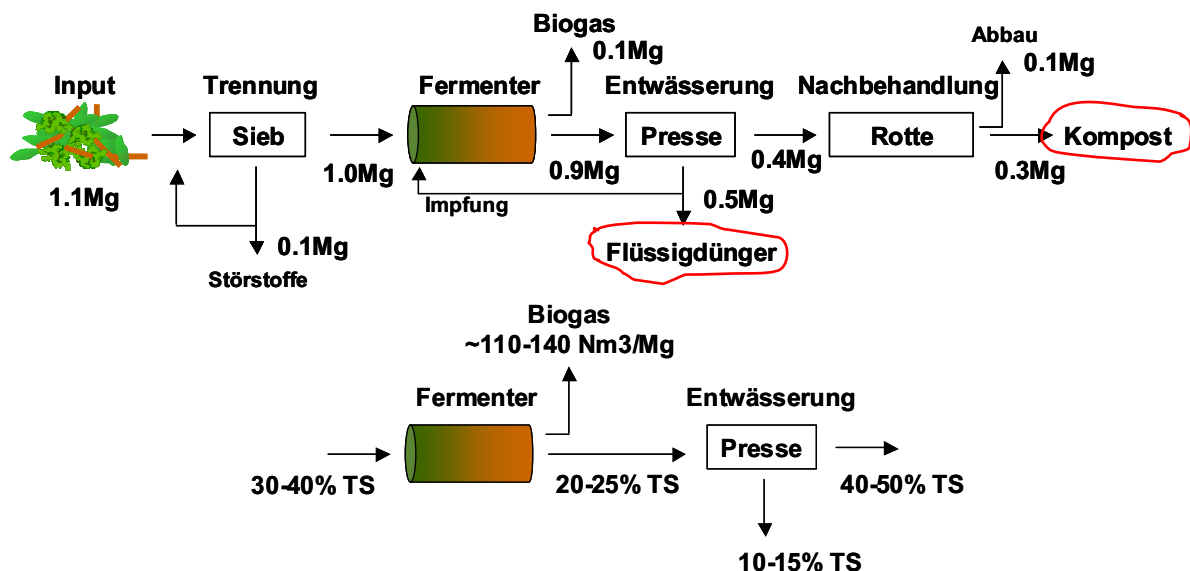


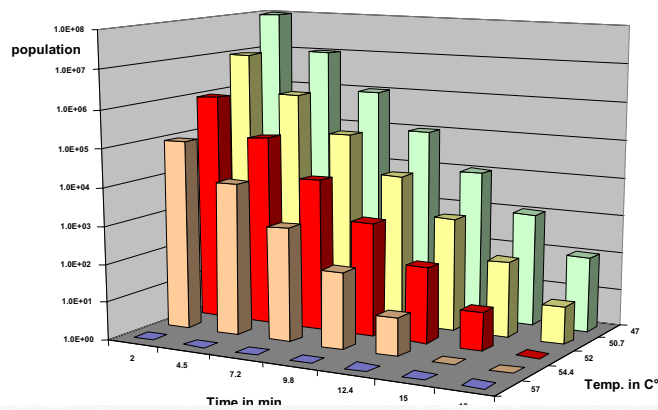
Abbildung 8 Konzept Vergärung Bioabfall (getrennt gesammelt)

Bei der Vergärung von getrennt gesammeltem Bioabfall, wie dies an vielen Orten in der Schweiz praktiziert wird, ist die Gewährleistung gegeben, dass man eine in jeder Hin-

sicht unbedenkliche und in der Landwirtschaft oder im Gartenbau verwertbare Endproduktqualität erreichen kann. Damit ist die Verwertung (Entsorgung) sichergestellt.

## 5 Hygienebetrachtungen

Wie bereits erwähnt, bietet sich die thermophile Vergärung im Pfropfenstrom geradezu an die hygiene-relevanten Aspekte etwas genauer unter die Lupe zu nehmen. In den vergangenen Jahren wurden mehrere Versuche gemacht, die stabilisierende und keimtötende Wirkung dieses Verfahrens nach zu weisen. Es hat sich gezeigt, dass keine gefährlichen Keime oder Viren die Prozedur überlebt haben. Es wurde nicht auf BSE-Erreger geprüft, allerdings ist anzunehmen, dass, wenn solche vorhanden gewesen wären, der Letaleffekt gleich Null gewesen wäre. Es wurden aber in all den überprüften Anlagen keine Schlachtabfälle oder Rohfleischmengen verarbeitet.



Bakterien	Biogasanlage 53 °C      35 °C		Lagergrube 18–21 °C      6–15 °C	
	T-90 Werte		T-90 Werte	
	Stunden	Tage	Wochen	Wochen
Salmonella typhimurium	0,7	2,4	2,0	5,9
Salmonella dublin	0,6	2,1	--	--
E.coli	0,4	1,8	2,0	8,8
Staphylococcus aureus	0,5	0,5	0,9	7,1
Coliforme Bakterien		3,1	2,1	9,3
Streptococcus faecalis	1,0	2,0		
Gruppe D-Streptokokken		7,1	5,7	21,4

T-90 Wert: Einwirkzeit für eine 90%-ige Reduktion der Keime

AD-Nett, 2000

### Abbildung 9 Zeit- und temperaturabhängige Keimpopulation

Im Material aus einer MBA ist die Wahrscheinlichkeit von ungewollten Keimen selbstredend sehr hoch. Mit diesem Verfahren ist es nun möglich, mindestens ein Endprodukt zu haben, dass in Sachen Hygiene unbedenklich ist.

Das Produkt ist aber für die Verwertung in der Landwirtschaft dadurch nicht besser geworden, haben wir doch immer noch sichtbare, wie wir zu Sagen pflegen, Zivilisationsmerkmale in den Endprodukten. Auch die Schwermetallproblematik, wird im Fermenter nicht gelöst.

Je „sauberer“ natürlich die organische Fraktion aus der MBA ist desto problemloser lassen sich die nachfolgenden Stufen realisieren und um so problemloser ist eine nachfolgende Verwertung.

**Anschrift des Verfassers**

Mario Caviezel

CTU - Conzepte Technik Umwelt AG

Bürglistrasse 29

CH- 8400 Winterthur

Schweiz

Telefon +41 (0)52 262 61 61

Fax +41 (0)52 262 00 72

Email [mario.caviezel@ctu.ch](mailto:mario.caviezel@ctu.ch)

Website: [www.ctu.ch](http://www.ctu.ch)

## **Sand im Getriebe der Vergärung?**

**Kirsten Schu, Reinhard Schu**

EcoEnergy Gesellschaft für Energie- und Umwelttechnik mbH, Walkenried

### **Waste Fermentation and Sand – No Problem?**

#### **Abstract**

Anaerobic digestion of biowaste and organic fraction from municipal solid waste (OFMSW), containing certain amounts of “contraries” such as sand, gravel, glass and plastics is a rather young technology. The growing experience with industrial scale implementation shows the necessity of changing the overall process.

#### **Zusammenfassung**

Vergärung von Bio- und Restabfall mit Störstoffanteilen ist eine sehr junge Verfahrenstechnik. Die Erfahrungen mit der großtechnischen Umsetzung dieser Technologie in den letzten Jahren erfordern eine Änderung der verfahrenstechnischen Ausrichtung.

#### **Keywords**

NMT-Verfahren, NMT-Process, BioFluff, Pulper, Lohse, BTA, Linde-KCA, BRV, Haase, Horstmann, AMB, Kompogas, WABIO, EcoEnergy, WAASA, Valorga, Dranco, Restabfall, Bioabfall, NAWARO

## **1 Einleitung**

Verfahren zur Abscheidung von Störstoffen wie Sand, Kies, Glas, Steine und Kunststoffe werden im Zusammenhang mit Vergärungsverfahren von Bio- und Restabfall vorrangig zum Schutz von Anlagentechnik eingesetzt. Dies trifft vor allem auf Nassvergärungsverfahren, in letzter Zeit vermehrt auch für Trockenvergärungsverfahren zu. Die Bildung von Schwimmschichten ist ein typisches Problem von Nassvergärungsverfahren, von dem auch die in letzter Zeit entstandenen Vergärungsanlagen für nachwachsende Rohstoffe (NAWARO) betroffen sind.

Die Vergärung von Suspensionen mit Feststoffanteilen hat in den letzten 20 Jahren stark zugenommen. Mit der Ausweitung von Problemen durch Sandablagerungen und Schwimmschichtbildung in Vergärungsanlagen ist die Vergärung von Suspensionen mit Feststoffanteilen generell als geeignete Verfahrenstechnik kritisch zu hinterfragen.

Störstoffe vor der Vergärung zum Schutz der Anlagentechnik abzuscheiden, ist eine maschinentechnische Anforderung und entspringt weder einer energetischen noch abfall- oder emissionstechnischen Motivation.

*„Probleme kann man niemals mit der gleichen Denkweise lösen, durch die sie entstanden sind.“ Albert Einstein -*



EcoEnergy hat nach einer Analyse der bisherigen Erfahrungen die energetischen sowie abfall- und emissionstechnischen Anforderungen für die Behandlung von Biomasse neu formuliert.

### Energetische Anforderungen an die Biomassebehandlung

Ein grundlegendes Problem bei der Biomassevergärung ist die einseitige Zielstellung der Maximierung der Biogaserzeugung statt einer Trennung der Stoffströme für die Verbrennung bzw. Verwertung und Vergärung aus ökonomischer Sicht.

Bei fast allen Vergärungsverfahren ist die Behandlung des größten Anteils der Organik zwingend vorgesehen. Dabei wird nicht berücksichtigt, dass der energetische Wirkungsgrad einer Vergärung gegenüber einer Verbrennung von dem Parameter anaerobe Abbaubarkeit und dem Parameter Trockensubstanz abhängt. Die Verbrennung von trockenem Holz hat einen höheren energetischen Wirkungsgrad als die Vergärung von trockenem Holz. Es ist jedoch einsichtig, dass die Vergärung von nassen organischen Gewerbeabfällen mit hohen Biogasausbeuten einen höheren energetischen Wirkungsgrad aufweist als die Verbrennung dieser nassen Fraktion.

Organik, die weitestgehend von Inertstoffen und löslicher Organik befreit ist und mittels einfacher Schneckenpressen auf Trockensubstanzgehalte  $> 50\%$  TS entwässert werden kann, ist bereits für die energetische Verwertung in einer Verbrennungsanlage geeignet. Liegt der Anteil anaerob abbaubarer Organik unter  $50\%$  wie z. B. bei Rechengut, ist aus wirtschaftlicher und energetischer Sicht für diesen Stoffstrom die energetische Verwertung durch thermische Prozesse wie Verbrennung oder Vergasung, mit oder ohne vorhergehende Trocknung, einer anaeroben Behandlung durch Vergärung vorzuziehen.

### Abfalltechnische Anforderungen an die Biomassebehandlung

Die „drei V“ der Abfallwirtschaft (Vermeiden, Verwerten, Verbrennen) werden zukünftig durch eine 5-stufige Abfall-Hierarchie (Vermeiden, Wiederverwenden, stoffliche Verwertung, energetische Verwertung, Beseitigen) abgelöst. Aus den Biomassen können sowohl die Inertstoffe wie Sand, Kies, Glas und Steine als auch die Faserstoffe bzw. der Kompost stofflich verwertet werden. Eine Minimierung von Schadstoffen, Störstoffen und biologisch leicht abbaubarer Organik ist Voraussetzung für die Verwertung von Kompost und Faserstoffen. Schadstoffe liegen meist gelöst und in den Feinmineralien vor. Erst durch aerobe und anaerobe Behandlung werden die Schadstoffe, soweit nicht biologisch abbaubar, in die Biomasse eingebunden. Kompostierungsverfahren generell und auch die meisten Vergärungsverfahren sind nicht zur Schadstoffminimierung geeignet. Zudem sollte der Kompost frei von verschleißenden Stoffen wie Sand sein, damit z. B. durch eine Pelletierung eine verbesserte Logistik und Lagerung möglich ist. Die energetische Verwertung in Kraftwerken, vor allem zur Mitverbrennung in hocheffizien-

ten modernen Kohlekraftwerken, hat ebenfalls vergleichbare Qualitätsanforderungen, wobei vor allem Schwermetalle, Chlor und Ascheanteile wesentliche Qualitätskriterien darstellen. Eine Deponierung ist nur noch möglich, wenn der Stand der Technik keine wirtschaftlich zumutbare Verwertungsmöglichkeit zulässt.

### Emissionstechnische Anforderungen an die Biomassebehandlung

Der Anspruch an Emissionsminimierung gilt auch für die Biomassebehandlung. Elektrische Energie als Eigenbedarf des Behandlungsprozesses und der Verbrauch von Erdgas für Abluftbehandlungssysteme erhöht die CO<sub>2</sub>-Emissionen ebenso wie die weitgehend ungenutzte Energie des biologischen Abbaus aus Kompostierungsprozessen. Abgasemissionen und Geruchsemissionen, vor allem in unmittelbarer Nähe von Wohnbauungen, sind ebenso zu vermeiden.

In einem Forschungsprojekt, durchgeführt in den Jahren 2004 bis 2006, konnte Eco-Energy, gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt und unter wissenschaftlicher Begleitung durch die Universität Duisburg-Essen, eine Technologie zur Biomassebehandlung entwickeln, die eine Vergärungstechnologie von Suspensionen mit Feststoffanteilen und sowie eine Kompostierung überflüssig macht.

## **2 Entwicklung der Vergärungstechnologie**

Im Jahr 1776 wurde erstmals die Entstehung von Sumpfgas im Schlamm von Seen entdeckt, 1821 identifizierte Faraday Methan als Kohlenwasserstoff und Avogadro die chemische Formel für Methan (CH<sub>4</sub>). Erst Anfang des 20. Jahrhunderts fanden Wissenschaftler heraus, dass die Methanbildung auf der Tätigkeit von Mikrobakterien basiert. Versuche zur Biogasgewinnung aus Klärschlamm führten in Deutschland in den zwanziger Jahren zur Biogasnutzung im technischen Maßstab.

Durch die Klärschlammfäulung kann der zu entsorgende Klärschlammanteil erheblich gesenkt werden und zudem ist ausgefaulter Klärschlamm für die landwirtschaftliche Verwertung wesentlich besser geeignet. Die Energieerzeugung ist bis heute nicht die wirtschaftliche Motivation der Klärschlammfäulung, sondern die prozesstechnischen Vorteile zur Reduzierung der Entsorgungskosten. Anfang der 50er Jahre wurden landwirtschaftliche Biogasanlagen zu Demonstrationszwecken gebaut, aber schon Ende der 50er Jahre wurden diese Anlagen wieder stillgelegt, das Interesse flaute durch das billig angebotene Heizöl wieder ab.

Erst die Ölkrisen in den 70er Jahren belebte das Interesse an der Biogastechnik neu.

Mit dem Stromeinspeisungsgesetz von 1990 kam der Durchbruch für die Vergärungstechnik, im erweiterten Sinne jedoch noch zur Abfallbehandlung. Die eingesetzten Substrate beschränkten sich auf Gülle und Co-Substrate, die geeignet waren, zusammen

mit Gülle oder Klärschlamm eingesetzt zu werden wie Futterreste, verdorbene Silage, nicht marktfähige Kartoffeln, Fette usw.

In der Zeit von 1992 bis 1995 wurden 5 Vergärungsanlagen nur für kommunale Bioabfälle – keine Co-Vergärung - in Betrieb genommen. 1996 wurden erste Versuche zur Restabfallvergärung in Quarzbühl zur Trockenvergärung, in Münster zur Nassvergärung und in Kahlenberg zur Perkolation durchgeführt.

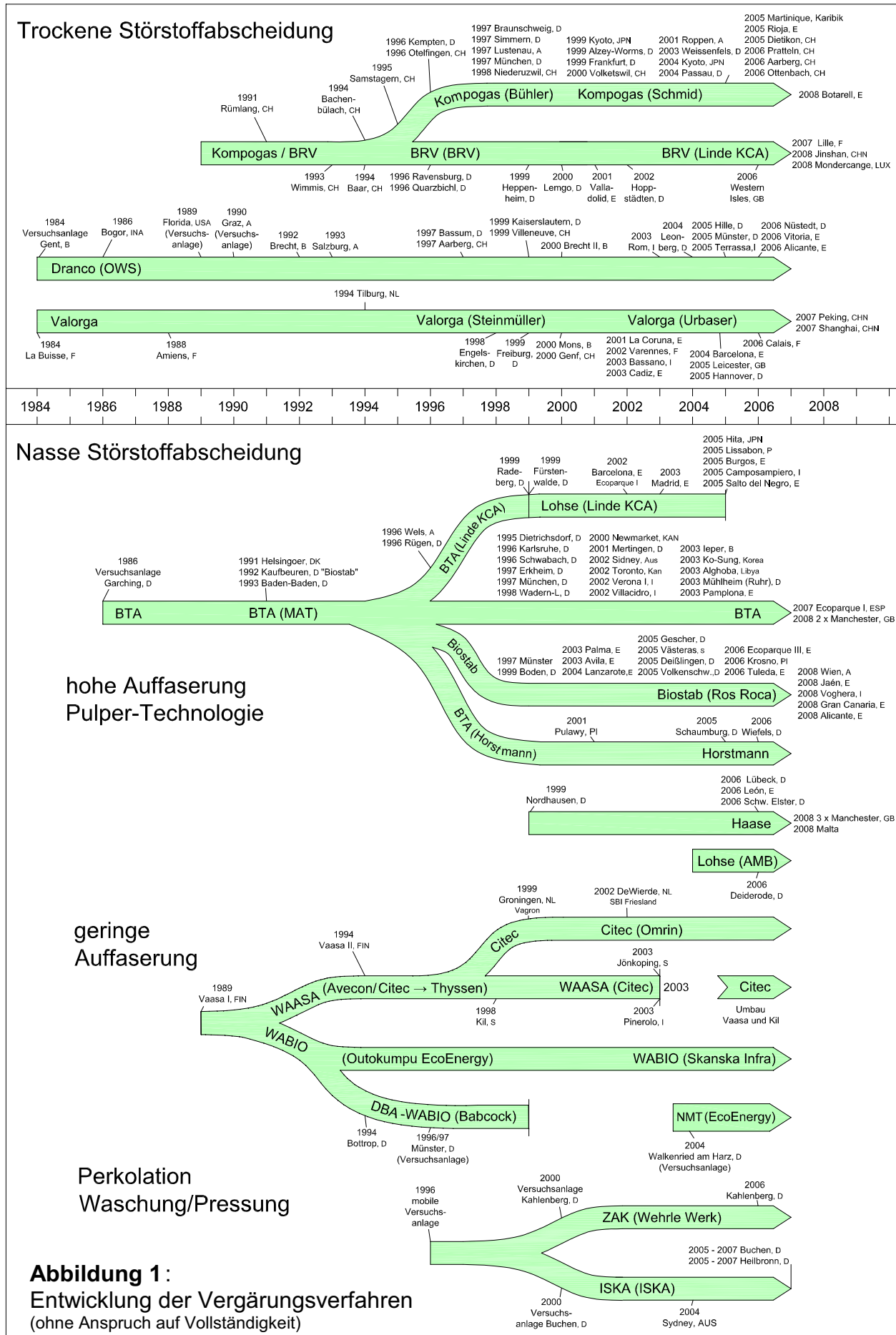
Die erste Restabfallvergärungsanlage als Teilstrom-Trockenvergärung wurde 1997 in Bassum für Restabfall und Klärschlamm in Betrieb genommen. Bis 2004 wurden insgesamt 35.000 t/a Vergärungskapazität für Restabfall installiert.

Zwischen 2005 und 2006 gingen insgesamt 11 Restabfallvergärungsanlagen mit einer Gesamtdurchsatzleistung von fast 1 Mio. t/a in Betrieb, davon 5 Nassvergärungs-, 3 Trockenvergärungs- und 3 Perkolationsverfahren.

Durch das EEG (ErneuerbareEnergienGesetz) von 2000 und die Novellierung 2004 vor allem für die besondere Förderung von NAWAROS (Nachwachsenden Rohstoffen) erfährt die Vergärungstechnologie einen gewaltigen Aufschwung, auf den die noch junge Technologie nicht im vollen Umfang vorbereitet ist.

### **3 Bio- und Restabfallvergärung**

Die Bio- und Restabfallvergärung ist eine sehr junge Technologie und noch in der Entwicklungsphase. Viele Firmen, die in den letzten 10 Jahren Anlagen bzw. Prozesstechnik geliefert haben, sind aufgrund der Risiken des problematischen Produktes Abfallvergärung insolvent oder haben den Tätigkeitsbereich aufgegeben. Die Firmen MAT Müll- und Abfalltechnik GmbH, Geotec, farmatic biotech energy ag und Hese Umwelt GmbH hatten aus Gründen, die direkt mit den technischen Risiken des Produktes in Zusammenhang stehen, Insolvenz angemeldet, Firmen wie Noell (Anaergie-Verfahren), Bühler (Kompogas), Thyssen (WAASA), Lurgi/ML (Methakomp), Paques (Prethane-Biopaq), und AN biotec (Aquatherm) u.v.m haben den Bereich Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung geschlossen. Firmen wie Envital Umweltsysteme GmbH, Herhof Umwelttechnik GmbH und Babcock Borsig Power Environment (Steinmüller-Valorga und DBA-WABIO) hatten aus anderen Gründen Insolvenz angemeldet; der Bereich Umwelttechnik der Linde-KCA, Linde-BRV und die Firma Horstmann wurden jüngst verkauft und die Firmen erwägen, Restabfallvergärungsanlagen, speziell mit nassmechanischer Trennung, zur Zeit nicht mehr anzubieten.



## **4 Aufbereitungstechnik**

### **4.1 Abfallvorbehandlung**

Bio- und Restabfall wird zunächst durch Zerkleinerung oder Siebung bis auf eine Korngröße von < 40 mm bis 120 mm konfektioniert und Metalle werden abgeschieden.

Die weitere Aufbereitung erfolgt je nach Vergärungssystem sehr unterschiedlich.

Die Vergärungsverfahren lassen sich einteilen in trockene und nasse Verfahren, bei denen Feststoffe in die Vergärung eingetragen werden, und Waschverfahren mit anaerober Abwasserreinigung. Zu den Waschverfahren werden auch Perkulations-, Hydrolyse- und Separierverfahren gezählt, die ein mit leicht abbaubarer Organik angereichertes Abwasser erzeugen.

### **4.2 Störstoffabscheidung**

#### **4.2.1 Störstoffabscheidung vor und nach Trockenvergärung**

Sand, Steine, Glas, Hartkunststoffe und Folien werden in den Gärbehälter zusammen mit der Biomasse < 40 mm bis 60 mm eingetragen. Bei zu hohen Stein, Kies und Glasanteilen im Abfall werden Hartstoffabscheider, eingesetzt, um die Vergärung und spätere Entwässerung zu schützen. Eine effektive Hartstoffabscheidung aufgrund der Konsistenz des Inputs mit 25 % bis 55 % Feuchte bei hohen Glas- und Kiesanteilen im Restabfall ist nicht möglich. In den Projekten Hille (Dranco), Barcelona Ecoparque II (Valorga) und dem spanischen Rioja (Kompogas) sind Probleme mit Sedimenten beobachtet worden. In den Projekten Rioja und Hille wurde die Kapazität der Schwerstoffabscheidung daraufhin verdoppelt bzw. nachgerüstet, um eine höhere Abscheideleistung zu erzielen. Der Vergärungsanlage in Kaiserslautern (Dranco) ist eine Kugelmühle vorgeschaltet, die Glas und Steine zerkleinert und somit die für die Trockenvergärung relevanten Sedimentationsprobleme beseitigt.

Mit Ausnahme der Teilstrom-Trockenvergärungsanlagen, bei denen der Gärrest nicht entwässert wird, wird bei diesen Verfahren das Sandproblem auf die Entwässerung verlagert. In Hannover (Valorga) wurde eine 3-stufige Separationsanlage zur Gärrest und Prozesswasseraufbereitung installiert. Schneckenpressen zur Entwässerung der Gärreste leiden allgemein sehr unter der hohen Störstofflast, Die meisten Betriebsprobleme der Trockenvergärung entspringen der unzureichenden Funktion der Separationsanlage nach der Vergärung trotz einer aufwendigen Aufbereitung des Restabfalls vor der Vergärung.

In der Bioabfallvergärungsanlage Braunschweig (Kompogas) wurde 1998 eine Sandabscheidung in der Separationsanlage für die Gärreste nachgerüstet.

#### **4.2.2 Störstoffabscheidung vor und nach Nassvergärung**

Zur Vermeidung von Sedimentation und Schwimmdeckenbildung in der Nassvergärung wurden zahlreiche Verfahrensvarianten zur Störstoffentfrachtung entwickelt.

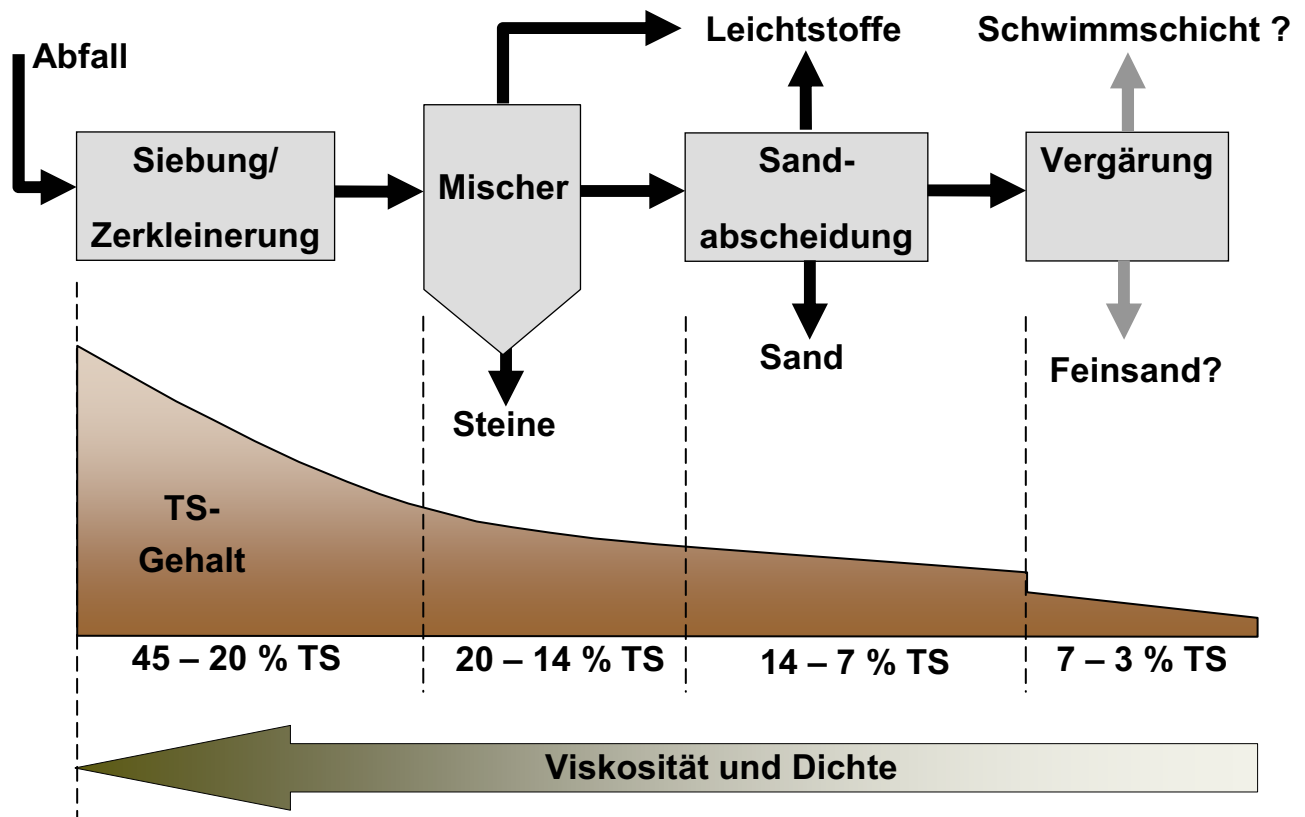
Der Auffaserungsgrad der Organik im Mischer als erstem Aggregat der nassen Aufbereitung ist sehr unterschiedlich. Es werden Verfahren mit sehr hoher Auffaserung wie die Pulpertechnologie, entwickelt von BTA in der Versuchsanlage Garching, und Verfahren mit geringer Auffaserung, wie das WABIO Verfahren, entwickelt von Outokumpu Ecoenergy Oy in der Demonstrationsanlage Vaasa, Finnland, unterschieden.

Der Wassergehalt des Abfalls wird über Kreislaufwasserzugabe in einem Mischer soweit erhöht, dass durch Schwimm-Sink-Trennung eine Abscheidung erfolgen kann. Um die Anlagengröße zu minimieren, werden die Störstoffe in mehreren Stufen mit sinkendem Trockensubstanzgehalt abgeschieden.

Die letzte Stufe der Störstoffabscheidung stellt meist ungewollt die Vergärung dar. Durch anaeroben Abbau der Organik hat die Suspension im Gärbehälter einen um ca. 50 % niedrigeren Trockensubstanzgehalt und entsprechend niedrigere Viskosität als die zugeführte Frischsuspension (Abb. 2).

Restabfall wurde erstmals 1989 großtechnisch zusammen mit Klärschlamm in Vaasa, Finnland nach dem WABIO-Verfahren vergoren. Der Abfall wurde < 50 mm gesiebt und in einem einfachen Rührbehälter batchweise angemischt, Leichtstoffe durch einen Skimmer ausgetragen und grobe Steine > 5 mm abgeschieden. Die zweite Stufe der Störstoffabscheidung sollte im Gärbehälter, der einen stark konischen Boden und eine Einrichtung zum Schwimmschichtaustrag auswies, durchgeführt werden. In der Versuchsanlage von BTA, Garching, wurden erstmals 1986 Versuche zur Nassaufbereitung und Vergärung durchgeführt, die Abscheidung erfolgte batchweise und auch hier wurde ein Sandaustrag am Gärbehälter vorgesehen.

Die nicht genügende Beachtung dieses verfahrenstechnischen Zusammenhangs ist in vielen aktuellen Großprojekten Ursache der Problematik. Die Nassaufbereitung vor der Vergärung wurde in allen jüngsten deutschen Projekten weit unterschätzt. Insolvenzen und Firmenverkäufe sind nur eine der Folgen einer nicht ausgereiften Technologie. Die Aufbereitungstechnik in den Projekten Wiefels, Sachsenhagen, Südniedersachsen, Schwarze Elster und Lübeck wurde bzw. wird umgebaut bzw. zusätzlich Abscheidestufen installiert. Im Projekt Barcelona Ecoparque 1 wird die komplette Aufbereitungstechnik ausgetauscht und die Gärbehälter umgebaut. Nach erfolgreicher Umsetzung wird das Vorgehen auf das Projekt Madrid übertragen.



**Abbildung 2:** Prinzipien der Störstoffabscheidung bei der Nassvergärung

Bei Trockensubstanzgehalten von  $< 5\%$  im Gärbehälter hat gerade bei Restabfall die Suspension nur noch ein sehr geringes Haltevermögen, Mischeinrichtungen sind meist für die Vermeidung der langfristigen Schwimm-Sink-Trennung im Gärbehälter unterdimensioniert.

Eine Eindickung der Suspension vor der Vergärung kann das Haltevermögen der Suspension erhöhen. Bei Bioabfall ist dies im Vergleich zu Restabfall nicht ohne Flockungshilfsmittel möglich. Eine Eindickung wird vor allem bei der Pulpertechnologie durch die hohe Auffaserung erschwert. Hohe Faserdichten sind maßgeblich für die Viskosität der Suspension verantwortlich.

Verfahren mit geringer Auffaserungsenergie wie das WABIO- oder WAASA-Verfahren können daher bei höheren Trockensubstanzgehalten Störstoffe abscheiden. Das WAASA-Verfahren wurde in den niederländischen Projekten Groningen und De Wierde zu einem dreistufigen kontinuierlichen Störstoffabschneideverfahren optimiert. Der Patentinhaber des WAASA-Verfahrens, die schwedische Firma CiTec wird das Verfahren aufgrund der Störstoffproblematik zur Vergärung von Suspensionen mit Feststoffanteilen nicht mehr weiter führen und hat die Anlagen Vaasa (FI) und Kil (S) so umgebaut, dass nur noch eine weitgehend von Feststoffen befreite Suspension bzw. Presswasser in die Vergärung bzw. anaerobe Abwasserreinigung gelangt.

### 4.2.3 Störstoffabscheidung bei Waschverfahren

Waschverfahren überführen die gelöste Organik in eine von Feststoffen befreite Flüssigphase. Mit Technologien der anaeroben Abwasserreinigung wird die Flüssigphase mit Abbauleistungen von > 95 %, abhängig vom refraktären CSB, gereinigt und Biogas erzeugt. Verfahrenabhängig werden unterschiedliche Lösungswirkungsgrade erzielt. Abhängig vom Löseverfahren erfolgt vor oder nach dem Löseverfahren eine Störstoffentfrachtung.

Vor der Fest-Flüssig-Trennung wird bei festen Abfällen meist ein Hydrolse- oder Perkulationsverfahren durchgeführt. Für die Vergärung von festen Abfällen wurden in den letzten 15 Jahren die Waschverfahren Aquatherm, Prethane-Biopaq, IMK, BTA zweistufig, angepasstes WAASA- sowie NMT-Verfahren und die Perkulationsverfahren ZAK und ISKA durchgeführt.

Bei dem Prethane-Biopaq-Verfahren der Firma Paques, installiert 1992 in Breda (NL), wurde erstmalig ein UASB-Reaktor zur Vergärung des Waschwassers aus der Hydrolyse von Marktabfällen eingesetzt. Eine bereits im Jahr 1996 genehmigte Anlage in Leiden für 75.000 t/a Restabfall wurde nicht realisiert. Die Störstoffentfrachtung wurde als zu risikoreich beurteilt. 1995 wurde eine Anlage nach dem Aquatherm-Verfahren der Fa. AN biotec in Ganderkesee aufgebaut, die aus einer mit heißem Wasser betriebenen Waschschnelle mit Abpressung und einer UASB-Vergärung des Presswassers bestand. Die Verweilzeit in der Perkolation betrug sechs Stunden. 1996 wurde in Herten eine Bioabfallvergärungsanlage nach dem IMK-Verfahren, ähnlich dem Aquatherm Verfahren, in Betrieb genommen. Die Erwärmung wurde durch eine aerobe Hydrolyse, die Waschung innerhalb der dreitägigen Aufenthaltszeit täglich durch Abpressung, Wiederbefeuchtung und Mischung erreicht. Eine Herausforderung stellte der Verschleiß an den Schneckenpressen und Pumpen dar. Das Prozesswasser wurde im Kreislauf gereinigt.

1996 wurden in Kahlenberg Versuche zur Perkolation aufgenommen, 2000 wurde eine Demonstrationsanlage gebaut und 2006 eine Großanlage für einen Durchsatz von 100.000 t/a. Das Verfahren stellt eine Mischung aus dem Aquatherm- und dem IMK-Verfahren dar. In einer großen Paddelmischschnecke wird der gesiebte und von groben Steinen über einen ballistischen Sichter befreite Restabfall eingetragen, kontinuierlich gemischt und gewaschen. Das Waschwasser wird vor dem Eintrag in die Vergärung in einer dreistufigen nassmechanischen Trennanlage gereinigt. Der Feststoff wird nach der Perkolation mit einer Schneckenpresse entwässert. Die Feststoffe werden wie beim Trockenstabilatverfahren biologisch getrocknet und - auch entsprechend dem Trockenstabilatverfahren - nach einer Trennung in fünf Fraktionen über Luftherde von Steinen, Glas und Kies gereinigt. Das Verfahren besteht aus einer Abfallaufbereitung wie vor und nach einer Trockenvergärung, einer aufwendigen Kreislaufwasserbehandlung wie bei einer Nassvergärung und einer zusätzlichen Brennstoffaufbereitung wie bei einem



Trockenstabilatverfahren, es scheint aber den Aufwand zu rechtfertigen. Das ISKA-Verfahren ist mit dem ZAK-Verfahren 1996 gemeinsam gestartet, nach den ersten Versuchen hat ISKA eine Demonstrationsanlage in Buchen gebaut und nicht wie das ZAK-Verfahren auf Verwertung, sondern auf Beseitigung des Abfalls auf einer Deponie gesetzt. Nach dem ISKA-Verfahren wurden in Deutschland zwei Großanlagen gebaut, Buchen und Heilbronn. Die Anlagen Buchen und Heilbronn werden nach Ankündigung der EnBW 2007 geschlossen.

### 4.3 Weiterentwicklung der Nassmechanischen Trennung

In Abbildung 1 ist die Entwicklung der Störstoffabscheidung bei der Vergärung von festen Abfällen dargestellt. Das DBA-WABIO-Verfahren wurde von Babcock nach dem Zusammenschluss der Umwelttechnik mit Steinmüller 1999 aufgegeben. EcoEnergy hat die Philosophie der Aufbereitungstechnik mit geringer Auffaserungsenergie des DBA-WABIO-Verfahrens zu einem Waschverfahren weiterentwickelt.

Durch eine dreistufige Inertstoffabscheidung mit der Erzeugung von drei Fraktionen Organik, die kaskadenförmig gewaschen werden, gelingt es, Organikfraktionen zu erzeugen, die frei von abrasiven Sandpartikeln sind. Zudem liegen die organischen Fraktionen getrennt nach den Korngrößen 100 µm bis 10 mm, 10 mm bis 30 mm und 30 mm bis 80 mm vor. Die organischen Fraktionen werden einzeln mit Schneckenpressen entwässert. Die separate Verpressung der Einzelfraktionen verhindert, dass aufgrund der Kraftübertragung über grobe harte Bestandteile, die Presskraft nicht gleichmäßig für die Entwässerung zur Verfügung steht.

Eine zusätzliche Besonderheit des NMT-Verfahrens ist die Aufwärmung des Kreislaufwassers auf  $> 65\text{ °C}$ , um die Zellwände für einen besseren Aufschluss bei der mechanischen Entwässerung zu destabilisieren. Diese Instabilität gerade bei Temperaturen zwischen  $65\text{ °C}$  und  $75\text{ °C}$  hängt mit der Struktur der Zellwände zusammen. Zellwände sind im Wesentlichen aus Fibrillen aufgebaut. Fibrillen bestehen aus schwer biologisch abbaubarer Zellulose, eingebettet in eine Matrix aus Hemizellulosen, Lignin und Pektin.

Die Fibrillen untereinander sind über intermolekulare Wasserstoffbrückenbindungen miteinander verbunden. Wasserstoffbrückenbindungen werden bei Temperaturen  $> 65\text{ °C}$  instabil und es genügen dann bereits geringe Scherkräfte um die Zellen aufzubrechen.

EcoEnergy ist es gelungen, mit einer einfachen Schneckenpresse Restabfall und Bioabfall ohne vorherige Vergärung, Perkolation oder Hydrolyse inertstofffrei auf 60% Trockensubstanz zu entwässern, da das Zellwasser durch die Thermo-Mechanische Zelllyse ebenfalls erfasst wird.

Neben dem Vorteil der hohen Lösung von leichtabbaubarer Organik durch die Thermo-Mechanische-Zellyse (TMZ) wird auch die native Organik quasi zerlegt auf Fasergrößen  $< 5$  mm. Fossile Organik lässt sich in der Korngröße nicht durch die Thermo-Mechanische-Zellyse beeinflussen. Durch eine Siebung nach der Pressung können die Hartkunststoffe und Kunststofffolien von der nativen Organik getrennt werden.

Eine weitgehende Entwässerung der Inertfraktion ist auch ohne Trocknung möglich. Die Inertstoffe werden im Verfahren soweit mit Kreislaufwasser und Frischwasser gereinigt, dass sie einer Verwertung zugeführt werden können.

Der Schadstoffgehalt in den Biomassefraktionen ist verfahrensbedingt gering. Chlor ist durch die Kunststoffabtrennung nicht als PVC enthalten und kann nur als Salz gelöst im Wasser vorhanden sein. Durch den hohen Entwässerungsgrad ohne thermische Trocknung werden alle löslichen Schadstoffe mit dem Press- und Waschwasser, je nach Waschwasseraufbereitungs- und Presskonzept, zu 50 % bis 90 % ausgetragen.

Die Schadstoffe gelangen in die Vergärung des Kreislaufwassers und werden dort in den anaeroben Schlamm eingebunden und zur Entsorgung ausgetragen.

In einem Versuch konnte nachgewiesen werden, dass 65 % bis 80 % des Biogasertrages, der bei einer Vollstromvergärung erreicht worden wäre, auch bei dem NMT-Verfahren mit einer Hochleistungsvergärung entsteht.

Die getrocknete und gesiebte organische Fraktion (BioFluff<sup>®</sup>) wird entsprechend dem vorgesehenen Verwertungsweg konfektioniert. BioFluff<sup>®</sup> ist eine schadstoffreduzierte, trockenstabilisierte, aufgefaserte Biomasse und als Rohstoff vielseitig einsetzbar. Für eine Verwertung als Trockendünger ist eine Pelletierung, zur direkten energetischen Verwertung eine Brikettierung oder Pelletierung vorgesehen. BioFluff<sup>®</sup> kann ebenso werkstofflich weiter verarbeitet werden zu Dämmstoffen, Baustoffen oder Filterstoffen aufbereitet oder sogar zu Ethanol vergoren werden. Eine Pelletierung oder Brikettierung ist in den meisten Anwendungen aus Transportgründen wegen der geringen Dichte von BioFluff<sup>®</sup> erforderlich.

In dem Forschungsprojekt Nassmechanische Trennung von Abfällen (NMT-Verfahren), gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt und mit wissenschaftlicher Begleitung durch die Universität Duisburg-Essen, konnte EcoEnergy zeigen, dass mit den aufgezeigten biologischen, physikalischen und maschinentechnischen Möglichkeiten Kompostierungsverfahren und die Vergärung von abscheidbaren Feststoffen in Zukunft nicht mehr technisch begründbar sind.

## 5 Literaturverzeichnis

- Archer, E.; et al. 2005 Mechanical-Biological-Treatment – A Guide for Decision Makers. Processes, Policies & Markets, In: Juniper Consultancy Services Ltd, März 2005, Download: <http://www.sitatrust.org.uk/resources/documents/Annex%20D.pdf>, Stand: 10.04.2007
- Deutsche Babcock Anlagen GmbH 1997 Kombi-Anlagen zur biologischen Abfallbehandlung. In: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Hersteller- und Dienstleisterkatalog 1997/98. M.I.C. Baeza-Verlag, Witzenhausen, Firmenpräsentation im Rahmen des 9. Kasseler Abfallforums, 1. Auflage 1997, Seite 57 – 61
- Doedens, H.; Gallenkemper, B.; Ketelsen, K. 2006 Einhaltung der Ablagerungskriterien durch MBA-Anlagen – Ergebnisse der ASA-Umfrage. In: Wiemer u. Kern (Hrsg.): Bio- und Sekundärrohstoffverwertung – stofflich, energetisch, 2006, S. 575-584
- Hasenkamp, P. 1997 Umsetzung der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in der Praxis, Modell Münster - Aufbruch in eine neue Konzeption. In: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung. M.I.C. Baeza-Verlag, Witzenhausen, Fachbuchreihe Abfall-Wirtschaft des Witzenhausen-Instituts, 1. Auflage 1997, Seite 551 – 564
- Ibrahim, H. A. 1998 Untersuchungen zu In- und Outputströmen bei der Restabfallvergärung und Vergleich mit der Kompostierung. Diplomarbeit, Universität Paderborn, Höxter, Juni 1998, Download: [http://home.germany.net/101-242715/mba/dipl\\_mba.pdf](http://home.germany.net/101-242715/mba/dipl_mba.pdf), Stand: 10.04.2007
- Insinger, B., Ludwig, A. 2006 Erste Betriebserfahrungen mit der Vollstromvergärung „MBA Schaumburg“ in Sachsenhagen. In: 6. ASA Abfalltage, 01.02.2006 bis 03.02.2006, Seite 153 - 159
- Mata-Alvarez, J. 2006 Digestión anaerobia de residuos sólidos urbanos - Implementación a nivel industrial. In: Miniforo iberoeka, 19.-21.04.2006
- Ministerium für Umwelt und Verkehr BW 1996 Hohe Kompostqualität ist möglich. Heft 2 der Reihe Boden FE, 1996
- Niedersächsisches Umweltministerium 2006 Bericht vom MBA-Workshop am 6.9.2006 in Hannover. 24.11.2006, Download: [http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C29408791\\_L20.pdf](http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C29408791_L20.pdf), Stand: 10.04.2007
- Rettenberger, G. 2005 Demonstrationsanlage nach dem ZAK-Verfahren, wissenschaftliche Begleitung – Endbericht. Juni 2005, Download: [http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/17038/projekt14\\_bericht.pdf?command=downloadContent&filename=projekt14\\_bericht.pdf](http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/17038/projekt14_bericht.pdf?command=downloadContent&filename=projekt14_bericht.pdf), Stand: 10.04.2007

- Schalk, P. 1998 Das BIOPERCOLAT®-Verfahren - ein Baustein für variable und wirtschaftliche Abfallkonzepte. In: Bilitewski, B.; Werner, P.; Weltin, D. (Hrsg.): Anaerobe biologische Abfallbehandlung. Fachtagung vom 2./3. Februar 1998, 1. Auflage 1998, Seite 126 – 133
- Schu, R. 2006 Verfahren und Vorrichtung zur Trennung von fossiler und nativer Organik aus organischen Stoffgemischen; AZ 10 2006 042 161.2, Anmeldung 2006
- Schu, R. 2006 Zukunftsfähige MBA-Konzepte – Vision 2020; in: Energie aus Abfall, Band 1 (Hrsg.: K.J. Thomé-Kozmiensky, M. Beckmann), TK Verlag, Neuruppin, 2006, S. 265-298
- Schu, R. 2003 „Verfahren und Vorrichtung zur nassmechanischen Behandlung eines Stoffgemisches, insbesondere von Abfall jeder Art“, DE 103 54 627 A1, Anmeldung 2003
- Schu, R. 1998 „Verfahren und Vorrichtung zur Aufbereitung von Abfall“ EP 0 909 586 A1, Anmeldung 1998
- Westphal 1997 Das Aquathermverfahren der AN biotec. In: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Hersteller- und Dienstleistungskatalog 1997/98. M.I.C. Baeza-Verlag, Witzenhausen, Firmenpräsentation im Rahmen des 9. Kasseler Abfallforums, 1. Auflage 1997, Seite 9 – 15

### **Anschrift der Verfasser**

Dipl.-Biol. Kirsten Schu  
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: [info@ecoenergy.de](mailto:info@ecoenergy.de)  
Website: [www.ecoenergy.de](http://www.ecoenergy.de)

# Probenahme und Aufbereitung von Abfallproben

Matthias Kühle-Weidemeier, Frank Hohmann

Wasteconsult international, Langenhagen

## Sampling and Conditioning of Waste Samples

### Abstract

Waste sampling and analysis – at least with regard to the German landfill directive – has to be conducted in regular intervals. This is done to monitor the process management of mechanical biological treatment plants and to comply with the necessary duty of analysis and obligation to produce supporting documents. For a meaningful determination of the parameter the sampling has to be conducted in a way that is as representative as possible. But this is problematic due to the highly heterogeneous character of waste and residual waste in particular. The present article contains information as well as state of the art guidelines and recommendations concerning a representative sampling and conditioning of waste samples. The sampling of residual waste and MBT treated waste is on focus. Also problems are characterised, which occur in the waste sampling and further processing. On basis of current knowledge a practical approach for an appropriate guideline for sampling and conditioning is presented.

### Zusammenfassung

Um die Prozessführung in mechanisch biologischen Abfallbehandlungsanlagen zu überwachen und die von den zuständigen Behörden geforderten Untersuchungs- und Nachweispflichten zu erfüllen, müssen in bestimmten Zeitabständen Abfallproben genommen und mindestens hinsichtlich der in der Abfallablagerversordnung (AbfAbIV) enthaltenen Parameter untersucht werden. Als Voraussetzung einer aussagefähigen Bestimmung der Parameter ist eine möglichst repräsentative Probenahme durchzuführen. Durch die Heterogenität von Abfall, insbesondere von Restabfall, ist dies mit besonderen Problemen verbunden. Der folgende Artikel beschreibt Grundlagen sowie aktuelle Grundregeln und Empfehlungen zur repräsentativen Beprobung und Aufbereitung von Abfallproben. Auf Grundlage der PN 98, eines ASA Probenahmekonzeptes, sowie Empfehlungen der AG Qualitätssicherung werden praxisorientierte Empfehlungen für die Entnahme und Aufbereitung von Abfallproben gegeben.

