



ABLUFTEMISSIONEN AUS DER MECHANISCH- BIOLOGISCHEN ABFALLBEHANDLUNG IN ÖSTERREICH

Uwe LAHL
Barbara ZESCHMAR-LAHL
Kurt SCHEIDL
Walter SCHARF
Wolfgang KONRAD

**MONOGRAPHIEN
Band 104**

M-104

Wien, 1998

Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie



Projektleitung

Mag. Peter Mostbauer, Umweltbundesamt

Autoren

Dr. U. Lahl, BZL Ges.m.b.H., Oyten
Dipl.-Ing. B. Zeschmar-Lahl, BZL Ges.m.b.H., Oyten
Dipl.-Ing. K. Scheidl, Scheidl Ges.m.b.H., Wien
Dipl.-Ing. W. Scharf, IUT, Seebenstein
Dipl.-Ing. W. Konrad, Wien

Übersetzung

Mag. Ulrike Stärk, Umweltbundesamt

Satz/Layout

Elisabeth Lössl, Umweltbundesamt

Titelphoto

Haupttrotte der mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlage in Siggerwiesen/Salzburg. (Thomas Angerer)

Dank

Das Umweltbundesamt dank allen Anlagenbetreibern, Betriebsleitern und den beteiligten öffentlichen Stellen für die kooperative Zusammenarbeit bei der Erhebung der technischen Daten und für die Mitarbeit bei der Darstellung der Situation in Österreich herzlich auch:

Dipl.-Ing. Manfred Schneider (BMUJF)
Dipl.-Ing. Doris Lassnig und
Dipl.-Ing. Thomas Angerer

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt (Federal Environment Agency)
Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien (Vienna), Austria

Abdruck des Titelphotos mit freundlicher Genehmigung der Geschäftsführung.

Druck: Riegnik

© Umweltbundesamt, Wien, 1998
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-445-2

Zusammenfassung

Veranlassung des vorliegenden Berichtes

Die Entwicklungen der Abfallwirtschaft und der Stellenwert der Behandlungsmethoden für Restmüll (und nicht verwertbaren Klärschlamm) wird in Österreich im wesentlichen durch die neuen Regelungen

- der Deponieverordnung, BGBl. Nr. 164/1996
- der Wasserrechtsgesetz-Novelle Deponien, BGBl. Nr. 59/1997
- und der ALSAG-Novelle, BGBl. Nr. 201/1996

bestimmt.

Spätestens ab dem Jahr 2004 bzw. unter den Voraussetzungen des § 31d Abs. 7 Wasserrechtsgesetz ab 2009 sind Abfälle vor deren Deponierung so zu behandeln, daß deren Anteil an organischem Kohlenstoff weniger als 5 Masseprozent (% TS) beträgt. Durch eine Ausnahmebestimmung in § 5 Ziffer 7 Buchstabe f der Deponieverordnung ist über diesen Zeitpunkt hinaus noch eine mechanisch-biologische Behandlung möglich, wenn dabei ein oberer Heizwert von 6000 kJ/kgTS unterschritten wird.

Für die nächste Zukunft ist anzustreben, daß Anforderungen an die mechanisch-biologische Abfallbehandlung (abgekürzt MBA) entweder in einer Verordnung oder in einer Richtlinie festgesetzt werden, so wie es z. B. im deutschen Bundesland Thüringen geschehen ist. Im Umweltbundesamt wurden Grundlagen zum Stand der Technik der mechanisch-biologischen Behandlung erarbeitet. Die vorliegende Bericht ist als Teil dieser Arbeiten aufzufassen und beschäftigt sich primär mit den Abluftemissionen und der Abluftreinigung bei MBA-Anlagen.

Zusammenfassung wesentlicher Inhalte

Die vorliegende Monographie enthält neben einer Beschreibung der österreichischen Anlagen und deren Abluft erfassung und -reinigung eine umfangreiche Sammlung von Abluft-Emissionsdaten, die in Deutschland während des Betriebes von MBA-Anlagen und bei Technikums-Versuchen gemessen wurden. Die mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen in Österreich können in Bezug auf die Abluft erfassung und -behandlung in Anlagen ohne jegliche Reinigungstechnologie und in Anlagen mit Erfassung der Abluftströme und deren Reinigung über Filter, eingeteilt werden. Als Filter kommen ausschließlich biologische Reinigungssysteme einfacher Bauart, wie Biofilter zum Einsatz, wobei einzelne Anlagen über einen vorgeschalteten Luftbefeuchter (Wäscher) verfügen. Bisher wurden die Biofilter mit dem Ziel eingesetzt und optimiert, die Geruchsbelastung im Umfeld der jeweiligen Anlage zu beherrschen.

In Österreich waren zum Zeitpunkt der Erarbeitung der vorliegenden Arbeit keine Abluftmessungen verfügbar - mit Ausnahme von Geruchsmessungen und wenigen Daten über TOC-Werte. Die Studie enthält eine umfangreiche Sammlung von Abluft-Emissionsdaten, die in Deutschland während des Betriebes von MBA-Anlagen und bei Technikums-Versuchen gemessen wurden. Diese Daten müssen insofern kommentiert werden, da einige der Meßwerte aufgrund der Randbedingungen bei den Behandlungsversuchen nicht repräsentativ erscheinen. Ausgehend von einer Auswahl repräsentativer Daten wurde anschließend eine Bewertung der Emissionen vorgenommen.

Die international verfügbaren Untersuchungen der letzten Jahre haben eine ganze Anzahl von Daten geliefert, die eine Abschätzung des Emissionspotentials der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung zulassen. Auf Basis dieser Ergebnisse kann ausgeführt werden, daß die Emissionen aus MBA-Anlagen eine Umweltrelevanz besitzen. Die bisher vorliegenden Rohgas-Frachtberechnungen legen nahe, daß die für den Immissionsschutz relevanten Summenfrachten erreicht oder auch überschritten werden können.

Zudem sind in den vorliegenden Untersuchungen wichtige Stoffgruppen, welche ein toxikologisches oder ökotoxikologisches Potential aufweisen und in Emissionen aus MBA-Anlagen auftreten können, nicht einbezogen worden. Weiters ergeben sich beim Vergleich der verschiedenen Daten Inkonsistenzen, hervorgerufen durch Schwankungen des Inputmaterials, unterschiedliche Abluftführungen und methodische Mängel bei der Erfassung von Emissionen, was zusammen mit den offenen Fragen Unsicherheiten bei der Bewertung hervorruft.

Für die österreichischen MBA-Anlagen besteht ein großes Wissensdefizit, das sobald wie möglich durch Abluftmessungen geschlossen werden sollte. Aus dem Wissensdefizit ergibt sich auch eine Unsicherheit bei der Bewertung der Emissionen aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen. Durch unterschiedliche Auslegung und in Abhängigkeit von der Betriebsweise der vorhandenen Abluftreinigungsanlagen (im wesentlichen Flächenbiofilter) können deutliche Unterschiede im Emissionsniveau auftreten, deren Abschätzung derzeit nicht möglich ist.

Nach dem Stand der Technik und aus dem Erfordernis der Emissionsbegrenzung bei MBA-Anlagen ist auf die Erfassung belasteter Abluftströme und deren Reinigung besonderes Augenmerk zu legen. Der Schadstoffabscheidung muß dabei in Zukunft eine wesentliche Bedeutung beigemessen werden.

Als zukünftig erforderlicher technischer Standard kann eine weitgehende Fassung der Abluftströme und deren Reinigung angesehen werden. Als Reinigungsziel ist die Minimierung der Konzentrationen und Frachten an Staub, anorganischen und organischen Stoffen und Gerüchen zu nennen. Die festzulegenden Konzentrations- und Frachtbegrenzungen sollten auf Basis eines erweiterten Wissensstandes über das Emissionsverhalten von MBA-Anlagen erfolgen.

Die Wahl der Abluftreinigungstechnologie muß sich nach den Erfordernissen der Abluft erfassung und der nötigen Reinigungsleistung richten.

In diesem Zusammenhang ist bei Einsatz von Biofiltern geschlossenen Filtersystemen mit definiertem Abluftein- und -austritt der Vorzug zu geben. Es kann davon ausgegangen werden, daß Filtersysteme in offener Bauweise, wie Flächenbiofilter, in vielen Fällen keine hinreichende Abscheidung der Emissionen ermöglichen und auch aus technologischen Gründen den Anforderungen an eine weitgehende Reduktion der flüchtigen Schadstoffe nicht gerecht werden können. Die vorhandenen Literaturdaten aus industriellen Anwendungsbereichen weisen darauf hin, daß Biofilter auf die Reduzierung der allermeisten in der MBA-Abluft vorhandenen Xenobiotika hin optimiert werden können, was aber im Regelfall nur mittels eingehauster, technisch optimierter Biofilter zu bewerkstelligen ist. Nach dem derzeitigen Wissensstand ist jedoch noch unklar, ob diese Beobachtungen auf die komplex zusammengesetzten Abluftströme der MBA mit ihren schwankenden Konzentrationen übertragbar ist, so daß für abschließende Beurteilungen noch grundlegende Untersuchungen erforderlich sind.

Die hygienische Betrachtung der Emissionen aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen, z. B. infolge von Belästigungen durch Gerüche, zeigt, daß eine Nichtfassung der Abluft aus dem Anlieferungsbereich und dem Bereich der mechanischen Aufbereitung sowie eine Ableitung der ungereinigten Abluft aus der Intensivrotte selbst bei Kleinanlagen nicht akzeptabel ist. Eine Erfassung und Reinigung der Abluft ist somit auch zur Verhinderung der Ausbreitung von Gerüchen erforderlich. Bei technischen Lösungsansätzen ist zu berücksichtigen, daß die Abluft aus den unterschiedlichen Bereichen der MBA-Anlagen unterschiedliche Qualitäten aufweist. Es wird zu prüfen sein, ob einfache Filter für Klein- und Kleinanlagen soweit optimiert werden können, daß ein hinreichender Immissionsschutz gewährleistet ist. Für mittelgroße und große MBA-Anlagen sind hochwirksame Abluftreinigungssysteme erforderlich.

Es wurde eine Liste an Stoffen zusammengestellt, die aus der Sicht der Autoren bei Emissionsmessungen zu erfassen sind und auf deren Basis nach dem derzeitigen Kenntnisstand

eine Bewertung der Qualität der Abluft möglich ist. Für die Überwachung und Beurteilung der Emissionen wird vorgeschlagen, die Parameter Staub, einzelne Metalle (Arsen, Blei, Cadmium, Quecksilber), die Summe der Kohlenwasserstoffe (getrennt in Methan und übrige Kohlenwasserstoffe), einzelne organische Substanzen (BTEX, CKW, FCKW), Ammoniak, Dimethylsulfid, Stickstoffmonoxid und Geruch zu erfassen, wobei diese Messungen periodisch erfolgen sollten. Die Summe der Kohlenwasserstoffe, Ammoniak und Kohlendioxid sollten, wenn möglich, zur laufenden Betriebsüberwachung kontinuierlich gemessen werden.

An dieser Stelle soll auch nicht unerwähnt bleiben, daß die Fragestellung der Emissionen an Mikroorganismen und deren Stoffwechselprodukte aus MBA-Anlagen von wesentlicher Bedeutung für die Beurteilung der toxikologischen Auswirkungen sein dürfte. Jüngste Erkenntnisse weisen deutlich auf die Relevanz derselben hin.

Aufbauend auf weitere Erfahrungen aus Messungen an mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen und unter Heranziehung zusätzlicher toxikologischer Erkenntnisse scheint es erforderlich, Richtwerte und standartisierte Meßmethoden für die Beurteilung von Emissionen aus derartigen Anlagen zu erarbeiten.

Handlungsbedarf aus der Sicht des Umweltbundesamtes

Die Betrachtungen in dieser Studie haben aufgezeigt, daß eine Nichterfassung der Emissionen von MBA-Anlagen nicht akzeptabel ist, ein einfacher, offener Biofilter für die Reinigung der Abluft zumeist nicht ausreicht und zumindest für mittelgroße und große Anlagen ein hoher technischer Aufwand zur Abluftreinigung nötig ist.

Bei jeder MBA-Anlage ist aus heutiger Sicht eine Umhausung oder Einkapselung des Übernahmehbereiches, der Rotte und Aufbereitung stets erforderlich; ebenso auch eine Behandlung und Kontrolle der Abluft. Falls biologische bzw. biotechnologische Abluftreinigungssysteme Anwendung finden, dann müssen sie für eine betriebssichere Schadstoffeliminierung (z. B. optimaler Winterbetrieb, biologischer Abbau von Aromaten, NH₃-Eliminierung) optimiert werden.

Weitere Anforderungen für den Betrieb von MBA-Anlagen sind:

- Definierter Input (z. B. keine toxischen Stoffe)
- Verstärkte Problemstoffsammlung im Einzugsbereich der Anlage
- Abtrennung heizwertreicher Stoffe
- Abtrennung von Fe-Metallen
- Optimierte biologische Behandlung mit maximaler Mengen- und Schadstoffreduktion
- Vermeidung von Abwasser bzw. Behandlung
- Biologisch stabiles Endprodukt mit sehr geringem Methanbildungspotential

Zur Festlegung von Grenz- oder Richtwerten für die Begrenzung von Ablutemissionen aus MBA-Anlagen sind zusätzliche Untersuchungen und Messungen erforderlich, um die Möglichkeiten und Grenzen der einzelnen Abluftreinigungssysteme - z. B. geschlossene und technisch optimierte Biofilter, thermische Systeme oder katalytische Systeme - zu prüfen, und auch die zugehörigen Probenahmemethoden festlegen zu können. Das vom Umweltbundesamt in diesem Zusammenhang initiierte Meßprogramm beinhaltet eine Vielzahl von Parametern, sodaß die Schadstoff-Vielfalt der Abluft in Österreich im Vergleich zu Meßwerten aus Deutschland dokumentiert werden kann (Ergebnisse liegen noch nicht vor).

Off-gas emissions from mechanical-biological pretreatment of MSW in Austria – Summary

The reason why the present report was compiled

Developments in waste management and the choice among the various technologies available for the treatment of residual waste (and non-utilisable sewage sludge) are to a large extent determined by the following pieces of legislation:

- Landfill Ordinance, Federal Legal Gazette no.164/1996
- Amendment to the Austrian Water Act concerning landfills, Federal Legal Gazette no. 59/1997
- Amendment to the Law for the Clean-Up of Contaminated Sites, Federal Legal Gazette no.201/1996.

In line with the a.m. pieces of legislation, at the latest from 2004 onwards (or 2009 under the provisions of § 31d, paragraph 7 of the Austrian Water Act) waste has to be treated prior to disposal in such a way that its content of organic carbon is less than 5 mass percent (% dry substance). The only exception to this rule is granted under §5, subparagraph 7, letter f of the Landfill Ordinance, which, even beyond this point in time, allows for a mechanical-biological pretreatment of municipal solid waste (MSW), provided that the upper calorific value does not exceed 6,000 kJ/kg dry substance.

As a short-term goal the requirements for mechanical-biological pre-treatment of MSW should be laid down in an ordinance or in a guideline, as this has been done in the German Land Thüringen. Since 1996 experts at the Federal Environment Agency have been working on a survey of the state of the art of mechanical-biological pre-treatment technologies. The present report is part of this work and deals primarily with off-gas emissions and off-gas cleaning with mechanical-biological MSW pre-treatment plants.

Summary of main contents

The present monographs describes existing Austrian plants and the way off-gas is collected and treated. It furthermore contains a comprehensive collection of off-gas emission data gathered in Germany, either during the operation of mechanical-biological pretreatment plants or from pilot projects. In Austria, a distinction can be made between plants without any cleaning system and those plants equipped with off-gas collection and treatment facilities (filters). The filters used are simple biological cleaning systems, like biofilters, some plants being equipped with a quenching tower (scrubber). To date biofilters have been used and optimised in the aim of controlling malodours from the various plants.

Apart from odour measurements and a few data on TOC values no emission data are available in Austria. Some data from Germany, however, need an explanation since some of the measured values do not seem to be representative on account of the conditions prevailing at the treatability test. Finally, emissions were assessed on the basis of a number of selected representative data.

Investigations carried out at the international level in the course of the last years have yielded an amount of data which allows an estimation of the potential to emit (PTE) of mechanical-biological treatment plants. The results obtained confirm that emissions from mechanical-biological treatment plants do have an impact on the environment. Calculations of crude gas loading carried out so far indicate that the cumulative loading limit values set with regard to air quality protection may be reached or even exceeded.

In addition, the investigations carried out so far lack information on important groups of potentially toxicological or ecotoxicological contaminants which may occur in emissions from mechanical-biological treatment plants. A comparison of available data reveals inconsistencies caused by variations in the input material, different ways of off-gas capturing or deficiencies caused by interrupted off-gas collection. This and other open questions cause uncertainties with regard to the evaluation of this treatment option.

In order to make up for the great lack of knowledge with regard to Austrian mechanical-biological treatment plants off-gas measurements should be carried out as soon as possible. This is all the more important since this lack of knowledge also entails uncertainties with the estimation of emissions from mechanical-biological waste treatment plants. On account of differing plant configurations and dependent on the way existing off-gas cleaning devices (mostly biofilters) operate, *emission rates /levels* may vary a lot. Currently it is not possible to estimate these emission levels.

In line with the state of the art and due to the (*legal*) requirement to limit emissions from mechanical-biological treatment plants, particular attention has to be paid to the collection and treatment of contaminated off-gas streams. In future, the main emphasis will have to be placed on the removal of pollutants.

To make off-gas streams to a large extent subject to collection and treatment could be considered the technical standard required in future. The objective is to minimise the concentrations and loading of particulate matter, inorganic and organic substances and odours. Concentration and loading limit values should be determined on the basis of an enhanced knowledge of emissions from mechanical-biological treatment plants. The choice among the various available off-gas cleaning technologies is made with regard to the requirements of off-gas collection and the required contaminant removal efficiency.

With biofiltration, preference should be given to enclosed filter systems with controlled inflow and outflow of off-gas. It can be assumed that open filter systems in many cases do not allow a sufficient removal of emissions and often lack the technological features to achieve a comprehensive reduction of VOCs. Published data indicates that biofilters could be upgraded to achieve a reduction of most of the xenobiotics occurring in the off-gas of mechanical-biological treatment plants. However, this can only be done by means of enclosed high-tech biofilters. The present state of knowledge does not allow to draw any conclusions as to whether biofilters are really suitable to reliably and consistently treat off-gases from mechanical-biological treatment plants. A final assessment can be made only after conducting some basic investigations.

From a hygienic point of view it has to be said that on account of odour nuisance events even with small plants emissions from mechanical-biological MSW treatment plants must not go untreated. This concerns both the collection of off-gases from the feeding area, mechanical treatment as well as the discharge of untreated off-gases from intensive rotting. Collection and treatment of off-gases is indispensable for odour control. When looking for technical solutions to this problem it has to be borne in mind that the quality of off-gases varies (between the various *stages of treatment*). It remains to be investigated whether simple filters for very small and small plants can be upgraded so as to guarantee sufficient air quality control. Medium-sized and large mechanical-biological treatment plants require high-tech off-gas treatment systems.

The authors compiled a list of substances (parameters) which from their point of view have to be included in emission monitoring. In line with the present state of knowledge, these emission measurements could then serve as a basis for assessing the quality of emissions. For a consistent monitoring and assessment of emissions the authors suggest to consider the following parameters: dust, some heavy metals or toxic elements (arsenic, lead, cadmium, mercury), the sum of hydrocarbons (divided into methane and other hydrocarbons), single organic substances (Toluene, Xylene, chlorinated hydrocarbon, CFCs), ammonia, odour and

probably dinitrogen monoxide. Measurements should be carried out on a regular basis. In order to enable a consistent monitoring of operating conditions the sum of hydrocarbons, ammonia and carbon dioxide should be measured continuously.

Furthermore, it should not go unmentioned that emissions of micro-organisms and their metabolic products from mechanical-biological treatment plants seem to strongly influence the assessment of toxicological impacts. Recent results have confirmed this assumption.

Based on further measurements from mechanical-biological MSW pre-treatment plants and against the background of the toxicological data gathered so far, it seems to be necessary to establish guidelines for the assessment of emissions from mechanical biological treatment plants.

Need for action as seen by the Federal Environment Agency

This study clearly shows that from a hygienic/toxicological point of view it is not acceptable to let emissions from mechanical-biological treatment plants escape untreated. In most cases, the use of simple open biofilters does not yield the required degree of off-gas cleaning and bigger plants definitely require high-tech filters.

Further investigations and measurements are required to assess the possibilities and limits of available off-gas treatment systems, for example enclosed, technically upgraded filters, and to determine adequate sampling methods. Based on these findings it will be possible to determine concentration limits or guideline values limiting off-gas emissions from mechanical-biological treatment plants.

1 EINLEITUNG

1.1 Aufgabenstellung und Zielsetzung

In der vorliegenden Studie über die „*Abgasemissionen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Österreich: Umweltrelevanz und Defizitanalyse*“ sollen Basisdaten zum Themenkreis der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) mit dem Schwerpunkt Restabfall erarbeitet werden. Die Arbeit beinhaltet im wesentlichen nachstehende Punkte:

- Erhebung von Daten über die in Österreich vorhandenen Anlagen (aerobe Behandlung) in Bezug auf die Abgasreinigungstechnik und die Abgasüberwachung mit angeschlossener kritischer Auseinandersetzung
- Defizitanalyse betreffend der bei Anlagen zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung auftretenden Emissionen
- Erarbeitung von Vorschlägen für die Bewertung der komplex zusammengesetzten Abgasströme
- Erarbeitung von Vorschlägen für die bei mechanisch-biologischen Anlagen zu erfassenden Emissionsdaten
- Erstellung von Vorschlägen für eine weitere Vorgehensweise

An den Beginn der Arbeiten wird eine Erhebung von Daten über bestehende Anlagen in Österreich gestellt, in welcher sowohl technische Basisdaten als auch Daten über die Abgas erfassung und Abgasbehandlung dargestellt werden. Auf der Basis dieser erhobenen Daten über die technische Ausgestaltung und die Abgaszusammensetzung wird der technische Standard der Abgasreinigungstechnik und Abgasüberwachung in Österreich im Vergleich zum Stand der Technik dargestellt.

Der Hauptteil der Arbeit beinhaltet eine Zusammenfassung und Diskussion verfügbarer Daten über Emissionen aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen. Darauf aufbauend wird eine Defizitanalyse im Hinblick auf den Stand der Kenntnis über die Abgaszusammensetzung von mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen ausgeführt. Es wurden aus der Vielzahl der bereits verfügbaren Daten „belastbare“ Daten über die Abluftzusammensetzung ausgewählt, die eine Einstufung der (nicht gereinigten) Rotteabluft ermöglichen.

Ein Teilbereich der Arbeit sollte sich weiters mit dem Aspekt der Aggregation organischer und anorganischer Stoffe bei der Bewertung und/oder Überwachung der Emissionen auseinander setzen. Ein umfassender, systematischer Ansatz bei der Bewertung komplexer Abluftströme ist derzeit noch nicht verfügbar, es waren jedoch erste Abschätzungen bezüglich toxikologisch relevanter Immissionen bei einzelnen Schadstoffen möglich.

In einem eigenen Abschnitt wird der Stand der Technik der Reinigung von Rotteabluft dargestellt, und es werden mögliche zukünftige Entwicklungen zur Verbesserung der Reinigungsleistung und Überwachbarkeit angesprochen.

Die analytischen Rahmenbedingungen und Möglichkeiten für die Überwachung von Abgasemissionen und für eine Betriebskontrolle bei Biofiltern werden ebenfalls diskutiert.

1.2 Rechtliche Situation

Rechtsgrundlagen bzw. spezifische Regelungen, die für die Begrenzung von Luftemissionen aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen herangezogen werden können, sind in Österreich nicht vorhanden.

Weder im Rahmen des Abfallwirtschaftsgesetzes, noch der Gewerbeordnung und des Luftreinhaltegesetzes sowie in den zugehörigen Verordnungen sind explizit Begrenzungen von Luftemissionen aus MBA-Anlagen vorgesehen.

Die wichtigsten Rechtsgrundlagen für die Errichtung und den Betrieb von Anlagen zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung sind in nachstehenden Gesetzen und Verordnungen enthalten:

- Abfallwirtschaftsgesetz (BGBl. 325/1990) und seine Novellierungen
- Gewerbeordnung (BGBl. 194/1994) und seine Novellierungen
- Deponieverordnung (BGBl. 164/1996)
- Verordnung über die Sammlung biogener Abfälle (BGBl. 68/1992)
- Abfallwirtschaftsgesetze der Länder

Neue Anlagen zur Behandlung von nicht gefährlichen Abfällen mit einer Jahreskapazität von mehr als 10.000 Tonnen sind nach § 29 des Abfallwirtschaftsgesetzes zu genehmigen, wobei Anlagen zur ausschließlichen stofflichen Verwertung ausgenommen sind. In § 29 (18) ist eine Ermächtigung zur Erlassung von Verordnungen enthalten, in denen dem Stand der Technik entsprechende Emissionsgrenzwerte festgelegt werden können.

Nach § 74 (2) Zl. 2 der Gewerbeordnung dürfen gewerbliche Betriebsanlagen nur mit Genehmigung der Behörde errichtet oder betrieben werden, wenn sie wegen der Verwendung von Maschinen und Geräten, wegen ihrer Betriebsweise, wegen ihrer Ausstattung oder sonst geeignet sind, die Nachbarn durch Geruch, Lärm, Rauch, Staub, Erschütterung oder in anderer Weise zu belästigen. Die Behörde hat gemäß § 77 (3) der GewO Emissionen von Luftsabstoffen jedenfalls nach dem Stand der Technik zu begrenzen.

In Österreich werden von den Behörden mangels österreichischer Regelungen bei der Genehmigung von mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen im Regelfall die Bestimmungen der deutschen Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft 1986) herangezogen. In der TA-Luft sind unter Punkt 3.1 allgemeine Regelungen zur Begrenzung der Emissionen enthalten, welche Gesamtstaub, staubförmige anorganische Stoffe der Klassen I - III, dampf- oder gasförmige anorganische Stoffe der Klassen I - IV und organische Stoffe der Klassen I - III betreffen. Unter Punkt 3.3.8.5.1 sind spezielle Anforderungen für Kompostwerke in Form von Anweisungen für geruchsintensive Stoffe festgelegt, welche in Analogie auf mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen angewandt werden können. In 3 Punkten heißt es dort:

- Die Aufgabebunker sind geschlossen mit einer Fahrzeugschleuse zu errichten; bei geöffneter Halle und beim Entladen der Müllfahrzeuge ist die Bunkerabluft abzusaugen und einem Biofilter oder einer gleichwertigen Abgasreinigungseinrichtung zuzuführen.
- Die bei der Belüftung der Mieten auskondensierten Brüden und die anfallenden Sickerwässer dürfen bei offener Kompostierung nicht zum Befeuchten des Kompostes verwendet werden, sondern sind einer Kläranlage zuzuführen.
- Die Abgase aus Reaktoren und belüfteten Mieten sind einem Biofilter oder einer gleichwertigen Abgasreinigungseinrichtung zuzuführen.

Somit sind in der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft als besondere Regelungen nur Begrenzungen von geruchsintensiven Stoffen gegeben.

In der Schweizer Luftreinhalte-Verordnung (LRV) aus dem Jahr 1992 sind für MBA oder vergleichbare Anlagen neben den allgemeinen vorsorglichen Emissionsbegrenzungen für Staub, anorganische, vorwiegend staubförmige Stoffe, anorganische gas- oder dampfförmige Stoffe, organische gas-, dampf- oder partikelförmige Stoffe und krebserzeugende Stoffe keine ergänzenden und/oder abweichenden Emissionsbegrenzungen festgelegt.

In Österreich wurde 1997 die Verordnung über die Festsetzung von gefährlichen Abfällen und Problemstoffen (Festsetzungsverordnung 1997), BGBI. Nr. 227/1997, erlassen und stellt eine Novelle der Verordnung über die Festsetzung gefährlicher Abfälle (BGBI. Nr. 49/1991) dar. Die Verordnung ändert die Grundlagen der Abfallerfassung, was in Zusammenhang mit der Qualität der in mechanisch-biologische Behandlungsanlagen aufbereiteten Abfällen von Relevanz sein könnte.

1.3 Mechanisch-biologische Verfahren

Abfälle, die biologisch umsetzbare Bestandteile enthalten, können aerob (mit Luft- bzw. Sauerstoffzufuhr) oder anaerob (unter Sauerstoffausschluß) behandelt werden. In der Vergangenheit wurde in Österreich kommunaler Abfall, d. h. Gesamtmüll und Klärschlamm in aeroben Anlagen („Müllkompostanlagen“) behandelt, wobei ein mehr oder minder verwertbarer „Müll-Klärschlamm-Kompost“ erzeugt wurde. Die abgetrennten Siebreste wurden deponiert. In den letzten Jahren rückte als Zielsetzung für diese Anlagen die Vorbehandlung vor der Ablagerung im Sinne einer Reduktion des Emissions- und Reaktionsvermögens in den Vordergrund. Gleichzeitig wurde in Österreich die Eigenkompostierung von Küchen- und Gartenabfällen und die zentrale Kompostierung getrennt gesammelter biogener Abfälle forciert.

Grundsätzlich sind bei der biologischen Restmüllbehandlung heute vier methodische Ansätze zu unterscheiden:

- 1) Biologische Stabilisierung des gesamten Abfallstromes mit anschließender Ablagerung, gegebenenfalls nach Abtrennung verhältnismäßig geringer Stoffanteile (z. B. Fe-Metalle).
- 2) Biologische Stabilisierung und Abtrennung einer heizwertreichen Fraktion mit anschließender Ablagerung beider Fraktionen. Die Abtrennung kann vor oder nach der biologischen Stabilisierung erfolgen.
- 3) Biologische Stabilisierung und Abtrennung einer heizwertreichen Fraktion mit anschließender thermischer Verwertung oder Behandlung der heizwertreichen Fraktion und Deponierung des biologisch stabilisierten Restes. Die Abtrennung kann wiederum vor oder nach der biologischen Stabilisierung erfolgen.
- 4) Biologische Teilstabilisierung mit gleichzeitiger Entwässerung bis auf Wassergehalte unter ca. 15 Masse % mit anschließender thermischer Verwertung oder Behandlung („Trockenstabilisierung“).

Die derzeit bei diesen Ansätzen angewendeten Methoden und Verfahren divergieren außergewöhnlich stark. Vereinfachend kann man aber sagen, daß die aeroben Verfahren vor der Ablagerung in der Regel folgende Verfahrensschritte enthalten können:

- Aufbereitung der Abfälle, wobei als einzelne Prozeßschritte
 - -Sortierung des Restmülls
 - Homogenisierung und/oder mechanische Vorzerkleinerung,
 - Klassierung, d. h. Abtrennung von Siebresten,
 - -Abscheidung von Leichtstoffen (z. B. mittels Windsichter),
 - -Hartstoffabscheidung,
 - -Abtrennung von Fe-Metallen,
 - -Befeuchtung,
 - -Zugabe von Klärschlamm

vorgesehen werden können.

- eventuell eine „Vorrotte“
- Intensivrotte und/oder Hauptrotte, z. B. im geschlossenen System
- Nachrotte
- „Feinaufbereitung“ für die Herstellung von Rekultivierungsmaterial

Sehr einfache Verfahren verzichten auf eine aufwendige Aufbereitung und Intensivrotte und behandeln die Abfälle in einer offenen Mietenrotte. Die Mieten werden bei einigen Deponien in Deutschland direkt auf der Deponieoberfläche aufgesetzt und nach einer gewissen Zeit verdichtet. Eine Belüftung im sogenannten „Kaminzugverfahren“ ist dabei möglich. Bei um-hausten oder geschlossenen Systemen sind dagegen die oben genannten Verfahrensschritte obligat. Es sind auch meistens entsprechende Einrichtungen zur Erfassung, Ableitung und Behandlung der Abluft vorhanden (z. B. Biofilter).

Anaerobe Verfahren befinden sich zum größten Teil noch im Entwicklungsstadium, vor allem was die Aufbereitung der Abfälle und die Cofermentation, also die gemeinsame Vergärung mit anderen Abfällen, anbelangt. Damit ist eine Vielfalt von technischen Möglichkeiten gegeben, wobei nachstehend eine typische Abfolge der Prozeßschritte genannt wird:

- Trockenaufbereitung, z. B. Homogenisierung und/oder mechanische Vorzerkleinerung, dann Klassierung, d. h. Abtrennung von Siebresten, oft auch Abtrennung von Leichtstoffen und Fe-Metallen
- Naßaufbereitung zur Zerkleinerung und Aufschlämmung der vergärbaren organischen Substanz, dabei oder unmittelbar anschließend Abtrennung einer mineralstoffreichen Fraktion, z. B. im Hydrozyklon
- Vergärung im geschlossenen System, Nutzung des Methangases, gegebenenfalls nach einer Reinigung oder Aufbereitung
- Übergangsphase zur aeroben Behandlung
- Nachrotte, davor eventuell auch noch eine Hauptrotte
- „Feinaufbereitung“ für die Herstellung von Rekultivierungsmaterial

Fraktionen, die durch Aufbereitung aus Restmüll gewonnen werden, können im Prinzip auch direkt in Faultürme von Kläranlagen zudosiert werden. Für eine ausreichende Aufenthaltszeit und eine Nachbehandlung des Austrages aus dem Faulturm bzw. Fermenter muß jedenfalls gesorgt werden.

Biologische Abbauvorgänge können aber auch als Behandlungsschritt vor einer thermischen Behandlung eingesetzt werden, mit der Zielsetzung, den Wassergehalt der Abfälle zu verringern und die Materialien in einen langfristig lagerstabilen Zustand zu überführen. Die diesbezüglichen Verfahren der „Trockenstabilisierung“ sind auch ohne langjährige Anwendung in ausreichendem Umfang großtechnisch erprobt und somit Stand der Technik.

Die Trockenstabilisierung enthält folgende Verfahrensschritte:

- Aufbereitung, z. B. Homogenisierung und/oder mechanische Vorzerkleinerung
- Austrocknung des Rottegutes auf einen Wassergehalt < 10 bis 15 % in einem geschlossenen System, mit Ausnutzung der Selbsterhitzung, gegebenenfalls mit Vorwärmung der Zuluft
- Zwischenlagerung im „Stabilatlager“

Für Anlagen zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung werden in Zukunft verstärkt Verbundlösungen bzw. integrierte abfallwirtschaftliche Ansätze mit gleichzeitiger Verwertung der heizwertreichen Fraktionen anzustreben sein. Ob derartige Verbundlösungen auch die Methode der Trockenstabilisierung - eventuell nur für heizwertreiche Fraktionen - beinhalten werden, wird Gegenstand der weiteren Diskussion sein.

1.3.1 Kurzer Kommentar zur Anaerobtechnik

Die bisherige strikte Teiltrennung in aerobe und anaerobe Verfahren zur Behandlung biologisch leicht abbaubarer Abfälle wird zunehmend durchbrochen. So sei beispielhaft auf die im angelsächsischen Raum immer mehr gebräuchlichen Ausdrücke „aerobic composting“ und „anaerobic composting“ hingewiesen, wodurch sich sicherlich auch im deutschsprachigen Raum der Begriff aerobe und anaerobe Kompostierung bzw. Rotte soweit verbreiten wird, daß dies allgemein verstanden wird.

Tatsächlich sind auch die Unterschiede, sieht man von den anders gearteten Milieubedingungen für die Biologie hinsichtlich des Luft-Sauerstoffes ab, nicht allzu wesentlich. In beiden Fällen geht es um den Abbau organischer Substanz unter möglichst raschen, kontrollierbaren Bedingungen. Auch die erforderlichen Rahmenbedingungen für einen optimalen Abbau-
prozeß wie Feuchtigkeit, Substratzusammensetzung (Müll), Partikelgröße und Einfluß der Partikelgröße auf den Prozeß und vieles andere sind an sich ähnlich zu berücksichtigen.

Ist es beim aeroben Prozeß, also der Rotte, im wesentlichen die Struktur des Materials und die Art deren Belüftung, welche zentrale Elemente der Prozeßführung darstellen, so ist es beim anaeroben Prozeß die Temperaturführung, die einen ganz entscheidenden Einfluß für das Temperaturniveau und somit für die Art des Prozesses (mesophil oder thermophil) besitzt.

Beiden Verfahren gemeinsam sind jedoch nachstehende Prozeßschritte:

- Anlieferung
- Störstoffauslese und Kontrolle
- spezielle Aufbereitung

Diese spezielle Aufbereitung hat sich am jeweiligen Prozeß zu orientieren, wobei hier folgende Abläufe enthalten sein können:

- Zerkleinerung
- Vermischung und Homogenisierung
- der jeweilige biologische Prozeß - unter aeroben Bedingungen die Rotte oder unter anaeroben Bedingungen die Faulung.

Beim Rotteprozeß stellt der Übergang von der Intensivabbaustufe zur Reifung grob betrachtet lediglich eine Reduktion des Sauerstoffbedarfs dar, wobei grundsätzlich ein mit wenig Betriebsaufwand bzw. billig zu fahrender Reifeprozeß möglich ist.

Nach Abschluß des anaeroben Prozesses ist in der Regel ein oxidativer Prozeß nachzuschalten, da an sich unter anaeroben Prozeßbedingungen überwiegend nur die leichtabbau-
baren Stoffe (Vegetabilien) abgebaut werden. Im einstufigen anaeroben Prozeß, der auf-
grund seiner Stabilität und dem heutigen Stand der Technik wohl als einziger für eine anaerobe Restmülltechnologie zielführend angesehen werden kann, werden kaum verholzte Anteile (Zellulose) abgebaut. Das Nachschalten eines oxidativen Prozesses ist insbesondere im Hinblick auf die Vorgabe der Deponieverordnung für das Deponiegut, nämlich das Ein-
halten eines oberen Heizwertes von 6.000 kJ/kg, erforderlich. Diese Erfordernisse machen möglicherweise einen sinnvollen Einsatz der Anaerobverfahren sehr schwierig.

2 DARSTELLUNG DER ÖSTERREICHISCHEN ANLAGEN

Im Jahr 1988 wurden in Österreich 17 Anlagen zur biologischen Behandlung von Hausmüll betrieben. Die Gesamt-Nennkapazität betrug damals 600.000 Mg/a. Die meisten dieser Anlagen wurden zwischen 1975 und 1981 errichtet, in einer Zeit, als die getrennte Sammlung biogener Abfälle noch längst nicht zum Bestandteil der Abfallwirtschaft gehörte. Der Zweck der Anlagen bestand darin, durch aerobe Behandlung (Rotte) die Masse der abzulagernden Abfälle zu verringern und durch entsprechende organisatorische und technische Maßnahmen zu erreichen, daß ein verwertbarer, vergleichsweise schadstoffärmer Kompost hergestellt werden konnte. Die vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft im September 1977 herausgegebenen „Richtlinien für geordnete Mülldeponien im Interesse des Gewässerschutzes“ führten gleichzeitig zu einem Ansteigen der Kosten für die Ablagerung und damit zu einem wirtschaftlichen Anreiz für die Errichtung von Müllsortier- und Rotteanlagen.

In den 80er Jahren wurde die Vermarktung von Müllkompost bzw. Müll-Klärschlamm-Kompost zunehmend schwieriger. Ursachen für diesen Absatzrückgang waren nicht nur die steigenden Qualitätsanforderungen an den Kompost in Bezug auf den Bodenschutz, sondern auch die in größeren Komposten stets vorhandenen optischen Störstoffe, wie Glas und Kunststoffe.

Seither ist die Herstellung von Kompost aus Müll bzw. Restmüll auf einen geringen Bruchteil der ehemaligen Produktion gesunken. Zunehmend an Bedeutung gewonnen hat dagegen die Vorbehandlung im Sinne einer Reduzierung des Reaktions- und Emissionsvermögens der Abfälle in der Deponie. In Abhängigkeit von den jeweiligen örtlichen Verhältnissen ist derzeit auch die Herstellung von Rekultivierungsmaterialien für Deponien von größerer Bedeutung. Erwähnenswert ist in diesem Zusammenhang, daß die erste Rotteanlage in Österreich bereits 1968 errichtet wurde, und zwar in Wien. Weiters wurden einzelne Deponien zeitweise als Rottedeponien betrieben (z. B. Attnang-Puchheim, Oberösterreich und Ahrental, Tirol). Das Rottedeponie-Verfahren fand jedoch in Österreich nur für kurze Zeit eine beschränkte Verbreitung.

Überlegungen zur anaeroben Behandlung von Restmüll waren an einigen Standorten vorhanden, wurden aber wegen der vergleichsweise hohen Kosten nicht umgesetzt.

Im Gesamtüberblick sind derzeit elf Anlagen mit einem Jahresdurchsatz von ca. 250.000 Mg/a in Betrieb (siehe auch Tabelle 1).

Eine weitere MBA-Anlage (Kapazität ca. 70.000 Mg/a) ist in Planung. Darüber hinaus existieren in sechs abgegrenzten Regionen Vorplanungen bzw. Konzepte und Pilotprojekte, und an fünf Standorten Überlegungen zur Anpassung bestehender Anlagen an den Stand der Technik (meist ohne Kapazitätserweiterung).

Tab. 1: Überblick über die MBA-Anlagen in Österreich (1997)

Standort	Bundes- land	Menge t/a A)	Behandlungstechnik		Abluftreinigung	Output B)
			C)			
Aich-Assach	St	7.000	Sichtung, Siebung, Rottetrommel, Boxen mit technischer Belüftung, weitere technische Belüftung unter Dach, Nachritte	Staubfilter, Rottetunnel mit technischer Belüftung, weitere Saugbelüftung in der Halle, Nachritte	Rotte-Filter	D, K
Allerheiligen	St	15.000	Zerkleinerung, Siebung, Schneckenmischer, Rottetrommel, Boxen mit technischer Belüftung unter Dach, Nachritte	Staubfilter, zwei Biofilter	Rek, D	
Fischamend	NÖ	18.000	Grobzerkleinerung, Mischtrommel, Rotte in großen Zeilenmieten unter Dach	keine		D
Frojach-Katsch	St	4.000	Zerkleinerung in Hammermühle, Rottetrommel, Siebung, Rotte in Zeilenmieten unter Dach	Staubfilter für die Zerkleinerung	Rek, D	
Herzogsdorf (Gerling)	OÖ	14.000	Stangensizer, Saugbelüftete Tafelmieten in einer Halle	Biofilter	D	
Kirchdorf a. d. Krems	OÖ	6.000	Mechanische Klassierung (Prall- und Siebprinzip), unbelüftete Lagerung	keine	D, K, V	
Oberpullendorf	B	35.000	Rottetrommel, Siebung, Tafelmieten mit technischer Belüftung in einer Halle, Nachritte	Biofilter	D	
Ort im Innkreis	OÖ	16.000	Rottetrommel, Siebung, Mieten im Freien	keine	D	
Roppen	T	13.000	Zerkleinerung in Schneidemühle, Rottetrommel, Siebung, technisch belüftete Tafelmieten in einer Halle, Nachritte	Biofilter		
Siggenwiesen	S	96.000	Zerkleinerung, Rottetrommel, technisch belüftete Tafelmieten in einer Halle	Biofilter	D	
Zell am See	S	29.000	Zerkleinerung, Siebung, Rottetrommel, technisch belüftete Rottezellen in zwei Hallen	zwei Biofilter	D	

A) Jährlich verarbeitete Abfallmenge, gerundet; ohne Bioabfall und ohne unbehandelten Sperrmüll.

B) D=Material für die Deponie
V=Verbrennung von Teilstoffen

C) Details wie Magnetscheidung, Hartstoffabscheider, mehrstufige Siebung, Rottetabscheider, Ballenpresse etc. werden später in der vorliegenden Monografie dargestellt.

2.1 Datengrundlage, Bestandsaufnahme

Die in diesem Bericht vorgelegten Daten wurden fast ausschließlich direkt bei Besichtigungen der österreichischen Anlagen erhoben. Im März 1996 führten Mitarbeiter des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie und des Umweltbundesamtes die Besichtigungen durch. Darauf aufbauend wurden von den Verfassern der gegenständlichen Studie im Jahr 1997 direkte Befragungen der Betreiber bei Betriebsbesuchen unter Heranziehung eines Fragebogens ausgeführt, um umfangreiche Anlagendaten erheben zu können. Bei einigen Anlagen wurden auch zusätzlich telefonische Auskünfte eingeholt oder die von T. ANGERER im Rahmen seiner Diplomarbeit am IED Leoben (1997) erhobenen Daten verwendet. Die meisten fertig ausgearbeiteten Fragebögen wurden zur Kontrolle an die Anlagenbetreiber übergeben und danach zur Publikation freigegeben. Allen Anlagenbetreibern sei an dieser Stelle nochmals für die freundliche Unterstützung bei den Erhebungen herzlich gedankt.

2.2 Methodik und Erhebung der Anlagendaten

Die in Kapitel 2.1 in ihren Grundzügen beschriebene Erhebung der Anlagendaten erfolgte mittels Fragebogens, welcher bei den Betriebsbesuchen als Bearbeitungsbasis herangezogen wurde. Nachstehend ist der verwendete Fragebogen dargestellt.

Tab. 2: Fragebogen zur Erhebung der Anlagendaten

Allgemeine Angaben zur Anlage: Standort/Adresse: Telefon:		
Technischer Aufbau der MBA-Anlage: Mechanische Materialaufbereitung: Biologische Behandlung:		
Inputanalysen:		
Durchsatzmengen:		
Input: Summe Output:	Abfallart Verwendung	Menge (Mg/a) Menge (Mg/a)
Rotteführung (Zeit, Belüftung, ...):		
Rottezeiten: Umsetzart: Umsetzintervalle: Belüftungsart: Belüftungsintervalle:		
Steuerung, Betriebszustände:		
Steuerung der Zusammensetzung der Inputmaterialien (z. B. Strukturanteile, WG): Steuerung / Betriebszustände der Rotteführung (z. B. WG, t):		
Abluftmenge / Mg:		
Anfallstelle Summe	Menge (m^3/h) kontinuierlich/diskontinuierlich	

Tab. 2 Fortsetzung: Fragebogen zur Erhebung der Anlagendaten

Emissionen:

- Wo treten Ablutemissionen auf?
- Welche Abluft wird nicht erfaßt und behandelt, welche Abluft emittiert unbehandelt?
- Gibt es Meßergebnisse/Untersuchungen der Ablutemissionen (Geruch, Schadstoffe)?

Biofilter/Bauform - Auslegungsdaten:

- Abluftkonditionierung vor dem Biofilter (Befeuchtung, Abkühlung/Erwärmung):
- Fläche, Höhe:
- Filterauslegung:
- Filtermaterialien:
- Homogener oder Schichtenaufbau:
- Befeuchtung des Filtermaterials:

Filtermaterialwechsel, Redundanz:

- Wie oft erfolgt ein Filtermaterialwechsel?
- Weist das Biofilter einzeln ansteuerbare Felder/Segmente auf? Wenn ja, wie viele?

Biofilterkontrolle (F, T, Dichte, ...):

- Kontrolle des Filtermaterials:
- Gibt es eine Regelung des Biofilters?

Abluftkontrolle:

- Gibt es ständige, regelmäßige, gelegentliche oder gar keine Abluftkontrollen (Geruch, Feuchtigkeit, Temperatur, Schadstoffe)?

Meßprogramme:**Output (Kriterien, Analysen):**

- Welche Kriterien soll der Output erfüllen (Vol.-Reduktion, Massenreduktion, Organikabbau, Verminderung der biolog. Aktivität, Erhöhung der bodenmechanischen Eigenschaften, Geruchsreduktion, etc.)?
- Wie erfolgt die Überprüfung der Einhaltung der Kriterien?

Behördliche Genehmigung/Auflagen:

- Gibt es behördliche Auflagen für die Ablutefassung und -behandlung (Ablutmengen und -konzentration, Wirkungsgrade, etc.)?

Energiebedarf/Mg:

- | | | |
|---------|--------------------|--------------------------|
| Bereich | Anschlußwerte (kW) | Energieverbrauch (kWh/a) |
| Summe | | |

Perspektiven:

- für die Ablutefassung und -behandlung:
- für die gesamte Rotteanlage:

Anmerkungen:

Die Auswertung der erhobenen Daten erfolgt in dieser Studie getrennt in folgende Bereiche:

- „technische Basisdaten, Input, Output“ und
- „Ablutefassung und Abluftbehandlung“.