### Keywords

Abfallprobe, Probenahme, Probenaufbereitung, Analytik, Abfallbehandlung, AbfAbIV, LAGA PN 98, ASA Probenahmekonzept, MBA, Arbeitsgruppe Qualitätssicherung

waste sample, sampling, sample conditioning, analytics, waste treatment, AbfAbIV, LAGA PN 98, ASA sampling concept, MBT, working group quality assessment

Der vollständige Artikel kann unter <http://www.wasteconsult.de/Aufbereitung.pdf> heruntergeladen werden.

**wasteconsult**  
**INTERNATIONAL**

Robert-Koch-Str. 48b, 30853 Langenhagen, Germany  
Tel. +49 (0)511 23 59 383 FAX +49 (0)511 23 59 384  
info@wasteconsult.de www.wasteconsult.de

Internationale Tagung MBA 2007 www.wasteconsult.de

# Maschinentechnik für die Aufbereitung von Abfallproben

Jürgen Graf

ERDWICH Zerkleinerungssysteme GmbH, Kaufering

## Devices for the Conditioning of Waste Samples

### Abstract

After a short overview about the physical principles of mechanical size reduction, the main techniques for sample shredding are shown:

- Two shaft shredders working with the rotary shear principle
- Single shaft shredders working with the stator- rotor principle.

Some examples from systems in operation are shown. Future developments are presented.

### Zusammenfassung

Nach einem kurzen Überblick über Prinzipien der mechanischen Zerkleinerung werden die grundsätzlich geeigneten Verfahren der Müllprobenzerkleinerung vorgestellt:

- Zweiwellenzerkleinerer nach dem Rotorscherenprinzip
- Einwellenzerkleinerer nach dem Stator-Rotor-Prinzip.

Als praktische Einsatzbeispiele werden einige bereits im Einsatz befindliche Probenzerkleinerungssysteme vorgestellt. Zukünftige Entwicklungstendenzen bei Probenshreddern werden aufgezeigt.

### Keywords

Probenaufbereitung, Probenzerkleinerer, Probenshredder, Laborzerkleinerer, Laborshredder, Kompaktzerkleinerer, Rotorschere, Probenaufbereitung, Kompaktshredder, Zerkleinerer.

Sample shredder, shredder, laboratory shredder, sample grinder, rotary shear, test shredder, test grinder, granulator, mill.

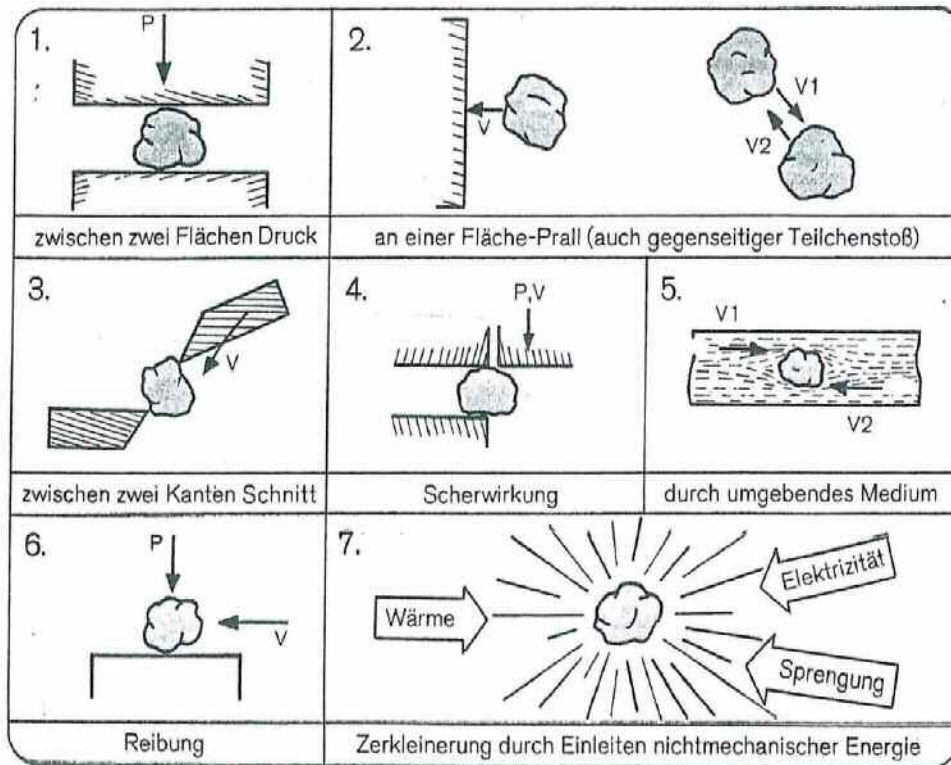
## 1 Zerkleinerungsverfahren

Grundsätzlich gibt es als Grundprinzipien der Zerkleinerung die mechanischen Zerkleinerungseffekte durch:

- |                |  |
|----------------|--|
| - Druck        | - Scherwirkung                         |
| - Prallwirkung | - Friktion                             |
| - Schneiden    | - Einwirkung durch das Umgebungsmedium |

Daneben noch Zerkleinerung durch nicht mechanische Effekte wie:

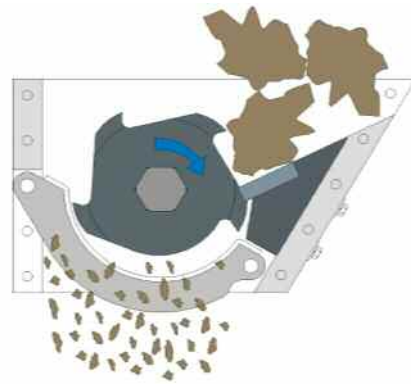
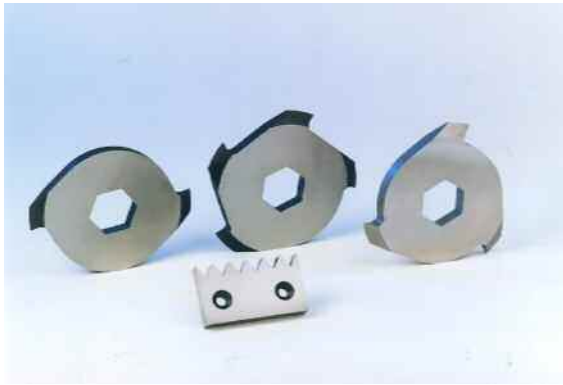
- |                |                     |
|----------------|---------------------|
| - Hitze        | - Microwellen       |
| - Elektrizität | - Explosionseffekte |


**Abbildung 1** Zerkleinerungsmechanismen

Mechanische Zerkleinerungsmaschinen nutzen in der Regel stets eine Kombination der oben genannten mechanischen Zerkleinerungseffekte aus, wobei meist ein Effekt im Vordergrund steht. Bei Maschinen zur Grobzerkleinerung zäher und faseriger Stoffe werden Scher- und Schneideffekte eingesetzt. Bei der Grobzerkleinerung von harten spröden Materialien kommen Mahlverfahren zum Einsatz, die auf Druck und Prall beruhen. Bei der Feinmahlung werden hauptsächlich Friktions- und Pralleffekte genutzt. Bei der Micronisierung kommen Pralleffekte und Einwirkung des Umgebungsmediums zum Einsatz. Bei Einwellenshreddern erfolgt die Zerkleinerung durch Scher- und Schneideffekte, wobei daneben auch Friktionseffekte zwischen Rotor und Siebeinsatz auftreten. Bei Zweiwellenshreddern dagegen erfolgt die Zerkleinerung primär durch Schneideffekte. Bei Feinmühlen wie z. B. Wirbelstrommühlen erfolgt die Zerkleinerung durch die Kombinationswirkung von Prall und Friktionseffekten sowie von Strahlmahleffekten durch die Luftwirbel in der Mahlzone.

## 2 Einwellenzerkleinerer

Die Zerkleinerung findet zwischen der rotierenden Schneidwelle und dem am Gehäuse befestigten Gegenmesser statt. Die Einstellung der Körnung des Endprodukts erfolgt durch den schnell auswechselbaren Siebeinsatz im Unterteil der Maschine.



**Abbildung 2** Gegenmesser



**Abbildung 3** Siebeinsätze

Material, welches noch nicht fein genug ist um das Sieb zu passieren, wird von der Schneidwelle wieder nach oben gezogen und weiter zerkleinert. Um eine effizienten Schneidwirkung zu erzielen, ist eine gewisse Mindestrotationsgeschwindigkeit der Messerwelle erforderlich. Die entsprechende Drehzahl des Erdwich-Probenzerkleinerers liegt hier bei ca. 80 Upm. Bei zu geringer Drehzahl wird das Material nicht mehr geschnitten, sondern nur zwischen dem Rotor und dem Gehäusemesser durchgequetscht. Negative Konsequenz der relativ hohen Drehzahl ist, dass die Maschine bei Blockade durch Massivteile starken mechanischen Belastungen ausgesetzt wird.

Durch die Reversierautomatik ist hier die Maschine zwar vor Beschädigungen geschützt, jedoch ist bei zu häufigem Blockieren des Schneidwerks durch Massivteile langfristig mit erhöhtem Maschinen-Verschleiß zu rechnen.

Bei Material, welches nicht fließfähig ist und/oder zur Brückenbildung neigt, ist es oft erforderlich mittels einer Eindrückvorrichtung das Material dem Schneidwerk zuzuführen.

**Fazit:**

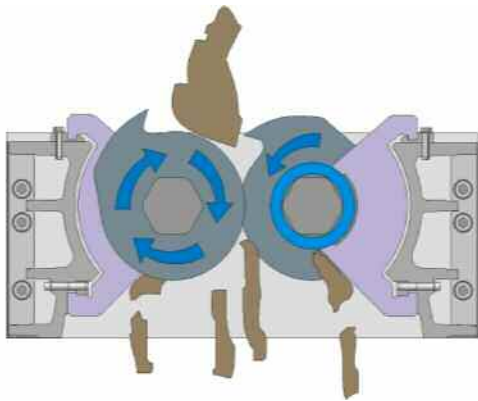
Bei Material, welches nur selten Störteile bzw. Massivteile enthält, ist der Einwellenzerkleinerer das optimale Aufbereitungsgerät.



### 3 Zweiwellenzerkleinerer

Der Zweiwellenzerkleinerer ist ein siebloses Zerkleinerungsgerät, welches das Material durch Schneideffekte zwischen den rotierenden Messerwellen zerkleinert.

Um zu verhindern, dass sich Material auf den Schneidwellen aufwickelt, sind am Maschinengehäuse Abstreifer angebracht, welche wie ein Kamm Material abschaben, das sich an den Schneidwellen anlagert.



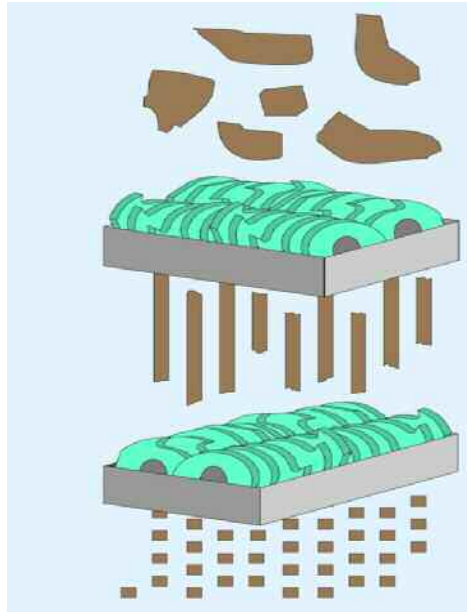
**Abbildung 4** Schema Zweiwellenzerkleinerer

Durch dieses Schneidprinzip sind wesentlich langsamere Drehzahlen als bei Einwellenzerkleinerern möglich. Dies hat zur Folge, dass eine Zweiwellenmaschine wesentlich unempfindlicher gegenüber Massivteilen ist. Bei Eintreten eines Störkörpers werden beide Wellen gestoppt und drehen dann rückwärts (Reversierfunktion), so dass das Massivteil wieder aus der Schneidzone heraus gezogen wird. Die Maschine befreit sich sozusagen selbst. Auch bei häufigem Auftreten von Massivteilen ist keine Beschädigung der Mechanik zu befürchten.

Durch die Zerkleinerung mit 2 gegenläufig rotierenden Wellen ist das Einzugsverhalten der Maschine sehr gut. Nachdrückvorrichtungen sind in der Regel nicht erforderlich. Prinzipieller Nachteil der Zweiwellenmaschine ist das Fehlen eines Siebeinsatzes. Die Feinheit des Endprodukts kann nur durch die Breite der Messer beeinflusst werden. Längliche Teile jedoch können teilweise ungehindert das Schneidwerk passieren.

Prinzipiell ist es auch möglich, einen Zweiwellenzerkleinerer mit Siebeinsatz auszurüsten, jedoch müssen dann die Abstreifer am Gehäuse entfernt werden, damit zu grobes Material wieder vom Siebeinsatz zurück in die Schneidzone gefördert werden kann. Ohne Abstreifer jedoch besteht die Gefahr, dass sich Material auf den Schneidwellen aufwickelt (insbesondere wenn das Material Folien, Textilien etc. enthält)

In der Praxis wird dieser prinzipielle Nachteil der Zweiwellenmaschine dadurch behoben, dass das Material einfach mehrfach auf die Maschine gegeben wird.



**Abbildung 5** Hintereinanderschaltung von Zweiwellenzerkleinerer im Winkel von 90°

Bei Produktionsanlagen wird dieser Effekt dadurch erzielt, indem man 2 Maschinen um 90 Grad zueinander versetzt übereinander installiert.

**Fazit:**

Bei Material, das oft Grobteile, Massivteile enthält, ist die Zweiwellenmaschine die bessere Wahl, insbesondere wenn genügend Zeit vorhanden ist, das Material mehrmals zu zerkleinern.

## 4 Gelieferte Anlagen

### 4.1 Einwellenmaschinen

Die kompakte Einwellen-Zerkleinerungsanlage M 400 wurde 2006 an mehrere Müllbehandlungsanlagen geliefert. Die Beschickung erfolgt von Hand, der Materialaustrag in handelsübliche Kunststoffeimer, die in jedem Baumarkt kostengünstig zu beschaffen sind.



Abbildung 6 Einwellen-Zerkleinerungsanlage

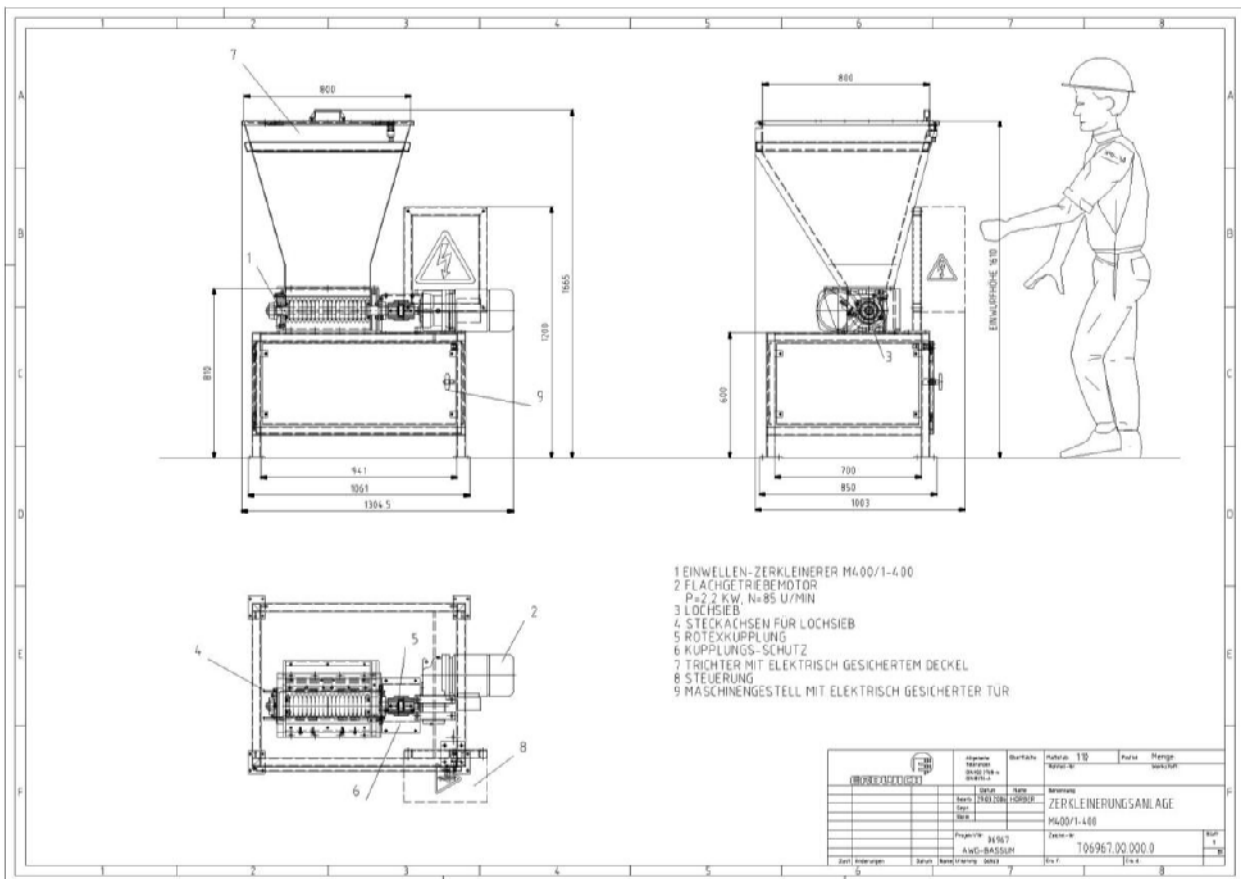


Abbildung 7 Schema Einwellen-Zerkleinerungsanlage

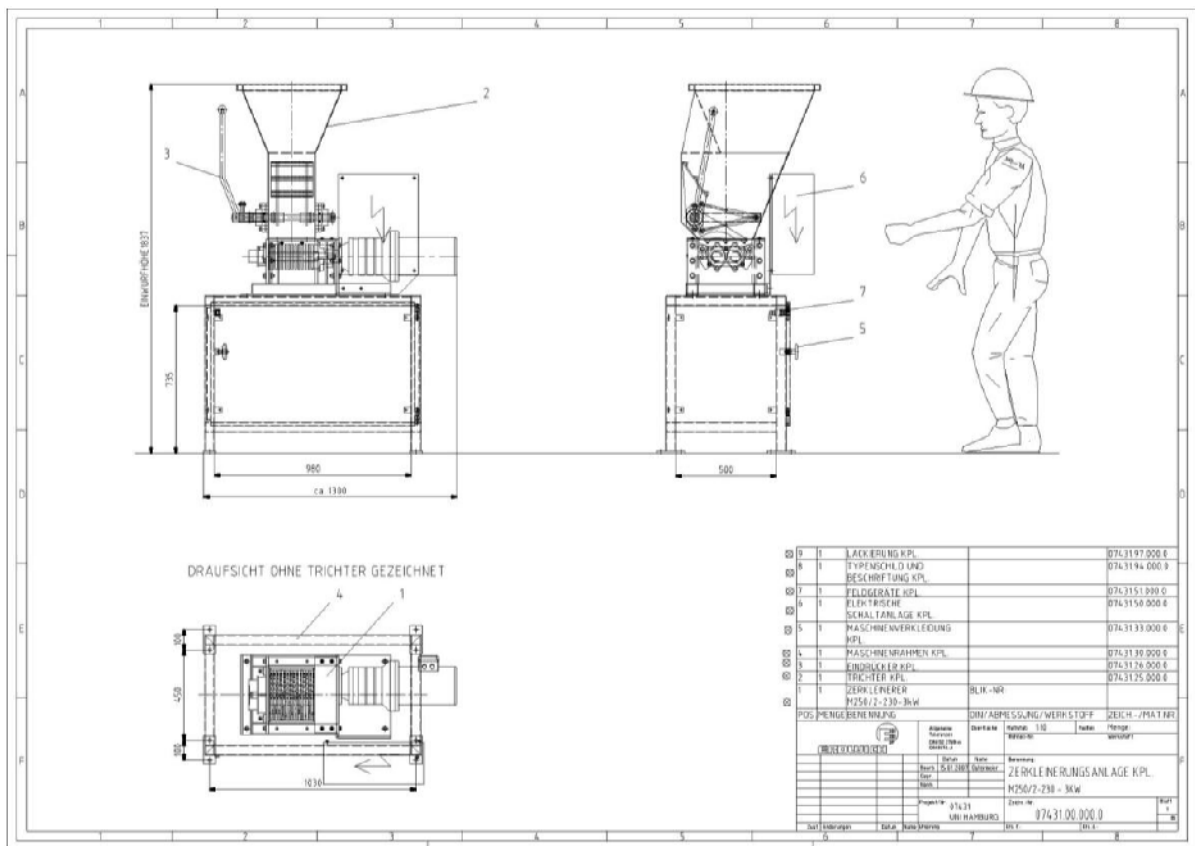
## 4.2 Zweiwellenmaschinen

### 4.2.1 Zweiwellenzerkleinerer M 250

Stationär aufgebauter Kompaktzerkleinerer.



Abbildung 8 Zweiwellenzerkleinerungsanlage



Das Material wird von Hand in den Aufgabetrichter eingeworfen und fällt nach dem Zerkleinern in bauseitig vorhandene Materialboxen. Um eine Vermischung der Proben zu verhindern, kann der Befülltrichter abgeklappt werden, so dass die Maschine zur Reinigung gut zugänglich ist. Trichter und Untergestell mit Verkleidung sind mit Sicherheitschaltern ausgestattet, so dass bei abgeklapptem Trichter oder geöffneter Türe der Unterverkleidung keine Inbetriebsetzung des Schneidwerkes möglich ist.

#### 4.2.2 Mobile Probenzerkleinerungsanlage M450

Kompakte und mobile Zerkleinerungsanlage, die in einen PKW-Anhänger installiert ist. Mit dieser Anlage können die Müllproben direkt an der Deponie zerkleinert werden. Die zerkleinerten Proben fallen in 250-Liter-Mülltonnen. Um auch Proben mit sperrigen Bestandteilen zerkleinern zu können, ist der Zerkleinerer mit einem manuellen Eindrücker ausgestattet.



**Abbildung 10** Mobile Probenzerkleinerungsanlage M450

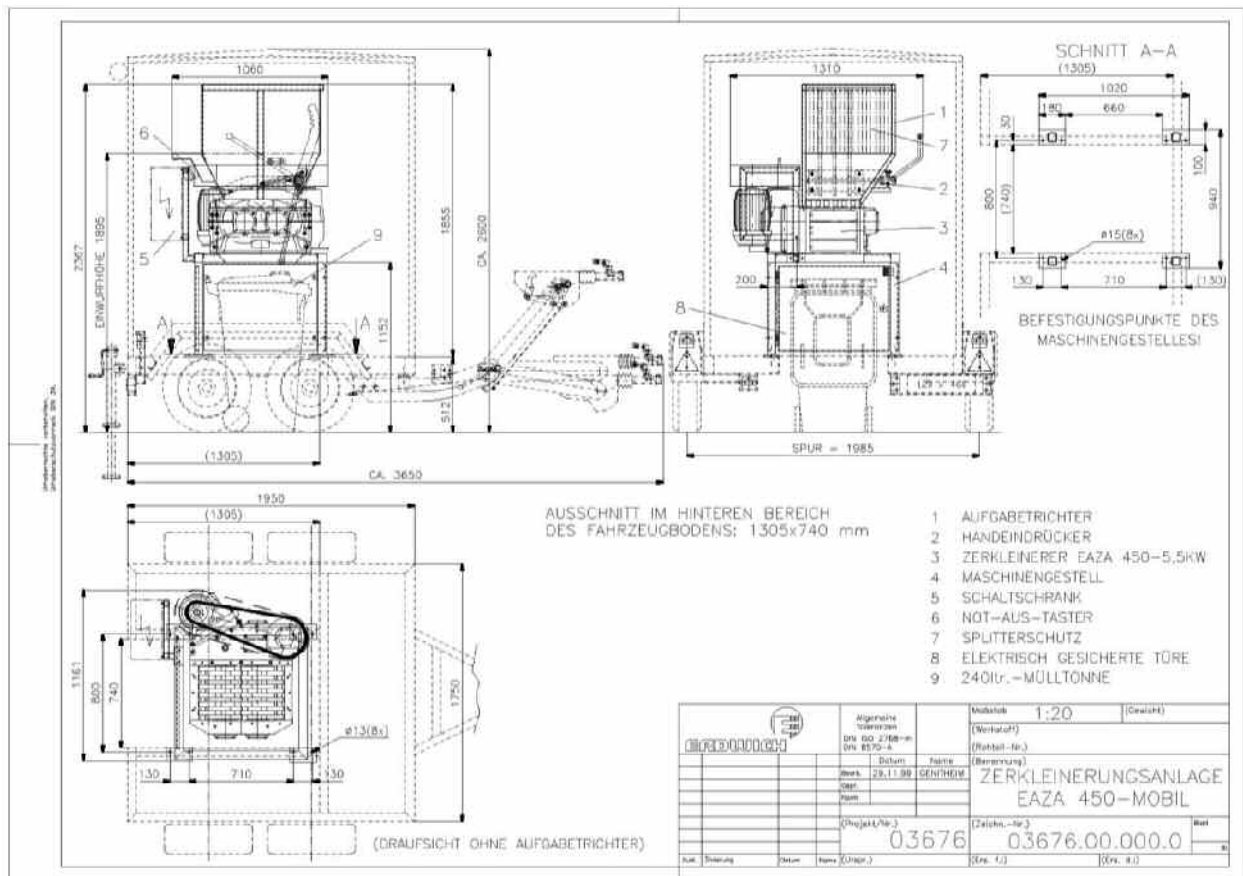


Abbildung 11 Schema der mobilen Probenzerkleinerungsanlage

## 5 Vergleich Einwellentechnik – Zweiwellentechnik

Vergleichskriterium	Einwellentechnik	Zweiwellentechnik
Einzugsverhalten	mittel	gut
Empfindlichkeit gegenüber Störstoffen	gering	sehr gering
Geräusentwicklung	mittel	niedrig
definierte Endproduktgröße	ja	nein
Maschinengröße, Gewicht	kompakt	kompakt
Verstopfungsgefahr bei feuchtem klebrigem Material	mittel	gering
Aufwand Messerwechsel, nachschleifen	gering	mittel

## 6 Referenzliste

An folgende Betriebe wurden Geräte ausgeliefert: Uni Darmstadt, Uni Hamburg, AWZ Singhofen, EGW Westmünsterland, AWG Bassum, ZA Friesland, Deponie GmbH, GFA Lüneburg, AWB Zentraldeponie Wilsum, UNI Duisburg, Ruhrverband Essen, GVOA, AWS Schaumburg, Abfallentsorgung Schwarze Elster, Verbund Umwelttechnik, FH Hildesheim – Holzminden, ISAH Universität Hannover, Montanuniversität Leoben

## 7 Entwicklungen

Getreu dem Motto: „Stillstand bedeutet Rückschritt“ hat die Fa Erdwisch den bewährten Zweiwellenzerkleinerer M 250 mit einem optimierten Eindrückersystem erweitert.

Der schräg angeordnete Eindrücker schiebt das Material zum Schneidwerk hin, so dass sich im Aufgabetrichter bildende Brücken zerstört werden. Auch sich im Trichter verkeilende größere Teile wie Äste, Holzstücke etc werden bewegt und zum Schneidwerk gefördert. Dadurch können auch größere Probechargen auf einmal in die Maschine eingeworfen werden und automatisch ohne Überwachung durch den Maschinenbediener zerkleinert werden.

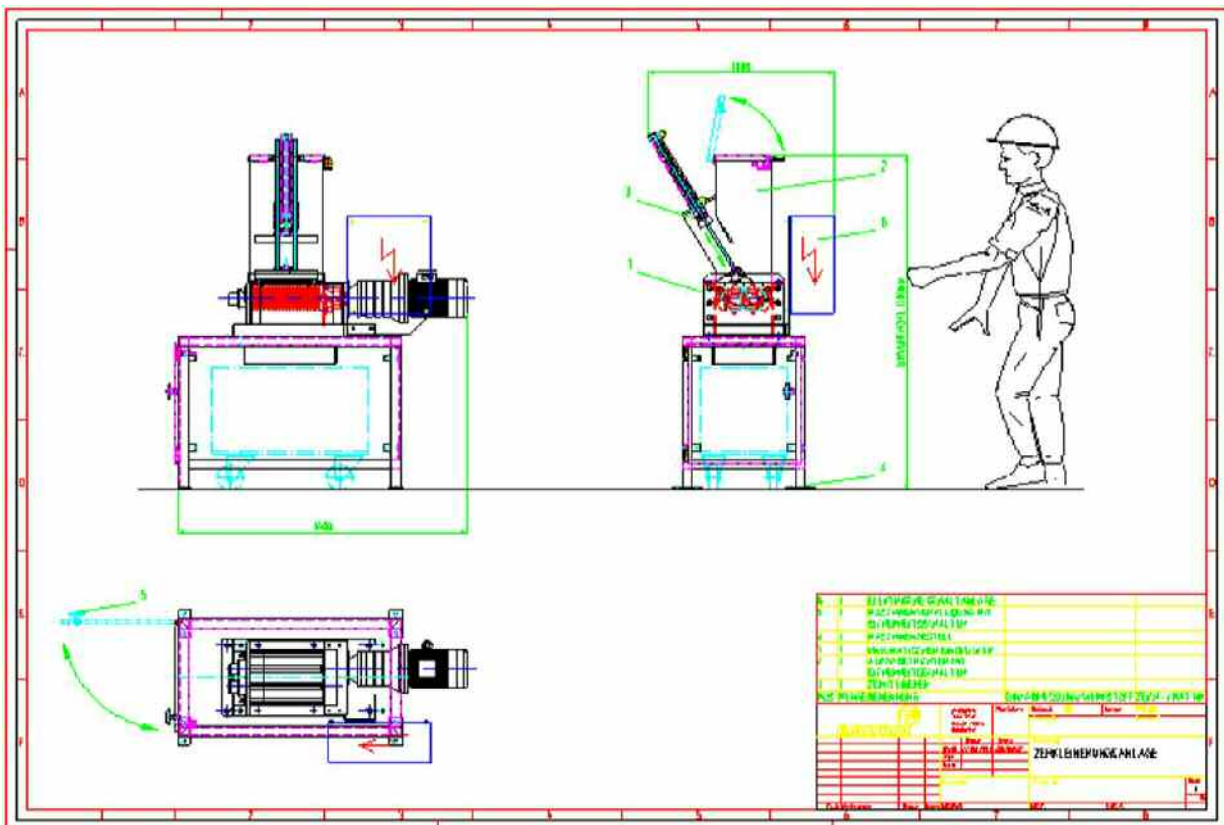


Abbildung 12 Schema Zweiwellenzerkleinerer M 250

### Anschrift des Verfassers

Herr Dipl. Oec. Univ. Jürgen Graf  
 ERDWICH-Zerkleinerungssysteme GmbH  
 Kolpingstraße 8  
 D-86916 Kaufering  
 Telefon +49 8191 9652 33  
 Email j.graf@erdwisch.de  
 Website: www.erdwisch.de

# **Bewertung der biologischen Aktivität von Restabfall– ein Vergleich von anaeroben Testmethoden in Deutschland und England**

**Anke Bockreis\*, Wolfgang Müller\*\*, Iris Steinberg\***

\* Technische Universität Darmstadt, Fachgebiet Abfalltechnik, Darmstadt

\*\* IGW Ingenieurgemeinschaft Witzenhausen Fricke & Turk GmbH, Witzenhausen

## **Assessment of the Biological Activity of Waste – a Comparison of Anaerobic Test Methods in Germany and in the UK**

### **Abstract**

In Germany, the parameter AT4 (respiration activity determined over the course of 4 days in laboratory testing) and GB21 (gas formation determined over the course of 21 days in laboratory testing) were implemented in the German legislation (Ordinance on Environmentally Compatible Storage of Waste from Human Settlements (Abfallab-lagerungsverordnung, 2001) in order to describe the biodegradability of the waste and to determine the efficiency of the mechanical-biological pre-treatment. In comparison to the situation in Germany, two different methods for assessment of the biodegradability of waste were developed in the UK (Godley et al. 2005). The BM100 is an anaerobic methanogenic digestion test, which runs for up to 100 days. The DRI is a test method in order to evaluate the aerobic dynamic respiration. In the paper the differences of the anaerobic test methods are discussed. Different kind of pre-treated waste from different treatment steps were analysed with both methods and the advantages and disadvantages of both methods were investigated. In order to compare the waste treatment systems in Germany and the UK, it is necessary to know the limitation of each method.

### **Zusammenfassung**

Zur Bestimmung der biologischen Aktivität von vorbehandelten Abfällen wurden in Deutschland die Parameter Atmungsaktivität AT4 und Gasbildungsrate im Gärtest GB21 eingeführt. Durch diese Parameter soll zum Einen die Leistungsfähigkeit einer Behandlungsanlage definiert werden und zum Anderen die Einhaltung der gesetzlich festgelegten Zuordnungswerte für die Deponierung überprüft werden. In Großbritannien wurden dagegen zwei dazu unterschiedliche Parameter (BM100, DRI) eingeführt, um durch einen Vergleich des Organikanteils im In- und Output einer Behandlungsanlage die Leistungsfähigkeit dieser Anlage zu ermitteln. In dem Artikel werden die beiden anaeroben Testmethoden GB21 und BM100 in ihrer Methodik gegenübergestellt. Beide Methoden wurden in Parallelansätzen in verschiedenen Testreihen untersucht und die Ergebnisse werden diskutiert.

### **Keywords**

biodegradability, mechanical-biological treatment, aerobic/anaerobic test methods (AT4, GB21, DRI, BM100)

biologische Aktivität, mechanisch-biologische Behandlung, aerobe/anaerobe Testmethoden (AT4, GB21, DR4, BM100)



# 1 Einleitung

Durch die Vorgaben der EU-Deponierichtlinie muss der Anteil der auf Deponien abgelagerten biologisch abbaubaren Abfälle reduziert werden. Über einen Zeitraum von 15 Jahren ist, ausgehend von der angefallenen Abfallmenge im Jahr 1995, eine Reduktion der organischen Substanz von insgesamt 65 % in drei Stufen zu erreichen. Einen Aufschub um weitere 4 Jahre können Mitgliedsstaaten beantragen, die 1995 mehr als 80 % ihrer Abfälle auf Deponien entsorgt haben. Die Richtlinie enthält keine Festlegung zur Methodik der Bestimmung der biologisch abbaubaren Organik sowie des Nachweises der Reduktion. (EU-DEPONIERICHTLINIE, 1999)

In Deutschland dürfen Abfälle auf Deponien abgelagert werden, die – nach einer geeigneten Vorbehandlung - die Zuordnungskriterien der TA Siedlungsabfall bzw. der Abfallablagerungsverordnung erfüllen. Dadurch soll gewährleistet sein, dass nur Abfälle mit geringer biologischer Aktivität abgelagert werden und ein entsprechend geringes Potential zur Gas- und Sickerwasserbildung besitzen.

In Großbritannien erfolgt eine massenbezogene Bewertung zur Bestimmung des Organikanteils im Abfall, d.h. die Bewertung erfolgt auf Basis einer Zuordnung von Abfallfraktionen und deren Organikgehalt. Dabei beschreibt der festgelegte Organikgehalt nicht die biologische Abbaubarkeit, sondern lediglich den nativ-organischen Anteil. Soll nun die Leistungsfähigkeit einer Behandlungsanlage bestimmt werden, so wird die Kombination aus Abtrennung der Organik (z.B. in der heizwertreichen Fraktion) sowie der Reduktion in der biologischen Behandlungsstufe der entsprechenden Anlage bestimmt. Durch die Differenz der Organik im Input und der abgetrennten Menge ergibt sich der verbleibende Organikanteil, der entweder deponiert oder weiter behandelt wird. (NIESAR ET AL., 2005; ENVIRONMENT AGENCY UK, 2000)

## 2 Biologische Methoden zur Bestimmung der Aktivität

### 2.1 Testmethoden in Deutschland

In der Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerungsverordnung – AbfAbIV) wurden zwei Parameter zur Bestimmung der biologischen Abbaubarkeit festgelegt (ABFABLV, 2001). Dies ist zum Einen der aerobe Test AT4 zur Bestimmung des Sauerstoffverbrauchs über einen Zeitraum von vier Tagen. Die Bestimmung gibt somit Aufschluss über die momentane biologische Aktivität, was als Vorteil gegenüber physikalisch-chemischen Verfahren zu sehen ist. Zum Anderen wird die Bestimmung der Gasbildungsrate im Gärtest GB21 festgelegt. Es wird damit die anaerobe Abbaubarkeit eines Substrats im Labormaßstab im unbeeinflussten Standversuch unter optimierten Bedingungen getestet. Der Analysenzeitraum beträgt

21 Tage. Durchgeführt wird der Gärtest auf Grundlage der DIN 38 414 Teil 8 (DEV S8) – Bestimmung des Faulverhaltens von Schlamm und Sedimenten.

Wird ein Abfall mechanisch-biologisch vorbehandelt, so muss vor der endgültigen Ablagerung entweder die Bestimmung des AT4 oder GB21 durchgeführt werden bzw. einer der beiden Zuordnungswerte von AT4 (5 mg/g TS) oder von GB21 (20 NI/kg TS) muss eingehalten werden.

## 2.2 Testmethoden in Großbritannien

In Großbritannien sind die Testmethoden in einer Technischen Anleitung zur Bewertung von mechanisch-biologischer Vorbehandlung veröffentlicht (ENVIRONMENT AGENCY UK, 2005). Zur Bestimmung der biologischen Aktivität wurden ein aerober Test (DR4; Dynamic Respiration) und ein anaerober Test (BM100) festgelegt. Der BM100 ist ein Gasbildungstest über einen Bestimmungszeitraum von bis zu 100 Tagen. Dieser Test ist für die Bestimmung der Organikreduktion maßgeblich. Aufgrund der langen Bestimmungsdauer ist dieser Test für Prozess begleitende Untersuchungen ungeeignet. Für diesen Zweck wurde der DR4 vorgeschlagen, der die Atmungsaktivität über 4 Tage bestimmt. Durch den BM100 soll möglichst das gesamte Gasbildungspotential einer Abfallprobe ermittelt werden. Mit Hilfe einer zu entwickelnden Korrelation des BM100 mit dem DR4 kann der DR4 ggf. als alleiniger Test zur Beschreibung der biologischen Aktivität und damit auch zur Beschreibung der Leistungsfähigkeit einer Behandlungsanlage (Input-Output-Bilanz des Organikanteils) herangezogen werden.

## 2.3 Gegenüberstellung der Methodik der anaeroben Tests

In der nachfolgenden Tabelle sind die beiden anaeroben Testmethoden BM100 und GB21 mit ihren Spezifikationen gegenübergestellt.

**Tabelle 1** Gegenüberstellung der Methodenvorschriften BM100 und GB21

	<b>BM100</b>	<b>GB21</b>
Probenaufbereitung	Siebung < 5 mm, Sortierung der Fraktion > 5 mm in verschiedene Fraktionen (biologisch abbaubare Bestandteile (=BMW), Glas, Metalle, Inertes, Plastik)  Trocknung der BMW Probe bei 70 °C bis zu einem TS-Gehalt von 87 – 93 Gew.%, Zerkleinerung	Aussortieren von inertem Material (Glas, Steine, Metalle) unter späterer Berücksichtigung der aussortierten Gewichtsanteile  Zerkleinerung der Originalprobe (ohne inerte Stoffe) < 10 mm

	<b>BM100</b>	<b>GB21</b>
Einwaage	Probenmenge entsprechend 20 g Glühverlust der BMW Fraktion	50 g aufbereitete Probe (FS)
Impf Schlamm	50 ml	50 ml
weitere Zugaben	200 ml spezifisches Medium	Leitungswasser bis zu einem Gesamtprobenmenge von 300 ml
Einstellung pH-Wert	Einstellung des Mediums auf pH 7,5	pH muss zwischen 6,8 und 8,2 liegen, Einstellung mit Alkalisierungsmittel (Natronlauge oder Kalilauge) bzw. Salzsäure
Temperatur	35°C im Wasserbad	35°C Raumtemperatur
Referenzansatz	--	Überprüfung des Impfschlammes durch Zugabe von Cellulose
Testdauer	100 Tage	21 Tage unter Berücksichtigung der lag-Phase
Berücksichtigung einer lag-Phase	--	Berücksichtigung über prozentualen Anteil der Steigung
Angabe des Ergebnisses	NI/kg GV BMW (BMW = biologisch abbaubare Bestandteile)	NI/kg TS

Legende: FS: Feuchtsubstanz  
 TS: Trockensubstanz  
 GV: Glühverlust  
 NI: Normliter

Wie anhand Tabelle 1 und aufgrund der Namensgebung ersichtlich, unterscheiden sich die zwei Methoden BM100 und GB21 am deutlichsten in der Testdauer: Während das Ergebnis des GB21 nach 21 Tagen Testdauer plus der Zeitdauer der lag-Phase (in Abhängigkeit der Art der Abfallprobe und der Vorbehandlung) vorliegt, ist das Ergebnis des BM100 erst nach 100 Tagen verfügbar. Ein weiterer großer Unterschied ist die Art der Aufbereitung vor Einbau in die Testapparatur: so wird beim BM100 getrockneter Müll eingesetzt, wogegen beim GB21 die Probe im Originalzustand eingesetzt wird. Durch den unterschiedlichen Bezug der Einbaumenge auf den Glühverlust beim BM100 und auf die Feuchtsubstanz beim GB21 ergeben sich deutliche Unterschiede in der Einbaumenge. So liegt die durchschnittliche Einbaumenge beim BM100 bei Inputproben bei 40 g TS im Gegensatz zu 20 – 30 g TS beim GB21. Unterschiedlich ist weiterhin die Zugabe von einem Medium (eine Nährstofflösung mit eingestelltem pH-Wert von 7,5) zur potentiell besseren Abpufferung des Tests beim BM100 und der Zugabe von Leitungswasser beim GB21.

Zur Überprüfung des Impfschlammes auf Hemmung bzw. zu starker Aktivität (entsprechen den Vorgaben der AbfAbIV) wird beim GB21 immer ein Referenzansatz durchgeführt, d.h. dem Impfschlamm wird Cellulose zugegeben. Die Gasproduktion dieses Referenzansatzes muss mindestens 400 NI/kg betragen.

### **3 Versuchsergebnisse und Diskussion**

Zum Vergleich der beiden anaeroben Testmethoden wurden verschiedene Untersuchungen durchgeführt, um die grundlegenden Aussagen beider Testmethoden bewerten zu können.

Folgende Tests wurden unter der jeweiligen Zielstellung durchgeführt:

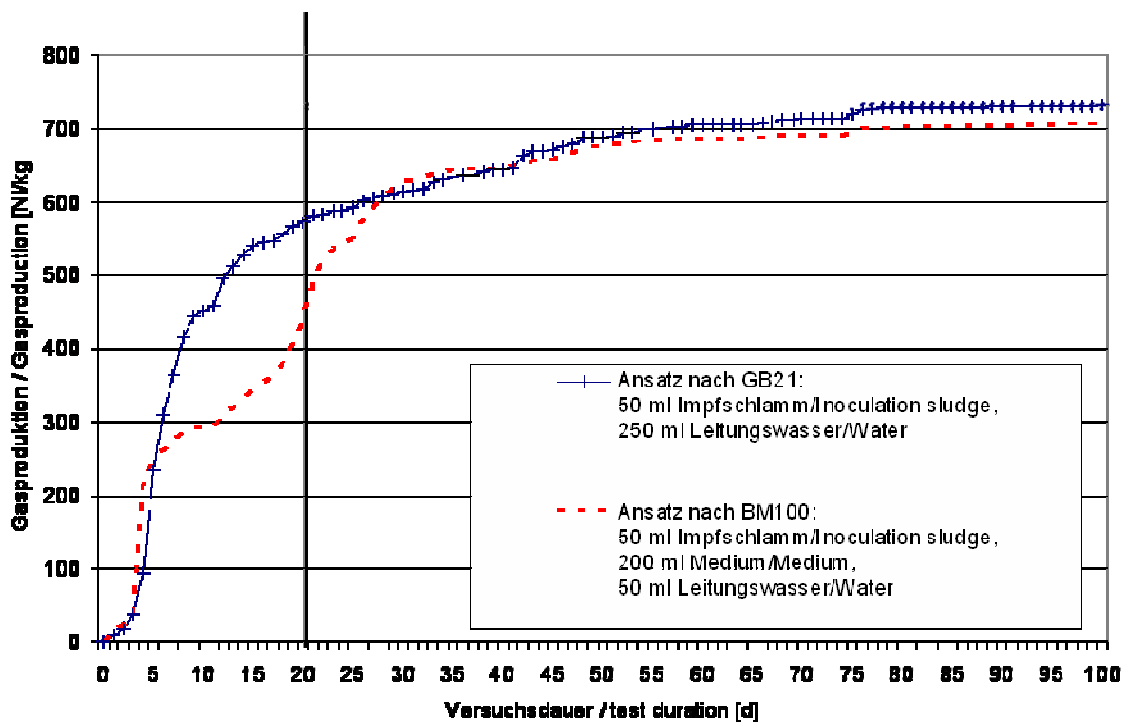
1. Zugabe von Cellulose zur Überprüfung der Pufferkapazität des für die BM100 Bestimmung verwendeten Mediums im Gegensatz zur Zugabe von Leitungswasser nach GB21
2. Vergleich von verschiedenen Abfallproben durch parallele BM100 und GB21 Bestimmungen

Um die Ergebnisse direkt miteinander vergleichen zu können, wurden die BM100 Ergebnisse umgerechnet auf die Bezugsgröße NI/kg TS Gesamtprobe anstatt NI/kg GV BMW.

#### **3.1 Untersuchungen der Pufferkapazität von Medium, Leitungswasser und Impfschlamm**

Zur Überprüfung der Zugabe von Medium beim BM100 im Gegensatz zu Leitungswasser beim GB21 wurde 1 g Cellulose zugegeben. Dargestellt sind in Abbildung 1 Summenkurven der Gasproduktion der verschiedenen Ansätze.

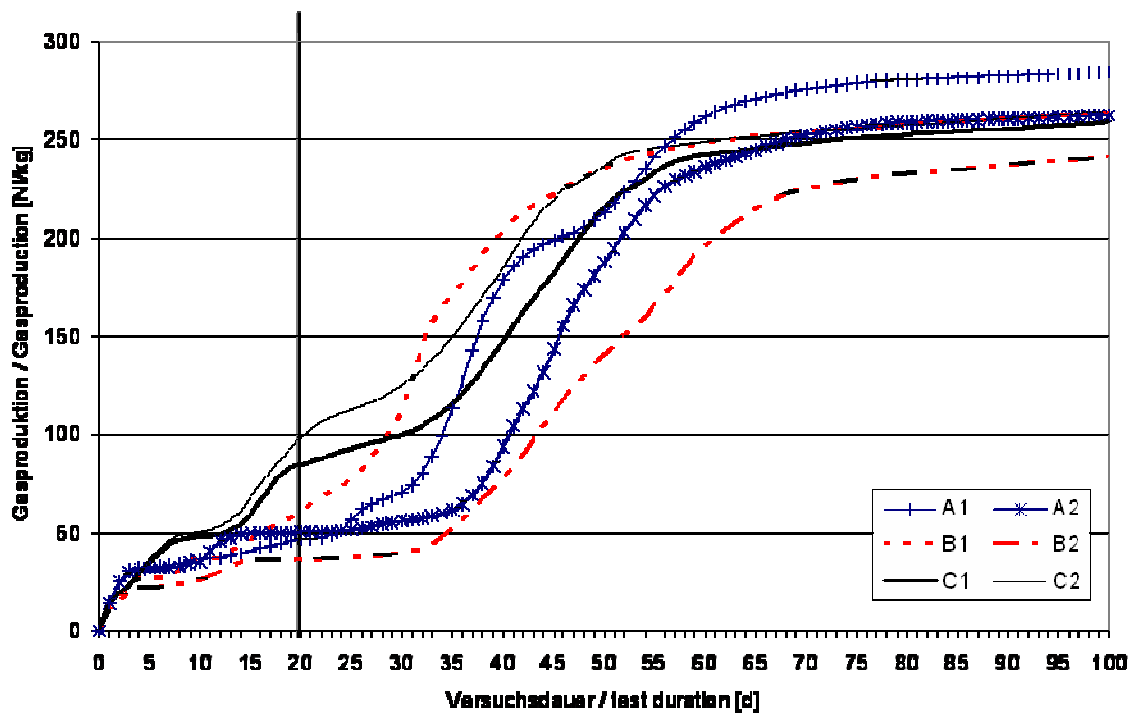
Es zeigt sich, dass sich nur in der Anfangsphase ein Unterschied bei der Gasbildung beim Einsatz von Medium im Gegensatz zu Leitungswasser ergibt. So verläuft der Ansatz mit Hauptanteil Leitungswasser von der Steigung her gleichmäßiger als der Ansatz im Medium. Ab ca. 30 Tagen Versuchsdauer verlaufen beide Ansätze parallel und liegen in der gleichen Größenordnung bzgl. der Gasproduktion. In weiteren Untersuchungen ergaben sich auch gleichmäßigere Verläufe für die Ansätze im Medium im Gegensatz zu Leitungswasser, insgesamt lässt sich allerdings schlussfolgern, dass die Ansätze mit Medium und Leitungswasser bei der Zugabe von Cellulose zu den gleichen Ergebnissen führen. Beide Ansätze sind zur Überprüfung des Impfschlammes – wie beim GB21-Ansatz gefordert - geeignet gewesen, da sie bei nach 21 Tagen eine Gasproduktion von mehr als 400 NI/kg aufwiesen.