Im Kapitel 2.3 werden die technischen Basisdaten über die Anlagentechnik und Daten zu den Materialflüssen dargestellt. Bei den „Durchsatzmengen“ werden im allgemeinen die im Jahr 1996 durchgesetzten Abfallmassen und Reststoffmassen angegeben. Bei Klärschlämmen wird nach Möglichkeit nicht nur die Abfallmasse (Feuchtsubstanz-Masse), sondern auch der Trockensubstanzgehalt in Masseprozent (TS), bezogen auf die Feuchtsubstanz, angegeben.

Bei Angaben über die Kapazität der Anlagen ist zu beachten, daß für die Durchsatzleistung der Anlage meistens die verfügbare Rottefläche und die gewünschte Qualität des Endproduktes die limitierenden Faktoren sind. Daraus folgt, daß die Kapazität von der jeweils erforderlichen Rottedauer abhängig ist; bei größerer Rottedauer sinkt die Kapazität der Anlage bei gleichbleibender Rottefläche bzw. gleichbleibendem Rottevolumen.

Zudem ist im Anschluß an jede Anlage eine graphische Darstellung des gesamten technischen Aufbaus enthalten. Die verwendeten graphischen Symbole zur Beschreibung der Anlagentechnik sind auf der folgenden Seite dargestellt.

2.3 MBA-Anlagen in Österreich: Technische Basisdaten, Input, Output

Auf den folgenden Seiten sind die österreichischen Anlagen in alphabetischer Reihenfolge beschrieben.

2.3.1 Anlage Aich-Assach

Allgemeine Angaben zur Anlage:

Standort/Adresse: Abfallbehandlungsanlage Aich Assach
A-8967 Haus im Ennstal, Steiermark
Telefon: 03686-4119

Technischer Aufbau der MBA-Anlage:

Mechanische Materialaufbereitung:

Nach der Annahme des Inhaltes der Haushmüll-Biomixtonne wird eine Handauslese (Sortierband) von Problemstoffen und Altstoffen durchgeführt, anschließend erfolgt der Eintrag in eine Misch- und Siebtrommel in die ca. 10 - 25 Gew.-% Wasser zugegeben werden. Der Siebüberlauf > 60 mm wird einer Verwertung zugeführt bzw. als Restmüll deponiert; der Siebdurchgang < 60 mm wird über einen Magnetscheider von Eisen und durch einen Hartstoffabscheider von Hartstoffen befreit. Danach wird auf einem Förderband direkt Klärschlamm zudosiert.

Biologische Behandlung:

Das Rottegut wird ca. 12 Wochen einer Hauptrotte in geschlossenen Boxen nach dem „Rotte-Filter-Verfahren“, wobei es einer wechselseitigen Saug-Druckbelüftung unterworfen wird, zugeführt. Anschließend erfolgt eine ca. 12wöchige Nachrotte auf einer offenen, überdachten, saug-druck-belüfteten Rottefläche (80 cm hoch). Die Absiebung geschieht mittels Spannwellensieb (9 mm) und die Nachreife des Siebdurchganges erfolgt über mehrere Wochen auf einer überdachten Nachreifefläche.

Inputanalysen:

Im Jahre 1996 wurden umfangreiche Analysen des Anlageninputs aber auch des Anlagenoutputs durchgeführt.

Durchsatzmengen:

Input:	Abfallart	Menge (Mg/a)
	Inhalt der Haushmüll - Biomixtonne	4.940
	Klärschlamm (ca. 30 % TS)	1.350
	Grünschnitt	340
Summe		6.630
Output:	Verwendung	Menge (Mg/a)
	Deponie (Siebüberlauf I und II)	1.630

Rotteführung (Zeit, Belüftung, ...):

Rottezeiten:	12 Wochen Hauptrotte in geschlossener Rotte-Filter-Box 16 Wochen Nachrotte auf belüfteter, offener Nachrottefläche einige Wochen Nachreife auf offener Nachreifefläche
Umsetzart:	<i>Das Aufsetzen, das Umsetzen und der Materialaustrag erfolgt mittels Radlader.</i>
Umsetzintervalle:	<i>Das Material wird bei jedem Übergang einer Rottephase in die nächste mit dem Radlader neu aufgesetzt. In der Nachrotte erfolgt nach 8 Wochen ein Umsetzungsvorgang. Während der anderen Rottephasen erfolgt keine Umsetzung.</i>
Belüftungsart:	Die Belüftung geschieht durch wechselseitige Saug-Druck-Belüftung in der Vor-, Intensiv- und Nachrotte sowie teilweise in der Nachreife.
Belüftungsintervalle:	<i>Etwa alle 6 bis 12 Stunden erfolgt wechselnde Saug- und Druckbelüftung, bei der in Intervallen von 20 Minuten für ca. 5 Minuten belüftet wird.</i>

Steuerung, Betriebszustände:

Steuerung der Zusammensetzung der Inputmaterialien (z. B. Strukturanteile, WG):

In der Misch- und Siebtrommel wird je nach Konsistenz des Hausmüll-Biomixmülls Wasser zugegeben. Die Steuerung erfolgt über Sichtkontrollen des Materials.

Steuerung/Betriebszustände der Rotteführung (z. B. WG, t):

Die Befeuchtung des Materials erfolgt aufgrund von Erfahrungswerten und aufgrund von optischen Kontrollen, der Rotteverlauf wird über Temperaturablesung kontrolliert.

Output (Kriterien, Analysen):

Welche Kriterien soll der Output erfüllen (Vol.-Reduktion, Massenreduktion, Organikabbau, Verminderung der biolog. Aktivität, Erhöhung der bodenmechanischen Eigenschaften, Geruchsreduktion, etc.)?

Als Output wird ein einsatzfähiger und vermarktbarer Kompost erzeugt.

Wie erfolgt die Überprüfung der Einhaltung der Kriterien?

Die Überprüfung erfolgt durch regelmäßige Überprüfung gemäß ÖNORM S 2022.

Energiebedarf/Mg:

Bereich	Anschußwerte (kW)	Energieverbrauch (kWh/a)
Mech. Aufbereitung:	k. A.	k. A.
Rotte:	13,2	ca. 29.000
Ablufterfassung und -behandlung:	10,2	k. A.
Summe	26,4	----

Perspektiven:

für die gesamte Rotteanlage:

Die derzeitige Erzeugung eines vermarktbaren Kompostes ist auch für die Zukunft vorgesehen.

Für die derzeitige Deponiefaktion ist die Abtrennung einer heizwertreichen Fraktion und eine Rotte geplant, so daß eine Unterschreitung des von der Deponieverordnung geforderten Grenzwertes für den oberen Heizwert erreicht wird.

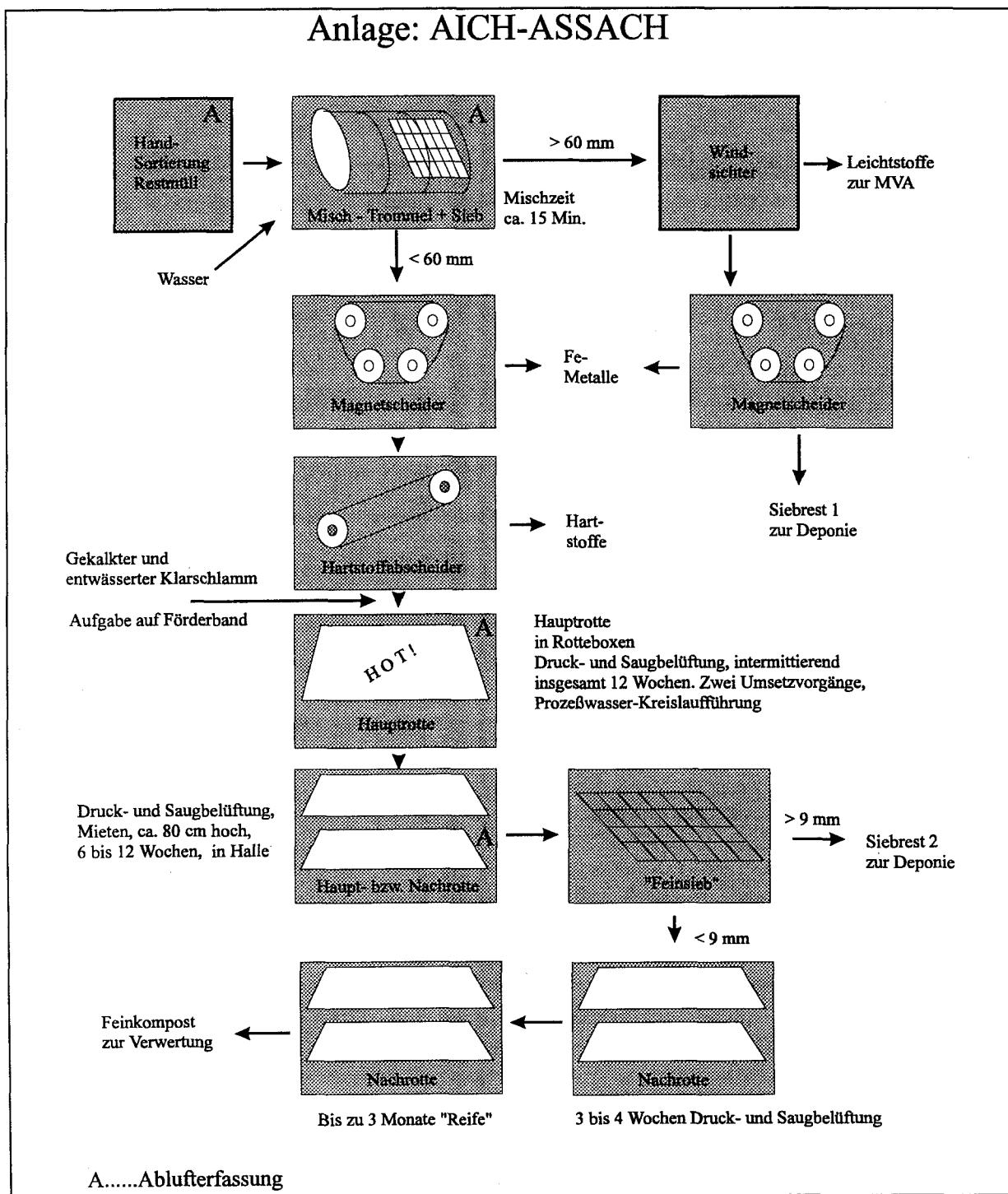


Abb. 1: Fließbild der Anlage Aich-Assach

2.3.2 Anlage Allerheiligen

Allgemeine Angaben zur Anlage:

Standort/Adresse: Kompostwerk (MKKA) Allerheiligen
A-8643 Allerheiligen, Steiermark
Telefon: 03864-2736-0

Technischer Aufbau der MBA-Anlage:

Mechanische Materialaufbereitung:

Der Restmüll wird in einer Prall-Hammer-Mühle („Universalmühle“) zerkleinert und nach einem Magnetscheider mit einem Polygonsieb auf < 80 mm abgesiebt. Die Fraktion < 80 mm wird in Schneckenwellenmischern mit entwässertem Klärschlamm intensiv vermischt. Der Siebrest > 80 mm wird deponiert.

Biologische Behandlung:

Die Intensivrotte erfolgt in einem geschlossenen System (BAS-Tunnel). In den drei Rotetunneln wird mittels Druckbelüftung und Prozeßwasserkreislaufführung das Rottegut 14 Tage lang intensiv behandelt. Danach gelangt das Rottegut zur weiteren Homogenisierung erneut in den Schneckenwellenmischer und gelangt von dort zur Nachrotte auf die Rotteplatte, wo es 3 bis 4 Wochen lang bei Saugbelüftung weiter behandelt wird. Die Rotetunnel und die Rotteplatte befinden sich in einer Halle. Im Freien erfolgt danach eine unbelüftete Fertigrotte (Mietenrotte) über mehrere Wochen.

Inputanalysen:

Es existiert ein Pilotprojekt zur MBRVD im Mürzverband (Sortieranalysen, chem. Analytik, Anlagenoptimierung, etc.) - IED (Montanuniversität Leoben).

Durchsatzmengen:

4.600 (Mg/a) Bioabfälle werden in der Anlage Allerheiligen kompostiert.

Input:	Abfallart	Menge (Mg/a)
	Grünschnitt	900
	Restabfall (gewerblich und kommunal)	9.800
	Klärschlamm entwässert	4.600
Summe	15.300	
Output:	Verwendung	Menge (Mg/a)
	Material für Rekultiv./Dep.-Abdeckung	3.900
	Siebreste / therm. Fraktion - dzt. Deponieca.	5.500
	Altmetalle (Fe) - Verwertung über Recycling	?

Rotteführung (Zeit, Belüftung, ...):

Rottezeiten:	2 Wochen Intensivrotte 3 - 4 Wochen Nachrotte 4 Wochen Fertigrotte
Umsetzart:	Das Umsetzen wird in der Intensivrotte mittels Fördertechnik und in der Nach- und Fertigrotte mittels Radlader bewerkstelligt.
Umsetzintervalle:	Umsetzungen geschehen nur bei Umlagerungen von einem Rottebereich in den anderen.
Belüftungsart:	Während der Intensivrotte erfolgt die Belüftung mittels Druckbelüftung, in der Nachrotte mittels Saugbelüftung und während der Fertigrotte durch passive Belüftung.
Belüftungsintervalle:	In den Phasen der Intensivrotte (Regelung über die Temperatur und den O ₂ -Gehalt) und der Nachrotte (konstante Belüftung) wird ständig belüftet.

Steuerung, Betriebszustände:

Steuerung der Zusammensetzung der Inputmaterialien (z. B. Strukturanteile, WG):

Das Verhältnis Restabfall zu Klärschlamm wird über Mischer eingestellt, wobei eventuell eine Nachbefeuchtung durchgeführt wird.

Steuerung/Betriebszustände der Rotteführung (z. B. WG, t):

Die Intensivrotte wird über den Temperaturverlauf (< 65 °C) und den Sauerstoffgehalt der Rotteabluft gesteuert. Sonst erfolgt eventuell eine Nachbefeuchtung.

Output (Kriterien, Analysen):

Welche Kriterien soll der Output erfüllen (Vol.-Reduktion, Massenreduktion, Organikabbau, Verminderung der biolog. Aktivität, Erhöhung der bodenmechanischen Eigenschaften, Geruchsreduktion, etc.)?

Die Deponiefähigkeit der MKS-Rohstoffe (alle angeführten Kriterien) und die Kompostgütekriterien laut ÖNORM bzw. ÖKGS (österreichisches Kompostgütesiegel) soll gegeben sein.

Energiebedarf/Mg:

Bereich	Anschlußwerte (kW)	Energieverbrauch (kWh/a)
Mech. Aufbereitung + Fördertechnik:	ca. 950	?
Rotte (Intensivrotte):	ca. 200	?
Ablufterfassung und -behandlung:	ca. 130	?
Summe	ca. 1.300	?

Perspektiven:

für die gesamte Rotteanlage:

Nach einer Optimierung des Betriebsablaufs ist die Entsprechung nach der Deponieverordnung angestrebt.

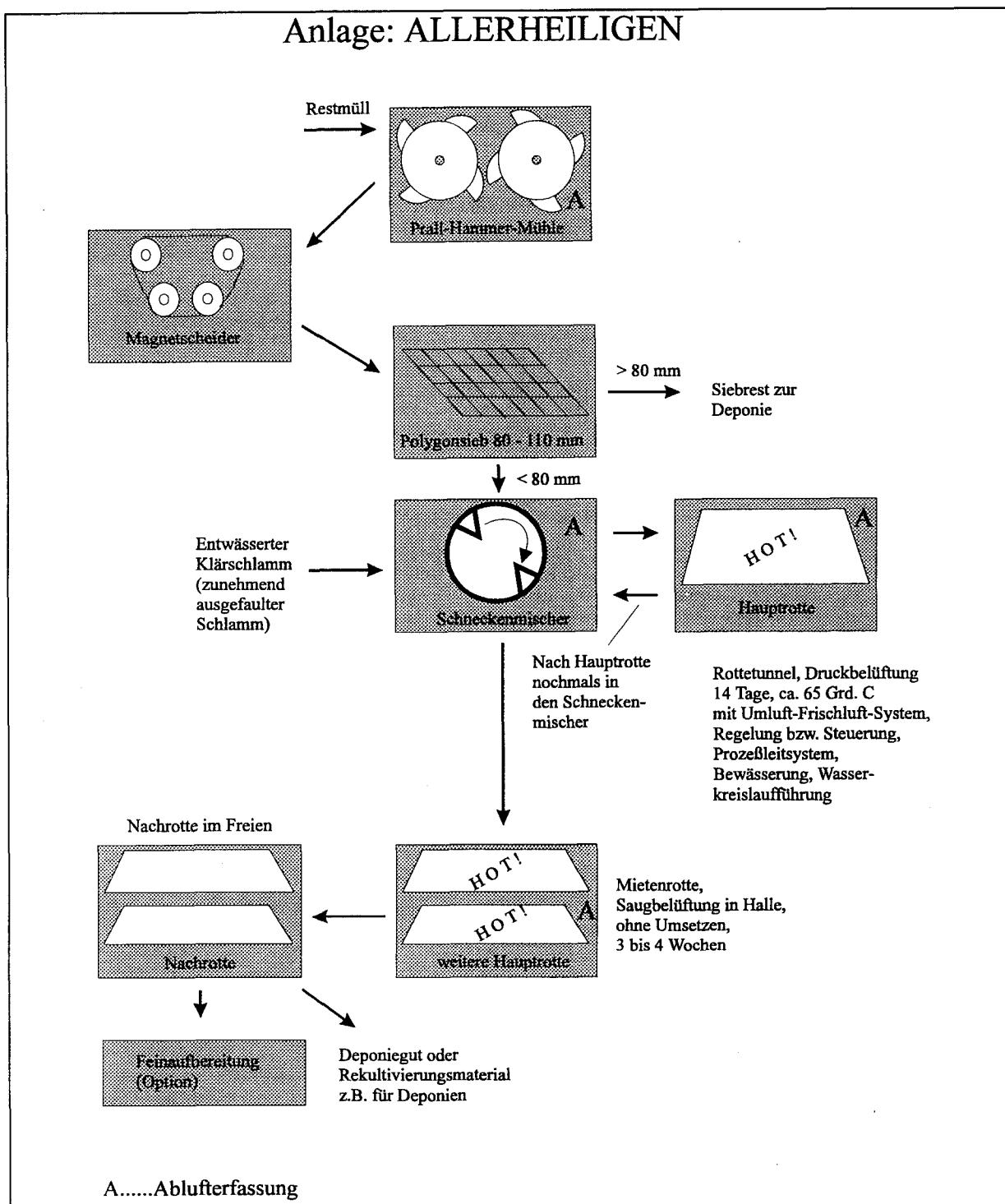


Abb. 2: Fließbild der Anlage Allerheiligen

2.3.3 Anlage Fischamend

Allgemeine Angaben zur Anlage:

Standort/Adresse: Ing. Rottner Rudolf Ges.m.b.H.
Klein Neusiedler Str. 25
A-2401 Fischamend, Niederösterreich
Telefon: 02232-76277-5

Technischer Aufbau der MBA-Anlage:

Mechanische Materialaufbereitung:

Nach der Annahme des Restmülls erfolgt eine Zerkleinerung mit Hilfe eines Shredders (Langsamläufer). Vom zerkleinerten Material werden durch einen Magnetscheider Fe-Metalle abgetrennt. Nach der Zumischung von Klärschlamm (Verhältnis RM/KS = 5/1) wird das Material in einer Mischtrommel (Dimension 3 x 15 m) homogenisiert.

Biologische Behandlung:

Das erzeugte Restmüll-Klärschlammgemisch wird zu ca. 3 m hohen Trapezmieten in einer 6 m hohen, nach der Seite teilweise offenen Halle aufgeschüttet. Eine technische Belüftung wird nicht durchgeführt. Eine wöchentliche Umsetzung erfolgt mit Hilfe eines Radladers. Die gesamte Rottedauer beträgt 12 Wochen.

Inputanalysen:

Es liegen keine Analysendaten vor.

Durchsatzmengen:

Input:	Abfallart Restmüll Klärschlamm	Menge (Mg/a) ca. 15.000 ca. 3.000
Summe		ca. 18.000
Output:	Verwendung Deponie	Menge (Mg/a) ca. 14.000

Rotteführung (Zeit, Belüftung, ...):

Rottezeiten:	12 Wochen unter Dach
Umsetzart:	Das Aufsetzen, das Umsetzen und der Materialaustrag erfolgt mit einem Radlader.
Umsetzintervalle:	Das Material wird mit einem Radlader wöchentlich umgesetzt.
Belüftungsart:	keine
Belüftungsintervalle:	keine

Steuerung, Betriebszustände:

Steuerung der Zusammensetzung der Inputmaterialien (z. B. Strukturanteile, WG):
Die Steuerung des Wassergehaltes erfolgt über die Zugabemengen von Klärschlamm und über Sichtkontrolle des Materials.

Steuerung/Betriebszustände der Rotteführung (z. B. WG, t):
Neben der Überwachung der Temperatur wird auch der Wassergehalt durch Bewässerung eingestellt.

Output (Kriterien, Analysen):

Welche Kriterien soll der Output erfüllen (Vol.-Reduktion, Massenreduktion, Organikabbau, Verminderung der biolog. Aktivität, Erhöhung der bodenmechanischen Eigenschaften, Geruchsreduktion, etc.)?
Als Output wird Material erzeugt, das den Rottegrad IV erfüllt und anschließend auf der benachbarten Deponie abgelagert wird.

Wie erfolgt die Überprüfung der Einhaltung der Kriterien?

Die Überprüfung erfolgt durch Fremdkontrolle (Überprüfung gemäß ÖNORM S 2022).

Energiebedarf/Mg:

Bereich	Anschlußwerte (kW)	Energieverbrauch (kWh/a)
<i>Mech. Aufbereitung:</i>		
Shredder:	400 PS Diesel	
Förderbänder, Mischtrommel (Dieselaggregat):	200 kVA	

Perspektiven:

für die gesamte Rotteanlage:

Es ist ein Ausbau der Anlage zur Durchführung des Restmüllsplittings (Sieb, Ballenpresse) geplant.

Anmerkungen:

Die Anlage ist erst seit Herbst 1996 in Betrieb.

Anlage: FISCHAMEND

Die Anlage ist seit Herbst 1996 in Betrieb

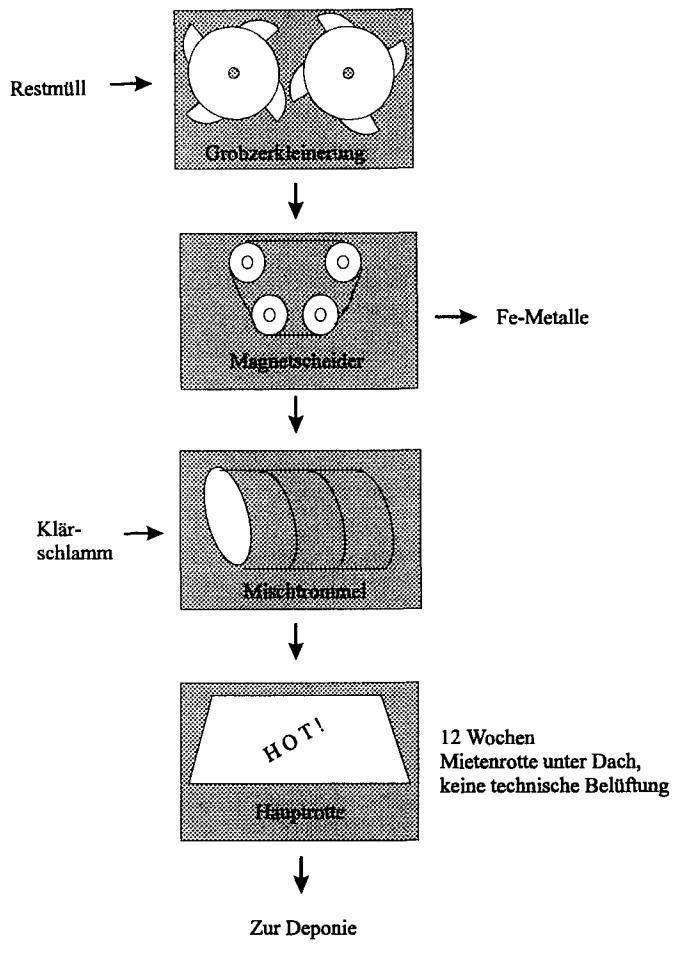


Abb. 3: Fließbild der Anlage Fischamend

2.3.4 Anlage Frojach-Katsch

Allgemeine Angaben zur Anlage:

Standort/Adresse: *Abfallwirtschaftsverband
AWV Murau
A-8842 Katsch, Steiermark*
Telefon: *03588-492*

Technischer Aufbau der MBA-Anlage:

Mechanische Materialaufbereitung:

Nach der Annahme des Inhaltes der Restmülltonne erfolgt eine Zerkleinerung mit Hilfe einer Hammermühle. Das zerkleinerte Material wird anschließend in einer Siebtrommel auf < 25 mm abgesiebt. Über Magnetscheider werden die Metallteile der Fraktion < 25 mm abgeschieden. Der Sieüberlauf > 25 mm wird in Ballen gepreßt und auf eine Fremddeponie verbracht. Für die Behandlung des Sperr- und Gewerbeabfalls steht eine Containerpresse zur Verfügung. Bei Ausfall der Ballenpresse kann die Deponiefraktion auch über diese Preßstation transportfähig gemacht werden.

Biologische Behandlung:

Die Fraktion < 25 mm wird in einer Halle zu Dreiecksmieten aufgesetzt. Nach ca. 4 Wochen Rotte unter Dach, bei der keine technische Belüftung durchgeführt wird, gelangt das Rottegut ins Freie. Dort wird es zu mehreren Metern (ca. 4 m) hohen, ebenfalls unbelüfteten Mieten aufgeschüttet. Die Rottezeit im Freien beträgt je nach Bedarf (Eigenbedarf) an Rekultivierungsmaterial etwa 3 - 4 Monate.

Deponie: Die Verbandsdeponie, die am Betriebsgelände liegt, ist verfüllt und wird schrittweise rekultiviert. Der Verband verfügt daher über keine eigene Deponie mehr.

Inputanalysen:

Es liegen keine Analysendaten vor.

Durchsatzmengen:

Input:	Abfallart <i>Restmüll (Kapazität 15.000) zurzeit</i>	Menge (Mg/a) <i>4.000</i>
Output:	Verwendung <i>Rekultivierungsmaterial Deponie (Sieüberlauf > 25 mm)</i>	Menge (Mg/a) <i>700-2.700 1.000-1.300</i>

Rotteführung (Zeit, Belüftung, ...):

Rottezeiten:	<i>ca. 4 Wochen Rotte in der Halle in Form von unbelüfteten Dreiecksmieten mit einer Höhe von ca. 1,5 m 3 - 4 Monate Nachrotte auf unbelüfteter, offener Nachrottefläche</i>
Umsetzart:	<i>Das Aufsetzen, das Umsetzen und der Materialaustrag erfolgt mit einem Radlader.</i>
Umsetzintervalle:	<i>Das Material wird beim Übergang von der Rottephase unter Dach in die Nachrotte mit dem Radlader neu aufgesetzt. Weiters wird ca. alle 3 Wochen bzw. insgesamt rund 2 - 3 x die Miete im Freien umgesetzt.</i>
Belüftungsart:	<i>keine</i>
Belüftungsintervalle:	<i>keine</i>

Steuerung, Betriebszustände:

Steuerung der Zusammensetzung der Inputmaterialien (z. B. Strukturanteile, WG):
keine

Steuerung/Betriebszustände der Rotteführung (z. B. WG, t):
keine

Output (Kriterien, Analysen):

Welche Kriterien soll der Output erfüllen (Vol.-Reduktion, Massenreduktion, Organikabbau, Verminderung der biolog. Aktivität, Erhöhung der bodenmechanischen Eigenschaften, Geruchsreduktion, etc.)?

Als Output soll ein einsatzfähiges und vermarktbares Material erzeugt werden.

Wie erfolgt die Überprüfung der Einhaltung der Kriterien?

Die Überprüfung der Produktqualität erfolgt durch regelmäßige Überprüfung gem. ÖNORM S 2022.

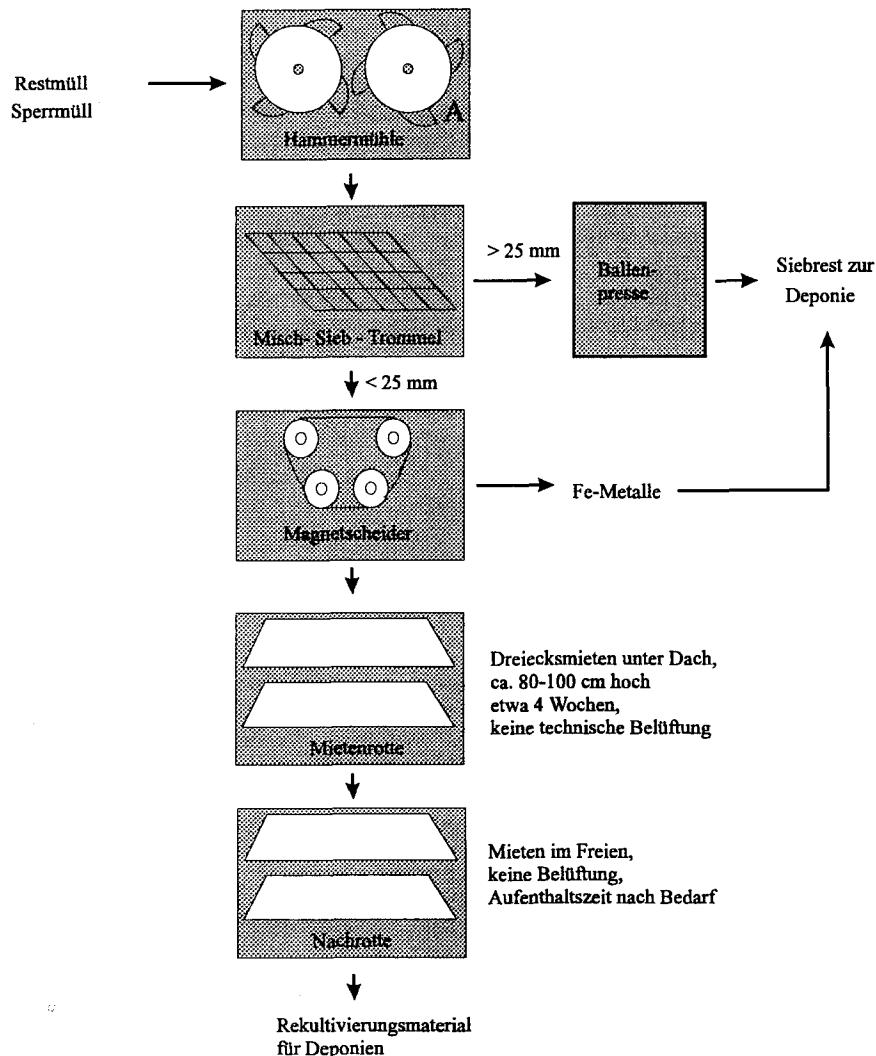
Energiebedarf/Mg:

k.A.

Perspektiven:

für die gesamte Rotteanlage:

Die derzeitige Erzeugung eines vermarktbares Materials ist auch für die Zukunft vorgesehen.

Anlage: FROJACH - KATSCH

A.....Ablufterfassung

Abb. 4: Fließbild der Anlage Frojach-Katsch

2.3.5 Anlage Herzogsdorf (Gerling)

Allgemeine Angaben zur Anlage:

Standort/Adresse: Firma Zellinger
Raiffeisenplatz 10
A-4111 Walding, Oberösterreich
Telefon: 07234-2303

Technischer Aufbau der MBA-Anlage:

Mechanische Materialaufbereitung:

Das Material wird über eine Geruchsschleuse in einen Flachbunker eingebracht und die Aufgabe erfolgt mittels Radlader in ein Förderband. Der Restmüll wird über einen Stangensichter auf eine Korngröße < 80 mm gesiebt. Der Siebüberlauf gelangt auf eine Deponie.

Biologische Behandlung:

Der Siebdurchgang < 80 mm wird in einer Halle in Form einer Tafelmiete (ca. 3 - 4 m hoch) aufgesetzt, wobei die Belüftung mittels Saugbelüftung erfolgt.

Inputanalysen:

Es sind keine Inputanalysen vorhanden.

Durchsatzmengen:

Input:	Abfallart Restmüll mit biogenen Anteilen	Menge (Mg/a) 14.040
Output:	Verwendung Deponie	Menge (Mg/a) k.A.

Rotteführung (Zeit, Belüftung, ...):

Rottezeiten: Die Rottezeit beträgt 4 - 8 Monate.

Umsetzart: Die Umsetzung erfolgt mittels Radlader.

Umsetzintervalle: Es wird 1-2 x während der gesamten Rottezeit umgesetzt.

Belüftungsart: Die Belüftung erfolgt mittels Saugbelüftung in der Hauptrotte.

Belüftungsintervalle: k. A.

Steuerung, Betriebszustände:

Steuerung der Zusammensetzung der Inputmaterialien (z. B. Strukturanteile, WG):

Zur Befeuchtung werden geringe Mengen an Klärschlamm eingesetzt.

Steuerung/Betriebszustände der Rotteführung (z. B. WG, t):

Die Steuerung der Feuchtigkeit wird mittels Tropfbewässerung vorgenommen.

Output (Kriterien, Analysen):

Welche Kriterien soll der Output erfüllen (Vol.-Reduktion, Massenreduktion, Organikabbau, Verminderung der biolog. Aktivität, Erhöhung der bodenmechanischen Eigenschaften, Geruchsreduktion, etc.)?

Die Anlage dient der Volumen- und Massenreduzierung.

Wie erfolgt die Überprüfung der Einhaltung der Kriterien?

k. A.

Energiebedarf/Mg:

k.A.

Perspektiven:

für die gesamte Rotteanlage:

Die Unterschreitung des Grenzwertes nach der Deponie-VO für den oberen Heizwert von 6.000 kJ/kg wird angestrebt.

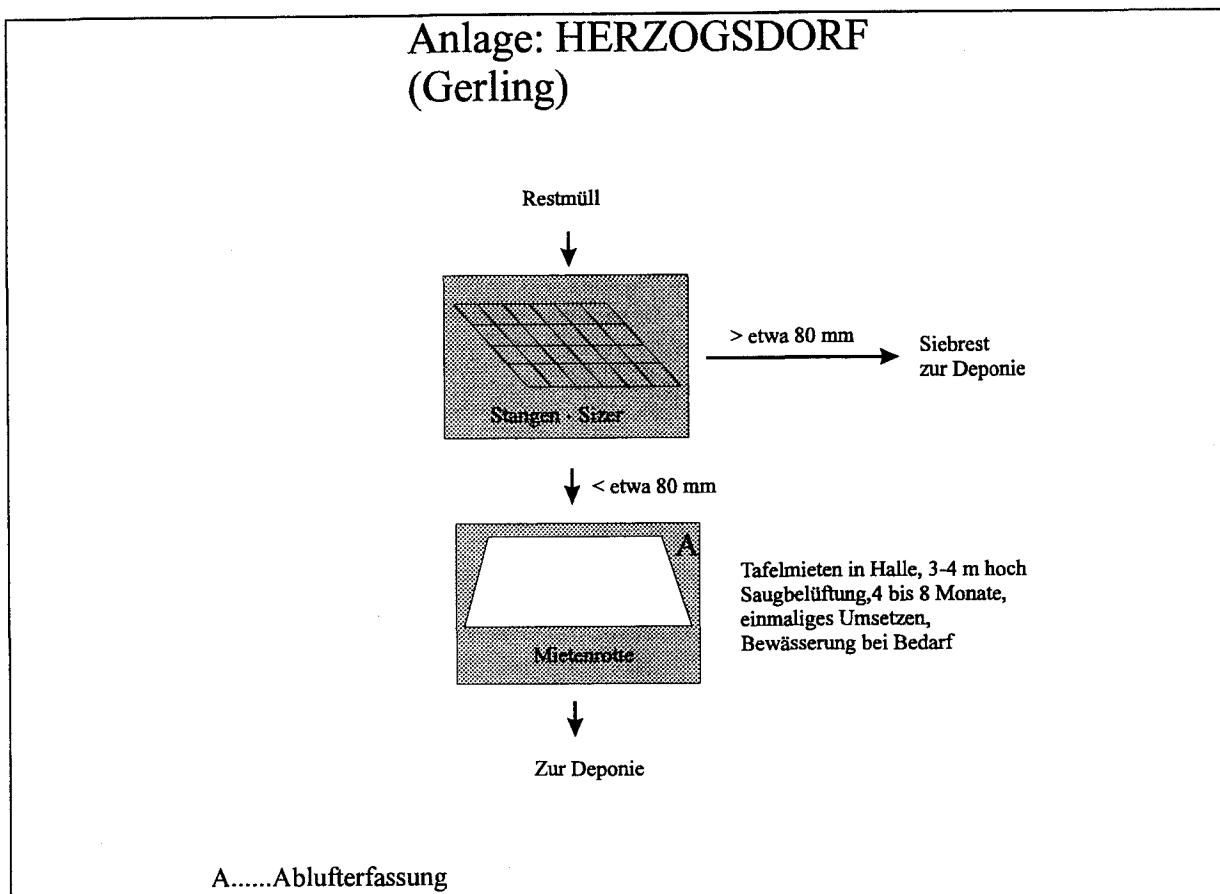


Abb. 5: Fließbild der Anlage Herzogsdorf

2.3.6 Anlage Kirchdorf

Allgemeine Angaben zur Anlage:

Standort/Adresse: Bezirksabfallverband Kirchdorf a. d. Krems
A-4560 Kirchdorf a. d. Krems, Oberösterreich
Telefon: 07582-81137

Technischer Aufbau der MBA-Anlage:

Mechanische Materialaufbereitung:

Hausmüll (Restmüll) wird mit einem Sackaufreißer etwas homogenisiert (zerkleinert) und anschließend mit einem ballistischen Separator (PLM) in die Fraktionen leicht, schwer und < 50 mm getrennt, wobei die Siebfraktion kompostiert wird. Die Leichtfraktion und Teile der Schwerfraktion gehen zur Verbrennung (WAV). Eisenschrott wird mittels Magnet abgetrennt und der Verwertung zugeführt. Sperrmüll wird in Holz und Restabfall getrennt. Diese Restfraktion wird gemeinsam mit dem Gewerbemüll deponiert.

Biologische Behandlung:

Die Rottte erfolgt auf einer Tafelmiete („Schüttkegel“) welche eine Fläche von ca. 500 m² einnimmt. Die Kompostierung wird nur als „Intensiv“-Stufe (ca. 3 - 4 Wochen) mit wenig Aufwand betrieben. Zur „Reifung“ wird das Material an Dritte weitergegeben, die auch die Verwertung des Komposts übernehmen.

Inputanalysen:

Vor einigen Jahren wurden Analysen durchgeführt.

Durchsatzmengen:

Input:	Abfallart	Menge (Mg/a)
	Restmüll	30 % Kompost 6.300
		65 % WAV
		5 % Metalle
	Sperrmüll (kein Eisen)	ca. 60 % WAV 860
		ca. 40 % Altholz
	Gewerbemüll	Deponie 2.000
Summe		9.160
Output:	Verwendung	Menge (Mg/a)
	Verbrennung, Deponie,	
	Lieferung zur Weiterbehandlung in eine andere MBA-Anlage in Österreich	k. A.

Rotteführung (Zeit, Belüftung, ...):

Rottezeiten: ca. 4 Wochen vor Ort
Umsetzart: Das Umsetzen geschieht mittels Radlader.
Umsetzintervalle: Nach der 1. Woche wird umgesetzt, dann beim Verladen, bei Bedarf (Geschwindigkeit) wird ebenfalls umgesetzt.
Belüftungsart: keine
Belüftungsintervalle: keine

Steuerung, Betriebszustände:

Steuerung der Zusammensetzung der Inputmaterialien (z. B. Strukturanteile, WG):
Es erfolgen keine Zumischungen.

Steuerung/Betriebszustände der Rotteführung (z. B. WG, t):
Es wird keine Optimierung des Rotteprozesses durchgeführt, nur das Umsetzen mit dem Radlader

Output (Kriterien, Analysen):

Welche Kriterien soll der Output erfüllen (Vol.-Reduktion, Massenreduktion, Organikabbau, Verminderung der biolog. Aktivität, Erhöhung der bodenmechanischen Eigenschaften, Geruchsreduktion, etc.)?

Es sind keine Kriterien vorgegeben.

Wie erfolgt die Überprüfung der Einhaltung der Kriterien?

Es gibt keine Kontrolle.

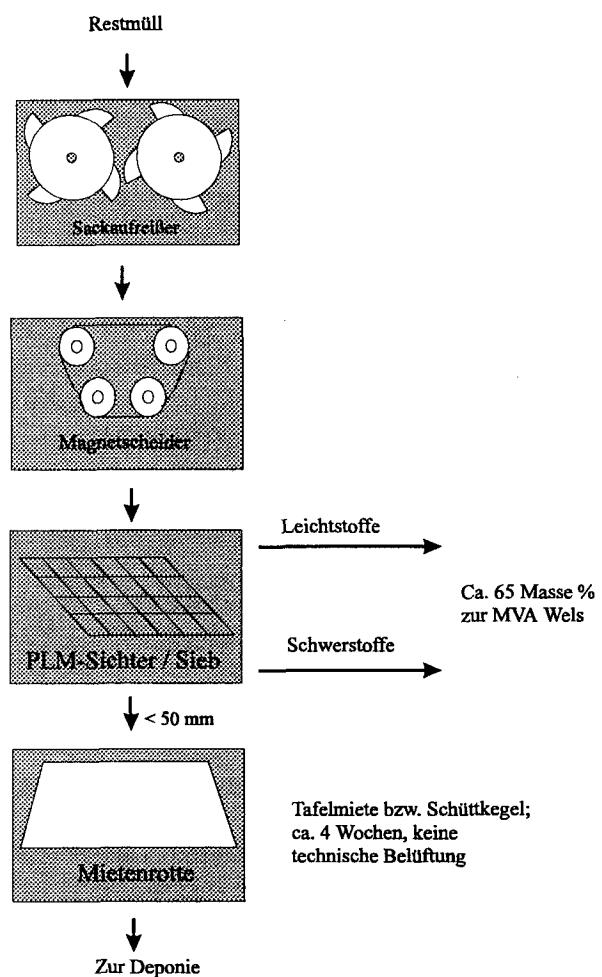
Energiebedarf/Mg:

Bereich	Anschlußwerte (kW)	Energieverbrauch (kWh/a)
Mech. Aufbereitung:	100	

Perspektiven:

für die gesamte Rotteanlage:

Es wird kein Handlungsbedarf angegeben.

Anlage: KIRCHDORF

A.....Ablufterfassung

Abb. 6: Fließbild der Anlage Kirchdorf

2.3.7 Anlage Oberpullendorf

Allgemeine Angaben zur Anlage:

Standort/Adresse: Umweltdienst Burgenland
Rottwiese
Postfach 101
A-7350 Oberpullendorf, Burgenland

Telefon: 02612-42120

Technischer Aufbau der MBA-Anlage:

Mechanische Materialaufbereitung:

Nach der Abtrennung von sperrigen Gegenständen und Fe-Metallen (nur bei den 2 großen Trommeln) wird der Restmüll in Rottetrommeln (System DANO) gemeinsam mit Klärschlamm vermischt und bei einer Aufenthaltszeit von 24 - 36 Stunden vorgerottet, wobei zwei große und eine kleine Trommel zur Verfügung stehen. Die am Ende der Trommeln angeflanschten Siebe sorgen für eine Trennung in die Fraktionen < 65 mm und > 65 mm. Das Material < 65 mm wird in einem Spannwellensieb in die Fraktionen < 25 mm und 25 - 65 mm getrennt. Nach Magnetscheidung und Abtrennung von Hartstoffen gelangt die Fraktion < 25 mm in die Haupttrotte. Die Fraktionen > 65 mm, 25 - 65 mm und die Hartstoffe gelangen auf die Deponie. Für die Herstellung von Feinkompost (< 10 mm) stehen ein Windsichter und ein Spannwellensieb zur Verfügung, welche aber derzeit nicht zum Einsatz kommen.

Biologische Behandlung:

Die Vorrote des Materials < 25 mm erfolgt in Rottetrommeln über einen Zeitraum von 24-36 Stunden. Danach gelangt das Rottegut in die Haupttrotte, welche auf zwei in einer Halle befindlichen druckbelüfteten Tafelmieten („Rotteplatten“) mit jeweils 10 Segmenten bewerkstelligt wird. Die Druckbelüftung erfolgt von unten für die Hälfte der Rottezeit, wobei die Aufenthaltsdauer 10 Wochen beträgt. Die Umsetzung des Rottegutes geschieht einmal wöchentlich automatisch. Die Nachrotte (ca. 3 Monate) wird im Freien ausgeführt, wobei auch fallweise von unten belüftet wird.

Inputanalysen:

Es wurden Sortieranalysen durchgeführt.

Durchsatzmengen:

Input:	Abfallart	Menge (Mg/a)
	Restmüll (Restmüllsammlung Bgld.)	27 000
	sonstige Abfälle (Friedhofsabfälle, Windeln, etc.)	1.050
	Holzabfälle	400
	Klärschlamm (20 - 35 % TS)	6.500
Summe		34.950
Output:	Verwendung	Menge (Mg/a)
	Deponie	ca. 7.000
	Siereste (> 65 mm, > 25 - 65 mm, Hartstoffe)	ca. 18.000
	Fe-Metalle	ca. 1.000

Rotteführung (Zeit, Belüftung, ...):

Rotzeiten: 24 - 36 Stunden in Rottetrommeln
10 Wochen auf druckbelüfteten Tafelmieten
ca. 3 Monate Nachrotte im Freien

Umsetzart: automatisches Umsetzgerät für die Haupttrotte

Umsetzintervalle: 1 x wöchentlich in der Haupttrotte

Belüftungsart: Druckbelüftung von unten

Belüftungsintervalle: Etwa 50 % der Haupttrottezeit wird belüftet.

Steuerung, Betriebszustände:

Steuerung der Zusammensetzung der Inputmaterialien (z. B. Strukturanteile, WG):

Die Feuchte wird über den Klärschlamm eingestellt, so daß das Rottegut etwa 40-50 % Feuchte enthält.

Steuerung/Betriebszustände der Rotteführung (z. B. WG, t):

Bei den Umsetzvorgängen während der Haupttrotte wird Wasser zugesetzt, so daß das Material zu Beginn etwa 40-50 % Feuchte enthält, am Ende etwa 30 %.

Output (Kriterien, Analysen):

Welche Kriterien soll der Output erfüllen (Vol.-Reduktion, Massenreduktion, Organikabbau, Verminderung der biolog. Aktivität, Erhöhung der bodenmechanischen Eigenschaften, Geruchsreduktion, etc.)?

Es wird Kompostqualität angestrebt.

Wie erfolgt die Überprüfung der Einhaltung der Kriterien?

Die Prüfung der Einhaltung der Kriterien erfolgt über Kompostanalysen. Es wurden auch bereits in Hinblick auf die Deponieverordnung Bestimmungen des oberen Heizwertes an verschiedenen Fraktionen aus der Kompostieranlage ausgeführt.

Energiebedarf/Mg:

Bereich	Anschlußwerte (kW)	Energieverbrauch (kWh/a)
Mech. Aufbereitung:	k.A.	
Rotte:	k.A.	
Abluftentfernung und -behandlung:		
Summe	50 kW/Mg	

Perspektiven:

für die gesamte Rotteanlage:

In der Rottehalle ist eine Verbesserung des Bodenaufbaus geplant, welche eine Steuerung der Belüftung ermöglicht. Für die Nachrotte soll eine Möglichkeit zur Befeuchtung geschaffen werden. Die Hartstoffabscheidung soll eventuell erst beim Fertigprodukt ausgeführt werden.