**Abbildung 1** Zugabe von Cellulose zu Medium, Leitungswasser und Impfschlamm in unterschiedlichen Zusammensetzungen

Um diese Aussagen bei Ansätzen mit Abfallproben zu validieren, wurde anstatt Cellulose je 50 g FS einer Frischmüllprobe zu den gleichen Ansätzen im Doppelansatz wie zuvor beschrieben zugegeben. Zusätzlich wurden Untersuchungen mit erhöhter Impfschlammmenge zur gegebenenfalls besseren Abpufferung durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 2 dargestellt.

Es zeigt sich, dass alle Ansätze aufgrund der hohen Reaktivität von Frischmüll gleich mit der Gasproduktion beginnen. Zwischen dem 5. und 60. Versuchstag weisen die Ansätze große Abweichungen voneinander ab, so liegen auch die Doppelsätze der Proben z.T. weit auseinander, beispielsweise beim BM100-Ansatz mit ca. 60 % voneinander aus. Bei 100 Tagen Versuchsdauer haben sich die Verläufe aller Ansätze wieder angenähert, so beträgt die Standardabweichung aller Ansätze 14,7. Die Doppelansätze weichen bei allen 3 Varianten mit ca. 10 % bei 100 Tagen voneinander ab.



A1	A2	B1	B2	C1	C2
Test A1: Ansatz nach GB21 50 g Probe/ Sample, 50 ml Impf- schlamm/Inocul ation sludge, 250 ml Lei- tungswas- ser/Water	Test A2: Ansatz nach GB21 50 g Probe/ Sample, 50 ml Impf- schlamm/Inocul ation sludge, 250 ml Lei- tungswas- ser/Water	Test B1: Ansatz nach BM100 50 g Pro- be/Sample, 50 ml Impf- schlamm/Inocul ation sludge, 200 ml Medi- um/Medium, 50 ml Lei- tungswas- ser/Water	Test B2: Ansatz nach BM100 50 g Pro- be/Sample, 50 ml Impf- schlamm/Inocul ation sludge, 200 ml Medi- um/Medium, 50 ml Lei- tungswas- ser/Water	Test C1: modi- fizierter Ansatz 50 g Probe/ Sample, 250 ml Impf- schlamm/Inocul ation sludge, 50 ml Lei- tungswas- ser/Water	Test C2: modi- fizierter Ansatz 50 g Pro- be/Sample, 250 ml Impf- schlamm/Inocul ation sludge, 50 ml Lei- tungswas- ser/Water

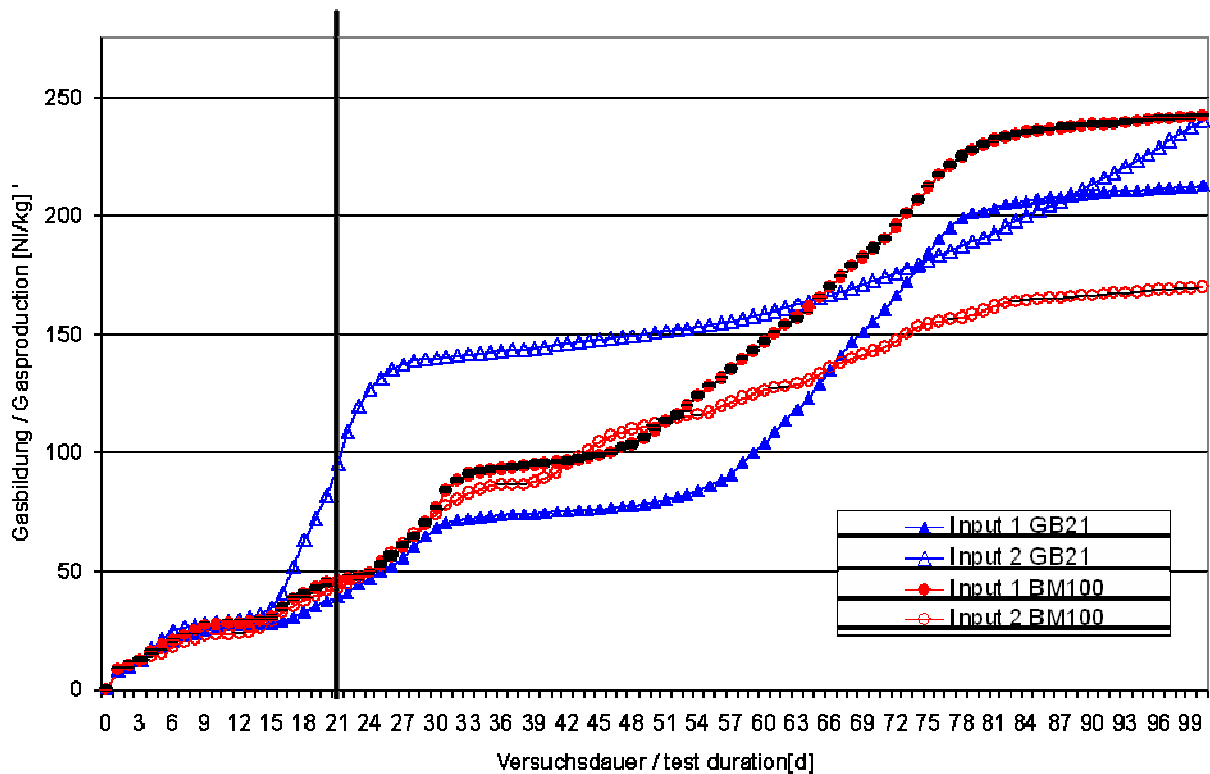
**Abbildung 2** Zugabe von Probe zu Medium, Leitungswasser und Impfschlamm in unterschiedlichen Zusammensetzungen

### 3.2 Parallelansätze BM100 und GB21

Um die beiden Anaerobtests miteinander zu vergleichen, wurden 3 verschiedene Proben einer Behandlungsanlage (Inputmaterial = Frischmüll, Material nach 3 Wochen und nach 6 Wochen Rotte) jeweils nach den Methodenvorschriften eingebaut. In den nachfolgenden Grafiken sind die Ergebnisse der jeweils Doppeluntersuchungen dargestellt.

Es ist deutlich zu erkennen, dass die beiden Doppelansätze der Inputproben untereinander als auch zueinander über die Versuchsdauer verschieden verlaufen. Ohne Berücksichtigung der lag-Phase liegen die Ansätze nach GB bei 21 d um einen Faktor 2,5 auseinander, während die Ansätze nach BM um ca. 6 % miteinander abweichen und erst nach einer Versuchsdauer von ca. 50 d auseinander gehen. Betrachtet man die Gasproduktion bei 100 d, so weichen die Ansätze, die entsprechend der GB21 Methode

angesetzt wurde, um ca. 13 % voneinander ab, während die Ansätze nach der BM100 Methode um 30 % auseinander liegen. Während die Kurven beider Inputproben nach BM100 und Input 1 GB21 sich ab ca. 80 d in einen flacheren Anstieg befinden, verläuft bei Input 2 GB21 der Anstieg weiterhin steiler, so dass hier noch mit einer erhöhten Gasproduktion gerechnet werden muss.



**Abbildung 3** Vergleich von Inputproben jeweils im Doppelansatz BM100 und GB21

Beide Methoden zeigen eine vergleichsweise hohe Streuung bei den frischen Proben. Ein Vorteil einer Methode bei einer Versuchsdauer von 100 Tagen ist nicht zu erkennen.

Betrachtet man das Verhalten der gerotteten Proben in Abbildung 4, so werden im Gegensatz zu den Verläufen der Inputproben (s. Abbildung 3) die Verläufe der Kurven gleichmäßiger, je länger der Abfall in einer Anlage behandelt wurde. Weiterhin ist die Abnahme der Reaktivität der Proben durch die längere Behandlungszeit erkennbar. Durch den parallelen Verlauf der beiden Doppelansätze zueinander und auch zwischen den Methoden, lässt sich feststellen, dass kein wesentlicher Unterschied bei der Ergebnisbetrachtung beider Methoden liegt, betrachtet man für beide Methoden die lange Versuchsdauer von 100 Tagen.

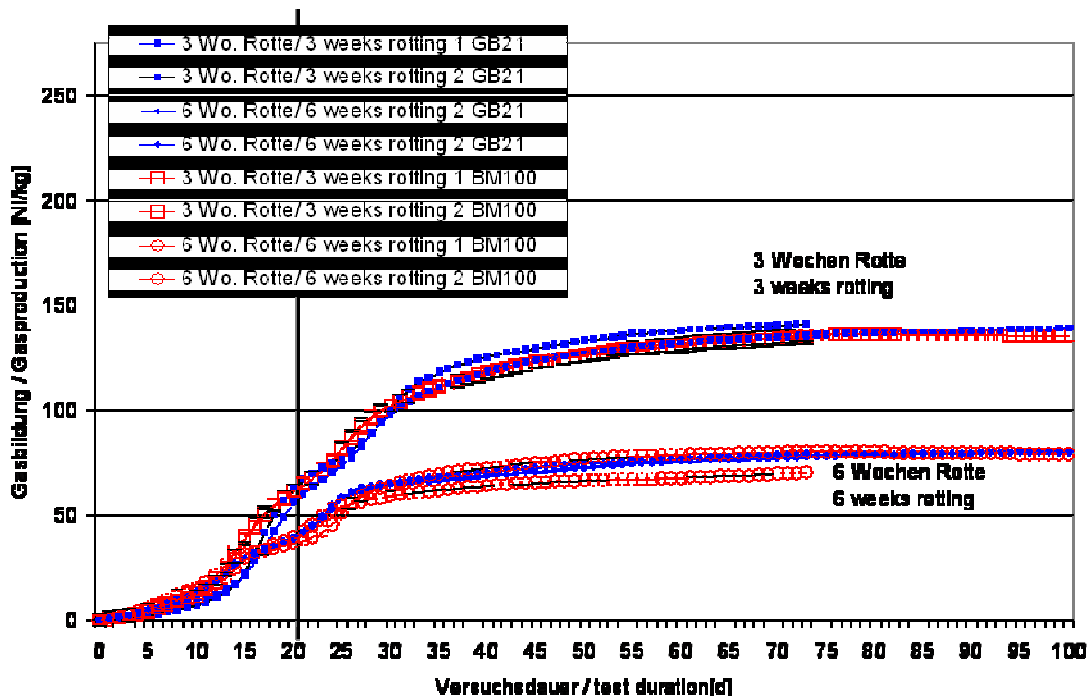


Abbildung 4 Vergleich von 2 verschiedenen Proben jeweils im Doppelansatz BM100 und GB21

Aufgrund der relativ kurzen Versuchsdauer von 21 Tagen beim GB wird eine Berücksichtigung der lag-Phase bei der Ergebnisermittlung gefordert. In nachfolgender Grafik sind die direkt abgelesenen Werte der Gasproduktion nach 21 Tagen den Ergebnissen unter Berücksichtigung der lag-Phase dargestellt.

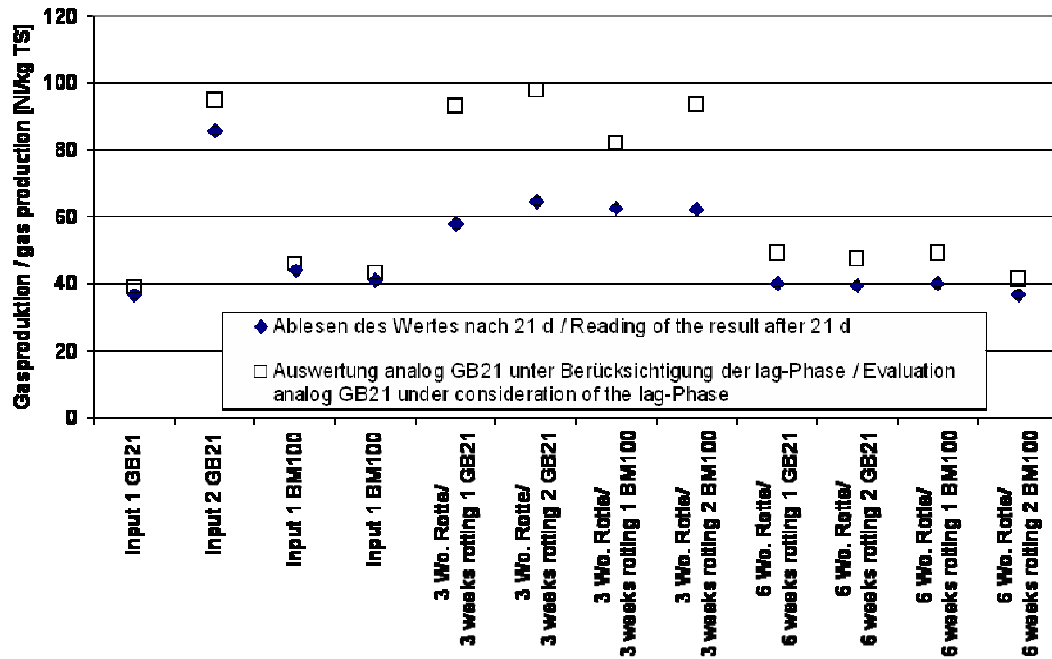


Abbildung 5 Gegenüberstellung der direkt abgelesenen Werte nach 21 Tagen und der Ergebnisse unter Berücksichtigung der lag-Phase



Es lässt sich gerade bei den 3 Wochen lang gerotteten Proben ein deutlicher Unterschied zwischen dem direkten Ablesen und des Ergebnisses unter Berücksichtigung der lag-Phase erkennen – unabhängig von den beiden Methodenansätzen GB21 und BM100. So fand bei diesen Proben nicht gleich von Anfang an ein biologischer anaerober Abbau statt, im Gegensatz zu den Inputproben. Im Hinblick auf die kurze Versuchsdauer von 21 Tagen beim GB21 Ansatz im Gegensatz zum BM100 Ansatz ergibt sich auch die Notwendigkeit der Berücksichtigung der lag-Phase bei GB21.

## 4 Zusammenfassung

Sowohl in Großbritannien als auch in Deutschland wurden Methoden entwickelt, um die biologische Aktivität von Abfallproben vor der Deponierung zu bestimmen. U.a. wurden dazu die beiden anaeroben Tests GB21 in Deutschland und BM100 in Großbritannien eingeführt. Beide Methoden wurden hier gegenübergestellt und in Parallelansätzen auf ihre Unterschiede bzw. Gemeinsamkeiten untersucht. Prinzipiell lässt sich feststellen, dass mit beiden Methoden die gleichen Ergebnisse erzielen lassen, d.h. die Methoden an sich nicht sehr unterschiedlich sind, wenn für beide Methoden der längere Zeitraum von 100 Tagen betrachtet wird. Der größte Unterschied ergibt sich jedoch in der Versuchsdauer von 21 bzw. 100 Tagen und dem damit einhergehenden Aufwand. Kein wesentlicher Vorteil ist durch den Einsatz eines Mediums beim BM100 im Gegensatz zu Leitungswasser beim GB21 zu erkennen.

Zusammen mit den Ergebnissen weiterer, hier nicht dargestellter, Ergebnisse lässt sich weiterhin feststellen, dass trotz Berücksichtigung der lag-Phase beim GB21, der GB21 zur Beurteilung von frischen Abfallproben weniger geeignet ist bzw. bei frischen Abfällen eine Verlängerung der Versuchsdauer erfolgen soll. So laufen Inputproben auch in Mehrfachansätzen z.T. sehr unterschiedlich, so dass sich keine abgesicherte Aussage gibt. Aber auch mit einer Versuchsdauer von 100 Tagen wie beim BM100 erscheint bei frischen Proben nicht immer ein Ende der biologischen Aktivität absehbar. Wird der Abfall vorbehandelt, so nähern sich die Verläufe der Gasproduktion in Mehrfachansätzen immer mehr an, so dass hier der Versuchszeitraum von 21 Tagen ausreichend ist, um die verbleibende biologische Aktivität einer vorbehandelten Probe zu erfassen.

## 5 Literatur

- |         |      |   |
|---------|------|---|
| AbfAbIV | 2001 | Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerungsverordnung AbfAbIV), Artikel 1 der Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen in der Fassung vom 20.02.2001, 31.01.2001 Bundesgesetzblatt Teil I, Nr. 10, S. 305-324, Bonn, 27.02.2001 |
|---------|------|---|

Environment Agency UK	2005	Guidance on Monitoring MBT and other pre-treatment processes for the landfill allowances schemes (England and Wales)
Environment Agency UK	2000	Waste Strategy 2000 for England and Wales, Part 1, ISBN 0101469322. <a href="http://www.detr.gov.uk">www.detr.gov.uk</a>
EU-Deponierichtlinie	1999	Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften. 16.7.1999
Niesar et al.	2005	Niesar, M.; Müller, W.; Sharpe, N.: Bewertung von MBA in Großbritannien. in: M. Kühle-Weidemeier (Hrsg.) International Symposium MBT 2005. Hannover (DE) 2005. ISBN 3-86537-665-7

### **Anschrift der Verfasser**

Dr. Anke Bockreis, Dr. Iris Steinberg  
Technische Universität Darmstadt - University of Technology  
Institut WAR, Fachgebiet Abfalltechnik  
Petersenstr. 13, 64287 Darmstadt, Germany  
[a.bockreis@iwar.tu-darmstadt.de](mailto:a.bockreis@iwar.tu-darmstadt.de)  
[www.abfalltechnik.net](http://www.abfalltechnik.net)

Dr. Wolfgang Müller  
IGW Ingenieurgesellschaft Witzenhausen Fricke & Turk GmbH  
Bischhäuser Aue 12, 37213 Witzenhausen, Germany  
[www.igw-witzenhausen.de](http://www.igw-witzenhausen.de)

# **Thermische Analyse zur Prozess- und Qualitätskontrolle bei der mechanisch-biologischen Behandlung**

**Ena Smidt und Johannes Tintner**

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

## **Process and Quality Control of MBT - Waste by Means of Thermal Analysis**

### **Abstract**

The present study reports on the application of thermal analysis for investigation and characterization of MBT – materials. The thermal behavior of waste materials depends on physical and chemical properties of all waste components. The thermal behavior suggests a specific composition and stage of decomposition. By means of thermogravimetry (TG) the mass loss of the sample is measured in dependence of the temperature. By means of differential scanning calorimetry (DSC) the heat flow of the material is recorded. Municipal solid waste displays a characteristic DSC – profile that reflects the stage of mineralization and waste composition. Apart from the visual evaluation, the determination of mass losses, temperatures of maximum heat flows and peak shifts, is performed by the instrument software. Multivariate data analysis also supports evaluation of many data points generated by these analytical techniques. Evaluation tools based on multivariate data analysis are developed for practical application.

### **Zusammenfassung**

In dieser Studie wurden thermische Analysemethoden für die Untersuchung und Charakterisierung von MBA – Material angewandt. Das Verbrennungsverhalten eines Abfalls hängt von den physikalischen und chemischen Eigenschaften seiner Bestandteile ab. Aus diesem Verhalten lassen sich Rückschlüsse auf die Zusammensetzung, bzw. den Abbaustand ziehen. Bei der Thermogravimetrie (TG) wird der Gewichtsverlust in Abhängigkeit von der Temperatur erfasst. Mit der dynamischen Differenzkalorimetrie (DSC) wird der Wärmestrom gemessen. Die organische Substanz von Restmüll zeigt ein charakteristisches DSC – Profil, das den Abbaustatus widerspiegelt. Eine untypische Zusammensetzung von MBA – Material wird ebenfalls in der DSC – Kurve dargestellt. Neben der visuellen Auswertung und der Bestimmung der Masseverluste, der Temperaturen der Peak – Maxima und der Peakverschiebung, können multivariate statistische Verfahren zur Auswertung der Thermodaten und zur Beurteilung von Abfallmaterialien eingesetzt werden. Basierend auf diesen Verfahren werden Auswertetools für die Praxis entwickelt.

### **Keywords**

Mechanisch-biologische Abfallbehandlung, Prozesskontrolle, Thermogravimetrie, Dynamische Differenzkalorimetrie, multivariate statistische Auswertung

Mechanical-biological treatment, process control, thermogravimetry (TG), differential scanning calorimetry (DSC), multivariate data analysis

# 1 Einleitung

Die tägliche Praxis der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung erfordert eine entsprechende Kontrolle, ob die Ziele in Hinblick auf die Abnahme der Reaktivität erreicht wurden. Maßnahmen zur Verbesserung von bestehenden Technologien und neue Verfahren müssen ebenfalls durch die Untersuchung des Abfalls während des Prozesses oder an wichtigen Schnittstellen bewertet werden. Während bei der Bestimmung von Schadstoffen moderne Analysemethoden angewandt werden, stehen für die Beurteilung der organischen Substanz hauptsächlich Summenparameter wie Glühverlust, organischer Kohlenstoff oder Heizwert zur Verfügung. Sie sind zwar geeignet, innerhalb eines Prozesses Aussagen über den Fortschritt des Abbaus zu machen, lassen aber nur bedingt Vergleiche zwischen verschiedenen Anlagen zu. Mehr Aussagekraft haben die biologischen Tests im aeroben und anaeroben Milieu zur Untersuchung der Reaktivität und des Gasbildungspotenzials. Allerdings dauern diese Analysen sehr lange und eine schnelle Information über den Stand des Prozesses ist daher nicht verfügbar. Vor allem bei Handlungsbedarf in Störfällen sind schnelle, aber aussagekräftige Untersuchungsmethoden von Vorteil.

Es ist daher ein Anliegen, auch auf diesem Gebiet der Abfallanalytik moderne Untersuchungsmethoden einzusetzen, um den Abbau der organischen Substanz bei der biologischen Behandlung zu beurteilen.

Im Forschungsbereich wurden verschiedene Untersuchungsmethoden angewandt, um die organische Substanz in Restmüll bei der mechanisch-biologischen Behandlung zu charakterisieren. Methoden wie NMR-Spektroskopie und Infrarotspektroskopie wurden von mehreren Autoren zur Beurteilung der Entwicklung der organischen Substanz in Hausmüll vorgeschlagen (CASTALDI ET AL., 2005; SMIDT UND MEISSL, 2006). Auch thermoanalytische Methoden wurden zur Charakterisierung der organischen Substanz in Abfällen eingesetzt (MELIS UND CASTALDI, 2004; SMIDT UND LECHNER, 2005).

Für die praktische Anwendung moderner Analysemethoden gelten einige wesentliche Voraussetzungen:

- Kurze Analysendauer
- Geringe Kosten
- Einfache Handhabung
- Einfache Auswertung
- Umfassende Information

Infrarotspektroskopie und thermische Analyse erfüllen diese Voraussetzungen. In diesem Beitrag geht es um thermoanalytische Untersuchungen von mechanisch-biologisch behandeltem Restmüll. Die Möglichkeiten, die die Thermoanalyse für die Praxis bietet, werden an mehreren Beispielen erläutert. Die vorgestellten Beispiele um-

fassen die Anwendung der Thermogravimetrie/ Massenspektrometrie (TG/ MS) und der dynamischen Differenzkalorimetrie (DSC). Die Auswertung der Ergebnisse erfolgt mithilfe der Geräte – Software (Proteus) und zusätzlich mit multivariaten statistischen Methoden.

## **2 Thermoanalytische Methoden TG/ MS und DSC**

### **2.1 Prinzip der Methoden**

Physikalische und chemische Eigenschaften eines Materials beeinflussen auch sein thermisches Verhalten. Die Tatsache, dass der Verbrennungsvorgang bei verschiedenen Substanzen unterschiedlich verläuft, wird durch unsere Beobachtung bestätigt. Daher kann aus dem thermischen Verhalten auf Materialien, ihre Zusammensetzung und ihren Abbauzustand geschlossen werden. In komplexen Gemischen wie Abfällen resultiert das thermische Verhalten aus der Summe der physikalisch-chemischen Eigenschaften aller Einzelkomponenten. Das Ergebnis einer thermoanalytischen Untersuchung ist – wie bei spektroskopischen Analysen – eine Kurve mit vielen Datenpunkten, die das Material charakterisieren. Die Interpretation und Auswertung der Ergebnisse wird durch die multivariate Datenanalyse unterstützt.

Bei der Thermogravimetrie (TG) wird der Masseverlust der Probe in Abhängigkeit von der Temperatur mit einer Thermowaage gemessen. Bei vorhandener Kopplungseinrichtung mit einem Massenspektrometer, können auch die dabei entstehenden Verbrennungsgase registriert werden. Mit der dynamischen Differenzkalorimetrie (DSC) wird der Wärmefluss der Probe gemessen und aufgezeichnet. Die Integration der Fläche unter der Kurve ergibt den Energieinhalt der Probe.

### **2.2 Probenvorbereitung**

Ein Vorteil der thermoanalytischen Methoden liegt darin, dass die gesamte aufbereitete Probe für die Analyse verwendet und charakterisiert wird. Die Probenvorbereitung umfasst die Trocknung bei Umgebungstemperatur oder bei 105 °C, das Mahlen und Sieben < 0,5 mm. Bei dieser Korngröße wird eine gute Wiederholbarkeit erzielt. Aufgrund der geringen Probeneinwaage ist auf die repräsentative Probenahme, eine ausreichende Probenmenge und die Homogenität des Materials zu achten.

### **2.3 Durchführung der Analysen**

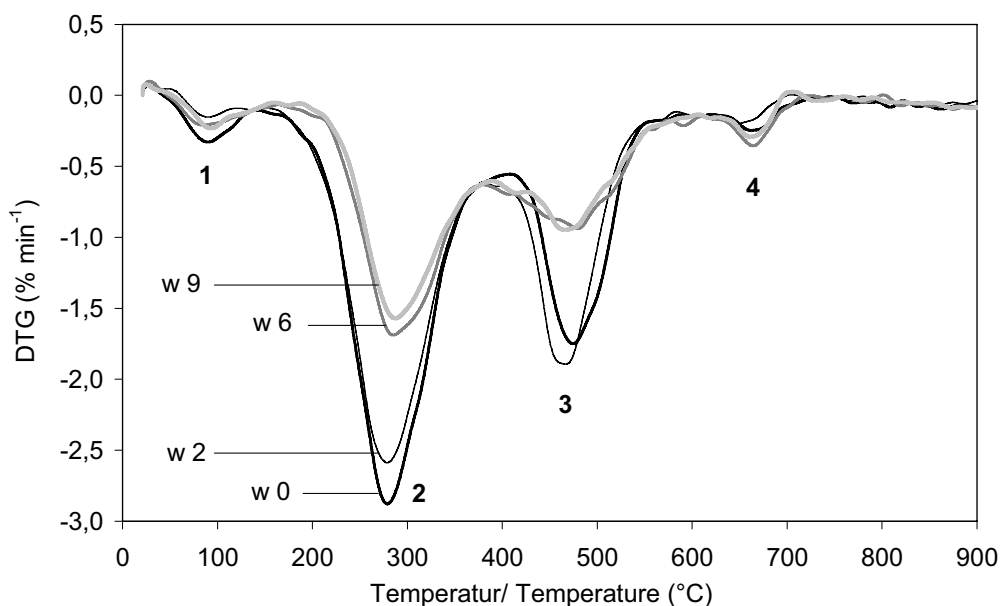
Die Verbrennung des Materials findet unter definierten Bedingungen (oxidativ oder pyrolytisch) über einen bestimmten Temperaturbereich statt. Folgende Verbrennungsparameter wurden für die vorgestellten Beispiele gewählt: Verbrennungsumgebung O<sub>2</sub>/

He (20 %/ 80 %), Gasfluss 120 ml min<sup>-1</sup>, Heizrate 10 K min<sup>-1</sup>, Temperaturbereich 30 – 950 °C. Bei den angegebenen Verbrennungsbedingungen beträgt die Analysendauer 90 Minuten. Eine Probenmenge von 16,0 mg wird in einem für die Messungen geeigneten Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> Tiegel verbrannt. Alle Untersuchungen wurden mit einem Gerät für die simultane Thermoanalyse durchgeführt (STA 409 CD Skimmer der Fa. Netzsch GmbH).

### 3 Fragestellungen und Beispiele aus der Praxis

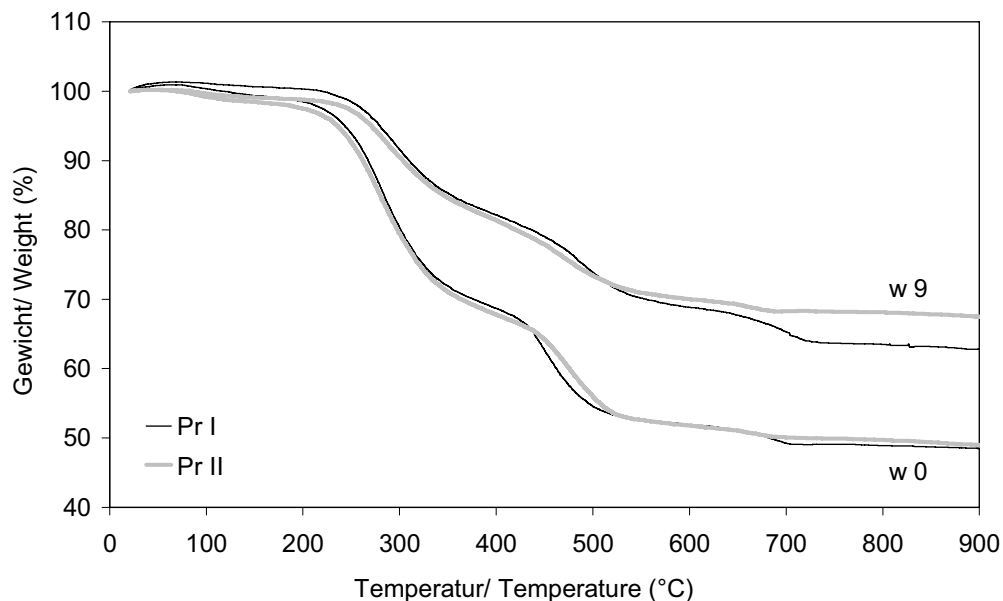
#### 3.1 Thermogravimetrie/ MS

Die Reaktivität der Probe und der Gehalt an organischer Substanz in MBA – Material gehören zu den wesentlichen Parametern der Prozesskontrolle. Abbildung 1 zeigt die erste Ableitung der Thermogramme (DTG – Kurven) eines typischen Restmülls aus der mechanisch – biologischen Abfallbehandlung. Der Masseverlust in vier Stufen ist charakteristisch für Restmüllfraktionen. Die erste Stufe (1) kennzeichnet den Verlust des Restwassers (bei lufttrockenen Proben), die zweite und dritte Stufe entsprechen der Verbrennung der beiden Organikfraktionen, die vierte dem Zerfall des Carbonats. Die Verbrennung der Organik in zwei Stufen ( 2 und 3) spiegelt die unterschiedliche Abbaubarkeit der organischen Verbindungen wider. Carbonat (Stufe 4) ist meistens Bestandteil von Restmüll und hängt unter anderem vom geogenen Hintergrund der Region ab. Die MBA – Proben repräsentieren eine unterschiedlich lange biologische Behandlungsdauer. Die Veränderungen sind deutlich an der Abnahme der Peaks (erste Ableitung der TG – Kurve) erkennbar. Zwischen der 6 Wochen und der 9 Wochen alten Probe findet jedoch nur noch ein geringfügiger Abbau statt.



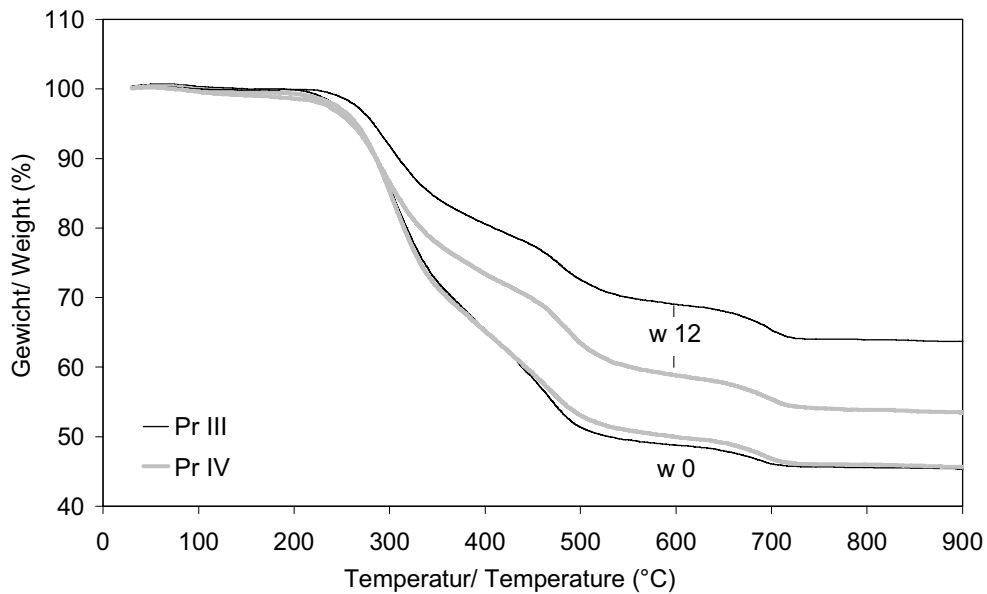
**Abbildung 1** Erste Ableitung der Thermogramm – Kurven (DTG) verschiedener Abbaustadien von Restmüll während der biologischen Behandlung (Woche 0, 2, 6 und 9)

In Abbildung 2 werden zwei verschiedene Prozesse der mechanisch – biologischen Restmüllbehandlung anhand ihrer Thermogramme verglichen. Die Proben stammen aus Österreich (Pr I) und Deutschland (Pr II). Es ist deutlich zu sehen, dass die Prozesse sehr ähnlich verlaufen. Dargestellt sind die Thermogramme der Ausgangsproben (Woche 0) und der Proben nach 9 Wochen Rottedauer. In der österreichischen Probe ist aufgrund des geogenen Hintergrunds mehr Carbonat vorhanden, was an der stärkeren Gewichtsabnahme > 650 °C (Carbonaterfall) zu erkennen ist.



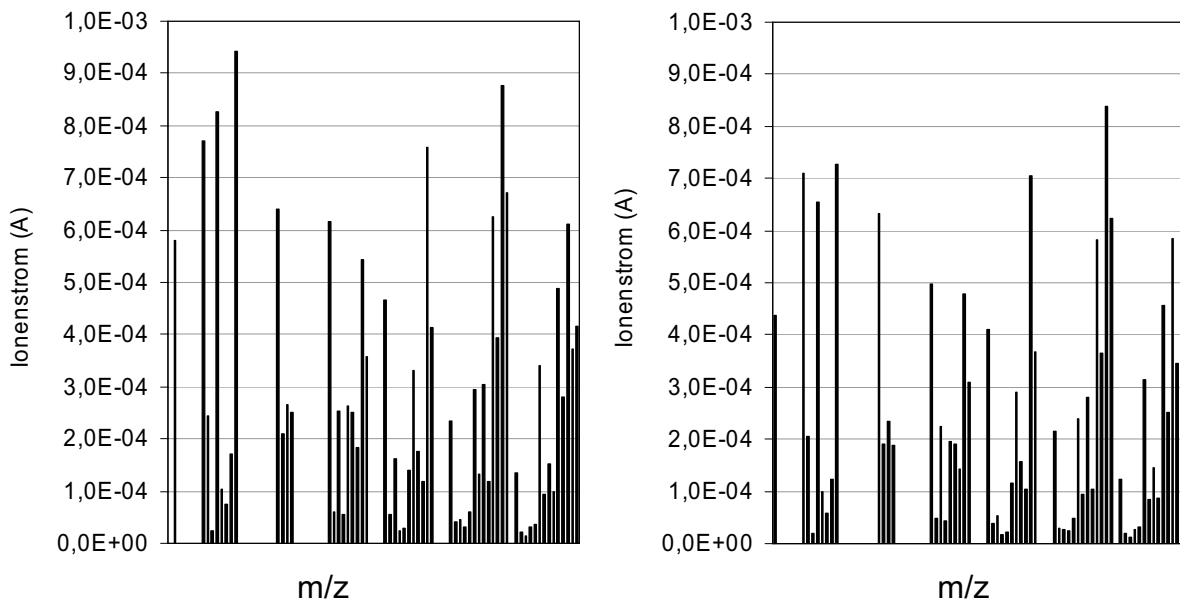
**Abbildung 2** Thermogramme von Proben verschiedener Entwicklungsstadien (Woche 0 = w 0 und Woche 9 = w 9) und Prozesse (Pr I und Pr II) der biologischen Restmüllbehandlung

Der Vergleich zwischen verschiedenen Anlagen oder verschiedenen Prozessen einer Anlage ist aufgrund der charakteristischen Verbrennungskurven möglich. Ein „Referenz“- Prozess einer Anlage kann durch seine Thermogramme oder DSC – Profile definiert werden und als Bewertungsmaßstab für weitere Prozesse dienen. In Abbildung 3 sind zwei verschiedene Prozesse einer Anlage dargestellt. Die Thermogramme der Ausgangsproben (w 0) sind nahezu identisch. Die Thermogramme des 12 Wochen (w 12) alten Materials unterscheiden sich jedoch beträchtlich. Aufgrund von Betriebsstörungen kam es zu einem verzögerten Abbau in Prozess IV. Der Masseverlust bei 550 °C entspricht der Glühverlustbestimmung. Beim Vergleich der beiden Prozesse ist deutlich zu erkennen, dass die Mineralisierung im Prozess IV weniger weit fortgeschritten ist als im Prozess III.



**Abbildung 3** Thermogramme von Proben verschiedener Entwicklungsstadien (Woche 0 = w 0 und Woche 12 = w 12) und Prozesse (Pr III und Pr IV) der biologischen Restmüllbehandlung

Wenn im Laufe der Verbrennung auch die Verbrennungsgase erfasst werden, können die Ionenströme einzelner Komponenten oder das gesamte Massenspektrum ausgewertet werden. Abbildung 4 zeigt die Massenspektren der Ausgangsprobe und der Endprobe (28 Wochen) von Restmüll aus einem mechanisch – biologischen Prozess.



**Abbildung 4** Massenspektren der Ausgangs- und Endprobe (28 Wochen) von mechanisch – biologisch behandeltem Restmüll

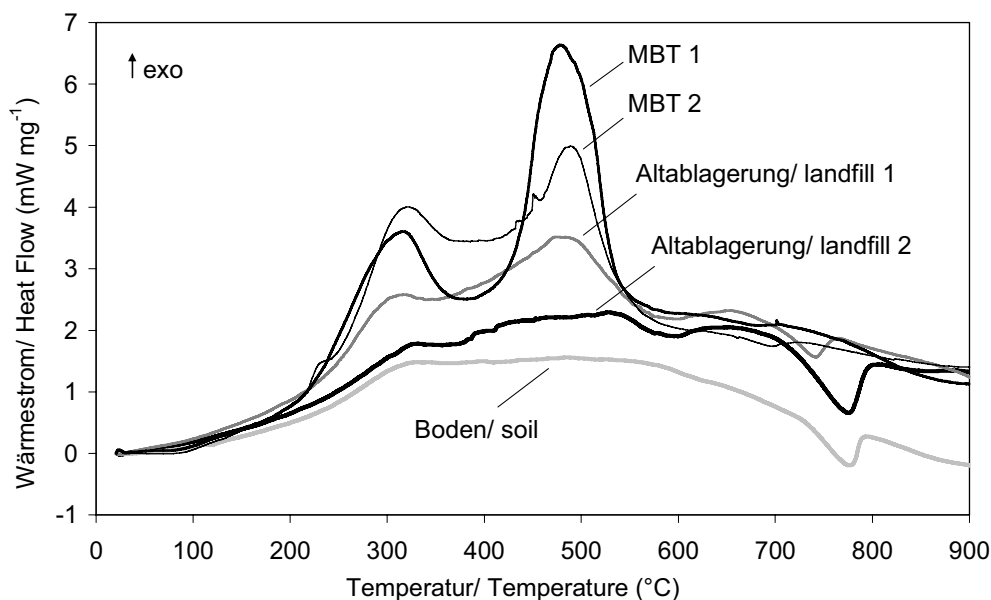
Die im Massenspektrometer aufgezeichneten Ionenströme stammen aus den Verbrennungsprodukten der Abfallprobe. Die Veränderung der Ionenströme der registrierten Massen im Laufe der mechanisch – biologischen Behandlung entspricht der zunehmenden



menden Mineralisierung und Stabilisierung der organischen Substanz. Die Massenspektren sind eine Art „Fingerprint“ der Probe. Eine Auswertung für die Praxis kann mithilfe von multivariater Datenanalyse erfolgen, die die Übereinstimmung der Massenspektren oder einzelner aussagekräftiger Massen („Pattern recognition“) prüft.

### 3.2 Dynamische Differenzkalorimetrie (DSC)

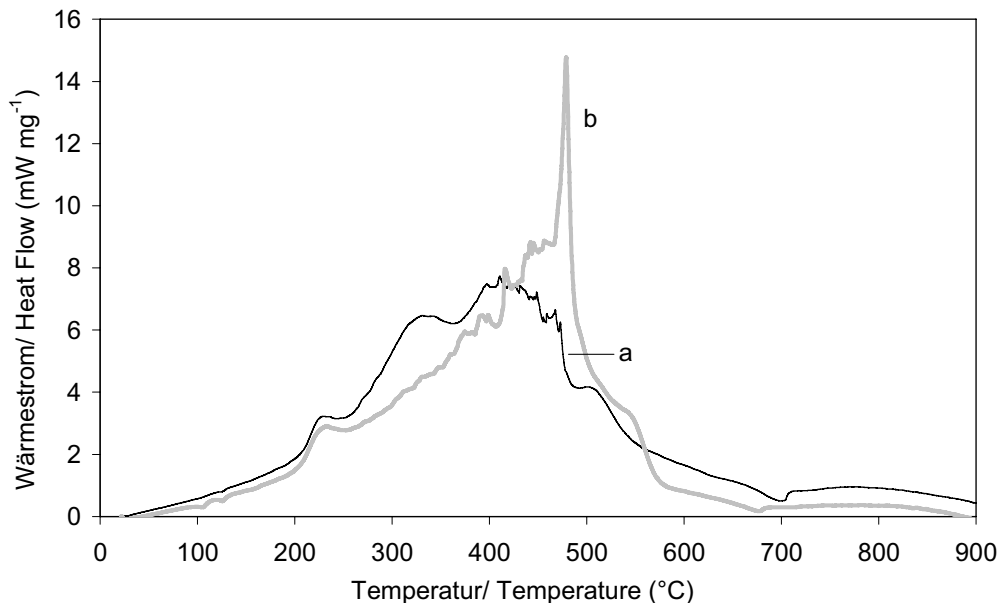
Der Wärmestrom eines Materials hängt einerseits von seinen Komponenten, aber auch von seinem Entwicklungsstadium ab. Die oxidative Verbrennung der organischen Substanz wird durch die beiden exothermen Peaks angezeigt. Abbildung 5 verdeutlicht die Veränderung des Wärmestroms der Gesamtprobe mit zunehmender Mineralisierung und Stabilisierung des Materials. Von der Restmüll - Ausgangsprobe (MBT 1) über die 8 Wochen alte Probe (MBT 2) aus der mechanisch – biologischen Behandlung bis zu den Altablagerungen 1 und 2, die unterschiedlich abgebauten Hausmüll aus den 1980er Jahren repräsentieren, findet eine Abnahme des Wärmestroms statt. Als Referenz wird das DSC – Profil eines Bodens aus der Region der Altablagerungen gezeigt. Die Abnahme des Wärmestroms ist mit einer Verringerung der Enthalpie der Probe verbunden, die durch Integration der Fläche unter der DSC – Kurve berechnet werden kann. Dieser in Joule pro Gramm angegebene Wert entspricht nicht exakt dem Heizwert, da sich der Verbrennungsprozess bei der Thermoanalyse von der Heizwertbestimmung grundsätzlich unterscheidet.



**Abbildung 5** DSC – Profile unterschiedlich abgebauter Restmüll (MBT 1, MBT 2)- und Hausmüllproben (Altablagerung 1 und 2) und eines Bodens

Aus Abbildung 6 ist ersichtlich, dass die Zusammensetzung des Materials einen wesentlichen Einfluss auf das DSC – Profil hat. Während in Abbildung 5 ein typischer

Hausmüll in den verschiedenen Stadien der Mineralisierung zu sehen ist, zeigt Abbildung 6 einen kunststoffreichen Hausmüll (a), dem noch weitere Kunststoffteilchen zugesetzt wurden (b). Während die Organikfraktionen des Hausmülls durch zwei breite exotherme Peaks gekennzeichnet sind, erzeugen Kunststoffe scharfe schmale Peaks. Durch den geringen Gewichtsverlust sind diese Reaktionen in der DSC – Kurve besser zu erkennen als im Thermogramm.

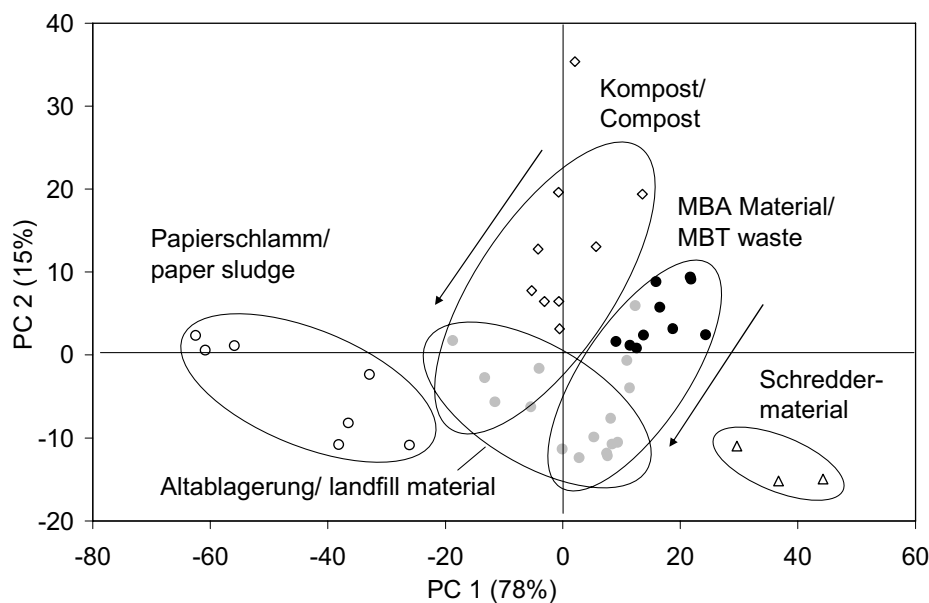


**Abbildung 6** DSC – Profile von Restmüllproben mit einem hohen Anteil an Verpackungsmaterial und Kunststoff (a) und einem Kunststoffanteil von 3 % w (b)

### 3.3 Auswertung mit multivariaten statistischen Verfahren

Die gezeigten Beispiele sollen die Vielfalt der Informationen, die man mithilfe thermoanalytischer Methoden über ein Abfallmaterial erhalten kann, widerspiegeln. Für die praktische Anwendung dieser Methoden ist es allerdings notwendig, entsprechende Auswertetools zur Verfügung zu haben. Bei der TG und DSC werden große Datenmengen generiert, die im Detail nicht mehr überschaubar sind und für deren Auswertung sich multivariate statistische Verfahren anbieten (ESBENSEN, 2002; STATHEROPOULOS ET AL., 2002). Eine wichtige Grundlage bildet die Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis PCA). Mit der PCA werden große Datenpools auf die wesentlichen Hauptkomponenten reduziert. Diese mathematische Transformation erlaubt es, die inhärente Struktur der Daten zu erkennen. Auf diese Weise werden die Ähnlichkeit von Proben und der Einfluss der Variablen sichtbar. Aufbauend auf der PCA können Modelle für die Praxis entwickelt werden, die eine rasche Zuordnung des Materials oder eine Vorhersage von Parametern ermöglichen.