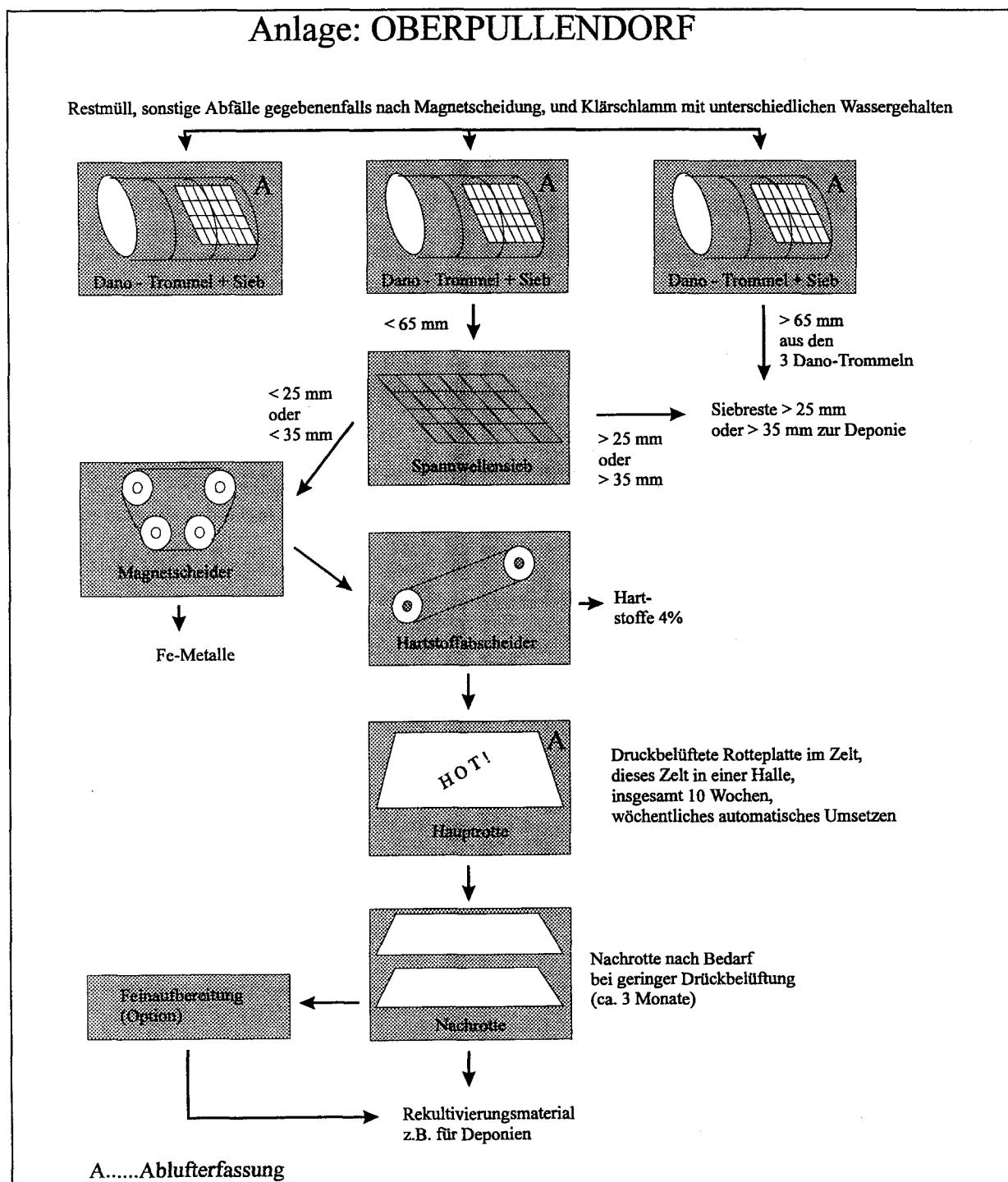


Abb. 7: Fließbild der Anlage Oberpullendorf

2.3.8 Anlage Ort im Innkreis

Allgemeine Angaben zur Anlage:

Standort/Adresse: *Karl Gradinger Müllbetriebs- und -verwertungs Ges.m.b.H.
Industriestraße 50
A-4710 Grießkirchen, Oberösterreich*
Telefon: *07248-68528*

Technischer Aufbau der MBA-Anlage:

Mechanische Materialaufbereitung:

Nach der Homogenisierung und Vorbehandlung in einer Dano-Trommel über einen Zeitraum von 36 Stunden erfolgt eine Absiebung mittels Grobsieb (120 mm). Anschließend läuft das Material über einen Metallabscheider. Schließlich erfolgt eine weitere Abtrennung eines Rotteguts über ein Rüttelsieb (< 10 mm). Der Überlauf des Grobsiebes (> 120 mm) und die Restfraktion (> 10 mm) wird direkt deponiert.

Biologische Behandlung:

Der angelieferte Restmüll wird in einer Dano-Trommel homogenisiert und 36 Stunden vorgerottet. Die abgesiebte Fraktion < 10 mm wird im Freien in großen Trapezmieten aufgesetzt und ohne technische Belüftung und ohne Umsetzen für eine nicht definierte Zeit (mehrere Monate) verrottet.

Inputanalysen:

Anlysendaten über den Input liegen nicht vor.

Durchsatzmengen:

Input:	<i>Abfallart Restmüll</i>	Menge (Mg/a) <i>ca. 16.000</i>
Output:	<i>Verwendung Deponie Zwischenabdeckung und Rekultivierungsmaterial für Deponie</i>	Menge (Mg/a) <i>ca. 11.000</i> ca. 3.000

Rotteführung (Zeit, Belüftung, ...):

Rottezeiten:	<i>36 Stunden in der Dano-Trommel mehrere Wochen bis Jahre auf Trapezmieten</i>
Umsetzart:	<i>keine</i>
Umsetzintervalle:	<i>keine</i>
Belüftungsart:	<i>keine</i>
Belüftungsintervalle:	<i>keine</i>

Steuerung, Betriebszustände:

Steuerung der Zusammensetzung der Inputmaterialien (z. B. Strukturanteile, WG):
Es existiert keine Steuerung.

Steuerung/Betriebszustände der Rotteführung (z. B. WG, t):
Es existiert keine Steuerung.

Output (Kriterien, Analysen):

Welche Kriterien soll der Output erfüllen (Vol.-Reduktion, Massenreduktion, Organikabbau, Verminderung der biolog. Aktivität, Erhöhung der bodenmechanischen Eigenschaften, Geruchsreduktion, etc.)?
An das Outputmaterial werden derzeit keine Ansprüche gestellt, da es auf der Deponie abgelagert wird.

Energiebedarf/Mg:

Bereich	Anschlußwerte (kW)	Energieverbrauch (kWh/a)
<i>Mech. Aufbereitung:</i>	110	
<i>Ablufterfassung und -behandlung:</i>	k.A.	
Summe	ca. 125.000	

Perspektiven:

für die gesamte Rotteanlage:

Ein Ausbau der Anlage zur Durchführung des Restmüllsplittings (Sieb, Ballenpresse ?) ist geplant. Eine Verbesserung der Qualität des Kompostmaterials durch Belüftung und eine Vermarktung des Materials werden angestrebt.

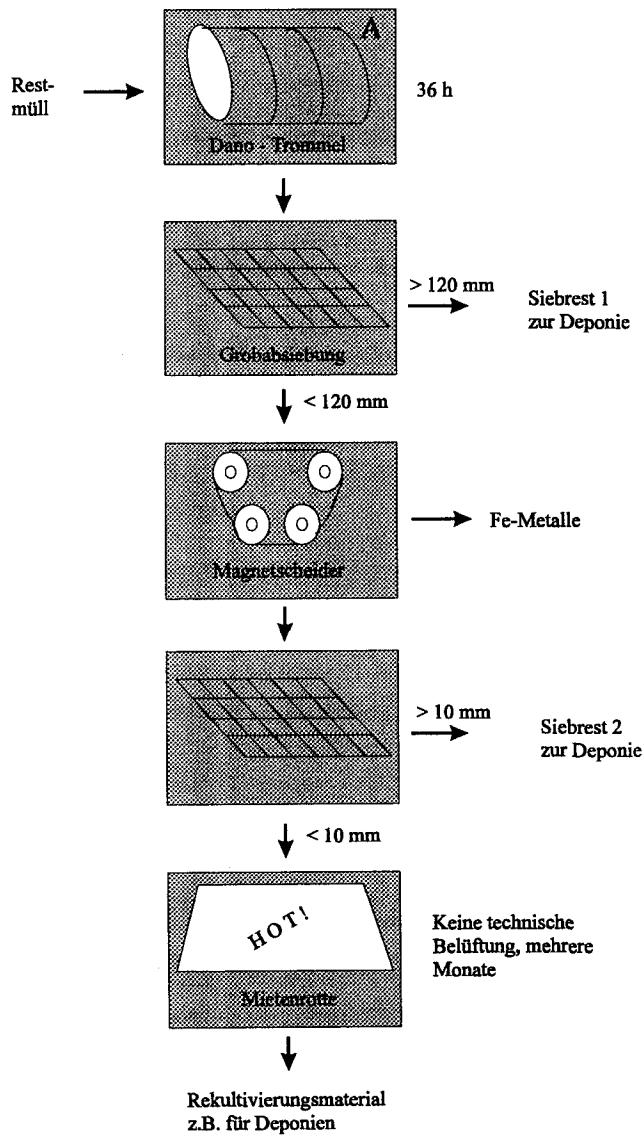
Anlage: ORT im INNKREIS

Abb. 8: Fließbild der Anlage Ort im Innkreis

2.3.9 Anlage Roppen

Allgemeine Angaben zur Anlage:

Standort/Adresse: Kompostwerke Roppen
A-6426 Roppen, Tirol
Telefon: 05417-5177

Technischer Aufbau der MBA-Anlage:

Mechanische Materialaufbereitung:

Der Restmüll wird mit einer Schneidemühle (Grill & Großmann) zerkleinert und das zerkleinerte Material wird darauf mittels Magnetscheider von Eisenteilen entfrachtet, wobei wahlweise die Magnetscheidung auch nach der Dano-Trommel vorgenommen werden kann. Die Homogenisierung geschieht in der Rottetrommel. Nach der Intensivrotte wird das Material mit einem an die Trommel angeflanschten Trommelsieb abgesiebt (Siebschnitt 35 mm). Der Siebrest > 35 mm wird über eine Ballenpresse geführt und gelangt zur Deponie.

Biologische Behandlung:

Die Intensivrotte des Materials stellt eine dynamische Rotte über einen Zeitraum von ca. 28 Stunden in einer Trommel (System DANO, Bauart MUT) dar. Die Hauptrotte des abgesiebten Rottegutes (< 35 mm) erfolgt in niedrigen Tafelmieten (Höhe ca. 2 m) mit Saugbelüftung in einer Halle (4-6 Wochen). Die Auflockerung wird mit einem automatischen Umsetzgerät vorgenommen. Die daran anschließende Nachrotte wird unbelüftet betrieben.

Inputanalysen:

Es sind keine Inputanalysen vorhanden.

Durchsatzmengen:

Input:	Abfallart Restmüll (1996)	Menge (Mg/a) 12.668
Output:	Verwendung Material für Deponieabdeckung Siebrest > 35 mm	Menge (Mg/a) ca. 4.000 ca. 6.000

Rotteführung (Zeit, Belüftung, ...):

Rottezeiten: ca. 28 Stunden Intensivrotte (Dano-Trommel)
ca. 4 - 6 Wochen Hauptrotte (saugbelüftete Tafelmieten)
einige Monate Nachrotte

Umsetzart: Die Umsetzung erfolgt nach dem System DYNACOMP.

Umsetzintervalle: individuell (bis 2 x wöchentlich)

Belüftungsart: Die Saugbelüftung erfolgt über einen Spaltenboden.

Belüftungsintervalle: Die Belüftung läuft kontinuierlich.

Steuerung, Betriebszustände:

Steuerung der Zusammensetzung der Inputmaterialien (z. B. Strukturanteile, WG):
Es werden keine Steuerungsmaßnahmen vorgenommen.

Steuerung/Betriebszustände der Rotteführung (z. B. WG, t):
Die früher angewandte Zugabe von Klärschlamm (ca. 2.000 Mg/a mit etwa 25 % TS) wurde in letzter Zeit nicht mehr durchgeführt.

Output (Kriterien, Analysen):

Welche Kriterien soll der Output erfüllen (Vol.-Reduktion, Massenreduktion, Organikabbau, Verminderung der biolog. Aktivität, Erhöhung der bodenmechanischen Eigenschaften, Geruchsreduktion, etc.)?

Hauptziel der Behandlung ist die Geruchsreduktion.

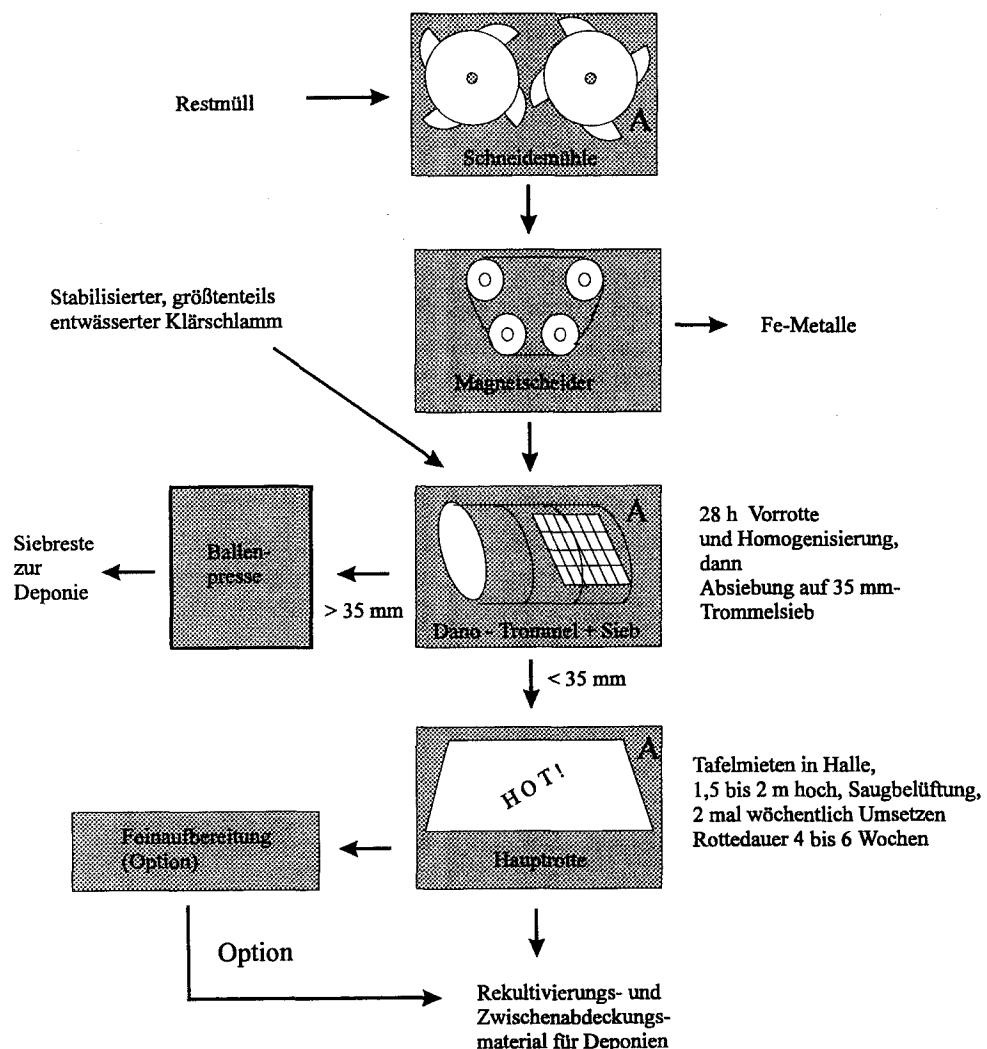
Wie erfolgt die Überprüfung der Einhaltung der Kriterien?
olfaktorisch

Energiebedarf/Mg:

k. A.

Anmerkungen:

Die Behandlung von Restmüll wurde mit April 1997 eingestellt. In der Rottehalle wird nur mehr Biomüll kompostiert. Restmüll wird - nach Entscheidung des Verbandes - nur unbehandelt deponiert. Eine Abdeckung der Deponie soll die Emissionen auf ein Minimum beschränken.

Anlage: ROPPEN

A.....Ablufterfassung

Abb. 9: Fließbild der Anlage Roppen

2.3.10 Anlage Siggerwiesen

Allgemeine Angaben zur Anlage:

Standort/Adresse: Salzburger Abfallbeseitigung Ges.m.b.H. & Co KG
 Postfach 78
 Siggerwiesen
 A-5101 Bergheim, Salzburg

Telefon: 0662-46949

Technischer Aufbau der MBA-Anlage:

Mechanische Materialaufbereitung:

Die Annahme des Restmülls erfolgt in einen Tiefbunker. Die Zerkleinerung wird mittels vier parallel arbeitender, schnelllaufender Zerkleinerer (davon 1 Reserveeinheit) ausgeführt, zu dem ist ein Magnet zur Eisenschrottentfernung vorhanden. Es stehen drei Intensivrotte-Trommeln zur Klärschlamm- und Steinmehlzugabe und zur Homogenisierung des Materials zur Verfügung. Nach dem Trommelaustrag läuft das Material über einen Magnetscheider.

Biologische Behandlung:

Die biologische Behandlung erfolgt mittels Intensivrotte über 24 bis 36 Stunden in den Rottetrommeln; danach für einen Zeitraum von ca. 3 - 4 Wochen in einer belüfteten Intensivrotte in Form einer Tafelmiete mit bis zu ca. 3,70 m Höhe, wobei kein Umsetzvorgang auf der Tafelmiete vorgenommen wird.

Inputanalysen:

In den Jahren 1988 bis 1990 wurden Sortieranalysen des Systemmüll-Inputs durchgeführt. Im Jahre 1996 wurden ebenfalls umfangreiche Analysen des Systemmülls von der IUT absolviert, Auftraggeber war das Amt der Salzburger Landesregierung.

Durchsatzmengen:

Input:	Abfallart	Menge (Mg/a)
	Restmüll (Haushalt) incl. Geschäftsmüll (ca. 15 %)	70.000
	Dickschlämme (ca. 20 % TS)	18.000
	biologisch abbaubare flüssige Sonderabfälle	8.700
Summe		96.700
Output:	Verwendung	Menge (Mg/a)
	Deponie	ca. 80.000

Rotteführung (Zeit, Belüftung, ...):

Rottezeiten:	24 - 36 Stunden Intensivrotte in Trommeln 3 - 4 Wochen auf Tafelmiete
Umsetzart:	Das automatische Aufsetzen auf die Tafelmiete wird durch Förderbänder bewerkstelligt. Während der Intensivrotte erfolgt kein Umsetzen und der Materialabtransport geschieht durch Radlader.
Umsetzintervalle:	Auf der Tafelmiete erfolgt kein Umsetzen.
Belüftungsart:	Druckbelüftung von unten
Belüftungsintervalle:	Die Belüftung wird durch Absaugen der Rottetrommeln und Saugbelüftung in der Tafelmiete vorgenommen.

Steuerung, Betriebszustände:

Steuerung der Zusammensetzung der Inputmaterialien (z. B. Strukturanteile, WG):

In der Rottetrommel soll ein Wassergehalt von ca. 50 % eingestellt werden. Die Steuerung erfolgt über die Zugabemengen an Dünnschlamm und über Sichtkontrollendes Materials. Täglich werden Proben aus der Trommel und des Rotteendprodukts für die Wassergehaltsbestimmung entnommen.

Steuerung/Betriebszustände der Rotteführung (z. B. WG, t):

Auf der Tafelmiete gibt es keine Steuerung, auch die Biofilter weisen keine Steuerung auf.

Output (Kriterien, Analysen):

Welche Kriterien soll der Output erfüllen (Vol.-Reduktion, Massenreduktion, Organikabbau, Verminderung der biolog. Aktivität, Erhöhung der bodenmechanischen Eigenschaften, Geruchsreduktion, etc.)?

Die Anlage erfüllt den Zweck der Volumenreduzierung, der Geruchsreduzierung und des Organikabbaus.

Wie erfolgt die Überprüfung der Einhaltung der Kriterien?

Es erfolgt keine Überprüfung der Einhaltung der Kriterien.

Energiebedarf/Mg:

Bereich	Anschlußwerte (kW)	Energieverbrauch (kWh/a)
<i>Mech. Aufbereitung:</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Rotte:</i>	<i>k.A.</i>	<i>k.A.</i>
<i>Gesamt:</i>		<i>ca. 3,5-5,0 Mio.</i>
<i>Ablufterfassung und -behandlung:</i>	<i>ca. 410</i>	<i>ca. 1,0-1,5 Mio.</i>
<i>Summe</i>		<i>ca. 4,5-6,5 Mio.</i>

Perspektiven:

für die gesamte Rotteanlage:

Die Einhaltung des von der Deponie-VO geforderten Grenzwertes für den oberen Heizwert wird angestrebt.

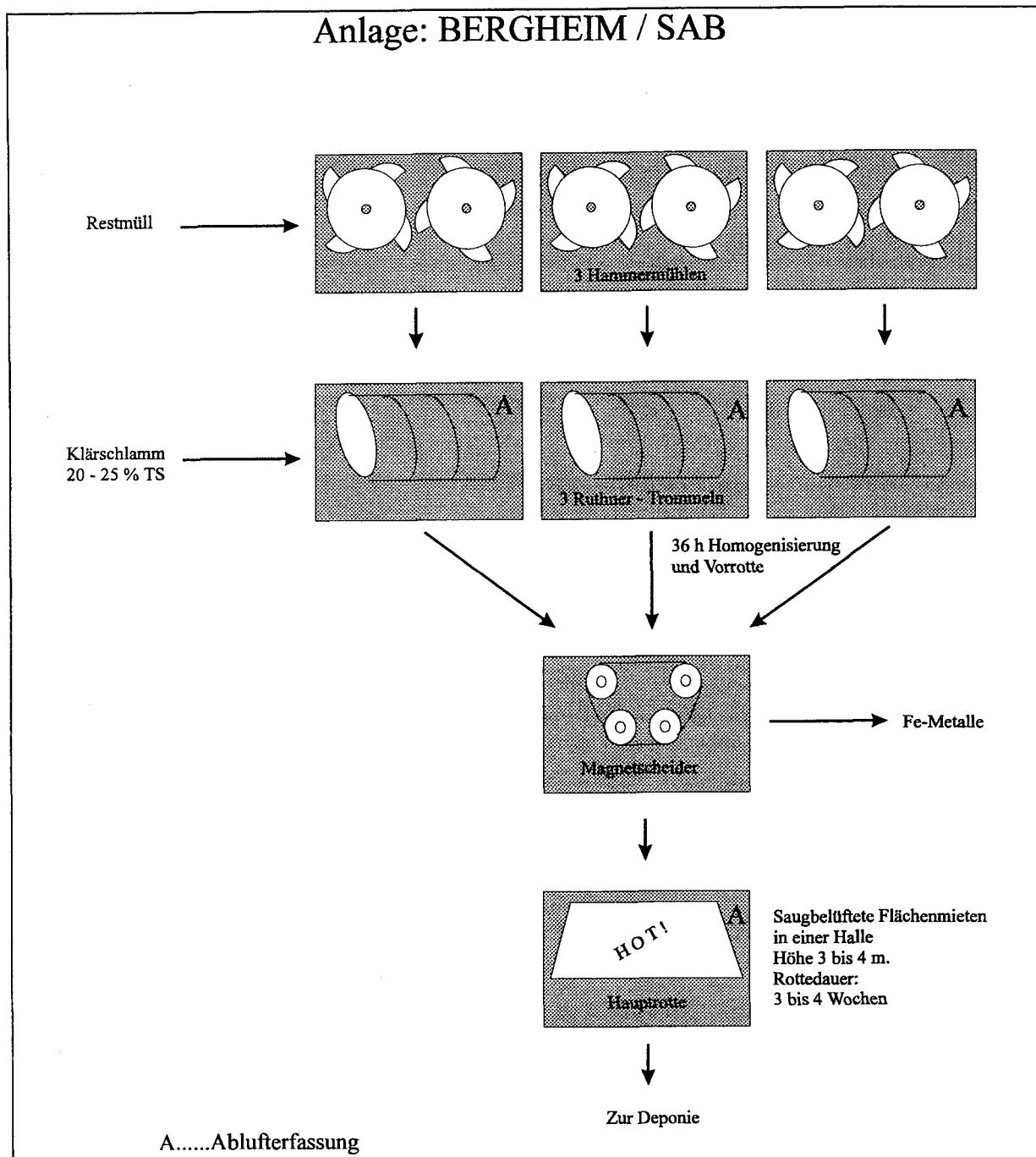


Abb. 10: Fließbild der Anlage Siggerwiesen

2.3.11 Anlage Zell am See

Allgemeine Angaben zur Anlage:

Standort/Adresse: ZEMKA - Zentrale Müll-Klärschlammverwertungsanlagen Ges.m.b.H.
Salzachuferstraße 27-35
A-5700 Zell am See, Salzburg

Telefon: 06542-57971

Technischer Aufbau der MBA-Anlage:

Der 1. Teil der Anlage wurde 1978 in Betrieb genommen (Hersteller: VOEST Alpine AG), die Inbetriebnahme des 2. Teiles der Anlage erfolgte 1996 (Hersteller: AE & E - Koch).

Mechanische Materialaufbereitung:

Die Zerkleinerung erfolgt durch eine schnellaufende Mühle, danach werden Fe-Metalle über einen Magneten abgeschieden. Dem so aufbereiteten Stoffstrom wird nach Siebung über eine Siebtrommel mit einem Siebschnitt von 100 mm (alternativ kann auch auf < 70 mm oder < 120 mm abgesiebt werden) Klärschlamm zugegeben. Der Siebdurchgang und der Klärschlamm werden in einer Homogenisierungstrommel vermischt und werden der biologischen Behandlung zugeführt. Die Siebreste gehen über eine Ballenpresse und werden auf die Deponie verbracht. Für die Herstellung von Feinmaterial existiert eine Aufbereitung.

Biologische Behandlung:

Die Intensivrotte wird über einen Zeitraum von 3 Wochen in drei getrennten Intensivrotzellen, welche belüftet sind, durchgeführt. Die Nachrotte erfolgt über 10 Wochen auf Tafelmieten in einer Halle, wobei druckbelüftet wird und mit einem automatischen Umsetzgerät (System Koch) einmal wöchentlich umgesetzt wird.

Inputanalysen:

Es werden Inputanalysen durchgeführt.

Durchsatzmengen:

Input:	Abfallart Restmüll/Gewerbeabfall Klärschlamm	Menge (Mg/a) 24.000 5.000
Summe		29.000
Output:	Verwendung Deponie	Menge (Mg/a) ca. 14.000

Rotteführung (Zeit, Belüftung, ...):

Rottezeiten: 3 Wochen Intensivrotte
10 Wochen Nachrotte

Umsetzart: automatisches Umsetzgerät

Umsetzintervalle: ab der 4. Woche 1 x wöchentlich

Belüftungsart: Belüftungsschlitz im Boden

Belüftungsintervalle: gesteuert

Steuerung, Betriebszustände:

Steuerung der Zusammensetzung der Inputmaterialien (z. B. Strukturanteile, WG):

- Der Wassergehalt wird durch die Zugabe von Klärschlamm eingestellt.
- In der Regel ist keine Zugabe von Strukturmaterial erforderlich.

Steuerung/Betriebszustände der Rotteführung (z. B. WG, t):

Die Steuerung der Rotte wird durch Luftzufuhr und Wasserzugabe bewerkstelligt.

Output (Kriterien, Analysen):

Welche Kriterien soll der Output erfüllen (Vol.-Reduktion, Massenreduktion, Organikabbau, Verminderung der biolog. Aktivität, Erhöhung der bodenmechanischen Eigenschaften, Geruchsreduktion, etc.)?

Das Material soll alle Anforderungen nach der Deponie-VO (2004) erfüllen.

Wie erfolgt die Überprüfung der Einhaltung der Kriterien?

Die Überprüfung der Kriterien wird über Eigen- und Fremdüberwachung ausgeführt.

Energiebedarf/Mg:

Bereich	Anschlußwerte (kW)	Energieverbrauch (kWh/a)
<i>Mech. Aufbereitung:</i>		<i>k.A.</i>
<i>Rotte:</i>		<i>k.A.</i>
<i>Ablufterfassung und –behandlung:</i>		<i>k.A.</i>

Perspektiven:

für die gesamte Rotteanlage:
k.A.

Anlage: ZELL am SEE

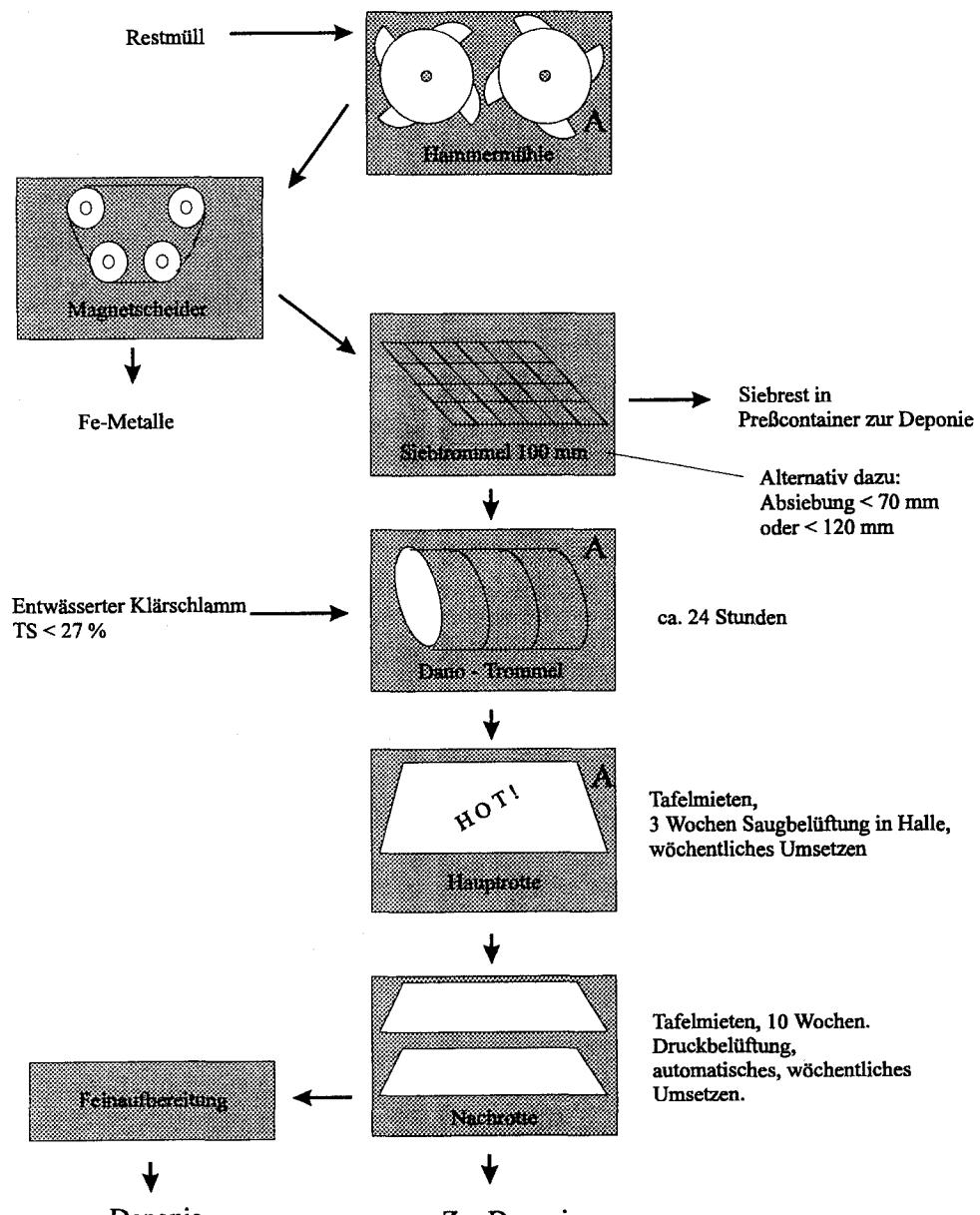


Abb. 11: Fließbild der Anlage Zell am See

2.4 MBA-Anlagen in Österreich: Abluft erfassung und Abluftbehandlung

Auf den folgenden Seiten sind die MBA-Anlagen in der gleichen Reihenfolge wie bei der Beschreibung der technischen Basisdaten beschrieben. Die Daten zur Abluft erfassung und Abluftbehandlung beinhalten die spezifischen Abluftmengen, die Anfallstellen und die Erfassung der Emissionen, Angaben zu Biofiltern, die Abluftkontrolle und bescheidmäßige Auflagen.

Die Ergebnisse der Erhebungen, sowie die Defizite, werden anschließend im Abschnitt 2.5 zusammenfassend dargestellt. Eine weitergehende Diskussion des Standes der Technik folgt in Abschnitt 4 der vorliegenden Monografie.

2.4.1 Anlage Aich-Assach

Abluftmenge/Mg:

Die an zwei Seiten offene Rottehalle sowie der Klärschlammkunker verfügen über eine Absaugung, wobei die Luft für die Druckbelüftung der Nachrotte herangezogen wird.

Anfallstelle	Menge (m ³ /h)	
Rottehalle	10.500	kontinuierlich/diskontinuierlich
Klärschlammkunker	1.000	diskontinuierlich, nach Bedarf
Summe	11.500	kontinuierlich

Emissionen:

Wo treten Ablutemissionen auf?

Ablutemissionen treten bei der Materialanlieferung und im Annahmebereich, bei der mechanischen Materialaufbereitung und in der Rottehalle auf.

Durch die wechselseitige Saug-Druckbelüftung des Rotte-Filter-Verfahrens erfolgt eine systemimmanente Geruchsminderung.

Welche Abluft wird erfaßt und behandelt, welche Abluft emittiert unbehandelt?

Die Abluft des Klärschlammkunkers wird ständig, die Abluft der Rottehalle nach Bedarf erfaßt und über die Nachrottefläche geführt. Alle übrigen Abluftströme entweichen unbehandelt.

Gibt es Meßergebnisse/Untersuchungen der Ablutemissionen (Geruch, Schadstoffe)?

Olfaktometrische Messungen sind bereits durchgeführt worden.

Biofilter/Bauform - Auslegungsdaten:

Es ist kein Biofilter vorhanden.

Filtermaterialwechsel, Redundanz:

Es ist kein Biofilter vorhanden.

Biofilterkontrolle (F, T, Dichte, ...):

Es ist kein Biofilter vorhanden.

Abluftkontrolle:

Gibt es ständige, regelmäßige, gelegentliche oder gar keine Abluftkontrollen (Geruch, Feuchtigkeit, Temperatur, Schadstoffe)?

Es werden keine Abluftkontrollen durchgeführt.

Meßprogramme:

Es gibt keine Meßprogramme.

Behördliche Genehmigung/Auflagen:

Gibt es behördliche Auflagen für die Ablutefassung und -behandlung (Abluftmengen und -konzentration, Wirkungsgrade, etc.)?

Es sind nachstehende Auflagen vorgeschrieben:

- Es ist eine kontinuierliche Absaugung des Klärschlammkunkers vorzusehen.
- Die Sortierarbeitsplätze sind mit entsprechender Be- und Entlüftungsanlage auszustatten.

Perspektiven:

für die Ablutefassung und -behandlung:

Es sind keine Veränderungen geplant.

2.4.2 Anlage Allerheiligen

Abluftmenge/Mg:

Die an zwei Seiten offene Rottehalle sowie der Klärschlammkammer verfügen über eine Absaugung, wobei die Luft für die Druckbelüftung der Nachrotte herangezogen wird.

Anfallstelle	Menge (m ³ /h)	kontinuierlich/diskontinuierlich
Annahmebereich/Müllbunker	bis zu 24.000	kontinuierlich
Intensivrotte, Halle (inkl. Bioabfallanteile) (davon aus Intensivrotte Nachrotte, teilweise Klärschlammkammer)	bis zu 40.000 bis zu 15.000	kontinuierlich (Biofilter neu)
Summe	bis zu 15.000	kontinuierlich (Biofilter alt)

Emissionen:

Wo treten Ablutemissionen auf?

Ablutemissionen treten aus dem Biofilter und als diffuse Emissionen aus der Mietentrotte im Freien aus.

Welche Abluft wird erfaßt und behandelt, welche Abluft emittiert unbehandelt?

Sämtliche belasteten Abluftströme werden erfaßt, abgeleitet und mittels Biofilter gereinigt.

Gibt es Meßergebnisse/Untersuchungen der Ablutemissionen (Geruch, Schadstoffe)?

Es liegen keine Meßergebnisse vor.

Biofilter/Bauform - Auslegungsdaten:

Die Abluft aus dem Annahmebereich und dem Müllbunker wird über ein Staubfilter gereinigt und dann in die Halle eingebracht. Bis zu 15.000 m³/h aus der Halle werden über die Nachrotte und dann über das Biofilter (alt) geführt. Die gesamte Abluft aus der Halle wird über das Biofilter (neu) gereinigt. Beide Biofilter stellen Flächenfilter dar.

Abluftkonditionierung vor dem Biofilter (Befeuchtung, Abkühlung/Erwärmung):

Es existiert keine Abluftkonditionierung

Fläche, Höhe:

Hauptbiofilter: Fläche: 300 m²; Höhe: ca. 2 m (Biofilter neu)

Nebenbiofilter: Fläche: 100 m²; Höhe: ca. 1 m (Biofilter alt)

Filterauslegung:

Die Filterflächenbelastung ist auf jeweils 150 m³/m².h ausgelegt.

Filtermaterialien:

Als Filtermaterial kommen Kompost (laut ÖNORM S 2020, Bio/MKS-Kompost mit einer Korngröße >12 und < 40 mm und Strukturmaterial (35 mm) zum Einsatz.

Homogener oder Schichtenaufbau:

Nach einer 20 cm starken Verteilschicht ist der Filterkörper homogen aufgebaut.

Befeuchtung des Filtermaterials:

Es erfolgt eine Flächenberegnung nach Bedarf.

Filtermaterialwechsel, Redundanz:

Wie oft erfolgt ein Filtermaterialwechsel?

In Abhängigkeit vom Druckverlust erfolgt 3 x pro Jahr eine Verjüngung des Filtermaterials.

Weist das Biofilter einzeln ansteuerbare Felder/Segmente auf? Wenn ja, wie viele?

Das Hauptfilter besitzt 2 Segmente, das Nebenfilter besteht aus einem Feld.

Biofilterkontrolle (F, T, Dichte, ...):

Es ist eine Eigenkontrolle über Abströmung, Druckverlust und Feuchteproben vorgesehen (laut VDI 1/4-jährlich ausgeführt).

Gibt es eine Regelung des Biofilters?

Für das Hauptfilter gibt es in Abhängigkeit von der anfallenden Rohabluft eine Regelung über die Ventilatordrehzahl.

Abluftkontrolle:

Gibt es ständige, regelmäßige, gelegentliche oder gar keine Abluftkontrollen (Geruch, Feuchtigkeit, Temperatur, Schadstoffe)?

Eine regelmäßige Überwachung als Eigenkontrolle ist vorgesehen. Das Abströmverhalten wird optisch kontrolliert.

Meßprogramme:

Es gibt keine Meßprogramme.

Output (Kriterien, Analysen):

Wie erfolgt die Überprüfung der Einhaltung der Kriterien?

Die Prüfung der Kriterien für die Abluft erfolgt über Immissionsmessungen (Rastermethode/Olfaktometrie).

Behördliche Genehmigung/Auflagen:

Gibt es behördliche Auflagen für die Abluft erfassung und -behandlung (Abluftmengen und -konzentration, Wirkungsgrade, etc.)?

Es darf keine Geruchsbelästigung von Anrainern auftreten.

Perspektiven:

für die Abluft erfassung und -behandlung:

Es wird angestrebt, allenfalls eine erhöhte Luftwechselzahl in der Rottehalle zu erzielen.

Anmerkungen:

Die Zielsetzung eines geruchsarmen Betriebes und der Akzeptanz durch die Anrainer ist erfüllt.

2.4.3 Anlage Fischamend

Abluftmenge/Mg:

Es existiert keine Abluft erfassung und -behandlung.

Emissionen:

Wo treten Ablutemissionen auf?

Emissionen treten bei der Materialanlieferung und im Annahmebereich, bei der mechanischen Materialaufbereitung und bei der Rottehalle auf.

Welche Abluft wird erfaßt und behandelt, welche Abluft emittiert unbehandelt?

Es existiert keine Abluftsammlung und -reinigung.

Gibt es Meßergebnisse/Untersuchungen der Ablutemissionen (Geruch, Schadstoffe)?

keine

Biofilter/Bauform - Auslegungsdaten:

Es ist kein Biofilter vorhanden.

Abluftkontrolle:

Gibt es ständige, regelmäßige, gelegentliche oder gar keine Abluftkontrollen (Geruch, Feuchtigkeit, Temperatur, Schadstoffe)?

Es werden keine Abluftkontrollen durchgeführt.

Meßprogramme:

Es gibt kein Meßprogramm.

Behördliche Genehmigung/Auflagen:

Gibt es behördliche Auflagen für die Abluft erfassung und -behandlung (Abluftmengen und -konzentration, Wirkungsgrade, etc.)?

Die Anlage wurde erstellt, um das Deponiematerial so vorzubehandeln (Homogenisierung, Vorrotte) das es keine Attraktivität für Vögel im Umkreis der Deponie (Flughafennähe!) hat.

Perspektiven:

für die Abluft erfassung und -behandlung:

Es sind keine Veränderungen geplant.

2.4.4 Anlage Frojach-Katsch

Abluftmenge/Mg:

Es existiert keine Ablufterfassung (Ausnahme: Hammermühle und Rottetrommel).

Emissionen:

Wo treten Ablutemissionen auf?

Emissionen über den Luftpfad treten bei der Materialanlieferung und im Annahmebereich, bei der mechanischen Materialaufbereitung und bei der Rottehalle auf.

Welche Abluft wird erfaßt und behandelt, welche Abluft emittiert unbehandelt?

Es wird lediglich die Abluft der Hammermühle und der Rottetrommel von Staub gereinigt.

Sonst existiert keine Abluftreinigung.

Gibt es Meßergebnisse/Untersuchungen der Ablutemissionen (Geruch, Schadstoffe)?

keine

Biofilter/Bauform - Auslegungsdaten:

Es ist kein Biofilter vorhanden.

Abluftkontrolle:

Gibt es ständige, regelmäßige, gelegentliche oder gar keine Abluftkontrollen (Geruch, Feuchtigkeit, Temperatur, Schadstoffe)?

Es werden keine Abluftkontrollen durchgeführt.

Meßprogramme:

Es gibt keine Meßprogramme.

Behördliche Genehmigung/Auflagen:

Gibt es behördliche Auflagen für die Ablufterfassung und -behandlung (Abluftmengen und -konzentration, Wirkungsgrade, etc.)?

Die Anlage wurde 1981 genehmigt. Es existieren keine Auflagen zur Ablufterfassung oder -behandlung

Perspektiven:

für die Ablufterfassung und -behandlung:

Es sind keine Veränderungen geplant.

2.4.5 Anlage Herzogsdorf (Gerling)

Abluftmenge/Mg:

Anfallstelle	Menge (m ³ /h)	kontinuierlich/diskontinuierlich
Haupttrotte	5.000	<i>kontinuierlich</i>
Nachtrotte, Müllanlieferung, Sichtung	10.000	<i>nach Bedarf</i>
Summe	max. 15.000	

Emissionen:

Wo treten Ablutemissionen auf?

Die Abluft aus dem Biofilter als Hauptemissionsquelle anzusehen.

Welche Abluft wird erfaßt und behandelt, welche Abluft emittiert unbehandelt?

Die gesamte Abluft wird erfaßt und behandelt.

Gibt es Meßergebnisse/Untersuchungen der Ablutemissionen (Geruch, Schadstoffe)?

k. A.

Biofilter/Bauform - Auslegungsdaten:

Abluftkonditionierung vor dem Biofilter (Befeuchtung, Abkühlung/Erwärmung):

k. A.

Fläche, Höhe:

300 m², 125 cm

Filterauslegung:

50 m³ Abluft/m² Filterfläche und Stunde

Filtermaterialien:

Als Filtermaterialien kommen schichtförmig folgende Materialien zum Einsatz: Rindendekor / Kompost mit Rindendekor gemischt / Rindendekor

Homogener oder Schichtenaufbau:

Schichtenaufbau

Befeuchtung des Filtermaterials:

Die Befeuchtung erfolgt durch Tropfbewässerung.

Filtermaterialwechsel, Redundanz:

Wie oft erfolgt ein Filtermaterialwechsel?

k. A.

Weist das Biofilter einzeln ansteuerbare Felder/Segmente auf? Wenn ja, wie viele?

Das Biofilter weist drei Segmente auf.

Biofilterkontrolle (F, T, Dichte, ...):

Kontrolle des Filtermaterials:

k. A.

Gibt es eine Regelung des Biofilters?

k. A.

Abluftkontrolle:

Gibt es ständige, regelmäßige, gelegentliche oder gar keine Abluftkontrollen (Geruch, Feuchtigkeit, Temperatur, Schadstoffe)?

k. A.

Meßprogramme:

Die Geruchsminderung wurde überprüft.

Behördliche Genehmigung/Auflagen:

Gibt es behördliche Auflagen für die Ablutefassung und -behandlung (Abluftmengen und -konzentration, Wirkungsgrade, etc.)?

k. A.

Perspektiven:

für die Ablutefassung und -behandlung:

k. A.

2.4.6 Anlage Kirchdorf

Abluftmenge/Mg:

Die Abluft wird nicht erfaßt.

Emissionen:

Wo treten Ablutemissionen auf?

Emissionen treten bei Übernahme und Bunker, bei der Aufbereitung, bei der Rottung (Phase I) und beim Restmüll-Lager auf.

Welche Abluft wird erfaßt und behandelt, welche Abluft emittiert unbehandelt?

Es existiert keine Abluft erfassung.

Gibt es Meßergebnisse/Untersuchungen der Ablutemissionen (Geruch, Schadstoffe)?

Es sind keine Messungen durchgeführt worden.

Biofilter/Bauform - Auslegungsdaten:

Es gibt keine Biofilter.

Abluftkontrolle:

Gibt es ständige, regelmäßige, gelegentliche oder gar keine Abluftkontrollen (Geruch, Feuchtigkeit, Temperatur, Schadstoffe)?

Es wird keine Abluftkontrolle durchgeführt. Seit der Inbetriebnahme sind keinerlei Beanstandungen vorgekommen.

Meßprogramme:

Außer den Mengenaufzeichnungen (Waage) werden keine Messungen ausgeführt.

Behördliche Genehmigung/Auflagen:

Gibt es behördliche Auflagen für die Abluft erfassung und -behandlung (Abluftmengen und -konzentration, Wirkungsgrade, etc.)?

Es gibt für die 1985 genehmigte Abfallentsorgungsanlage (Inbetriebnahme Jänner 1986) keine abluftspezifischen behördlichen Auflagen.

Perspektiven:

für die Abluft erfassung und -behandlung:

Es sind keine Änderungen vorgesehen.

2.4.7 Anlage Oberpullendorf

Abluftmenge/Mg:

Die an zwei Seiten offene Rottehalle sowie der Klärschlammkammer verfügen über eine Absaugung, wobei die Luft für die Druckbelüftung der Nachrotte herangezogen wird.

Anfallstelle	Menge (m ³ /h)	kontinuierlich/diskontinuierlich
Anlieferungsbereich (direkt zum Biofilter)	k. A.	kontinuierlich
Intensivrotte	87.000	kontinuierlich
Summe	125.000	

Emissionen:

Wo treten Ablutemissionen auf?

Die Abluft aus der Anlieferung, den Rottetrommeln, der Aufbereitungshalle und der Intensivrotte wird gefaßt und über das Biofilter geführt, welches als Emissionsquelle zu definieren ist. Weiters können diffuse Emissionen aus der Nachrotte entweichen.

Welche Abluft wird erfaßt und behandelt, welche Abluft emittiert unbehandelt?