Abbildung 7 zeigt eine PCA der DSC – Profile verschiedener Abfallarten. Es ist klar zu erkennen, dass Abfälle, deren Zusammensetzung sich deutlich von Restmüll unterscheidet, an anderer Stelle gruppiert werden. Altablagerungsmaterial aus alten Hausmülldeponien befindet sich aufgrund der Zusammensetzung und des Alters am unteren Ende der MBA – Materialien. Einen wesentlichen Einfluss auf die Auftrennung entlang der ersten Hauptkomponente hat die Materialzusammensetzung, die zu 78 % für die Varianz verantwortlich ist. Die Veränderung durch den Abbau der organischen Substanz, bzw. die Zunahme des mineralischen Anteils in der Probe, wird entlang der zweiten Hauptkomponente dargestellt, die zu 21 % die Varianz beeinflusst.



**Abbildung 7** Hauptkomponentenanalyse (PCA) der DSC – Profile verschiedener Abfallmaterialien

## 4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Thermoanalytische Methoden erlauben aufgrund der zahlreichen Datenpunkte, die bei einer Analyse generiert werden, eine umfassende Charakterisierung von Abfallproben. Abgesehen von Einzelparametern (Peak – Temperatur, Masseverlust etc.), die mithilfe der integrierten Geräte – Software erfasst werden können, erfolgt die Auswertung durch multivariate statistische Verfahren. Auf der Grundlage dieser Verfahren werden für definierte Fragestellungen geeignete Auswertetools für die Praxis entwickelt. Ein Thema ist die Klassifizierung von Abfällen aufgrund ihrer Zusammensetzung. Abfälle, die sich von der für Restmüll üblichen Zusammensetzung unterscheiden, fallen durch ihr unterschiedliches thermisches Verhalten nicht in die Gruppe „Restmüll“. Diese Unterscheidung kann für die Beurteilung von Untersuchungsparametern oder die Anwendung von speziellen Verfahren notwendig sein. Eine zweite wichtige Fragestellung ist die Vorhersage von Parametern, die sich im thermischen Verhalten widerspiegeln. Für die Be-

stimmung der Reaktivität oder Stabilität von Abfallproben, für die es derzeit nur zeitaufwändige biologische Parameter gibt, sind schnellere Methoden in der Praxis wünschenswert. An der Entwicklung der entsprechenden Modelle wird derzeit gearbeitet.

## 5 Literatur

- |   |      |   |
|---|------|---|
| Esbensen, K.  | 2002 | Multivariate Data Analysis – In Practice. Alborg University, Esbjerg, ISBN 82-993330-3-2.   |
| Melis, P., Castaldi, P.                                 | 2004 | Thermal analysis for the evaluation of the organic matter evolution during municipal solid waste aerobic composting process. <i>Thermochemica Acta</i> 413, 209-214.                                |
| Castaldi, P., Alberti, G., Merella, R., Melis, P.       | 2005 | Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity. <i>Waste Management</i> 25, 209-213. |
| Smidt, E., Lechner, P.                                  | 2005 | Study on the degradation and stabilization of organic matter in waste by means of thermal analyses. <i>Thermochemica Acta</i> 438, 22-28.   |
| Smidt, E., Meissl, K.                                   | 2007 | The applicability of Fourier transform infrared spectroscopy in waste management. <i>Waste management</i> 27/2, 268-276.  |
| Statheropoulos, M., Mikedi, K., Tzamtzis, N., Pappa, A. | 2002 | Application of factor analysis for resolving thermogravimetric – mass spectrometric analysis spectra. <i>Analytica Chimica Acta</i> 461, 215-227.   |

### **Anschrift der Verfasser(innen)**

Dr. Dipl. Ing Ena Smidt, Dipl. Ing. Johannes Tintner  
 Institut für Abfallwirtschaft  
 Universität für Bodenkultur  
 Muthgasse 107  
 A-1190 Wien  
 Telefon +43-1/ 318 99 00-343  
 Email: ena.smidt@boku.ac.at  
 Email: johannes.tintner@boku.ac.at  
 Website: <http://www.wau.boku.ac.at/abf.html>

# Maßgeschneidertes Abluftmanagement für MBA's

Ralf Bisdorf, Thomas Pfliegensdörfer

Tholander Ablufttechnik GmbH, Viernheim

## Customized Exhaust Gas Treatment for MBT

### Abstract

Although the strong legislation 30. BImSchV imitating emissions created by MBT since 2001 effecting high costs, the MBT technology is still an attractive solution to minimize the organic content in waste. By combination of several Air Pollution Control technologies the limitations regarding output of N<sub>2</sub>O, Odour and Total Organic Carbon in relation to the waste input could be achieved. Invest and running-on costs for the air treatment are rather high. To minimize these costs, an optimal air handling and collection system had been developed. Selective collection of high and low contaminated air and its separate treatment as well as by-pass ducting between these two systems form a major item of this philosophy. Hereby not only the requirements of the TA-Luft and 30. BImSchV are achieved but also a high degree of flexibility and redundancy.

Thermal oxidizing is actually the state of the art technology to achieve the low TOC clean gas values. Unfortunately the CO<sub>2</sub> emission, by using primary energy, is enlarged drastically.

### Zusammenfassung

Trotz der Verschärfung der Emissionsgrenzwerte für MBAs (Mechanisch-Biologische Abfallaufbereitungsanlagen) durch die seit 2001 gültige 30. BImSchV sind MBAs eine attraktive Lösung zur Reduzierung des organischen Anteils im Müll. Durch geeignete Verfahrenskombination können die auf die Tonne Input-Material bezogenen Grenzwerte für Lachgas, Geruch und Gesamt-Organisch-C eingehalten werden. Die dabei für die Abluftreinigung notwendigen Mehrkosten für die Errichtung und den Betrieb sind jedoch erheblich. Durch ein optimiertes Zu- und Abluftkonzept werden die zu behandelnden Abluftvolumenströme auf ein Minimum reduziert. Die qualitative Trennung in hoch und niedrig belastete Abluftströme und deren Verschaltung über By-pass-Leitungen ist Grundlage für die weitestmögliche Reduzierung der Investitions- und Betriebskosten der Abluftreinigung bei Einhaltung der Anforderungen von TA-Luft und 30. BImSchV. Flexibilität und Redundanz der Anlage werden dadurch erhöht.

Die Thermische Abluftbehandlung ist zwar derzeit die einzig verfügbare Technik, um die Gesamt-Organisch-C-Reingaswerte zu erzielen. Dies wird jedoch mit einem hohen Einsatz an Primärenergie und somit zusätzlichem CO<sub>2</sub>-Ausstoß erkauft.

### Keywords

Ablufferfassung, Biofilter, Ammoniakwäscher, RTO, Regenerativ Thermische Oxydation, Staubfilter, Abluftmanagement, Geruch, Gesamt-Organisch-Kohlenstoff, Emission, Abluftreinigung

Air management, biofiltration, ammonia scrubber, thermal oxidizing, dust filter, odour, total organic carbon, emission, air pollution control

# 1 Einleitung

Die MBA Neumünster behandelt seit Juni 2005 im Auftrag der Abfallwirtschaftsgemeinschaft Rendsburg-Eckernförde mbH (AWR) die Abfälle von ca. 700.000 Einwohnern des Landes Schleswig-Holstein: Abfälle der Landkreise Rendsburg-Eckernförde, Neumünster und Plön und im Rahmen vertraglicher Vereinbarungen außerdem Abfälle der Stadt Flensburg und des Kreises Nordfriesland. Die MBA Neumünster hat die Genehmigung für die Verarbeitung von 200.000 Mg/a Hausmüll, Sperrmüll, Hausmüll ähnlichen Gewerbeabfällen und zusätzlich für 160.000 Mg/a heizwertreiche Abfälle. Nach der Aufbereitung gehen die heizwertreichen Fraktionen in die thermische Verwertung der Stadtwerke Neumünster.

## 1.1 Genehmigungsbescheid

Da die Anlage im 2-Schicht-Betrieb arbeitet, und Sonn- und Feiertags außer Betrieb ist, gibt es einen Tag- und Nacht-(Ruhetag-)Betrieb. Genehmigt wurde für den Tagbetrieb ein Abluftvolumenstrom von max. 104.000 m<sup>3</sup>/h und für den Nachtbetrieb von 68.000 m<sup>3</sup>/h. Nachdem die massenbezogenen Grenzwerte der 30. BImSchV bereits eine Verschärfung gegenüber den Anforderungen der TA-Luft bedeuten, sollten die Emissionsgrenzwerte der MBA Neumünster auch noch diese Grenzwerte unterschreiten (s. Tab.1).

**Tabelle 1 Emissionsgrenzwerte der MBA Neumünster**

Messparameter	Mess-Intervall	Grenzwerte 30. BImSchV	Davon abweichende Zielwerte der MBA Neumünster
Gesamtstaub	TMW	< 10mg/Nm <sup>3</sup>	< 7 mg/Nm <sup>3</sup>
	HMW	< 30 mg/Nm <sup>3</sup>	< 15 mg/Nm <sup>3</sup>
Gesamtkohlenstoff	TMW	< 20 mg/Nm <sup>3</sup>	< 15 mg/Nm <sup>3</sup>
	HMW	< 40 mg/Nm <sup>3</sup>	< 40 mg/Nm <sup>3</sup>
	MV	< 55 g/Mg	< 55 g/Mg
Geruchsstoffe	Probe	< 500 GE/m <sup>3</sup>	< 500 GE/m <sup>3</sup>
Distickstoffoxid (N <sub>2</sub> O)	MV	< 100 g/MG	< 100 g/MG
Summe Furan/Dioxin	Probe	< 0,1 ng/Nm <sup>3</sup>	< 0,1 ng/Nm <sup>3</sup>

TMW = Tagesmittelwert  
HMW = Halbstundenmittelwert

MV = Massenverhältnis, bezogen auf 1 Mg Input  
Probe = Messwert jeder einzelnen Probe

Die reduzierten Zielwerte der MBA Neumünster, angegeben als Halbstunden- und Tagesmittelwerte (HMW, TMW), erfordern bereits besondere Anpassungen der Abluftreinigung. Hinzu kommt noch die Einhaltung der massenbezogenen Grenzwerte für Gesamt- Organisch-C und Lachgas (Distickstoffoxid) gemäss 30. BImSchV.

Durch die gesetzlichen Vorgaben hinsichtlich der Emissionsmassenströme sowie die zu erwartende Abluftqualität errechnet sich eine äußerst limitierte Gesamtabluftmenge. Um diese nicht zu überschreiten, mussten erhebliche Einschränkungen hinsichtlich der Gebäudegröße und Luftwechselraten in Kauf genommen werden. Dies führt zwangsläufig zu höheren Raumlufbelastungen und zu Anlagenkonfigurationen in beengten Räumen.

Eine prozess-optimierte und wartungsfreundliche Anordnung der Maschinentchnik musste planerisch den Forderungen bezüglich Abluftmanagements geopfert werden.

## **2 Aufbau der MBA Neumünster**

### **2.1 Bauteile und Verarbeitungsschritte**

Die mechanisch-biologische Abfallaufbereitungsanlage Neumünster gliedert sich verfahrenstechnisch und baulich in mehrere Abschnitte:

Die mechanische Aufbereitung in der Anlieferhalle dient der Aussortierung von Störstoffen, Eisen, verwertbarem Sperrmüll und heizwertreichem Material. Das verbleibende Material wird hier weiterhin zerkleinert und für die biologische Behandlung vorbereitet.

In zwei parallel angeordneten Linien von Rottemodulen, die jeweils in einer eigenen Rottehalle angeordnet sind, erfolgt die Intensivrotte. Die Rottemodule der Firma Biodegma sind mit Membranen abgedeckt und druckbelüftet. Die Rotteabluft wird in den Modulen erfasst und zur Abluftreinigung über die RTO geleitet. Diffuse Emissionen, die beim Befüllen und Entleeren freigesetzt werden, erfasst die Raumabsaugung und wird im Wesentlichen in die Biofilter geleitet.

In einer weiteren Halle erfolgt die Feinaufbereitung zur Auftrennung in die verschiedenen Fraktionen zur thermischen Verwertung und zur Deponierung.

In einem separaten Gebäude erfolgt die Feinaufbereitung und Kompaktierung der heizwertreichen Fraktion zum Ersatzbrennstoff. Dieser wird in Presscontainer verladen und der Verbrennung zugeführt.

## 2.2 Freigesetzte Emissionen bei den verschiedenen Verarbeitungsschritten

Alle mechanischen und biologischen Verarbeitungsschritte sind mit mehr oder weniger starken Emissionen behaftet:

**Tabelle 2** Verarbeitungsschritte der MBA Neumünster und die damit verbundenen Emissionen

Bauteil	Verarbeitungsschritt	Hauptemission
Schleuse	Einfahren des LKW in die Anlage	Gerüche
Anlieferhalle	Entleeren der Abfälle aus LKW in Flachbunker, Aufgabe mittels Radlader in Grobzerkleinerer	Staub, Gerüche, Abgase, organisch C
Aufbereitungshalle	Grobaufbereitung und Konditionierung: Zerkleinern und Vorsortieren der Abfälle, Befechten der Rottefraktion	Staub, Gerüche
Rottehalle	Befüllen und Entleeren der Rotteaggregate	Gerüche; organisch C, NH <sub>3</sub> Wasserdampf
Rottemodule	Rotte	Gerüche; organisch C, NH <sub>3</sub> , hochkonzentriert; Wasserdampf
Feinaufbereitung	Windsichten	Gerüche; Staub

## 3 Aufgaben und Möglichkeiten der Lüftungstechnik

Vor den in Tabelle 1 genannten Emissionen sind die Anwohner und Umwelt außerhalb der Anlage zu schützen. Deshalb findet die Verarbeitung in einer geschlossenen Anlage statt. Damit auch die Arbeitnehmer in der Anlage, die Maschinen und die Bausubstanz nicht übermäßigen Emissionen ausgesetzt werden, wurde ein an die MBA-Technik und an die Besonderheiten der Anlage Neumünster angepasstes Lüftungskonzept entwickelt. Grundsätzlich gliedert sich die Lüftungstechnik in die Absaugung der belasteten Luft und die Zuführung von Frischluft. Mit Hilfe der Lüftungstechnik werden mehrere Effekte erreicht:



Unterdruck in der Anlage und vor allem im Bereich der Schleusen. Dies verhindert, dass Emissionen über Türen oder natürliche Gebäudeundichtigkeiten nach draußen gelangen.

Erfassen der belasteten Hallenluft und Ersetzen durch frische Zuluft, so dass der Arbeitsschutz gewährleistet ist. Die gezielte Zuführung von Frischluft in den Aufenthaltsbereich verbessert zusätzlich die Arbeitsplatzbedingungen.

Verhinderung von Kondensatbildung an metallischen Oberflächen der Anlagenteile sowie den Außenhüllen der Hallen. Die Absaugung der Halle ist so ausgelegt, daß die erheblichen Feuchtelasten, die im Verlauf der Abfallbehandlung freigesetzt werden, im Wesentlichen über die Lüftung ausgetragen werden.

Punktuelle Absaugungen an Plätzen, an denen das Material bewegt wird, erfassen den dabei entstehenden Staub und verringern damit die Staubbelastung in den Gebäuden.

### **3.1 Volumenstrom optimierte Lüftung der MBA Neumünster**

1. Eine besonders effektive Möglichkeit zur Volumenstromreduzierung ist die Verringerung des Hallenvolumens. Durch eine optimierte Anordnung der verschiedenen Aggregate und eine ausreichende, aber nicht übertriebene Bauhöhe konnte bei der MBA Neumünster Hallenvolumen eingespart werden. Dies bedeutet, daß ein ausreichender Luftwechsel, also der völlige Austausch der Hallenluft, mit einem relativ geringen Volumenstrom erfolgt.

2. Die bauliche Trennung unterschiedlicher Arbeitsbereiche der MBA Neumünster (z.B. Anliefer- und Rottehallen) bietet die Möglichkeit, jede Halle mit ihrem individuellen Luftwechsel auszustatten.

3. Der Einsatz der geschlossenen Rottmodule der Firma Biodegma ermöglicht die Reduzierung des Abluftvolumenstroms auf das für die Rotte unbedingt erforderliche Maß. Hinzu kommt die Rottezeit-Verkürzung durch die kontrollierten Bedingungen in den Rottreaktoren.

4. Mehrfachnutzung der erfassten Abluft

- Die gering belastete Abluft der Anliefer- und Aufbereitungshalle wird als Zuluft für die Rottehalle eingesetzt. Hierfür ist allerdings eine vorherige Entstaubung notwendig.
- Die Rottmodule werden mit der stärker belasteten Abluft aus den Maschinen der Aufbereitungshalle, ebenfalls entstaubt, belüftet.

5. Variable Abluftmengen je nach Betriebszustand.

Es wird in einen Tag- und Nachtbetrieb für die Absaugung unterschieden. Konkret bedeutet dies, dass

- bei Betriebsruhe die Anlieferhalle und die Aufbereitungshalle mit einem deutlich reduzierten Volumenstrom abgesaugt werden und die Absaugung der Maschinenteknik ganz abgeschaltet ist.
- an ruhenden Anlagenteilen eine automatische Reduzierung oder Abschaltung der Absaugung erfolgt. (Verschaltung der Lüftungsklappen mit der Maschine).

#### 6. Kapselung und Quellerfassung

Je dichter die Abluftabsaugung an die Entstehungsstellen der Emissionen herangeführt wird, desto

- besser für die Qualität der Hallenluft.
- niedriger der notwendige Luftwechsel in der Halle.
- höher konzentriert ist die Abluft.
- und damit umso geringer der notwendige Abluftvolumenstrom.

#### 7. Gezielte Frischluftzufuhr

In der MBA Neumünster wird die Zuluft gezielt in die Arbeitsbereiche geführt. Dadurch wird die Luftqualität in diesen Bereichen erhöht und der Luftwechsel der Halle kann reduziert werden.

Die minimierten Abluftvolumenströme bedeuten eine Reduzierung der Installations- und Betriebskosten für die Lüftungstechnik und die Abluftreinigung.

Nachteilig wirkt sich die minimierte Absaugmenge jedoch auf das erzielte Raumklima aus. Die Belastung innerhalb der Gebäude durch Staub, Geruch und Schadstoffe ist nur knapp unter den zulässigen MAK-Werten. Feuchtigkeit und Wärme wird zum Teil nur unzureichend abgeführt. Dies belastet zusätzlich das Bedienpersonal und die Gebäudetechnik.

Die Mehrfachnutzung der Abluft zwecks Reduzierung der Gesamtabluftmenge bewirkt eine Verschleppung der Schadstoffe, insbesondere der TOC-Fracht.

Selbst die geschickte Ausnutzung der zur Verfügung stehenden Abluftmenge ist bei weitem nicht ausreichend, um die Emissionen von Staub und Schadstoffen von den zum größten Teil gekapselten Maschinen in die Halle wirkungsvoll zu verhindern. Hierzu wäre die 3-4-fache Luftmenge wünschenswert gewesen.

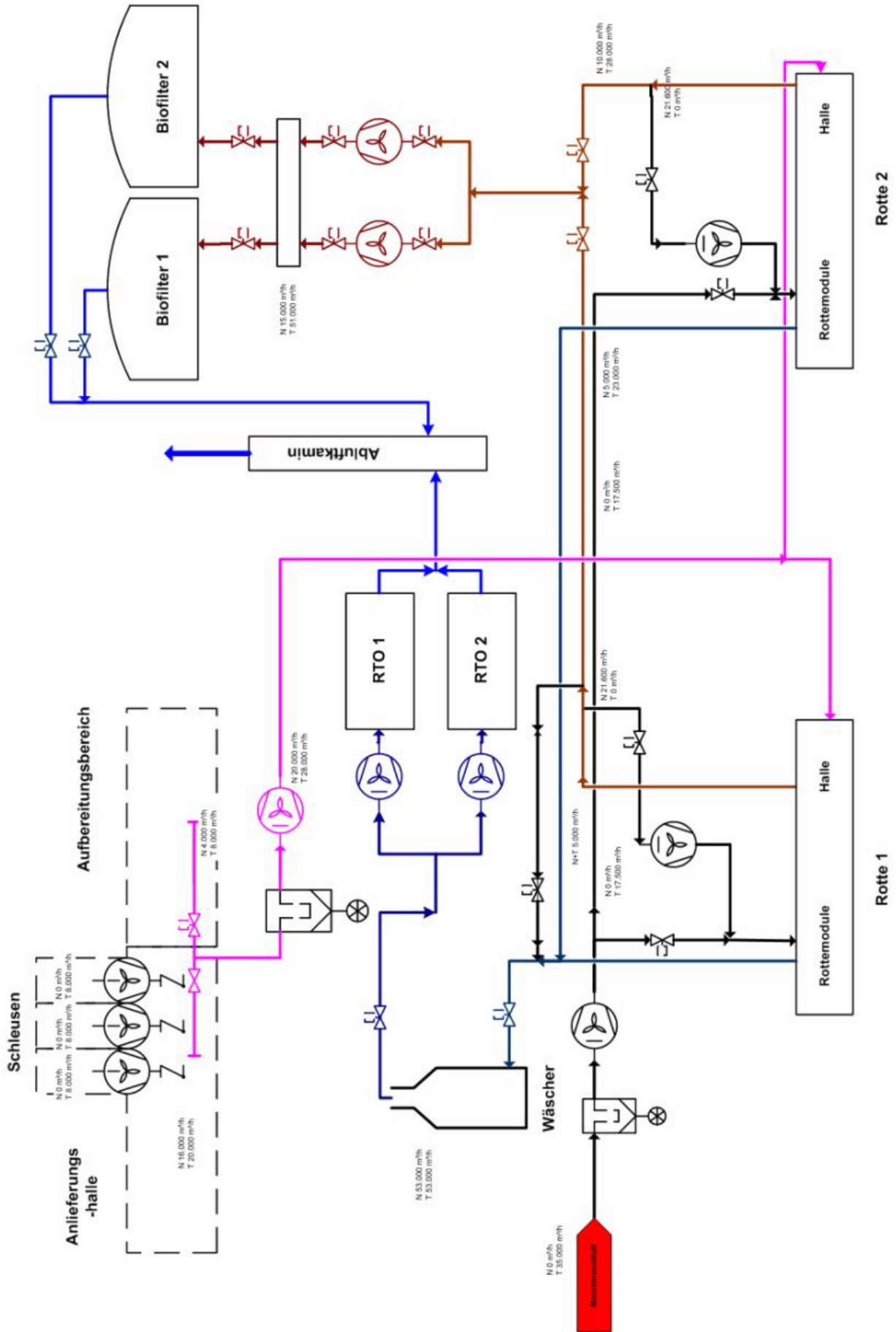


Abbildung 1 Schema Absaugung mit Tag- und Nachtbetrieb und Bypässen

## 4 Abluftreinigung

Die Abluft wird in 2 verschiedene Qualitäten unterschieden:

- die hoch konzentrierte der Direktabsaugungen (Maschinen, Bänder, Rottemodule) und die
- niedrig konzentrierte Hallenablufte.

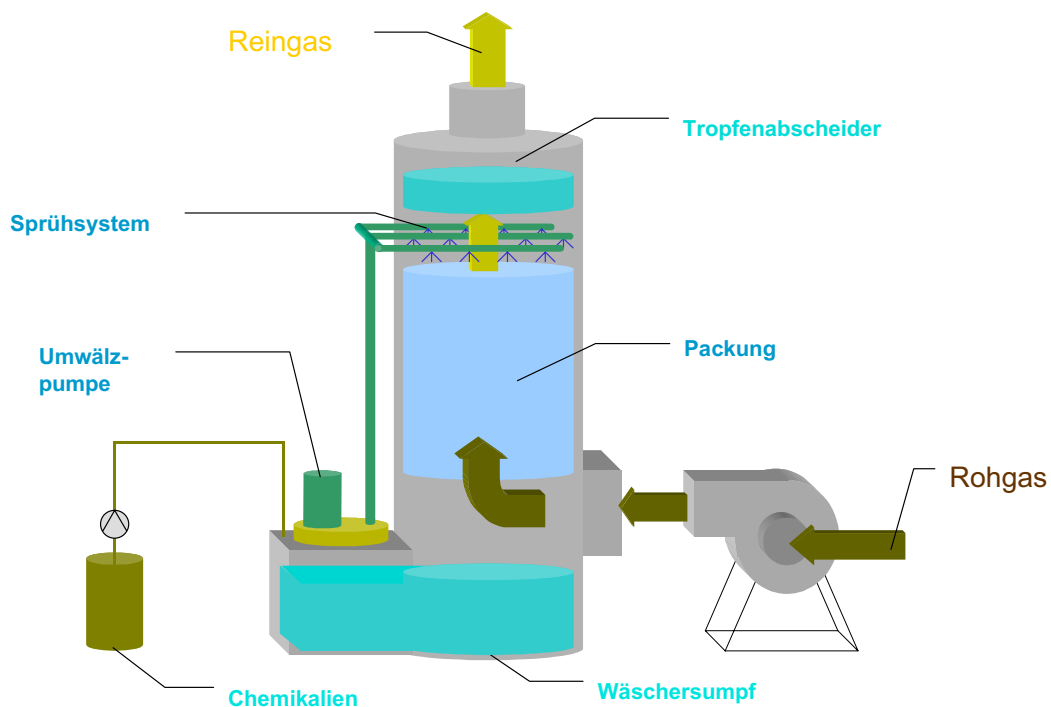
Beide Abluftqualitäten werden in getrennten Rohrleitungssystemen der Abluftreinigung zugeführt. Hierdurch ergibt sich die Möglichkeit, das technisch und kostenmäßig optimale Verfahren für die jeweilige Abluftqualität einzusetzen.

### 4.1 Die eingesetzten Abluftreinigungstechniken

Gemäß dem Genehmigungsbescheid sind neben Gerüchen und Gesamt-Organisch-C auch die Lachgasemissionen zu reduzieren. Lachgas entsteht nicht bei der Verarbeitung des Abfalls sondern erst in den Abluftreinigungsanlagen. Aus dem Abfall wird Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) aus stickstoffhaltigen Verbindungen freigesetzt und durch seine leichte Flüchtigkeit mit der Abluft erfasst. Bei allen oxidativ arbeitenden Verfahren, seien sie nun biologisch, thermisch oder plasmatechnisch, wird neben den organischen Substanzen auch der Ammoniak oxidiert. Es entsteht unter anderem Distickstoffoxid ( $\text{N}_2\text{O}$ ), das so genannte Lachgas. Lachgas ist ein besonders klimawirksamer Stoff und mitverantwortlich für den Treibhauseffekt. Seine Bildung und Freisetzung in der Abluftreinigung muss somit unterbunden werden. Dies geschieht durch die Vorabscheidung der Ammoniakfracht in einer sauren Wäsche.

#### 4.1.1 Säurewäscher (Bild 2)

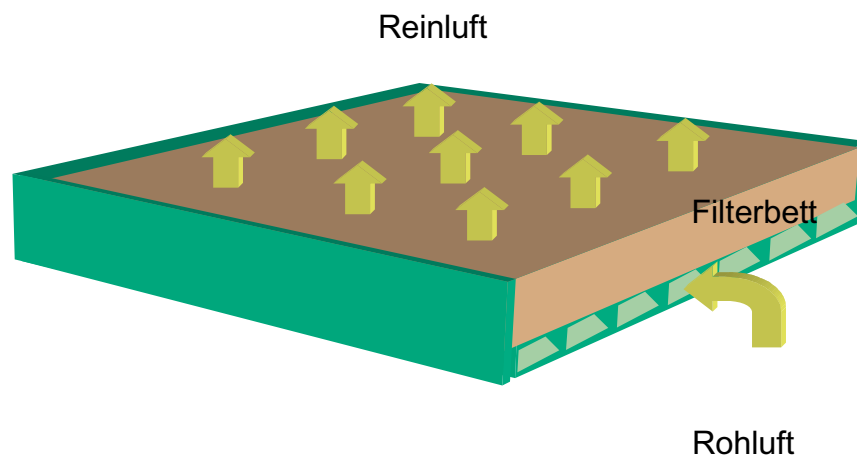
Ammoniak kann in einem Säurewäscher aus dem Rohgas entfernt werden. Die Bildung von Lachgas in nachgeschalteten oxidativen Reinigungsverfahren wird dadurch vermieden. Mit verdünnter Schwefelsäure wird der Ammoniak als Ammoniumsulfat ausgewaschen. In der MBA Neumünster erfolgt die Zudosierung von Schwefelsäure über eine pH-Steuerung. Die mit Ammoniumsulfat angereicherte Waschlösung wird über eine automatische Abschlämmeinrichtung ausgetragen.



**Abbildung 2** Säurewäscher

#### 4.1.2 Biofilter (Bild 3)

Zur Reduzierung der Gerüche eignen sich biologische Abluftreinigungsverfahren, insbesondere der Biofilter. Hierbei strömt die zu behandelnde Abluft sehr langsam durch einen Schichtfilter aus organischem Material. Für die Anlage Neumünster wurde ein Zweischichtaufbau aus aufgefaserem, gerissenem Wurzelholz als Anströmschicht und vorfermentierten Holzschnitzeln mit Rindenanteil als Hauptabbauschicht gewählt. Es handelt sich hierbei um einen Filterbettaufbau mit möglichst geringem Strömungswiderstand bei hervorragendem Wirkungsgrad und langer Standzeit.



**Abbildung 3** Prinzipskizze Biofilter

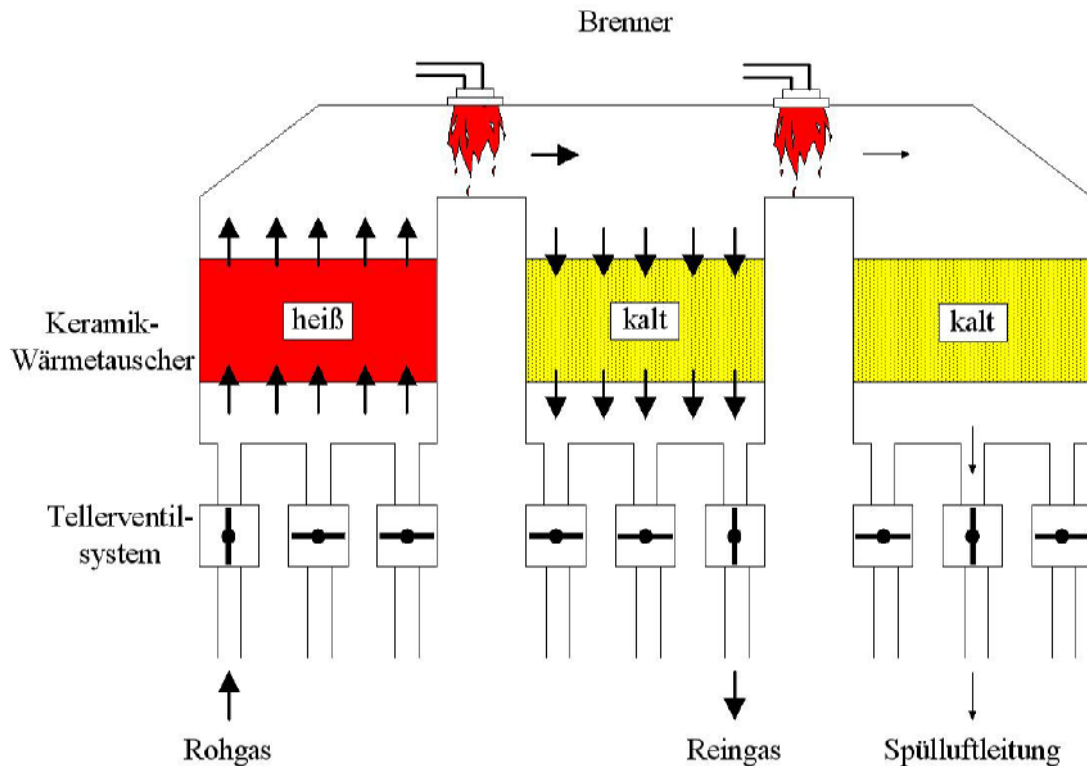
Die für die Funktion der Mikrobiologie notwendige Einhaltung der Ablufttemperaturen stellt im Fall der MBAs kein Problem dar. Voraussetzung für den störungsfreien Betrieb der Biofilter ist eine staubarme und nahezu wasserdampf-gesättigte Abluft. Hierzu wird die Abluft über einen vorgeschalteten Wäscher konditioniert, d.h. befeuchtet und entstaubt und im Bedarfsfall außerdem durch Schwefelsäure-Zudosierung Ammoniak ausgewaschen.

Bezüglich des Geruchsabbaus könnten mit dem Biofilter sowohl die niedrig konzentrierte Abluft der Hallen als auch die höher konzentrierte Rotteabluft behandelt werden. Wegen des niedrigen, massenbezogenen Grenzwertes für Gesamt-Organisch-C ist dies jedoch nicht möglich, da der Biofilter bereits bei Beaufschlagung mit sauberer Luft eine gewisse Grundtönung an organischen Verbindungen emittiert, die aus dem unspezifischen biologischen Abbau des Filtermaterials selbst resultiert. Auch ist der mögliche Abbau an Gesamt-C in einer Größenordnung von 40-60% begrenzt, Methan wird quasi überhaupt nicht abgebaut.

Gerechterweise dürfte diese Eigenemission nicht in die Emissionsbilanz des Biofilters eingehen, da das Filtermaterial aus der Natur entnommen wird und auch bei Verbleiben in der Natur abgebaut würde. Außerdem ist dieser Emission die CO<sub>2</sub>-Freisetzung durch Einsatz von Primärenergie bei den thermischen Verfahren gegenüberzustellen. Da aber die Eigenemission von der Restemission aus dem Abgas messtechnisch nicht zu unterscheiden ist, wird die Gesamt-Emission in die Bewertung einbezogen. Um im Saldo die Emissionsgrenzwerte nicht zu überschreiten, wird die an Gesamt-C hoch konzentrierte Abluft einem Verfahren mit geringeren Restemissionen an organischem C (nicht an CO<sub>2</sub>!) zugeführt

#### **4.1.3 Regenerativ Thermische Oxidation (RTO) (Bild 4)**

Zur zuverlässigen Einhaltung der massenbezogenen Grenzwerte für Gesamt-Organisch-C wird die hoch konzentrierte Abluft aus den oben genannten Gründen über eine Abluftverbrennung gereinigt. Im Falle der hier eingesetzten Technik der Regenerativen Thermischen Oxidation (RTO) sind nur relativ geringe Mengen an Primärbrennstoffen notwendig, da die im Abgas enthaltene Wärme zur Aufwärmung des zu reinigenden Rohgases genutzt wird. Es wurde eine Technik mit besonders hohem thermischem Wirkungsgrad ausgewählt. Bereits bei relativ geringen Konzentrationen an organischen Verbindungen im Rohgas läuft die Anlage im autothermen Bereich. Bei Konzentrationen unterhalb des autothermen Bereiches ist das Verfahren allerdings deutlich teurer als ein Biofilter. Der RTO ist ein Säurewäscher zur Eliminierung von Ammoniak und Vermeidung der Bildung von Lachgas vorgeschaltet.



**Abbildung 4** Prinzipskizze RTO

Der hohe thermische Wirkungsgrad der Verbrennung wird in der Praxis durch engmaschige Wärmetauscher-Wabenkörper erzielt, was eine weitgehend staubfreie Abluft erfordert.

Im Falle MBA-Neumünster hat sich gezeigt, dass zwar die Staubabscheidung im vorgeschalteten Wäscher effizient erfolgt, sich aber dennoch in sehr kurzer Zeit erhebliche Ablagerungen auf den Waben bilden. Untersuchungen konnten zeigen, dass es sich hierbei um  $\text{SiO}_2$  handelt, welches bei der Verbrennung aus Siloxanen gebildet wird. Diese werden in nicht unerheblichen Mengen aus dem im Müll befindlichen Siliconverbindungen freigesetzt.

Das in der Gasphase gebildete Siliziumdioxid reichert sich in den Wabenkörpern an und erhöht hier den Druckverlust und somit den elektrischen Energiebedarf der Ventilatoren. Nicht zuletzt wird der Wartungsaufwand zum Reinigen der Wabenkörper erheblich vergrößert.

## 4.2 Flexibles Abluftmanagement der MBA Neumünster

Die Konzentration der Abluft der MBA Neumünster ändert sich je nach Arbeitssituation. Damit nicht das teure RTO-Verfahren für die Abluft aus den Direktabsaugungen eingesetzt wird, wenn diese gerade in einer niedrig belasteten Arbeitsphase sind, wurden By-Pass-Leitungen in der Anlage Neumünster installiert, die eine Umschaltung der Abluft je nach Konzentration an Gesamt-Organisch-C und Arbeitssituation erlauben. Ist der Bio-

filter nicht ausgelastet, kann Abluft aus der Direktabsaugung auf diesen umgeleitet werden und die RTO entlastet werden. Damit die RTO-Abluftmenge in großen Grenzen variiert werden kann, ist die RTO in Neumünster zwei-straßig ausgeführt worden. Bei Reduzierung des Rohgasstromes der RTO kann eine Linie außer Betrieb genommen werden. Gleichzeitig wird hierdurch die vorgeschriebene Redundanz erzielt.

Um auch erhöhte Ammonium-Konzentrationen im Rohgas, z.B. durch Teilbeaufschlagung mit Abluft aus der Direktabsaugung, auswaschen zu können, ist die Vorkonditionierung des Biofilters so konzipiert, dass in diesem Fall die vorgeschalteten Wäscher als Säurewächer arbeiten. Durch die pH-Wert-Steuerung wird die Zudosierung von verdünnter Schwefelsäure kontrolliert.

### **4.3 Redundanz und Verfügbarkeit der Abluftreinigungssysteme**

1. In Neumünster wurde bei der Auswahl der Werkstoffe besonders viel Wert auf Korrosionsfestigkeit gelegt, damit keine unnötigen Reparaturen anfallen.
2. Die Auswahl wartungsarmer Komponenten der Abluftreinigungsanlage ermöglicht weiterhin eine Erhöhung der Verfügbarkeit. Dies gilt insbesondere für den
  - Staubfilter mit automatischem Staubaustrag
  - Flächenbiofilter mit kurzen Stillstandszeiten beim Materialwechsel
  - langlebiges Filtermaterial
  - Automatische Steuerung des Säurewäschers
3. Damit bei Wartungs- oder Instandhaltungsmaßnahmen keine Lücken in der Abluftreinigung auftreten, wurden beide Reinigungsverfahren zwei-straßig ausgeführt. Die RTO ist mit einer Kapazität von 150% (gemäß 30. BImSchV) ausgebaut.

Beim Biofilter ist nicht nur die Biofilterkammer modular aufgebaut sondern auch die Vorkonditionierung: Jeder der beiden Biofilter verfügt über einen eigenen Wäscher und eigenen Ventilator.

Die vorhandenen By-Pässe zwischen den beiden Abluftreinigungsverfahren RTO und Biofilter erlauben bei Stillstand einer Straße die Umschaltung auf das andere Abluftreinigungssystem. Außerdem wurden Umfahrungen der Vorkonditionierungen eingebaut, so dass diese kurzzeitig außer Betrieb genommen werden können, ohne die gesamte Straße abschalten zu müssen.

Dennoch ist, insbesondere durch die SiO<sub>2</sub>-Problematik bei der RTO, ein erhöhter Wartungsaufwand mit entsprechenden Stillstandszeiten erforderlich.



Aufgrund der geschlossenen Bauweise sind die Beobachtung und die Wartung der Biofilter erschwert. Die Funktionskontrolle im laufenden Betrieb ist quasi unmöglich. Ein offener Biofilter hätte hier erhebliche Vorteile.

Die gegenüber der Planung erhöhte Staubbelastung der Maschinenabluft sowie die nicht ausreichende Abluftmenge führen in diesem Bereich zu erhöhten Reinigungsaufwand.

## 5 Fazit

Das Absaugsystem einer MBA ist bereits in der Planung hinsichtlich der abzusaugenden Volumenströme zu optimieren, indem die Maschinenlieferanten konstruktiv die Absaugstellen vorsehen und diese so dicht wie möglich an die emittierenden Orte heranzuführen. Dennoch ist hier darauf zu achten, Grenzen der Machbarkeit nicht zu überschreiten. Geringe Luftwechsel verschlechtern unweigerlich die Qualität der Raumluft, zu eng dimensionierte Gebäude gehen zu Lasten der Zugänglichkeit der Anlagentechnik und geben kaum Möglichkeiten zur späteren Verfahrensanpassung oder Erweiterung.

Der Betreiber muss die verschiedenen Betriebszustände der Gesamtanlage definieren, damit das Einsparungspotential bei verschiedenen Arbeits- und Lastsituationen voll ausgeschöpft werden kann.

Die Mehrfachnutzung der abgesaugten Luft ist unabdingbar, um die vorgegebenen Abluftmengen nicht zu überschreiten. Die Verschleppung von Belastungen, nicht nur von Stäuben, muss hierbei jedoch berücksichtigt werden.

Die Verschaltung der Klappensteuerung mit der abzusaugenden Maschine und den Ventilatoren mit Frequenzumformern eröffnen ein weiteres Einsparpotential.

Für die Abluftreinigung ist eine weitestgehende Flexibilität einzuplanen, weil hierdurch Redundanz und Betriebskosten eingespart werden können. Dies wird durch By-Pass-Leitungen und den modularen Aufbau der Anlagen erreicht.

Der Einsatz einer Thermischen Abluftreinigung ist zwar dringend erforderlich, um die vorgegebenen Gesamt-Organisch-C-Grenzwerte einzuhalten, trägt aber den wesentlichen Anteil der Investitions- und Betriebskosten. Hier sollte unbedingt überdacht werden, ob es wirklich ökologisch sinnvoll ist, wertvolle Primärenergie zu verbrauchen, um die ohnehin recht geringen TOC-Emissionen auf ein Mindestmaß zu reduzieren. Auch wird durch solche Verfahren die Gesamt-CO<sub>2</sub>- Bilanz der MBA-Technologie wesentlich erhöht, was eigentlich auf Dauer auch nicht zielführend ist

## 6 Literatur

- Both, R  
Schilling, B. 1997 Biofiltergerüche und ihre Reichweite – eine Abstandsregelung für die Genehmigungspraxis. In: Biologische Abgasreinigung; Tagungsbericht Maastricht/NL 1997; Düsseldorf: VDI Verlag
- Cuhls, C Optimierung der Abluftreinigung bei der MBA durch Kombination von RTO und Biofilter

### **Anschrift der Verfasser**

Dipl.- Ing. Thomas Pfliegensdörfer, Dipl.- Ing. Ralf Bisdorf  
Tholander Ablufttechnik GmbH  
Werkstrasse 31  
D-68519 Viernheim  
Telefon +49 6204 92923 0  
Email: [info@tholader.de](mailto:info@tholader.de)  
Website: [www.tholander.de](http://www.tholander.de)

# **Betriebserfahrungen und Optimierungspotenzial von regenerativen thermischen Oxidationsanlagen (RTO) im Anwendungsumfeld der MBA**

**Olaf Neese<sup>1</sup>, Otto Carlowitz<sup>1,2</sup>, Torsten Reindorf<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH, Clausthal;

<sup>2</sup>Institut für Umweltwissenschaften der TU Clausthal, Clausthal

## **Operational Experiences and Potential for Optimization of Regenerative Thermal Oxidation Plants in the Field of MBT**

### **Abstract**

As a consequence of legal regulations with respect to emissions, post-treatment of the exhaust gas streams arising from MBT is necessary. For this purpose thermal post-combustion plants with regenerative pre-heating are widely used. During operation of these plants several problems and outstanding issues arise (e. g. corrosion, deposition growth, compliance with energy demand, that was projected), which are reviewed in this article.

### **Zusammenfassung**

Auf Grund emissionsrechtlicher Verordnungen ist es notwendig, die bei MBA-Anlagen anfallenden Abluftströme zu behandeln. Hierzu werden häufig thermische Nachverbrennungsanlagen mit regenerativer Abluftvorwärmung eingesetzt. Beim Betrieb dieser Anlagen ergeben sich eine Reihe von Problemstellungen (z. B. Korrosion, Belagsbildung und Einhaltung der projektierten Energieverbräuche), die innerhalb dieses Berichtes näher betrachtet werden.

### **Keywords**

Abgasreinigung, regenerative-thermische Oxidation, MBA, Betriebsprobleme, Korrosion, Beläge, Brennstoffverbrauch

exhaust gas treatment, regenerative-thermal oxidation, MBT, operating problems, corrosion, deposits, fuel consumption

## **1 Ausgangssituation**

In der 30. Verordnung zum Bundesimmissionsschutzgesetz (Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen) sind Regelungen zur Verringerung von gasförmigen organischen Emissionen enthalten. Insbesondere die Begrenzung der Emissionsfracht auf  $55 \text{ g}_{\text{org.C}}/\text{Mg}_{\text{Abfall}}$  hat dazu geführt, dass sogenannte RTO-Anlagen (Anlagen zur regenerativen thermischen Oxidation) in Prozesse der mechanisch-biologischen Aufbereitung (MBA) von Restmüll integriert wurden. Die RTO-Technologie wird schon seit nunmehr etwa 20 Jahren auf dem deutschen Markt angeboten und hat sich in zahlreichen Anwendungsfällen unterschiedlicher Branchen bewährt. Beim Einsatz innerhalb von MBA-Anlagen sind eine Reihe von betrieblichen Aspekten zu be-

rücksichtigen. Auf der Basis der gutachterlichen Praxis sowie eigenen Forschungs- und Entwicklungsvorhaben werden drei als wichtig erkannte Fragenkomplexe innerhalb dieses Berichtes näher diskutiert:

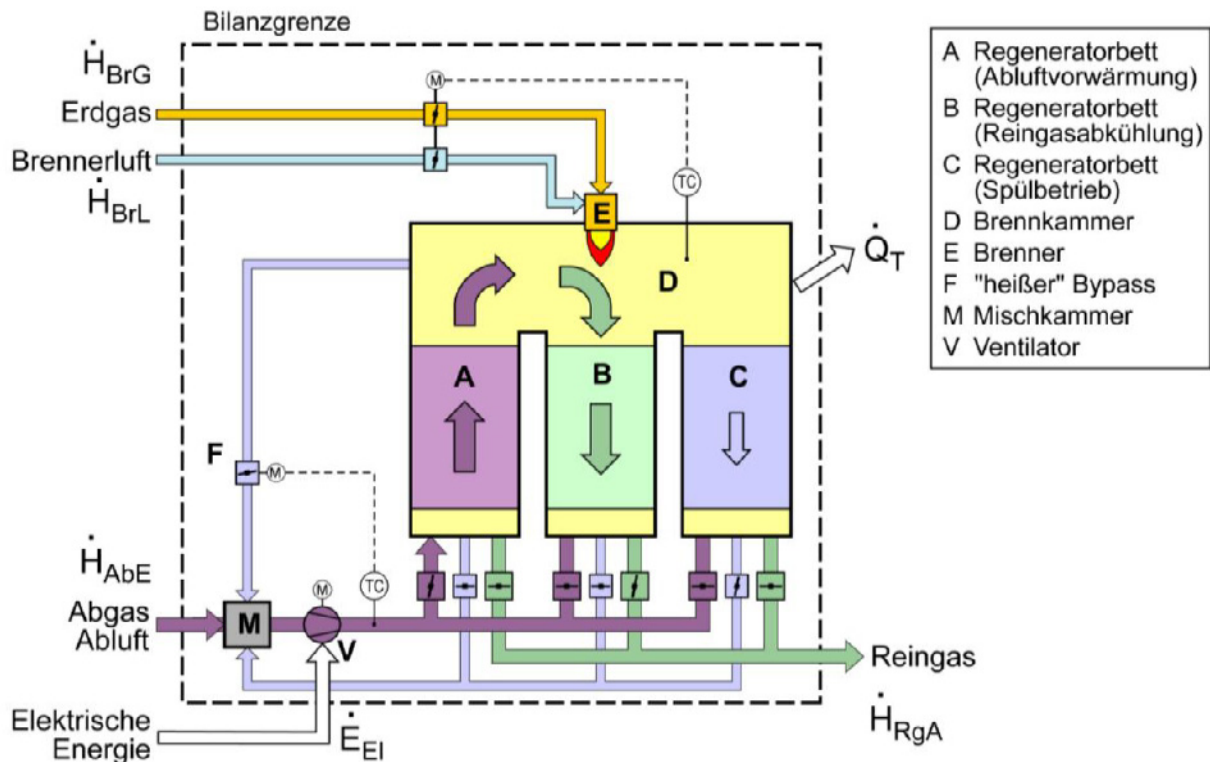
- Verhinderung bzw. Begrenzung von Korrosionsschäden durch säurehaltige Kondensate,
- Umgang mit Belägen bzw. Anhaftungen innerhalb der keramischen Speichermassen und
- Minimierung des Zusatzbrennstoffverbrauches.

In diesem Zusammenhang stellt sich sehr schnell die Frage der Verantwortlichkeiten insbesondere zwischen Anlagenbetreibern und Anlagenbauern, die natürlich unterschiedliche Standpunkte einnehmen. Hierbei sollte man berücksichtigen, dass – trotz exemplarischer Voruntersuchungen im Rahmen eines Forschungsprojektes [DOEDENS ET AL. 2002] – insgesamt ein neues Anwendungsfeld für die RTO-Technik beschritten wurde, was grundsätzlich mit Risiken behaftet ist. Daher soll dieser Beitrag nicht als Stellungnahme zu einem der beiden konträren Standpunkte verstanden werden, sondern vielmehr als Darstellung des Ist-Zustandes und somit primär als Unterstützung einer sachlich zu führenden Diskussion.

## 2 Betriebsweise von RTO-Anlagen

Innerhalb von RTO-Anlagen werden sehr hohe Abluftvorwärmgrade realisiert, d. h. der zu behandelnde Abluftmengenstrom wird sehr weit vorgewärmt und das nach der Schadstoffoxidation entstandene Reingas entsprechend weit abgekühlt. Dieses effiziente Wärmerecycling ermöglicht beispielsweise bei einer Reaktionstemperatur von 820 °C die Abluft auf 790 °C vorzuwärmen. Die verbleibende Temperaturdifferenz von 30 K muss durch Oxidation der Abluftinhaltsstoffe und – wie i. d. R. im Fall von MBA-Anlagen – zusätzliches Brenngas (z. B. Erdgas, Vergärungsgas oder Deponiegas) überwunden werden. Ein vereinfachtes Schema einer häufig eingesetzten RTO-Anlagentechnik zeigt Abbildung 1. Das Abgas (Luft + Verunreinigungen = Abluft) aus dem Rotteprozess sowie ggf. den Aufbereitungshallen der MBA-Anlage gelangt zunächst in den Regenerator A, der i. d. R. eine aus keramischen Wabenkörpern bestehende, heiße Speichermasse darstellt und wird vorgewärmt. Dort und im sich anschließenden Brennraum D vollzieht sich die Oxidationsreaktion. Die Schadstoffe in Form von Kohlenwasserstoffverbindungen reagieren weitestgehend zu Kohlenstoffdioxid und Wasser. Je nach Abluftzusammensetzung treten in geringen Konzentrationen auch weitere Oxidationsprodukte (z. B. HCl, HF, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) auf. Benötigter Brennstoff zur Aufrechterhaltung des Prozesses kann dem System durch den Brenner E zugeführt werden (Regelung der Brennkammertemperatur auf einen Festwert). Das auf diese Weise gebildete Reingas gibt beim Durch-

strömen des Regenerators B Wärme ab und verlässt schließlich das System. Regenerator C wird zunächst außer Acht gelassen. Diese Verfahrensweise wird einen Zeitraum von ca. 1...2 Minuten beibehalten. Dann wird durch unter den Regeneratoren liegende Umschaltklappen das Abgas dem Regenerator B zugeführt, aufgewärmt und wieder vollzieht sich die Schadstoffoxidation. Nunmehr kühlt sich das Reingas im Regenerator A ab.



**Abbildung 1** Vereinfachtes Schema einer RTO-Anlage mit eingezeichnetem Bilanzkreis.

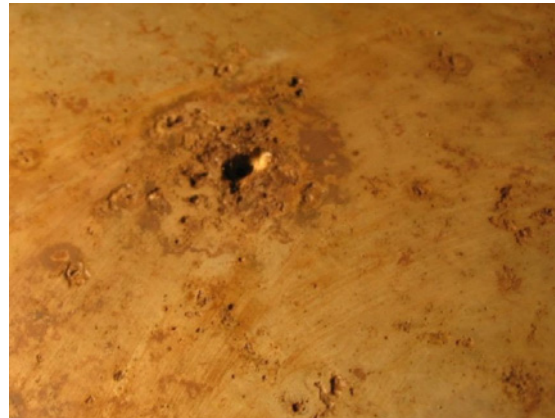
Dieser Zyklus wiederholt sich, er ist jedoch in einem Punkt verfahrens- und umwelttechnisch unvollkommen. Beispielsweise beim Umschalten des Regenerators A von Abluftvorwärmung auf Reingasabkühlung wird das darin befindliche Abluftvolumen mit dem Reingas ausgetragen. Dies dokumentiert sich in Form eines Kohlenwasserstoffkonzentrationspeaks im Reingas. Zur Vermeidung ist ein dritter Regenerator C notwendig, so dass vor dem Umschalten eine Spülung vollzogen werden kann, indem für begrenzte Zeit Reingas in Form eines ECB (Emission Cut Back) durch den Regenerator C gesaugt und dieses Spülgas der Abluft in der Mischkammer M zugegeben wird. Weiter verfügen einige RTO-Anlagen in dem hier beschriebenen Anwendungsfeld über einen „heißen Bypass“ F. Ein Reingasteilstrom wird der Brennkammer D entnommen und dem Abgas zwecks Temperaturerhöhung mit dem Ziel der Vermeidung von Kondensaten im anschließenden Leitsystem zugemischt.

### 3 Vermeidung von Korrosion

Schon nach einer relativ kurzen Betriebszeit von ca. 1...2 Jahren sind an einer Reihe von Anlagen massive Korrosionserscheinungen aufgetreten. Insbesondere sind davon die kalten Anlagenteile betroffen. Abbildung 2 vermittelt einen Eindruck zu der in verschiedenen Anlagen unterschiedlicher Hersteller aufgetretenen Problematik. Dabei wird beobachtet, dass auch austenitische Stähle (z. B. W1.4571) im Abluftleitsystem der RTO-Anlagen Korrosionsangriffe in Form von Lochfraß aufweisen. Bei ferritischen Stählen ist eher ein flächiger Korrosionsangriff zu verzeichnen.



a) Rohgaskanal (Lochfraß)



b) Lochfraß Detail



c) Strömungsverteilraum



d) Brennkammerwand (innen)

**Abbildung 2** Korrosionsschäden an RTO-Anlagen zur Behandlung von MBA-Abluft.

Das Abgas bzw. die Abluft aus Rotteprozessen weist einen Wasserdampfanteil nahe der Sättigungsgrenze auf, insbesondere wenn das Gas vor Eintritt in die RTO-Anlage einen Wäscher zur Ammoniakentfernung durchläuft. Dies kann zu Kondensat in den Rohgas- bzw. Abluftleitungen führen. Da in diesem alle wasserlöslichen Abluft- bzw. Reingasbestandteile enthalten sind – somit teilweise auch Säuren bzw. Säurebildner –, und das Verdampfen des Kondensats zur lokalen Aufkonzentration führt, wird Korrosion in diesen Bereichen begünstigt. In Anlagenteilen, in denen keine Kondensate auftreten, sind i. d. R. keine bzw. kaum Korrosionsschäden feststellbar.

Korrosionsmindernde Maßnahmen können grundsätzlich auf der Basis von werkstofftechnischen und verfahrenstechnischen Optimierungsansätzen vorgenommen werden.

### **Werkstofftechnische Maßnahmen**

Da die Palette der Korrosion verursachenden Stoffe in der MBA-Abluft sehr groß und eine Kontrolle bzw. Eingrenzung des Inputmaterials meist nicht möglich ist, sind den werkstofftechnischen Maßnahmen deutliche Grenzen gesetzt, sofern man nicht den teuren Weg eines Komplettaustausches der betroffenen Anlagenteile mit einem sehr hochwertigen Werkstoff (z. B. Nickelbasislegierungen) wählen will. Auch das nachträgliche Aufbringen von Beschichtungen erscheint nicht zielführend, da dies absolut fehlerfrei erfolgen muss. Darüber hinaus muss das Material auf Dauer eine ausreichend große Festigkeit – auch unter mechanischen und thermischen Wechselbeanspruchungen aufweisen – um ein Hinterlaufen mit Kondensaten auszuschließen. Weiter ist zu berücksichtigen, dass zugehörige Gewährleistungen meist auch mit Einschränkungen hinsichtlich der auftretenden Stoffe und Betriebsbedingungen verbunden sind.

### **Verfahrenstechnische Maßnahmen**

Ziel von verfahrenstechnischen Maßnahmen muss es sein, das Auftreten von Kondensaten innerhalb der RTO-Anlagen und insbesondere der mit Reingas in Berührung kommenden Komponenten zu verhindern. Hierzu bietet beispielsweise eine Aufheizung des Rohgases auf Temperaturen von ca. 90...110 °C (je nach Wasserdampf- und Säureanteil) an, die zwar einen zusätzlichen apparativen Aufwand verursacht, jedoch auch ein hohes Schutzniveau vor Korrosion sicherstellt. Mit der erhöhten Eintrittstemperatur steigt auch die Reingasaustrittstemperatur, so dass alle medienberührten Anlagenteile außerhalb des Kondensationspunktes betrieben werden, sofern für eine ausreichende Wärmedämmung gesorgt wird (Vermeidung von Wärmebrücken!).

Für die apparative Ausführung stehen folgende Möglichkeiten zur Verfügung:

- Direkte Aufheizung der Abluft mittels Brennern, aufgeheizten Wärmeträgern oder einem heißen Bypass.
- Indirekte Aufheizung der Abluft durch Nutzung der Reingasenthalpie am Kamin mittels eines Vorschaltrekuperators.

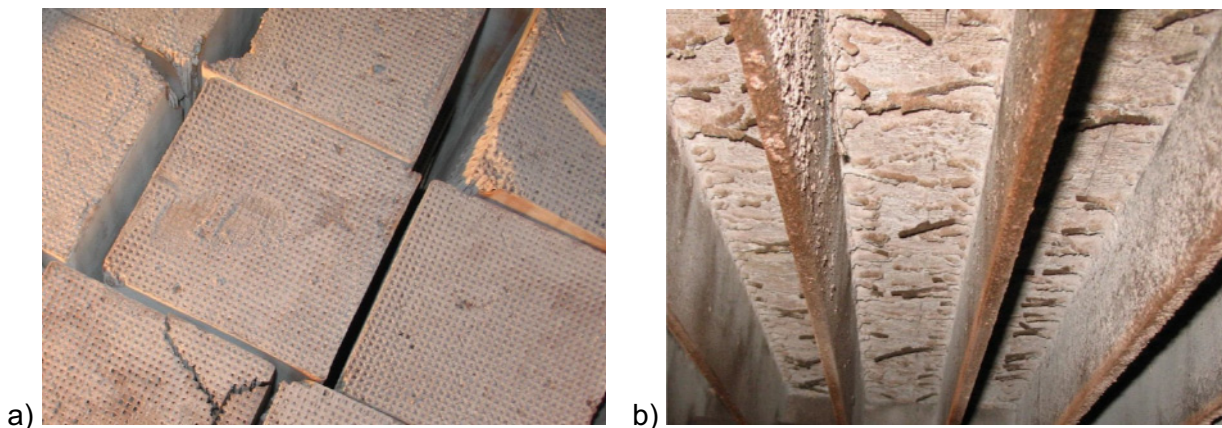
Eine direkte Aufheizung der Abluft ist zwar apparativ weniger aufwändig, hat jedoch den Nachteil, dass sich bei einer Temperaturerhöhung um z. B. 50...60 K der Brennstoffbedarf mehr als verdoppelt und somit unzumutbar hohe Betriebskosten entstehen. Im Fall des heißen Bypasses kommt hinzu, dass der Abluft möglicherweise zusätzliche Säurebildner (Oxidationsprodukte) zugemischt werden, die die Korrosion begünstigen. Die gleiche Gefahr besteht auch durch die Spülung der Regeneratoren mit Reingas, die vielfach Anwendung findet.

Die Nutzung der Reingasenthalpie am Kamin durch einen Vorschaltrekuperator ggf. auch mit Zwischenschaltung eines Wärmeträgermediums (z. B. Thermalöl) hat den großen Vorteil, dass durch die zusätzlich eingebrachte Wärmeübertragungsfläche kein Brennstoffmehrerbrauch auftritt. Auch das Temperaturniveau am Kamin bleibt nahezu unverändert, während die Abluft und Reingas führenden Systeme (Ventilator, Verteiler, Klappen) der RTO-Anlage bei deutlich höheren Temperaturen arbeiten. Allerdings muss die Werkstoffauswahl für den Wärmeübertrager mit Sorgfalt getroffen werden und es ist ein zusätzlicher Druckverlust zu überwinden (etwas erhöhter Elektroenergiebedarf). Dieser Lösungsweg zur Vermeidung von (stofflich andersartigen) Kondensaten hat in Branchen der produzierenden Industrie bereits erfolgreich Anwendung gefunden.

Weiter wird vermerkt, dass RTO-Anlagen mit einer Außenisolierung auch im Bereich der Regeneratoren und der Brennkammer versehen sein sollten. Da die Innenisolierung aus keramischer Faser nicht gasdiffusionsdicht ist, können sich Kondensate an den kalten Innenseiten der Apparatewände niederschlagen. Durch die Außenisolierung wird die Taupunktunterschreitung an diesen Stellen verhindert.

#### 4 Bildung von Belägen aus den Oxidationsprodukten

Ein weiteres Problemfeld, das vor dem Einsatz von RTO-Anlagen bei der mechanisch-biologischen Abfallaufbereitung nicht in dem Maße abzusehen war, ist die Bildung von Belägen innerhalb der keramischen Speichermassen.



**Abbildung 3** Beläge auf den Wabenkörpern von RTO-Anlagen zur Behandlung von MBA-Abluft: a) im Brennraum, b) im unteren Anströmbereich.

Abbildung 3 zeigt die beiden am häufigsten auftretenden Belagsformen. Im Brennraum der RTO-Anlagen (Abbildung 3a) setzen sich die Wabenkörper vorwiegend mit amorphem Siliziumdioxid ( $\text{SiO}_2$ ) zu, das als Oxidationsprodukt von siliziumorganischen Verbindungen, die in der Abluft in geringem Maße enthalten sind, gebildet wird. Man geht davon aus, dass sich diese Verbindungen (z. B. Silane, Siloxane) während des biologischen Abbauprozesses aus den Inhaltsstoffen der weggeworfenen Produkte (Cremes,



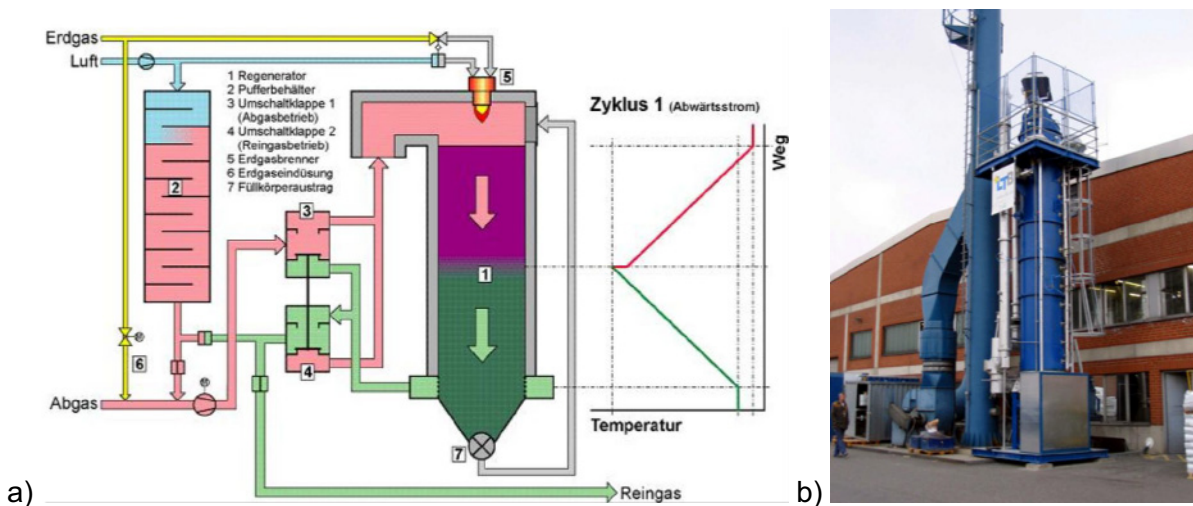
Shampoos) oder aus Verpackungsresten bilden. Da - nach Aussagen der Hersteller von Silanen und Siloxanen - diese Grundstoffe mit steigender Tendenz eingesetzt werden, ist mit einer Zunahme der Problematik zu rechnen.

Im relativ kalten Anströmbereich unter den Regeneratoren (Abbildung 3b) sind vorwiegend Salzablagerungen festzustellen (z. B. Ammoniumsalze). Auch hierbei handelt es sich um Reaktionsprodukte, die im Verlauf der Oxidation der Abluftinhaltsstoffe gebildet werden, die aber, aufgrund ihrer besonderen Stoffeigenschaften, erst in den kälteren Anlagenteilen desublimieren. Da diese Salze umgekehrt aber auch bei relativ geringen Temperaturen (um etwa 200...300 °C) wieder verdampfen, können die Beläge durch ein spezielles Temperaturprogramm verhältnismäßig leicht wieder entfernt werden (Burn-Out-Schaltung).

Alle bisherigen Bestrebungen, die vielfach amorphen Anhaftungen mit Siliziumdioxid im Brennkammerbereich zu verhindern bzw. den Effekt relevant abzumildern, sind ohne den erhofften Erfolg geblieben. Ein für siliziumorganische Verbindungen sicher geeignetes Anlagenkonzept mit regenerativer Abluftvorwärmung steht derzeit nicht zur Verfügung. Behelfsweise werden die Ablagerungen heute periodisch abgesaugt oder nach Ausbau der keramischen Wabenkörper z. B. durch Dampfstrahlen gereinigt.

Vor diesem Hintergrund wurde im Rahmen eines von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Forschungsvorhabens eine neue Anlagentechnologie pilotiert, deren Grundgedanke darin besteht, die entstehenden Beläge zwar zunächst in Kauf zu nehmen, jedoch die keramische Regeneratormasse periodisch (z. B. monatlich) automatisiert zu entnehmen, zu reinigen und wieder einzufüllen. Projektpartner waren dabei die Firma LTB (Lufttechnik Bayreuth), Goldkronach als Anlagenbauer, die CUTEC-Institut GmbH, Clausthal als Forschungseinrichtung sowie die Firma ALBIS Plastic, Hamburg als (erster) Anwender.

Eine besondere Herausforderung bestand darin, alle drei für RNV-Anlagen charakteristische Zyklen (Rohgas vorwärmen, Reingas abkühlen und Regenerator spülen) in einer Anlage mit Ein-Turm-Bauweise zu realisieren, wobei die Aufheizung mittels eines konventionellen Brennersystems erfolgen sollte. Abbildung 4 zeigt eine Prinzipskizze des Anlagenkonzeptes (a) und die Pilotanlage im Feldtest bei einem industriellen Anwender (b). Über die Realisierung dieses neuen Anlagenkonzeptes wurde bereits an anderer Stelle ausführlich berichtet, z. B. [CARLOWITZ 2005, REINDORF 2005, REINDORF 2006].



**Abbildung 4** Neuer Technologieansatz: a) Funktionsprinzip, b) Pilotanlage im Einsatz bei einem Kunststoffverarbeitungsbetrieb (Albis Plastic GmbH, Hamburg).

Die Pilotanlage ist fertig gestellt, und – nach ausführlichen Versuchen im Technikum – bereits einem etwa halbjährigen Feldtest bei einem industriellen Anwender unterzogen worden (Fa. ALBIS Plastic, Hamburg). Die Ergebnisse der vorgenommenen Untersuchungen sind zielführend, so dass nunmehr die zweite Phase des Vorhabens, innerhalberer eine Hauptausführung geplant und gebaut werden soll, in Angriff genommen wird. Auch der Betrieb der Pilotanlage bei weiteren potenziellen Anwendern in unterschiedlichen Branchen ist vorgesehen.

## 5 Realisierung eines minimalen Zusatzbrennstoffverbrauchs

Eine Energie- und Massenbilanz am (quasi-)stationär arbeitenden Regeneratorsystem gemäß Abbildung 1 liefern die Gleichungen

$$\dot{H}_{BrG} = \dot{Q}_T + \dot{H}_{RgA} - \dot{E}_{El} - \dot{H}_{AbE} - \dot{H}_{BrL} \quad (1)$$

$$\dot{m}_{RgA} = \dot{m}_{BrG} + \dot{m}_{BrL} + \dot{m}_{AbE} \quad (2)$$

mit  $\dot{E}_{El}$  Elektrische Energie

$\dot{H}$  Enthalpiestrom

$\dot{m}$  Massenstrom

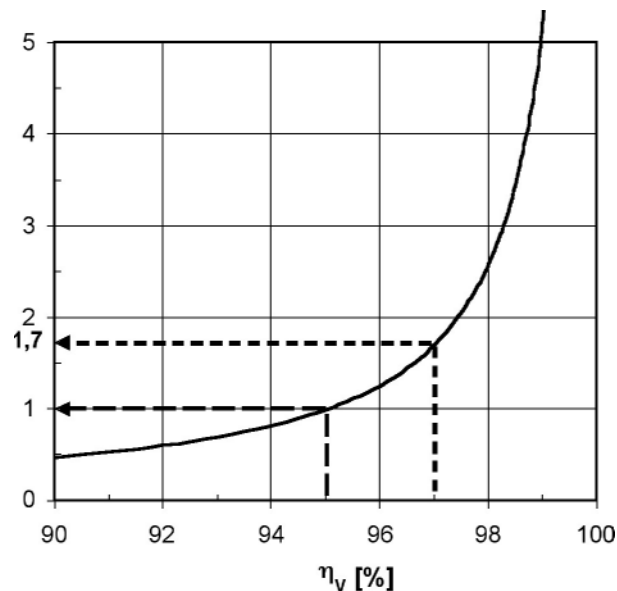
$\dot{Q}_T$  Transmissionswärmeverlust

Indices: *Br* Brenner, *Ab* Abluft, *Rg* Reingas, *G* Gas,  
*L* Luft, *A* Austritt, *E* Eintritt

Als Beurteilungsgröße für die Abluftvorwärmung und damit auch für den Brennstoffverbrauch in einer RTO-Anlage wird vielfach der sog. Abluftvorwärmgrad  $\eta_v$  gebildet [VDI2442 2006]. Dieser stellt einen Wirkungsgrad der Abluftvorwärmung dar, wobei der tatsächlich zur Abluftvorwärmung genutzte Energiestrom auf den maximal nutzbaren bezogen wird. Aus dieser Projektierungsgröße ergibt sich die notwendige Wärmeübertragerfläche. Unter bestimmten Annahmen und Vereinfachungen [NEESE ET AL. 2006] ergibt sich zwischen dem Vorwärmgrad und der Wärmeübertragerfläche die Proportionalität:

$$A_{w\ddot{U}} \sim \left[ \frac{\eta_v}{1 - \eta_v} \right] \quad (3)$$

Gleichung (3) und deren graphische Darstellung in Abbildung 5 machen deutlich, dass die Wärmeübertragerfläche  $A_{w\ddot{U}}$  für Abluftvorwärmgrade  $\eta_v$ , die dem Wert Eins zustreben, extrem stark ansteigt.



**Abbildung 5** Abhängigkeit der Wärmeübertragerfläche vom Vorwärmwirkungsgrad (normiert auf die Fläche des Auslegungsvorwärmgrades von 95 %).

RTO-Anlagen werden heute in der Praxis vielfach auf Abluftvorwärmgrade von 95 % ausgelegt, wobei  $\eta_v$  i. d. R. als Gewährleistungswert festgeschrieben wird. Würde die Abluft keine brennbaren Stoffe beinhalten, müssten die restlichen 5 % durch Zusatzbrennstoff aufgebracht werden. Erreicht eine Anlage „nur“  $\eta_v = 93$  %, ist dies gleichbedeutend mit einem Mehrverbrauch an Brennstoff von (maximal) 40 %. Der apparative Aufwand für eine Steigerung des Abluftvorwärmgrades von beispielsweise 95 % auf 97 % ist jedoch gemäß Gleichung (3) erheblich. Die benötigte Wärmeübertragerfläche steigt etwa um den Faktor 1,7, was mit einer Erhöhung der Regeneratorbetten bei gleichem Strömungsquerschnitt (leer) um 70 % gleichzusetzen ist (vgl. Abbildung 5).

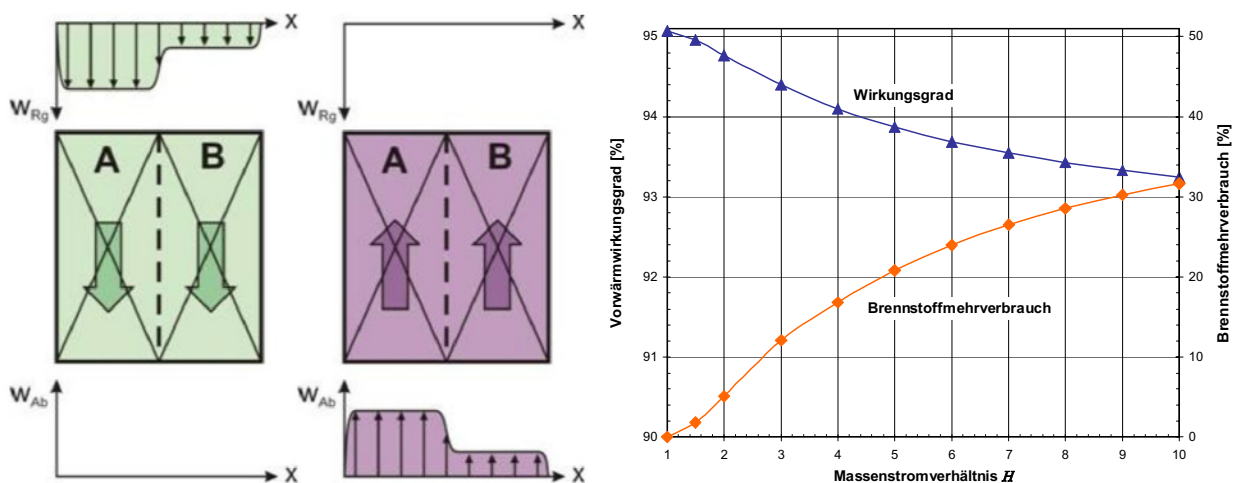
Vor diesem Hintergrund ist es besonders bedeutsam, einen Erhalt der genutzten Wärmeübertragungsfläche in den RTO-Anlagen sicherzustellen, die sich z. B. durch Beläge drastisch verringern kann.

### Ungleichmäßige Durchströmung der Speichermassen

Auch eine ungleichmäßige Durchströmung der Wärmespeichermassen, die durch ungünstige Anströmbedingungen und Verstopfung von Teilen des Strömungsquerschnittes auftreten kann, erhöht den Brennstoffverbrauch. Der Einfluss dieses Phänomens wird an Abbildung 6 deutlich. Im Rahmen einer modellhaften Berechnung gemäß [NEESE ET AL. 2006] wurde der Wirkungsgrad eines Regenerators bestimmt, bei dem eine Hälfte (B) weniger durchströmt wird, als die andere Hälfte (A). Abhängig vom Massenstromverhältnis

$$\xi = \frac{\dot{m}_A}{\dot{m}_B} \quad \text{mit} \quad \dot{m} = \dot{m}_A + \dot{m}_B = \text{const.} \quad (4)$$

ergibt sich eine Verringerung des Wirkungsgrades und ein Brennstoffmehrverbrauch als Folge ungleichmäßiger Durchströmung ( $\xi > 1$ ) nach Bild 6. Betrachtet man ein System mit einem Abluftvorwärmgrad von  $\eta_V \approx 0,95$  müssen Verluste des Vorwärmwirkungsgrades bis 1,8 Prozentpunkte (bei vollständiger Verstopfung einer Hälfte des Regenerators) hingenommen werden. Dies entspricht wiederum einem Brennstoffmehrverbrauch von 31 %. In dieser Darstellung nicht berücksichtigt ist die z. B. durch eine Verstopfung hervorgerufene Verringerung der Wärmeübertragerfläche, die zu einer weiteren Erhöhung des Brennstoffverbrauchs führt.



**Abbildung 6** Zum Einfluss einer ungleichmäßigen Regeneratordurchströmung auf den Abluftvorwärmgrad.

## Flüssigkeitströpfchen in der Abluft

Im vorangegangenen Kapitel ist angemerkt worden, dass der Feuchtegehalt in der Abluft erheblich sein kann und Kondensationserscheinungen auftreten. Da die Nachverbrennungsanlagen i. d. R. unter leichtem Überdruck betrieben werden, das zugehörige Gebläse also in der Abluft positioniert ist, neigt die Abluft vor Eintritt in das RTO-System zusätzlich zur Tröpfchenbildung. Diese Wasserpartikel werden in den Regeneratorbetten der Nachverbrennungsanlage verdampft, die zugehörige Verdampfungswärme ist also aufzubringen und vermehrt den Brennstoffbedarf. Flüssigkeitströpfchen von  $10 \text{ g/m}^3_n$  in der Abluft können schon bei üblichen Abluftvorwärmgraden bis zu 30 % mehr an Zusatzbrennstoff bedeuten.

## Brennerluft, Spülgasmengenstrom und Reingasauskopplung

Dass Brennerfrischluft in Nachverbrennungssystemen zu deutlichen Brennstoffmehrverbräuchen führt, sofern das Abgas bzw. die Abluft für die Oxidation der Abluftschadstoffe und des Zusatzbrennstoffes ausreichend Sauerstoff beinhaltet, wird in [VDI2442 2006] auch anhand von Beispielen belegt. Ist der Brenner richtig eingestellt und arbeitet bei einem Luftüberschuss über den insgesamt benötigten Regelbereich (dieser muss auch nach unten ausreichend groß bemessen sein, weil sonst bei kleinen Abluftmengen Übertemperaturen im Brennraum auftreten können) von nicht mehr als 20 %, muss durch Einsatz von Brennerfrischluft bei üblichen Abluftvorwärmgraden um  $\eta_v = 95 \%$  mit einem Brennstoffmehrverbrauch von 15...25 % gerechnet werden. In diesem Zusammenhang ist die direkte Einspeisung nur des Brenngases unmittelbar in die heiße Brennkammer sinnvoll.

Der Spülgasmengenstrom und ein ausgekoppelter Heißgasmengenstrom (siehe Bypass F in Abbildung 1) vergrößern den insgesamt durch die Anlage durchgesetzten Gasmengenstrom und das Eintrittstemperaturniveau in das Regeneratorsystem. Beide Effekte vergrößern den Zusatzbrennstoffverbrauch

## 6 Zusammenfassung und Ausblick

Im Rahmen der vorstehenden Ausführungen sind Ansatzpunkte zur Lösung von ausgewählten Problemen bei der Abgasreinigung durch RTO innerhalb mechanisch-biologischer Abfallaufbereitungsanlagen aufgezeigt worden. Dabei haben drei Problemkreise im Vordergrund gestanden:

- Vermeidung von Korrosion.

Hauptursache für die Korrosion ist das Auftreten von wässrigen Kondensaten mit sauren Reingasbestandteilen (z. B. HCl, HF, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Eine sichere Vermeidung dieser Kondensate gelingt am wirkungsvollsten durch eine Anhebung des Roh-

gaseintrittstemperaturniveaus. Da eine direkte Aufheizung mit einer drastischen Erhöhung des Brennstoffverbrauchs einhergeht, bietet sich die Nutzung der Reingasenthalpie am Anlagenausstritt mittels eines zusätzlichen Rekuperatorsystems an. Weiter sollte die RTO-Anlage mit einer Außenisolierung versehen werden, damit – insbesondere in der kalten Jahreszeit – keine Kondensatbildung am Blechmantel der Regeneratorinnenwände auftreten kann.

■ Beläge in Regeneratoren.

Derzeit sind die als amorphes Siliziumdioxid erkannten Verstopfungen der Regeneratorwaben hinzunehmen und müssen behelfsweise in regelmäßigen Abständen manuell entfernt werden. Es befindet sich jedoch ein Regeneratorsystem auf der Basis von Keramikugeln in der Entwicklung, das eine periodische automatisierte Entnahme der Speichermasse ermöglicht und damit die Entfernung der  $\text{SiO}_2$ -Anhaftungen handhabbar macht. Salzablagerungen können mit Hilfe einer Burn-Out-Schaltung entfernt werden.

■ Verringerung des Brennstoffbedarfes.

Es ist deutlich geworden, dass sehr hohe Abluftvorwärmgrade und damit niedrige Brennstoffbedarfe extrem große Regeneratoren aus keramischen Speichermassen erfordern. Weiter können ungleichmäßige An- und Durchströmungsbedingungen den Vorwärmgrad verringern. Befinden sich Wassertröpfchen in der Abluft, ist die zugehörige Verdampfungswärme in Form von Zusatzbrennstoff zu kompensieren. Auf Brennerfrischluft sollte soweit wie möglich verzichtet werden, weil sie den Brennstoffbedarf ebenfalls deutlich erhöht. Auch eine Heißgasauskopplung eines Reingasteilstroms aus der Brennkammer und dessen Zumischung zur Anhebung des Ablufttemperaturniveaus zwecks Kondensatvermeidung steigert den Brennstoffbedarf, ebenso ein nicht auf ein Minimum hin optimierter Spülgasstrom.

Abschließend soll ausdrücklich betont werden, dass MBA-Anlagen ein relativ neues Anwendungsfeld für die RTO-Technologie darstellen und alle Beteiligten aufgetretene Probleme mit Augenmaß einer tragbaren Lösung zuführen sollten.

## 7 Literatur

- VDI 2442 2006 VDI-Richtlinie 2442: Abgasreinigung – Verfahren und Technik der thermischen Abgasreinigung. März 2006.
- Carlowitz, O.; Neese, O. 2005 Ansatzpunkte zur konzeptionellen und betrieblichen Optimierung von thermischen Abgasreinigungsanlagen mit regenerativer Abluftvorwärmung. Reinhaltung der Luft 65 (2005) Nr. 7/8. S. 320-327.
- Carlowitz, O.; Neese, O.; Reindorf, T. 2005 Entwicklung einer thermischen Abgasreinigungsanlage mit regenerativer Abluftvorwärmung für Abgase mit siliziumorganischen Verbindungen. VDI-Berichte 1893, VDI Verlag, Düsseldorf, 2005, S. 45-62.
- Doedens, H. et al. 2002 Abschlussbericht zum BMBF-Verbundvorhaben „Erprobung einer nichtkatalytischen thermischen Oxidation zur Behandlung von Abluft aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung“; Förderkennzeichen 0330240 und 03361257; Bundesministerium für Bildung und Forschung; 2002.
- Reindorf, T.; Carlowitz, O.; Neese, O. 2005 Übersicht über Anwendungsgebiete, Funktionsweise und Entwicklungsbedarf der thermischen Abgasreinigung mit regenerativer Abluftvorwärmung; in: Kühle-Weidemeier, M. (Hrsg.); International Symposium MBT 2005; Tagungsband; wasteconsult international; Cuvillier Verlag; Göttingen; 2005; ISBN 3-86537-665-7; S. 234-249.
- Reindorf, T.; Carlowitz, O.; Neese, O.; Dammeyer, K.-H. 2006 Behandlung von Abluft mit siliziumorganischen Inhaltsstoffen; in: Aufbereitungstechnik 2006 – Entgasungsprozesse in der Aufbereitungstechnik; Tagungsband zur Jahrestagung Aufbereitungstechnik 2006; VDI-Gesellschaft Kunststofftechnik; Köln 8.-9.11.2006; ISBN 3-18-234279-7.

Neese, O.; Carlowitz, O.; Reindorf, T. 2006 Probleme bei der Abgasreinigung durch RTO bei mechanisch-biologischen Abfallaufbereitungsanlagen; in: Thomé-Kozmiensky, K.-J., Beckmann, M. (Hrsg.); Energie aus Abfall, Band 1, TK Verlag, Neuruppin, 2006.

### **Anschrift der Verfasser**

Dipl.-Ing. Olaf Neese  
Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH  
Leibnizstr. 21+23  
D-38678 Clausthal-Zellerfeld  
Telefon +49 5323 933-203  
Email: [olaf.neese@cutec.de](mailto:olaf.neese@cutec.de)  
Website: [www.cutec.de](http://www.cutec.de)

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Otto Carlowitz  
Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH  
Leibnizstr. 21+23  
D-38678 Clausthal-Zellerfeld  
Telefon +49 5323 933-120  
Email: [otto.carlowitz@cutec.de](mailto:otto.carlowitz@cutec.de)  
Website: [www.cutec.de](http://www.cutec.de)

Dipl.-Ing. Torsten Reindorf  
Institut für Umweltwissenschaften der TU Clausthal  
Leibnizstr. 21+23  
D-38678 Clausthal-Zellerfeld  
Telefon +49 5323 933-234  
Email: [torsten.reindorf@tu-clausthal.de](mailto:torsten.reindorf@tu-clausthal.de)  
Website: [www.iuw.tu-clausthal.de](http://www.iuw.tu-clausthal.de)



# Ökoeffizienz der regenerativ thermischen Oxidation (RTO) im Hinblick auf die Vermeidung klimawirksamer Emissionen

Joachim Dach\*, Andreas Warnstedt\*\*, Johannes Siemion\*, Günter Müller\*\*

\* Björnsen Beratende Ingenieure GmbH, Koblenz

\*\* Rhein-Lahn-Kreis Abfallwirtschaft, Bad Ems

## Ecobalance of Regenerative Thermal Oxidation Regarding the Avoidance of Greenhouse Gas Emissions.

### Abstract

To assure compliance with valid environmental protection legislation in Germany, it is necessary to treat exhaust air from mechanical-biological treatment plants (MBA) by regenerative-thermal oxidation (RTO). Elimination of organic components in exhaust air by regenerative-thermal oxidation is highly efficient on the one hand, but on the other hand RTO-plants have a high energy consumption.

Based on experience with several installations we examined if there is an effective contribution to climate protection by the use of RTO. The study came to the conclusion that the use of RTO to clean exhaust air with a low concentration of VOC (volatile organic compounds) from MBA is counterproductive, since more greenhouse gases are generated by running the RTO-plant than are avoided by not cleaning the exhaust air. Only on high concentration of VOC in the exhaust air there is a positive contribution to avoid greenhouse gases. In between there is a grey area, that depends on current specific and technical circumstances like composition of the pollutants of the exhaust air and energy-efficiency of the RTO-plant.

### Zusammenfassung

In Deutschland ist es auf Grund gesetzlicher Bestimmungen notwendig für die Reinigung von Abluft aus MBA eine regenerativ thermische Oxidation (RTO) einzusetzen. Diese Anlagen haben einerseits eine hohe Effizienz bei der Zerstörung organische Abluftkomponenten. Auf der anderen Seite weisen sie einen hohen Energieverbrauch auf. Ziel dieser Anlagen ist es ökotoxische Schadstoffe zu zerstören und einen Beitrag zum Klimaschutz zu leisten.

Auf Grund von Erfahrungswerten an mehreren Anlagen wurde untersucht, ob und ab wann ein effektiver Beitrag zum Klimaschutz geleistet wird. Die Untersuchungen kommen zu dem Schluss, dass eine RTO bei geringen VOC-Konzentrationen kontraproduktiv ist, da mehr klimawirksame Emissionen erzeugt als vermieden werden. Erst ab hohen Konzentrationen wird ein wirksamer Beitrag geleistet. Dazwischen liegt ein weiter Graubereich, der von den jeweiligen Verhältnissen (Abluftzusammensetzung, Effizienz der RTO) vor Ort abhängt.

### Keywords

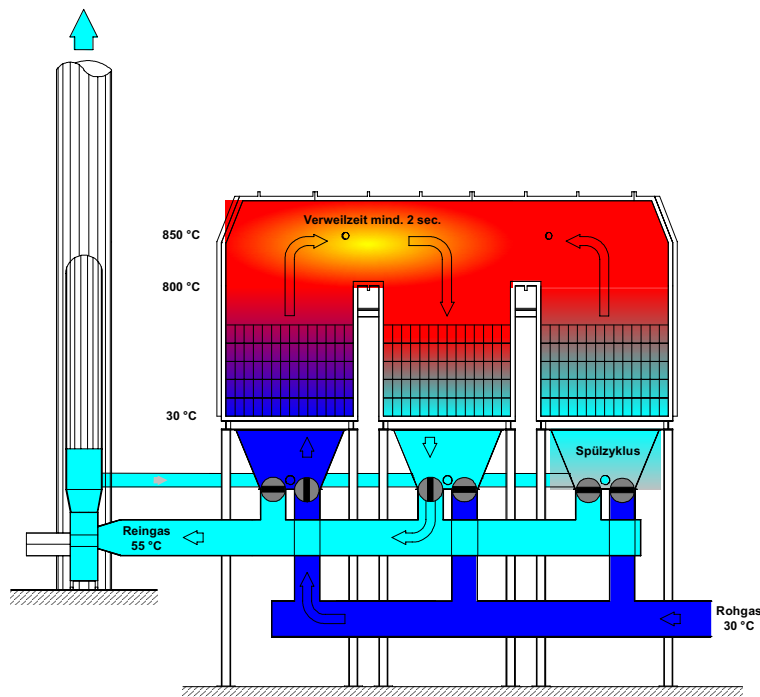
AbfAbIV, 30. BImSchV, Regenerative Thermische Oxidation, RTO, Ökobilanz, klimawirksame Emissionen

# 1 Einleitung

Gemäß den Anforderungen der 30. BImSchV (30. Verordnung zum Bundesimmissionschutzgesetz) müssen MBA-Anlagen sehr strenge Anforderungen bezüglich ihrer Restemissionen an organischen Gaskomponenten einhalten. Die Emissionsstandards wurden in Deutschland mit der 30. BImSchV den Anforderungen an Müllverbrennungsanlagen angepasst. Zwei maßgebliche Gründe führten zu dieser Regelung:

- Verminderung der Emissionen ökotoxischer Schadgase
- Verminderung der Emissionen klimawirksamer Schadgase

Dies hat zur Folge, dass die Abluft von MBA-Anlagen nicht mehr allein über einen Biofilter gereinigt werden kann, sondern deutlich komplexere Abluftbehandlungsanlagen erfordert. Zur Zerstörung der organischen Komponenten haben sich bislang nur die regenerativ-thermischen Oxidationsanlagen als geeignet erwiesen. In ihnen wird die Abluft von einer Temperatur zwischen 30°C und 60°C (je nach Anlage) auf eine Temperatur im Bereich von 800 bis 950°C aufgeheizt. Dabei werden die organischen Komponenten zu einem großen Teil oxidiert. Anschließend wird das Abgas wieder auf einen Bereich von 60 bis 100°C (25 bis 50°C über dem Eingangsniveau) abgekühlt und die Wärme dabei in der Anlage in Wärmetauschern aus Keramiksteinen gespeichert. Durch eine wechselweise Beschickung der 2 oder 3 Wärmetauscherkammern (2- oder 3-Kammer-RTO) wird so ein Großteil der Wärme im Prozess gehalten. Das Prinzip zeigt Abbildung 1. Eine Bestandsanlage zeigt Abbildung 2.



**Abbildung 1** RTO-Prinzip (Quelle: E.I.Tec)



**Abbildung 2** RTO-Anlage der MBA Singhofen, im Vordergrund der saure Wäscher

Trotz der Tatsache, dass ein Großteil der Wärme im Prozess gehalten wird, haben RTO-Anlagen einen hohen Energieverbrauch, da ständig ein Energieträger (Erdgas, Flüssiggas, Deponiegas, Biogas) benötigt wird, um die Prozesstemperatur aufrecht zu erhalten. Sogenannte autotherme RTO, bei denen als Energieversorgung die in der Abluft vorhandenen organischen Komponenten und deren Reaktionswärme bei der Oxidation ausreicht, sind in der MBA-Technik nicht möglich, da in aller Regel die Konzentration an organischen Stoffen in der Abluft zu gering ist.

Mittlerweile liegen 3 bis 5 Jahre Betriebserfahrungen mit RTO-Anlagen im MBA-Bereich vor. Neben der Reinigungsleistung haben insbesondere die Fragen der Verschmutzung/Ablagerungen und Korrosion/Materialbeständigkeit eine Rolle gespielt. Über diese Themen wurde in der Vergangenheit und auch auf dieser Tagung mehrfach berichtet, so dass diese Gesichtspunkte hier nur der Vollständigkeit wegen beleuchtet werden.

Über die Frage, ob die RTO-Anlagen denn hinsichtlich des Immissionsschutz - insbesondere auch im Hinblick auf die Reduktion klimawirksamer Schadgase – den Erwartungen gerecht wird bzw. werden kann, wurde die Diskussion erst aufgenommen. Ziel dieses Aufsatzes ist es, hierzu einen Diskussionsbeitrag zu leisten.

## 2 Betriebserfahrungen

Die nachfolgend dargelegten Betriebserfahrungen beziehen sich auf die Erfahrungen an MBA-Anlagen mit RTO (jeweils 2 bis 3 Blöcke, 3-Kammer RTO).

## 2.1 Reinigungsleistung

Bei den Anlagen zeigte sich, dass die Reinigungsleistung im Wesentlichen den Erwartungen entspricht:

- Staub  
(Grenzwert Halbstundenmittelwert 30 mg/Nm<sup>3</sup>, Tagesmittelwert 10 mg/Nm<sup>3</sup>):  
Die RTO-Anlagen haben keine Reinigungsleistung im Hinblick auf Staub. Ein vorgeschalteter Wäscher trägt zur Staubabscheidung bei, so dass in der Zuluft der RTO der Grenzwert der 30. BImSchV bereits mit Werten von < 5 mg/Nm<sup>3</sup> weit unterschritten ist. Staub kann lediglich zu erhöhter Verschmutzung in Anlagenteilen mit geringen lokalen Strömungsgeschwindigkeiten führen.
- Organische Stoffe  
(Grenzwert Halbstundenmittelwert 40 mg/Nm<sup>3</sup>, Tagesmittelwert 20 mg/m<sup>3</sup>)  
RTO-Anlagen können i.d.R. eine Konzentration im Monatsmittel von 4 bis 8 mg/Nm<sup>3</sup> erreichen. Die Einhaltung der Konzentrationsgrenzwerte ist im allgemeinen kein Problem. Allerdings kann es bei Störungen der Brennersysteme (zeitweiliger Ausfall eines Brenngases, Umstellung von Deponie- auf Erdgas etc.) und bei Abluftmengenspitzen zu Überschreitungen des Grenzwertes – insbesondere des Tagesmittelwertes - kommen.
- Lachgas:  
(Grenzwert: Monatsfracht von 100 g/Mg Input MBA)  
Eine Zerstörung von Lachgas findet in der RTO nicht statt. Vielmehr kann es bei unzureichender Ammoniakabscheidung im Wäscher zu einer Lachgasbildung im Zusammenhang mit der Bildung weiterer Stickoxide in der RTO kommen. WALLMANN, 2007 hat dieses Phänomen an Hand von Messwerten eines gestörten Wäschers eingehend dargestellt. Auf die sichere Funktion der sauren Wäsche ist daher großer Wert zu legen.