Die Abluft aus dem Anlieferungsbereich wird direkt über das Biofilter geführt. Die Umluft und die Abluft aus der Siebhalle wird als Ansaugluft für die Rottetrommeln eingesetzt. Aus den Rottetrommeln wird die Luft abgesaugt (Klappen am Eintritt und am Ende der Trommeln), wobei diese Abluft in die 1. und 2. Zone der Intensivrotte eingeleitet oder direkt zum Biofilter geführt werden kann. Die Halle mit den Tafelmieten ist mit einem „Kunststoff-Zelt“ ausgestattet, aus welchem die Abluft abgesaugt wird. Die Abluft der Nachrotte wird nicht gefaßt.

Gibt es Meßergebnisse/Untersuchungen der Ablutemissionen (Geruch, Schadstoffe)?

Es wurden Geruchsmessungen durchgeführt.

Biofilter/Bauform - Auslegungsdaten:

Das Biofilter ist als Flächenfilter konzipiert.

Abluftkonditionierung vor dem Biofilter (Befeuchtung, Abkühlung/Erwärmung):

Fläche, Höhe:

Fläche: ca. 1.700 m²; Höhe: ca. 1 m

Filterauslegung:

Das Biofilter ist auf eine Flächenbelastung von ca. 80 m³/m².h ausgelegt.

Filtermaterialien:

Kompost und Strukturholz in unterschiedlichen Mengenverhältnissen

Homogener oder Schichtenaufbau:

Das Biofilter weist einen Schichtenaufbau auf. Als untere Lage wird Strukturholz (15 - 20 cm) eingesetzt, wobei das Material auch mit Kompost abgemischt sein kann. Darüber wird Kompost (Frischkompost) aufgebracht.

Befeuchtung des Filtermaterials:

Die Möglichkeit der Befeuchtung ist gegeben.

Filtermaterialwechsel, Redundanz:

Wie oft erfolgt ein Filtermaterialwechsel?

Der Filtermaterialwechsel erfolgt in Abhängigkeit von den Setzungen in unterschiedlichen Zeitabständen, wobei bei größerem Kompostanteil ein früherer Wechsel erfolgen muß. Die Zeitspanne für den Filtermaterialwechsel bewegt sich im Bereich von < 1 Jahr bis 1,5 - 2 Jahre

Weist das Biofilter einzeln ansteuerbare Felder/Segmente auf? Wenn ja, wie viele?

Das Biofilter weist 5 Abschnitte auf, welche getrennt ansteuerbar sind.

Biofilterkontrolle (F, T, Dichte, ...):

Kontrolle des Filtermaterials:

Die Kontrolle des Biofilters erfolgt über den Unterdruck, die Temperatur wird täglich gemessen.

Gibt es eine Regelung des Biofilters?

Es gibt keine Regelmöglichkeiten.

Abluftkontrolle:

Gibt es ständige, regelmäßige, gelegentliche oder gar keine Abluftkontrollen (Geruch, Feuchtigkeit, Temperatur, Schadstoffe)?

Die Abluftmenge wird über die Ventilatoren kontrolliert.

Meßprogramme:

Es existieren keine Meßprogramme.

Behördliche Genehmigung/Auflagen:

Gibt es behördliche Auflagen für die Abluft erfassung und -behandlung (Abluftmengen und -konzentration, Wirkungsgrade, etc.)?

Perspektiven:

für die Abluft erfassung und -behandlung:

In der Folge an eine geplante Steuerung der Rottebelüftung wird an eine Steuerung der Abluft gedacht.

2.4.8 Anlage Ort im Innkreis

Abluftmenge/Mg:

Anfallstelle	Menge (m ³ /h)	kontinuierlich/diskontinuierlich
<i>Abluft aus der Dano-Trommel</i>	<i>k. A.</i>	

Emissionen:

Wo treten Ablutemissionen auf?

Massive Emissionen treten bei der Materialanlieferung und im Annahmebereich, bei der mechanischen Materialaufbereitung und beim Biofilter (gereinigte Abluft aus der DANO-Trommel) auf. Diffuse Emissionen treten weiters bei den Freiland-Mieten auf.

Welche Abluft wird erfaßt und behandelt, welche Abluft emittiert unbehandelt?

Die Abluft der Dano-Trommel wird erfaßt über einen Biofilter gereinigt.

Gibt es Meßergebnisse/Untersuchungen der Ablutemissionen (Geruch, Schadstoffe)?

Es liegen keine Meßergebnisse vor.

Biofilter/Bauform - Auslegungsdaten:

Das Biofilter stellt ein Flächenfilter dar..

Abluftkonditionierung vor dem Biofilter (Befeuchtung, Abkühlung/Erwärmung):

k. A.

Fläche, Höhe:

Fläche: 80 m² (4 x 20 m)

Filterauslegung:

k. A.

Filtermaterialien:

50 % eigener Müllkompost, 25 % Rinde, 25 % Holzschnitzel

Homogener oder Schichtenaufbau:

k. A.

Befeuchtung des Filtermaterials:

k. A.

Filtermaterialwechsel, Redundanz:

Wie oft erfolgt ein Filtermaterialwechsel?

Das Filtermaterial wird alle 2 - 2½ Jahre ausgetauscht.

Weist das Biofilter einzeln ansteuerbare Felder/Segmente auf? Wenn ja, wie viele?

k. A.

Biofilterkontrolle (F, T, Dichte, ...):

Kontrolle des Filtermaterials:

k. A.

Gibt es eine Regelung des Biofilters?

k. A.

Abluftkontrolle:

Gibt es ständige, regelmäßige, gelegentliche oder gar keine Abluftkontrollen (Geruch, Feuchtigkeit, Temperatur, Schadstoffe)?

Es werden keine kontinuierlichen Abluftkontrollen durchgeführt. Gelegentlich werden die Ablufttemperatur und die Abluftmenge untersucht.

Meßprogramme:

Es existieren keine Meßprogramme.

Behördliche Genehmigung/Auflagen:

Gibt es behördliche Auflagen für die Ablutefassung und -behandlung (Abluftmengen und -konzentration, Wirkungsgrade, etc.)?

Die Abluft aus der DANO-Trommel muß über das Biofilter geleitet werden.

Perspektiven:

für die Ablutefassung und -behandlung:

Es sind keine Veränderungen geplant.

2.4.9 Anlage Roppen

Abluftmenge/Mg:

Die an zwei Seiten offene Rottehalle sowie der Klärschlammkunker verfügen über eine Absaugung, wobei die Luft für die Druckbelüftung der Nachrotte herangezogen wird.

Anfallstelle	Menge (m ³ /h)	kontinuierlich/diskontinuierlich
Bunker + Rottetrommel	22.000	kontinuierlich
Halle + Mieten	50.000	kontinuierlich
Summe	72.000	

Emissionen:

Wo treten Ablutemissionen auf?

Da die Abluft im Annahmehbereich (Bunker, Bioabfallablagerung), bei der Rottetrommel und bei der Halle erfaßt wird, treten Ablutemissionen vor allem beim Biofilter und auf der Deponie auf.

Welche Abluft wird erfaßt und behandelt, welche Abluft emittiert unbehandelt?

Die Abluft aus dem Bunker, der Rottetrommel und der Halle mit den Mieten wird erfaßt und behandelt.

Die Deponie verfügt über eine Entgasungsanlage mit angeschlossener Deponiegasfackel.

Gibt es Meßergebnisse/Untersuchungen der Ablutemissionen (Geruch, Schadstoffe)?

Am Dach der Rottehalle wurden bei Geruchsmessungen im Mittel 3.500 GE/m³ bei einem geschätzten Massenstrom von 2.500 m³/h gemessen.

Biofilter/Bauform - Auslegungsdaten:

Das Biofilter stellt ein Flächenfilter dar.

Abluftkonditionierung vor dem Biofilter (Befeuchtung, Abkühlung/Erwärmung):

Es existiert keine Abluftkonditionierung vor dem Biofilter.

Fläche, Höhe:

Fläche: 800 m²; Höhe: 1,5 m

Filterauslegung:

Das Biofilter ist auf eine Filterflächenbelastung von 90 m³/m².h ausgelegt.

Filtermaterialien:

Kompost

Homogener oder Schichtenaufbau:

Das Biofilter besitzt einen homogenen Schichtenaufbau.

Befeuchtung des Filtermaterials:

Die Befeuchtung erfolgt über Beregnung.

Filtermaterialwechsel, Redundanz:

Wie oft erfolgt ein Filtermaterialwechsel?

Das Filtermaterial wird alle 2,5 Jahre gewechselt.

Weist das Biofilter einzeln ansteuerbare Felder/Segmente auf? Wenn ja, wie viele?

Das Filter besitzt 12 Felder.

Biofilterkontrolle (F, T, Dichte, ...):

Kontrolle des Filtermaterials:

Es werden Druckmessungen mittels U-Rohr-Manometer vorgenommen und auf die Erfahrung aufbauende Beobachtungen ausgeführt.

Gibt es eine Regelung des Biofilters?

Es gibt keine Regelung.

Abluftkontrolle:

Gibt es ständige, regelmäßige, gelegentliche oder gar keine Abluftkontrollen (Geruch, Feuchtigkeit, Temperatur, Schadstoffe)?

Es werden gelegentlich olfaktometrische Messungen und Bestimmungen des TOC mittels FID durchgeführt.

Meßprogramme:

Es gibt keine Meßprogramme, die über den Umfang der unter „Abluftkontrolle“ beschriebenen Messungen hinausgehen.

Behördliche Genehmigung/Auflagen:

Gibt es behördliche Auflagen für die Ablufterfassung und -behandlung (Abluftmengen und -konzentration, Wirkungsgrade, etc.)?

Es gibt keine abluftspezifischen behördlichen Auflagen.

Perspektiven:

für die Ablufterfassung und -behandlung:

Es ist eine Neukonzeption des Biofilters und eine Abluftüberwachung geplant.

2.4.10 Anlage Siggerwiesen

Abluftmenge/Mg:

Die an zwei Seiten offene Rottehalle sowie der Klärschlammkunker verfügen über eine Absaugung, wobei die Luft für die Druckbelüftung der Nachrotte herangezogen wird.

Anfallstelle	Menge (m ³ /h)	kontinuierlich/diskontinuierlich
Annahmebereich, Tiefbunker	100.000	kontinuierlich
Rottetrommeln	7.000	kontinuierlich
Rottehalle (Saugbelüftung)	30.000	kontinuierlich
Rottehalle (Hallenabsaugung)	30.000	kontinuierlich
Summe	167.000	

Emissionen:

Wo treten Ablutemissionen auf?

Ablutemissionen treten im Annahmebereich, bei den Toren der Rottehalle während der Manipulationsvorgänge und in der Abluft des Biofilters auf.

Welche Abluft wird erfaßt und behandelt, welche Abluft emittiert unbehandelt?

Durch die während der Anlieferung und des Abtransports geöffneten Tore des Annahmebereiches und der Rottehalle kann Abluft unbehandelt emittieren. Die Abluft in der Aufbereitungs- und Rottehalle wird erfaßt und über Biofilter geführt.

Gibt es Meßergebnisse/Untersuchungen der Ablutemissionen (Geruch, Schadstoffe)?

Geruchsmessungen sind bereits durchgeführt worden.

Biofilter/Bauform - Auslegungsdaten:

Biofilter I:

Das als Flächenfilter errichtete Biofilter I ist für 30.000 m³/h Abluft aus der Saugbelüftung der Tafelmiete und 7.000 m³/h Abluft aus den Rottetrommeln dimensioniert.

Abluftkonditionierung vor dem Biofilter (Befeuchtung, Abkühlung/Erwärmung):

Die Konditionierung der Abluft erfolgt durch einen Wärmetauscher, welcher die Abluft auf 25 °C abkühlt.

Fläche, Höhe:

10 Felder zu je 3,70 x 25,00 m, Höhe 1,50 m

Filterauslegung:

k.A.

Filtermaterialien:

Das Filtermaterial besteht aus einer Mischung aus Biokompost und gehäckseltem Strauch- und Astschnitt (ca. 50 %/50 %).

Homogener oder Schichtenaufbau:

Das Filter ist über die gesamte Filterhöhe homogen aufgebaut.

Befeuchtung des Filtermaterials:

Es erfolgt im Sommer eine gelegentliche Befeuchtung des Filters durch oberflächliche Beregnung.

Biofilter II:

Das Biofilter II stellt ebenfalls ein Flächenfilter dar und ist für 100.000 m³/h Abluft aus dem Annahmebereich und 30.000 m³/h Abluft aus der Absaugung der Rottehalle ausgelegt.

Abluftkonditionierung vor dem Biofilter (Befeuchtung, Abkühlung/Erwärmung):

Luftwäscher

Fläche, Höhe:

14 x 47 m, Höhe 1,00 m

Filterauslegung:

k.A.

Filtermaterialien:

Das Filtermaterial besteht aus einer Mischung aus Biokompost und gehäckseltem Strauch- und Astschnitt (ca. 50 % / 50 %).

Homogener oder Schichtenaufbau:

Das Filter ist über die gesamte Filterhöhe homogen aufgebaut.

Befeuchtung des Filtermaterials:

In den Sommermonaten wird bei Bedarf das Biofilter durch oberflächliche Beregnung befeuchtet.

Filtermaterialwechsel, Redundanz:

Wie oft erfolgt ein Filtermaterialwechsel?

Das Filtermaterial für beide Biofilter wird ca. 2 x pro Jahr umgeschichtet und ca. alle 2 Jahre gewechselt.

Weist das Biofilter einzeln ansteuerbare Felder/Segmente auf? Wenn ja, wie viele?

Biofilter I:

3 Felder für die Rottetrommeln und 7 Felder für die Abluft der Saugbelüftung der Tafelmiete

Biofilter II:

2 Felder im Verhältnis 5 Verteilleitungen für den Annahmebereich und 3 Verteilleitungen für die Abluft der Rottehalle

Biofilterkontrolle (F, T, Dichte, ...):

Kontrolle des Filtermaterials:

Es gibt ein Filterkontrollbuch, in das der Druck, Geruchsemissionen, Temperatur usw. eingetragen worden sind. Aufgrund der gewonnenen Erfahrungen wird das Filterkontrollbuch nicht mehr geführt und durch reine Sichtkontrollen ersetzt.

Gibt es eine Regelung des Biofilters?

Es gibt keine automatische Regelung des Biofilters.

Abluftkontrolle:

Gibt es ständige, regelmäßige, gelegentliche oder gar keine Abluftkontrollen (Geruch, Feuchtigkeit, Temperatur, Schadstoffe)?

Es werden keine Abluftkontrollen durchgeführt.

Meßprogramme:

bereits bei „Emissionen“ und „Abluftkontrolle“ behandelt

Behördliche Genehmigung/Auflagen:

Gibt es behördliche Auflagen für die Abluft erfassung und -behandlung (Abluftmengen und -konzentration, Wirkungsgrade, etc.)?

Es gibt keine Auflagen.

Perspektiven:

für die Abluft erfassung und -behandlung:

Die Wasserversorgung für den Wärmetauscher des Biofilters I soll geändert werden.

2.4.11 Anlage Zell am See

Abluftmenge/Mg:

Die an zwei Seiten offene Rottehalle sowie der Klärschlammkunker verfügen über eine Absaugung, wobei die Luft für die Druckbelüftung der Nachrotte herangezogen wird.

Anfallstelle	Menge (m ³ /h)	kontinuierlich/diskontinuierlich
Mietenabluft I	$15.000 + 13.000 = 28.000$	kontinuierlich
Hallenabluft II	42.000	kontinuierlich
Summe	70.000	

Emissionen:

Wo treten Ablutemissionen auf?

Da die gesamte Abluft erfaßt wird, ergibt sich als Quelle für Ablutemissionen nur das Biofilter.

Welche Abluft wird erfaßt und behandelt, welche Abluft emittiert unbehandelt?

Die gesamte Abluft wird erfaßt und behandelt.

Gibt es Meßergebnisse/Untersuchungen der Ablutemissionen (Geruch, Schadstoffe)?

k. A.

Biofilter/Bauform - Auslegungsdaten:

Das Biofilter ist als Flächenfilter ausgelegt.

Abluftkonditionierung vor dem Biofilter (Befeuchtung, Abkühlung/Erwärmung):

Es wird eine Befeuchtung durchgeführt.

Fläche, Höhe:

Fläche: 400 m²; Höhe: 1 m (Hallenabluft II) bzw. Fläche: 300 m²; Höhe: 1 m (Mietenabluft I)

Filterauslegung:

Die Filterflächenbelastung beträgt 140 m³/m².h bzw. 50 m³/m².h.

Filtermaterialien:

Als Filtermaterialien werden Kompost, Holzhackschnitzel und Fasertorf eingesetzt.

Homogener oder Schichtenaufbau:

Der Aufbau des Biofilters erfolgt in Schichten.

Befeuchtung des Filtermaterials:

Die Befeuchtung des Biofilters geschieht über die Abluft.

Filtermaterialwechsel, Redundanz:

Wie oft erfolgt ein Filtermaterialwechsel?

Das Filtermaterial wird alle 2 - 3 Jahre gewechselt.

Weist das Biofilter einzeln ansteuerbare Felder/Segmente auf? Wenn ja, wie viele?

Das Biofilter weist 2 Felder auf.

Biofilterkontrolle (F, T, Dichte, ...):

Kontrolle des Filtermaterials:

Die Kontrolle des Filtermaterials erfolgt über laufende Eigenüberwachung.

Gibt es eine Regelung des Biofilters?

k. A.

Abluftkontrolle:

Gibt es ständige, regelmäßige, gelegentliche oder gar keine Abluftkontrollen (Geruch, Feuchtigkeit, Temperatur, Schadstoffe)?

Die Kontrolle der Abluft erfolgt über laufende Eigenüberwachung.

Meßprogramme:

k. A.

Behördliche Genehmigung/Auflagen:

Gibt es behördliche Auflagen für die Ablutefassung und -behandlung (Ablutmengen und -konzentration, Wirkungsgrade, etc.)?

k. A.

Perspektiven:

für die Ablutefassung und -behandlung:

k. A.

2.5 Bewertung der in Österreich verwendeten Technologien zur Abluftfassung und Abluftreinigung

Nachfolgende Tabelle gibt eine Zusammenstellung wichtiger Daten zur Abluftfassung und -reinigung der österreichischen MBA-Anlagen wieder.

Tab. 3: Daten zur Abluftfassung u. Abluftreinigung der österreichischen MBA-Anlagen

Anlage	Abluftfassung	Abluftmenge [m ³ /h]	Abluftreinigung	Filterfläche [m ²]	Höhe [m]	Flächenbelastung [m ³ /m ² .h]	Verweilzeit [sec]
Aich-Assach	Klärschlammkammer ^a Rottehalle ^b	11.500	Rottefilter				
Allerheiligen	Annahme, Müllbunker ^c Rottehalle ^c	55.000 (40.000) (15.000)	Staubfilter 2 Biofilter	300 100	1,5 1	150 150	ca.36 ^d ca.24 ^d
Fischamend	-	-	-	-	-	-	-
Frojach-Katsch	Hammermühle		Staubfilter				
Herzogsdorf (Gerling)	Annahme, Sichtung ^c Hauptrotte ^c Nachrotte ^c	15.000	Biofilter	300	1,25	50	90
Kirchdorf/Krems	-	-	-	-	-	-	-
Oberpullendorf	Annahme, Aufbereitung ^c Intensivrotte ^c	125.000	Biofilter	1.700	1,0	80	49
Ort im Innkreis	Rottetrommel	unbek. ^c	Biofilter	80			
Roppen	Bunker, Rottetrommel ^c Rottehalle, Mieten ^c	72.000	Biofilter	800	1,5	90	60
Siggerwiesen	1) Annahme, Bunker ^c Rottetrommeln ^c 2) Hauptrotte ^c	167.000 (37.000) (130.000)	Wärmetauscher und 2 Biofilter	925 660	1,5 1	40 200	135 18
Zell am See		70.000 (55.000) (15.000)	2 Biofilter	400 300	1 1	140 50	26 72

a k = kontinuierlich

b d = diskontinuierlich

c unbek. = konnte nicht ermittelt werden

d Es liegt ein Biofilter in Mietenform vor, daher sind die Verweilzeiten nicht exakt bekannt.

Die Daten zeigen, daß in Österreich nicht bei allen mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen eine Abluftfassung existiert bzw. daß nicht alle Abluftströme erfaßt werden. Dies muß nach dem heutigen Stand der Technik als Mangel eingestuft werden, der einen Bedarf zur Nachrüstung aufzeigt. Besonders gilt das für die Anlagen in Fischamend, Frojach-Katsch und Kirchdorf/Krems.

Als Filtersysteme für die Abluftreinigung existieren vereinzelt Staubabscheideaggregate und relativ verbreitet Biofilter. Diese sind ausnahmslos als biologische Reinigungssysteme einfacher Bauart, wie Flächenbiofilter ausgelegt. Vereinzelt verfügen die Anlagen über einen vorgeschalteten Luftbefeuchter (Wäscher). Die Qualität und Leistungsfähigkeit von Flächenbiofiltern wird in den Kap. 3.4. und 4. näher diskutiert.

Die Berechnungen der Verweilzeiten der Abluftströme in den Filtermaterialien zeigt sehr unterschiedliche Auslegungen der Biofilter, wobei anzumerken ist, daß nach den Erkenntnissen über die erforderlichen Verweilzeiten für eine effiziente Abscheidung von organischen Stoffen (siehe) damit zu rechnen ist, daß die Abscheideleistung einzelner Filtersysteme für einzelne organische Stoffe gering ist.

Bisher wurden die Biofilter mit dem Ziel eingesetzt und optimiert, die Geruchsbelastung im Umfeld der Anlage zu minimieren, Fragen der Emissionen von Schadstoffen wurden bei der Auslegung der Anlagen nicht berücksichtigt.

Dies spiegelt sich auch in den Genehmigungsbescheiden wieder, in welchen außer einzelnen Auflagen zur Abluft erfassung und Bestimmungen über geruchsintensive Emissionen (z. B. in allgemeiner Form wie: „es darf keine Geruchsbelästigung von Anrainern auftreten“) keine weiteren Stoffe geregelt werden.

Bei keiner österreichischen Anlage sind kontinuierliche Überwachungseinrichtungen zur Kontrolle der Abluftqualität im Hinblick auf Schadstofffreisetzung installiert. Vereinzelt werden Untersuchungen auf diverse Parameter (z. B. FID-Messungen) durchgeführt. Im Hinblick auf die mögliche toxikologische Relevanz der Ablutemissionen aus MBA-Anlagen besteht auch bei Anlagen mit Biofilter der Bedarf, eine Klärung dieser Fragestellung herbeizuführen und die erforderlichen Nachrüstungen zur Verminderung von Ablutemissionen vorzunehmen.

3 DEFIZITANALYSE EMISSIONEN

Der Themenkomplex Emissionen spielte in den bisherigen Diskussionen und Forschungen zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) eine geringe Rolle. Dies wird beispielsweise deutlich, wenn man die inhaltliche Schwerpunktsetzung des bundesdeutschen BMBF-Verbundvorhabens zur MBA betrachtet (vergl. Tab. 1).

In Österreich stellt sich die Situation ähnlich dar.

Tab. 1: *Projektliste des BMBF-Verbundvorhabens „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“*

Vorhaben	Thema/Aufgabenstellung
1	Koordinierung des Verbundvorhabens und Ableitung von Entscheidungsgrundlagen
2/1	Stabilisierung von Restmüll durch mechanisch-biologische Behandlung und Auswirkungen auf die Deponie
2/3	Kalte Vorbehandlung von Restmüll - Optimierung der aeroben Rotte
2/4	Biologische Behandlung vor der Ablagerung durch die MBRA-Horm nach dem U.T.G.-Konzept
2/5	Alternierende aerobe/anaerobe Vorbehandlung von festen Siedlungsabfällen
2/6	Biologische Behandlung von Reststoffabfällen durch das 3A-Verfahren als Vorstufe für die Ablagerung
2/7	Erschöpfende Vergärung von Restmüll mit Hygienisierung und Schadstoffabbau, Phase 1
2/8	Anaerobe Behandlung von Restmüll nach dem Schwarting-Uhde-Verfahren
2/9	Mikrobiologisch-chemische Charakterisierung von Prozeßvarianten zur erschöpfenden Vergärung von Restmüll
2/10	Stabilisierung von Restmüll durch pedogene Immobilisierung
3/1	Langzeitverhalten von vorbehandeltem Restmüll auf der Deponie (Grunddatenermittlung; Risikoabschätzung; Prognosemodelle)
3/2	Humifizierungsprozesse und Huminhaushalt während der Rotte und Deponierung von Restmüll
3/3	Lysimeterversuche /Keim- und Staubbela stungen im Sortierbereich
3/4	Anforderungen an und Bewertung von biologischen Vorbehandlungen für die Ablagerung
3/5	Langzeitverhalten von vorbehandeltem Restmüll auf der Deponie (Grunddatenermittlung; Risikoabschätzung; Prognosemodelle)
4/1	Langzeitverhalten von vorbehandeltem Restmüll auf der Deponie (Entwicklung eines Parametersatzes und Risikoanalyse)
4/2	Bildung und Schadstoffbelastung der Abluft und Gase bei der biologisch-mechanischen Behandlung von Siedlungsabfällen und deren anschließender Deponierung
4/3	Bilanzierung von Umweltchemikalien bei der biologischen Vorbehandlung von Restabfällen - Phase 1: Emissionsqualität

Dem lag sicherlich zum Zeitpunkt der Konzeptionierung des Gesamtvorhabens die damals weit verbreitete Einschätzung zugrunde, daß das Emissionsverhalten einer MBA unbedeutlich oder zumindest wenig relevant sei.

Exemplarisch für diese ursprüngliche Annahme seien die Untersuchungen des Zweckverbandes Donau-Wald in Bayern genannt, wo selbst unter Beteiligung des Öko-Instituts Freiburg/Darmstadt aus heutiger Sicht eine Unterschätzung des Problems zu beobachten ist (1).

Erst in den letzten zwei bis drei Jahren wird intensiver über diese Thematik nachgedacht. Im folgenden soll ein aktueller Status quo - Bericht gegeben werden.

3.1 Restabfall: ein Vielstoffgemisch - Zusammensetzung von Restabfall

Ausgangspunkt für die Betrachtung bzw. die Analyse von Emissionen aus der Abfallbehandlung sollte das Input-Produkt **Restabfall** sein.

Für „nicht-zerstörende“ bzw. weniger aggressive Restabfallbehandlungsverfahren spielt die Zusammensetzung des Inputs eine herausragende Rolle. Hier ist zunächst generell festzuhalten, daß Abfälle und insbesondere Restabfälle per Definition das Ende einer Entsorgungskette darstellen, die den „Fingerabdruck“ der „Chemisierung“ sehr vieler Produkte und Lebensbereiche aufgeprägt bekommen haben (Vielstoffgemisch), was im folgenden etwas näher aufgeschlüsselt werden soll.

Drei Stoffgruppen sind zu unterscheiden, die zu einer Emission flüchtiger Stoffe aus der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung führen können:

- flüchtige Bestandteile, Zwischen- und Endprodukte des natürlichen Abbaus von Organika
- flüchtige Xenobiotika¹ aus bound residues (gebundene Bestandteile des Restabfalls)
- flüchtige Xenobiotika als ungebundene Bestandteile des Restabfalls

3.1.1 Flüchtige Bestandteile und Produkte des natürlichen Abbaus

Terpene: Terpene sind Bestandteile der in Blüten, Blättern, Früchten, Rinden und Wurzeln von Pflanzen (insbesondere im Rohharz der Coniferen) vorhandenen etherischen Öle. Sie werden im Rahmen des sekundären Stoffwechsels von den Pflanzen gebildet und anteilig freigesetzt. So wurden z. B. in Nadelwäldern Gesamtterpenkonzentrationen in der Luft im Bereich von 3,5 - 35 µg/m³ festgestellt (2).

Die Terpene werden nach der Anzahl der C₅-Einheiten in Hemiterpene (1 x C₅), Monoterpenen (2 x C₅), Sesquiterpene (3 x C₅), Diterpene (4 x C₅) usw. bis hin zu den Polyterpenen unterschieden. Die wichtigsten Vertreter der Terpene sind die Monoterpenen (C₁₀H₁₆), die offen (Myrcen, Citronellol, Citral) oder ringförmig geschlossen sein können, wobei letztere monozylisch (Limonen, β-Phellandren, Terpinolen) oder bizyklisch (α- und β-Pinen, Camphen, δ-3-Caren, 1,8-Cineol) sein können. Mono- und Sesquiterpene finden sich vorwiegend in ätherischen Ölen, Sesqui-, Di- und Triterpene in Balsamen und Harzen (z. B. Triterpensäuren ⇒ Steroide), Tetraterpene in Pigmenten (⇒ Carotinoide) und Polyterpene in Milchsäften (⇒ Kautschuk).

Unter den Monoterpenen sind die Pinene mengenmäßig am bedeutendsten. So bestehen Balsamterpentinöle (aus Nadelbäumen) je nach Herkunft hauptsächlich aus α-Pinen, gefolgt von β-Pinen, Limonen und δ-3-Caren. Bei den Destillaten aus Citrusschalen dagegen dominieren zumeist d-Limonen, β-Pinen und γ-Terpinen, aber auch p-Cymol und 1,8-Cineol können enthalten sein.

¹ Xenobiotika: naturfremde Substanzen

Im Verlauf natürlicher Abbauprozesse wird, neben CO₂, eine Vielzahl von flüchtigen Zwischen- und Endprodukten freigesetzt.

Ein häufiges Nebenprodukt der sog. Ketose stellt Methylethylketon (MEK, 2-Butanon) dar (3). Unter bestimmten Milieubedingungen („Streß“) werden Mikroorganismen veranlaßt, gespeicherte Lipide schneller abzubauen, als deren Zwischenprodukte im Rahmen des normalen Tricarbonsäure-Zyklus oxidiert werden können. Dabei werden Ketone oder teilstoxierte Organik freigesetzt. Aceton, MEK und andere flüchtige Kohlenwasserstoffe stellen demnach, entgegen den unter natürlichen Umweltbedingungen aufeinander abgestimmt ablaufenden organischen Abbaureaktionen, das Ergebnis der sogenannten Heißrotte, der extra „angeheizten“ Milieubedingungen in den ersten Rottestunden und -tagen dar. Ein weiterer wichtiger Faktor ist hier auch die Verfügbarkeit von Sauerstoff für die terminale Oxidation der Kohlenwasserstoffe. So kann es bei ungenügender Be- oder Durchlüftung (auch Intensivrotte) aufgrund unzureichender Diffusionsbedingungen zum besagten unvollständigen Abbau der Kohlenwasserstoffe kommen.

MVOC: Aus langjährigen Forschungen ist bekannt, daß eine Reihe von medizinisch relevanten Erkrankungen im Indoor-Bereich durch strukturelle Bestandteile (z. B. α -1,3-Glucan (4)) und insbesondere flüchtige Stoffwechselprodukte spezieller Schimmelpilze hervorgerufen werden (5, 6). Im Rahmen von Abbauprozessen werden zudem eine Vielzahl von flüchtigen mikrobiellen Stoffwechselprodukten gebildet, die unter dem Begriff **MVOC** (microbially volatile organic compounds) zusammengefaßt werden. Die relevanten MVOC-Einzelstoffe sind in Tab. 2 aufgeführt.

Tab. 2: MVOC-Verbindungen als Indikatoren für aerogene Schimmelpilz-Exposition (7)

<ul style="list-style-type: none"> • Methylisobutylether • Methylisopentylether • 2-Methyl-1-butanol • 3-Methyl-1-butanol • 2-Methyl-1-propanol • 1-Octen-3-ol • 1-Decanol 	<ul style="list-style-type: none"> • β-Farnesen • Geosmin • 2-Pentylfuran • Dimethylsulfid • Dimethyldisulfid • Dimethyltrisulfid • Dimethylsulfoxid
---	--

Aufgrund erheblicher Beschwerden und Klagen durch Anwohner von großen Bioabfall-Kompostieranlagen in Hessen wird gegenwärtig ein Untersuchungsprogramm an drei Bioabfallkompostanlagen vom Land finanziert, um den Verdacht zu objektivieren, ob MVOC für die gesundheitlichen Klagen der Anwohner eine Rolle spielen (8).

Man sollte nach unserem Ermessen vorsorglich davon ausgehen, daß MVOC auch eine Bedeutung für die MBA haben können. Abbauprozesse, in denen Schimmelpilze u. a. auch MVOC freisetzen können, treten z. B. in der Rotte und als Sekundärquelle im Biofilter auf. Unklar ist die mengenmäßige Bedeutung dieser Stoffe. Bisher liegen keine Messungen auf die in Tab. 2 genannten Einzelstoffe vor. Dieses sollte daher nachgeholt werden.

Die Bedeutung von MVOC muß gegenwärtig als unklar angesehen werden. Da das Biofilter in suboptimaler Betriebsweise auch Sekundärquelle für MVOC sein kann, sollte auch dieser Fragestellung hinreichende Beachtung geschenkt werden.

Zu den flüchtigen Produkten des mikrobiellen Abbaus gehören genaugenommen auch Substanzen, die aus Xenobiotika neu gebildet werden (de-novo-Synthese). Exemplarisch sei hier die Bildung von Dichlorethen oder Vinylchlorid aus 1,1,2-Trichlorethan (9) genannt.

Methan: Methan wird durch anaerobe Vergärung der abbaubaren Organik im Restabfall gebildet. Diese Betrachtung ist theoretisch, da der anaerobe Zustand in einer aerob ausgeleg-

ten Rotte als Störfall zu sehen ist. Für gut gefahrene Intensivrotten ist unwahrscheinlich, daß auch nur ein Teil der emittierten Organik durch gebildetes Methan zu erklären ist. Allerdings muß das Entstehen anaerober „Nester“ durch betriebliche Maßnahmen verhindert werden. Als Defizit muß angesehen werden, daß Untersuchungen über den Methananteil in gut gefahrene aeroben Rotten fehlen.

3.1.2 Bound residues

Viele Xenobiotika werden von Mikroorganismen oder Pflanzen nicht vollständig zu CH_4 , CO_2 , H_2O oder anderen natürlichen Stoffwechselprodukten abgebaut, sondern es verbleiben Rückstände, die nur noch durch andere Mechanismen (chemisch-physikalischer Abbau) weiter „zerlegt“ werden. Ein Teil dieser „unverdaulichen“ Reste wird von den am Stoffwechsel beteiligten Organismen metabolisch „verpackt“ (als Konjugat, z. B. in Form eines β -Glucosids oder eines Glucosylamins) und in ihren Zellen abgelagert. Sie werden jedoch spätestens beim biologischen Abbau des Organismus nach dessen Absterben wieder freigesetzt.

Ein weiterer Weg für den Verbleib von Xenobiotika (z. B. Pestizide) ist die kovalente Bindung der gebildeten sekundären Zwischenprodukte an die chinoiden Struktureinheiten z. B. der Huminstoffe (10, 11, 12, 13, 14). Man spricht hier von „bound residues“ oder auch (insbesondere bezogen auf die Metaboliten) von „terminal residues“ (15). Die Huminstoffmatrix stellt für die „bound residues“ eine Art Zwischenlager dar. Aus diesen hochpolymeren Huminstoffen können die „bound residues“ je nach Milieubedingungen über Jahre hinweg bzw. Jahre später wieder freigesetzt werden und kehren dann in den Biokreislauf zurück. So zeigen verschiedene Arbeiten, daß die im Boden (d. h. in der Huminstruktur) gebundenen Xenobiotika bzw. ihre Metaboliten nicht nur von Kulturpflanzen (16, 17), sondern auch von Bodentieren wieder aufgenommen werden können (18).

Es muß als Defizit gesehen werden, daß diese Fragestellung bisher nur unzureichend untersucht worden ist. Sie würde im Fall der biologischen Abfallbehandlung eine Bedeutung haben können, da die insgesamt als Behandlungsziel angestrebte Humifizierung der Restorganik unter Umständen keine Problemlösung, sondern nur eine Problemverlagerung in die Zukunft bedeuten würde.

„Bound residues“ sind für die eigentlichen Behandlungsstufen weniger relevant; sie erhalten ihre Bedeutung allerdings im Hinblick auf das Emissionsverhalten von biologisch behandelten Abfällen, die deponiert werden sollen.

3.1.3 Flüchtige Xenobiotika als ungebundene Bestandteile des Restabfalls

Für die reine Emissionsbetrachtung in der Abluft sind nicht alle Xenobiotika relevant. Das Ausmaß der Verlagerung in die Abluft wird im wesentlichen von der Flüchtigkeit der jeweiligen Einzelstoffe abhängig sein, was zu der Frage führt, welcher Temperaturbereich in Bezug auf die Freisetzung zu betrachten ist.

Im wesentlichen sind hier zwei Behandlungsschritte zu nennen, bei denen es im Rahmen der MBA zu Verlagerungen von Xenobiotika kommen kann:

- die mechanische Zerkleinerung
- die biologische Rotte (aerob)

Bei der mechanischen Zerkleinerung findet einerseits durch die Verwirbelungen etc. ein verstärkter Kontakt der Luft mit dem Abfall statt. Andererseits bewirkt die Reibungswärme eine Temperaturerhöhung im Material, wobei diese Temperaturerhöhung von der Abfallart und insbesondere vom eingesetzten Aggregat abhängig ist. Als „Richtgrößen“ sind jeweils Temperaturerhöhungen auf folgende Werte zu erwarten:

- Langsamläufer + 30 °C
- Hammermühle + 40 °C
- Kaskade + 60-80 °C

Der Zeitraum der Temperaturerhöhung und Verwirbelung ist relativ kurz, was die Verlagerung auf besonders flüchtige Komponenten beschränken dürfte. Im Rahmen der biologischen Behandlung kommt es, je nach eingesetzter Technik, in der Regel² zu Temperaturen im Bereich von 50 bis maximal 80 °C. Es werden also Temperaturen vergleichbar denen in der Zerkleinerung erreicht. Allerdings ist in der „Biologie“ die Durchlüftung intensiver bzw. sehr intensiv, und die Behandlungszeit liegt deutlich höher als in der „Mechanik“. Dieser Umstand lässt vermuten, daß die Verlagerung von flüchtigen Komponenten im Rahmen der biologischen Behandlung (aerob) begünstigt ist.

Somit stehen Xenobiotika, die einen Siedepunkt (*boiling point*, Bp.) zwischen Umgebungstemperatur und 80 °C aufweisen, für eine Betrachtung des Verlagerungspotentials im Vordergrund des Interesses. Aber auch Stoffe, die einen Siedepunkt oberhalb von 80 °C aufweisen, sind zu betrachten, da die genannte Temperaturerhöhung für diese Stoffe eine Dampfdruckerhöhung zur Folge hätte. Diese Dampfdruckerhöhung würde zu einer verstärkten Verlagerung vom Abfall in die Luft führen, was dort eine Konzentrationserhöhung bewirken würde. Verstärkt wird dieser Effekt z. B. noch durch die Wasserdampfflüchtigkeit vieler Xenobiotika (z. B. Chlorphenole).

In der folgenden Tabelle wird versucht, eine relativ grobe Klassifizierung von Flüchtigkeitsbereichen, die für die Analyse des Vielstoffgemisches Restabfall bedeutsam sind, aufzustellen. Die Einstufung erfolgt anhand der relevanten Behandlungstemperaturen. Die Abgrenzung zwischen flüchtig und schwer flüchtig wurde anhand des Siedepunktes von DDT (260 °C) und zwischen stark flüchtig und flüchtig anhand des Siedepunktes von Benzol (80,1 °C) bzw. der bei der Kaskadenmühle im Regelbetrieb maximal auftretenden Temperatur getroffen.

Tab. 3: Grobe Klassifizierung von Flüchtigkeitsbereichen für die Analyse des Vielstoffgemisches Restabfall (BP = Siedepunkt)

	sehr stark flüchtig	stark flüchtig	flüchtig	schwer flüchtig
Siedepunkt	≤ 25 °C	> 25-80 °C	> 80-260 °C	> 260 °C
Temperaturbereich (BP)	BP unter der Umgebungstemperatur	BP im Bereich der Temperaturerhöhung durch Behandlung	BP oberhalb der Behandlungstemperatur	

Dabei kann die Angabe des Siedepunktes nur eine erste grobe Annäherung sein, da das Verlagerungsverhalten der Einzelsubstanzen vom exakten Kurvenverlauf des Dampfdruckes gegenüber der Temperatur bestimmt wird, wobei diese Kurven letztlich substanzspezifisch sind.

Die **sehr stark flüchtigen Substanzen** scheinen auf den ersten Blick für das Emissionsverhalten von MBA nicht relevant zu sein, da eine Verlagerung bereits vor der Behandlung stattgefunden haben wird. Diese Verlagerung kann beim primären Entsorgungsvorgang (Mülltonne) oder im Rahmen der Einsammlung und des Transportes (mehrere Kipp- und Mischvorgänge) stattgefunden haben. Wahrscheinlicher ist, daß die Verflüchtigung von Stoffen, die bereits bei Zimmertemperatur sieden, noch **vor** der Entsorgung im Rahmen der Produktnutzung durch den Konsumenten stattfinden. Eine Ausnahme dürften die sehr stark flüchtigen Stoffe bilden, die in einer Produktmatrix eingeschlossen sind. Hier stellen die in Schaumstoffen eingeschlossenen Treibmittel ein gutes Beispiel dar (s. u.).

² Wenn die Rotte schlecht gesteuert wird, sind auch Temperaturen oberhalb von 80 °C möglich.

Die **stark flüchtigen Substanzen** dürften ebenfalls anteilig im Verlauf von Entsorgung bzw. Einsammlung und Transport entweichen. Die verbleibenden Restmengen dürften hauptsächlich im Rahmen der mechanischen Zerkleinerung in die Luft verlagert werden. In diesem Behandlungsschritt ist auch mit dem Freisetzen von „eingeschlossenen“ sehr flüchtigen Substanzen zu rechnen. Neben den schon erwähnten Treibmitteln können hierzu auch Stoffe in verschlossenen Behältnissen gehören (z. B. Gaskartuschen).

Die **flüchtigen Substanzen**, deren Siedepunkt oberhalb der Behandlungstemperatur (in der Mechanik) liegen, werden - in Abhängigkeit ihrer jeweiligen Dampfdruckkurve - anteilig im Rahmen der biologischen Behandlung verlagert. Hierbei ist davon auszugehen, daß eine Staffelung erfolgen wird. So werden flüchtigere Komponenten in den ersten Stunden und Tagen der Rotten ausgetrieben, während weniger flüchtige Xenobiotika im Verlauf der gesamten Rotten auch zu späteren Zeiten noch eine anteilige Verlagerung erfahren werden.

Für **schwer flüchtige Substanzen** ist eine Verlagerung in den Dampfraum zumeist nur von geringer Bedeutung bzw. findet nicht statt. Für die Emissionsbetrachtung (Frachten) spielen diese Stoffe in der Regel keine große Rolle. Sie sind gegebenenfalls als sogenannte precursor-Substanzen für flüchtige Metabolite (s.o.: „bound residues“) oder auch als Bestandteile des emittierten Staubes von Bedeutung. So können z. B. schwerflüchtige Schwermetalle in der Abluft einer MBA gemessen werden, allerdings hauptsächlich nur partikelgebunden.

Diese Analyse des zu betrachtenden Stoffpotentials im Restabfall berücksichtigt nicht, daß im praktischen Betrieb einer MBA auch weitere Prozesse relevant sind, die das Verlagerungsverhalten beeinflussen:

- So kann es zu Adsorptions- und Desorptionsreaktionen kommen, die den primären Übertritt in den Dampfraum überlagern.
- So ist neben der rein thermodynamischen Betrachtung des Dampfdruckes auch die kinetische Betrachtung der Verlagerungsprozesse entscheidend.
- So kann ein Stoff mit hoher Flüchtigkeit parallel auch durch biologischen Abbau entfernt werden (konkurrierende Reaktionen).

Letztlich kann über die Stoffpotentialanalyse des Vielstoffgemisches Restabfall nur der Teil an Xenobiotika erfaßt werden, der durch direkte Verlagerung emittiert wird. Hieraus können nicht ohne weiteres Schlußfolgerungen auf alle „Emissionen“ gezogen werden. Für die in der Abluft von MBA auftretenden Stoffe und Konzentrationen sind zusätzlich auch biologische Neubildungs- und Umbaureaktionen einzubeziehen (s.o.). So können einige der im folgenden aufgeführten Xenobiotika durchaus auch Produkte des natürlichen Abbaus der Organik sein. Bei den jeweiligen Tabellen wird hierauf nicht immer wieder explizit hingewiesen.

3.1.3.1 Sehr stark flüchtige Inhaltsstoffe (Bp. ≤ 25 °C)

Die Gruppe der sehr stark flüchtigen Stoffe mit Siedepunkten von ≤ 25 °C umfaßt zunächst konventionelle Gase. Tab. 4 zeigt eine Übersicht.

Tab. 4: Sehr stark flüchtige Gase, Siedepunkt ≤ 25 °C

Substanz	Siedepunkt	Substanz	Siedepunkt
H ₂	- 253 °C	CO ₂	- 79 °C
N ₂	- 196 °C	HBr	- 67 °C
CO	- 192 °C	HJ	- 35 °C
O ₂	- 183 °C	Cl ₂	- 34 °C
N ₂ O	- 89 °C	NH ₃	- 33 °C
HCl	- 84 °C	SO ₂	- 10 °C

Diese Verbindungen können einerseits über Anlieferung in intakten Behältnissen o.ä. in die MBA gelangen. Sie sind daher eher als Störfallthema zu betrachten denn als Thema einer Verlagerung von Stoffen im Routinebetrieb. Andererseits können diese Gase auch im Rahmen biologischer Stoffwechselprozesse gebildet werden (NH_3 , N_2O , CO , CO_2).

Darüber hinaus sind eine Reihe von organischen Stoffen zu betrachten. Tab. 5 zeigt eine Auswahl.

Tab. 5: Sehr stark flüchtige Stoffe, Siedepunkt ≤ 25 °C, hier: organische Verbindungen

Substanz	Siedepunkt (Bp.)	Substanz	Siedepunkt (Bp.)
FCKW			
R 13 (CClF_3)	- 81,1 °C	Methan	- 164 °C
R 22 (CHClF_2)	- 40,8 °C	Ethylen	- 103,7 °C
R115 ($\text{C}_2\text{F}_5\text{Cl}$)	- 38,0 °C	Ethan	- 93 °C
R12 (CF_2Cl_2)	- 29,8 °C	Propan	- 45 °C
R 142b ($\text{C}_2\text{H}_3\text{F}_2\text{Cl}$)	- 9,2 °C	Butan	- 0,5 °C
R114 ($\text{C}_2\text{F}_4\text{Cl}_2$)	+ 3,8 °C	Formaldehyd	- 21 °C
R 21 (CHCl_2F)	+ 8,9 °C	Ethylenoxid	+ 13,5 °C
R11 (CFCI_3)	+ 23,7 °C	Acetaldehyd	+ 20,8 °C
FKW			
R 23 (CHF_3)	- 82,1 °C	Chlormethan	- 23,8 °C
R125 ($\text{F}_2\text{HC-CF}_3$)	- 48,5 °C	Vinylchlorid	- 13,8 °C
R 134a ($\text{C}_2\text{H}_2\text{F}_4$)	- 26,5 °C	Chlorethan	+ 12,3 °C
R 152a ($\text{C}_2\text{H}_4\text{F}_2$)	- 24,7 °C	EDC	-
Substituierte KW			

Für alle genannten Stoffe wird, wie ausgeführt, ein „Erreichen“ der Abfallbehandlungsanlage MBA nicht wahrscheinlich sein, es sei denn, die Stoffe werden, vereinfacht gesprochen, durch entsprechenden Einschluß an einer Verflüchtigung gehindert. Dies gilt insbesondere für die als Treibgase eingesetzten Verbindungen. Für einige der in Tab. 5 enthaltenen organischen Stoffe ist auch eine Bildung durch biologische Abbauprozesse bekannt.

3.1.3.1.1 FCKW/FKW

FCKW wurden in der Vergangenheit in großem Umfang (> 20.000 Mg/a) im Bereich der Schaumstoffherstellung als Treibgas eingesetzt. Man unterscheidet offen- und geschlossen-zellige Schaumstoffe. Bei letzteren sind die Zellen mit Luft oder mit dem Treibmittel gefüllt. Dieses wird erst freigesetzt, wenn die Zellstruktur zerstört wird, wie z. B. bei mechanischer Zerkleinerung (in einer MBA bzw. in einem Shredder). Die folgende Tabelle zeigt eine Bilanz über den Austrag von FCKW über den Gaspfad im aeroben und anaeroben Behälterversuch von Shredderrückständen aus der Altautoverwertung (19). Sie belegt, daß für in die MBA entsprechend eingebrachte Schaumkunststoffe von einer Freisetzung an FCKW ausgegangen werden muß.