## 2.2 Wartung – Reinigung - Korrosion

Im Hinblick auf die Wartung der RTO-Anlagen stehen zwei Themen im Mittelpunkt:

- Verblockung der Wärmetauschersteine infolge von Siliziumverbindungen
- Korrosion im Roh- und Reingaskanal

Zur Problematik der **Verblockung der Wärmetauschersteine** in Folge der Ablagerung von Siliziumverbindungen wurde zwischenzeitlich mehrfach berichtet (siehe WALLMANN et al. 2007, WALLMANN et al. 2006, NEESE et al. 2006, DACH 2005). Das Rohgas enthält im Bereich von 0,5 bis 3 mg/Nm<sup>3</sup> Silizium in Form von organischen Siliziumverbindungen. Bei einer Anlage mit einem Abluftvolumenstrom von 50.000 Nm<sup>3</sup>/h und einem

Rohgasgehalt von  $1 \text{ mg/Nm}^3$  sind dies immerhin  $1.200 \text{ g/d}$ , die bei einer vollständiger Umsetzung zu erheblichem Anfall an  $\text{SiO}_2$  führen kann.

Eine wirksame und wirtschaftlich vertretbare Technik zur Verminderung der Siliziumorganischen Verbindungen ist bislang nicht verfügbar. Vor diesem Hintergrund hat es sich bewährt, die RTO-Anlagen in kürzeren Zeitabständen (4 bis 10 Wochen) zumindest an den Oberflächen der Wärmetauscherkammern (unten und oben) zu reinigen. Die Betriebserfahrungen zeigen, dass hierdurch der Betrieb deutlich stabilisiert werden kann und kritische Zustände vermieden werden.

**Korrosion** tritt insbesondere in den Rohluftleitungen nach Wäscher auf, in denen die Abluft feucht ist und saure Komponenten enthält. Sowohl Ausführungen mit beschichtetem Normalstahl als auch Ausführungen in Edelstahl sind betroffen. Zur Lösung dieser Problematik werden aktive und passive Maßnahmen bei zahlreichen Anlagen notwendig sein:

- Passive Korrosionsschutzmaßnahmen
  - Einsatz höherwertiger Edelstähle / Legierungen und/oder Einsatz hochwertiger und temperaturbeständiger Spezialbeschichtungen
  - Optimierung der Kondensatabführungen im Bereich der zuführenden Leitungen und Kanäle
- Aktive Maßnahmen
  - Optimierung der Tropfenabscheidung zur Minderung des Wassereintrages
  - Trocknung der Abluft durch Vorerwärmung vor Eintritt in die RTO-Anlage

## 2.3 Einsatz von Deponie- und Biogas

Der Einsatz von Deponiegas führte zu anfänglichen Problemen bei der Einstellung der Brenner und flammenlosen Eindüsungen. Dies lässt sich damit erklären, dass das Deponiegas feucht ist und Qualitätsschwankungen unterliegen kann und einen geringeren Heizwert als Erd- und Flüssiggas aufweist. Nach einer Lernphase konnte jedoch der sichere und dauerhafte Betrieb der RTO-Anlagen mit Deponie- und Biogas erreicht werden.

Bei hier ausgewerteten Anlagen wird das Deponiegas vor der Einspeisung zunächst über eine Aktivkohleabsorption gereinigt (Verminderung der Schwefel- und Siliziumoxide) und über eine Erwärmung getrocknet. Nach den heute vorliegenden Erfahrungen ist jedoch festzustellen, dass der überwiegende Teil der Fracht an Siliziumverbindungen, die in einer RTO-Anlage zu Problemen führen kann, nicht aus dem Deponiegas sondern aus der Abluft herrührt, so dass mit einer Aktivkohleabsorption im Deponiegasstrom alleine das Problem nicht verhindert werden kann.

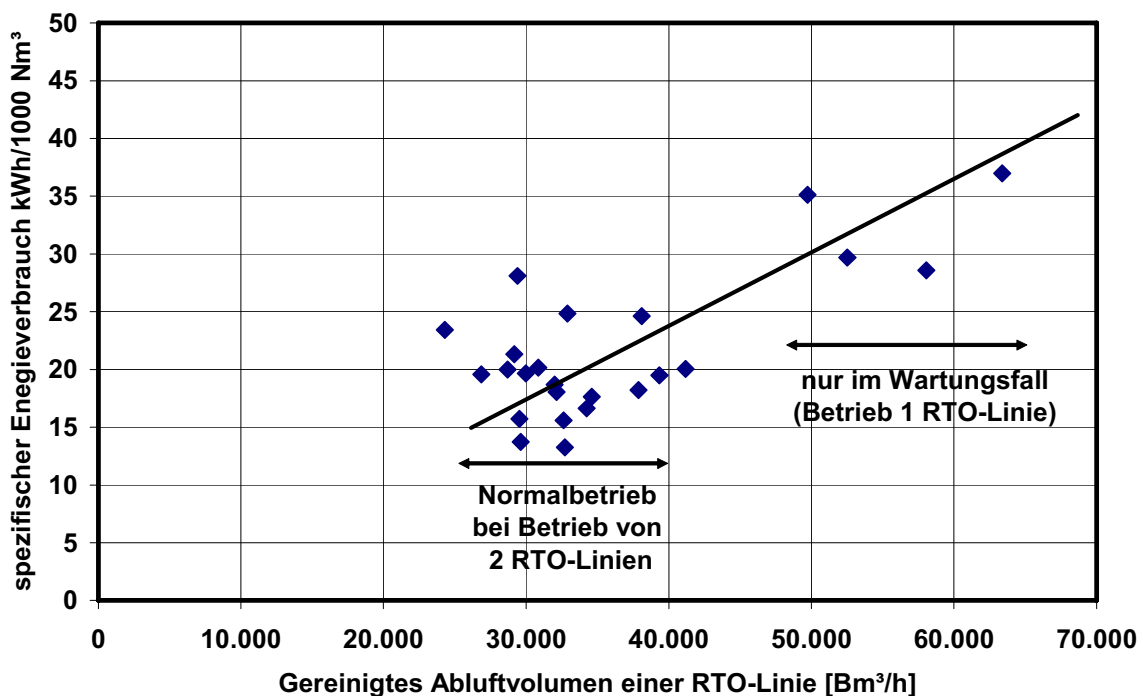
## 2.4 Energieverbrauch

Der Energieverbrauch der RTO ist von zahlreichen Faktoren abhängig. Dies sind insbesondere:

- Auslegung der RTO, Größe des Wärmetauschers, Aufenthaltszeit
- Abluftvolumenstrom
- Rohlufttemperatur
- Organikgehalt / Brennwert in der Rohluft
- Wartungszustand / Verschmutzung

Nach Erfahrungen der beiden Rotteanlagen MBA Singhofen und Linkenbach liegt bei Rohlufttemperaturen im Bereich von 40 - 50°C, Wasserdampfvolllsättigung und VOC-Gehalte in der Rohluft im Bereich von 100 bis 200 mg/m<sup>3</sup> der spezifische Energieverbrauch in Form des Brenngases im Bereich 12 bis 25 kWh/1.000 Nm<sup>3</sup>. Nur bei sehr hohen Abluftvolumenströmen (z.B. im Reparatur- und Wartungsfall) liegen die Verbrauchswerte höher.

Hinzu kommt ein Verbrauch an elektrischer Energie im Bereich von 1,5 bis 2,5 kWh/1.000 Nm<sup>3</sup>. In nachfolgender Abbildung sind die Erfahrungswerte für den Gasverbrauch der RTO der MBA Singhofen dargestellt:

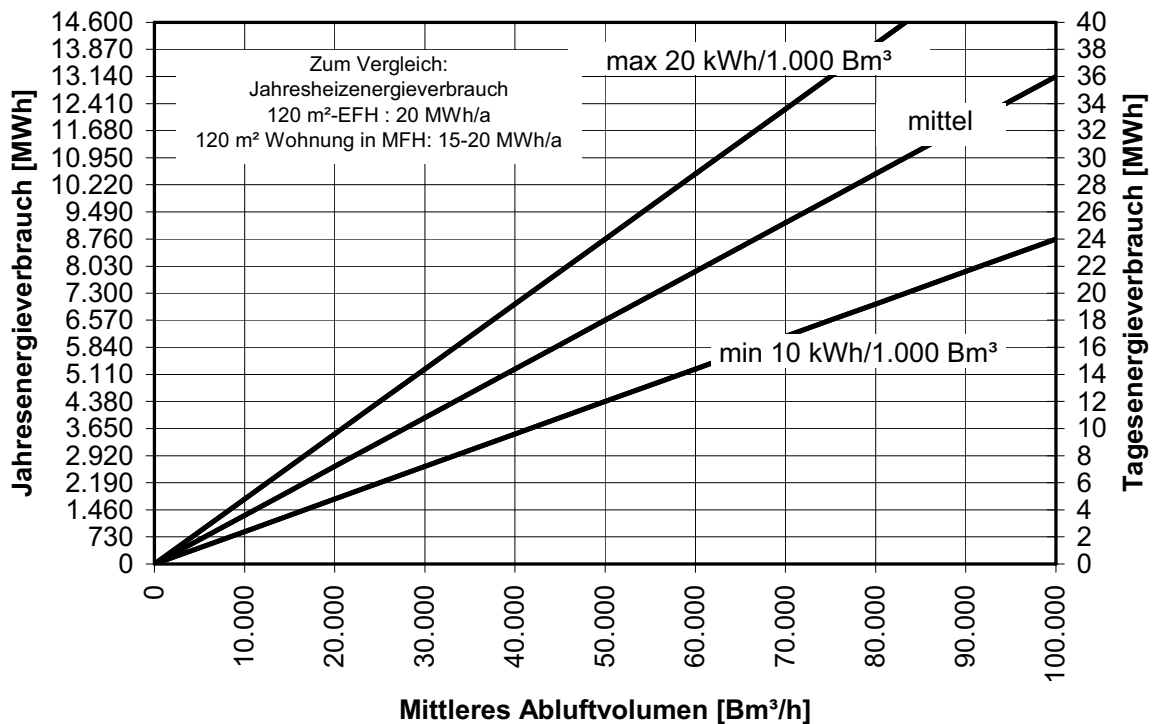


**Abbildung 3** Spezifischer Energieverbrauch einer RTO-Linie in Abhängigkeit vom Abluftvolumen – MBA Singhofen (jeweils Tagesmittelwerte)

Bezogen auf den feuchten zu reinigenden Abluftvolumenstrom (bei 40 bis 50°C und Wasserdampfsättigung) bedeuten 12 bis 25 kWh/1.000 Nm<sup>3</sup> (Normkubikmeter) rd. 10 bis 20 kWh / 1.000 Bm<sup>3</sup> (Betriebskubikmeter). Eine mittelgroße RTO-Anlage, die ein mittleres Abluftvolumen von 60.000 Bm<sup>3</sup>/h reinigt, hat damit einen Tagesenergieverbrauch im Bereich von 14 bis 28 MWh/d bzw. Jahresenergieverbrauch von 5.000 bis 10.000 MWh/a an gasförmigen Energieträgern.

Hinzu kommt der Stromverbrauch. Bei einem spezifischen Stromverbrauch von 1,5 kWh/1.000 Bm<sup>3</sup> sind dies bei einem Abluftvolumenstrom von 60.000 Bm<sup>3</sup>/h rd. 2,2 MWh/d bzw. rd. 800 MWh/a.

Die Bandbreite der Tages- und Jahresenergieverbräuche an gasförmigen Energieträgern in Abhängigkeit des Abluftvolumenstroms und des spezifischen Energieverbrauchs ist in nachfolgender Abbildung dargestellt.



**Abbildung 4** Bandbreite des Tages- und Jahresenergieverbrauchs einer RTO (nach Erfahrungswerten an Rotteanlagen)

Bei einem durchschnittlichen Energieverbrauch für Heizung eines Einfamilienhauses von rd. 20 MWh/a entspricht dies immerhin dem Verbrauch von 250 bis 500 Einfamilienhäusern.

### 3 Bilanz der klimawirksamen Emissionen

Angesichts des hohen Energie- und Gasverbrauchs, der zum Betrieb einer RTO-Anlage notwendig ist, stellt sich die Frage, ob auch in jedem Fall ein sinnvoller Beitrag zum Immissionsschutz erreicht wird. Diese Frage drängt sich insbesondere für den Bereich der klimawirksamen Emissionen auf. Auf der einen Seite werden durch die Reinigung der Abluft klimawirksame Emissionen durch Zerstörung der rotte- und abfallbürtigen organischen Stoffe vermieden. Auf der anderen Seite werden jedoch zusätzliche klimawirksame Emissionen durch den hohen Energieverbrauch generiert. Wie stehen diese beiden Effekte miteinander im Verhältnis?

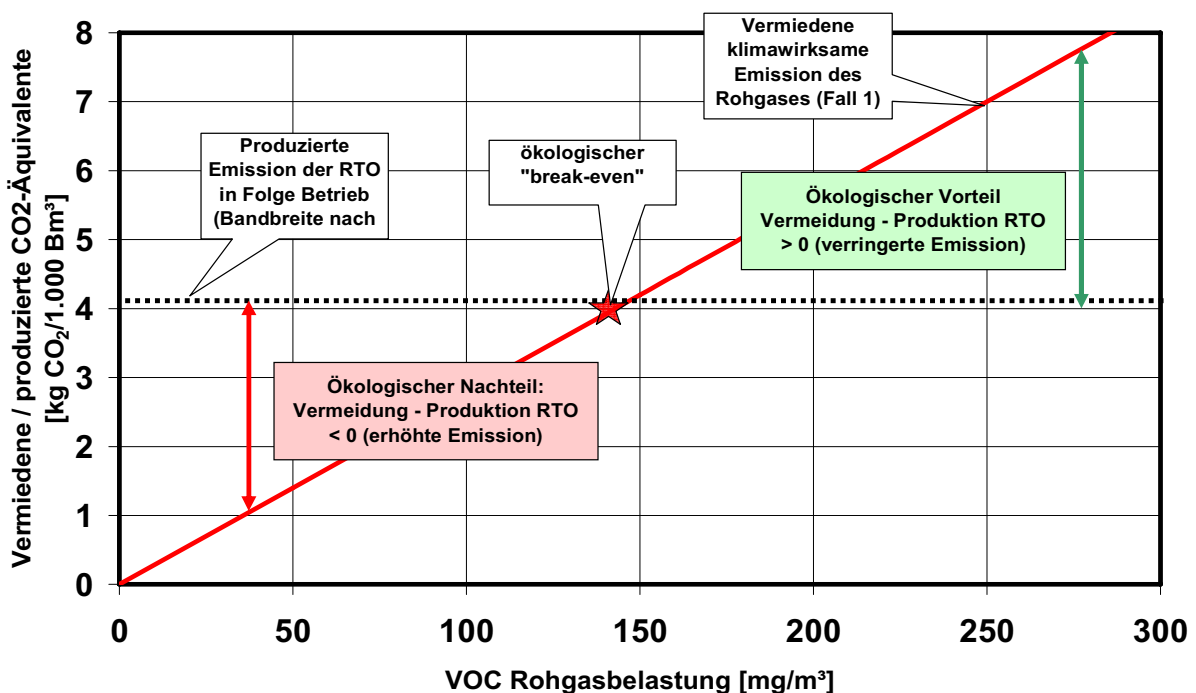
Zur Abschätzung einer Antwort auf diese Frage wurde auf Basis der Erfahrungswerte an Bestandsanlagen eine Modellrechnung durchgeführt. Folgende Annahmen lagen dieser Rechnung zu Grunde:

- Emission in Folge Energiebedarf der RTO
  - Betrachtet wird eine RTO-Anlage mit einem spezifischen Energieverbrauch von 10 bis 20 kWh / 1.000 Bm<sup>3</sup>. Der Energiebedarf wird über Methan (z.B. aus Deponiegas) gedeckt.
  - Das Heizgas (z.B. Methan) besitzt einen Heizwert von 50 MJ/kg, entsprechend 13,9 kWh/kg. Umgerechnet ergibt sich also ein Methanverbrauch zwischen 0,7 und 1,4 kg/1.000 Bm<sup>3</sup>.
  - Bei der Verbrennung des Brenngases CH<sub>4</sub> entsteht im Wesentlichen CO<sub>2</sub> (und Wasser) und zwar im stöchiometrischen Verhältnis CH<sub>4</sub>:CO<sub>2</sub> von 1:2,75. Damit ergibt sich eine CO<sub>2</sub>-Emission von 2 bis 4 kg CO<sub>2</sub>/1.000 Bm<sup>3</sup> zu reinigender Abluft.
  - Durch den Stromverbrauch der Anlage werden weiterhin durch die Emission des Kraftwerkes rd. 0,67 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente/kWh emittiert. (Strommix Deutschland, Datengrundlage WALLMANN 1999). Dies bedeutet bei einem Energiebedarf von 1,2 bis 2,1 kWh/1.000 Bm<sup>3</sup> (1,5 bis 2,5 kWh/1.000 Nm<sup>3</sup>, s.o.) umgerechnet rd. 0,8 bis 1,4 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente /1.000 Bm<sup>3</sup> zu reinigender Abluft, die durch den Stromverbrauch entstehen.
  - Insgesamt werden durch den Energieverbrauch der RTO zwischen 2,8 und 5,4 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente /1.000 Bm<sup>3</sup> (im Mittel rd. 4,1 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente / 1.000 Bm<sup>3</sup>) erzeugt.
- Vermiedene Emission in Folge Reinigung der Abluft
  - Die Rohluftbelastung variiert zwischen 0 und 300 mg VOC/Bm<sup>3</sup> (Erwartungs- und Erfahrungsbereich von Rotteanlagen).



- Bezüglich des Treibhauspotentials der Schadstoffkomponenten im Rohgas werden zwei Fälle betrachtet:
- Fall 1: Es wird angenommen, dass die gesamte organische Rohluftbelastung VOC wiederum zu 100% aus dem klimawirksamen Methan (Äquivalenzfaktor zu  $\text{CO}_2 = 21$ ) besteht. Bei einem VOC von  $100 \text{ mg/Bm}^3$  würden so etwa  $2,8 \text{ kg CO}_2\text{-Äquivalente} / 1.000 \text{ Bm}^3$  emittiert werden, wenn die Abluft ungereinigt in die Umwelt abgegeben würde.
- Fall 2: Es wird angenommen, dass die organische Rohluftbelastung VOC wiederum zu 30% aus dem klimawirksamen Methan (Äquivalenzfaktor zu  $\text{CO}_2 = 21$ ) und damit zu 70% aus NMVOC (Äquivalenzfaktor zu  $\text{CO}_2 = 11$ , siehe WALLMANN 1999) besteht. Bei einem VOC von  $100 \text{ mg/Bm}^3$  würden so etwa  $2,2 \text{ kg CO}_2\text{-Äquivalente} / 1.000 \text{ Bm}^3$  emittiert werden, wenn die Abluft ungereinigt in die Umwelt abgegeben würde.
- Die Reinigungsleistung der RTO wird vereinfachend zu 100% angenommen (Realitätswerte 93 bis 97%)

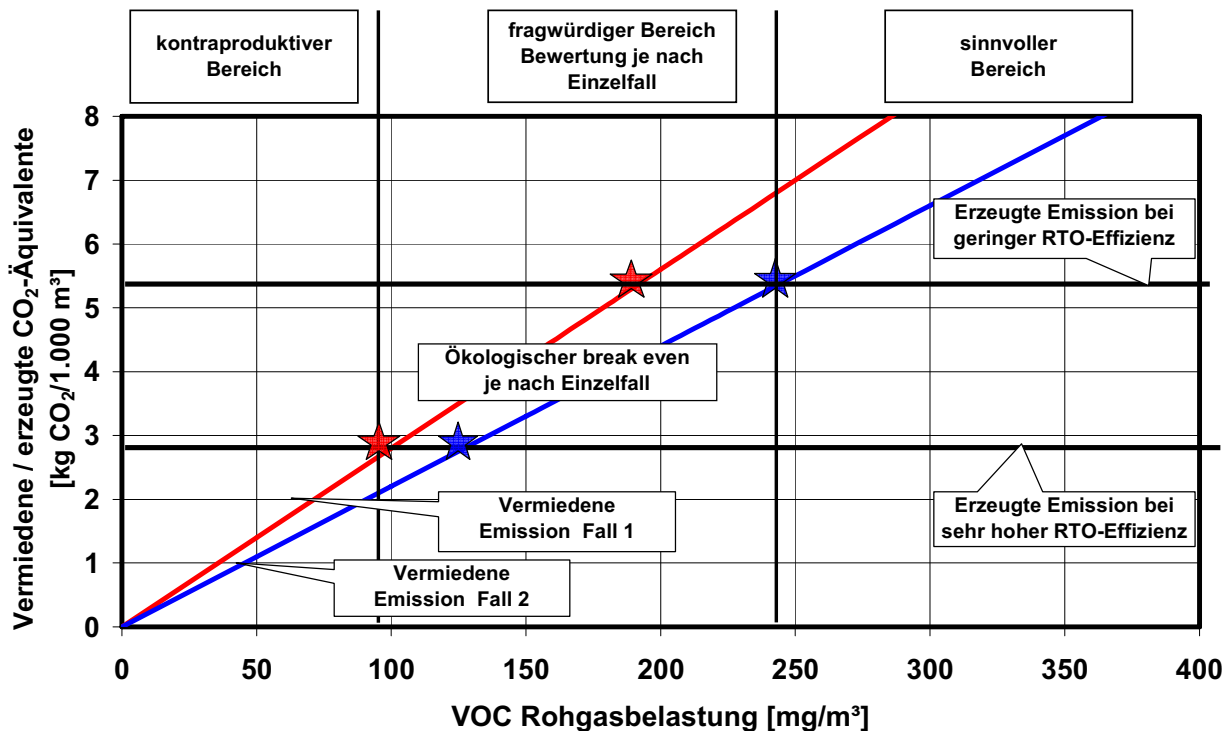
Stellt man nun die in Folge des Energieverbrauchs erzeugte klimawirksame  $\text{CO}_2$ -Emission, der durch die Reinigung der Abluft vermiedenen  $\text{CH}_4$ -Emission (umgerechnet auf  $\text{CO}_2$ -Äquivalente Faktor 21) gegenüber, so ergibt sich für Fall 1 und eine RTO mit mittlerem Energieverbrauch folgendes Bild:



**Abbildung 5** Bilanz der zusätzlich erzeugten und maximal eingesparten klimawirksamen Emissionen in Abhängigkeit des VOC-Gehaltes des Rohgases (mittlere RTO und Fall 1: VOC = 100% Methan)

Bei geringen Rohgasbelastungen kommt es im Hinblick auf die klimawirksamen Emissionen zu einem ökologischen Nachteil, da die produzierten Emissionen größer sind als die vermiedenen Emissionen. Bei hohen Rohgabelastungen gibt es einen Vorteil. Der „ökologische break even“ liegt hier bei rd. 140 mg/m<sup>3</sup> VOC Rohgasbelastung.

In der nachfolgenden Betrachtung wird nun die Bandbreite betrachtet, die in der Praxis bei verschiedenen Anlagen und unter verschiedenen Konstellationen zu erwarten ist (hohe / mäßige Effizienz der RTO, hoher / mäßiger Methananteil im Rohgas).



**Abbildung 6** Bilanz der zusätzlich erzeugten und maximal eingesparten klimawirksamen Emissionen in Abhängigkeit des VOC-Gehaltes des Rohgases (Bandbreite bei hoher und mäßiger Effizienz der RTO sowie hohem Methananteil = Fall 1 und mäßigem Methananteil = Fall 2 im Rohgas)

Es ergeben sich verschiedene Schnittpunkte zwischen den erzeugten Emissionen der RTO (waagerechte Linien) und den vermiedenen Emissionen durch die Reinigung der Schadstoffe (Kurven / Geraden). Diese Schnittpunkte stellen jeweils den „ökologischen break even“ dar, ab dem mehr Emissionen vermieden als erzeugt werden. Aus der Grafik kann man folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- Fall 1: Der VOC im Rohgas besteht zu 100 % aus Methan und hat damit ein hohes (maximales) klimawirksames Potential (Grenzfall)
  - Bei einer hoch effizienten RTO kommt es frühestens ab einer VOC-Konzentration von rd. 100 mg VOC/m<sup>3</sup> zu effektiven Vermeidung klimawirksamer Emissionen.

- Bei einer mäßig effizienten RTO kommt es frühestens ab einer VOC-Konzentration von rd. 180 mg VOC/m<sup>3</sup> zu effektiven Vermeidung klimawirksamer Emissionen.
- Fall 2: Der VOC im Rohgas besteht zu 30% aus Methan und zu 70% aus anderen Komponenten und hat damit ein geringeres klimawirksames Potential (realitätsnaher Fall)
  - Bei einer hoch effizienten RTO kommt es frühestens ab einer VOC-Konzentration von rd. 130 mg VOC/m<sup>3</sup> zu effektiven Vermeidung klimawirksamer Emissionen.
  - Bei einer mäßig effizienten RTO kommt es frühestens ab einer VOC-Konzentration von rd. 240 mg VOC/m<sup>3</sup> zu effektiven Vermeidung klimawirksamer Emissionen.

Das heißt, durch die RTO werden – insbesondere im Bereich niedriger Rohgaskonzentrationen und / oder einer mäßigen Effizienz der RTO - mehr klimawirksame Gase emittiert als im Rohgas zerstört. Dies bedeutet im Umkehrschluss, dass bei einer Rohluftbelastung unter 100 mg/m<sup>3</sup> der ökologische Effekt im Hinblick auf die klimawirksamen Emissionen kontraproduktiv ist. Bei höheren Konzentrationen hängt der „ökologische break even“ davon ab, wie der VOC sich zusammensetzt und wie effizient die RTO arbeitet.

## 4 Zukünftiger Einsatz von RTO-Anlagen in der Abfallwirtschaft

Vor dem Hintergrund der dargestellten Problematik, dass RTO-Anlagen nicht nur positive Effekte durch die Zerstörung ökotoxischer und klimawirksamer organischer Schadstoffkomponenten haben, sondern selber auch erheblich und in bestimmten Fällen auch unverhältnismäßig Emissionen haben, sollten Technik und ihre Einsatzgebiete zukünftig kritisch hinterfragt werden:

Organisch belastete Abluft ist in vielen Anlagen der Abfallwirtschaft anzutreffen, insbesondere auch bei Bio- und Grünabfallbehandlungsanlagen. MBA-Anlagen weisen spätestens ab der 3. Rottewoche, nachdem die abfallbürtigen organischen Schadstoffe ausgestrippt sind, ein vergleichbares Spektrum an organischen Schadstoffen wie diese vorgenannten Anlagen auf. Daraus ergeben sich zwei Schlussfolgerungen:

- Für Bio- und Grünabfallbehandlungsanlagen und ggf. weitere Anlagen der Abfallwirtschaft wären auch ähnlich strenge Grenzwerte anzusetzen, was zu erheblichen Nachrüstungen und Kostensteigerungen führen würde.

- Für MBA-Anlagen sind die Grenzwerte der 30. BImSchV auf den Prüfstand zu stellen und zu hinterfragen. Sinnvoll erscheint es die Emissionen der ersten Behandlungswochen (hohe Konzentrationen, hohe Austräge an abfallbürtigen Schadstoffen) anders zu regeln als die Behandlung von gering belasteter Abluft und Abluft aus späten Rottephasen.

Weiterhin ergibt sich die Aufgabe, RTO-Anlagen energetisch zu optimieren. Da es sich hierbei um eine an sich ausgereifte Technik handelt, die nur durch die Einführung in ein neues Anwendungsgebiet Schwierigkeiten erfahren hat, wird das Potenzial jedoch begrenzt sein.

Wünschenswert wäre es, technische Alternativen zur RTO-Technik zu finden. Allerdings stehen hier derzeit keine kurzfristig umsetzbaren Vorschläge in der Diskussion.

Im Sinne eines effizienten Immissionsschutzes wäre es zielführend die bestehenden Anlagen im Hinblick auf ihre Ökoeffizienz (Schadgaskomponenten im Roh- und Reingas, Energieverbrauch) genauer zu untersuchen und danach die Anforderungen zu überdenken. Im Hinblick auf den Energieverbrauch und die Klimawirksamkeit stehen hierfür ausreichend Daten zur Verfügung. Bezüglich der Ökoeffizienz bei der Verminderung ökotoxischer Emissionen sind hier ergänzende Untersuchungen notwendig.

## 5 Literatur

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT	2001	Dreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen – 30. BImSchV). Bundesgesetzblatt - Teil 1 Nr. 10.
DACH	2005	Erfahrungen bei der Erweiterung und Umbau der beiden MBA Linkenbach (Kreis Neuwied) und Singhofen (Rhein-Lahn-Kreis) Internationale Tagung MBA, 2005
NEESE, CARLOWITZ, REIN- DORF	2006	Probleme bei der Abgasreinigung durch RTO bei mechanisch-biologischen Abfallaufbereitungsanlagen TK Verlag - Fachverlag für Kreislaufwirtschaft - Energie aus Abfall 1 (2006) (12/2006)
WALLMANN, DORSTEWITZ, HAKE, FRICKE, SANTEN	2007	Abluftbehandlung nach 30. BImSchV - erste Betriebserfahrungen und Optimierungsansätze. © Labor für Abfallwirtschaft, Siedlungswasserwirtschaft, Umweltchemie an der FH Münster - 10. Münsteraner Abfallwirtschaftstage (2007) (2/2007)

WARNSTEDT, MÜLLER, DACH 2007 Neue nationale Vorgaben für MBA: Erfahrungen der ersten zwei Jahre aus Sicht eines Anlagenbetreibers.  
Internationale Tagung MBA, 2007

### **Anschrift der Verfasser**

Dr.-Ing. Joachim Dach  
Björnsen Beratende Ingenieure  
Maria Trost 3  
D-56070 Koblenz  
Telefon +49 261 8851181  
Email [j.dach@bjoernsen.de](mailto:j.dach@bjoernsen.de)  
Website: [www.bjoernsen.de](http://www.bjoernsen.de)

Dipl.-Ing. Johannes Siemion  
Björnsen Beratende Ingenieure  
Maria Trost 3  
D-56070 Koblenz  
Email [j.siemion@bjoernsen.de](mailto:j.siemion@bjoernsen.de)  
Website: [www.bjoernsen.de](http://www.bjoernsen.de)

Dipl.-Ing. Andreas Warnstedt  
Rhein-Lahn-Kreis Abfallwirtschaft  
AWZ Singhofen  
An der B 260  
D-56379 Singhofen  
Telefon +49 2604 941316  
Email [a.warnstedt@web.de](mailto:a.warnstedt@web.de)  
Website: [www.rhein-lahn-info.de](http://www.rhein-lahn-info.de)

Dipl.-Ing. Günter Müller  
Rhein-Lahn-Kreis Abfallwirtschaft  
Insel Silberau 1  
D-56130 Bad Ems  
Telefon +49 2603 972302  
Email [guenter.mueller@rhein-lahn.rlp.de](mailto:guenter.mueller@rhein-lahn.rlp.de)  
Website: [www.rhein-lahn-info.de](http://www.rhein-lahn-info.de)

# **Laboratory Biological Process for Treatment of Leachates from Initial Phases of Landfilling of Mechanically Sorted Organic Residue and Mechanically-Biologically Treated Municipal Solid Waste.**

**Prasad Kaparaju<sup>1\*</sup> and Jukka Rintala**

Dept. of Biological and Environmental Sciences, University of Jyväskylä, Jyväskylä, Finland

## **Ergebnisse von Laborversuchen zur Behandlung von Sickerwässern aus mechanisch und mechanisch-biologisch behandelten Abfällen in der Frühphase der Ablagerung**

### **Abstract**

In this study the combined anaerobic-aerobic treatment of leachates from the initial phases of landfilling of mechanical sorted organic residues and mechanically biologically pretreated municipal solid waste was investigated at 20°C. Anaerobic treatment in UASB followed by aerobic post-treatment in SHARON reactor provided COD removals of about 60-95%. High concentration of nitrite in SHARON reactor and nitrate in ANAMMOX reactor indicated that both processes were either established or in the process of establishment. N removal in combined SHARON and ANAMMOX process was 93-94%. Thus, the combined anaerobic-aerobic treatment showed good potential for COD and N removals. However, the studied leachates were from the initial phase of landfilling and from well isolated test cells, and thus leachates with more strength could be expected on a longer run.

### **Keywords**

Aerobic; anaerobic; ANAMMOX; landfill leachates; MBT; MSOR; MSW; SHARON; UASB;

## **1 Introduction**

Municipal solid waste (MSW) management is experiencing rapid changes in order to promote more sustainable development and to reduce global (e.g. greenhouse gases) and local (leachates) emissions. For many decades, the main practice of MSW management has been – and in many countries still is - landfilling of wastes. However, introduction of source separation of biowaste and its separate stabilisation in 1990's has resulted in decreased emission potential from landfills. Further in the recent years, mechanical and mechanical-biological pretreatment (MBT) of MSW (or MSW after source separation of biowaste) has been also initiated in some countries. In future, MBT and incineration of municipal waste, practised more commonly in Austria and Germany, will become statutory in other countries to operate landfills in an environmentally sustainable manner (Robinson et al., 2005). The introduction of these treatments has resulted

and will result in remarkable changes in wastes to be landfilled, and subsequently also the emission potential from landfills. Because of these changes and high variety of the landfilled wastes, also the characteristics of the landfill leachates vary from different landfills (ROBINSON ET AL., 2005).

Several researchers have studied comprehensively the effect of MBT (LEIKAM AND STEGMANN, 1997; SCHEELHASE AND BIDLINGMAIER, 1997) on MSW and the impacts of MBT on landfill leachate quality (ROBINSON ET AL., 2005). Many detailed studies have shown that very strong leachates that will persist for long periods are generated when untreated mechanically sorted organic residues (MSOR, also termed "residual wastes") are landfilled (WOELDERS AND OONK, 1999; LEIKAM AND STEGMANN, 1999). The high organic content, high moisture content, and small particle size of the MSOR appears to give rise to much higher landfill gas production rates and stronger leachates (ROBINSON ET AL., 2005) leading to a negative environmental impact. On the contrary, an effective MBT process can significantly reduce concentrations of trace organics and of ammoniacal-nitrogen in leachates and can also avoid the peak acetogenic phase of decomposition to produce leachates similar to, or weaker than those from conventional landfills (LEIKAM AND STEGMANN, 1999). However, to meet the statutory requirements prior to discharging MBT landfill leachate to a water course, a secondary treatment for chemical oxygen demand (COD) and nitrogen (N) removal is necessary. In the present study, biological treatment of landfill leachate was investigated using laboratory scale system consisting of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) process followed by the combination of SHARON, (Single reactor system for High activity Ammonia Removal Over Nitrogen, HELLINGA ET AL., 1998) and ANAMMOX (anoxic ammonium oxidation) processes, MULDER ET AL., 1992) in a combined SHARON-ANAMMOX concept (VAN LOOSDRECHT AND JETTEN, 1998). The UASB process aimed to remove major COD load while the SHARON and ANAMMOX processes were aimed to remove the nitrogen load. However, the operation of the latter two processes was relative short and thus they can be considered just very preliminary experiments.

## **2 Methodology**

### **2.1 Origin of leachates and leachate characteristics**

Leachates were collected from two separate 100 m<sup>3</sup> landfill cells filled with MSOR and MBT wastes established in Mustankorkea landfill (Jyväskylä, Finland). These cells were constructed in another project and were considered to present leachates produced in the beginning of operation of potential future landfills in Finland. The MSOR represents the waste stream that is currently being landfilled in Finland (except that the waste is not mechanically processed), whereas MBT waste would represent the waste that will be

landfilled by the end of this decade in case MBT is introduced. The leachates used represented leachates produced during the initial phases of landfilling and were not available from any actual landfill during the project. Characteristics of leachates are summarised in Table 1. For the COD removal studies, MSOR leachate was diluted with distilled water in ratio 1:10.

**Table 1** Mean characteristics of leachates used in this study (n=5)

Parameter	MBT	MSOR
pH	7.1	6.0
Total alkalinity (mmol/l)	14	35
TSS (%)	0.75	4.6
VSS (%)	0.73	3.2
BOD <sub>7</sub> (mg/l)	1800	48900
TCOD (mg/l)	4800	76700
SCOD (mg/l)	4500	73400
TKN (mg/l)	385	1830
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	260	960
NO <sub>2</sub> -N (mg/l)	1.7	2.1
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	6.5	19.9
NH <sub>3</sub> -N/NO <sub>2</sub> -N ratio calculated	153	457

## 2.2 Experimental set-up

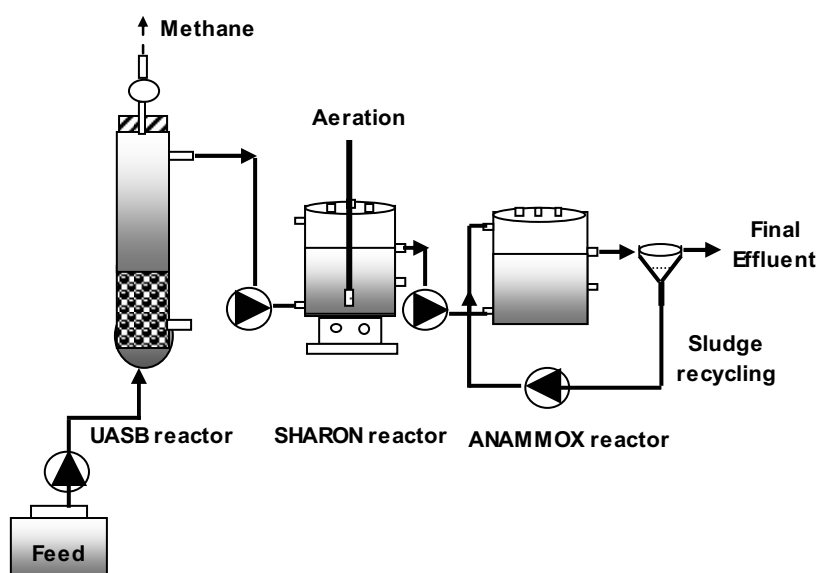
The experimental set-up is shown in Fig. 1. All reactors were connected in series so that the effluent from one reactor were drawn and pumped to the next reactor using peristaltic pumps.

### 2.2.1 Anaerobic treatment

As first step, anaerobic treatment of MSOR and MBT leachates was performed in two laboratory UASB glass reactors (inner diameter 5 cm and height 25 cm) of 0.5 l working volume at 20±1°C. UASB reactors were inoculated with 200 ml of granular sludge (6.6 g volatile suspended solids, VSS) originating from an Internal Circulating full-scale reactor



treating industrial potato wastewaters (Finland). Continuous feeding was started immediately. Leachate stored in a feed container at 4°C, was pumped continuously into the bottom of reactors via a peristaltic pump (MasterFlex). Organic loading rates (OLRs) were ranged from 3-4 kg COD/m<sup>3</sup>d for MBT reactor and 5-7.5 COD/m<sup>3</sup>d for MSOR reactor (hydraulic retention time (HRT) of 1 d).



**Figure 1** Experimental set-up.

### 2.2.2 Combined SHARON-ANAMMOX Process

Partial nitrification of N in the effluents from UASB reactors was carried out in two SHARON reactors (3.5 l plexi-glass continuously stirring tank reactors, CSTR) with 2 l working volume and without any biomass retention at 20±1°C. The retention time in SHARON reactors was limited to 4 d. Aquarium air pump (Rena air 100, USA) was used to maintain dissolved oxygen (DO) rate of 1 mg O<sub>2</sub>/l. The reactors were mounted on mechanical stirrers and stirred by magnets continuously at 100 rpm. No pH adjustment was carried out to influence the ammonium/nitrite ratio.

Denitrification of nitrite to dinitrogen gas (N<sub>2</sub>) with ammonium as electron donor was carried out in two ANAMMOX reactors (3.5 l plexi glass CSTRs) at 20±1°C under anoxic conditions. ANAMMOX reactors were operated with a working volume of 1 l and HRTs of 2 d. This was achieved by holding the SHARON effluents in 2 l glass bottles prior to feeding to ANAMMOX reactors. A settler provided at the outlet of the ANAMMOX reactors was used to recycle the settled sludge. No extra addition of base or carbon source to meet the COD requirement e.g. methanol was needed as 50% of the ammonium was needed to convert to nitrite. Moreover, the effluents from AD process contained enough alkalinity (in the form of bicarbonate) to compensate for the acid production if only 50% of the ammonium was oxidized. The reactors were mounted on mechanical stirrers and

stirred by magnets continuously at 75 rpm. Care was taken to avoid entry of air bubbles from SHARON reactors to ANAMMOX reactors

Both SHARON and ANAMMOX reactors were started with 1 l of sludge (21 g VSS) from local sewage treatment plant (Jyväskylä, Finland).

## 2.3 Analyses

pH (Metrohm 744 pH meter) and DO (YSI 550 DO meter) were monitored on daily basis. Pump flow rates were calibrated and adjusted if necessary on every weekday. COD (total, TCOD and soluble, SCOD), biological oxygen demand (BOD<sub>7</sub>), total kjeldahl nitrogen (TKN) and total alkalinity (TA) were determined according to Finnish Standards (SFS-EN 12457-4, Finnish Standards Association, 1998). Ammonium (NH<sub>4</sub>-N), nitrite (NO<sub>2</sub>-N) and nitrate (NO<sub>3</sub>-N) nitrogen were analysed calorimetrically using LANGE LCC 100 (Germany). Total solids (TS), volatile solids (VS), suspended solids (total, TSS and volatile, VSS) were determined according to Standard Methods (APHA, 1998). TKN was analysed using a Kjeltac System 1002 Distilling unit (Perstorp Analytical/Tecator AB, 1995). Methane content in biogas and N<sub>2</sub> were analysed using Gas Chromatography (PerkinElmer).

## 3 Results and Discussion

### 3.1 Characteristics of leachates

The characteristics of MSOR and MBT leachates are presented in Table 1. The low pH of 6 and initial COD of 76,700 mg/l for MSOR leachate suggests that the strong organic leachate was produced during the active acetogenic phase. Similar values in excess of 60,000 mg/l of COD were reported from a 2 year landfill receiving MSOR (ROBINSON ET AL., 2005). On the other hand, COD value of 4800 mg/l with relatively stable pH of 7 suggests that acetogenic phase in MBT cell was absent. A much more significant benefit of pre-treatment was apparent when concentrations of TKN were considered. The TKN in MSOR was about 1830 mg/l whereas this value was below 385 mg/l for MBT leachate. These results were in accordance to the values reported from a 250 days landfill test cells receiving MSOR and MBT wastes (ROBINSON ET AL., 2005). Nevertheless, the BOD/COD ratio of 0.64 for MSOR leachates in the present study was typical for a young landfill leachate. Previously, BOD/COD ratios of 0.5-0.67 were reported for leachates collected from 2 and 3.5 year old municipal landfill sites in Turkey (Timur et al., 2000). The stronger leachates from MSOR than MBT landfill cell could be attributed to the high organic content, high moisture content and small particle size of the MSOR waste.

**Table 2** Mean composition of feed and effluents from the combined anaerobic (UASB) and aerobic process (SHARON/ANAMMOX process) of MBT and MSOR leachates at 20°C (Day 63).

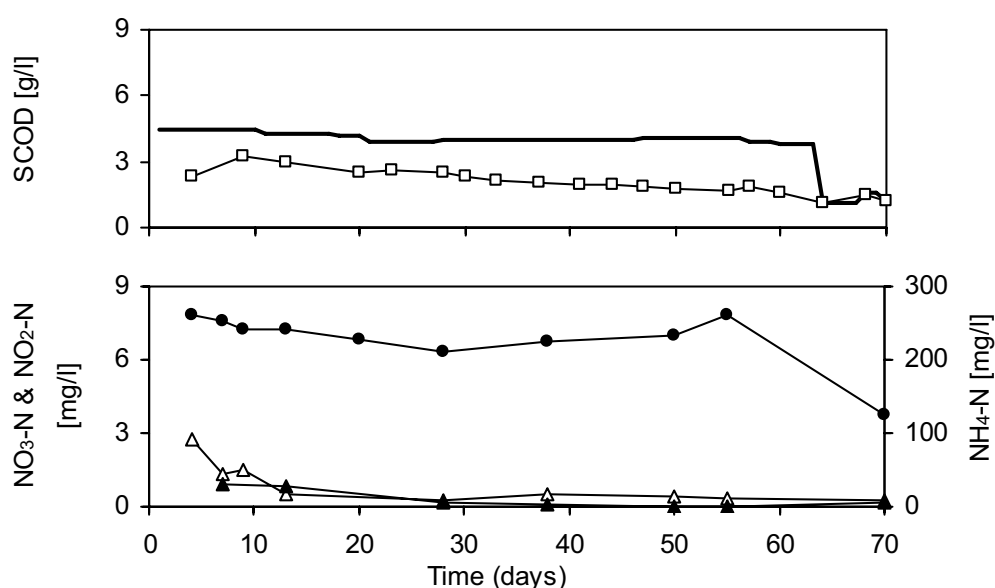
Parameter	MBT				MSOR			
	Feed	UASB effluent	SHARON effluent	ANAMMOX effluent	Feed	UASB effluent	SHARON effluent	ANAMMOX effluent
pH	7.1	7.5	8.2	8.0	6.1	6.8	7.2	7.6
TCOD (mg/l)	2500	2200	2000	1700	8000	1300	1600	710
SCOD (mg/l)	2400	1700	1400	1400	7000	830	80	10
COD removal (%)	--	29.2	41.7	41.7	--	88.1	98.9	99.8
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	2.2	304	2.9	0.3	1.25	167	0	0.09
NO <sub>2</sub> -N (mg/l)	0	1.1	156	0.1	0	4.7	35.5	0
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	6.5	4.6	43	18.5	1.23	0	14.6	9.4
NH <sub>3</sub> -N/NO <sub>2</sub> -N ratio calculated	--	--	0.02	3	--	--	0	--
Total N removal (%)	--	--	33.6†	92.6‡	--	--	70†	93.6‡

†Calculated as:  $\{1 - ([\text{NO}_3\text{-N}]_{\text{eff}} + [\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{eff}} + [\text{NO}_2\text{-N}]_{\text{eff}}) / ([\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{in}})\} * 100$ . ‡Calculated as:  $\{1 - ([\text{NO}_3\text{-N}]_{\text{eff}} + [\text{NO}_2\text{-N}]_{\text{eff}}) / ([\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{in}} - [\text{NH}_3\text{-N}]_{\text{eff}})\} * 100$  and based on highest NH<sub>4</sub>-N value of 252 and 146.5 mg/l in SHARON effluents of MBT and MSOR respectively.

### 3.2 COD removal

The performance of UASB reactors treating MSOR and MBT leachates is presented in Table 2 and Figures 2 and 3. Results showed that anaerobic processes had good potential for COD removal from both MSOR and MBT leachates. At OLRs of 3-5 kg COD/m<sup>3</sup>d and HRT of 1 d in UASB reactors, the COD removals increased along the experimental run. At the end of 70 d of run, COD removals were about 65-80 and 55-97% for MSOR and MBT leachate, respectively. Similar COD removals of 75-91% were reported from UASB reactor treating raw leachates collected from conventional municipi-

pal landfill at 20°C (KALYUZHNYI ET AL., 2003). Subsequently, aerobic (SHARON) post-treatment of the UASB effluents showed to significantly remove the remaining COD from MSOR leachate (>75%), while it was less efficient with MBT leachate (<35%). The combined anaerobic-aerobic treatment provided COD removals of about 80-95% and 60-70% for MSOR and MBT leachate, respectively. The maximum specific methane production ranged between 200 and 240 ml/gCOD for both reactors. These values were somewhat below the theoretically expected value considering the observed COD removal. The low methane production could be attributed to the entrapment of some part of the undigested SS in the reactor sludge bed, consumption of a part of COD for biological sulphate reduction (KALYUZHNYI ET AL., 2003) and also due to supersaturation of psychrophilic effluents by dissolved methane (KALYUZHNYI ET AL., 2001).

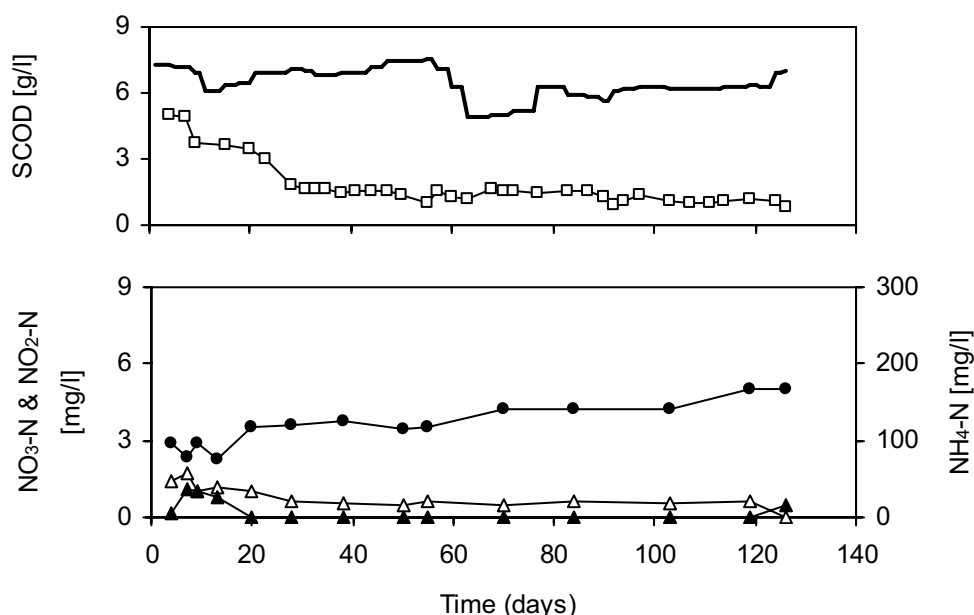


**Figure 2** Performance of UASB reactor treating MBT leachate at 20°C: (a) ■ Load, ○ specific methane production, (b) soluble COD (— influent, □ effluent) and (c) ▲ nitrite-nitrogen ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ), △ nitrate-nitrogen ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) and ● ammonia-nitrogen ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) concentration in the effluent.

### 3.3 N removal

Results on N removal using combined SHARON and ANAMMOX process showed an increased ammonium conversion only after 40 d (data not shown). At the end of 70 day run, SHARON reactor seems to be an appropriate reactor as it converted much of the ammonium load from UASB effluent into nitrite without applying any pH correction. The concentration of nitrite was higher than nitrate in SHARON reactor, while that of nitrate was higher than nitrite in ANAMMOX reactor (Table 2), indicating that both processes were either established or in the process of establishment. On comparison, ammonium conversion to nitrite in SHARON reactor was much more efficient with MBT (51%) than

with MSOR (21%) leachate apparently due to high levels of N in MBT leachate. Based on the highest ammonium concentrations, 93-94% of total N was removed at the end of the combined SHARON-ANAMMOX process. No ammonium nitrogen was detected while high concentration of  $N_2$  gas was detected in the headspace of ANAMMOX reactors.



**Figure 3** Performance of UASB reactor treating MSOR leachate at 20°C: (a) ■ Load, ○ specific methane production, (b) soluble COD (— influent, □ effluent) and (c) ▲ nitrite-nitrogen ( $NO_2$ -N), △ nitrate-nitrogen ( $NO_3$ -N) and ● ammonia-nitrogen ( $NH_3$ -N) concentration in the effluent.

## 4 Summary

The combined anaerobic-aerobic treatment resulted in 60-90% COD and 93-94% N removals from the initial phase of landfill receiving MSOR or MBT wastes. Anaerobic treatment alone in UASB reactors was quite efficient in removing COD, but aerobic post-treatment contributed also for COD removal. With MBT leachate, COD removals were quite low in aerobic phase. High concentrations of nitrite in SHARON reactor and nitrate in ANAMMOX reactor indicated that both processes were either established or in the process of establishment. However, it must be noted that the studied MSOR and MBT leachates were from the initial phases of landfilling these wastes and from well isolated test cells, and thus the leachates were more strength than the leachates will be on longer run.

## 5 Acknowledgements

This study was supported by the National Technology Agency of Finland (TEKES, Grant No. 40449/03). The authors wish to thank Kai Sormunen for the help rendered during the study.

## 6 Literature

- APHA, 1998 *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed. Ameri. Public Health Assoc., Washington, DC
- Robinson, H.D., Knox, K., Bone, B.D. and Picken, A. 2005 Leachate quality from landfilled MBT waste. *Waste Mgmt.*, **25**, 383-391.
- Finnish Standards Association, 1998 Determination of chemical oxygen demand (CODCr) in water with the closed tube method, oxidation with dichromate. SFS 5504, Finnish Standards Association, Helsinki, Finland.
- Hellinga, C., Schellen, A. A. J. C., Mulder, J.W., van Loosdrecht, M.C.M. and Heijnen, J.J. 1998 The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water. *Wat. Sci. Tech.*, **37**, 135-142.
- Jetten, M. S. M., Strousa, M., van de Pas-Schoonena, K. T., Schalka, J., van Dongena, U.D. J. M., van de Graafa, A.A., Logemanna, S., Muyzer, G., van Loosdrecht, M.C.M. and Kuenena, J.G. 1998 The anaerobic oxidation of ammonium. *FEMS Microbiol. Rev.*, **22**, 421-437.
- Kalyuzhnyi, S., Gladchenko, M. and Epov, A. 2003 Combined anaerobic-aerobic treatment of landfill leachates under mesophilic, submesophilic and psychrophilic conditions. *Wat. Sci. Tech.*, **48**, 311-318.
- Kalyuzhnyi, S.V, Gladchenko, M.A., Sklyar, V.I., Kizimenko, Ye.S. and Shcherbakov, S.S. 2001 Psychrophilic one- and two step systems for pre-treatment of winery waste water. *Wat. Sci. Tech.*, **44**, 23-31.
- Leikam, K. and Stegmann, R. 1997 Mechanical biological pre-treatment of residual municipal solid waste and the landfill behaviour of pre-treated waste. In: *Proc. Sardinia 97, Sixth International Landfill Symp.*, Vol. I, CSIA, Cagliari, pp. 463-474.

- Leikam, K. and Stegmann, R. 1999 Influence of mechanical-biological pretreatment of municipal solid waste on landfill behaviour. *Waste Mgmt. Res.*, **17**, 424-429.
- Mulder, J W; van Loosdrecht, M.C. M.; Hellinga, C. and van Kempen, R. 1992 Design, operation and costs of large wastewater treatment plants - Full-scale application of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering. *Wat. Sci. Tech.*, **43**, 127-134.
- Perstorp Analytical/Tecator AB, 1995 The determination of nitrogen according to kjeldahl using block digestion and steam distillation. Tecator application note. Hoganas, Sweden.
- Scheelhase, T. and Bidlingmaier, W. 1997 Effects of mechanical biological pre-treatment of residual waste and landfilling. In: *Proc. Sardinia 97, Sixth International Landfill Symp.*, Vol. I, CSIA, Cagliari, pp. 475-484.
- Timur, H., Ozturk, I., Altinbus, M., Arikan, O. and Tuyluoglu, B.S. 2000 Anaerobic treatability of leachate: a comprehensive evaluation for three different reactor systems. *Wat. Sci. Tech.*, **42**, 287-292.
- van Loosdrecht, M.C.M. and Jetten, M.S.M. 1998 Microbiological conversions in nitrogen removal. *Wat. Sci. Tech.*, **38**, 1-7.
- Woelders and Oonk, 1999 Full-scale demonstration of treatment of mechanically separated organic residue in a bioreactor at VAM in Wijster. *Waste Mgmt. Res.*, **17**, 535-542.

### Author's current addresses<sup>1</sup>

Asst. Prof. Dr. Prasad Kaparaju  
Institute of Environment & Resources  
Technical University of Denmark  
Building 113, Kgs. Lyngby, DK-2800  
Denmark  
Telephone +45 45 25 15 65

Email :plk@er.dtu.dk

Website: www.er.dtu.dk

# Modelling of Landfilling Acceptance of Residue from Refused Derived Fuel Generation

Ragazzi M.<sup>\*</sup>, Venturi M., Rada E.C.<sup>\*/\*\*</sup>, Apostol T.<sup>\*\*</sup>

<sup>\*</sup>Civil and Environmental Department, University of Trento, Trento, Italy

<sup>\*\*</sup>Politehnica University of Bucharest, Power Faculty, Bucharest, Romania

## Modellierung des Deponierungsverhalten von Restabfall aus der Sekundärbrennstoffproduktion

### Abstract

The European Union policy on waste management recommends the recycling of material, energy recovery and waste treatment before landfilling. In the latest years it can be seen that the waste pre-treatment plants before combustion were more and more adopted. The production of waste derived fuel is generally based on mechanical biological treatment plants (MBT). The present paper deals with modelling MBT plants where either bio-drying or bio-stabilization are the core of the system. The importance of this work is related to the lack of tools for decision makers that must compare the one stream and two streams options. The biological stability and process modelling is based on the experimental results of an international research recently achieved. In the present work the different characteristics of the refuses to be landfilled in the case of one stream and two stream options are presented.

### Keywords

Municipal Solid Waste, Refuse Derived Fuel, Respirometric Index, Lower Heating Value, one stream process, two stream process, bio-drying, bio-stabilization

## 1 Introduction

The introduction of Landfill Directive (1999/31/CE) in the European countries caused significant restrictions in landfilling of biodegradable material ("Respiration Activity after four days below  $10 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1}$  dry matter or a Dynamic Respiration Index below  $1.000 \text{ mg O}_2 \text{ kg VS}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ") and also put a limit for the lower heating value (LHV) of the landfilled material ( $< 13.000 \text{ kJ kg}^{-1}$ ) (EC, 2001).

For this reasons, waste pre-treatment have been more and more adopted before landfilling but also before combustion. In this way it is more easy to separate the recyclable material from the pre-treated waste and to managed and to decide the final use of each fractions derived from the initial municipal solid waste (MSW).

The production of waste derived fuel (RDF) is more and more based on mechanical biological treatment plants (MBT). Its utilization is viewed in the European countries as a



strategic component of an integrated waste management policy because in this way the quantity of the biodegradable materials that could arrive in a landfill is reduced.

The aim of these MBT plants varies depending on the kind of waste: organic fraction of MSW separated at the source can be converted in compost in composting plants; residual MSW after selective collection can be treated either in one stream bio-drying plants (the aim is the exploitation of the exothermic reactions for the evaporation of the highest part of the humidity in the waste), or in two streams bio-stabilization plants (the aim is the highest conversion of organic carbon with higher volatile solids consumption) to generate, respectively, RDF alone (no initial screening stage is adopted in this case) and RDF in parallel with stabilized organic fraction (SOF) to be used for remediation activities (RAGAZZI 2004; RADA ET AL., 2005A).

In this frame, the biological process modelling is based on the experimental results of a two years research developed by the University of Trento in collaboration with the Politehnica University of Bucharest and recently achieved (RADA, 2005B). The biological stability modelling, implemented for the characterisation of the materials to be landfilled, is based on the experimental results of another two years research recently developed in the University of Trento (LAZAR ET AL., 2005; VENTURI, 2005-2006). The aim was to develop a tool useful to understand the potential problems related to the generation of refuses to be landfilled as a result of the refinement necessary to obtain a high quality RDF.

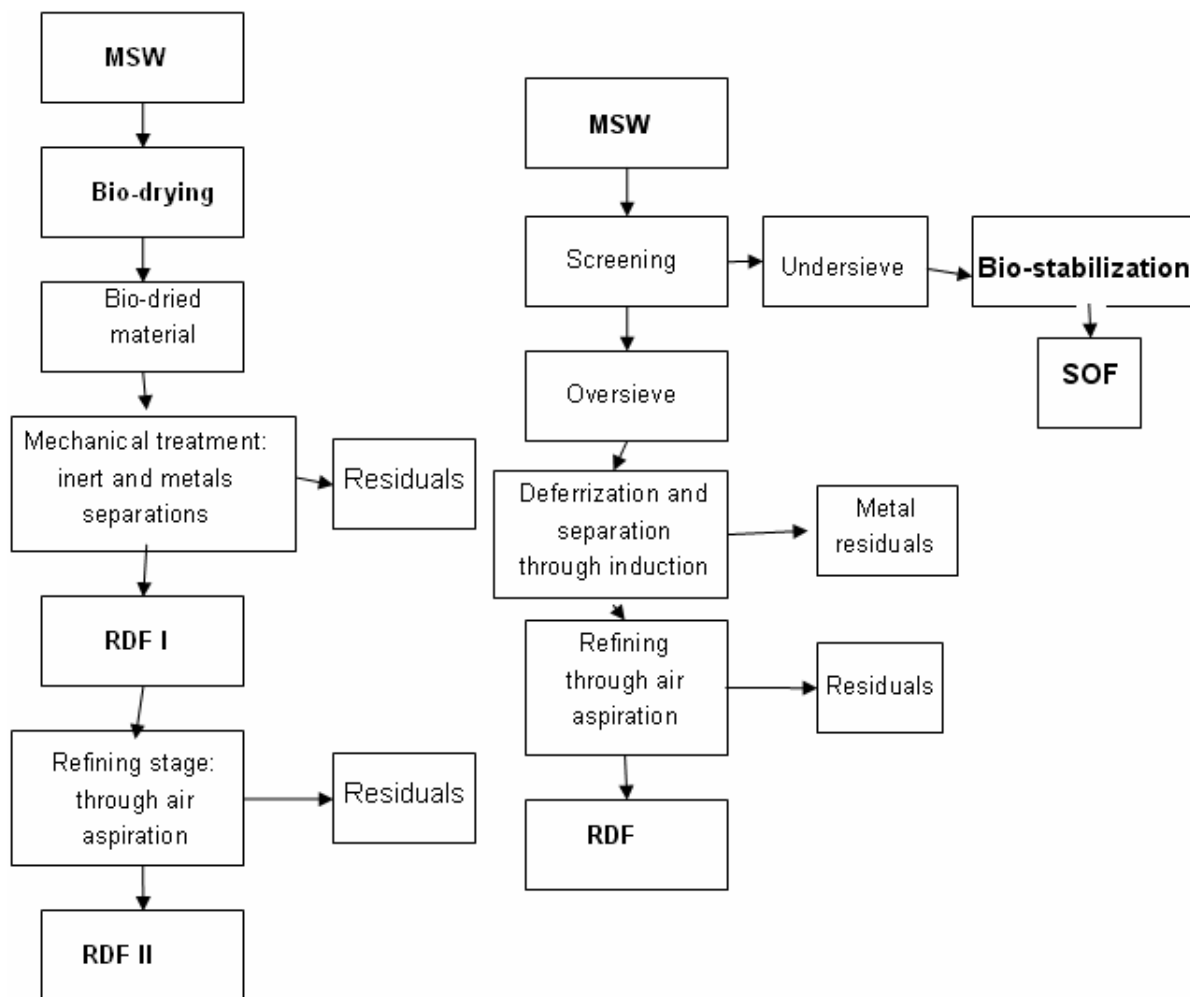
Presently the modern concept of acceptability of waste for landfilling is based on limits both in terms of biological stability and in terms of maximum allowable Lower Heating Value. That means that when RDF is generated, the materials unsuitable for its generation must have a low putrescibility and must not have a high energy content.

## 2 Materials and methods

In Table 1 the ultimate analysis of MSW not selectively collected and used for the experiments (RADA, 2005B; VENTURI 2005-2006), is presented. The used processes (one stream = bio-drying, and two stream = screening and bio-stabilization) are schematically represented in Figure 1. The RDF I and RDF II refer to two different qualities of the final product. The main difference concerns in the lower heating value and in the amount of materials discarded.

**Table 1** Ultimate analysis of MSW

MSW fractions	kg/kg <sub>MSW</sub>	kg <sub>H<sub>2</sub>O</sub> /kg	kg <sub>C</sub> /kg <sub>ST</sub>	kg <sub>H</sub> /kg <sub>ST</sub>	kg <sub>O</sub> /kg <sub>ST</sub>	kg <sub>N</sub> /kg <sub>ST</sub>
Cellulosic material	7,75%	8,00%	45,00%	6,00%	44,00%	0,16%
Plastic material	4,88%	2,00%	60,00%	14,00%	20,00%	0,08%
Glass	7,52%	2,00%	0,50%	0,10%	0,40%	0,03%
Inert	5,00%	2,00%	0,50%	0,10%	0,40%	0,00%
Organic material	61,59%	67,50%	51,00%	13,00%	28,50%	0,45%
Textiles / leather	0,68%	10,00%	46,00%	7,00%	42,00%	4,65%
Mixed material	9,87%	5,00%	13,00%	5,00%	12,00%	0,08%
Wood	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,09%
Aluminium	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,05%
Metals	2,71%	2,00%	4,00%	1,00%	3,00%	0,05%



**Figure 1** One stream and two streams option

## 2.1 One stream process

The one stream process lasted 14 days (conventional bio-drying process). At the end of the process it was evidenced a volatile solids (VS) consumption of 15 g and a water loss of 160g (RADA, 2005B).

The next steps after the bio-drying stage are the glass, inert and metals separation for obtaining a RDF and the refinement through an air classifier for arriving to a high quality refuse derived fuel (RDF II).

## 2.2 Two stream process

For the two stream process the beginning stage is the initial waste sieving (using different sieve mesh). The wet fractions (undersieve material) are sent to a bio-stabilization plant. This material is used for environmental recovery processes or sent to landfilling. The dry fractions (oversieve material), after a deferrization and refining through air aspiration stage, are transformed in RDF.

# 3 Modelling

For the modelling it was used the same waste compositions for both processes, bio-drying and bio-stabilization. Also for the material obtained after those two processes (bio-dried material from bio-drying and SOF from bio-stabilization) it was assessed the respirometric index (RI) taking into account the VS consumption (Adani et al., 1998). The biodegradability of the waste was assumed depending only on the organic fractions. Using the experimental data (ANDREOTTOLA ET AL., 2001 AND 2005; SILVESTRI ET AL., 2003 AND 2005), it was possible to find a high correlation between consumed VS and the consumed oxygen during the Respirometric tests. As a consequence an RI modelling was implemented (VENTURI, 2005-2006).

## 3.1 One stream process

Modelling of bio-drying (RADA, 2005B) is based on the following concepts. The input data of the model are the composition of waste sent to bio-drying process. The experimental research previously developed allows to forecast :

- the dynamics of the quantity of air necessary for the process;
- the dynamics of the process air temperature (for energy balances);
- the weight loss dynamics during the bio-drying process.

Using this information the model determines the LHV in three different cases:

- for MSW before sending it into the biological reactor (LHV of MSW as is);
- for MSW after the bio-drying treatment (LHV of the bio-dried material);
- for the material obtained from bio-dried waste after post-refinement (LHV).

The RDF is obtained after a sequence of refinement treatments that is separation of glass, inert and metals from the bio-dried waste. Making other refinements an RDF with more elevated quality can be produced and this is modelled apart. This last refinement generates refuses to be landfilled complying with the EU regulations. To this concern, the developed model takes into account two aspects:

- the refinement is aimed to the extraction of high LHV fractions and then an efficiency is attributed for each fraction of the treated waste based on literature data; the LHV of the discarded materials can then be assessed;
- the putrescibility of the discarded materials depends on the previous history (initial characteristics of waste and lasting of bio-drying); the model converts the composition of the discarded materials in terms of RI, useful for direct considerations on suitability for landfilling.

### **3.2 Two stream process**

Modelling of bio-stabilization (VENTURI, 2005-2006) with a parallel generation of RDF is based on the following concepts. The input data of the model are:

- the material and ultimate composition of waste entering into the plant;
- the efficiency of screening for each fraction (if no data are available, literature data are used; interactions between the fractions are taken into account).

The experimental research previously developed allows to forecast :

- the dynamics of the VS consumption during bio-stabilization of the undersieve;
- the mass balance during the process of bio-stabilization.

The model determines:

- the LHV of waste before and after screening (oversieve and undersieve);
- the LHV for the material obtained from the oversieve after removal of glass, metals and inert (LHV of RDF) with the respective separation efficiencies.

Making other refinements an RDF with more elevated quality can be produced and this is modelled apart. Similarly to bio-drying, this last refinement generates refuses to be landfilled complying with the EU regulations, but their composition is different and the developed model points it out.

## 4 Results and discussion

The main results for the two strategies are presented as follows. These results are only a part of those generable through the presented modelling.

### 4.1 Respirometric Index

In Table 2 the results of one stream modelling are presented referring to the respirometric aspects.  $RI_{24}$  was calculated as the integral average of data from a 24 hours interval of oxygen consumption under controlled conditions.

**Table 2** Results of the modelling of the residues from the second refinement in the one-stream option

	VS (g kg <sup>-1</sup> )	(%)	RI <sub>24</sub> (mg <sub>O2</sub> kg <sup>-1</sup> <sub>sv</sub> h)
<b>Residues from 2<sup>nd</sup> refinement</b>	187.06	39.12%	3347.69

Concerning RI of the discarded materials, it has been confirmed that bio-drying gives only a slight conversion of the of the volatile solid content of the MSW. As a consequence, the RI values obtained from modelling pointed out that their values are not significantly different before and after bio-drying. The water content decrease causes an inhibition of the biodegradation reactions, but this inhibition is only temporary: a water addition can reactivate the bio-chemical reactions. The stabilization is only partial (a change in the process lasting cannot be considered as bio-drying slows down for water limitation).

Concerning the two-stream option, an important aspect refers to the RI of the material sent to landfilling. Data concerning this output are reported in Table 3. The values generated from modelling seem to be quite high. However it must be taken into account that the initial MSW has been considered with a high percentage of organic fraction. The mesh with 80 mm presents the best performances, confirming the typical design choices that characterise the sector: the percentage of discarded material is the lowest and the RI is the lowest too. Concerning RI, lower values could be obtained changing the lasting of the process.

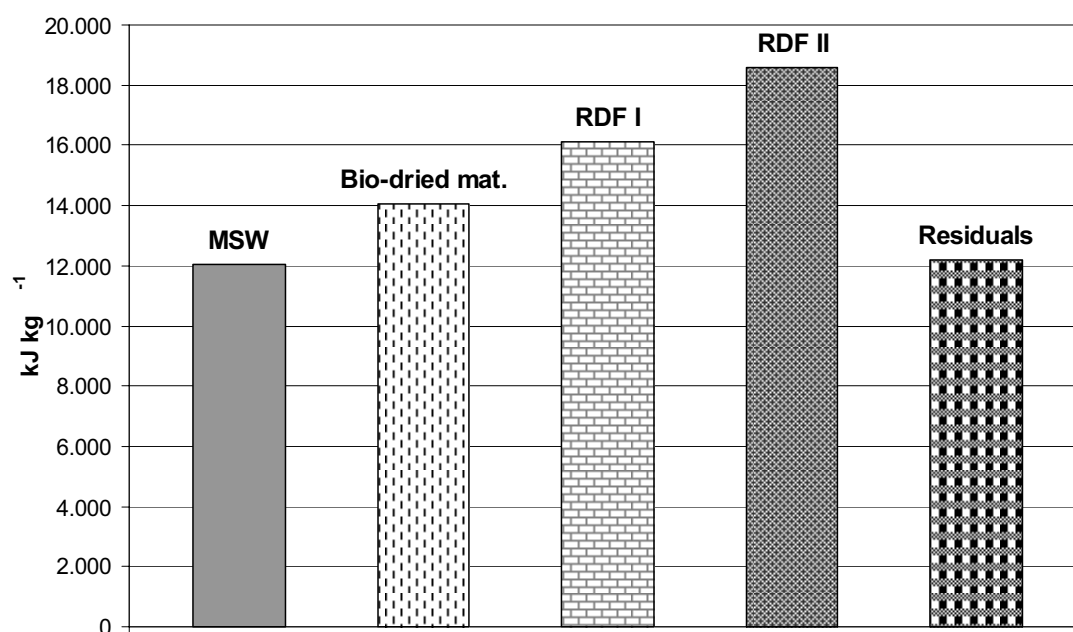
**Table 3** Modelling characterisation of the material to be landfilled after 2<sup>nd</sup> post-refinement.

	VS (g kg <sup>-1</sup> )	(%)	RI <sub>24</sub> (mg <sub>O2</sub> kg <sup>-1</sup> <sub>sv</sub> h)
<b>150 mm</b>	120.76	34.65	3101
<b>100 mm</b>	87.42	24.03	2515
<b>80 mm</b>	84.20	22.70	2442
<b>70 mm</b>	89.82	24.70	2552
<b>60 mm</b>	110.65	32.06	2958

## 4.2 Lower heating value dynamics

In case of one-stream, bio-drying increases the LHV of a 20%. The following refinement increases the value of an additional 11%. Finally, the second refinement stage gives an additional increase of 15%. Referring to the initial LHV, the specific calorific value of the final material (RDF) shows an increase of 54%. This is a result of energy concentration in a smaller amount of mass. It must not be confused with energy generation.

Concerning the material discarded, the LHV is high, but below the regulation limit. Referring to this parameter, the material can be landfilled but in the reality a light variation of the characteristics of the waste could cause problems for complying the regulations.

**Figure 2** Comparison of LHV in case of one-stream option

For the case of two streams, the Figure 3 show the balances of the LHV in a few cases. The mesh 80 mm gives the best results in term of RDF LHV. Landfilling of residuals is not problematic in any case if the LHV were the only parameter to be taken into account.

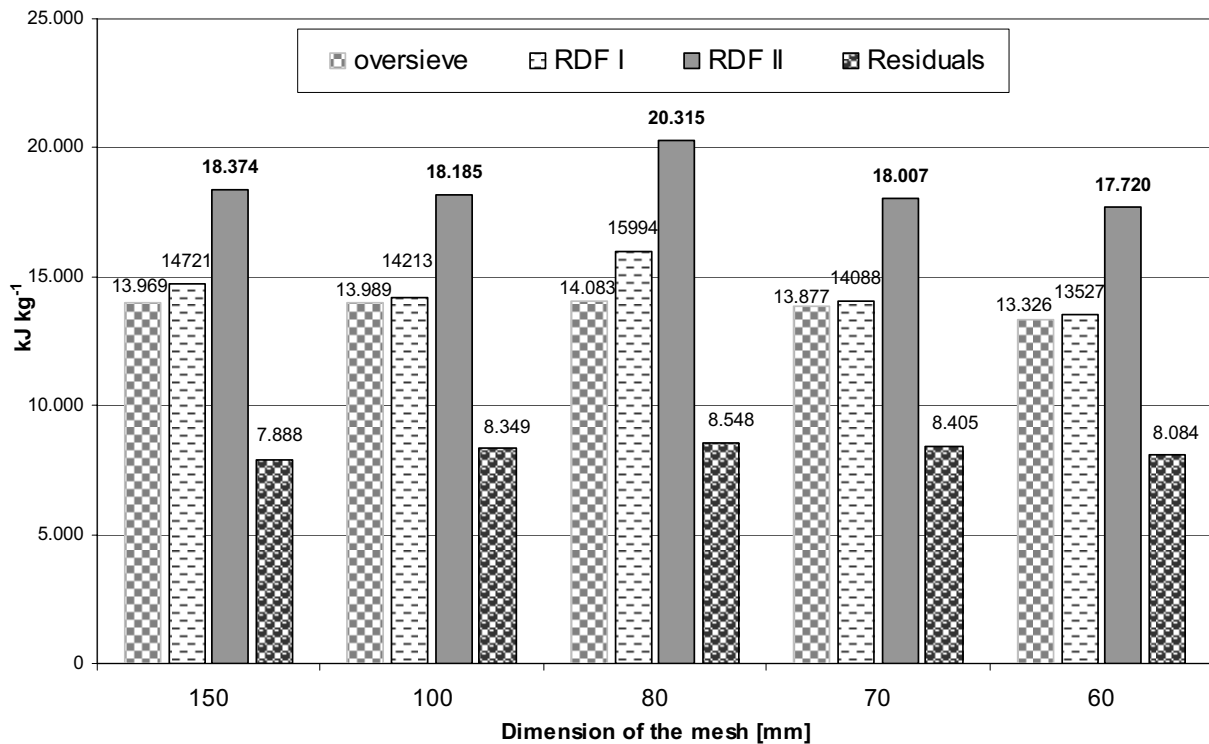


Figure 3 LHV in the two-stream option

## 5 Summary

The present paper showed some results of a modelling of two bio-mechanical processes applied to MSW: one stream treatment (bio-drying aimed to RDF generation through post refinement) and two stream treatment (screening for RDF and SOF generation). Experimental data were adopted for completing the scenarios.

In case of one stream treatment, the residuals to be landfilled have a medium-high LHV and a high RI. The value of LHV is suitable for landfilling but troubles related to fluctuations of the MSW characteristics can be expected. RI is too high for landfilling apart from cases where a high RI is accepted anyway (but this strategy does not comply in full with the principles of the EU directives). In Germany, for instance, the required RI is more stringent than the one required in Italy.

Referring to the two stream option, an interesting LHV value for the RDF from oversieve post-refinement has been assessed. The RI of the bio-stabilised undersieve is more compatible for landfilling compared with the case above.

In case a medium quality RDF must be generated, with a zero-ing of landfilling, the one stream option seems to be preferable. In case of high quality RDF must be generated, guaranteeing the landfilling of stabilised material, the two streams seem to be preferable.

### 3 Literature

- European Commission 2001 Directorate-General Environment, Directorate A - Sustainable Development and Policy Support, Working document, Biological treatment of biowaste, 2nd draft, Brussels, 12 February 2001
- Ragazzi M. 2004 Due le filosofie: la combustione diretta o la conversione in un combustibile intermedio. I rifiuti urbani? una ricchezza - La valorizzazione energetica, Periodico di informazione di: Petrolvilla Group Energia e Ambiente, Anno 3 – n. 5.
- Rada E. C., Ragazzi M., Panaitescu V., Apostol T 2005A MSW bio-drying and bio-stabilization : an experimental comparison, Proceedings of the International Conference: Towards integrated urban solid waste management system, Buenos Aires, ISWA 2005, CD version.
- Rada E. C. 2005B Municipal Solid Waste bio-drying before energy generation , PhD Thesis, University of Trento & Politehnica University of Bucharest.
- Lazar L, Ragazzi M., Badea A., Apostol T 2005 Methods for obtaining Refuse Derived Fuel, Stintific Buletin (RO), seria C: Electrical Engineering, vol 67, n.3, pp. 13-22, ISSN 1454-234x.
- Venturi M. 2005–2006 Prospettive di utilizzo del letto fluido nella gestione dei rifiuti urbani, University of Trento, degree thesis
- Adani F., Tambone F. 1998 Evoluzione della componente organica, Compost e Agricoltura, Fondazione Lombardia per l'Ambiente, pp. 75-119.
- Andreottola G., Dallago L., Ragazzi M., 2005 Dynamic Respirometric Tests for Assessing the Biological Activity of Waste, Proceedings of the International Conference: Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, 3 – 7 October 2005, CD version.
- Andreottola G., Dallago L., Ragazzi M., 2001 Valutazione dell'indice Respirometrico di matrici solide mediante respirometria aperta e chiusa, Rifiuti Solidi, n. 2, p. 81-87, ISSN: 0394-5391.
- Silvestri S., Dallago L., Guzzo V., Andreottola G., Giandon P., Zorzi G 2003 Evaluation of biological stability of quality compost for static and dynamic methods. Proceedings of the International Conference: 9<sup>th</sup> International Waste Management and Landfill Symposium", S. Margherita di Pula, Cagliari, 6-10 October 2003, CD version.



Silvestri S., 2005 Biological stabilization of residual solid waste: technologies and methods. Proceedings of the International Conference: Tenth international waste management and landfill symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, 3 -7 October 2005, CD version.  
Dallago L.,  
Odorizzi G.,  
Zorzi G.,  
Gardelli G.,  
Ragazzi M.,

### **Author's addresses**

Dr.-Ing. Dipl. Marco Ragazzi  
Environmental and Civil Department, University of Trient  
Via Mesiano 77  
38050 Trient  
Italy  
Telephone +39 0461 88 26 09  
Email: marco.ragazzi@ing.unitn.it

Dr.-Ing. Marina Venturi  
Environmental and Civil Department, University of Trient  
Via Mesiano 77  
38050 Trient  
Italy  
Telephone +39 0461 88 26 05  
Email: marina.venturi@ing.unitn.it

Dr.-Ing. Dipl. Elena Cristina Rada  
Environmental and Civil Department, University of Trient  
Via Mesiano 77  
38050 Trient  
Italy  
Telephone +39 0461 88 26 13  
Email: elena.rada@ing.unitn.it

Dr.-Ing. Dipl. Tiberiu Apostol  
Politehnica University of Bucharest, Power Faculty, Bucharest  
Splaiul Independentei 313  
060032, Bucharest  
Romania  
Telephone +40 21 411 31 61  
Email: tiberius96@k.ro

## **Study on selected odorous compounds at the "Barycz" municipal landfill site in Krakow, Poland**

**A. Sadowska-Rociek<sup>1</sup>, M. Kurdziel<sup>1</sup>, K. Piejko<sup>2</sup>, E. Szczepaniec-Cięciak<sup>1\*</sup>**

<sup>1</sup>Faculty of Chemistry, Jagiellonian University, Kraków, Poland

<sup>2</sup>Municipal Services and Waste Management Company Ltd., Kraków, Poland

### **Untersuchung ausgewählter Geruchsstoffe auf der Deponie „Barycz“ in Krakau, Polen**

#### **Abstract**

The aim of the present investigation was to determine time variation of selected odorous compounds emitted at the different parts of the „Barycz” municipal landfill site in Krakow, Poland. Air samples were collected at four sampling points using charcoal adsorption tubes followed by solvent (CS<sub>2</sub>) desorption and analysed by GC-FID and GC-MS. For quantitative analysis 13 compounds were selected: ethanol, pentanol, heptane, methylcyclohexane, benzene, toluene, ethylbenzene, p-xylene, o-xylene,  $\alpha$ -pinene,  $\beta$ -pinene, p-cymene and limonene. The results indicated that the concentrations of odorants in the air varied and strongly depended on the sampling point. The most influential factors were: leak of biogas from the surface of the dump, failures of the landfill gas collection system, heavy truck traffic and machinery operations, filling containers with compost and meteorological parameters, especially precipitation and wind speed.

#### **Keywords**

Landfill odours, volatile organic compounds (VOC), GC-FID, GC-MS, "Barycz" municipal landfill site, Krakow, Poland

## **1 Introduction**

Offensive odour associated with the decomposition of waste is of major concern to landfill operators since it leads to public opposition to landfill sites. Gaseous landfill emissions are a nuisance as well as a potential health hazard and therefore the accurate prediction and control of these emissions is an integral part of landfill design and operation (STRETCH ET AL., 2001). Products of the waste decomposition not only appear in the biogas, but also in leachates. Landfill odours are also released from fresh waste during their transport and landfill operations (e.g. crushing by compactors) (ALLEN, 1997; JAMES, 1997; MCKENDRY, 2002).

All compounds emitted from landfills can be classified in the groups: aliphatic and aromatics hydrocarbons, alcohols, aldehydes, ketones, acids, esters, sulphur/nitrogen containing organic compounds and chlorinated hydrocarbons. Landfill odorants generally have very low olfactory thresholds and in a consequence are detected by a human nose at very low concentrations (sometimes below the detection limit of measuring equip-

ment). The type of odour is also affected by the composition and age of waste, local weather conditions, technology of landfilling, biogas utilisation, protection and reclaiming of landfill (SEMANTE ET AL., 2003, ZOU ET AL., 2003).

A number of techniques have been developed for the analysis of odorous gases from landfills. The most common method for measuring odour concentrations was olfactometry, based on sensory analysis with human nose as a detector. Odour measurement techniques use also sensors (the electronic nose). Gas chromatography (GC) coupled with various detectors (FID, PID), especially mass spectrometry (MS) is the most popular method applied for the characterization of the chemical composition of odorous gas samples (DINCER, 2006).

The development of analytical techniques such as solid phase microextraction (SPME)-GC-MS and the use of techniques such as thermal desorption (TD)-GC-MS for the chemical characterisation of odorous mixtures are examples of efforts to identify the different compounds responsible for the odour. The implementation of techniques combining the separation and analysis of volatile compounds with their simultaneous sensory recognition of their odour characteristics and their intensity at an olfactory detection port (ODP) like SPME-GC-FID/ODP or TD-GC-FID/ODP allows for the acquisition of valuable information on the single components of the odorous mixture (LORNAGE ET AL., 2005).

The simple analytical techniques GC-FID and GC-MS were used to investigate the concentrations of selected odorous compounds at the landfill site “Barycz”, Krakow (Poland). Samples were collected at four sampling points. The dependence of the compounds concentrations upon the sampling sites were discussed. The correlations between obtained odorous gases concentrations and meteorological conditions: wind speed, precipitation, atmospheric pressure, and humidity were also investigated.

## **2 Characterisation of the “Barycz” municipal landfill site**

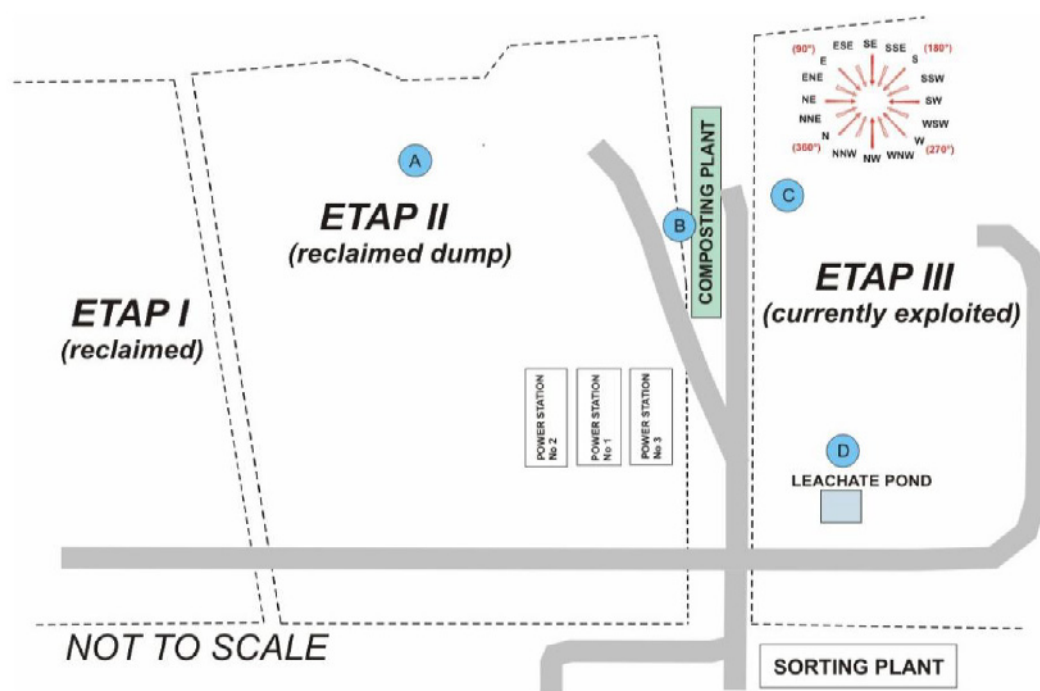
The “Barycz” landfill site for the cities of Krakow (about 740 000 inhabitants) and Wieliczka (about 18 000 inhabitants) is located in the southern part of Cracow, close to the border of Wieliczka municipality. It was established in 1974. The area of the landfill (36 ha) has been divided into three parts: part I (12 ha) operated until 1992, part II (13 ha) operated until 2004 (both reclaimed), and part III (11 ha) which is currently exploited in accordance with the European Union Standards. The “Barycz” municipal site receives 170 000 tons of waste per year, from household, production plants, shopping premises and services. The deposited waste are crushed with compactors, disinfected with chlorinated lime and covered with a 20-cm layer of soil. At the landfill site a gas collection system has been installed. Landfill biogas collected by gas collection system is used for

generation of electricity and heat. The landfill site has also its own sorting plant and composting plant for green waste. Nowadays the “Barycz” landfill site is one of the best managed and modern facilities in Poland (MPO, 2006).

### 3 Experimental

#### 3.1 Sampling

Air samples were collected at four sampling points from September 2005 to October 2006. Sampling points represented the different stages and ages of solid waste management (Figure 1): on the surface of reclaimed dump (A), in the vicinity of the composting plant (B), near the area where the fresh waste were disposed (C), and near the leachate pond (D). The sampling was performed using the charcoal tubes packed with 100 mg charcoal. The air flow was forced through sampling tubes by aspirators and it was set at 60-90 dm<sup>3</sup>/h for about 2 h. The tubes were installed about 40 cm over the landfill surface. When taking air samples readouts meteorological parameters were carried out. After sampling tubes were sealed with fitting and transported to the laboratory.



**Figure 1** Schema of the municipal solid waste landfill site “Barycz” (not to scale): A-D – air sampling points: A – on the surface of reclaimed dump, B – in the vicinity of the composting plant, C – near the fresh waste, D – near the leachate pond

#### 3.2 GC analysis

The adsorbed samples were recovered by desorption with carbon disulphide (Fluka 84714) and analysed by GC-FID. GC instrument (Varian CP-3800) was equipped with International Symposium MBT 2007 [www.wasteconsult.de](http://www.wasteconsult.de)

capillary column CP PoraPLOT Q (25 m x 0.25 mm x 8  $\mu$ m) with helium as the carrier gas. Temperature programming was 100°C for 1 min with an increase to 200°C at 10°C/min hold for 10 min in 200°C, ramp of 10°C/min up to 250°C and hold for 10 min. The temperature of injector and FID detector was 120°C and 250°C, respectively. A split ratio was set to 1:30. The sample volume introduced into the injector was 3  $\mu$ l. The compounds identification was possible by comparing their retention times with those of standards.

Mass spectrometry coupled with gas chromatography (GC-MS) was also used for identification of volatile organic compounds (VOC) in the air over the landfill. The GC-MS analysis was performed using a HP 6890 gas chromatograph. The GC column was HP-5 MS (60 m x 0.25 mm x 0.25 mm) with the programmed temperature from 35°C (2 min) to 200°C at an increasing rate of 5°C/min. The flow rate of carrier helium was 1 cm<sup>3</sup>/min. The detector was MSD 5973 HP, the ionisation voltage was set at 70 eV and detection of positive ions from 10 to 200 m/z. Fragmentation pattern identification was carried out by comparing with the Wiley IV database of mass spectra. Solvent-extracted (volume: 3  $\mu$ l) sample was taken and injected into the chromatograph.

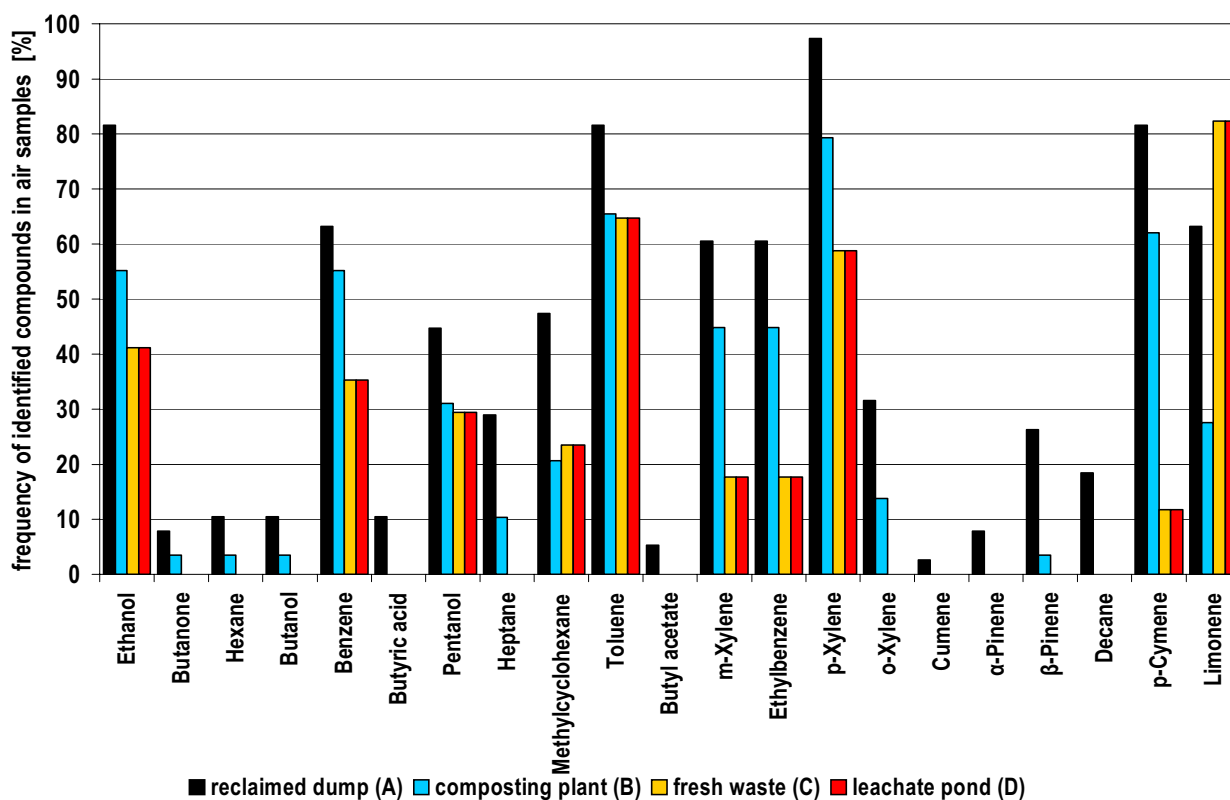
Quantification was proceeded only for thirteen substances: ethanol, benzene, pentanol, heptane, methylcyclohexane, ethylbenzene, toluene, p-xylene, o-xylene,  $\alpha$ -pinene,  $\beta$ -pinene, p-cymene, limonene. The calibration was performed using series of standard mixtures containing known amounts of all thirteen compounds in carbon disulphide. Calibration lines were constructed by plotting integrated peak areas against concentrations of compounds.

## 4 Results and discussion

Aliphatic and aromatic hydrocarbons, terpenes, alcohols and esters were the majority of VOCs identified in the air over the landfill site (Figure 2). Toluene and p-xylene were found to appear most frequently in the examined samples in all points of measurements (over 60% of air samples). The frequency of occurrence of other odorous compounds varied and depended on the sampling sites.

In the point A (on the surface of reclaimed dump) the presence of almost all examined compounds was observed

The major compounds found in the point B (in the vicinity of the composting plant) were ethanol, aromatics hydrocarbons and terpenes.



**Figure 2** Frequency of identified compounds in air samples taken in air sampling points

Limonene was identified in 80% of air samples coming from the points C (near the fresh waste). In the point D, near the leachate pond, the presence of aromatics hydrocarbons and limonene were observed.

Appearance of aromatics hydrocarbons in the point A (on the reclaimed dump) might be explained by the presence of biogas escaping through the surface. In other places aromatics hydrocarbons could derive from the motor exhaust of machines working nearby (compactors, trucks transporting fresh waste to the landfill). Limonene is regarded as the product characteristic to the emission from the fresh waste. Other source of limonene is the biodegradation of green waste. Ethanol might be generated by the decomposition of fruits, vegetables and green waste present in recently disposed waste.

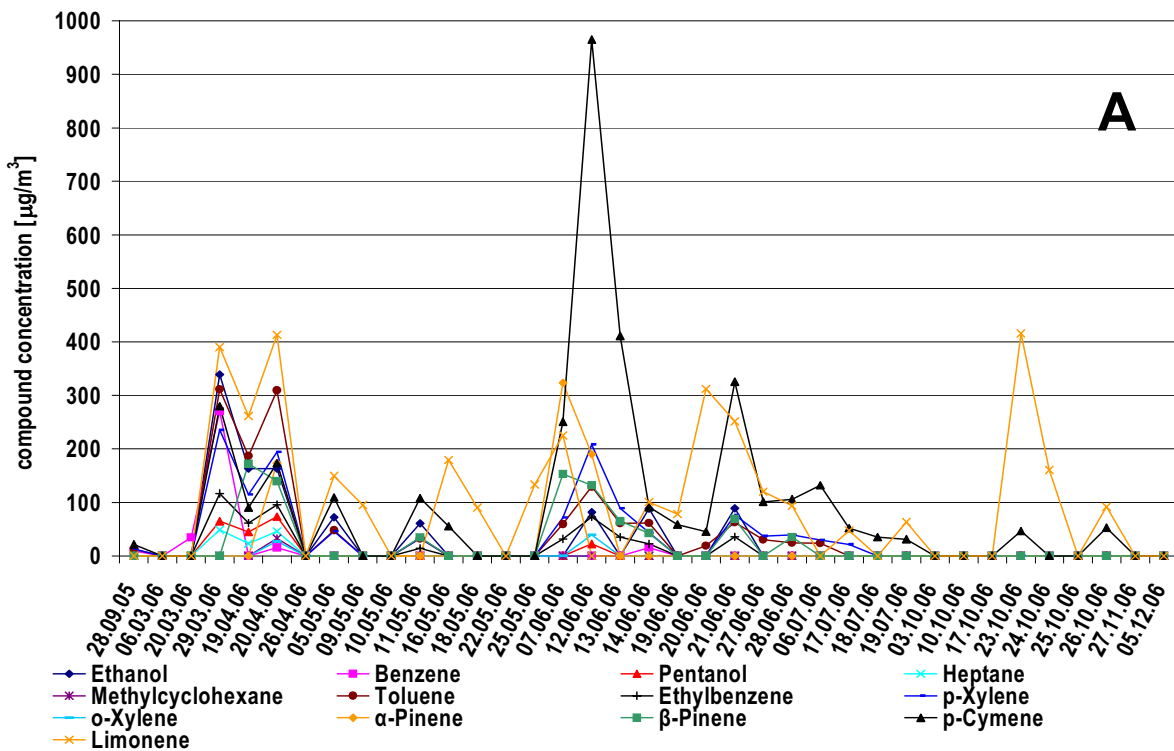
The concentrations of compounds (minimal, maximal and mean) measured in all sampling points are presented in Table 1.