Tab. 6: Bilanz über den Austrag von FCKW über den Gaspfad im aeroben und anaeroben Behälterversuch von Shredderrückständen aus der Altautoverwertung (19)

Biologische Vorbehandlung von Shredderrückständen	Gärversuch - anaerob	Rotteversuch - aerob
betrachtete Versuchsdauer	300 Tage	141 Tage
Σ FCKW	477 mg/Mg TS	125.450 mg/Mg TS

Das Potential an FCKW-Schäumen, welches gegenwärtig aus Altmaterialien in die Abfallbehandlung eintritt bzw. demnächst eintreten wird, ist schwer abzuschätzen. Auch bei weitgehendem Verzicht auf die FCKW-Verwendung sind noch über Jahre aus den Produkten mit längerer Lebensdauer (Möbel, Baumaterialien, Geräte) anteilige Einträge in den Restabfall zu erwarten. FCKW wurden insbesondere für die Herstellung folgender Schaumstoffe eingesetzt:

Tab. 7: FCKW-Treibmittel zur Herstellung von Schaumstoffen (Angaben für 1986) (20)

Schaumtyp	Produktionsmenge	FCKW-Verbrauch
PUR-Weichschaum	128.000 Mg	3.500 Mg
PUR-Hartschaum	63.000 Mg	8.000 Mg
sonstige PUR-Schäume (Montage, ...)	65.000 Mg	5.500 Mg
Trennmittel für PUR-Schäume	-	2.000 Mg
Extrudierter Polystyrolschaum (XPS)	27.000 Mg	4.000 Mg
PS-Schaum für Verpackungen	5.000 Mg	500 Mg
PE-Schaum	7.500 Mg	500 Mg
Summe	295.000 Mg	24.000 Mg

Emissionsseitig ist dieses Potential von großer Bedeutung, da die genannten Stoffe aufgrund ihrer ozonschädigenden Wirkung und ihrer negativen Auswirkungen auf das globale Klima (Treibhauseffekt) weltweit kritisch gesehen werden (s. u.). Näheres zum Komplex FCKW in Abschnitt 3.1.3.5.2.1.

Für die Zukunft ist mit einem Anstieg der teilhalogenierten FCKW/FKW zu rechnen, da diese in vielen Einsatzbereichen die vollhalogenierten Vertreter ersetzen. Diese Substitution ist die Folge der bekannten politischen Entscheidungen und Beschlüsse zum Schutz der Ozonschicht. Allerdings wird der von der deutschen Bundesregierung verkündete freiwillige Verzicht auf FCKW für 1995 bei der 4. Vertragsstaatenkonferenz des Montrealer Protokolls nach Ansicht des Sachverständigenrates für Umweltfragen (21) bewirken, daß es zum Einsatz chemisch verwandter Ersatzstoffe kommt, die zwar ein geringeres Ozonzerstörungs-, aber ein ähnliches Treibhauspotential haben, darunter vorwiegend teilhalogenierte FCKW und teilfluorierte FKW. Aus diesem Grund kann auch für die Zukunft das Thema „sehr stark flüchtige Xenobiotika“ für die MBA nicht als entschärft angesehen werden.

Die FCKW bzw. FKW kommen sowohl in Produkten des Hausmülls, im Sperrmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen vor, aber auch im eigentlichen Gewerbeabfall. Als Defizit muß festgestellt werden, daß gegenwärtig keine exakten Daten verfügbar sind, wie sich die Belastung der unterschiedlichen Abfallströme darstellt.

3.1.3.1.2 Kohlenwasserstoffe

Methan dürfte weniger als Produktbestandteil in die Entsorgung eingebracht werden, als durch biologische Bildung im Verlauf der Entsorgungskette erst entstehen (s.o.). Dies kann in gewissem Umfang in den der Restabfallbehandlung vorgelagerten Stufen geschehen. Hauptsächlich muß die Methanbildung aber als Thema der biologischen Behandlungsstufe der MBA gesehen werden. Methan ist aufgrund seiner klimaschädigenden Wirkung relevant (relatives Treibhauspotential = 3).

Zu den „Altlasten“ gehören auch Schäume, die mittels **Formaldehyd** erzeugt wurden, beispielsweise als Ortschäume im Rahmen der Gebäudeisolierung. Formaldehyd ist zwar toxikologisch relevant (22), spielt für die Emissionsanalyse aufgrund seiner Instabilität in der Abluft wahrscheinlich eine geringe Rolle. Als Treibmittel kommen heute eher Kohlenwasserstoffe (Pantan) oder Stickstoff zur Anwendung.

3.1.3.1.3 Chlor-substituierte Kohlenwasserstoffe (CKW)

Die Siedepunkte der verschiedenen CKW verteilen sich über einen breiten Bereich. Sie finden sich nicht nur in der Gruppe der sehr stark und stark flüchtigen, sondern auch der flüchtigen und schwer flüchtigen Xenobiotika. Zudem bestehen Überschneidungen zu separat ausgewiesenen Gruppen von Xenobiotika wie Chloraromaten und Pestizide.

Unter den CKW werden auch die Brom-Chlor-substituierten Verbindungen mit erfaßt, nicht aber die Fluor-Chlor- oder nur Fluor-substituierten Kohlenwasserstoffe; letztere sind als FCKW/FKW (siehe dort) zusammengefaßt.

Bei den sehr stark flüchtigen CKW stehen die chlorierten Lösemittel im Vordergrund des Interesses, da sie zum einen toxikologisch und ökotoxikologisch kritisch gesehen werden, zum anderen aber auch biologisch und physikalisch relativ stabil sind.

Zu den sehr stark flüchtigen CKW zählen Chlormethan (Methylchlorid) und Chlorethan (Ethylchlorid). Bei ihnen ist aufgrund ihres jeweiligen Anwendungsspektrums (Methylchlorid: Herstellung von Organochlorsilanen und Siliconen; Ethylchlorid: Herstellung von Ethylcellulose/Lackrohstoff) nicht mit einem nennenswerten Eintrag in den Hausmüll zu rechnen.

3.1.3.1.4 Restabfallbelastung mit sehr stark flüchtigen Stoffen

Untersuchungen von Restabfallchargen auf sehr stark flüchtige Einzelstoffe wurden bisher nur in geringem Umfang durchgeführt. Sie konzentrieren sich insbesondere auf die Substanzklasse der FCKW.

Tab. 8: FCKW im (Rest)Abfall; sehr stark flüchtige Stoffe (23)

Substanz	Bp.	Konzentrationsbereich
R11 Trichlorfluormethan	+ 23,7 °C	1-10.790 mg/Mg TS
R12 Dichlordifluormethan	-29,8 °C	6-220 mg/Mg TS
R 21 Dichlorfluormethan	8,9 °C	2-80 mg/Mg TS
R 22 Chlordifluormethan	- 40,8 °C	n.n.-890 mg/Mg TS
VC Vinylchlorid	- 13,8 °C	n.n.-400 mg/Mg TS

Tab. 8 zeigt eindrucksvoll ein Problem, das sich als Fragestellung durch die folgende Defizitanalyse ziehen wird: die Schwankungsbreite des Emissionspotentials bzw. der Emissionen. Die Restabfallbehandlung ganz allgemein muß nicht nur mit einem Vielstoffgemisch an Xenobiotika umgehen, sondern muß auch eine hohe Schwankungsbreite der Emission bzw. des Emissionspotentials bewältigen.

3.1.3.2 Stark flüchtige Inhaltsstoffe (Bp. > 25 - 80 °C)

Zu den stark flüchtigen Substanzen, die im Abfall zu erwarten sind, zählen die in Tab. 9 aufgeführten Chemikalien. Sie liefert Hinweise, auf welche Stoffe ein Restabfall zu prüfen wäre.

Tab. 9: Stark flüchtige Stoffe, Siedepunkt > 25 °C - 80 °C

Substanz	Siedepunkt (Bp.)	Substanz	Siedepunkt (Bp.)
FCKW/FKW			
R 143a (F ₃ C-CH ₃)	47,6 °C	Diethylether	35 °C
R113 (Cl ₂ FC-CClF ₂)	47,7 °C	n-Pentan	36 °C
CKW			
Methylenchlorid	40 °C	Ameisensäureethylester	54 °C
trans-1,2-Dichlorethen	47,5 °C	Aceton	56 °C
cis-1,2-Dichlorethen	60,3 °C	Essigsäuremethylester	57 °C
Chloroform	61 °C	Methanol	65 °C
1,1,1-Trichlorethan	74,1 °C	Tetrahydrofuran	66 °C
Tetrachlorkohlenstoff	76,5 °C	Di-iso-propylether	68 °C
Aromatische KW			
Benzol	80 °C	n-Hexan	69 °C
Isocyanate			
Methylisocyanat	59,6 °C	Hexanon (= 1-Butylmethylketon)	71 °C
Ethylisocyanat	60 °C	Essigsäureethylester	77 °C
		Ethanol	78 °C
		Butanon-2 (= Methylethylketon)	80 °C

3.1.3.2.1 FCKW/FKW

Der FCKW **R113** wurde in der Vergangenheit insbesondere zur Oberflächenreinigung und -entfettung im Bereich Elektronik, Elektrotechnik und Luft- und Raumfahrt eingesetzt. Andere Branchen wie Brillen-, Schmuck- und Optikindustrie sowie Feinmechanik, Kugellagerindustrie und Fernsprechtechnik setzten ebenfalls R113 ein. Im gewerblich-industriellen Bereich ist es heute überwiegend durch wäßrige Reinigungssysteme oder halogenfreie Lösemittel (z. B. Terpene) ersetzt und soll nach den verfügbaren Informationen in Endverbraucher-nahen Produkten praktisch keine Rolle spielen.

R 143a wird insbesondere als Ersatzmittel für vollhalogenierte Kältemittel eingesetzt. Sein mengenmäßig relevanter Eintrag in den Restabfall ist frühestens in zehn bis 15 Jahren zu erwarten. Ethylisocyanat

3.1.3.2.2 Chlor-substituierte Kohlenwasserstoffe

Von den CKW, deren Siedepunkt zwischen 25 und 80 °C liegt, haben in der Vergangenheit nur Dichlormethan und 1,1,1-Trichlorethan eine gewichtige Rolle gespielt.

Tab. 10: Produktionsdaten ausgewählter CKW-Lösemittel im Siedebereich < 25 bis 80 °C für Deutschland (diverse Quellen, u. a. (24))

CKW	Produktion (Jahr)	CKW	Produktion (Jahr)
Methylenchlorid (Dichlormethan)	68.000 Mg (1992)	Tetrachlorkohlenstoff (Tetrachlormethan)	102.000 Mg (1992) heute: keine gezielte Herstellung mehr
1,1,1-Trichlorethan	38.500 Mg (1989)	cis-1,2-Dichlorethen	?
Chloroform	52.000 Mg (1992)	trans-1,2-Dichlorethen	?

Methylenchlorid (Dichlormethan) ist ein organisches Lösemittel, das im gewerblichen Bereich zur Entfettung und als Treibgas für PUR-Schaum, im Endverbraucherbereich zudem als Abbeizer, Verdünner und Pinselreiniger sowie als Spraydosentreibmittel (nicht in der Schweiz) verwendet wurde (25). Aufgrund einer freiwilligen Vereinbarung der Chemischen Industrie wird Dichlormethan seit langem nicht mehr in Aerosolen eingesetzt. Wegen seiner Einstufung als krebsverdächtig (Abschnitt III B der deutschen MAK-Werte-Liste) ist es in den relevanten gewerblichen Einsatzbereichen durch andere Stoffe ersetzt worden. In Publikumsprodukten ist sein Einsatz nicht verboten, sondern unterliegt nur der Kennzeichnungspflicht. Für 1992 werden für Deutschland 2.000 Mg (Frischware) als Produktkomponente in Klebstoffen, Abbeizmitteln usw. sowie weitere 6.000 Mg (Regenerat) für die Produktion von Abbeizmitteln angegeben (24). Aktuellere Zahlen liegen nicht vor.

1,1,1-Trichlorethan wurde im gewerblichen Bereich überwiegend zur Metallreinigung und Kaltreinigung, daneben auch als Lösemittel in der Textil- und Elektronikindustrie, im Endverbraucherbereich als Aerosol in Spraydosen, in Schreibmaschinen-Korrekturflüssigkeiten („Tipp-Ex“) sowie in Fleckentfernern und Imprägniermitteln für Textilien (26) eingesetzt. In Deutschland darf 1,1,1-Trichlorethan (nach GefahrstoffV und ChemVerbotsV) oberhalb einer Konzentration von 0,1 % (Masse) nur noch in Produkten für den gewerblichen Verwender in den Verkehr gebracht werden.

Chloroform (Trichlormethan) wird heute praktisch nicht mehr eingesetzt; es darf (nach GefahrstoffV und ChemVerbotsV) in Deutschland oberhalb von 0,1 % (Masse) nur noch in Produkten für den gewerblichen Verwender in den Verkehr gebracht werden. Sein Auftreten in der Umwelt ist heute vornehmlich auf den umweltoffenen Einsatz von Chlor (z. B. Bade- und Trinkwasserchlorung, Einsatz von Aktivchlor usw.) sowie auf den physikalischen Abbau von Tetrachlorkohlenstoff zurückzuführen.

Tetrachlorkohlenstoff (Tetrachlormethan, Tetra) wurde bis 1992 in Deutschland in der Größenordnung von 100.000 Mg/a hergestellt. Es diente fast ausschließlich als Grundbaustein für die Synthese von R11/R12 und wurde nur in geringen Mengen direkt als Lösemittel eingesetzt (1 - 2 % der Produktion). Da Tetra bei der Chlorolyse zwangsweise als Koppelprodukt anfällt, ist ein Export in Länder ohne entsprechende Beschränkungen (s. u.) nicht auszuschließen, so daß auch ein Rückimport möglich erscheint. In Deutschland darf Tetra oberhalb einer Konzentration von 0,1 % (Masse) nur noch in Produkten für den gewerblichen Verwender und darüber hinaus nur in geschlossenen Anlagen eingesetzt werden (GefahrstoffV und ChemVerbotsV).

Cis- und trans-1,2-Dichlorethen (cis- und trans-1,2-Dichlorethylen) sind industrielle Lösemittel. Sie werden vornehmlich über katalytisches Cracken von 1,1,2-Trichlorethan hergestellt, können aber auch als Nebenreaktion bei anderen CKW-Herstellungsverfahren, z. B. bei der VC-Herstellung mittels Oxychlorierung anfallen (27). Auf ihre Eintragsquellen in den Restabfall über endverbrauchernahe Produkte gibt es keinen Hinweis.

3.1.3.2.3 Kohlenwasserstoffe

Die wichtigsten Einsatzbereiche der stark flüchtigen Kohlenwasserstoffe sind nachstehend zusammengestellt.

Butanon-2 (= Methyläthylketon)	Lösemittel für Öle, Fette, Wachse und Pigmente sowie natürliche und synthetische Harze (v. a. Vinylpolymere) sowie acrylische Beschichtungen; Herstellung von Farben und Lacken; Verwendung in Zelluloid-, Gummi- und Kunstlederherstellung; Einsatz bei Metallreinigung, Entfettung, Entwachsung; in Hydraulikflüssigkeiten
Hexanon (= 1-Butylmethylketon)	Kleber, Kitte, Farblösungen für Möbel-, Schuhindustrie, Druckereien, Kunststoffverarbeitung
Hexan	Einsatz in Klebern

3.1.3.2.4 Restabfallbelastung mit stark flüchtigen Stoffen

Für die Stoffgruppe der stark flüchtigen Verbindungen ist eine Verlagerung in die Luft spätestens im Verlauf der ersten Rottephase wahrscheinlich.

Untersuchungen von Restabfällen auf stark flüchtige Einzelstoffe wurden nur im geringen Umfang durchgeführt. Die Ergebnisse sind in der folgenden Tabelle zusammengefaßt. Überraschend an diesen Daten ist das Auftreten von R113, was auf einen unbeachteten Eintragspfad schließen lässt. Gleiches gilt für cis-1,2-Dichlorethen: auch hier kann das Auftreten im Restabfall bzw. später in der MBA-Abluft (vgl. Freiburg, Kap. 3.3.2) nicht bestimmten Produkteinträgen zugeordnet werden.

Tab. 11: Stark flüchtige Stoffe, Siedepunkt $> 25^{\circ}\text{C}$ bis $\leq 80^{\circ}\text{C}$, in Restabfällen (23)

Substanz	Bp.	Konzentrationsbereich
FCKW		
R113 (1,1,2-Trichlortrifluorethan)	+ 47,7 °C	5 - 240 mg/Mg TS
CKW		
Methylenchlorid	40 °C	6- 2.680 mg/Mg TS
cis-1,2-Dichlorethen	60,3 °C	n.n. - 4.990 mg/Mg TS
Chloroform	61 °C	1 - 70 mg/Mg TS
1,1,1-Trichlorethan	74,1 °C	8 - 3.650 mg/Mg TS
n-Hexan	69 °C	15 - 224 mg/Mg TS

Auch für diese Stoffgruppe wurde insgesamt ebenfalls eine hohe Schwankungsbreite der Konzentrationen im Restabfall festgestellt (s.o.).

3.1.3.3 Flüchtige Inhaltsstoffe (Bp. $> 80 - 260^{\circ}\text{C}$)

Zu den flüchtigen Stoffen, die als Abfallinput relevant sind, gehören eine große Anzahl von Einzelverbindungen. Die folgende Tabelle zeigt eine Auswahl dieser Stoffe, die als Produkt oder Produktbeimengung eine Rolle spielen. Insbesondere bei den Terpenen sei noch einmal auf die Freisetzung im Rahmen natürlicher Abbauprozesse hingewiesen.

Tab. 12: Flüchtige Stoffe, Siedepunkt > 80 °C - 260 °C

Substanz	Siedepunkt (Bp.)	Substanz	Siedepunkt (Bp.)
Chloraromaten		andere KW	
Monochlorbenzol	132 °C	Cyclohexan	81 °C
Bromophos	141 °C	2-Methyl-1-propanol	82 °C
2,4-D	160 °C	2,3-Dimethylpentan	90 °C
Chlorphenole	164-246 °C	2-Methylhexan	90 °C
Dichlorbenzol	173 °C	1-Propanol	97 °C
1,2,4-Trichlorbenzol	214 °C	n-Heptan	98 °C
4-Chloranilin	232 °C	Methylcyclohexan	101 °C
DDT	260 °C	2-Pantan	102 °C
Pestizide		Ethylcyclopentan	104 °C
Dichlorvos	84 °C	3-Methylheptan	115 °C
1,3-Dichlorpropen	104-114 °C	1-Butanol	117 °C
Dimethoat	117 °C	Essigsäure	118 °C
Terpene		andere KW	
Citronellol	103 °C	2-Methylheptan	118 °C
Citral	118 °C	2-Penten-2-on	122 °C
Terpinolen	121 °C	Methoxyethanol	125 °C
α-Pinen	156 °C	1,2-Dimethylcyclohexan	130 °C
β-Pinen	164 °C	n-Hexan	130 °C
Camphen	160 °C	Propylcyclopentan	131 °C
δ-3-Caren	167 °C	Ethoxyethanol	135 °C
Myrcen	167 °C	n-Nonan	136 °C
β-Phellandren	173 °C	Trimethylcyclohexan	140 °C
1,8-Cineol	174 °C	2-Methyloktan	143 °C
α-Terpinen	174 °C	3-Methyloktan	143 °C
p-Cymol	177 °C	isom. Nonan	151 °C
d-Limonen	178 °C	Propylcyclohexan	157 °C
γ-Terpinen	183 °C	Acetonitril	162 °C
Bornylacetat	224 °C	n-Dekan	174 °C
		Dekalin	196 °C
FCKW		aromatische KW	
R112 (Cl ₂ FC-CCl ₂ F)	92 °C	Benzol	80,1 °C
CKW		Toluol	111 °C
Trichlorethen (TRI)	87 °C	Ethylbenzol	136 °C
Bromdichlormethan	90 °C	m/p-Xylool	139 °C
Dibromchlormethan	119 °C	o-Xylool	144 °C
Tetrachlorethen (PER)	121 °C	Styrol	145 °C
Tribrommethan	150 °C	Phenol	182 °C
Hexachlorethan	187 °C		

3.1.3.3.1 FCKW/CKW

R112 (1,1,2,2-Tetrachlor-1,2-difluorethan) wird nach (28) als Lösemittel eingesetzt. Ob die Substanz auch im endverbrauchernahen Bereich zur Anwendung kommt, ist nicht bekannt.

Die wichtigsten CKW-Lösemittel waren in der Vergangenheit Trichlorethylen (TRI) und Tetrachlorethylen (PER).

Trichlorethen (Trichlorethylen, TRI) ist ein sehr starkes Lösemittel für Fette, Schmierstoffe und Wachse und wurde daher überwiegend in chemischen Reinigungen und zur Metallentfettung eingesetzt. Außerdem wurde/wird TRI als Komponente von Druckereitinte, Farben, Klebemitteln, Fleckentfernern u. a. verwendet. TRI ist in Deutschland als krebsverdächtig (III B der MAK-Werte-Liste) eingestuft, unterliegt aber keinerlei Beschränkungen hinsichtlich des Einsatzes in Publikumsprodukten, sondern ist nach GefahrstoffV nur kennzeichnungspflichtig.

Tetrachlorethen (Tetrachlorethylen, PER) ist ebenfalls ein sehr starkes Lösemittel für Fette und Schmierstoffe und wurde daher überwiegend zur Metallentfettung und in chemischen Reinigungen sowie u. a. auch in Fleckentfernern oder Imprägniermitteln für Textilien (26) eingesetzt. Während in der Metallentfettung heute CKW-freie organische Verbindungen oder aber wässrige Systeme (Tensid-Basis) PER ersetzen, ist es nach wie vor der am häufigsten in der Chemischreinigung eingesetzte leichtflüchtige Kohlenwasserstoff. Aus Arbeits- und Immissionsschutzgründen unterliegen diese Betriebe in Deutschland mittlerweile strengen Auflagen (u. a. 2. BlmSchV), u. a. weil PER auch als krebsverdächtig (III B der MAK-Werte-Liste) eingestuft ist. PER unterliegt in Deutschland aber keinerlei Beschränkungen hinsichtlich des Einsatzes in Publikumsprodukten, sondern ist nur kennzeichnungspflichtig nach GefahrstoffV.

Hexachlorethan entsteht vor allem als Neben- und Rückstandsprodukt der Chlorolyse zur Gewinnung von PER. Daneben wurde (für 1985) eine große Zahl von technischen Verwendungen genannt, wie etwa Nebelkerzen für Rauchbomben, Zusatz zu Feuerlöschmitteln, Weichmacher in Celluloseestern, Zusatz in Fungiziden, Insektiziden und Hochdruckschmiermitteln. Die Verbrauchsmengen werden aber als insgesamt sehr gering eingeschätzt (27). Aktuelle Zahlen liegen nicht vor.

Die Organohalogenverbindungen **Bromdichlormethan**, **Dibromchlormethan** und **Tribrommethan** sind Xenobiotika, die als Nebenprodukte der Chlorung (Trinkwasser, Badewasser, Kaltreiniger, Einsatz von „Aktiv-Chlor“) in geringen Mengen auftreten können (29). Ein gezielter Einsatz dieser Verbindungen ist nicht bekannt.

3.1.3.3.2 Chloraromaten und andere Pestizide

Chloraromaten erreichten in der Vergangenheit zumeist nur als Verunreinigung in anderen Produkten wie z. B. Holzschutzmittel (z. B. Pentachlorphenol, Lindan) den Endverbraucher. Diese Verbindungen können heute noch über die Entsorgung dieser „Altlasten“ in den Restabfall gelangen bzw. sind mittlerweile als ubiquitär anzusehen (z. B. DDT). Ein gezielter Einsatz von Chloraromaten in Endverbraucherprodukten erfolgte früher, neben den Pestiziden und genannten Holzschutzmitteln, nur in wenigen Produktgruppen, z. B. in Fleckentfernern (**Monochlorbenzol** nach (26)) und Urinalsteinen (**para-Dichlorbenzol**).

Von den **Pestiziden** hat heute insbesondere noch der Chloraliphat **Dichlorvos** (DDVP) als Insektenspray und -strip sowie als Mottenschutzmittel seine Bedeutung. Das Insektizid Dimethoat, ein Phosphorsäureester, wird u. a. in Pflanzenschutzsprays eingesetzt.

3.1.3.3.3 Aromatische Kohlenwasserstoffe

Benzol ist die einfachste aromatische Kohlenwasserstoffverbindung. Sie ist als krebs erzeugend eingestuft. In Deutschland ist seit 1982 die Verwendung von Benzol als Reinigungs- und Entfettungsmittel sowie als Löse- und Verdünnungsmittel für bestimmte Anwendungen nicht mehr erlaubt; Benzol und Produkte mit mehr als 0,1 % (Masse) Benzol dürfen nicht in den Verkehr gebracht werden. Ausgenommen hiervon sind Treibstoffe und deren Rohstoffe sowie Produkte für die Verwendung bei industriellen Verfahren in geschlossenen Systemen. Treibstoffe enthalten im allgemeinen 2 - 5 % Benzol.

Benzol wird überwiegend aus Pyrolysebenzin von Crackanlagen durch Extraktion gewonnen und fällt außerdem als Nebenprodukt bei der Verkokung von Steinkohle an. 1989 wurden in Deutschland ca. 1,6 Mio. Mg Benzol produziert. Industriell dient Benzol als Ausgangsstoff für **Ethylbenzol** (Verarbeitung zu Styrol), **Cumol** (Verarbeitung zu Phenol), Nitro- und **Chlorbenzole** (Farbstoffe, Pharmazeutika, Pestizide), **Cyclohexan** (für die Herstellung von Polyamidfasern) und Alkylbenzole (Verarbeitung zu Waschrohstoffen). Außerdem fällt es bei der Pyrolyse/Thermolyse bestimmter organischer Materialien (Kohle, Naphtha) an. Aufgrund des beschriebenen Einsatzbereiches ist mit dem Auftreten von Benzol vor allem in Raffinerien und petrochemischen Anlagen, Kokereien und der Kfz-Industrie (Treibstoffe) zu rechnen. In Publikumsprodukten kann Benzol nur noch als zulässige Verunreinigung (< 0,1 %) in organischen Lösemitteln enthalten sein.

Im gewerblichen Bereich wurden **Toluol** und **Xylole** zumeist als Gemisch bzw. im Gemisch mit anderen Lösemitteln eingesetzt (z. B. Gummi- und Plastikindustrie). Die Anwendung der reinen Lösemittel war auf wenige gewerbliche Anwendungen beschränkt (Toluol: Tiefdruck; Xylole: Malerei, Druckerei, Gummiherstellung). Diese Aromaten wurden in der Vergangenheit auch direkt in Publikumsprodukten eingesetzt, Toluol z. B. in Klebstoffen, gelösten Styrolharzen und Nagellackentfernern, Xylole als Lösemittel in Lacken, Holzschutzmitteln und Klebstoffen sowie in Möbelpflegemitteln. Diese und andere Aromaten können ebenfalls als Verunreinigung in organischen Lösemitteln („Testbenzin“) enthalten sein.

Styrol wird als Lösemittel und Reaktionspartner für ungesättigte Polyesterharze (UP-Harze) und zur Herstellung von Polystyrol und Styrol-Copolymeren eingesetzt. Ein besonderer gewerblicher Einsatzbereich ist die Produktion von großflächigen glasfaserverstärkten Kunststoffteilen. Der Kunststoff Polystyrol zeigt nur eine relativ niedrige Wärmebeständigkeit (78 - 82 °C). Bei der thermischen Zersetzung wird wieder Styrol freigesetzt. Ein Einsatz des Monomers in endverbrauchernahen Produkten ist nicht bekannt.

Phenol wird industriell für die Herstellung von Kunstharsen, Farbstoffen, Arzneimitteln, Weichmachern usw. verwendet. Reines Phenol wird heute praktisch nicht mehr als Desinfektionsmittel eingesetzt. Phenol tritt vornehmlich als Abwasserinhaltsstoff von Druckereien, Gasanstalten, Teerdestillationen sowie petrochemischen Anlagen auf. Phenolhomologe sind u. a. in Teerölen („Carbolineum“) enthalten, die früher als Holzschutzmittel eingesetzt wurden. Teeröle dürfen heute in Deutschland nur noch eingeschränkt verwendet und nicht an den Endverbraucher abgegeben werden.

3.1.3.3.4 Terpene

Terpene, insbesondere Monoterpene, sind natürliche Bestandteile von Pflanzen, insbesondere von Nadelhölzern und Zitruschalen (vgl. Seite 64). Terpene haben einen Siedebereich von 120 bis 180 °C und eine relativ hohe Verdunstungszahl von ca. 170 (Diethylether = 1). Sie dampfen z. B. aus Hölzern und anderen Baustoffen schnell wieder aus. Nach Mølhave (30) gehören Terpene zu den Substanzen, die in hohen Konzentrationen aus Baustoffen ausgasen (Meßwerte in unmittelbarer Nähe: Ø 28,8 mg/m³). Auch die im Restabfall (Holz wie auch andere Produkte) enthaltenen Monoterpene dürften im Verlauf der Restabfallbehandlung relativ schnell ausgasen.

Technisch kommen Terpene als Ersatzstoffe für CKW- und andere organische Lösemittel zur Anwendung. Terpentinöle und Citrusterpene werden u. a. als Lösemittel in Lacken, Farben, Bohnerwachsen und Schuhpflegemitteln eingesetzt, in der Kosmetikindustrie ebenso wie als Bauhilfsmittel, beim Siebdruck sowie als Entfettungs- und Reinigungsmittel z. B. für Leiterplatten.

3.1.3.3.5 Andere Kohlenwasserstoffe

Glykolether (u. a. Ethoxy- und Methoxyethanol), auch als *Cellosolve* bezeichnet, wurden intensiv als Lösemittel für Harze, Lacke, Farben, Reinigungsmittel und Emulsifikatoren (Enteisungsmittel) verwendet. Sie können mit Toluol, Xylen, Propanol und Butanol verunreinigt sein (25). Sie wurden u. a. zur Oberflächenbehandlung (Halbleiterfertigung) eingesetzt. Die Abgabe speziell von Ethoxy- und Methoxyethanol an den Endverbraucher ist in Deutschland verboten (ChemVerbotsV). Andere Glykole und Glykolether dürfen dagegen in einem weiten Spektrum eingesetzt werden.

Weitere organischen Kohlenwasserstoffe dienen oftmals als Lösemittel in Lacken, Farben, Klebstoffen, Fleckentfernern, Putz- und Reinigungsmitteln oder Kosmetika (Deo, Nagellack, etc.).

3.1.3.3.6 Restabfallbelastung mit flüchtigen Stoffen

Untersuchungen von Restabfällen auf flüchtige Einzelstoffe wurden nur in geringem Umfang durchgeführt. Die folgende Tabelle gibt die Ergebnisse wieder.

Tab. 13: Restabfallbelastung mit flüchtigen Stoffen (Bp. > 80 - 260 °C) (23)

Substanz	Bp.	Beispiele für Konzentrationsbereiche
FCKW		
R112 (1,1,2,2-Tetrachlor-1,2-difluorethan)	+ 92 °C	n.n. - 10 mg/Mg TS
CKW		
Trichlorethen (TRI)	87 °C	2 - 590 mg/Mg TS
aromatische KW		
Benzol	80 °C	24 - 680 mg/Mg TS
Toluol	111 °C	103 - 2.076 mg/Mg TS
Ethylbenzol	136 °C	n.n. - 388 mg/Mg TS
Xylole	139 - 144 °C	4 - 4.149 mg/Mg TS
Styrol	145 °C	unbekannt

Die getrennte Diskussion dieser Stoffklasse von der der stark flüchtigen Verbindungen ist deshalb sinnvoll, weil von einem unterschiedlichen Verlagerungsverhalten auszugehen ist. Die flüchtigen Inhaltsstoffe dürften im Rahmen der biologischen Behandlung über einen längeren Zeitraum in die Abluft verlagert werden. Im Extremfall sind Konstellationen denkbar, in denen Stoffe über den gesamten Rotzezeitraum mit gleichbleibend hohem Niveau in die Abluft überreten.

3.1.3.4 Schwer flüchtige Inhaltsstoffe (> 260 °C)

Schwerflüchtige Stoffe werden aufgrund ihrer mangelnden Flüchtigkeit nur in geringem Umfang in die Abluft verlagert. Das Stoffpotential an relevanten Einzelverbindungen geht in die Tausende. Von toxikologischer und ökotoxikologischer Bedeutung sind hier Einzelstoffe aus der Gruppe der Organochlormverbindungen (PCB, PCDD/F, Chlorparaffine etc.). Diese Stoffgruppe wird an dieser Stelle aber nicht explizit vertieft, weil von der Emissionsseite (Fracht) ein geringer Austrag anzunehmen ist. Meßdaten an MBA-Anlagen bestätigen diese Annahme (s. u.).

Zu den schwerflüchtigen, toxikologisch relevanten Bestandteilen des Restabfalls gehören natürlich auch die Schwermetalle. Die folgende Tabelle zeigt einige aktuelle Werte für Hausmüll bzw. Restabfall.

Tab. 14: Schwermetalle in Hausmüll und Restabfall (mg/kg)

Parameter	Österreich		Deutschland		
	Hausmüll aus Haushalten, aktuell (31)	Siedlungs abfall, aktuell (31)	Hausmüll vor 1990 (32)	Gesamt abfall vor 1990 (33)	diverse Restabfallfraktionen, 100 Tage gerottet (33)
Arsen	k.A.	k.A.	0,004 - 0,005	k.A.	k.A.
Blei	0,6	0,81	0,43 - 1,2	0,8	0,11 - 0,17
Cadmium	0,009	0,011	0,002 - 0,015	0,01	0,001 - 0,005
Chrom	k.A.	k.A.	0,25 - 0,6	0,3	0,19 - 0,31
Kobalt	k.A.	k.A.	0,003 - 0,005	k.A.	k.A.
Kupfer	0,44	0,48	0,2 - 0,6	0,5	0,24 - 1,37
Nickel	k.A.	k.A.	0,03 - 0,08	0,1	0,17 - 0,46
Quecksilber	0,0025	0,0014	0,003 - 0,005	0,003	0,0004 - 0,002
Thallium	k.A.	k.A.	0,0002	k.A.	k.A.
Vanadium	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Zinn	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Zink	0,94	1,1	1,0 - 2,0	1,2	k.A.

Die Frage, ob und in wieweit dieses potentielle Schadstoffreservoir relevant ist, wurde bisher negativ beantwortet. Aufgrund der geringen Flüchtigkeit der Metalle wurde bisher angenommen, daß für diese Stoffgruppe nur eine geringe Relevanz gegeben ist.

3.1.3.5 Publikumsprodukte

Der Nachteil der betrachtenden Analyse der Restabfall-Emissionspotentiale über den Chemikalieneinsatz liegt darin, daß Aussagen über das tatsächliche Auftreten der Stoffe im Abfall nicht möglich sind. Die Ursachen hierfür sind genannt. Die obigen Aufstellungen nennen daher nur das Potential, welches bei einer Analyse der relevanten Xenobiotika im Vielstoffgemisch Restabfall einzubeziehen ist.

Einen anderen Zugang zum Problem bietet die Analyse relevanter Produktgruppen, die in mehr oder weniger großem Umfang in den Restabfall gelangen und die im Rahmen der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung die in ihnen enthaltenen Schadstoffe wieder freisetzen können.

In Deutschland werden schadstoffhaltige Produkte von vielen Kommunen mittlerweile getrennt gesammelt, um die Verwertbarkeit des restlichen Abfalls zu verbessern und auch, um

die mit der Abfallbeseitigung verbundenen Umweltbelastungen zu verringern. Für einen Teil der schadstoffhaltigen Produkte gibt es mittlerweile freiwillige oder staatlich verordnete Rücknahmeverpflichtungen für die Hersteller bzw. den Handel (Altmedikamente, Batterien); weitere Verordnungen (z. B. für Elektronikschrott) sind in Vorbereitung.

Für Österreich gilt ähnliches, wobei die getrennte Erfassung von Problemstoffen weitgehend umgesetzt ist.

In der folgenden Tabelle ist das Abfallaufkommen in Österreich für das Jahr 1994 einschließlich der Problemstoffmengen aufgeführt (34).

Tab. 15: Restmüll-, Sperrmüll- und Problemstoffs aufkommen in Österreich, 1994

Bundesland	Einwohner (n)	Restmüll RM (Mg)	Sperrmüll SM (Mg)	Müll RM+SM (Mg)	Sperrmüll (%)	Problem stoffe (Mg)	Problem stoffe (%)
Burgenland	270.880	32.840	5.496	38.336	14	850	2,2
Kärnten	547.798	n.b.	n.b.	126.000	n.b.	950	0,8
Niederösterreich	1.473.813	174.268	43.976	218.244	20	5.258	2,4
Oberösterreich	1.371.679	168.533	26.230	194.763	13	3.071	1,6
Salzburg	482.365	76.300	21.000	97.300	22	883	0,9
Steiermark	1.184.720	128.887	22.768	151.655	15	2.736	1,8
Tirol	647.954	113.082	25.326	138.408	18	1.640	1,2
Vorarlberg	354.937	40.253	3.171	43.424	7	870	2,0
Wien	1.642.391	429.503	31.953	461.456	7	1.606	0,3
Σ Österreich	7.976.537	1.163.666	179.920	1.469.586	12	17.864	1,2

Der prozentuelle Problemstoffanteil bewegt sich zwischen 0,3 und 2,4 %, Der Median liegt bei 1,6 %. Private Anlieferungen von Abfällen aus Gewerbe und Industrie zu Entsorgungsanlagen und Deponien sind in den oben genannten Mengen nicht enthalten, teilweise jedoch Mengen aus Gewerbe und Industrie, die mit der öffentlichen Müllabfuhr entsorgt werden.

Der Erfolg der Problemstoffsammlung, d. h. der Anteil der Problemstoffe, der durch diese spezielle Sammlung erfaßt wird, ist regional unterschiedlich. In vielen Regionen liegen zudem keine Abschätzungen zu den Problemstoffmengen vor, die trotz der Problemstoffsammlung in die Restmüll-Sammelgefäß gelangen.

In der nachstehenden Tabelle sind Beispiele für die Zusammensetzung der Problemstofffraktion wiedergegeben (34, 35, 36).

Tab. 16: Beispiele für die Zusammensetzung von Problemstoffen in Österreich

Problemstoff	Nieder- österreich	Freistadt, gesamt	Ober- österreich	Problemstoff	Wien, Prob- lemstoff- sammelstellen
	1994 (%)	1994 (%)	1994 (%)		1995 (%)
Altöl	9,42	25,3	Altöl		7,97
ölhaltige Abfälle	3,03	n.b.	organische Abfälle		39,75
Altfarben, Altlacke	13,97	14,9			
Gifte, Schädlingsbekämpfungsmittel	0,46	0,4			n.b.
Säuren und Laugen	0,31	0,3			
Spraydosen, Feuerlöscher, Gasflaschen	2,82	6,3	Feuerlöscher		0,13
			Gasflaschen		0,26
Altmedikamente	2,55	2,4	Altmedikamente		4,94
Trockenbatterien, Akkus, Knopfzellen	2,49	4,2	Altbatterien		3,04
Naßbatterien (PKW-Batterien)	13,15	12,7	PKW-Batterien		23,48
Lösungsmittel	0,67	2,5			n.b.
Gasentladungslampen, Hg-Abfälle	0,87	1,5	Leuchtstoffröhren		0,51
Speiseöle, Speisefette	6,28	6,8	Speiseöle, -fette		17,49
Bildschirmgeräte, Elektronikschrött	8,56	10,6			a)
verunreinigte Leergebinde	7,14	n.b.			0,49
Kühlgeräte	6,98	7,1			a)
Fotochemikalien, Röntgenbilder	0,05		anorganische Abfälle		n.b.
Rest	21,26	5,0	Rest		1,58
					0,36

a) Bildschirmgeräte, Elektronikschrött und Kühlgeräte werden in Wien in eigenen Sammelzentren gesammelt

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über die Zusammensetzung des Hausmülls in Deutschland (1979/80, 1985 und 1994) sowie von Restmüll (1994).

Tab. 17: Zusammensetzung des Hausmülls (HM 1979/80, 1985 und 1994) sowie von Restmüll (RM 1994) in Deutschland, in Gew.- % (37, 38, 39)

		HM 1979/80	HM 1985	HM 1994	RM 1994
Vegetabilien	Gew.- %	26,8	29,9	40,8	32,6
Papier/Pappe	Gew.- %	18,7	16	12,1	12,6
Feinmüll	Gew.- %	8,6	10,1	9	6,6
Kunststoffe	Gew.- %	6,1	5,4	7,6	11,8
Glas	Gew.- %	11,6	9,2	5,6	5,2
Mittelmüll	Gew.- %	15,6	16	5,2	3,7
Windeln	Gew.- %	k.A.	2,8	5	2,8
Metalle	Gew.- %	3,9	3,2	3,9	6,6
Inertstoffe	Gew.- %	2,9	2	3,7	2,8
Textilien	Gew.- %	1,5	2	2,2	2,6
Verbundstoffe	Gew.- %	0,9	1,1	2,1	5,8
Verpackungsverbund	Gew.- %	1,2	1,9	1,9	1,4
Holz, Leder etc.	Gew.- %	2,2	k.A.	0,5	5,2
Problemmüll	Gew.- %	k.A.	0,4	0,4	0,3

Problemabfälle werden in diesen Arbeiten mit 0,3 - 0,4 % angegeben. Dies zeigt deutlich geringere Sammelquoten an Problemstoffen für Deutschland gegenüber Österreich auf, wobei jedoch mit Sicherheit auch für Deutschland die regionalen Schwankungen der Erfassungsquoten zu berücksichtigen sind. Für Deutschland kann jedoch nicht davon ausgegangen werden, daß durch die freiwilligen Angebote der getrennten Erfassung relevante Mengen dieser Schadstoffe erfaßt werden, wie die folgende Tabelle zeigt.

Tab. 18: Absammlung von Sonderabfallkleinmengen in Niedersachsen (40)

	Min.	Max.	Mittel
getrennt erfaßte Menge absolut	0,14 kg/E • a	3,59 kg/E • a	0,95 kg/E • a
Anteil am Restmüll	0,016 Gew.- %	0,70 Gew.- %	0,19 Gew.- %
Anteil an vorhandenen Schadstoffkleinmengen (= 100 %)*	< 10 %	> 100 %	< 50 %

* Annahme: 0,4 Gew.- % des Restabfallaufkommens im jeweiligen Landkreis sind Schadstoffkleinmengen

Die getrennt erfaßte Menge an Sonderabfallkleinmengen liegt im Bereich von 50 % und könnte bei sehr guter Logistik und Bevölkerungsaufklärung auf annähernd 100 % gesteigert werden. Im Mittel gelangt jedoch etwa die Hälfte der Sonderabfallkleinmengen in den Restabfall und wird daher in die Behandlungsanlagen eingebracht. Hierbei ist zu beachten, daß diese Zahlen für den Hausmüll deutlich nach unten zu korrigieren sind, da in der Praxis beträchtliche Mengen aus dem kleingewerblichen Bereich mit erfaßt werden.

3.1.3.5.1 Schadstoffhaltige Produkte (nach Bundesministerium für Umwelt, Bonn)

Welche Produkte sich hinter dem knappen halben Gewichtsprozent an Problemabfällen nach Tab. 17 verbergen können, zeigt die folgende Aufstellung des deutschen Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (41). Diese sog. Liste B bedarf laut BMU jedoch noch einer eingehenden Prüfung ihrer Schadstoffmengenrelevanz.

Tab. 19: Chemikalien des Hausgebrauchs, der kleingewerblichen Wirtschaft und öffentlicher Einrichtungen (Liste B) (41)

Produktgruppe	Beispiele
Chemikalien zur Pflege und Reinigung	Abfluß-/Rohrreiniger; Backofen-/Grillreiniger; Bohnerwachse; Desinfektionsmittel; Duftsteine; Entkalker; Fleckentferner; Imprägniermittel; Lederpflegemittel; Metallputzmittel; Möbelpflegemittel; Mottenschutzmittel; Nagellackentferner; Sanitärreiniger; Schuhputzmittel
Oberflächenbehandlungsmittel, Anstrichmittel	Abbeizer; Ablauger; Beizen; Farben/Lacke/Lasuren mit org. Lösemitteln; Holzschutzmittel; Pinselreiniger/Terpentinersatz/Verdünner; Rostumwandler
Chemikalien für Handwerk und Hobby und deren Rückstände	asbesthaltige Bau- und Werkstoffe; Dichtungsmassen; FCKW-haltige Kühlmittel, Treibgase und Lösemittel; Fotochemikalien; Kaltreiniger; Klebstoffe; Laborabfälle (Chemikalien); Laugen; Maschinenöle; Montageschäume; Petroleum; Säuren; Schornsteinruß; Spachtelmassen; teerhaltige Baumaterialien
Fahrzeugpflege- und Betriebsmittel	Autobatterien, Batteriesäure; Autolacke; Autopflegemittel; Bremsflüssigkeit; Frostschutzmittel/Defroster; Schmieröle und -fette; Spachtelmassen; Unterbodenschutz
Pflanzenschutz-/Schädlingsbekämpfungsmittel	Ameisenvertilger; Fungizide; Herbizide; Insektizide; Rattengift; Wühlmauskörper
Meßgeräte	quecksilberhaltige Geräte, z. B. Thermometer
Diverses	<ul style="list-style-type: none"> • Batterien, Akkus • Kurzwaren, metallisch • Lametta, schwere Sorten, u.ä. Dekorationsmaterialien • Leuchtstofflampen und Energiesparlampen • Stanniolkapseln • Toner, Tonerkassetten

Nach Angaben des Bundesumweltministeriums handelt es sich bei schadstoffbelasteten Abfällen und Produkten um Gegenstände oder Erzeugnisse, die mit hoher Wahrscheinlichkeit Schadstoffe nach der Liste A (Tab. 20) enthalten oder damit kontaminiert sein können (*ausgenommen gebrauchte, spachtelrein und tropffrei entleerte Behältnisse von schadstoffhaltigen Produkten*).

Tab. 20: BMU: Liste A: Schadstoffe in schadstoffbelasteten Abfällen und Produkten (41)

- Organische Schwefel-, Stickstoff-, Nitro-, Chlor- und Phosphorverbindungen
- Organohalogenverbindungen
- Cyanide, Fluoride
- Phenole
- Teere und teerähnliche Verbindungen
- organische und anorganische Säuren und Laugen
- Metalle, Metallegierungen, Metallverbindungen enthaltend Quecksilber, Blei, Arsen, Antimon, Chrom, Selen, Nickel, Cadmium, Kupfer, Zink
- Lösemittel ohne Organohalogenverbindungen

Im folgenden werden die relevanten Produktgruppen der Tab. 19 abgehandelt.

3.1.3.5.1.1 Oberflächenbehandlungsmittel, Anstrichmittel

Im Rahmen der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung können aus diesen Produkten (bzw. aus nicht entleerten Behältern) folgende problematische Inhaltsstoffe freigesetzt werden:

Tab. 21: Problematische Inhaltsstoffe in Oberflächenbehandlungs- und Anstrichmitteln

Abbeizer	CKW-Lösemittel (früher: Dichlormethan), Methanol, Aceton, Toluol, Xylol, Benzylalkohol
Ablauger	Natronlauge
Beizen	organische Lösemittel
Farben/Lacke/Lasuren mit org. Lösemitteln	organische Lösemittel (Testbenzin; Terpentin, Citrusterpene, Ethanol), Weichmacher (schwerflüchtig: Phthalate, Chlorparaffine)
Holzschutzmittel	Insektizide (Lindan), Fungizide, organische Lösemittel (Testbenzin)
Pinselreiniger/Terpentin-ersatz/Verdünnung	organische Lösemittel (Testbenzin, Terpentin, Citrusterpene)
Rostumwandler	Phosphorsäure

Zu den relevanten Xenobiotika aus diesem Segment zählen insbesondere

- organische Lösemittel (speziell Testbenzin, Terpentin, Citrusterpene, Ethanol) und
- Insektizide und Fungizide (siehe Abschnitt 3.1.3.5.1.5).

Der Einsatz von CKW-Lösemitteln in diesem Segment ist in den letzten Jahren praktisch auf Null gesenkt worden. Hierfür ist sicherlich die Einstufung des am häufigsten verwendeten CKW-Lösemittels Dichlormethan als krebserzeugend mit verantwortlich. Hinzu kommt das Verbot der Abgabe anderer aliphatischer CKW wie Tetrachlorkohlenstoff, 1,1,2,2- und 1,1,1,2-Tetrachlorethan, Pentachlorethan, Trichlormethan (Chloroform), 1,1-Dichlorethen sowie 1,1,1- und 1,1,2-Trichlorethan an den Endverbraucher (42).

Die wichtigsten nichtchlorierten organischen Lösemittel in diesem Bereich sind zum einen Testbenzine (vor allem Alkydharzlacke) sowie Balsamterpentinöl und Citrusterpene (Naturharzlacke und -farben, Firnisse).

Testbenzine (= Terpentinölersatz, white spirit, solvent naphtha) bestehen aus einer Vielzahl von flüchtigen Einzelsubstanzen (vgl. Tab. 22), wobei die Paraffine dominieren. Der Restgehalt an Aromaten (Toluol, Ethylbenzol, Propylbenzole und Mesitylen) kann nach DIN 51 632 je nach Typ bis zu 18 % in der Summe betragen. Nach deutscher ChemVerbotsV ist der Benzol-Gehalt dabei auf 0,1 % (Masse) beschränkt.

Tab. 22: Typische Zusammensetzung eines Testbenzins (43)

Paraffine	Gew.- %	Naphthenate	Gew.- %	Aromaten	Gew.- %
n-Nonan	13,3	Trimethylcyclohexan	7,2	Dimethylethylbenzole	3,0
n-Dekan	10,0	t-Butylcyclohexan	4,0	n-Propylbenzol	2,0
Methylnonan	7,9	n-Butylcyclopentan	1,3	Ethyltoluole	1,2
2,6-Dimethyloktan	4,1	n-Butylcyclohexan	1,2	1,2,4-Trimethylbenzol	0,9
n-Undekan	2,4	andere	13,1	andere	4,6
andere	23,3				
Summe	61,0	Summe	27,3	Summe	11,7

Balsamterpentinöle/Citrusterpene bestehen je nach Herkunftsland aus unterschiedlichen Anteilen von α - und β -Pinen, Camphen, δ -3-Caren und Limonen, wobei bei den europäischen Sorten das α -Pinen dominiert (65 - 97 %), gefolgt von β -Pinen (1 - 26 %). Die anderen Bestandteile liegen hier jeweils unter 5 %. Bei den Citrusterpenen dominieren zumeist d-Limonen, β -Pinen und γ -Terpinen, weitere Bestandteile sind p-Cymol und 1,8-Cineol (vgl. Abschnitt 3.1.3.3.4).

3.1.3.5.1.2 Chemikalien zur Pflege und Reinigung

Zu den problematischen Inhaltsstoffen, die im Rahmen einer mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung aus diesen Produkten (bzw. aus nicht entleerten Behältern) freigesetzt werden können, zählen die folgenden Xenobiotika.

Tab. 23: Problematische Inhaltsstoffe von Chemikalien zur Pflege und Reinigung

Produktgruppe	problematische Inhaltsstoffe
Abfluß-/Rohrreiniger	organische Lösemittel/Lösevermittler (Glykole)
Backofen-/Grillreiniger	organische Lösemittel/Lösevermittler (Glykole, Ethanol, Ethanolamine); Treibgase (Propan/Butan); Petroleum (Herdputzmittel)
Bohnerwachse	organische Lösemittel (Testbenzin), z. T. Phthalate
Desinfektionsmittel	organische Lösemittel, Formaldehyd, Glutaraldehyd, Phenole, Organohalogenverbindungen (Chlorierungsprodukte)
Duftsteine	Duftstoffe
Entkalker	Säuren (Ameisen-, Amidosulfon-, Zitronensäure)
Fleckentferner	organische Lösemittel (Testbenzin, Alkohole, Aromaten), [CKW-Lösemittel]
Imprägniermittel	Treibgase, FKW/Silicone
Lederpflegemittel	organische Lösemittel (Terpentinöl),
Metallputzmittel	organische Lösemittel (u. a. Aliphaten, Alkohole)
Möbelpflegemittel	organische Lösemittel
Mottenschutzmittel	Insektizide (Dichlorvos, p-Dichlorbenzol, Lindan)
Nagellackentferner	organische Lösemittel (Aceton, Ethylacetat, Butylacetat)
Sanitärreiniger	Organohalogenverbindungen (Chlorierungsprodukte)
Schuhputzmittel	organische Lösemittel (Testbenzin, Terpentinöl)

Für die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung sind hier insbesondere die folgenden Inhaltsstoffe/-stoffgruppen relevant:

- organische Lösemittel, nicht chloriert
- CKW-Lösemittel (nur noch geringer Einsatz)
- Treibgase (mittlerweile FCKW-frei)
- Insektizide (siehe Abschnitt 3.1.3.5.1.5).

3.1.3.5.1.3 Chemikalien für Handwerk und Hobby und deren Rückstände

Zu den problematischen Inhaltsstoffen, die im Rahmen einer mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung aus diesen Produkten (bzw. aus nicht entleerten Behältern) freigesetzt werden können, zählen die folgenden Inhaltsstoffe.

Tab. 24: Problematische Inhaltsstoffe im Bereich Handwerk und Hobby

Produktgruppe	problematische Inhaltsstoffe
asbesthaltige Bau- und Werkstoffe	Asbest
Dichtungsmassen	ggf. PCB (Altlast)
FCKW-haltige Kühlmittel, Treibgase und Lösemittel	FCKW
Fotochemikalien	Metol, Hydrochinon, Chromate, Natriumthiosulfat
Kaltreiniger	Chlorierungsprodukte (Organohalogenverbindungen etc.)
Klebstoffe	organische Lösemittel, Peroxide, Polyamine, Polyisocyanate
Laborabfälle (Chemikalien)	diverse
Laugen	Natronlauge (Abbeizer)
Maschinenöle	Kohlenwasserstoffe, ggf. PCB
Montageschäume	FCKW, Propan/Butan, Pentan, andere KW
Petroleum	Aliphaten, Aromaten, Polyaromaten
Säuren	Flußsäure, Salpetersäure, Salzsäure (Glasätzen)
Schornsteinruß	PAH
Spachtelmassen	Vernetzer (z. B. Amine), Härter (Polyisocyanate), Lösemittel (Toluol, Xylole), Weichmacher (Phthalate), Fungizide (Dichlofluanid)
teerhaltige Baumaterialien	Teer, PAH, Phenole

3.1.3.5.1.4 Fahrzeugpflege- und Betriebsmittel

Zu den problematischen Inhaltsstoffen, die im Rahmen einer mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung aus diesen Produkten (bzw. aus nicht entleerten Behältern) freigesetzt werden können, zählen die folgenden Inhaltsstoffe.

Tab. 25: Problematische Inhaltsstoffe im Bereich Fahrzeugpflege- und Betriebsmittel

Produktgruppe	problematische Inhaltsstoffe
Autobatterien, Batteriesäure	Schwefelsäure
Autolacke	organische Lösemittel (Testbenzin)
Autopflegemittel	Mineralöle, Siliconöle
Bremsflüssigkeit	Kohlenwasserstoffe
Frostschutzmittel/Defroster	Ethylenglykol, Methanol, Mineralöle, organische Amine
Schmieröle und -fette	Kohlenwasserstoffe
Spachtelmassen	Vernetzer (z. B. Amine), Härter (Polyisocyanate), Lösemittel (Toluol, Xylole), Weichmacher (Phthalate), Fungizide (Dichlofluanid)
Unterbodenschutz	Weichmacher, Schwermetalle (Rostschutz)

3.1.3.5.1.5 Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel

Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel sind Produkte, die dafür entwickelt wurden, bestimmte Lebensformen möglichst selektiv zu schädigen. Diese Selektivität ist in der Praxis aber oft nicht gegeben. Daher sind im Prinzip alle Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel als problematische Inhaltsstoffe in dieser Produktgruppe anzusehen. Die folgende Tabelle aggregiert die auf dem deutschen Markt relevanten Stoffe/Stoffgruppen, ohne Anspruch auf Vollständigkeit.

Tab. 26: Mengenmäßig relevante Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel

Produkt	Wirkstoffe
Ameisenvertilger	Lindan, Phoxim
Fungizide	Dichlofluanid, Maneb
Herbizide	Triazine, Phenylharnstoffherbizide, Phenoxykarbonsäurederivate
Insektizide	Lindan, Dichlorvos, Trichlorphon; Carbamate, Pyrethroide
Rattengift	Cumarin-Derivate, Scillirosid
Wühlmausköder	Zinkphosphid

Als Problem erweisen sich hier die nicht restentleerten Behälter, soweit sie nicht in die DSD-Sammlung gelangen. Nach einer älteren Untersuchung (44) betragen die Produktrestmengen (Pflanzenschutz-, Schädlingsbekämpfungs-, Holzschutzmittel) in Pestizid-Behältnissen im Mittel 0,1 - 1,5 % bei Flaschen, 0,3 - 1,9 % bei Dosen, 0,0 - 1,0 % bei Kanistern, 0,1 bis 1,5 % bei Schachteln und 0,0 bis 4,5 % bei Säcken.

3.1.3.5.1.6 Meßgeräte

Zu den Meßgeräten, die im Rahmen einer mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung problematische Inhaltsstoffe freisetzen können, zählt das BMU insbesondere quecksilberhaltige Geräte, z. B. Thermometer.

Im Schadensfall (Thermometerbruch) kann Quecksilber verdampfen bzw. am Hausstaub adsorbieren und es kann auch als metallisches Quecksilber (Kügelchen) in den Restabfall gelangen.

3.1.3.5.1.7 Diverses

Zu den Produkten mit problematischen Inhaltsstoffen zählen laut BMU die in der folgenden Tabelle aufgeführten Gegenstände.

Tab. 27: *Produkte mit problematischen Inhaltsstoffen*

Produkte	problematische Inhaltsstoffe
Batterien, Akkus	Schwermetalle wie Quecksilber, Cadmium, Blei
Kurzwaren, metallisch	Nickel, Chrom, Kupfer, Zink
Lametta, schwere Sorten, und ähnliche Dekorationsmaterialien	Blei, Zinn (verzinnte Bleifolie)
Stanniolkapseln	Blei, Zinn (verzinnte Bleifolie)
Leuchtstofflampen und Energiesparlampen	seltene Erden; Quecksilber, evtl. PCB-Kondensatoren
Toner, Tonerkassetten	PAK, Chrom

3.1.3.5.1.8 Zusammenfassung

Die am häufigsten genannten organischen Stoffe in den Abschnitten 3.1.3.5.1.1 bis 3.1.3.5.1.7 sind die organischen Lösemittel und die Treibgase. Auch Pestizide und andere Kohlenwasserstoffe sind relativ häufig enthalten.

Wenn diese Produkte in die Restabfallbeseitigung gelangen, dann zumeist in Form nicht restentleerter Behälter. Im Prozeß der mechanischen Aufbereitung werden diese Behälter dann geöffnet, wobei die Inhaltsstoffe durch die Mechanik und mehr noch durch die dort herrschenden hohen Temperaturen verwirbelt und dabei verdampfen werden.

3.1.3.5.2 Nicht vom BMU aufgeführte schadstoffhaltige Produktgruppen

Neben den in Abschnitt 3.1.3.5.1 aufgeführten schadstoffhaltigen Produkten sind für die Fragestellung der MBA-Abluft auch kontaminierte oder aus einem Vielstoffgemisch bestehende Produkte im Haus-/Restmüll bzw. Sperrmüll von Interesse, die im Rahmen der mechanischen Behandlung und/oder des biologischen Abbaus Xenobiotika freisetzen können:

- Lederartikel und Schwertextilien: Pentachlorphenol (**PCP**) (Altlasten, Importe)
- Transformatoren (Lampen) und Kleinkondensatoren (Elektrogeräte): **PCB** (Altlasten, Importe)
- **Weichmacher** und andere **Additive** aus Kunststoffprodukten (s. u.)
- Hilfsstoffe wie Gleitmittel, Hydrauliköl usw. (**Silikonöle**)
- Schwermetalle aus verschiedenen Produkten:
 - Cadmium oder Blei in Kunststoffprodukten älteren Datums (als Stabilisator und/oder Pigment), z. B. Spielzeug, Plastikeimer, ...
 - Blei in Spielwaren (Zinnsoldaten bestehen zu 60 % aus Blei) und alten Installationsbestandteilen (Bleirohre), ...
 - Chrom in Lederprodukten (Schuhe, Taschen, Handschuhe, Ledermöbel, ...).

Aus dem Sperrmüll kommen ggf. weitere Schadstoffe hinzu:

- „Weiße Ware“: **FCKW** in Kältemitteln und Schaumstoffen (Gefrier- und Kühlschränke), ggf. auch **PCB** in Kleinkondensatoren (Altlasten)

- Weichschäume: **FCKW**-Restmengen in der Schaumstruktur
- Elektronikschrott: **Organohalogen**-, insbesondere **Organobromverbindungen** (Leiterplatten, Kunststoffe)
- **Teeröl, PCP, Lindan** und andere Fungizide/Insektizide aus imprägnierten Althölzern
- Weichmacher (**Phthalate, Chlorparaffine** etc.) und andere Additive in Folien und Weichkunststoffen aus dem Garten- und Freizeitbereich (Dachbahnen, Teichfolien, Schwimmbeckenfolien ...)
- **Additive** in anderen Kunststoffen
- **Cadmium** und/oder **Blei** in ausgebauten PVC-Bauteilen (Fenster, Profile, Verkleidungen) älteren Datums (als Stabilisator).

Im folgenden sollen die wichtigsten organischen Verbindungen bzw. Stoffgruppen aus der genannten Produktpalette näher betrachtet werden.

3.1.3.5.2.1 FCKW

In den alten Bundesländern wurden in den 80-er Jahren jährlich über 100.000 Mg an FCKW produziert, davon rund die Hälfte R11 und R12 (1986). Die Verwendung dieser vollhalogenierten FCKW ist mittlerweile verboten. Allerdings lassen die am 01.08.1991 in Kraft getretene FCKW-Halon-Verbotsverordnung sowie die EU-Verordnung vom 15.12.1994, die mit einer Novelle der o. g. Verbotsverordnung national umgesetzt wurde, sowohl bei voll- als auch bei teilhalogenierten FCKW bedeutsame Ausnahmetatbestände zu (einschließlich Recycling und Import). Zu FCKW siehe auch Abschnitt 3.1.3.1.1.

Der Neuverbrauch von voll- und teilhalogenierten FCKW und FKW in Deutschland (alte und neue Länder) wird für 1995 auf rund 16.500 Mg geschätzt, wovon etwa 10.200 Mg teilhalogenierte FCKW und 4.200 Mg FKW hauptsächlich als Kälte- und Schäumungsmittel Verwendung finden (mit dem Prädikat „FCKW-frei“) (21). Abfallrelevant sind aktuell allerdings die früheren Einsatzmengen. So sind vollhalogenierte FCKW noch in Produkten oder Geräten im Einsatz, die eine Produktlebensdauer von 40 bis über 100 Jahren (Hartschäume im Hochbau) bzw. von 10 bis 20 Jahren (Haushaltskältegeräte) haben. Man rechnet mit jährlich etwa 2,5 Mio. Altkältegeräten (nur alte Länder).

Wichtigster Einsatzbereich als **Schäumungsmittel** war hier die Herstellung von PUR-Schaumstoffen. 1979 wurden ca. 15.000 Mg R11 und ca. 350 Mg R12 für die PUR-Schaum-Herstellung eingesetzt. Diese FCKW verbleiben anteilig im Produkt. Nach Angaben der Firma Hoechst enthalten Weichschaumtypen ca. 10 - 35 Vol.- % R11 entsprechend 500 - 2.000 g R11/m³, in Hartschaumtypen sind 400 g R11/m³ entsprechend 70 Vol.- % R11 enthalten (45).

Der FCKW-Eintrag in den Abfallstrom über PUR-Weichschaum erfolgt vor allem über Polstermaterial wie Möbel, Matratzen, Automobilsitze sowie Wärmedämmung und Verpackung (beides: Styropor). Für den Einsatzbereich PUR-Weichschaum in Möbeln und Matratzen rechnet Poller (46) mit einem Eintrag in den Abfallstrom von ca. 400 Mg R11/a, die zu einer Belastung des Sperrmülls von ca. 160 g R11/Mg Sperrmüll führen würden.

Einsatzbereiche für FCKW-geschäumten PUR-Hartschaum waren Halbzeuge (Wärmedämmung, Formteile, ...), Konstruktionsschaum (z. B. Kühlmöbel) und Ortschaum (20). Die entsprechenden Produktions- und Verbrauchsdaten für Deutschland (1986) für PUR-Hartschäume zeigt die folgende Tabelle.

Tab. 28: FCKW-Produktion und Einsatz in PUR-Hartschäumen, Deutschland 1986

Schaumtyp	Produktion (Mg)	FCKW-Verbrauch (Mg)
Halbzeuge	ca. 35.000	4.600
davon Wärmedämmung im Hochbau	25.000	3.100
Konstruktionsschaum	ca. 20.000	2.600
Ortschaum	ca. 5.000	800
Summe	63.000	8.000

Das Umweltbundesamt hat das R11-Reservoir in Hartschaumprodukten bis 1986 auf 70.000 Mg (Untergrenze) hochgerechnet, davon sind allein 50.000 Mg in der Bauindustrie deponiert (Wärmedämmung).

Im Bereich Konstruktionsschaum für Kältegeräte wurde nach Untersuchungen aus dem Jahr 1990 an Altkältegeräten teilweise auch R12 als Treibgas mitverwendet. Während der R11-Gehalt in den Schaumstoffen zwischen 6 und 18 % schwankte, konnte in der Hälfte der untersuchten Proben zusätzlich noch R12 festgestellt werden, im Bereich von 3,6 bis 9,4 % (47). Bei einer in Österreich durchgeföhrten Untersuchung an einer Aufbereitungsanlage für Altkühlgeräte wurde in den Konstruktionsschäumen ein R11-Gehalt von etwa 6 %, aber nur ein deutlich geringerer Gehalt an R12 (< 1 %) im Vergleich zur oben zitierten Arbeit gefunden (48), was die unterschiedliche Qualität der zur Entsorgung anfallenden Schäume belegt. Der Eintrag von FCKW in den Abfallstrom über PUR-Schäume in Altkältegeräten wird in Deutschland auf über 1.000 Mg/a geschätzt (49).

Der Einsatz als **Kältemittel** stellt einen weiteren relevanten Bereich dar, wobei der mittlere Kältemittelinhalt in Kältegeräten mit 140 g FCKW pro Kühl- und 200 g FCKW pro Gefrierschrank angegeben wird. Unter der Annahme, daß rund 2,5 Mio. Kältegeräte (alte Länder) jährlich ausgemustert werden, gelangen knapp 400 Mg FCKW in den Abfallstrom. Bei der getrennten Altkältegeräteentsorgung in Deutschland werden oftmals nur diese FCKW-Kältemittel, nicht aber die Treibgase im Konstruktionsschaum erfaßt und beseitigt. In Österreich existieren Aufbereitungsanlagen, die neben den Kältemitteln auch die Treibgase der Schäume erfassen.

Im gewerblichen Bereich (Großkälteanlagen in Handel und Gewerbe) wurde häufig R502 (ein Gemisch aus 52 % R115 und 48 % R 22) als Kältemittel eingesetzt. Die Entsorgung erfolgt über den Gewerbeabfall.

3.1.3.5.2.2 PCB

Der Einsatz von PCB in offenen Systemen (u. a. Weichmacher für Kunststoffe und Lacke, Schmiermittel, Imprägnier- und Flammschutzmittel, Klebstoffe, Spachtel- und Dichtungsmassen, Schweröl in Ringwaagen, Sperrflüssigkeit in Meßgeräten für chemisch aggressive Gase, Selbstdurchschreibepapier) endete in Deutschland 1972 mit der Selbstbeschränkung des einzigen deutschen Herstellers (Bayer AG), der ab diesem Zeitpunkt sein Produkt nur noch an Verwender für den Einsatz in geschlossenen Systemen lieferte. Geschlossene Systeme waren Transformatoren und Gleichrichter (als Isolier- und Kühlflüssigkeit), Kondensatoren (als Dielektrikum), hydraulische Systeme (Hydraulik- und Schmierflüssigkeit), sowie Kühlsysteme und Ragiatoren (Wärmeüberträgerflüssigkeit).

Diese geschlossenen Systeme stellen ein PCB-Reservoir für die nächsten Jahrzehnte dar. Aber auch die offene Anwendung in der Vergangenheit kann heute noch einen PCB-Eintrag in den Abfallstrom bewirken (Kunststoffe, Dichtungsmassen, Lacke und Farben aus dem Bausektor).

Für den Bereich Haus-/Restmüll stellen insbesondere die Kleinkondensatoren (< 1 l PCB), auf die mindestens 50 % der im Kondensatorbereich eingesetzten PCB-Mengen entfielen (50), ein Abfallproblem dar. PCB-haltige Kleinkondensatoren wurden bis etwa 1983 in den Handel gebracht (Westdeutschland) und dürfen hier seit 1989 nicht mehr hergestellt oder in den Verkehr gebracht und ab 01.01.2000 auch nicht mehr betrieben werden. Sie wurden seinerzeit in Leuchtstofflampen (vgl. Abschnitt 3.1.3.5.1.7) oder als Motoranlaßkondensatoren verwendet (Tab. 29). Dabei sind sie auch häufig in andere Geräte eingebaut (z. B. Waschmaschine) worden und werden zusammen mit diesen verschrottet. Man rechnet aus dieser Quelle mit mindestens 10.000 Mg/a an PCB für die alten Bundesländer (49). Für die neuen Bundesländer wird allein aus dem Sektor Waschmaschinen bis 1996 (und später) mit über 300.000 Kondensatoren jährlich gerechnet (51).

Tab. 29: Geräte bis Baujahr 1983 mit PCB-haltigen Kleinkondensatoren (49)

• Leuchtstoffröhren	• Bügelmaschinen	• Abwasser-, Umwälz- und Jauchepumpen
• Waschmaschinen	• elektrische Schreibmaschinen	• Gasgebläsebrenner
• Geschirrspülmaschinen	• Rasenmäher	• Garagentür- und Jalousieantriebe
• Dunstabzugshauben	• Tischkreissägen	
• Wäschetrockner	• Ventilatoren	

In Österreich besteht mit der Verordnung über das Verbot von halogenierten Biphenylen, Terphenylen, Naphthalinen und Diphenylmethanen vom 23.03.1993 (BGBI. Nr. 210/1993) das Verbot von Herstellung, Inverkehrsetzen und Verwenden von PCB, PCT, halogenierten Naphthalinen, etc., wobei das Verbot auch alle Fertigwaren umfaßt. Für Österreich wird davon ausgegangen, daß rund 2.300 - 2.800 Mg PCB eingesetzt wurden, davon mehr als 1.800 Mg in geschlossenen Systemen, insbesondere in elektrischen Betriebsmitteln (> 500 Mg in Kondensatoren, rund 500 Mg in Trafos). Von den in Kleinkondensatoren eingesetzten 820 Mg PCB waren Ende 1995 bereits 550 Mg entsorgt, der Rest befindet sich noch in Umlauf und stellt derzeit die bedeutendste potentielle PCB-Emissionsquelle dar (Haupteinsatzbereiche: Leuchten, Elektrogeräte). Das Gefährdungspotential dieser Emissionsquelle wird als noch sehr lange relevant eingeschätzt (52). Die in Österreich in offenen Systemen eingesetzten PCB-Mengen werden auf 500 - 1.000 Mg geschätzt, hier vor allem in Lacken (Chlorkautschuk- und PVC-Copolymer-Beschichtungen), Fugendichtmassen, Kunststoffen und als Trägersubstanz für Insektizide im Weinbau. Auch hier kann heute noch ein relevanter Eintrag in den Hausmüll stattfinden.

3.1.3.5.2.3 Mit Fungiziden und/oder Insektiziden behandelte/kontaminierte Produkte

Der Einsatz bestimmter Holzschutzwirkstoffe ist seit Inkrafttreten der Chemikalien-Verbotsverordnung vom 14.10.1993 in Deutschland nicht mehr zulässig. Zu den verbotenen bzw. beschränkten Wirkstoffen zählen:

- Pentachlorphenol (PCP),
- Teeröle (eingeschränkt),
- Quecksilber- und Arsenverbindungen (Holzschutzmittel und als Antifouling-Farbe) sowie zinnorganische Verbindungen (als Antifouling-Farbe).

Dieses Verbot gilt aber nicht für „geschützte“ Erzeugnisse, die zur ordnungsgemäßen Abfallentsorgung in den Verkehr gebracht werden. Für PCP gilt dies nur für Holzbestandteile von Gebäuden und Möbeln sowie Textilien, die vor dem 23.12.1989 entsprechend behandelt wurden.

Die genannten Stoffe sind in den vergangenen Jahrzehnten in großem Umfang im Bereich Holz- und Materialschutz eingesetzt worden. Mittlerweile gelangen die „geschützten“ Altpro-

dukte nach und nach in den Abfallstrom. Da eine Kennzeichnung in der Vergangenheit nicht vorgeschrieben war, ist durch diese „geschützten“ Altprodukte sowie über die durch sie kontaminierten anderen Bestandteile der Wohnumwelt (Tapeten, Teppiche, Gardinen, Hausstaub/Staubsaugerbeutelinhalt) ein nicht unbeträchtlicher Eintrag über die nächsten Jahre und Jahrzehnte zu erwarten. Zudem werden diese Stoffe teilweise noch im Ausland eingesetzt. Die sporadisch durchgeföhrten Kontrollen von Importen auf eine mögliche PCP-Behandlung (z. B. Leder, Holzkisten für Lebensmitteltransporte) sind nicht hinreichend.

Neben der gezielten Behandlung von Materialien mit Bioziden ist für die Abfallbelastung auch die ungewollte Kontamination von Materialien relevant. So ist aus dem Holzschutzmittelbereich bekannt, daß die verwendeten Verbindungen, allen voran PCP und Lindan, über Zeiträume von Jahren wieder ausgasen (53). Sie lagern sich dabei an dem Inventar an (Gardinen, Möbel, Teppiche, Kleidung) oder dringen sogar ein (Tapeten, Putz, unbehandeltes Holz). Vorrangig werden sie aber an Hausstaub adsorbiert. Bei einer Untersuchung des deutschen Bundesgesundheitsamtes (heute: Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin, BgVV) von Hausstaub in Haushalten mit und ohne Holzschutzmittelanwendung betrug der PCP-Gehalt in den Anwender-Haushalten 6 - 20 mg/kg Hausstaub ($\frac{2}{3}$ -Bereich), in den Nichtanwender-Haushalten dagegen nur 3 - 13 µg/kg; bei letzteren wurden auch 18 - 30 µg/kg an Lindan im Hausstaub entdeckt. Nach Ansicht der Autoren deutet dies auf die weite Verbreitung dieser Wirkstoffe im Haushalt (Farben etc.) hin (54).

Die folgende Tabelle aggregiert die verfügbaren Daten über die PCP-Belastung potentieller Restabfall-Bestandteile.

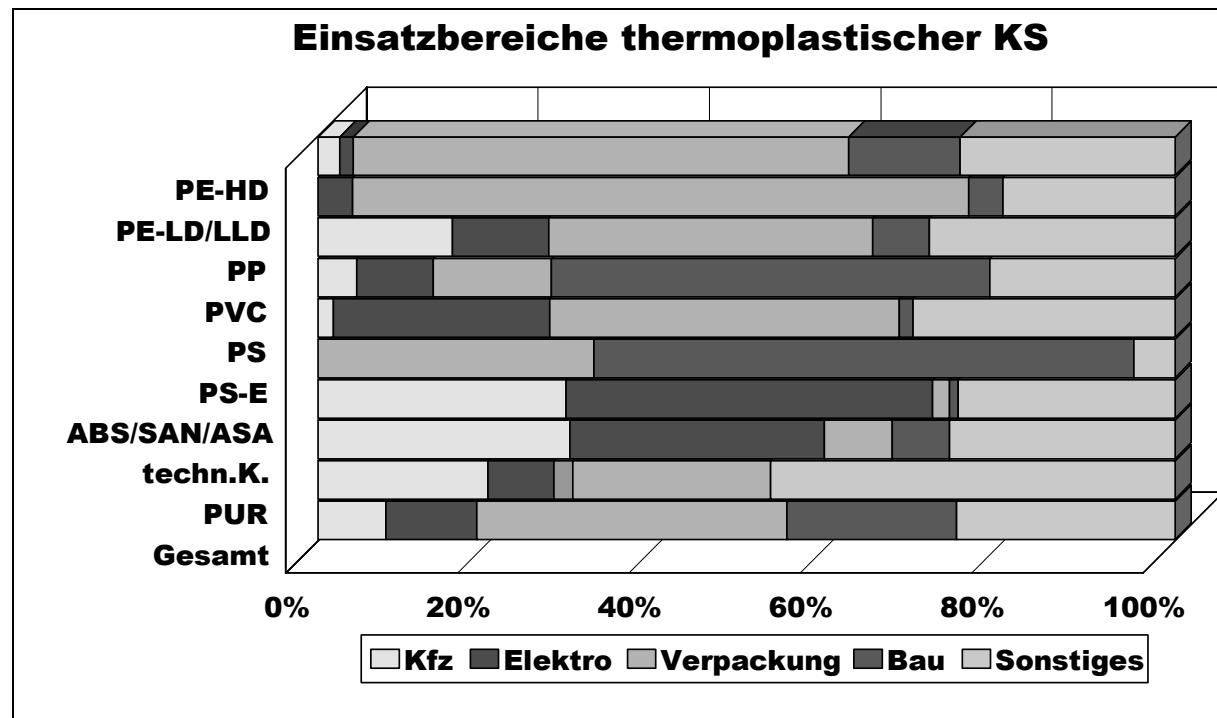
Tab. 30: PCP-Gehalte in Produkten, die überwiegend in den Restabfall gelangen, in mg/kg (Lit.-Angaben in (49))

Material	PCP (mg/kg)
Holz (Gebefügi, Parlar; 1978 und 1979)	
• Oberfläche, frisch behandelt	4.000-6.000
• Oberfläche, behandelt	1.570-2.754
• „unbehandelt“	0,05-20
Leder	
• Arbeitshandschuhe (Stadt Bielefeld, 1990)	0,05-500
• fungizide Lederausrüstung: (Angerer, 1982)	
• Rohleder	500
• Fettlicker für Koffer- und Taschenleder	10.000
Textilien (Bekleidung)	
• Einlegesohle (Siegwart, 1986)	13,2
• Söckchen, Strumpfhose (usw.) (Siegwart, 1983)	0,015-0,96
Schwertextilien	
• Teppiche (NATUR, 1991)	80-243
Einsatzmengen zur fungiziden Ausrüstung von Gewebe (Angerer, 1982):	
• Cellulose-/Polyestergewebe	1.000-25.000
• Polyacrylnitrilgewebe	2.500-5.000
• Polyester gewebe	5.000
fungizid ausgerüstete Papierhandtücher (bis Ende 1978) (Angerer, 1982):	2.000-3.000

3.1.3.5.2.4 Kunststoffprodukte / Kunststoffadditive

Die Kunststoffproduktion in Deutschland betrug im Jahr 1994 nach Angaben des Verbands der kunststofferzeugenden Industrie e.V. (VKE) rund 11 Mio. Mg (ohne Fasern und Kautschukprodukte), davon rund 6,9 Mio. Mg Werkstoffe und 4,1 Mio. Mg Lacke, Dispersionen, Klebstoffe etc.. Von den 6,9 Mio. Mg Werkstoffen sind 6,3 Mio. Mg sog. Standardkunststoffe (1,8 Mio. Mg PE, 0,7 Mio. Mg PP, 0,7 Mio. Mg PS, 1,3 Mio. Mg PVC, 1,8 Mio. Mg sonstige) und 0,6 Mio. Mg Spezialkunststoffe oder sog. technische Kunststoffe (PA, POM, ABS, PEK etc.). Der inländische Verbrauch lag 1994 bei 6,2 Mio. Mg, davon ca. 60 % langlebige und ca. 25 % kurzlebige Produkte (55). Für 1994 gab der VKE (56) folgende Einsatzgebiete für thermoplastische Kunststoffe an:

Abb. 1: Verbrauch thermoplastischer Kunststoffe (in %) nach Einsatzgebieten in Deutschland



Die Kunststoffe bzw. Kunststoffprodukte bestehen in der Regel nicht nur aus dem reinen Polymer bzw. einem Polymergemisch, sondern enthalten eine Vielzahl von sog. Additiven, die die Verarbeitung der Kunststoffe erleichtern und/oder die Materialeigenschaften verbessern sollen. Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über Kunststoffadditive. Exakte Angaben über Mengen und Einsatzbereiche sind nicht verfügbar (57). Da das Mengenverhältnis Polymer : Additiv, je nach Kunststoff im Bereich von > 10 : 1 bis < 1 : 1 (z. B. Weich-PVC) schwankt, kann allenfalls eine Bandbreite des Eintrags in den Abfall abgeschätzt werden, die von wenigen Tausend bis > 100.000 Mg/a reicht (Bezug: 6,9 Mio. Mg Kunststoff-Werkstoffe pro Jahr).

Tab. 31: Kunststoffadditive - eine Auswahl

Additiv	Stoffe (Beispiel)
Weichmacher	Ester der Phthalsäure (DOP/DEHP) Ester der Phosphorsäure (Trichlorethylphosphat)
Extender	Fettsäureester, Chlorparaffine, auch PCB (Österreich, siehe (52))
Flammschutzmittel	Organobromverbindungen (Tetrabrombisphenol A), Antimontrioxid, HET-Säure, Phosphorsäureverbindungen (Tricresylphosphat), Chlorparaffine
Farbstoffe	anorganische Pigmente, organische Farbstoffe
Antistatika	Polyglykolether, quartäre Ammoniumverbindungen
Treibmittel	Halogenalkane (R11) Kohlenwasserstoffe (Pantan, Petrolether)

Für den Bereich Restabfallbehandlung stellt sich die Frage des Verbleibs nicht nur der Polymere, sondern insbesondere der Additive. Während die Polymere als unflüchtig und überwiegend als biologisch nur langsam abbaubar einzustufen sind, gilt dies nicht gleichermaßen auch für die Additive. Sie können durch physikalische und/oder andere Prozesse aus dem Kunststoff migrieren und stehen dann einem biologischen Abbau zur Verfügung oder gelangen als Xenobiotika in die (Ab)Luft. So zeigt bereits die bloße Inaugenscheinnahme von Kunststoffen vor und nach einer Intensivrotte, daß sich Veränderungen ergeben haben. Im folgenden wird daher ein kurzer Überblick über die wichtigsten Additive gegeben (zu den Treibmitteln siehe Abschnitt 3.1.3.5.2.1).

Weichmacher sind schwerflüchtige Flüssigkeiten, die die Erweichungstemperatur der Kunststoffe und damit die Sprödigkeit und Härte derselben herabsetzen. Als Weichmacher dienen vor allem Ester der Phthalsäure, die sog. Phthalate. Die Volatilität der Phthalate aus ihrer polymeren Matrix (hier: PVC) kann ganz beträchtliche Ausmaße annehmen, wie nachstehende Tabelle zeigt:

Diese vergleichsweise hohe Volatilität führt dazu, daß einige Vertreter der Phthalate (DEHP, DBP, DiBP), obwohl schwer flüchtig, doch in gewissem Umfang in den Luftraum übertreten. So wurden Werte im Bereich von 0,5 bis 33 µg/m³ (58) gemessen. Die Konzentrationen können unter ungünstigen Umständen bis > 1 mg/m³ in geschlossenen Räumen erreichen (59). Zum Vergleich: Bei Untersuchungen in der Nähe kunststoffverarbeitender Betriebe wurden aerogene Phthalatkonzentrationen von mehr als 10 mg/m³ ermittelt (60).

Tab. 32: Volatilität von Phthalaten (67 %) aus PVC-Harz (1 mm Folienstärke) (nach (61))

Phthalat	Siedebereich	Dampfdruck in Torr (1 Torr = 133 Pa)	Volatilität (24 h bei 87 °C)	Anwendung bei Kunststoffen
DBP	340 °C	2,0 (150 °C)	44,0 %	Cellulose, PVC, PVC-Vinylacetat-Copolymere
Diamylphthalat	k.A.	k.A.	27,1 %	k.A.
DHP/DHXP	>>	5,0 (150 °C)	14,8 %	Cellulosics, PVC, PVC-Vinylacetat-Copolymere
n-Butyl-i-decylphthalat	k.A.	k.A.	11,5 %	k.A.
n-Butyl-n-octylphthalat	k.A.	k.A.	9,5 %	k.A.
DEHP/DOP	387 °C (bei 5 Torr)	< 0,01 (20 °C)	4,5 %	PVC, PVC-Vinylacetat-Copolymere, Cellulosics
DOP	220 °C (bei 4 Torr)	< 0,2 (150 °C)	2,2 %	PVC, PVC-Vinylacetat-Copolymere
C ₆ -C ₁₁ -Alkylphthalat	>>	k.A.	< 5,0 %	PVC

Weichgemachte Produkte gelangen in der Regel zu einem Zeitpunkt in den Restabfall, an dem sie noch beträchtliche Mengen an Weichmachern wie z. B. Phthalate enthalten. Diese migrieren im Verlauf der Röte/Ablagerung anteilig in die Luft bzw. ins Sickerwasser. So haben z. B. Untersuchungen von Boden- und Wasserproben im Umfeld von Deponien (Niederlande) konstant den Nachweis von Dibutylphthalat (DBP) (bis max. 12 ppm) und Diisooctylphthalat (DIOP) (bis max. 70 - 100 ppm) ergeben (62).

Neuere Untersuchungen bestätigen die Migration von Phthalat-Weichmachern im Verlauf der Restabfallbehandlung. Mersiowsky und Stegmann (63) untersuchten im Auftrag verschiedener Verbände (u. a. ECVM, European Council of Vinyl Manufacturers) das Verhalten weichgemachter und stabilisierter PVC-Produkte im Verlauf der Ablagerung. Bei mit DINA (Disononyladipat) und DIDP (Diisodecylphthalat) weichgemachten und mit Bleisulfat stabilisierten Kabeln konnten nach siebenmonatiger Inkubation keine Alterungserscheinungen festgestellt werden. Demgegen zeigten Fußbodenbeläge, die mit DEHP und BBP (n-Butylbenzylphthalat) weichgemacht und sowohl mit Ca/Zn und epoxidiertem Sojaöl als auch mit Butylzinn-Verbindungen stabilisiert waren, deutliche Weichmacher-Freisetzung. Nach sieben Monaten Inkubation betrugen die Weichmacherverluste 10 % beim DEHP und 12 % beim BBP, bezogen auf den Ausgangsgehalt. Insbesondere das weniger lipophile BBP war in deutlich erhöhten Konzentrationen (im Vergleich zum Blindwert) im Eluat des Lysimeters nachweisbar. Auch die Organozinn-Stabilisatoren waren in der Größenordnung von Mikrogramm pro Liter im Eluat nachweisbar.

Bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung dürfte dieser Migrationseffekt, insbesondere in der Phase der mechanischen Behandlung und Heißrottephase, ebenfalls auftreten. Der Nachweis von Phthalaten in der MBA-Abluft und auch im Sickerwasser/Eluat des behandelten Restabfalls ist daher wahrscheinlich.

In Deutschland betrug der Verbrauch an **Flammschutzmitteln** im Jahr 1995 ca. 96.000 Mg (64). Die folgende Tabelle zeigt die Aufteilung auf die unterschiedlichen Stoffklassen.

Tab. 33: Verbrauch von Flammschutzmitteln (FSM) in Deutschland

Flammschutzmittel	Verbrauch (D)		Anteil am EU-Markt 1995 (geschätzt)
	1991	1995 (geschätzt)	
Aluminium-FSM	45.000 Mg	49.000 Mg	39 %
Phosphor-FSM, nicht halog.	11.000 Mg	11.000 Mg	35 %
Halogenadditive	8.000 Mg	9.000 Mg	32 %
Antimontrioxid	9.000 Mg	10.000 Mg	43 %
gesamter FSM-Markt	89.000 Mg	96.000 Mg	35 %

Die Einsatzmengen von FSM in Kunststoffprodukten schwanken zwischen 3 und > 50 %, wie die folgende Tabelle zeigt.

Tab. 34: FSM-Einsatzmengen (64)

FSM	notwendige Einsatzmengen	stoffbezogene Rezepturen in % (meistens bezogen auf UL VO-Norm)
Antimontrioxid (Sb_2O_3)	4-8 %	in Verbindung mit halogenierten FSM
Tetrabrombisphenol A (TBBA)	5-20 %	- 18-22 % + 4-8 % Sb_2O_3 in ABS - 8 % in Glasfaser-Epoxid-FR4-Leiterplatten
DBDE (Decabromdiphenylether)	5-20 %	14-20 % + 4-8 % Sb_2O_3 in ABS
Bis-(Tribromphenoxy)ethan		20-24 % + 4-8 % Sb_2O_3 in ABS
HET-Säure (Hexachlor-endo-methylentetrahydrophthalsäure)		18 % + 4 % Sb_2O_3 + 1 % Silikonverbindung in HIPS-Computern
Chlorparaffine		16 % + 5,5 % Sb_2O_3 + 15,7 % andere Additive
Chlorierte Phosphatester		3-10 % Tris(dichlorpropyl)phosphat in PUR
Chloriertes Phosphorpolyol		- 5-7 % in Polyol - 3-4,5 % in PUR
Phosphatester	10-30 %	- 15 % in PPO/HIPS - 13 % Triphenyl-phosphat in PC/ABS
Aluminiumhydroxid ($Al(OH)_3$)	50-70 %	
Ammoniumpolyphosphat	15-30 %	- 15 % in Polyol - 30 % in Epoxidlaminaten
Magnesiumhydroxid	50-60 %	- in Polypropylen

Wichtige Anwendungsbereiche für Flammschutzmittel sind der Fahrzeugbereich (Autositze) und die Elektro-/Elektronikindustrie (E&E). Aus der E&E-Branche gelangen auch Produkte über den Endverbraucher in den Restabfall.

Aktuell werden jährlich ca. 1 Mio. Mg Kunststoffe in E&E-Sektor verwendet. Größere Anteile an der Produktion in dieser Branche entfallen auf Telekommunikation (13 %), Haushaltsgeräte (9 %), Bauelemente (7 %), Unterhaltungselektronik (4 %) und Lampen und Leuchten (2 %). Sicherheitsanforderungen im E&E-Bereich, wie z. B. nach VDE-Normen, erfordern häufig den Einsatz schwer entflammbarer Kunststoffe, z. B. Elektrogeräte, um diese gegen Selbstentzündung unter den erhöhten Betriebsbedingungen der Geräte zu schützen. Der Anteil schwer entflammbarer Kunststoffe am Altkunststoffaufkommen aus E&E-Geräten wird auf etwa 29 % geschätzt. Je nach verwendetem Kunststofftyp ist der Zusatz von Flammschutzmitteln erforderlich. Heute sind ca. 20 % der Altkunststoffe aus dem aus E&E-Bereich mit Flammschutzmitteln ausgerüstet (65). Von diesen enthalten etwa 86 % bromhaltige Flammschutzmittel (z. B. TBBA = Tetrabrombisphenol A), meist in Kombination mit Antimontrioxid (MAK-Werte-Liste IIIA2: im Tierversuch krebserzeugend); 14 % enthalten Phosphorverbindungen. Insbesondere beim ABS ist Tetrabrombisphenol A als Flammschutzmittel derzeit nicht zu ersetzen (66).

Die früher verwendeten Polybromierten Biphenyle (PBB) und Polybromierten Diphenylether (PBDPE) werden von den deutschen Herstellern aufgrund einer freiwilligen Beschränkung der deutschen Kunststoffindustrie seit Jahren nicht mehr in Kunststoffprodukten eingesetzt. Ihr Einsatz in Importgeräten ist auch heute nicht auszuschließen. Zudem ist es möglich, daß diese Substanzen in Gummiwaren (fallen nicht in die Rubrik Kunststoffe) weiterhin eingesetzt werden (66). Es ist davon auszugehen, daß diese Xenobiotika (auch PBDPE) über Altprodukte in den Restabfall gelangen. Eine anteilige Flüchtigkeit dieser Stoffe im Temperaturbereich von 60 - 80 °C ist zu erwarten.

3.1.3.5.2.5 Siliconöle

Siliconöle sind organische Siliziumverbindungen und bestehen aus linearen Kettenmolekülen mit 2 bis ca. 2.000 Siloxan-Einheiten (genauer: Polyorganopolysiloxane). Siliconöle werden als Gleitmittel, Hydrauliköl, Textilhilfs- oder Antischaummittel sowie in Lacken und Kosmetika etc. eingesetzt.

Aufgrund ihres Anwendungsspektrums ist davon auszugehen, daß die vergleichsweise leicht flüchtigen Siliconöle regelmäßig im Restabfall auftreten, was auch durch entsprechende Meßergebnisse von Siloxanen im Deponiegas bestätigt wird. So wurden auf der Deponie Dortmund-Huckarde insgesamt 25 mg/m³ an organisch gebundenem Silizium im Deponiegas festgestellt. Davon entfielen ca. 80 % auf das Hexamethyldisiloxan, die einfachste flüchtige Siliconölverbindung (67). Weitere Si-Verbindungen, die im Rottegas von Restabfällen festgestellt wurden, sind Cyclohexa-, Cyclopenta-, Cyclotetra- und Octamethyl-cyclotetra-siloxan (68).

3.1.3.5.3 Gesamtbewertung Publikumsprodukte

Die genannten Produkte, die nicht im Rahmen der Schadstoffkleinmengensammlung bestimmungsgemäß entsorgt werden sollen und die dennoch schadstoffhaltig sind, werden in den laufenden Diskussionen gerne in speziell eingerichtete Sonderlösungen „hineingedacht“.

So herrscht die Einschätzung vor, daß Sonderabfallkleinmengen in die entsprechenden Sondersammlungen gelangen und daß das Thema FCKW durch die separate Altkältegeräteentsorgung gelöst sei. Für PCB gibt es die Sonderlösung für Kondensatoren usw..

Die obige Darstellung zeigt, daß der Anwendungsbereich der genannten Problemstoffe so vielfältig war und z. T. noch ist, daß es kaum möglich sein dürfte, alle diese Produkte aus dem Inputstrom einer MBA herauszuhalten.

Es erscheint vielmehr realistischer, die genannten Stoff-/Produktmengen (zumindest anteilig) in die Betrachtung des Emissionspotentials mit einzubeziehen.

Die obige Analyse zeigte in Teillbereichen gute Übereinstimmung mit der Betrachtung auf der Basis des Chemikalieneinsatzes und den wenigen Untersuchungen der Belastung des Restabfalls mit Xenobiotika.

Für die weitere Betrachtung ist die Bedeutung der Kunststoffadditive zu unterstreichen. Hier sind aber auch die größten Defizite an exakten und aktuellen Daten zu beklagen.

3.1.3.6 Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle

In jedem Gewerbebetrieb fällt anteilig Abfall an, der von seiner Zusammensetzung her normalem Hausmüll ähnlich ist. Man unterscheidet hier Geschäftsmüll von hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen, wobei die Zuordnung allein nach der Art der Abfuhr erfolgt:

- Geschäftsmüll: Abfälle, die mit dem Hausmüll gesammelt und entsorgt werden. Sie werden in den üblichen Sammelbehältern eingesammelt; welche in der Regel auf den normalen Hausmüllsammelrouten geleert werden.
- hausmüllähnliche Gewerbeabfälle (hmä GA): diese Abfälle können zusammen mit dem Hausmüll entsorgt werden, werden aber getrennt von ihm gesammelt. Die Sammlung erfolgt dabei zumeist über Wechselbehälter.