**Table 1.** The VOC concentration ranges and (mean) concentration at “Barycz” landfill site

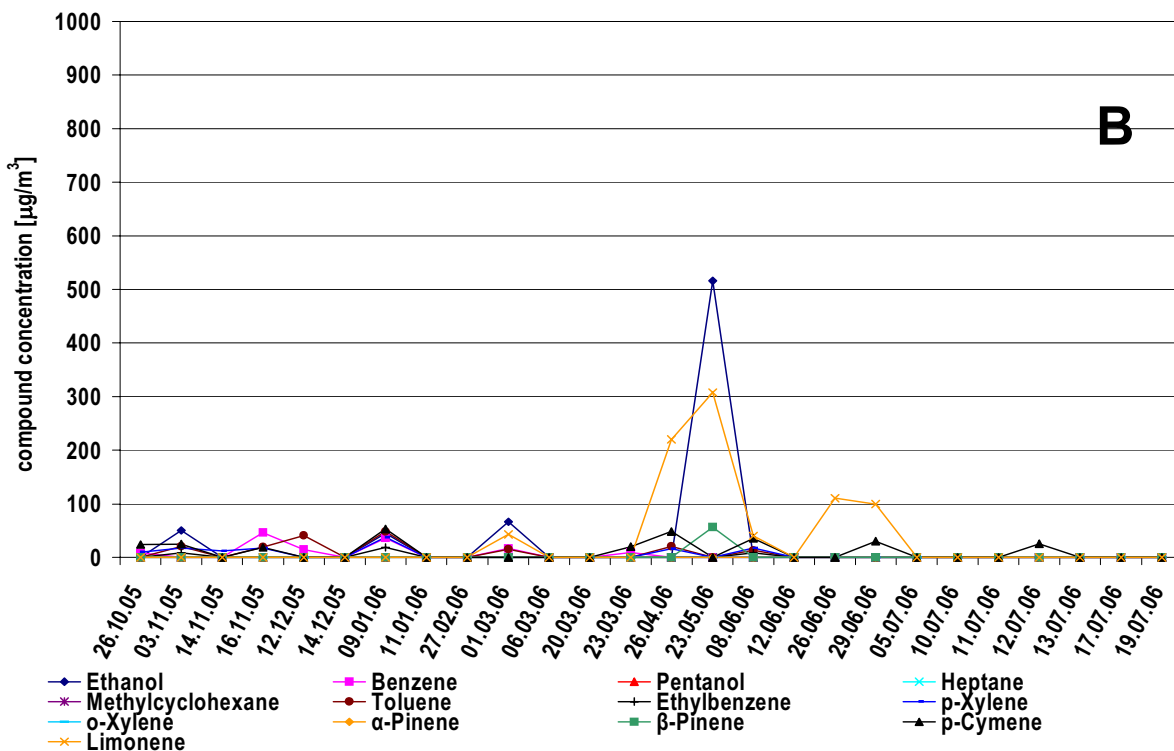
Compounds	Concentration [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]			
	Reclaimed dump (A) n = 33	Composting plant (B) n = 29	Fresh waste (C) n = 17	Leachate pond (D) n = 17
Ethanol	7.1* - 338.9 (28.6)	3.5* - 516.2 (26.1)	8.0* - 330.0 (37.2)	8.1* - 346.6 (35.7)
Benzene	1.4* - 270.2 (9.3)	1.3* - 46.5 (5.1)	2.0* - 81.8 (4.8)	1.1* - 179.8 (15.5)
Pentanol	2.1* - 73.5 (5.5)	2.9*	11.0*	4.6*
Heptane	0.9* - 48.2 (3.2)	1.1*	ND	4.7*
Methylcyclohexane	1.3* - 32.1 (32.1)	0.9*	5.9*	4.6*
Toluene	1.5* - 311.0 (37.0)	1.1* - 48.6 (6.9)	2.3* - 51.2 (7.9)	21.6
Ethylbenzene	1.3* - 116.3 (13.1)	2.8* - 18.9 (12.1)	6.5*	4.0*
p-Xylene	1.6* - 235.1 (83.4)	2.0* - 38.1 (5.0)	ND	1.4* - 23.1 (2.6)
o-Xylene	2.0* - 39.1 (33.8)	1.0*	ND	ND
$\alpha$ -Pinene	172.9 - 323.3 (228.6)	ND	ND	ND
$\beta$ -Pinene	9.0* - 171.9 (22.7)	56.4	ND	ND
p-Cymene	3.5* - 965.3 (28.6)	3.1* - 53.2 (10.1)	7.9*	5.3*
Limonene	5.0* - 415.5 (9.3)	6.5* - 308.1 (31.7)	5.6* - 260.1 (75.6)	6.1* - 520.0 (179.7)

\* limit of detection, ND – not detected

Figures 3-6 present variations of concentrations of volatile organic compounds in the points A, B, C and D during the period of measurements.

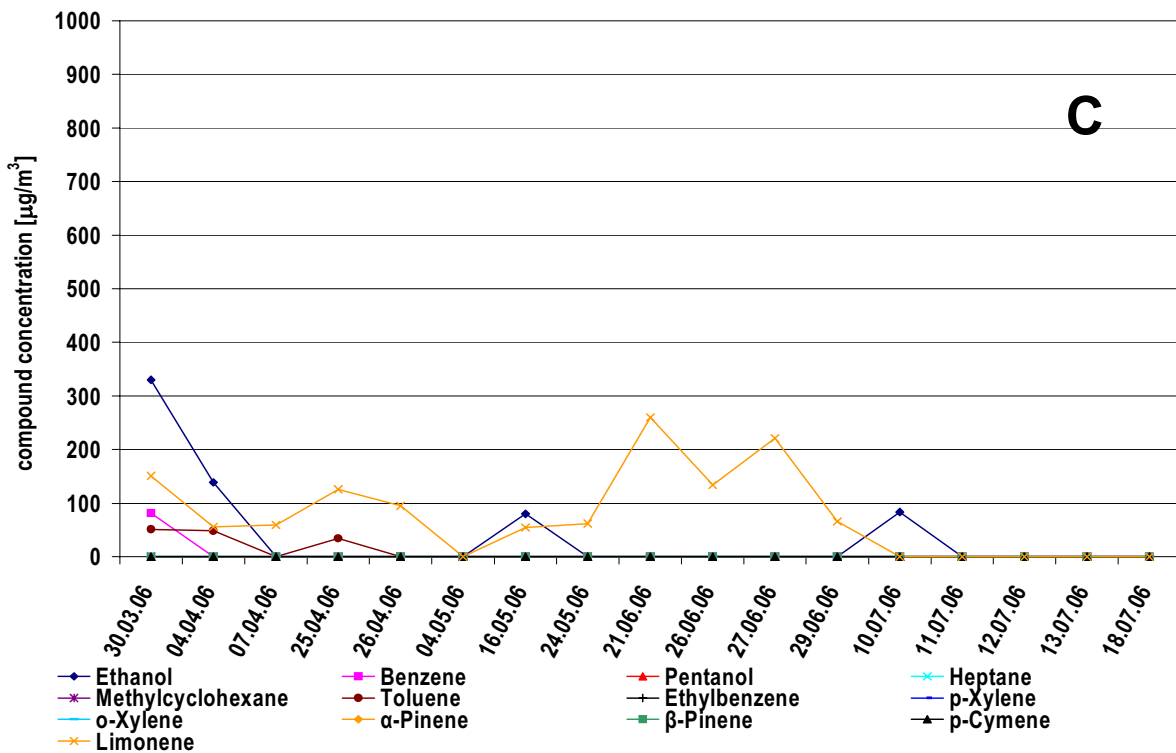


**Figure 3** Variations of concentrations of volatile organic compounds in the point A (on the surface of the reclaimed dump)

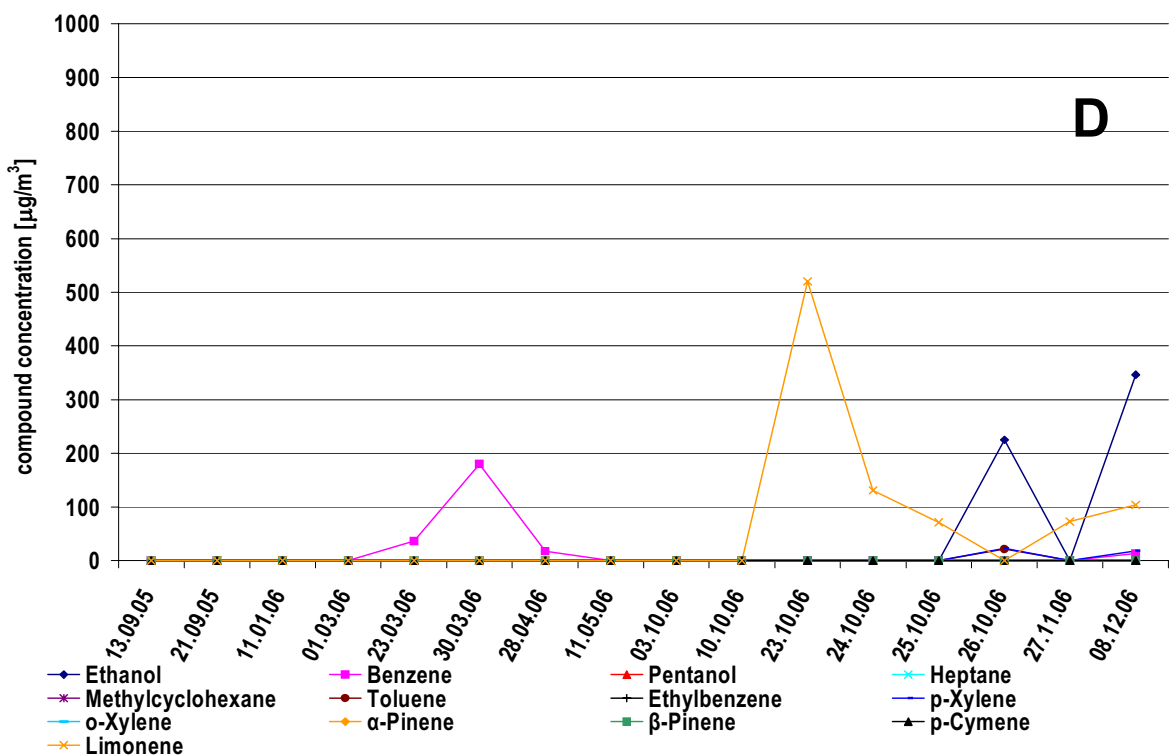


**Figure 4** Variations of concentrations of volatile organic compounds in the point B (vicinity of the composting plant)





**Figure 5** Variations of concentrations of volatile organic compounds in the point C (near the fresh waste)

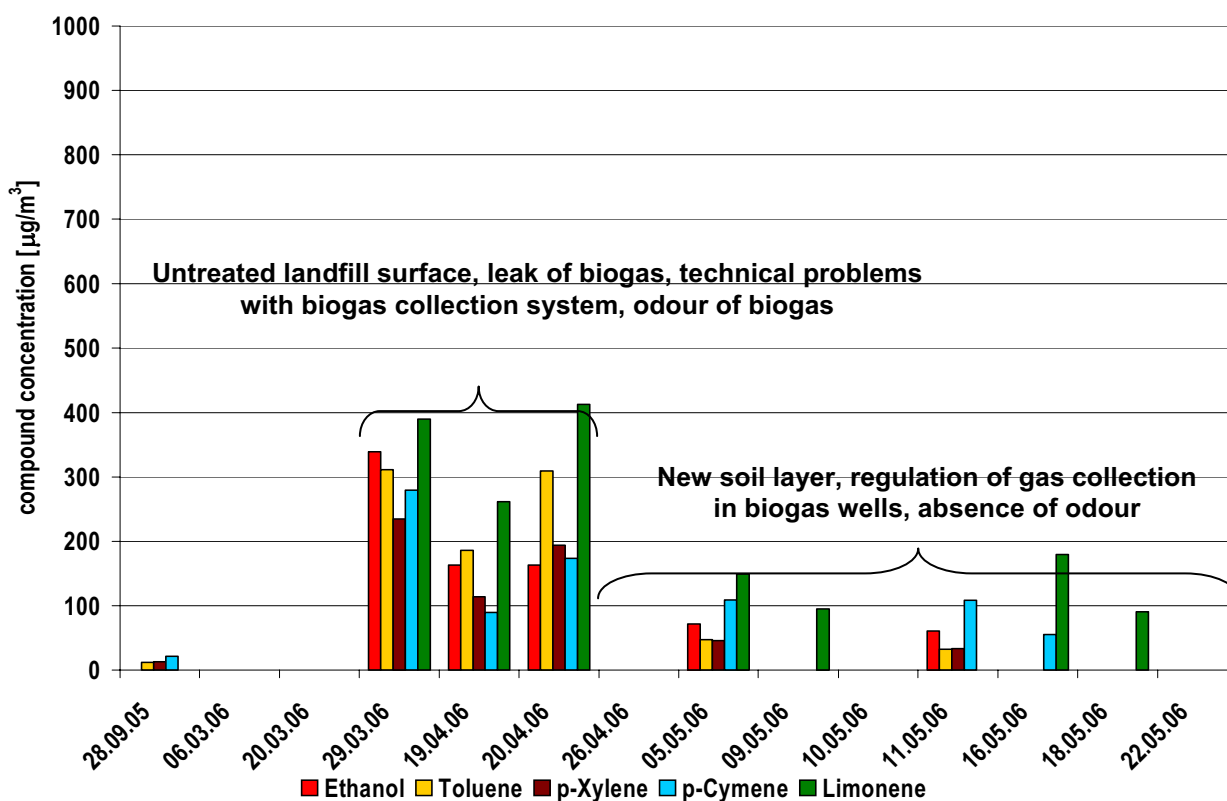


**Figure 6** Variations of concentrations of volatile organic compounds in the point D (near the leachate pond)

The results indicate that the odorant concentrations in the air on the landfill site vary and strongly depend on the sampling point. The highest concentrations of all odorants were

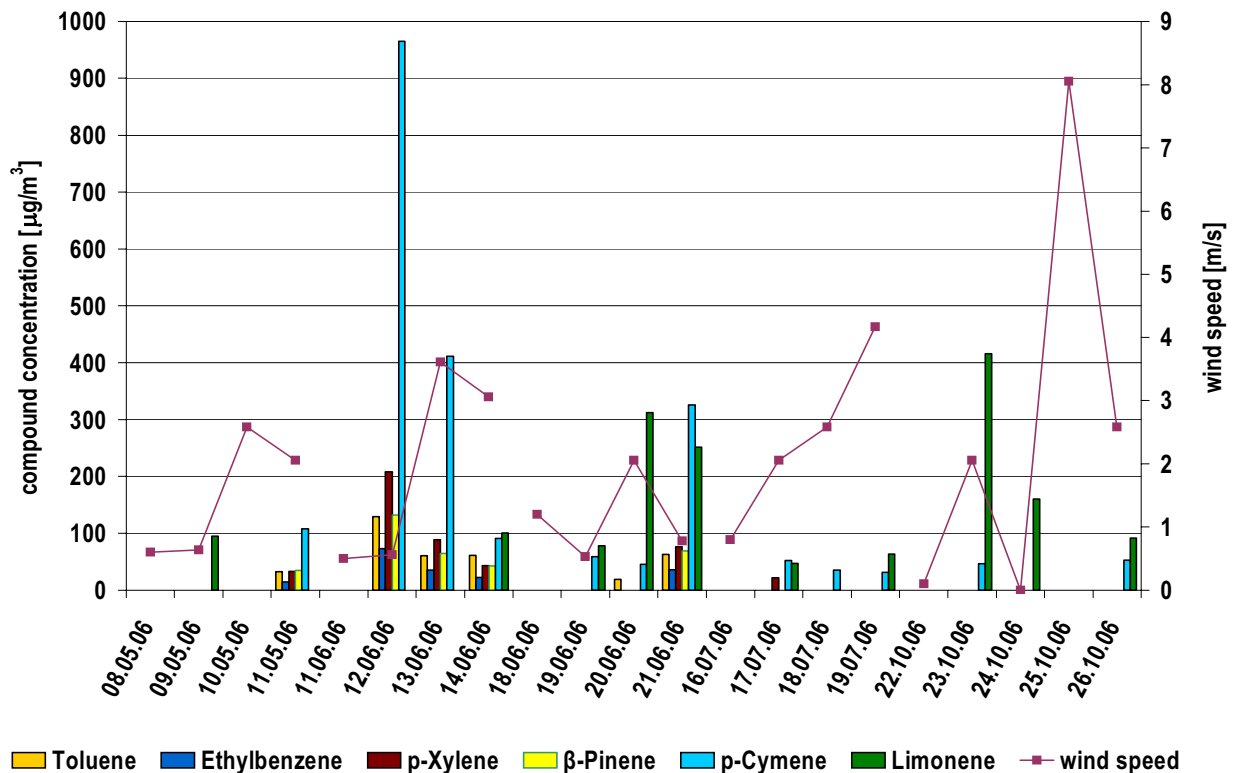
found in the point A (on the surface of reclaimed dump) while lowest were observed for the points D (leachate pond). Limonene and ethanol were considered to be the compounds with the highest concentration in the point B, C and D. In the point A (reclaimed dump) the highest concentrations were observed for p-cymene.

The results received at the point A (surface of the reclaimed dump) show the correlation between the leak of biogas from the dump surface and compound concentrations (Figure 7). During the days when the surface of the dump was untreated (29.03.2006, 19.04.2006 and 20.04.2006) the leak of biogas and its characteristic odour of biogas were observed. After covering the surface of the dump with new soil layer the odorant concentrations decreased and the odour was not detected. Uncontrolled emission from the landfill was also due to the technical problems with the biogas collection system.



**Figure 7** Concentration of selected compounds identified in the point situated on the surface of the reclaimed dump (A)

It was found that concentrations of examined odorants were affected by some meteorological parameters, especially wind speed (Figure 8) and precipitation. During rainfall or snowfall significant decrease of VOC concentrations in the air was observed. High relative air humidity led to a drop in VOC concentrations. When the atmospheric pressure dropped, increase of odorous compounds was observed.



**Figure 8** Short term effect of wind speed on the compound concentrations in the point A

## 5 Summary

In this study, 21 chemical compounds were identified in the air at the different points of the landfill site "Barycz" in Krakow, Poland. 13 compounds were selected for further quantification. The results indicated that the concentrations of odorants in the air varied and strongly depended on the sampling point. The highest concentrations of VOC were observed in the point situated on the surface of the reclaimed dump, the lowest – near the leachate pond. The concentrations of compounds were influenced landfill activities: the leak of biogas from the surface of the dump, the failures of the landfill gas collection system, the heavy truck traffic and machinery operations, shovelling the compost and filling of the compost containers.

The observed variation of compounds concentration might be also attributed to the different values of meteorological conditions during the period of measure. It was found that concentrations of examined odorants were significantly affected by meteorological parameters, especially wind speed and precipitation. During the days with high atmospheric pressure, the concentration of detected compounds tended to be lower.

The help and permission by the Municipal Services and Waste Management Company Ltd. Authority is gratefully acknowledged.

## 6 Literature

- Allen M. R., Braithwaite A., Hills C. C. 1997 Trace organic compounds in landfill gas at seven U.K. waste disposal sites. *Environmental Science and Technology*, 1997, 31(4), 1054-1061.
- Dincer F., Odabasi M., Muezzinoglu A. 2006 Chemical characterization of odorous gases at a landfill site by gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 2006, 1122, 222-229.
- James K. J., Stack M. A. 1997 The impact of leachate collection on air quality in landfills. *Chemosphere*, 1997, 34(8), 1713-1721.
- Lornage R., Kleeberg K.K., Stegmann R., T. Lagier T., Carre J. 2005 Investigation on volatile organic compounds (VOC) and odorous emissions during solid waste treatment: implementation of different analytical methods. In *Proceedings of 10th International Waste Management & Landfill Symposium, Sardinia 2005*.
- McKendry P., Looney L.H., McKenzie A. 2002 Managing odour risk at landfill sites: main report, available on: <http://www.trl.co.uk/viridis/static/Reports/OdourSummaryReport.pdf>
- MPO (Municipal Landfill Site "Barycz") 2006 Municipal Services and Waste Management Company Ltd, available on: <http://www.mpo.krakow.pl/english/index.php>
- Senante E., Galtier L., Békaert C., Lambolez-Michel L., Budka A. 2003 Odours management at MSW landfill sites: odours sources, odorous compounds and control measures. *Proc 9th International Waste Management & Landfill Symposium, Sardinia*, 1623-1633.
- Stretch D., Laister G., Strachan L., Saner M. 2001 Odour trails from landfill sites. In *Proceedings of 8th International Waste Management & Landfill Symposium, Sardinia 2001*, 709-718.
- Zou S. C., Lee S. C., Chan C. Y., Ho K. F., Wang X. M., Chan L. Y., Zhang Z. X. 2003 Characterization of ambient organic compounds at a landfill site in Guangzhou, South China. *Chemosphere*, 2003, 51, 1015-1022.

**Author's address:**

Anna Sadowska-Rociek, MSc

Magdalena Kurdziel, PhD

Elżbieta Szczepaniec-Cięciak, PhD, DSc, Associate Professor (corresponding author)

Faculty of Chemistry, Jagiellonian University

ul. Ingardena 3

30-060 Krakow

Poland

Telephone +48 012 663 20 38

email: [szczepan@chemia.uj.edu.pl](mailto:szczepan@chemia.uj.edu.pl)

website: [www.chemia.uj.edu.pl](http://www.chemia.uj.edu.pl)

Krzysztof Piejko, MSc-Ing

Municipal Services and Waste Management Company Ltd.

ul. Nowohucka 1

31-580 Krakow

Poland

website: [www.mpo.krakow.pl](http://www.mpo.krakow.pl)

## **Interpretation von Infrarotspektren zur Bestimmung der biologischen Stabilität von MBA-Material**

**Maria Tesar und Katharina Meissl**

Wasteconsult international, Langenhagen

### **Interpretation approaches of infrared-spectroscopic waste analysis in order to assess biological stability**

#### **Abstract**

Infrared spectroscopic investigations for assessment of biological stability of MBT waste material have been carried out for several years. Degradation and stabilization of waste organic matter are revealed by changes in the mid infrared spectral pattern during the biological process. According to the problem (process control, assessment of stability of material to be disposed) different approaches of spectra interpretation are necessary. The proposed presentation will give an overview and examples. The basic approach is visual spectra interpretation; the occurrence of indicator bands is recorded and correlated with the chemical and/or biological characteristics of the material. For further interpretation of infrared spectra of MBT material multivariate data analysis can be applied. It enables pattern recognition, discrimination and classification – by means of i. e. Principal Component Analysis (PCA), Discriminant Analysis or Cluster Analysis.

#### **Zusammenfassung**

Infrarotspektroskopische Untersuchungen zur Bestimmung der biologischen Stabilität von Abfallmaterial werden seit einigen Jahren eingesetzt. Biologischer Ab- und Umbau des organischen Anteils in Siedlungsabfällen spiegelt sich in den Eigenschaften des mittleren Infrarotbereichs einer Probe wider. U.a. in Abhängigkeit von der Fragestellung (Prozesskontrolle, Bestimmung der Stabilität der Deponiefraktion) sind unterschiedliche Ansätze der Spektreninterpretation anzuwenden. Der Beitrag soll einen Überblick über unterschiedliche Auswertemöglichkeiten geben. Der erste Schritt ist die visuelle Spektrenauswertung. Die An- und Abwesenheit von Indikatorbanden im IR-Spektrum wird mit bestimmten chemisch/biologischen Eigenschaften des Materials korreliert. Weiters können unterschiedliche Verfahren der multivariaten Spektreninterpretation für die Auswertung von IR-Spektren von MBA-Material angewandt werden. Der Einsatz von Verfahren zur Mustererkennung, Klassifikation und Vorhersage von konventionellen Parametern wird vorgestellt.

#### **Keywords**

Infrarotspektroskopie, multivariate Spektrenauswertung, Abfallanalytik, mechanisch biologisch Abfallbehandlung (MBA), biologische Stabilität, Atmungsaktivität

Infrared spectroscopy, multivariate spectra interpretation, waste analysis, mechanical-biological treatment (MBT), biological stability, respiration activity

## 1 Einleitung

Die mechanisch-biologische Behandlung von (Siedlungs)abfällen ist neben der Verbrennung eine übliche Maßnahme, um die organische Substanz vor der Deponierung zu stabilisieren. Die Stabilisierung führt zu einer wesentlichen Reduktion der aktuellen gasförmigen und flüssigen Emissionen sowie des Emissionspotenzials. Die Definition der Stabilität von Abfällen mit organischen Anteilen und die Entwicklung adäquater analytischer Methoden zu ihrer Bestimmung sind derzeit ein viel diskutiertes Thema in der EU. Derzeit wird Stabilität durch Summenparameter (z. B. gesamter organischer Kohlenstoff (TOC)) oder mittels biologischer Reaktivitätstests bestimmt. Summenparameter charakterisieren nicht zwangsläufig die Stabilität des Abfalls; biologische Tests sind zeitaufwändig und damit kostenintensiv, sowie u.a. empfindlich gegenüber toxischen Effekten. Infrarotspektroskopie beruht auf der Detektion von charakteristischen Molekülschwingungen, welche Aufschluss über die molekulare Zusammensetzung der Abfallprobe geben. Bisherige Untersuchungen haben gezeigt, dass sich unterschiedliche Abbaustadien der organischen Substanz in deren Infrarotspektren widerspiegeln. Die Tatsache, dass die Methode die zuvor genannten Nachteile nicht aufweist, außerdem rasch durchzuführen ist, ist die Motivation dafür die Methode als Alternative zu den biologischen Tests zu etablieren.

Während Infrarotspektroskopie in vielen Anwendungsgebieten (Pharmazie, Lebensmitteltechnologie,...) eine Routinemethode darstellt, wurde sie für die Charakterisierung von komplexen Umweltproben bis jetzt erst im Rahmen von Grundlagenuntersuchungen angewendet. Dabei waren beispielsweise die Beschreibung der organischen Substanz in Böden (HABERHAUER, 2000, SANCHEZ-MONEDERO ET AL., 2002; RÉVEILLÉ ET AL., 2003), Kompostreife (SMIDT AND MEISSL, 2006; SMIDT ET AL., 2005; CHEN, 2003, OUATMANE ET AL., 2000; TSENG ET AL., 1996), oder die Veränderung von aerobisiertem Abfallmaterial (TESAR ET AL., 2007) von Interesse.

Zur Interpretation der Infrarotspektren von Abfallmaterial gibt es verschiedene Ansätze. Dieser Beitrag soll einen Überblick über die Möglichkeiten der Auswertung von IR-Spektren im Zusammenhang mit Aussagen zu Stabilität bzw. Ablagerungsfähigkeit von MBA-Material liefern.

## 2 Visuelle Spektreninterpretation

### 2.1 Korrelation von Bandenaufreten mit konventionellen Parametern

#### 2.1.1 Grundlagen

Im Rahmen mehrerer Grundlagenuntersuchungen wurden typische Reaktivitätsbanden im IR-Spektrum von Abfallproben identifiziert. In Tabelle 1 sind diese charakteristischen Banden und die Zuordnung zu funktionellen Gruppen bzw. Substanzklassen dargestellt.

**Tabelle 1** Übersicht über Reaktivitätsindikatorbanden im IR-Spektrum von Abfallproben

Wellenzahl (cm <sup>-1</sup> )	Schwingung	Funktionelle Gruppe oder Komponente
3400	O-H stretch	gebundene und nicht gebundene Hydroxylgruppen und Wasser
2920	asymm. C-H stretch	aliphatic Methylene Gruppe
2850	symm. C-H stretch	aliphatic Methylene Gruppe
2520		Carbonate
1740-1720	C=O	Aldehyde, Ketone, Carbonsäuren, Ester
1640	C=O	Amide I, carboxylates
	C=C	Aromatic ring modes, alkenes
1635	O-H bending	Absorbiertes Wasser
1580-1540	N-H in der Ebene	Amide II
1515-1505	aromatische Strukturen	Lignin
1425	COO- stretch	Carbonsäuren
1384	N-O stretch	Nitrate
1320	C-N stretch	aromat. prim. und sek. Amine
1260-1240	C-O	Carbonsäuren
	C-N	Amide III
1250-900	C-O-C, C-O, C-O-P	Polysaccharide Phosphodiester
1080		Quarz
1030	Si-O stretch	Tonminerale
	Si-O-Si	Silica
875	C-O out of plane	Carbonate

#### 2.1.2 Anwendungsbeispiel

Um aus dem Auftreten dieser Banden im Spektrum Auskunft über die Eigenschaften des Materials, wie sie durch unterschiedliche konventionelle chemische und biologische



Parameter beschrieben werden, geben zu können, wurde folgendermaßen vorgegangen. Es wurden jeweils die Proben gruppiert, die eine bestimmte Bande aufweisen, bzw. die sie nicht aufweisen und die Verteilung der Werte für konventionelle Parameter in den beiden Gruppen beschrieben.

Am Beispiel der Bande bei einer Wellenzahl von  $\sim 1540 \text{ cm}^{-1}$  (Amid II) kann gezeigt werden, dass das Vorhandensein oder Nichtvorhandensein einer Bande im Spektrum als Screeningmethode für eine grobe Klassifizierung bezüglich der Atmungsaktivität angewendet werden kann. In der folgenden Tabelle sind die Ergebnisse der Korrelation des Auftretens der Amid II Bande im Spektrum mit der Atmungsaktivität ( $AT_4$ ) dargestellt. Es stellte sich heraus, dass MBA-Proben, welche die Bande aufweisen, den österr. Grenzwert von  $7 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$  für die Ablagerung von MBA-Material nicht einhalten. Tritt die Bande im Spektrum nicht auf, so ist der Grenzwert nur geringfügig überschritten ( $8,1 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$ ) (s. Tabelle 2).

**Tabelle 2** Korrelation zwischen  $AT_4$  ( $\text{mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$ ) und dem Auftreten der Amid II Bande im Spektrum

Amid II	n	MW	STA	MED	MIN	MAX
ja	36	21,4	15,2	17,6	7,4	82,5
nein	9	6,7	1,0	6,8	5,0	8,1

### 3 Multivariate Spektreninterpretation

Bei der multivariaten Spektreninterpretation wird die gesamte Information des Infrarotspektrums (sämtliche Datenpunkte des mittleren IR-Bereichs bzw. ausgewählte Spektralbereiche) herangezogen.

Multivariate Spektreninterpretation kann einerseits für Mustererkennung und Klassifikation (Clusteranalyse, Diskriminanzanalyse, Hauptkomponentenanalyse) herangezogen werden. Weiters ist es damit möglich bestimmte chemische oder physikalische Parameter mittels Vorhersagemodellen (z.B. Partial Least Square Regression (PLS-R)) aus dem Spektrum zu berechnen.

#### 3.1 Clusteranalyse

##### 3.1.1 Grundlage

Mittels Clusteranalyse wird ermittelt ob Gruppen von Proben mit ähnlichen spektralen Eigenschaften vorliegen. Bei der Clusteranalyse werden die spektralen Distanzen zwischen den betrachteten Spektren berechnet. Die beiden Spektren mit der größten Ähn-



## 3.2 Diskriminanzanalyse

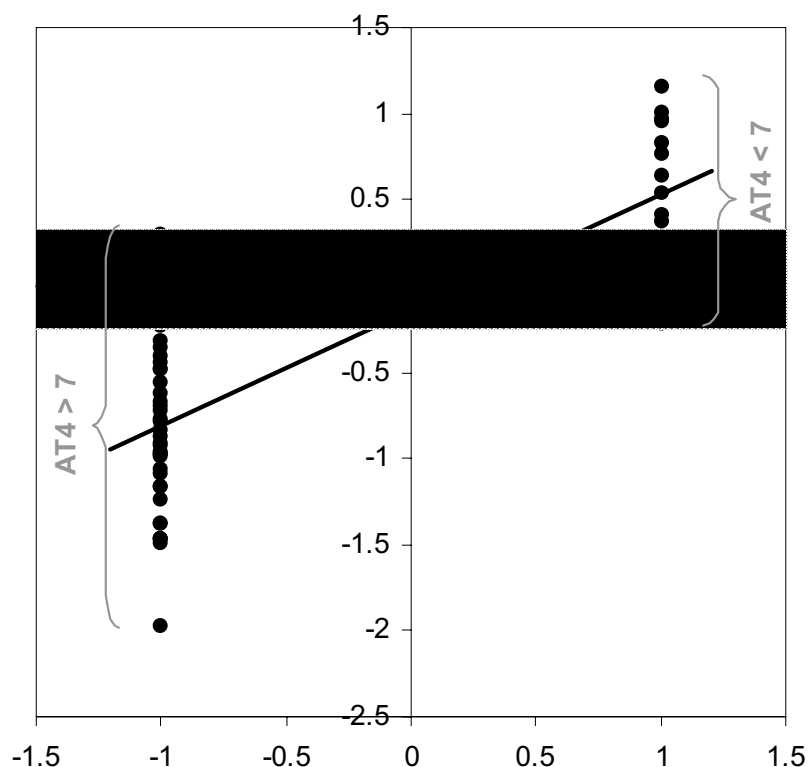
### 3.2.1 Grundlage

Die Diskriminanzanalyse kann dazu verwendet werden, die Zugehörigkeit von Proben zu einer Gruppe mit definierten Eigenschaften (beispielsweise Einhaltung/Nicht-Einhaltung eines Grenzwerts für Atmungsaktivität) aufgrund des IR-Spektrums festzustellen. Weiters können somit diejenigen Spektralbereiche, die am meisten zu der vorgegebenen Klassifikation beitragen identifiziert werden.

### 3.2.2 Anwendungsbeispiel

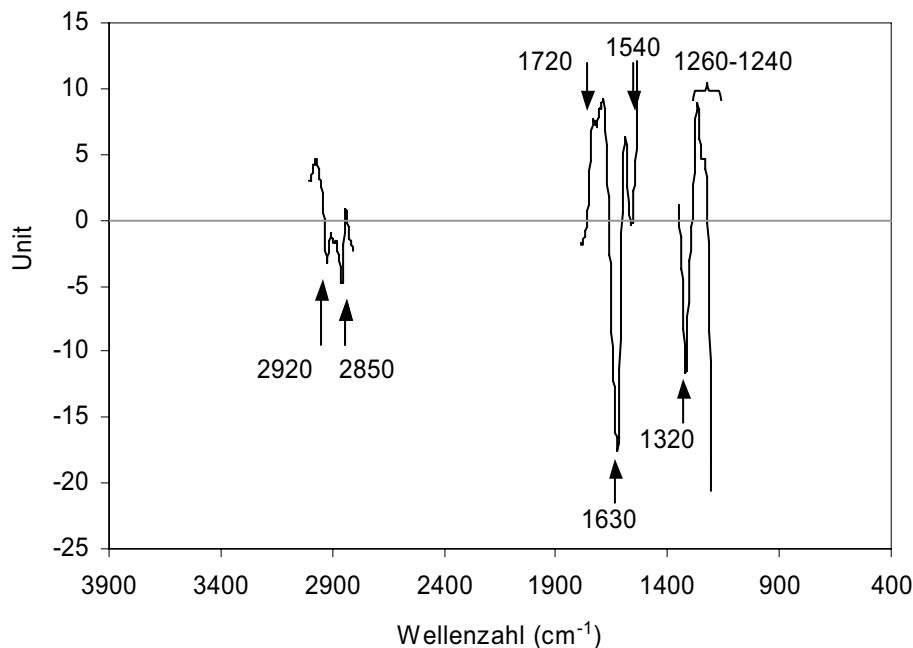
Mit den selben 53 MBA-Proben wurde eine Diskriminanzanalyse durchgeführt. Für die Unterscheidung von Proben, welche den Grenzwert laut österr. Deponieverordnung von  $7 \text{ mg O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ TM}$  einhalten bzw. nicht einhalten wurden folgende Bereiche des Spektrums herangezogen:  $3000\text{-}2800 \text{ cm}^{-1}$ ,  $1788\text{-}1533 \text{ cm}^{-1}$  and  $1348\text{-}1201 \text{ cm}^{-1}$ . Für die biologische Reaktivität irrelevante Banden (Nitrat:  $1384 \text{ cm}^{-1}$ , Karbonat:  $1430 \text{ cm}^{-1}$ ,  $875 \text{ cm}^{-1}$ , Silikat:  $1030 \text{ cm}^{-1}$ ) wurden nicht in die Berechnung einbezogen.

In Abbildung 2 ist das Ergebnis der Diskriminanzanalyse dargestellt.



**Abbildung 2** Ergebnis der Diskriminanzanalyse Unterscheidung von Proben, welche den Grenzwert für  $AT_4$  von  $7 \text{ mg O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ TM}$  einhalten bzw. überschreiten. Der Überschneidungsbereich ist grau hinterlegt.

Der Loadings Plot der 1. Hauptkomponente der Diskriminanzanalyse (**Abbildung 3**) gibt Aufschluss darüber, welche Wellenzahlenbereiche die Trennung der Proben aufgrund der Einhaltung des Grenzwerts für  $AT_4$  am meisten beeinflussen. Diese sind die Bande bei 1630, bei 1720, bei 1540, bei 1320 und bei 1260-1240  $cm^{-1}$ . Die Methylenbanden bei 2925 und 2850  $cm^{-1}$  sind, obwohl diese im Verlauf des gesamten biologischen Prozesses eine wesentliche Verringerung der Intensität aufweisen, für die Trennung jener Proben die den Grenzwert einhalten bzw. überschreiten von untergeordneter Bedeutung.



**Abbildung 3** Loadings Plot der ersten Hauptkomponente für die Diskriminanzanalyse.

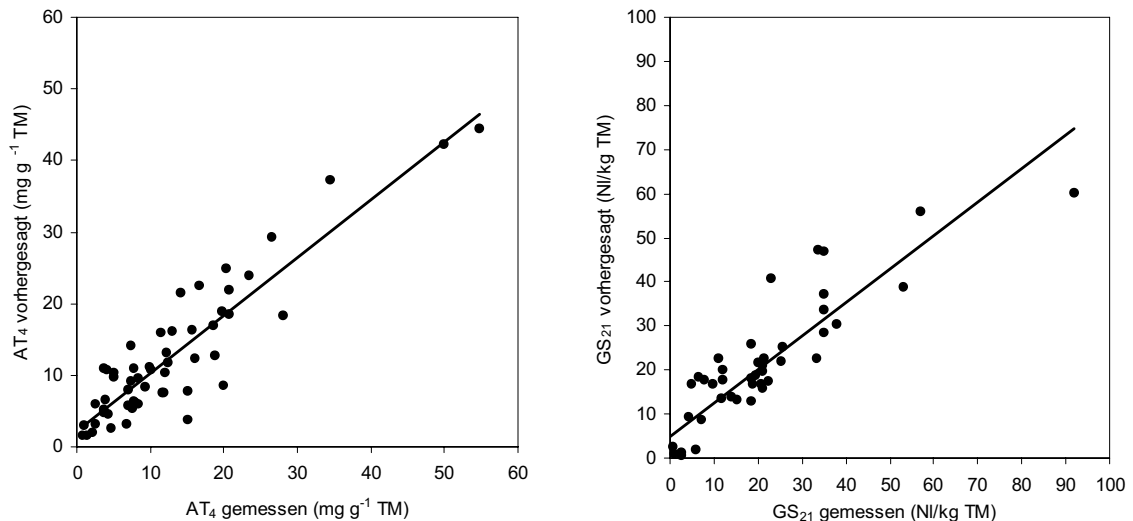
### 3.3 Partial Least Square-Regression

#### 3.3.1 Grundlage

Die Grundlage für PLS-R-("Partial Least Squares Regression") Modelle ist die Hauptkomponentenanalyse. 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. Für Vorhersagen von Parametern aus dem Infrarotspektrum ist die Datenmatrix  $X$  als Spektrendaten zu verstehen und die Datenmatrix  $Y$  als die zu vorhersagenden Parameter, wie z.B. Atmungsaktivität oder TOC. Die Wahl der Spektrenbereiche erfolgt aufgrund der chemischen Grundlagen (s. 2). Banden, die Stoffwechselprodukte anzeigen oder starken Veränderungen während der biologischen Behandlung unterliegen, sind grundsätzlich geeignet, mikrobiologische Aktivität (z.B.  $AT_4$ ) widerzuspiegeln.

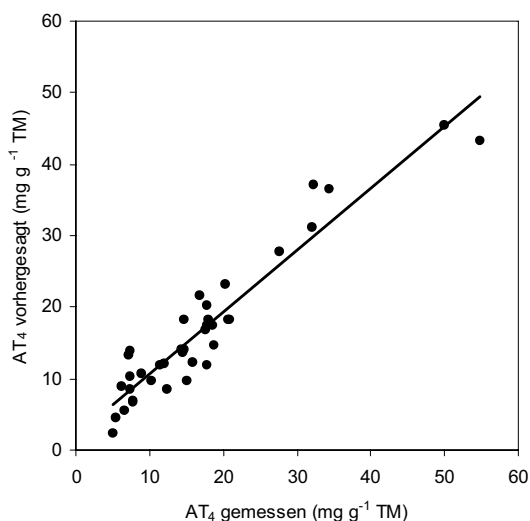
### 3.3.2 Anwendungsbeispiel

Für die selben Proben, die bei den vorigen Analysen verwendet wurden, wurden PLS-R Modelle zur Vorhersage von  $AT_4$  und  $GS_{21}$  erstellt. In Abbildung 4 werden jeweils die vorhergesagten und die gemessenen Werte für  $AT_4$  und  $GS_{21}$  dargestellt. Für die Berechnung wurden dieselben Spektralbereiche wie für die Diskriminanzanalyse verwendet. Das Modell für Atmungsaktivität ist gekennzeichnet durch  $R^2=0,83$  und einen mittleren Vorhersagefehler von  $4,5 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$ . Jenes für Gasbildung durch  $R^2=0,76$  und einen mittleren Vorhersagefehler von  $8,3 \text{ Mlkg}^{-1} \text{ TM}$  (Abbildung 4).



**Abbildung 4** Korrelation von vorhergesagten  $AT_4$  und  $GS_{21}$ -Werten und den gemessenen Referenzwerten (53 Proben unterschiedlicher MBA-Anlagen)

Abbildung 5 zeigt, dass sich bei der Berechnung von Modellen für  $AT_4$  mit Proben, die aus der selben Anlage stammen, die Modellparameter deutlich verbessern:  $R^2=90,1$ , mittlerer Vorhersagefehler:  $3,5 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$ .



**Abbildung 5** Korrelation von vorhergesagten  $AT_4$  und den Referenzwerten (38 Proben derselben MBA-Anlage)

## 4 Zusammenfassung und Ausblick

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass sowohl visuelle Spektreninterpretation als auch multivariate Spektrenauswertung dazu geeignet sind, die Stabilität von MBA-Material zu bestimmen. Bei den präsentierten Ergebnissen handelt es sich um erste Berechnungen, die großteils mit Proben, die im Rahmen der Routineanalytik (AT<sub>4</sub>) anfielen, ermittelt wurden.

Folgende Schritte sind im Zusammenhang mit der Etablierung der Methode als Routinemethode noch nötig:

- Um allgemeingültige Aussagen zum Zusammenhang zwischen Eigenschaften des IR-Spektrum und konventionellen chemisch/biologischen Parametern treffen zu können ist die Einbeziehung der gesamten Variationsbreite an MBA-Material (mit/ohne Klärschlamm, mit/ohne Biomüll, unterschiedlichste Siebschnitte) nötig
- Um belastbare Modelle zu erhalten sind außerdem umfangreichere Datensätze als derzeit verfügbar, erforderlich, sodass unabhängige Testsets zur Validierung der Modelle vorliegen.

Mit dem Ziel solch belastbare Vorhersage- und Klassifikationsmodelle für den Einsatz in der Routineanalytik zu erstellen wird derzeit vom Institut für Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur, Wien ein vom österreichischen FWF gefördertes Projekt durchgeführt, dem eine umfassende Beprobung österreichischer MBA-Anlagen zugrunde liegt.

## 5 Literatur

- |   |      |   |
|---|------|---|
| Chen, Y.  | 2003 | Nuclear magnetic resonance, infra-red and pyrolysis: application of spectroscopic methodologies to maturity determination of compost. <i>Compost Science and Utilization</i> 11/2, 152-168. |
| Haberhauer, G., Feigl, B., Gerzabek, M.H., Cerri, C       | 2000 | FT-IR spectroscopy of organic matter in tropical soils: changes induced through deforestation. <i>Applied Spectroscopy</i> 54: 221-224  |
| Ouattmane, A., Provenzano, M.R., Hafidi, M., Senesi, N.   | 2000 | Compost maturity assessment using calorimetry, spectroscopy and chemical analysis. <i>Compost Science and Utilization</i> 8: 124-134.   |
| Réveillé, V., Mansuy, L., Jardé, E., Garnier-Sillam, E.   | 2003 | Characterisation of sewage sludge-derived organic matter: lipids and humic acids. <i>Organic Geochemistry</i> 34: 615-627.  |
| Sanchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., Garcia, D., Roig, A. | 2002 | Chemical and structural evolution of humic acids during organic waste composting. <i>Biodegradation</i> 13: 361-371.  |

- |  |      |   |
|--|------|---|
| Smidt, E., Meissl, K.  | 2006 | The applicability of Fourier transform infrared spectroscopy in waste management. Waste Management, in press  |
| Smidt, E., Eckhardt, K.-U.,<br>Lechner, P., Schulten, H.-<br>R., Leinweber, P. | 2005 | Characterization of different decomposition stages of biowaste using FT-IR spectroscopy and pyrolysis-field ionization mass spectrometry. Biodegradation 16: 67-79.               |
| 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, 111-120 |

### **Anschrift der Verfasserinnen**

Maria Tesar  
Institut für Abfallwirtschaft  
Muthgasse 107  
D-1190 Wien  
Telefon +43 01 3189900 310  
Email: [maria.tesar@boku.ac.at](mailto:maria.tesar@boku.ac.at)  
Website: <http://www.boku.ac.at/abf/>

Katharina Meissl  
Institut für Abfallwirtschaft  
Muthgasse 107  
D-1190 Wien  
Telefon +43 01 3189900 345  
Email: [katharina.meissl@boku.ac.at](mailto:katharina.meissl@boku.ac.at)  
Website: <http://www.boku.ac.at/abf/>





### Tagungen

Abfallforschungstage  
Praxistagung Deponie  
Internationale Tagung MBA



### Photovoltaik

Machbarkeitsstudien  
Planung  
Betreibermodelle

### Mechanisch-biologische Abfallbehandlung

Pilotversuche und Planung  
Betriebsbegleitung und Analytik  
Anlagenoptimierung



### Deponietechnik

Planung  
Überwachung und Nachsorge  
Nachnutzungskonzepte



### Altlastensanierung

Erkundung  
Gefährdungsabschätzung  
Sanierungsplanung



## Wasteconsult International

Robert-Koch-Strasse 48b  
30853 Langenhagen • Germany  
Tel.: ++49 (0) 511 / 23 59 383  
Fax.: ++49 (0) 511 / 23 59 384  
info@wasteconsult.de