3.1.3.6.1 Zusammensetzung von hausmüllähnlichem Gewerbeabfall

Es gibt einige aktuelle Untersuchungen zur Zusammensetzung von hausmüllähnlichem Gewerbeabfall (ohne Geschäftsmüll). Bei einer Untersuchung des in Berlin anfallenden hausmüllähnlichen Gewerbeabfalls ergab sich folgendes (69): der meiste Abfall (nach Gewicht) stammte aus den Branchen Handel (29,2 %, davon knapp die Hälfte aus dem Bereich Nahrung) und Dienstleistung (27,4 %, knapp ein Drittel von Behörden); das produzierende Gewerbe folgte an dritter Stelle (15,4 %), die anderen Branchen lagen jeweils unter 10 %. Bei der Zusammensetzung des Gewerbeabfallaufkommens nach Gewicht dominierten hausmüllartiger Abfall (26 %) vor produktionsspezifischen Abfällen (18 %), Verpackungen (13 %, überwiegend aus Pappe und Kunststoffen) und Holzmöbeln (12 %).

Interessanter ist, welche hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle in einzelnen Branchen anfallen. Eine entsprechende flächendeckende Untersuchung über ganz Deutschland kommt zu folgenden Ergebnissen (70):

Tab. 35: Ergebnisse einer flächendeckenden Untersuchung (Deutschland) auf die Zusammensetzung von hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen nach Branchen (70)

	A	B	C	D	E	Gesamt
Papier	3,4	12,7	6,9	13,4	12,4	11,0
Pappverpackungen	1,7	5,1	5,2	8,7	6,3	5,9
Holz	0,2	3,2	1,0	4,2	4,0	3,0
Eisenmetalle	0,6	1,5	2,8	2,4	1,4	1,8
NE-Metalle + Metallband	0,1	0,3	0,1	0,6	0,6	0,4
Glas	3,0	3,7	3,7	3,8	10,4	5,7
Kunststoff-Folien	0,6	1,7	5,8	3,3	3,1	2,9
Kunststoffverpackungen	< 0,1	0,3	0,2	0,3	0,6	0,3
sonstige Kunststoffe	0,5	1,3	2,2	4,1	2,1	2,5
Papierverbund	0,1	0,7	1,0	0,8	0,6	0,7
organ. Gartenabfälle	1,4	1,5	5,9	2,3	4,1	3,1
organ. Küchenabfälle	60,0	0,1	21,3	1,0	2,1	10,0
Bauschutt	0,0	1,4	0,0	1,4	4,5	2,0
Werkstatt	0,0	2,8	0,2	18,7	6,4	6,4
Hausmüll	27,0	40,3	20,6	14,0	15,2	23,2
Rest	10,9	23,4	23,1	21,0	26,2	21,1

A: Krankenhäuser, Schulen, Unterhaltungsstätten, Gaststätten, Bürobetriebe, Behörden etc. mit erheblichen Anteilen an Verpflegungsabfällen

B: Krankenhäuser, Schulen, Unterhaltungsstätten, Gaststätten, Bürobetriebe, Behörden etc. ohne erhebliche Anteile an Verpflegungsabfällen

C: Nahrungsmittelproduzierende Betriebe und Einzelhandel mit Lebensmittel sowie Kaufhäuser

D: produzierendes Gewerbe, Groß- und Einzelhandel, mit Metallwaren, Elektrogeräten, Kraftfahrzeugen, auch Speditionen

E: sonstige Arbeitsstätten

Dort, wo nicht mit erheblichen Anteilen an Verpflegungsabfällen zu rechnen ist (B, D, E), dominieren die „normalen“ Hausabfälle sowie Papierabfälle. Größere Abweichungen treten noch bei Kategorie D auf: hier ist der Anteil an Werkstattabfällen überdurchschnittlich hoch.

3.1.3.6.2 Fazit hausmüllähnliche Gewerbeabfälle

Gegenwärtig nehmen die über die Restabfallentsorgung eingebrachten Gewerbeabfälle in Deutschland drastisch ab. Dies führt aber im Kern lediglich zu einer Verlagerung des Trägers der Abfallbehandlung (kommunal zu privat).

Der Gewerbeabfall insgesamt muß als noch gering erforschte Emissionsquelle angesehen werden, deren Bedeutung gegenwärtig nur schwer eingeschätzt werden kann.

Weiter ist für die jeweilige Anlagensituation (bzw. kommunale Situation) zu beachten, ob und in welchem Umfang Gewerbeabfälle in den Inputstrom einer Behandlungsanlage gelangen. Hier scheint es auch landesspezifische Unterschiede zwischen Deutschland und Österreich zu geben.

3.1.3.7 Gesamtbewertung Xenobiotika in Publikumsprodukten

Die obigen Ausführungen zeigen, daß der Restabfall ein Vielstoffgemisch ist, in dem sich neben unproblematischen natürlichen Stoffen flüchtige Xenobiotika unterschiedlichster Art und Menge befinden. Diese Stoffe entstammen Publikumsprodukten, die vor wenigen Tagen, Wochen oder Monaten konsumiert wurden; sie entstammen aber auch Produkten, die vor Jahren oder Jahrzehnten produziert worden sind.

Der Eintrag von Xenobiotika aus Publikumsprodukten in den Restabfall wird durch die getrennte Schadstoffkleinmengensammlung verringert. Allerdings zeigen die einschlägigen Statistiken, daß selbst bei gut ausgebauter Infrastruktur und hoher Motivation der Bevölkerung in Deutschland nur Sammelergebnisse im Bereich von rund 50 % erreicht werden. In Österreich stellt sich die Situation regional sehr verschieden dar, was auf eine unterschiedliche Motivation und Konsequenz beim Trennen von Problemstoffen hinweist.

Ein relevanter Anteil der Schadstoffkleinmengen aus Publikumsprodukten wird somit in den Restabfall gegeben. Die obigen Aufstellungen zeigen, daß die hierbei zu beachtenden Einzelstoffe sehr vielfältig sind. Es ist zudem davon auszugehen, daß der Gehalt an Xenobiotika im Restabfall nach Art und Konzentrationen hohen Schwankungen unterliegt.

- Von besonderer Relevanz haben sich die FCKW-Belastungen erwiesen.
- Für den Bereich Kunststoffadditive sind vertiefte Untersuchungen erforderlich.
- Für den Bereich Gewerbeabfall bestehen erhebliche Erkenntnislücken.

Vor diesem Hintergrund soll daher die folgende Analyse der gemessenen Abluftwerte der Frage nachgehen, mit welchen Einzelstoffen und in welcher Bandbreite an Konzentrations- und Frachtschwankungen zu rechnen ist.

3.1.4 Defizitanalyse flüchtige Stoffe in/aus Restabfall

In der Literatur sind nur sehr verstreut Daten über den Gehalt an flüchtigen Stoffen im Restabfall vorhanden (vgl. auch Tab. 8, Tab. 11, Tab. 13 und Tab. 14)

Die obige Auswertung zeigt, daß grundsätzlich von einer Stoffvielfalt auszugehen ist. Es ist zwischen Stoffen, die durch reine Verlagerung (Dampfdruck etc.) vom Feststoff in den Luftraum gelangen, und flüchtigen Stoffen, die beim biologischen Abbau organischer Verbindungen gebildet werden, zu unterscheiden.

Weder zur Frage des im Restabfall enthaltenen Potentials an flüchtigen Stoffen noch über deren Genese liegen aktuelle Untersuchungen vor. Diese Untersuchungen wären einerseits methodisch nicht sehr aufwendig, hätten aber einen hohen Aussagewert für die Bewertung des Gesamtkomplexes Emissionen aus der „kalten“ Abfallbehandlung.

Die obige Analyse lässt folgende Stoffgruppen in der Abluft von MBA-Anlagen als relevant erscheinen:

- MVOC
- CKW/LHKW
- FCKW
- Kunststoffadditive
- Monoaromaten
- nicht chlorierte Lösemittel
- Terpene
- chemische „Altlasten“ wie
 - -DDT
 - -HCH
 - -HCB
 - -PCP
- usw.

3.2 Emissionen von Xenobiotika im Rahmen der vorgelagerten Einsammlung des Restabfalls und dessen Transport

Die im Restabfall enthaltenen flüchtigen Xenobiotika treten vermutlich bereits während Einsammlung und Transport anteilig in die Umgebungsluft über. In der Tat haben Untersuchungen diese Vermutung bestätigt.

3.2.1 Versuchsaufbau

Vom dänischen National Institute of Occupational Health wurde im Rahmen von Arbeitsschutzbemühungen die Luft innerhalb von mit Restabfall (7 Proben) oder Bioabfall (4 Proben) gefüllten Müllsammelfahrzeugen untersucht (71).

3.2.2 Ergebnisse

Die folgende Tabelle gibt die Meßergebnisse in aggregierter Form wieder. Folgende Ergebnisse sind zu beobachten:

- Im Dampfraum beider Abfallarten tritt ein breites Spektrum aliphatischer Kohlenwasserstoffe auf:
 - In allen Luftproben (4/4) über Bioabfall waren die Alkohole Ethanol, Butanol, 3-Methyl-1-butanol, 2-Methylpropanol, die Ketone 2-Butanon und 3-Hydroxy-2-butanon (z. T. $> 1 \text{ mg/m}^3$) sowie Essigsäure (z. T. $> 1 \text{ mg/m}^3$), Methyl- und Ethylacetat nachweisbar.
 - In den Luftproben über Restabfall waren im Bereich unter 1 mg/m^3 vor allem nachweisbar: Ethylacetat (7/7), Dekan, Ethanol und 2-Propanol (je 6/7) sowie Aceton und Methylacetat (5/7). Nonan (4/7) war die einzige Substanz im Bereich oberhalb von 1 mg/m^3 .
- Während im Dampfraum über Bioabfall nur in einem Fall ein Aromat ($< 0,1 \text{ mg/m}^3$) nachgewiesen werden konnte, waren dies beim Restabfall insgesamt 10 verschiedene Aromaten, davon am häufigsten Toluol (4/7 im Bereich $0,1 - 1 \text{ mg/m}^3$), 1,3,5-Trimethylbenzol und m-,p-Xylool (je 3/7).

- Die Terpene sind durchgängig feststellbar, bei den Proben über Bioabfall häufiger und mit höheren Konzentrationen. Höchstkonzentrationen und häufigstes Auftreten wurden für α -Pinen und Limonen beobachtet.
- CKW treten nur wenig und in geringen Konzentrationen ($< 0,1 \text{ mg/m}^3$) auf.
- MVOC sind in ebenfalls in beiden Probenarten nachweisbar, nicht nur die schwefelhaltigen Verbindungen (Dimethyldisulfid, $< 0,1 \text{ mg/m}^3$), sondern in höheren Konzentrationen (0,1 - 1 mg/m^3) auch Aliphaten (Methylpropanol, 3-Methyl-1-butanol).

Tab. 36: Flüchtige organische Stoffe im Dampfraum von Sammelfahrzeugen für Biomüll ($n = 4$) und Restmüll ($n = 7$) (71); Kasten = range; Leerfeld: alle < 3-facher NWG

Konzentrationsbereich ⇒ Verbindung ↓	Restmüll ($n = 7$)			Bioabfall ($n = 4$)			
	< 0,1 mg/m^3	0,1 - 1 mg/m^3	> 1 mg/m^3	< 0,1 mg/m^3	0,1 - 1 mg/m^3	> 1 mg/m^3	
Kohlenwasserstoffe							
Aceton	5			3			
Benzaldehyd		1		1			
1-Butanol		1			3		
2-Butanol	3			4			
2-Butanon (MEK)					4		
Butyrsäure					1		
$\text{C}_{10}\text{H}_{20}$	1						
$\text{C}_{10}\text{H}_{22}$	1						
$\text{C}_{11}\text{H}_{24}$	1						
Dekan	6						
1,3-Dimethylcyclohexan	1						
2,4-Dimethylheptan	1						
2,5-Dimethyloktan	1						
2,6-Dimethylheptan		1					
2,6-Dimethyloktan		1					
Dodekan		1					
Essigsäure		1		4			
Ethanol		6			4		
Ethylacetat		7			4		
Ethylbutyrat				1			
Ethylcyclohexan		1					
cis-/trans-1-Ethyl-4-methylcyclohexan		1					
Furan				1			
Heptan		1					
2-Heptanon				2			
Hexanal					1		
3-Hydroxy-2-butanon	4			4			
Methylacetat	5				4		
2-Methylbutan	1				1		
2-Methylbutanal					1		
3-Methylbutanal	1				2		

Konzentrationsbereich ⇒ Verbindung ↓	Restmüll (n = 7)			Bioabfall (n = 4)		
	< 0,1 mg/m ³	0,1 - 1 mg/m ³	> 1 mg/m ³	< 0,1 mg/m ³	0,1 - 1 mg/m ³	> 1 mg/m ³
Methylcyclohexan	4					
2-Methyldekan		1				
4-Methyldekan		1				
2-Methylheptan	1					
6-Methyl-5-hepten-2-on		1		1		
2-Methylhexan	4					
3-Methylhexan	3					
2-Methylnonan		2				
3-Methylnonan		2		1		
4-Methylnonan		1				
5-Methylnonan	1					
2-Methyloktan		2				
3-Methyloktan		3				
4-Methyloktan	2					
2-Methyl-1-pentanol	1					
4-Methyl-2-pentanon	2			1		
2-Methyl-1-penten	1					
2-Methylpropanal	1			1		
2-Methylpropylacetat	1			1		
Nonan		4				
Oktan		4				
Pentan		4		1		
2-Pentanol	1			1		
2-Pentanon		1		3		
1-Propanol		2		2		
2-Propanol		6		3		
Propionsäure				1		
Propylcyclohexan		3				
2,2,5-Trimethylhexan	1					
1,1,3-Trimethylcyclohexan		2				
Undekan		2				
Aromaten						
1,1-Dimethylethylbenzol	1					
Ethylbenzol	2					
2-Ethyltoluol	1					
Isopropylbenzol	1					
Toluol		4				
1,2,3-Trimethylbenzol		2		1		
1,2,4-Trimethylbenzol	2					
1,3,5-Trimethylbenzol	3					
m-,p-Xylool	3					
o-Xylool		2				

Konzentrationsbereich ⇒ Verbindung ↓	Restmüll (n = 7)			Bioabfall (n = 4)		
	< 0,1 mg/m ³	0,1 - 1 mg/m ³	> 1 mg/m ³	< 0,1 mg/m ³	0,1 - 1 mg/m ³	> 1 mg/m ³
Terpene						
Camphen	1			1		
δ-3-Caren	1			2		
Limonen		2			4	
Myrcen	2			4		
β-Phellandren				3		
α-Pinen		4			3	
β-Pinen		6				4
Sabinen	1			2		
γ-Terpinen		3		3		
α-Terpinolen				1		
Thujen	1			3		
CKW						
Dichlormethan	1					
1,1,1-Trichlorethan	1			1		
MVOC						
Dimethyldisulfid	4			4		
Dipropylsulfid		2				
2-Methyl-1-butanol				2		
3-Methyl-1-butanol	4			4		
2-Methylpropanol		6		4		

Hinzu kommt, daß die Gesamtmenge an flüchtiger Organik (TOC) im „Headspace“ der Müllfahrzeuge zwischen < 1 und bis zu 8 mg/m³ lag.

3.2.3 Diskussion

Aus Tab. 36 lassen sich nun verschiedene Schlußfolgerungen ziehen:

- Es zeigt sich, daß bereits vor der eigentlichen Behandlung des Restabfalls in der MBA flüchtige Bestandteile in den Dampfraum überreten, d. h. ausgasen und verdampfen.
- Das Spektrum der freigesetzten Verbindungen ist zudem nicht unähnlich dem der Abluft bei der mechanisch-biologischen Behandlung (s. u.).

3.3 Rohgasbelastung bei der Mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung

Im folgenden wird die Frage untersucht, was von den oben dargestellten Potentialen aus Xenobiotika und biologischer Neubildung tatsächlich in der Abluft der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung gemessen werden kann. Zwischenzeitlich wurden verschiedene Untersuchungen im halbtechnischen Maßstab und an existierenden Anlagen durchgeführt, die für diese Betrachtung herangezogen werden.

Den Emissionen von Abfallbehandlungsanlagen kommt im Hinblick auf die ökologische Bewertung, genehmigungsrechtliche Belange sowie die Akzeptanz in der Bevölkerung eine wesentliche Bedeutung zu. Emissionsrelevante Verfahrensbereiche bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung sind in einer Gesamtübersicht in Tab. 37 dargestellt. Der Vollständigkeit halber wird auch der Bereich Abwasser aufgeführt. Für die Ablutemissionen - insbesondere der organischen und anorganischen Schadkomponenten - ist vor allem der Intensivrottebereich und der Anlieferungs- und Aufbereitungsbereich von Bedeutung.

Tab. 37: *Emissionsrelevante Verfahrensbereiche bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung*

Verfahrensschritt	Aggregat/ Verfahrensbereich	Emissionen über den Luftpfad
Anlieferung und Lagerung unbehandelter Abfälle	Bunker, Klärschlamm bunker	Geruch, Staub, sonstige Verwehungen, Mikroorganismen, organische und anorganische Schadstoffe, Lärm
Aufbereitung	Zerkleinerung, Siebung, Entschrottung, Klassierung, Mischung etc.	Geruch, Staub, sonstige Verwehungen, Mikroorganismen, organische und anorganische Schadstoffe, Lärm
Rotte (Aerob-Stufe)	Mieten, Container, Tunnel, Reaktor, Trommel	Geruch, Staub, sonstige Verwehungen, organische und anorganische Schadstoffe, Mikroorganismen, Lärm
Vergärung (Anaerob-Stufe)	Reaktor, Entwässerung	organische und anorganische Schadstoffe über Biogas und Biogasverwertung
Aufbereitung nach der biologischen Behandlung	Sieb, diverse Scheider	Staub, sonstige Verwehungen, Mikroorganismen, Lärm, eventuell Geruch
Abluftreinigung	Abluftfilter/-wäscher	Geruch, organische und anorganische Schadstoffe, Mikroorganismen
Abtransport	Ladeaggregate, Straßen, Staub, sonstige Verwehungen, Lärm, eventuell Geruch Transportfahrzeuge	

Bei der Betrachtung der Emissionsströme aus den verschiedenen Bereichen der MBA sind auch die unterschiedlichen Qualitäten der Abluft zu beachten (z. B. Anlieferung - eher trockene Abluft, Intensivrotte - sehr feuchte Abluft).

Im folgenden werden die verfügbaren Untersuchungen über Abluftströme aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen chronologisch dargestellt. Eingangs werden zur Bewertung der Daten einige Randbedingungen erläutert. Die Abluftbelastung wird als Konzentration im Rohgas gemessen, in z. B. mg je m³. Die gemessene Konzentration ist aber nicht nur von der Verlagerung des Stoffes in die Abluft, sondern auch vom Volumenstrom abhängig. So kann ein und derselbe Prozeß bei unterschiedlicher Durchlüftungsrate der Rotte zu unterschiedlichen Konzentrationen in der Abluft führen. Es ist sogar möglich, Konzentrationen durch die Veränderung der Luftmengenströme nach oben und nach unten zu beeinflussen. Daher ist neben der Konzentrationsbestimmung auch immer der jeweilige Betriebszustand zu erfassen (Luftvolumen). Aus Luftvolumen und Konzentration lassen sich Frachten berechnen.

In gewissem Umfang werden die Konzentrationen noch von Temperatur, Luftdruck und dem Wasserdampfgehalt beeinflußt, so daß für exakte Messungen auch für diese Parameter eine Korrektur zu erfolgen hätte. Für orientierende Untersuchungen kann allerdings davon ausgegangen werden, daß diese Einflußgrößen vernachlässigbar sind.

Mittelfristig ist sicherlich eine Normierung der Konzentrationen auf einen definierten Sauerstoffgehalt bedingt sinnvoll, jedoch nur für Betriebszustände der Rotte, bei welchen prozeßbedingt eine deutliche Absenkung des Sauerstoffgehaltes erfolgt. Für exakte Vergleichszwecke mit etwaigen Grenzwerten, anderen Anlagen oder Systemen ist die Bestimmung von Emissionsfrachten, bezogen auf die Tonne behandelten Abfalls, erforderlich. Bei der Mitbehandlung von Flüssigschlamm könnte gegebenenfalls auf einen Feststoffgehalt des Schlammes von 30 % normiert werden.

Wenn möglich bzw. falls vorhanden, wird daher im folgenden neben der Bestimmung der Konzentrationen auch eine Abschätzung der Frachten vorgenommen.

Die gemessenen organischen Xenobiotika bzw. Einzelstoffe und die Schwermetalle werden bei der folgenden Betrachtung jeweils getrennt voneinander analysiert.

Abschließend erfolgt eine methodische Einschätzung der jeweiligen Untersuchung.

3.3.1 Zweckverband Donau-Wald

Die ersten detaillierteren Untersuchungen zum Emissionsverhalten der eigentlichen Abfallbehandlung wurden 1992/93 durchgeführt. Damals trug sich der Zweckverband Donau-Wald mit dem Gedanken, eine MBA realisieren zu wollen, und führte im Rahmen der Vorplanung verschiedene Studien durch (1).

3.3.1.1 Versuchsaufbau

Die Versuchsdurchführung erfolgte an zwei Standorten:

- In Kranichstein wurden Untersuchungen mittels sog. Rotteboxen (0,7 m³) durchgeführt.
- In Aßlar wurde ein Rottecontainer (Typ 1: 50 m³) eingesetzt.

Untersucht wurden die Varianten der Verrottung von Rohsuspension und Hydrolyserest (aus der anaeroben Vergärung) jeweils ohne und mit Klärschlammzusatz (Kranichstein), sowie (in Aßlar) die Verrottung von Restabfall, der im Verhältnis 2 : 1 mit Klärschlamm vermischt wurde (1). Der Restabfall wurde vor der biologischen Behandlung von Eisenmetallen (Fe-Abscheidung) und händisch von Kunststoffen und Textilien befreit.

3.3.1.2 Ergebnisse

Die folgende Tabelle zeigt die gemessenen organischen Schadstoffe.

Tab. 38: Rohgasemissionen der Rotteversuche mit Restmüll in Aßlar und Kranichstein im Vergleich; organische Verbindungen (1)

Substanz	Emission Aßlar			Emission Kranichstein	
	18.9.	24.9.	8.10.	6.4.	13.4.
Benzol	mg/m ³	0,11	0,02	0,02	0,15
Toluol	mg/m ³	1,15	0,02	0,02	4,38
Xylole	mg/m ³	0,07	0,02	0,02	3,63
Ethylbenzol	mg/m ³	0,02	0,02	0,02	1,79
Chlorbenzole	ng/m ³	16,5	83,6	21,8	588
Chlorphenole	ng/m ³	20,5	43,2	18,6	121
PCB (DIN)	µg/m ³	6,19	23,4	8,77	64,4
Benzo(a)pyren	µg/m ³	0,01	0,001	0,043	0,004
PAK (EPA)	µg/m ³	2,94	1,48	2,12	4,26
PCDD/F (TE)	pg/m ³	n.b.	n.b.	n.b.	6,26
					6,08

Die Aromaten (BTEX) sind gewissermaßen charakteristische Stoffe im Emissionsmuster der MBA. Daher sind die Versuche zur Massenbilanzierung dieser Verbindungen sehr interessant. Es wurde festgestellt, daß deutlich höhere Outputwerte (insbesondere Abluft) auftreten, als im Input enthalten sind.

Zahlenmäßig sei dies am Beispiel Benzol verdeutlicht: Benzol weist im Eingangsmaterial Konzentrationen im Bereich von knapp 100 µg/kg auf. In der Abluft geht der Wert auf bis zu 5 mg/m³ hoch. Ähnliche Relationen ergeben sich für die anderen Aromaten. Da man bei diesen Diskrepanzen von mehreren Zehnerpotenzen nicht von Meßfehlern ausgehen kann, müssen andere Erklärungen gefunden werden. Seit diesem Befund aus dem Jahre 1992/93 wird kontrovers diskutiert, ob die hohen Emissionen der genannten Aromaten durch biologische Bildungsreaktionen oder durch das Austreiben von Xenobiotika erklärt werden können.

Die Untersuchungen erlauben weiter einen interessanten Vergleich über die Bedeutung, die die anaerobe Vergärung in Kombination mit der Rotten gegenüber der reinen Restmüllrotte einnehmen kann. So zeigte sich, daß die Rohgasfrachten in der genannten Kombination unterhalb bis deutlich unterhalb der Restmüllrotte lagen.

Die folgende Tabelle zeigt die ersten Schwermetalluntersuchungen, die in MBA-Abluft durchgeführt wurden. Es kamen in diesem Meßprogramm nur die als vergleichsweise flüchtig anzusehenden Schwermetalle Quecksilber und Cadmium zur Untersuchung.

Tab. 39: Rohgasemissionen der Rotteversuche mit Restmüll in Aßlar und Kranichstein im Vergleich; anorganische Verbindungen (1)

Substanz	Emission Aßlar			Emission Kranichstein	
	18.9.	24.9.	8.10.	6.4.	13.4.
Cadmium	µg/m ³	83,3	11,6	48,9	0,083
Quecksilber	µg/m ³	5,8	12,8	0,8	0,098

3.3.1.3 Diskussion

Die genannten Untersuchungen weisen aus heutiger Sicht eine ganze Reihe von methodischen und konzeptionellen Mängeln auf. Auch der Parameterumfang erscheint eher zufällig. Dennoch hat diese Untersuchung ihren Verdienst bzw. ihre Bedeutung, weil sie erstmalig die etwaige Größenordnung des Emissionspotentials der MBA erfaßt hat.

Die Inkonsistenz der Rohgasdaten können aus heutiger Sicht einerseits über die geringen Probenmengen (Kranichstein) und insbesondere über die ungenügende Erfassung und Dokumentation der Abluftmengen erklärt werden.

Zwar handelt es sich um Einzelmessungen, die folglich eine vorsichtige Beurteilung nahelegen. Unterstellt man die analytische Belastbarkeit der Meßwerte³, so weisen die Untersuchungen in Aßlar auf ein hohes Emissionspotential für die Schwermetalle Cadmium und Quecksilber hin. Bei der Abgastemperatur einer MBA kann der Austrag der Schwermetalle zunächst nur partikelgebunden erklärt werden. Eine weitere Hypothese für die beobachteten hohen Werte wäre die biologische Bildung flüchtiger Bindungsformen, z. B. Organometallverbindungen. Für Quecksilber sind sowohl die mikrobielle Reduktion von Quecksilber-Ionen zu metallischem Quecksilber (sehr hoher Dampfdruck!) als auch die Methylierung der Ionen zu Methyl- und Dimethylquecksilber (flüchtig!) in der Literatur beschrieben (61). Die Biomethylierung in der Umwelt ist auch für die Schwermetalle Zinn und Blei bekannt. Diese Parameter wurden hier nicht untersucht.

³ Hier sei angemerkt, daß bei der Massenbilanz der Output an Quecksilber das 6-fache, an Cadmium das 3,5-fache des Inputs betrug, was sicherlich auf analytische Probleme hinweist.

Bei der Diskussion der Ergebnisse ist einzubeziehen, daß im Fall der hohen Emissionswerte als Input Restmüll mit Klärschlamm verwendet wurde. Vom Klärschlamm ist bekannt, daß er hohe Schwermetallbelastungen aufweisen kann.

Verbleibt als Ertrag folgendes Ergebnis:

- Es wurden hohe Schwermetallkonzentrationen in der Abluft beobachtet.
- BTEX stellen eine Leitgruppe der MBA-Rohgasbelastung dar.
- Für organische Leitgruppen sind Konzentrationen im mg/m³-Bereich möglich.
- Die Gesamtkonzentration an flüchtiger Organik liegt bei einigen 100 mg/m³.
- Für durchzuführende Emissionsprognosen sollte aufgrund der methodischen Einschränkungen auf die ermittelten Werte nicht zurückgegriffen werden.

3.3.2 Freiburger Modell

Anfang der 90er Jahre machte das sogenannte Freiburger Modell national und international von sich reden. Die Stadt Freiburg im Breisgau hatte gemeinsam mit dem Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald (beide Baden-Württemberg) den Zweckverband Abfallwirtschaft Breisgau gegründet. Selbiger betrieb die Planung für die Erweiterung der Deponie Eichelbuck sowie die Errichtung einer mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlage auf dem Deponeigelände.

3.3.2.1 Versuchsdurchführung

Da die vorgesehene Technik für die Behandlung von Restabfall bislang noch nicht eingesetzt worden war (Chargenmischer, Biopuster), entschloß sich die Stadt Freiburg, vorab einen Großversuch durchzuführen. Dieser Versuch wurde im Jahre 1994 realisiert und ausgewertet (72).

Für den Versuch wurden Haushaltsabfälle, Gewerbeabfälle und Klärschlamm eingesetzt. Die Materialien, insgesamt 5.500 Mg, wurden im Chargenmischer homogenisiert und zu einer Miete von rund 8 m Höhe aufgeschichtet. Anschließend wurde die Bestückung mit Saug- und Drucklanzen vorgenommen. Die Miete wurde mit Kunststofffolien abgedeckt. Die Rottezeit betrug rund 2 Monate. Der Ausbau des gerotteten Materials erfolgte Ende Juni 1994.

Ein besonderer Schwerpunkt des Versuchsprogramms lag auf der Beurteilung der Emissionssituation für den Luftpfad. Die während des zweimonatigen Versuchs abgesaugte Rotteabluft wurde als Rohgas und nach Verwendung verschiedener Abluftreinigungseinrichtungen als Reingas untersucht (Reingas siehe Kap. 3.4.2.1.2). Insgesamt wurden 6 Meßkampagnen durchgeführt.

3.3.2.2 Ergebnisse

Der Gehalt an Kohlenstoff im Rohgas wurde mit unterschiedlichen Verfahren bestimmt; er lag zu Beginn der Rotte zwischen 1.000 und 4.000 mg C/m³ und pendelte sich zum Rotteende bei 200 bis 300 mg/m³ ein.

Gerade in der ersten Phase der Rotte war es nicht gelungen, aerobe Verhältnisse aufrecht zu erhalten. So erklären sich auch die hohen gemessenen CO-Werte, die zu diesem Zeitpunkt im Rohgas oberhalb von 1.000 mg/m³ lagen. In dieser Phase wurden auch Mercaptane (Ethyl- und Methyl-) in einer Konzentration von 12 ppm gemessen. Vinylchlorid wurde in keiner Messung festgestellt. Die Luftversorgung lag bei rund 0,2 m³/Mg und Stunde. Bei dieser geringen Luftmenge konnten Überhitzungen des Rottegutes nicht verhindert werden.

Die Abluft wurde nicht auf Schwermetalle untersucht.

Die folgende Tabelle zeigt die zum Rottebeginn gemessenen LHKW, deren Konzentrationen im Verlauf des Versuchs stark abnahmen.

Tab. 40: MBA-Großversuch Freiburg: LHKW-Meßwerte im Rohgas

Substanz		Siedepunkt (°C)	Maximalwerte ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)
Monofluortrichlormethan	R11 (CFCI_3)	23,7	6.166
Trifluortrichloethan	R113 ($\text{Cl}_2\text{FC-CCIF}_2$)	47,7	333
Dichlormethan		40,0	8.333
Chloroform		61	48
cis-1,2-Dichloethen		60,3	239
trans-1,2-Dichloethen		47,5	1.364
Tetrachlorkohlenstoff		77	4
1,1,1-Trichloethan		74,1	594
Trichloethen	(TRI)	87	458
Tetrachloethen	(PER)	121,1	366
Bromdichlormethan		90	< 0,2
Dibromchlormethan		119	< 0,2
Tribrommethan		149,5	< 0,2
Hexachloethan		186,8	5

Die folgende Tabelle zeigt die maximalen Konzentrationen für die Gruppe der flüchtigen „Aromaten“. Für diese Stoffe konnte auch eine tendenzielle Abnahme der Emissionen festgestellt werden, aber lange nicht so ausgeprägt wie für die Gruppe der LHKW.

Tab. 41: Gemessene Maximalwerte für BTEX (72)

Substanz	Siedepunkt (°C)	Maximalwerte im Rohgas ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)
Benzol	80	925
Toluol	111	3.103
Ethylbenzol	136,2	1.896
Xylole	137-140	7.586

Interessant an dem Großversuch war auch, daß für die Ermittlung des insgesamt vorhandenen Potentials an Xenobiotika erstmals Screening-Methoden eingesetzt wurden.

Die nachstehende Abbildung zeigt ein exemplarisches Chromatogramm einer GC/MS-Untersuchung (als TIC) einer Rohgasprobe aus der zeitlich mittleren Phase der Rotte, in der keine anaeroben Verhältnisse vorherrschten. Die Daten wurden nicht quantifiziert.

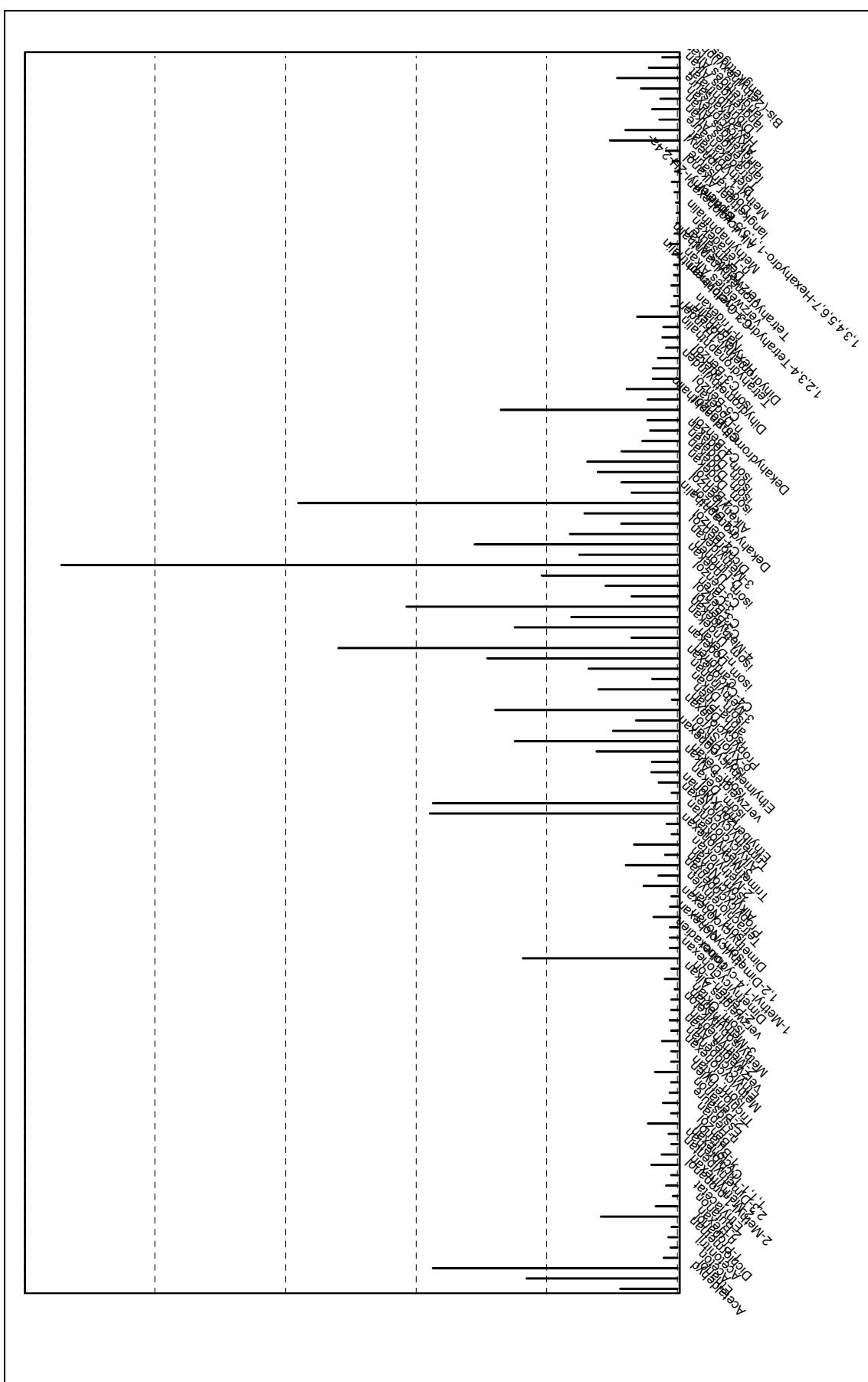


Abb. 2: Chromatogramm einer GC/MS-Untersuchung (als TIC) (72), (Blatt 54 IFU-Untersuchung)

Die halbquantitativen Screening-Untersuchungen deuten erstmals darauf hin, daß in der Abluft über LHKW und BTEX hinaus weitere Stoffgruppen wie

- Terpene,
 - Ketone, Aldehyde und
 - andere Kohlenwasserstoffe
- relevant sein können.

3.3.2.3 Diskussion

Der Freiburger Großversuch stand unter keinem günstigem Stern. Die Prozeßführung in der Rotte ließ sich nicht in der gewünschten Form steuern. Hierzu trug sicherlich auch bei, daß wegen Platzmangels auf der Deponie eine Mietenhöhe von rund 8 m realisiert werden mußte. Dennoch sind die Rohgasmessungen für Orientierungszwecke verwendbar. Sie zeigen, von welchem Emissionspotential ausgegangen werden muß. Interessant ist, daß auch zum damaligen Zeitpunkt die immissionsschutzrechtliche Bedeutung derartiger Meßwerte unterschätzt wurde (73). Ein Mangel der Untersuchung ist sicherlich, daß die gemessenen Konzentrationen nur annäherungsweise über Abluftmengen zu Frachten hochgerechnet werden können. Es ist auch nicht bewertbar, in welchem Umfang der Temperaturhaushalt der Miete die jeweiligen Meßwerte beeinflußt hat (zeitweise Überhitzung).

Die für das Rohgas ermittelten Konzentrationen bestätigen, was aus den Untersuchungen zur Zusammensetzung von Restabfällen zu erwarten war, nämlich einen hohen Schwankungsbereich selbst bei einer einheitlichen Abfallart.

Die in der ersten Rottephase emittierten LHKW sind konzentrationsmäßig relativ hoch (auch FCKW). Hierbei ist wiederum auffällig, daß die dominierenden Verbindungen die Isomere des Dichlorethens (cis- und trans-) sind. Dieses Ergebnis kann nicht über die im Abfall zu erwartenden Mengen aus Produkten etc. erklärt werden. Möglicherweise handelt es sich hierbei aber auch um Um- bzw. Abbauprodukte (chemisch, physikalisch, biologisch) von anderen chlororganischen Verbindungen. So zeigen Analysen von Deponiegasen und Versuche mit anaeroben Testbehältern das Auftreten von vergleichbaren LHKW-Pattern einschließlich der überraschend hohen Werte für Dichlorethen ((46), dort S. 45).

Verbleibt als Ertrag das folgende Ergebnis:

- Die TOC-Werte im Rohabgas liegen, verglichen mit den Untersuchungen in Donau-Wald, in der gleichen Größenordnung.
- Die Rolle von BTEX als eine Leitgruppe der Rohgasbelastung wurde bestätigt.
- Als konzentrationsmäßig relevante Gruppe sind die LHKW und erstmals auch die FCKW festgestellt worden.
- Die Herkunft/das Auftreten von Dichlorethen (beide Isomere) ist zu klären.
- Zusätzlich deuten die Ergebnisse an, daß in der Abluft das Vorhandensein weiterer Stoffgruppen zu vermuten ist.

3.3.3 RWTH Aachen, Lysimeter-Untersuchungen

1993 wurden an der Hochschule Aachen in Zusammenarbeit mit der Firma Trienekens unter Förderung des Umweltbundesamtes verschiedene Versuche an Lysimetern durchgeführt, um das Rotteergebnis einer Kurzzeitstabilisierung zu prüfen. Diese Untersuchungen sind im Rahmen der Vorbereitung des Baus der MBA Düren zu sehen.

3.3.3.1 Versuchsaufbau

In 12 Lysimetern mit einem Fassungsvermögen von 1,2 m³ wurden sechs verschiedene Abfallarten eingebaut. Als Lysimeter kamen Steinzeugrohre zum Einsatz, da die Glasierung der Oberfläche eine Gasdichtigkeit garantiert. Nach Einbringung und Verdichtung der Abfälle wurden die Lysimeter gasdicht verschlossen und mit verschließbaren Zu- und Ableitungen zur Beschickung mit Niederschlagswasser und zur Entnahme von Gas- und Sickerwasserproben ausgerüstet. Es wurde über einen längeren Zeitraum das Deponieverhalten der eingebauten Materialien untersucht.

Zwei Lysimeter wurden mit einem Haus- und Gewerbeabfallgemisch befüllt. Das Material wurde vorher einer dreitägigen Intensivrotte und einer anschließenden 8-wöchigen Nachrotte unterzogen. Zwei weitere Lysimeter wurden mit Rohmüll befüllt.

3.3.3.2 Ergebnisse

Die Gasproduktion des vorgerotteten Materials setzte sofort ein; sie war allerdings insgesamt deutlich niedriger als die Gasproduktion aus dem Rohmüll.

Die folgende Tabelle zeigt die Analyse ausgewählter Schadstoffe aus dem gebildeten Gas des vorbehandelten Abfalls.

Tab. 42: Lysimeter 9 und 10: mechanisch-biologisch (aerob) vorbehandelter Restmüll (74)

Substanz	Einheit	Meßwert Lysimeter	Deponegas (Bereich) (46, 75)
Benzol	µg/m ³	188	n.n.-9.800
Toluol	µg/m ³	2.879	20-76.000
m-, p-Xylo / o-Xylo bzw. Σ	µg/m ³	6.942/2.658	n.n.-138.000
1,1-Dichlorethen	µg/m ³	< 0,1	k.A.-4.000
Dichlormethan	µg/m ³	3,6	10-57.300
Chloroform (Trichlormethan)	µg/m ³	< 0,1	k.A.
Tetrachlorkohlenstoff	µg/m ³	< 0,1	< 500-2.300
1,1,1-Trichlorethan	µg/m ³	8,9	n.n.-2.400
Trichlorethen	µg/m ³	9,3	40-8.600
Tetrachlorethen	µg/m ³	4,3	500-10.500

3.3.3.3 Diskussion

Die ermittelten Werte zeigen zunächst, daß gut durchgerottetes Material noch überraschend hohe Bildungsraten an Xenobiotika aus der BTEX-Gruppe aufweist. Für die Gruppe der flüchtigen CKW ergaben sich niedrige Konzentrationen, Dichlorethen war nicht nachweisbar. Tab. 42 zeigt zusätzlich Literaturwerte für konventionelles Deponegas. Die Werte für Monoaromaten aus vorgerottetem Material liegen augenscheinlich in einem vergleichbaren Bereich. Man muß aber beachten, daß die hohen Konzentrationen an BTEX in Beziehung zu einer insgesamt niedrigen Rest-Gasbildungsrate für vorbehandeltes Material zu sehen sind.

Unter der Annahme, daß die gesamte Restgasbildungsrate unter 50 m³ je Mg Abfall bleibt und die gemessenen Konzentrationen (Summe) von 10 bis 15 mg/m³ an BTEX repräsentativ sind, würden sich im Rahmen der Deponierung Emissionen von 0,5 bis 1 g BTEX/Mg Restabfall ergeben. Diese Emissionen liegen um rund eine Größenordnung unter denen der aeroben Vorbehandlung.

Die Autoren ziehen aus den Ergebnissen den Schluß, daß die Schadstoffkonzentrationen im Gas der mit biologisch vorbehandeltem Abfall befüllten Lysimetern verschwindend gering sind (74). Diese Einschätzung wird allerdings dadurch erhalten, daß die gemessenen Konzentrationen den MAK-Werten gegenübergestellt werden, was für eine Immissionsschutzbe trachtung aus toxikologischer Sicht nicht zulässig ist.

Unter Immissionschutzgesichtspunkten ist die Fragestellung relevant, welche Freisetzungsmengen für eine größere Deponie mit jährlichen Ablagerungsmengen von 100.000 Mg und mehr zu erwarten sind.

Die Gesamtbewertung ist insoweit schwierig, weil diese sicherlich nicht unbedeutlichen Emissionen aus der Rest-Gasbildung deutlich unter den Mengen liegen werden, die von einer normalen Rohmülldeponie ausgehen. Auf der Basis zweier weiterer Lysimeter, die mit MVA-Schlacke befüllt waren, zeigen die genannten Untersuchungen aber auch, daß diese Restemission des biologisch vorbehandelten Abfalls wiederum vergleichsweise deutlich höher liegt, als dies im Fall einer Schlackedeponie eintreten würde.

Verbleibt als Resumee ein in der bisherigen Diskussion wenig beachtetes Ergebnis: Von den stabilisierten Abfällen kann im Rahmen der Ablagerung für einzelne Xenobiotika ein durchaus beachtliches Restemissionspotential ausgehen.

Die Ergebnisse waren auch insoweit überraschend, als sie die reine Verlagerungshypothese von im Abfall enthaltenen flüchtigen Stoffen, z. B. BTEX, (ohne einen nennenswerten Neubildungsanteil) relativierten.

3.3.4 Trockenstabilat nach HerHof

Das nächste umfangreichere Untersuchungsprogramm wurde 1995 mit der bereits für die Donau-Wald-Untersuchung eingesetzten Kompostierungsbox (nach HerHof) im hessischen Aßlar durchgeführt (76). Allerdings war für diese Versuche vom Behandlungskonzept ein anderes Ziel angestrebt, nämlich in möglichst kurzen Zeiträumen ein sogenanntes Trockenstabilat zu erzeugen.

3.3.4.1 Versuchsaufbau

Alle Untersuchungen wurden an Restmüll aus Haushalten vorgenommen. Der angelieferte Restmüll wird zunächst zerkleinert (Shredder). Anschließend wird er einer Rottebox (Typ 2, nach HerHof, Volumen: 120 m³) zugeführt, in der er 7 - 10 Tage verbleibt. Die Prozeßführung des ersten Tages dient im wesentlichen dazu, die biologischen Prozesse schnell zu entfalten. Anschließend wird die im Rahmen der Abbauprozesse freigesetzte Wärme zum gezielten Austreiben des Wassers genutzt. Als Behandlungsziel wird ein Wassergehalt unterhalb von 15 % angestrebt, da die biologischen Prozesse dann mangels Feuchte zum Erliegen kommen (daher „Trockenstabilat“).

Die Abluft kann bis zu einem definierten Grad im Kreis gefahren werden, Wasser wird als Kondensat abgetrennt. Die Rottebox bietet für Emissionsmessungen den großen Vorteil, ein geschlossenes System zu bilden, in dem Betriebszustände kontrolliert eingestellt werden können (siehe Freiburg und Freilandrotten).

Das Abluft-Meßprogramm umfaßte drei Meßkampagnen mit jeweils 7 Tagen Meßdauer. Es wurden sowohl Rohgas- als auch Reingasmessungen nach Biofilter durchgeführt. In der dritten Meßkampagne wurde parallel zum Biofilter ein katalytisch wirkender Filter eingesetzt (siehe Abschnitt Reingasmessungen).

3.3.4.2 Ergebnisse

Von der Gruppe der Schwermetalle wurde lediglich Quecksilber gemessen (vgl. Tab. 43). Die Mittelwerte der drei Meßkampagnen für Rohgas liegen zwischen 3,9 und 20,8 µg/Nm³ (Bereich: < 1,4 bis 36,7 µg/Nm³).

Eine detaillierte Untersuchung des Roh- und Reingases auf die PCDD/F-Belastung erbrachte sehr niedrige Werte unterhalb von 1 pg/Nm³. Hiermit scheint sich zu bestätigen, daß die Emission von PCDD/F für die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung keine relevante Größe darstellt.

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse für relevante „Chloraromaten“ in aggregierter Form.

Tab. 43: Chloraromaten im Rohgas bei drei Meßkampagnen der Firma HerHof (76)
(Mittelwerte über die Dauer jeder Meßkampagne)

	Meßkampagne 1			Meßkampagne 2			Meßkampagne 3		
	Rohgas			Rohgas			Rohgas		
Σ Chlorbenzole	ng/Nm ³	6.109		2.271			4.112		
Σ PCB (DIN • 5)	ng/Nm ³	319		132			164		
Σ Chlorphenole	ng/Nm ³	59,2		26,5			27,7		

Die Chlorbenzole liegen im Rohgas im Konzentrationsbereich von 1 bis 10 µg/m³. Hierbei ist allerdings zu beachten, daß nur mehrfach chlorierte Isomere (Cl₃ und höher) untersucht wurden, wobei der Anteil der Trichlorbenzole deutlich über 90 % lag. Für spätere Untersuchungen werden sich Verschiebungen ergeben, da dort niederchlorierte Aromaten mit erfaßt werden (s. u.).

Die PCB-Belastung des Rohgases (gesamt nach DIN) liegt im Konzentrationsbereich von 100 - 300 ng/m³ und zum Teil darüber. Dies liegt deutlich unterhalb der Werte, die beim ZAW Donau-Wald gemessen wurden (s.o.).

Chlorphenole wurden im Konzentrationsbereich von 10 - 100 ng/m³ gemessen, wobei auch hier, wie bei den Chlorbenzolen, die dreifach chlorierten Vertreter den größten Anteil an der Summe hatten.

Vinylchlorid wurde in keiner Probe festgestellt; die Nachweisgrenze betrug 30 µgNm³.

Als weitere Stoffgruppe wurden die PAK (nach EPA) bestimmt. Hier konnten gute Übereinstimmungen mit den bisher bekannten Emissionswerten gefunden werden. Es scheint sich der Konzentrationsbereich von 1 - 10 µg/m³ für das Niveau der PAK-Konzentrationen zu bestätigen, wobei erwartungsgemäß die konzentrationsmäßig dominierenden Einzelstoffe die flüchtigeren Vertreter dieser Stoffgruppe sind (insbesondere Naphthalin).

Die folgende Abbildung zeigt den Konzentrationsverlauf für BTEX im Rohgas während der Rottezeit.

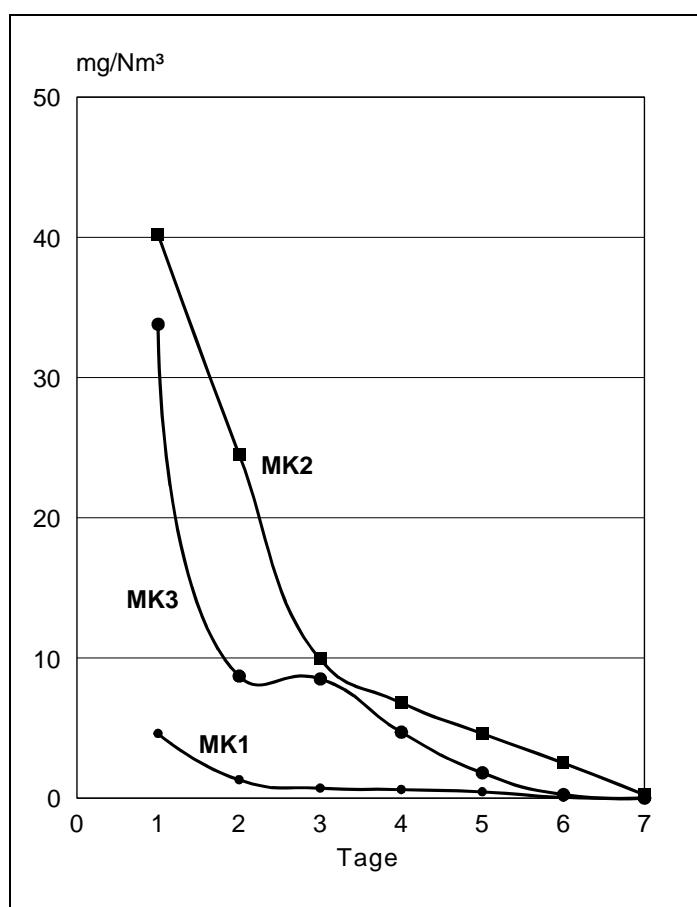


Abb. 3: Summe BTEX im Rohgas (Halbstundenmittelwerte) im Verlauf der drei Meßkampagnen (MK) der Firma HerHof, (erstellt nach Daten in (76))
Hinweis: Der Tag 1 ist nicht der erste Rottetag, vielmehr fand die Befüllung 24 h vorher statt.

Man erkennt recht deutlich, wie gerade diese Stoffgruppe konzentriert in den ersten Stunden und Tagen ausgetrieben wird. Es wird aber auch ein Defizit der durchgeföhrten Probenahmeintervalle deutlich. Dieses Problem wird sich durch alle weiteren Untersuchungen der letzten Jahre ziehen, da die Probenahme nach 24 Stunden bzw. rund einen Tag nach Starten der Rotte für die stark flüchtigen Xenobiotika zu spät ist.

3.3.4.3 Diskussion

Die beschriebene Untersuchung zum Trockenstabilatverfahren sichert die in den orientierenden Untersuchungen in Freiburg und beim ZAW Donau-Wald festgestellten Konzentrationsbereiche für ausgewählte Schadstoffgruppen ab. Diese Emissionsuntersuchung zeigte damit, daß die MBA eine immisionsschutzrechtlich relevante Technik darstellt. Aus den gemessenen Konzentrationen lassen sich erstmals auch Frachten seriös abschätzen. So erzeugt der Behandlungsprozeß zur Trockenstabilisierung in der skizzierten Form im rechnerischen Mittel rund 500 m³ Abluft je Mg Restabfall und Tag (21 m³/Mg • h). Die folgende Tabelle stellt für eine der drei Meßkampagnen die rechnerischen Rohgasfrachten für BTEX zusammen. Würde man eine Anlagenkapazität von 10 Mg/h unterstellen, so folgt hieraus eine mittlere Fracht von 440 g/h an BTEX. Hierbei ist zu beachten, daß diese Zahlen nur für diese eine Stoffgruppe ermittelt wurden. Die Gesamtfracht an Organik liegt um gut eine Größenordnung über diesem Wert, was als Stundenfracht zur Überschreitung des Wertes von 3 kg führen würde (vgl. TA-Luft, Ziffer 3.1.7).

Tab. 44: Rechnerische Rohgasfrachten für BTEX für eine der drei Meßkampagnen, Firma HerHof

Tag	1	2	3	4	5	6
Konzentration (mg/Nm ³)	40,2	24,5	9,9	6,8	4,6	2,5
Fracht (g/Mg Restabfall)	20,0	12,3	5,0	3,4	2,3	1,3
Σ Fracht nach 6 Tagen (g/Mg Restabfall)						44,3

Für die Meßkampagnen der Firma HerHof bleibt zusammengefaßt zu resumieren:

- Die Konzentrationsbereiche, wie sie für einzelne Stoffgruppen in orientierenden Untersuchungen festgestellt wurden, werden weiter erhärtet.
- Die Abluftbelastung mit PCDD/F ist relativ niedrig, für PCB sind die Rohgasbeladungen näher zu betrachten. Es verbleiben zudem Diskrepanzen, was die Emissionshöhe anbelangt.
- Das peakhafte Auftreten flüchtiger Substanzen wie BTEX zu Beginn der Rotte spricht eher für eine Verlagerung von Xenobiotika als für eine biologische Neubildung, was im Widerspruch zu den Input/Outputbilanzen von (1) und den Werten zur Gaszusammensetzung (RWTH) stehen würde (s.o.).
- Ein methodisches Defizit stellt der Beginn des Meßprogramms erst 24 h nach dem Starten der Rotte dar. Dies führt zur Unterschätzung des Emissionspotentials.
- Die Frachten an organischen Stoffen und Quecksilber im Rohgas liegen in einer Größenordnung, die immissionsschutzrechtlich relevant ist.
- Die Untersuchungsergebnisse können orientierend für Emissionsabschätzungen herangezogen werden, wobei einschränkend die besondere Rotteführung des Trockenstabilatverfahrens zu beachten ist.

3.3.5 Pilotversuche des Landkreises Ludwigsburg

Im Rahmen der Planung einer Abfallbehandlungsanlage für den Landkreis Ludwigsburg wurden Vorversuche durchgeführt, um das Emissionsverhalten der biologischen Restabfallbehandlung zu testen (77).

3.3.5.1 Versuchsaufbau

Für den Versuch wurde Restabfall aus dem Landkreis aufbereitet. Das Material wurde gesiebt und die Fraktion < 60 mm für die weiteren Versuche eingesetzt. Diese Siebfraktion wurde mit Klärschlamm (2 : 1) vermischt und auf zwei Rottecontainer aufgeteilt. Die Belüftung der Rotte erfolgte alternierend im Druck-Saug-Modus, wobei im halbstündigen Wechsel Luft durch den einen Container gesaugt und durch den zweiten gedrückt wurde (und umgekehrt).

3.3.5.2 Ergebnisse

Tab. 45: Landkreis Ludwigsburg, Container 1 und 2: Arsen, Cadmium und Quecksilber im Rohgas, in mg/Nm³ (77)

Datum	Arsen (mg/Nm ³)		Cadmium (mg/Nm ³)		Quecksilber (mg/Nm ³)	
	Container 1	Container 2	Container 1	Container 2	Container 1	Container 2
16.05.95			Rottebeginn			
17.05.95	0,005	0,004	0,010	0,010	n.b.	n.b.
23.05.95	< 0,003	< 0,003	0,012	0,014	< 0,01	< 0,01
26.05.95	< 0,003	< 0,003	0,018	0,015	< 0,01	< 0,01
30.05.95	< 0,003	< 0,003	0,016	0,014	< 0,01	< 0,01
31.05.95	< 0,003	< 0,003	0,010	0,010	< 0,01	< 0,01
07.06.95	< 0,003	< 0,003	0,020	0,012	n.b.	n.b.
	< 0,003	< 0,003	0,004	0,006	n.b.	n.b.
13.06.95	< 0,003	< 0,003	< 0,002	< 0,002	n.b.	n.b.
14.06.95	< 0,003	< 0,003	< 0,002	< 0,003	n.b.	n.b.
20.06.95	< 0,003	< 0,003	0,010	0,010	n.b.	n.b.
21.06.95	< 0,003	< 0,003	0,010	0,010	n.b.	n.b.
27.06.95	< 0,003	< 0,002	0,014	0,014	n.b.	n.b.
Min.	< 0,003	< 0,003	< 0,002	< 0,002	< 0,01	< 0,01
Max.	0,005	0,004	0,020	0,015	< 0,01	< 0,01
arithm. Mittel			0,011	0,010		
MF _{6d} * mg/Mg FS	2,0	1,6	4,0	4,0		

* MF_{6d} = mittlere Facht für die ersten 6 Tage Rotte, in mg/Mg FS (Berechnungsbasis: Meßwert 17.5.; 2,8 m³/Mg Rottematerial und Stunde)

In der vorstehenden Tabelle sind die Daten für die Schwermetallgehalte im Rohgas nach den beiden Containern aggregiert.

Die nachstehende Abbildung zeigt die Rohgas-Ergebnisse für das Schwermetall Cadmium in der Abluft von Container 1, bei welchen zu Vergleichszwecken auf einen Restsauerstoffgehalt von 11 % O₂ bezogen wurde, den Sauerstoffgehalt und die Temperatur.

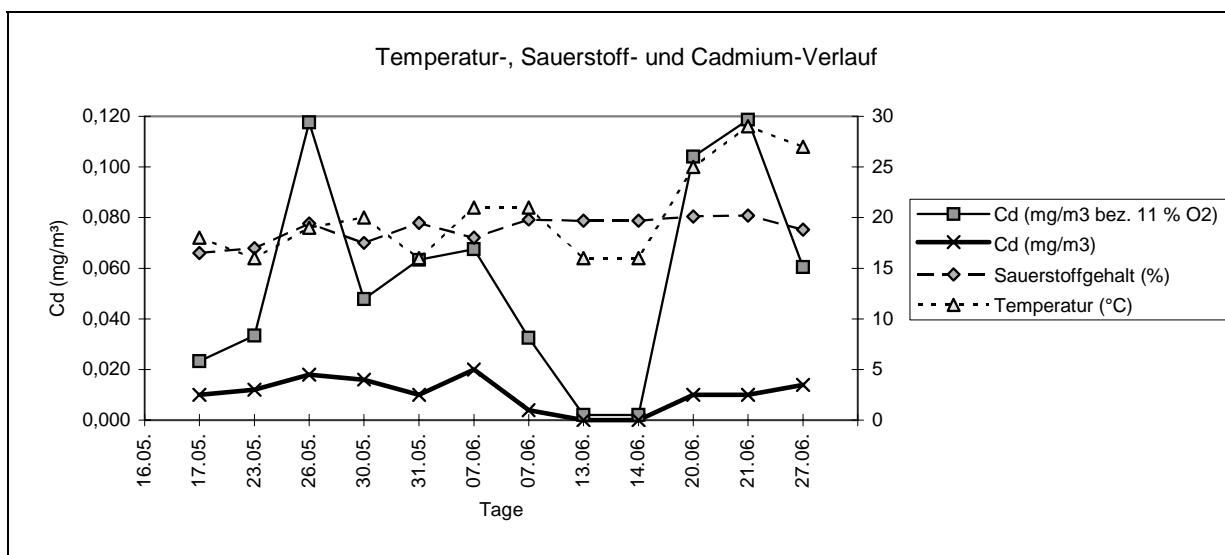


Abb. 4: Landkreis Ludwigsburg, Verlauf der Temperatur (°C) und des Cadmiumgehaltes der Abluft (µg/m³), normiert auf 11 % O₂ (78)

Auffällig sind die hohen Schwankungen, vor allem bei den auf 11 % O₂ bezogenen Daten, wobei die Konzentrationsspitzen genau mit denjenigen Rottephasen übereinstimmen, bei welchen aus betriebstechnischen Gründen kurzfristig anaerobe Zustände in den Rottecontainern auftraten (78). Man sieht aus dem Vergleich der gemessenen Cadmiumkonzentrationen mit den korrigierten Daten (11 % O₂) auch sehr deutlich, welchen bedeutenden Einfluß eine relativ kleine Erhöhung der Sauerstoffkonzentrationen bezüglich der aus der Umrechnung resultierenden Werte ausübt.

Die beiden folgenden Tabellen geben die Ergebnisse der Kurzzeitmessungen (diskontinuierlich) auf BTEX, Chlorbenzol, Chlorphenol und Vinylchlorid, sowie die daraus berechneten mittleren Frachten, wieder.

Tab. 46: Landkreis Ludwigsburg, Container 1: BTEX, Chlorbenzol, Chlorphenol und Vinylchlorid (mg/Nm³) (77)

Datum	Benzol mg/Nm ³	Toluol mg/Nm ³	Ethyl- benzol mg/Nm ³	o-Xylol mg/Nm ³	m-, p- Xylol mg/Nm ³	Chlor- benzol mg/Nm ³	Chlor- phenol mg/Nm ³	Vinyl- chlorid mg/Nm ³				
16.05.95					Rottebeginn							
17.05.95	< 0,01	0,27	1,21	2,47	4,91	< 0,03	< 1	< 0,03				
18.05.95	0,05	0,72	1,12	4,64	2,82	< 0,03	n.b.	< 0,03				
23.05.95	< 0,01	0,40	0,48	1,36	0,72	< 0,03	< 1	< 0,03				
23.05.95	< 0,01	0,99	3,03	3,03	9,72	< 0,03	n.b.	< 0,03				
26.05.95	0,04	0,12	0,30	0,33	0,90	< 0,03	< 1	< 0,03				
30.05.95	0,03	0,42	0,88	1,14	1,58	< 0,03	< 1	< 0,03				
31.05.95	0,07	1,68	3,34	3,92	9,82	< 0,03	< 1	< 0,03				
07.06.95	< 0,01	0,14	0,18	0,26	0,26	< 0,03	< 1	< 0,03				
07.06.95	0,04	0,22	0,54	0,60	1,44	< 0,03	< 1	< 0,03				
13.06.95	< 0,01	0,06	0,10	0,14	0,26	< 0,03	< 1	< 0,03				
14.06.95	< 0,01	0,16	0,14	0,36	1,00	< 0,03	< 1	< 0,03				
20.06.95	< 0,01	0,06	0,04	0,06	0,10	< 0,03	< 1	< 0,03				
21.06.95	< 0,01	0,18	0,26	0,26	0,64	< 0,03	< 1	< 0,03				
27.06.95	< 0,01	0,04	< 0,02	0,06	0,08	< 0,03	< 1	< 0,03				
Min.	< 0,01	0,04	< 0,02	0,06	0,08	< 0,03	< 1	< 0,03				
Max.	0,07	1,68	3,34	4,64	9,82	< 0,03	< 1	< 0,03				
Mittel *	0,04	0,59	1,25	4,12	3,93	< 0,03	< 1	< 0,03				
MF _{6d} **mg/Mg FS	15,1	239	504	1.660	1.580	< 12	< 400	< 12				

* Mittel = gewichteter Mittelwert für die ersten 6 Tage Intensivrotte
(Berechnung: $\frac{1}{6} \times (2,5 \times \text{Meßwert 17.5.} + 4 \times \text{Meßwert 18.5.}; \text{NWG als Maximalwert eingesetzt})$)

** MF_{6d} = mittlere Facht für die ersten 6 Tage Rotte, in mg/Mg FS

Tab. 47: Landkreis Ludwigsburg, Container 2: BTEX, Chlorbenzol, Chlorphenol und Vinylchlorid (mg/Nm³) (77)

Datum	Benzol	Toluol	Ethylbenzol	o-Xylol	m-, p-Xylol	Chlorbenzol	Chlorphenol	Vinylchlorid
	mg/Nm ³							
16.05.95	Rottebeginn							
17.05.95	< 0,01	0,56	1,96	1,98	6,08	< 0,03	0,40	1,76
18.05.95	< 0,01	0,24	0,52	1,10	1,64	< 0,03	n.b.	< 0,03
23.05.95	< 0,01	0,12	0,18	0,33	0,33	< 0,03	< 1	< 0,03
23.05.95	< 0,01	0,93	3,15	3,15	9,99	< 0,03	n.b.	< 0,03
26.05.95	< 0,01	0,27	0,72	0,78	2,04	< 0,03	< 1	< 0,03
30.05.95	< 0,01	0,14	0,28	0,30	0,48	< 0,03	< 1	< 0,03
31.05.95	< 0,01	2,36	4,78	4,72	13,7	< 0,03	< 1	< 0,03
07.06.95	< 0,01	0,24	0,40	0,84	0,38	< 0,03	< 1	< 0,03
07.06.95	< 0,01	0,50	1,66	1,78	4,48	< 0,03	< 1	< 0,03
13.06.95	< 0,01	0,22	0,40	0,44	0,78	< 0,03	< 1	< 0,03
14.06.95	< 0,01	0,28	0,78	0,68	1,94	< 0,03	< 1	< 0,03
20.06.95	< 0,01	0,08	0,10	0,16	0,24	< 0,03	< 1	< 0,03
21.06.95	< 0,01	0,26	0,48	0,48	1,20	< 0,03	< 1	< 0,03
27.06.95	< 0,01	0,26	0,48	0,48	1,20	< 0,03	< 1	< 0,03
Min.	< 0,01	0,08	0,10	0,16	0,24	< 0,03	< 1	< 0,03
Max.	< 0,01	2,36	4,78	4,72	13,7	< 0,03	0,40	1,76
Mittel *	< 0,01	0,3	1,16	1,56	3,63	< 0,03		0,75
MF _{6d} **mg/Mg FS	< 4	159	469	628	1.460	< 12		304

* Mittel = gewichteter Mittelwert für die ersten 6 Tage Intensivrotte
(Berechnung: $\frac{1}{6} \times (2,5 \times \text{Meßwert 17.5.} + 4 \times \text{Meßwert 18.5.})$; NWG als Maximalwert eingesetzt)

** MF_{6d} = mittlere Facht für die ersten 6 Tage Rotte, in mg/Mg FS

Die folgende Tabelle zeigt die Schwankungen der gemessenen Monoaromataten am Beispiel von Benzol. Es sind sowohl diskontinuierliche Messungen, welche nach VDI 3482 Blatt 1 und Blatt 4 ausgeführt wurden, und kontinuierliche Messungen, welche mittels Gaschromatographie mit FID und Komponentenanreicherung [Tenax GR] mit nachfolgender Thermodesorption bewerkstelligt wurden, ausgewertet. Um die möglichen Schwankungen zu verdeutlichen, sind exemplarisch auch Meßergebnisse im Stundentakt wiedergegeben.

Tab. 48: Landkreis Ludwigsburg: Messungen der Benzol-Konzentrationen (77)

Datum	Uhrzeit	Methode	Benzol (µg/Nm ³)	
			Container 1	Container 2
16.05.95				Rottebeginn
17.05.95		diskontinuierlich	< 10	< 10
18.05.95		diskontinuierlich	54	< 10
23.05.95		diskontinuierlich	< 10	< 10
		diskontinuierlich	< 10	< 10
26.05.95		diskontinuierlich	40	< 10
30.05.95	12:11-12:41	diskontinuierlich		< 10
	14:51-15:21	diskontinuierlich	29	
	10:30	Kontinuierlich		1
	11:30	Kontinuierlich		9
	12:30	Kontinuierlich		92
	13:30	Kontinuierlich		102
	14:30	Kontinuierlich	103	
	15:30	Kontinuierlich	307	
	16:30	Kontinuierlich	309	
	17:30	Kontinuierlich	316	
	18:30	Kontinuierlich		331
	19:30	Kontinuierlich		101
	20:30	Kontinuierlich		90
	21:30	Kontinuierlich		100
	22:30	Kontinuierlich	98	
	23:30	Kontinuierlich	380	
	Mittelwert	Kontinuierlich	252	103
31.05.95	12:18-12:41	diskontinuierlich		< 10
	13:14-13:44	diskontinuierlich	68	
	00:30	Kontinuierlich	359	
	01:30	Kontinuierlich	351	
	02:30	Kontinuierlich		260
	03:30	Kontinuierlich		109
	04:30	Kontinuierlich		122
	05:30	Kontinuierlich		117
	06:30	Kontinuierlich	111	
	07:30	Kontinuierlich	331	
	08:30	Kontinuierlich	43	
	13:30	Kontinuierlich		1.315
	15:30	Kontinuierlich	552	
	16:30	Kontinuierlich	565	
	17:30	Kontinuierlich	236	
	18:30	Kontinuierlich		515
	19:30	Kontinuierlich		218
	20:30	Kontinuierlich		647
	21:30	Kontinuierlich		370
	22:30	Kontinuierlich	894	
	23:30	Kontinuierlich	336	
	Mittelwert	Kontinuierlich	378	408
01.06.95	00:30	Kontinuierlich	198	
	01:30	Kontinuierlich	188	
	02:30	Kontinuierlich		190
	03:30	Kontinuierlich		1.231
	04:30	Kontinuierlich		708
	05:30	Kontinuierlich		819
	06:30	Kontinuierlich	879	
	07:30	Kontinuierlich	337	
	08:30	Kontinuierlich	377	
	09:30	Kontinuierlich	386	
	10:30	Kontinuierlich		166

	11:30	kontinuierlich	467
	12:30	kontinuierlich	917
	13:30	kontinuierlich	435
	14:30	kontinuierlich	719
	15:30	kontinuierlich	412
	16:30	kontinuierlich	430
	17:30	kontinuierlich	477
	18:30	kontinuierlich	433
	19:30	kontinuierlich	578
	20:30	kontinuierlich	897
	21:30	kontinuierlich	977
	22:30	kontinuierlich	931
	23:30	kontinuierlich	425
	Mittelwert	kontinuierlich	480
02.06.95	00:30	kontinuierlich	401
	01:30	kontinuierlich	433
	02:30	kontinuierlich	420
	03:30	kontinuierlich	759
	04:30	kontinuierlich	890
	05:30	kontinuierlich	758
	06:30	kontinuierlich	1.131
	07:30	kontinuierlich	406
	08:30	kontinuierlich	581
	09:30	kontinuierlich	383
	10:30	kontinuierlich	386
	11:30	kontinuierlich	338
	12:30	kontinuierlich	143
	13:30	kontinuierlich	562
	14:30	kontinuierlich	528
	15:30	kontinuierlich	510
	16:30	kontinuierlich	599
	17:30	kontinuierlich	604
	18:30	kontinuierlich	651
	19:30	Kontinuierlich	1.272
	20:30	kontinuierlich	1.014
	21:30	kontinuierlich	1.774
	22:30	kontinuierlich	1.760
	23:30	kontinuierlich	893
	Mittelwert	kontinuierlich	686
			747
03.06.95	00:30	kontinuierlich	837
	01:30	Kontinuierlich	827
	02:30	kontinuierlich	778
	03:30	Kontinuierlich	1.507
	04:30	kontinuierlich	1.624
	05:30	kontinuierlich	1.694
	06:30	kontinuierlich	1.664
	07:30	kontinuierlich	803
	08:30	kontinuierlich	804
	09:30	kontinuierlich	818
	10:30	kontinuierlich	809
	11:30	kontinuierlich	1.109
	12:30	kontinuierlich	976
	13:30	Kontinuierlich	955
	14:30	kontinuierlich	818
	15:30	kontinuierlich	535
	16:30	kontinuierlich	516
	17:30	kontinuierlich	481
	18:30	kontinuierlich	638
	19:30	kontinuierlich	947
	20:30	kontinuierlich	1.196

	21:30	kontinuierlich	1.406
	22:30	kontinuierlich	1.504
	23:30	kontinuierlich	856
	Mittelwert	kontinuierlich	872
			1.137
04.06.95	00:30	kontinuierlich	833
	01:30	kontinuierlich	866
	02:30	kontinuierlich	792
	03:30	kontinuierlich	1.200
	04:30	kontinuierlich	1.057
	05:30	kontinuierlich	1.036
	06:30	kontinuierlich	1.117
	07:30	kontinuierlich	661
	08:30	kontinuierlich	648
	09:30	kontinuierlich	569
	10:30	kontinuierlich	705
	11:30	kontinuierlich	692
	12:30	kontinuierlich	656
	13:30	kontinuierlich	614
	14:30	kontinuierlich	661
	15:30	kontinuierlich	445
	16:30	kontinuierlich	456
	17:30	kontinuierlich	434
	18:30	kontinuierlich	401
	19:30	kontinuierlich	780
	20:30	kontinuierlich	884
	21:30	kontinuierlich	996
	22:30	kontinuierlich	1.171
	23:30	kontinuierlich	602
	Mittelwert	kontinuierlich	705
			818
05.06.95	Mittelwert	kontinuierlich	608
07.06.95		diskontinuierlich	< 10
		diskontinuierlich	42
	Mittelwert	kontinuierlich	658
			1.033
08.06.95	Mittelwert	kontinuierlich	274
09.06.95	Mittelwert	kontinuierlich	292
10.06.95	Mittelwert	kontinuierlich	500
11.06.95	Mittelwert	kontinuierlich	249
13.06.95	19:42-20:12	diskontinuierlich	< 10
	Mittelwert	kontinuierlich	196
			262
14.06.95	14:23-14:53	diskontinuierlich	< 10
	Mittelwert	kontinuierlich	270
			261
15.06.95	Mittelwert	kontinuierlich	151
16.06.95	Mittelwert	kontinuierlich	100
17.06.95	Mittelwert	kontinuierlich	30
18.06.95	Mittelwert	kontinuierlich	22
19.06.95	Mittelwert	kontinuierlich	26
20.06.95		diskontinuierlich	< 10
	Mittelwert	kontinuierlich	29
			42
21.06.95		diskontinuierlich	< 10
	Mittelwert	kontinuierlich	86
			47
22.06.95	Mittelwert	kontinuierlich	170
23.06.95	Mittelwert	kontinuierlich	26
24.06.95	Mittelwert	kontinuierlich	17
25.06.95	Mittelwert	kontinuierlich	12
26.06.95	Mittelwert	kontinuierlich	14
27.06.95		diskontinuierlich	< 10
	Mittelwert	kontinuierlich	41
			32
28.06.95	Mittelwert	kontinuierlich	11
			14

diskontinuierlich nach VDI 3482 Blatt 1 u. Blatt 2; Adsorption an Aktivkohle, Desorption mit CS_2 , Gaschromatographie mit FID
 kontinuierlich Gaschromatographie mit FID u. Komponentenanreicherung [Tenax GR] mit nachfolgender Thermodesorption

Man erkennt an diesen Daten recht eindrucksvoll, mit welchen Konzentrationsschwankungen zu rechnen ist. Dabei ist zu beachten, daß die Werte in dieser Tabelle an einer homogenen Abfallcharge unter stabilen Rottebedingungen und gleichbleibender Durchlüftungsrate erhalten wurden. Auffällig sind auch die Diskrepanzen zwischen diskontinuierlichen und kontinuierlichen Messungen, welche nur auf methodische Probleme zurückzuführen sein können. An diesem Beispiel zeigt sich, daß die Probleme der Probenahme und analytischen Bestimmung für verschiedene Parameter der MBA-Abluft noch nicht geklärt sind.

In der nachstehenden Tabelle sind die Ergebnisse der Messungen bezüglich der organischen Spurenstoffe zusammengestellt.

Tab. 49: Landkreis Ludwigsburg: PAK, PCB und PCDD/PCDF (mg/Nm³) (77)

Datum	PAK nach EPA 610 (16 PAK)		PCB nach DIN 51527 Σ PCB (DIN • 5)		PCDD/PCDF nach I-TEF	
	µg/Nm ³	µg/Nm ³	ng/Nm ³	ng/Nm ³	ngTE/Nm ³	ngTE/Nm ³
	Container 1	Container 2	Container 1	Container 2	Container 1	Container 2
16.05.95	Rottebeginn					
17.05.95	86	60	251	151	0,0111	0,0053
23.05.95	154	195	98	158		
26.05.95	44	120	176	125		
30.05.95	50	24	314	224	0,0014	0,0014
31.05.95	216	113	108	101		
07.06.95	63	22	107	109		
	29	92	125	102		
13.06.95	64	23	143	170		
14.06.95	25	28	101	72		
20.06.95	9,4	78	128	118		
21.06.95	24	62	292	161		
27.06.95	11	17	250	192		
Min.	9,4	17	98	72	0,0014	0,0014
Max.	216	195	314	224	0,0111	0,0053

3.3.5.3 Diskussion

Die Abluftmenge, die beim Versuch in Ludwigsburg verwendet wurde, liegt mit 2,8 m³ je Mg und Stunde zwar deutlich über den Freiburger Werten, verglichen mit den beispielsweise 21 m³/Mg • h beim Trockenstabilatverfahren muß die Luftwechselrate des Ludwigsburger Versuchs als eher niedrig angesehen werden.

Diese niedrige Luftwechselrate müßte erwartungsgemäß zu höheren Konzentrationen führen, was aber nicht der Fall war. Vielmehr scheint sich bei der skizzierten Luftführung die Verlagerung der Xenobiotika in die Luft über einen deutlich längeren Zeitraum abzuspielen. Für die untersuchten organischen Einzelstoffe ist somit kein ausgeprägtes Emissionsmaximum zu Beginn der Rotte zu erkennen.

Insofern sich diese Interpretation der Daten durch weitere Untersuchungen bestätigen würde, hätte das beachtliche Auswirkungen auf die Bewertung des Emissionsproblems, zumindestens für einzelne Techniken, die mit geringen Luftüberschlußmengen arbeiten.

Die Ergebnisse aus dem Versuch in Ludwigsburg sind auch noch aus einem weiteren Grund von Bedeutung: Vinylchlorid tritt zu Beginn der Rotte in meßbarer Konzentration auf. Dies ist möglicherweise auf die konzentrierte Form der Rotteabluft zurückzuführen, die die Nachweisgrenze indirekt gesenkt hat. Es wäre aber auch denkbar, daß VC und andere stark flüchtige Xenobiotika in den herkömmlichen Messungen in dem Zeitraum emittiert wurden, in dem keine Probenahme stattfand (während der ersten 24 Stunden).

Das Entstehen bzw. Auftreten von VC in der MBA-Abluft ist nicht unplausibel, da auch im Deponegas bis zu 10 ppm (25 mg/m³) beobachtet worden sind (79). Allerdings konnte dieser Befund noch in keiner anderen Untersuchung bestätigt werden, so daß man den Ludwigsburger Meßwert auch nicht zu hoch bewerten darf.

Das Zusammentreffen von anaeroben Verhältnissen und Konzentrationsspitzen für Cadmium kann als Hinweis gewertet werden, daß metallorganische Verbindungen entstanden sind.

Die Emissionen an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) werden fast ausschließlich durch Naphthalin und Fluoren bestimmt.

Als Resumee ist zu ziehen:

- Die hohe Schwankungsbreite der Einzelstoffe im Rohgas ist als Faktum zu betrachten.
- Die Verlagerung in den Luftpfaß muß noch enger als bisher mit der Lüftungsrate in Beziehung gebracht werden.
- VC ist als relevanter Einzelstoff in die weiteren Überlegungen einzubeziehen.
- Die Ludwigsburger Versuchsserie ist verwendbar für die Durchführung von Emissionsprognosen. Es werden daher mittlere Frachten abgeschätzt.
- Dem möglichen Zusammenhang zwischen hohen Schwermetallemissionen und dem Einsatz von Klärschlamm ist weiter Aufmerksamkeit zu widmen.

3.3.6 Forschungsverbundvorhaben des Bundes (BMBF)

Wie bereits oben dargestellt, wird gegenwärtig in Deutschland ein Forschungsverbundvorhaben durchgeführt. Die Liste der Einzelprojekte ist in Tab. 1 dargestellt.

Im folgenden wird der aktuelle Stand der Einzelvorhaben, die sich mit Emissionsfragen beschäftigen, skizziert. Hierbei wurde auf die bis dato veröffentlichten Daten und Berichte zurückgegriffen. Die jeweiligen Projektgruppen werden bis 1998/99 ihre Arbeiten abschließen und veröffentlichen.

3.3.6.1 Einzelvorhaben IGW an der MBA Quarzbichl

Im Jahr 1996 wurden von der IGW an der MBA Quarzbichl Emissionsmessungen durchgeführt. Abb. 5 zeigt das Verfahrensfließbild der Anlage.

3.3.6.1.1 Versuchsaufbau

Die biologische Behandlung wurde in einer Rottebox durchgeführt. Ausgangsmaterial waren die aufbereiteten Abfälle der MBA Quarzbichl, und zwar der Siebdurchgang < 40 mm. Die Rotte fand über 24 Tage statt. Das Material wurde dreimal umgesetzt.

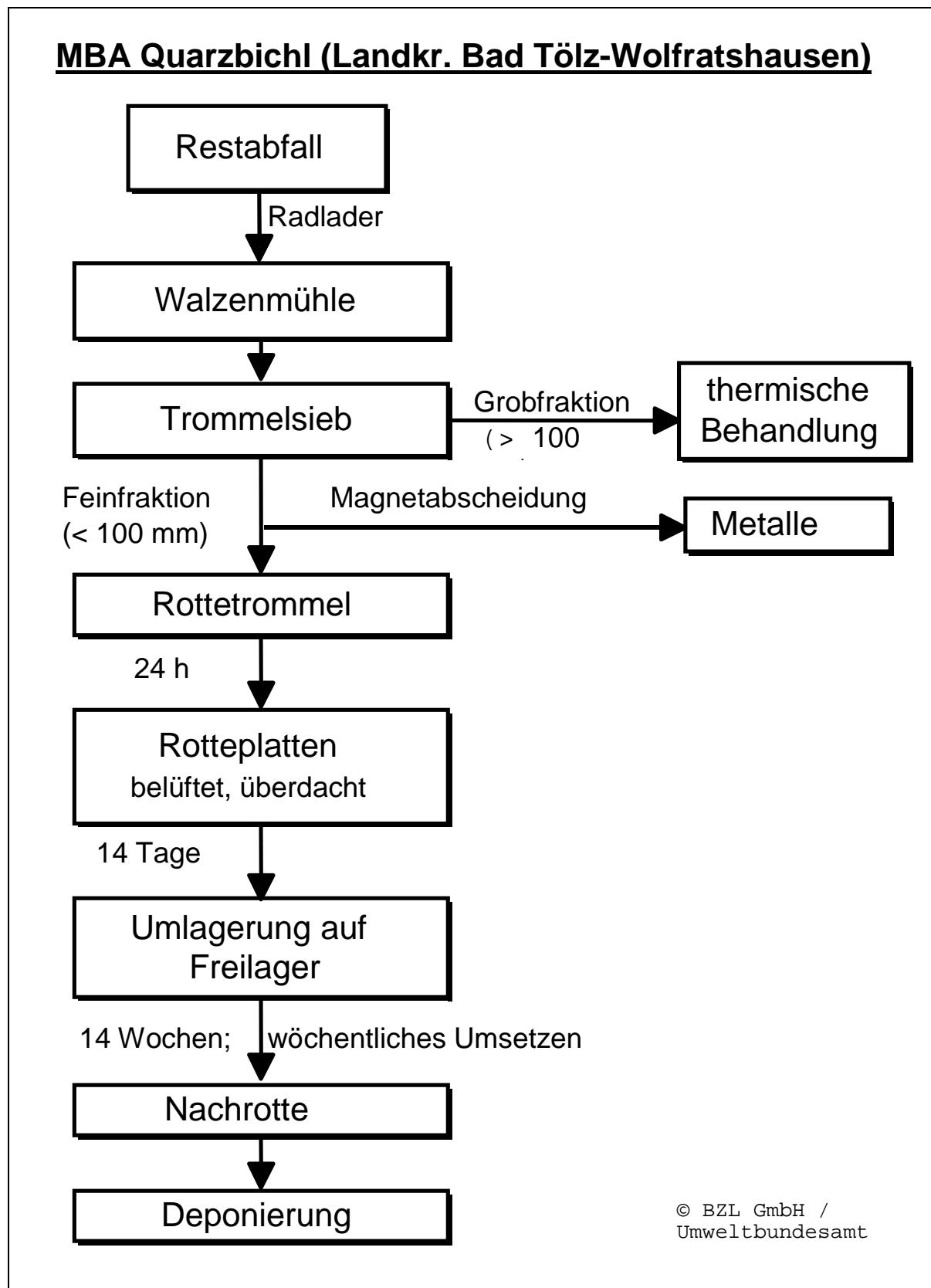


Abb. 5: MBA Quarzbichl: Verfahrensfließbild

3.3.6.1.2 Ergebnisse

Abb. 6 zeigt die erhaltenen Versuchsergebnisse.

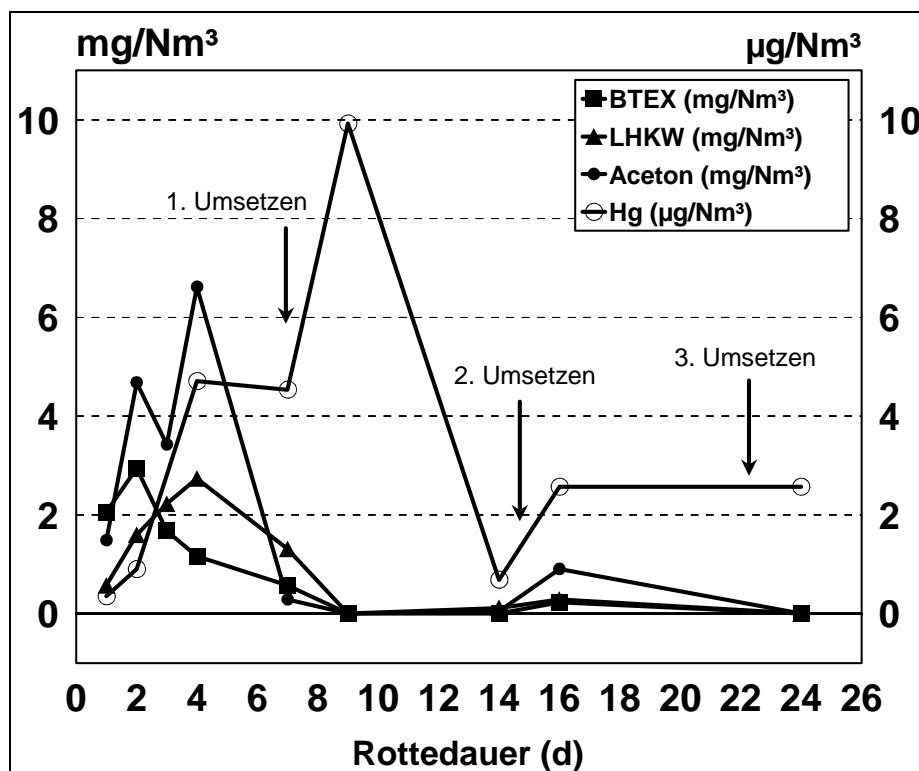
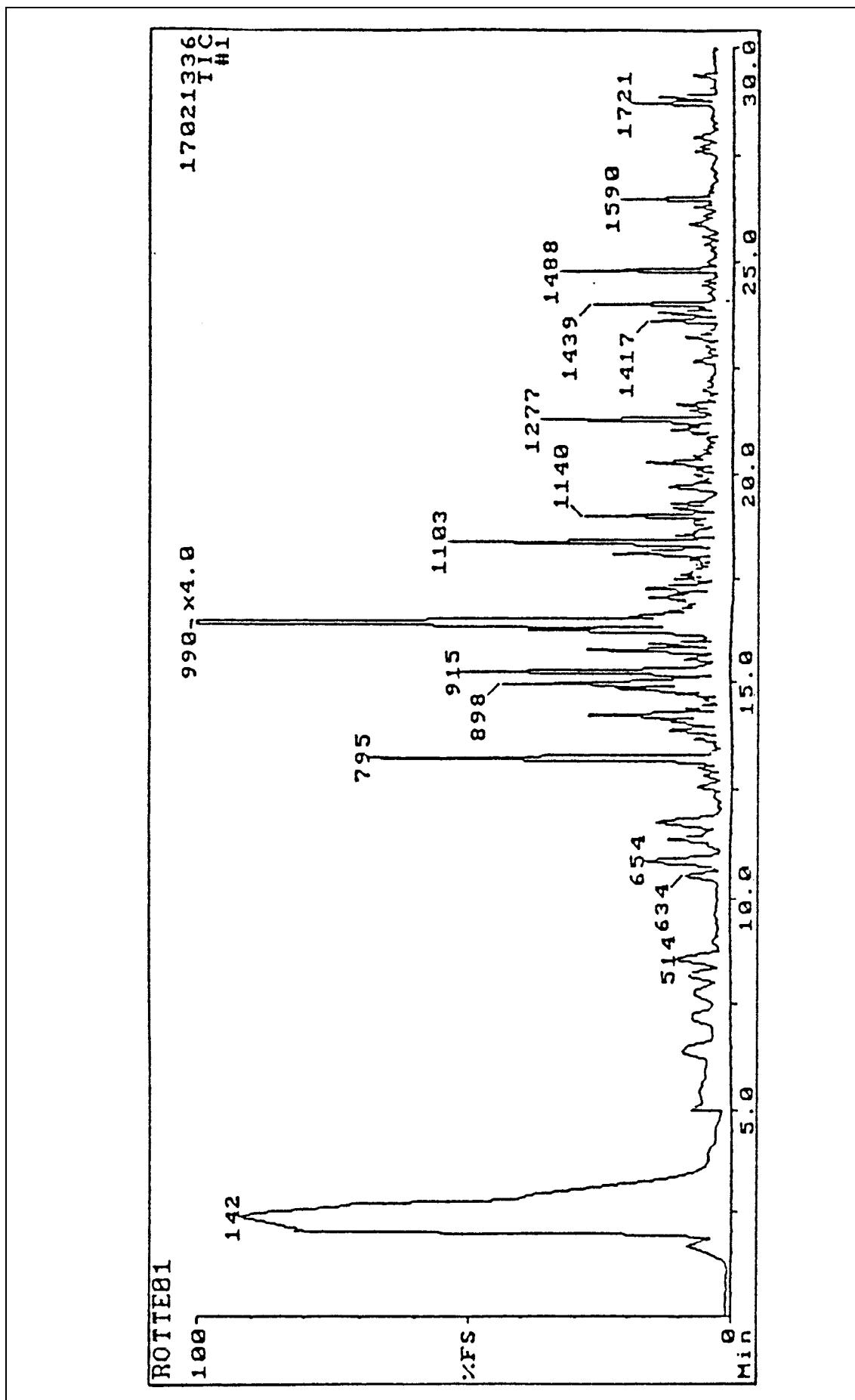


Abb. 6: MBA Quarzbichl: Abluftkonzentrationen (Rohgas) bei der aeroben Behandlung von Restabfällen (Roco 4) (nach (80))

Für die eingesetzten Abluftvolumina wird unterstellt, daß sie in den bekannten Größenordnungen zum ordnungsgemäßen Betrieb der aeroben Rotte im Rottecontainer liegen ($20 \text{ m}^3/\text{Mg} \cdot \text{h}$).

3.3.6.1.3 Diskussion

Für Quecksilber zeigen sich die auch aus vorangegangenen Versuchen bekannten Konzentrationsbereiche (1 - 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Für die organischen Einzelstoffe, insbesondere für die BTEX, werden relativ niedrige Konzentrationen gemessen. Diese Befunde lassen sich aufgrund des verwendeten Ausgangsmaterials erklären. Das Ausgangsmaterial für den Rotteversuch wurde der MBA an einer Stelle entnommen, an der es bereits einen 20- bis 30-stündigen Durchgang durch eine Rottetrommel hinter sich hatte. In der Rottetrommel kommt es in erheblichem Umfang zur Ausgasung. Die folgende halbquantitative schematische Darstellung eines Chromatogramms einer Beprobung der Abluft aus dieser Rottetrommel belegt diese Einschätzung.



Die Werte der Abb. 7 sind daher nur geeignet, um das verbleibende Emissionspotential der Freilandrotte (überdacht) der MBA Quarzbichl abzuschätzen. Eine Verwendung für grund-sätzliche Emissionsprognosen der MBA ist angreifbar.

Dies belegt auch die folgende Frachtenberechnung von Cuhls, der für die Stoffgruppe der BTEX die Werte aus Quarzbichl denen anderer Versuche (s.o. und s. u.) gegenüberstellt.

Tab. 50: Vergleich der Abluftausträge von BTEX im Rohgas bei der Rotte von Restmüll in Behälter-versuchen (1. Woche) (81); MK = Meßkampagne

Verbindung	HERHOF 1995			V. HOERNER (1995) Behälterrotte	ISAH 11/95 ML-Container Quarzbichl ¹
	Box Typ II Aßlar, MK1	Box Typ II Aßlar, MK2	Box Typ II Aßlar, MK3		
	mg/Mg TS	mg/Mg TS	mg/Mg TS		
Benzol	30	160	190	280	20
Toluol	370	4.300	2.300	2.600	210
Ethylbenzol	1.100	4.000	2.600	7.900	250
Σ Xyole	510	9.600	9.800	32.000	620
Σ BTEX	2.010	18.060	14.890	42.780	1.100

1 ohne Abluftfracht aus der vorgesetzten Rottetrommel

Die Untersuchung in Quarzbichl lenkt auf einen grundsätzlichen Aspekt im Rahmen unserer Defizitanalyse. Insofern es tatsächlich zutreffend sein sollte, daß die Emissionen in dem beobachteten Ausmaß bereits direkt nach Beginn der Rotteblüftung einsetzen, muß der Qualifizierung des Inputs ein höherer Stellenwert beigemessen werden, als dies bisher der Fall ist.

Restmüll wird in großtechnischem Maßstab direkt angeliefert und in der Regel unmittelbar verarbeitet. In dieser Form wären daher auch die Versuche durchzuführen, auf die man sich für Emissionsprognosen stützen sollte. Im Kern bedeutet dies, daß als methodische Voraussetzung die unmittelbare Verarbeitung nach Anlieferung und die anschließende unverzügliche Befüllung der Rotte und Starten derselben erfolgen muß. Dies ist wiederum nur möglich, wenn Aufbereitung und biologische Behandlung am gleichen Standort erfolgen können.

Verbleibt zu resumieren:

- Eine Verwendung der Daten aus dem Versuch Quarzbichl für die Durchführung einer Emissionsprognose der MBA kann nicht empfohlen werden.
- Auch für andere Emissionsdaten scheint eine stärkere Qualifizierung des Inputmaterials Restabfall erforderlich.

3.3.6.2 Einzelvorhaben der THD (jetzt TUD)/ITU an der Pilotanlage Wittstock

Im Rahmen eines vom Land Brandenburg finanzierten Modellvorhabens zur Mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung wurde 1993 eine Pilotanlage errichtet. Der Aufbau der Anlage geht aus dem folgenden Schema hervor.

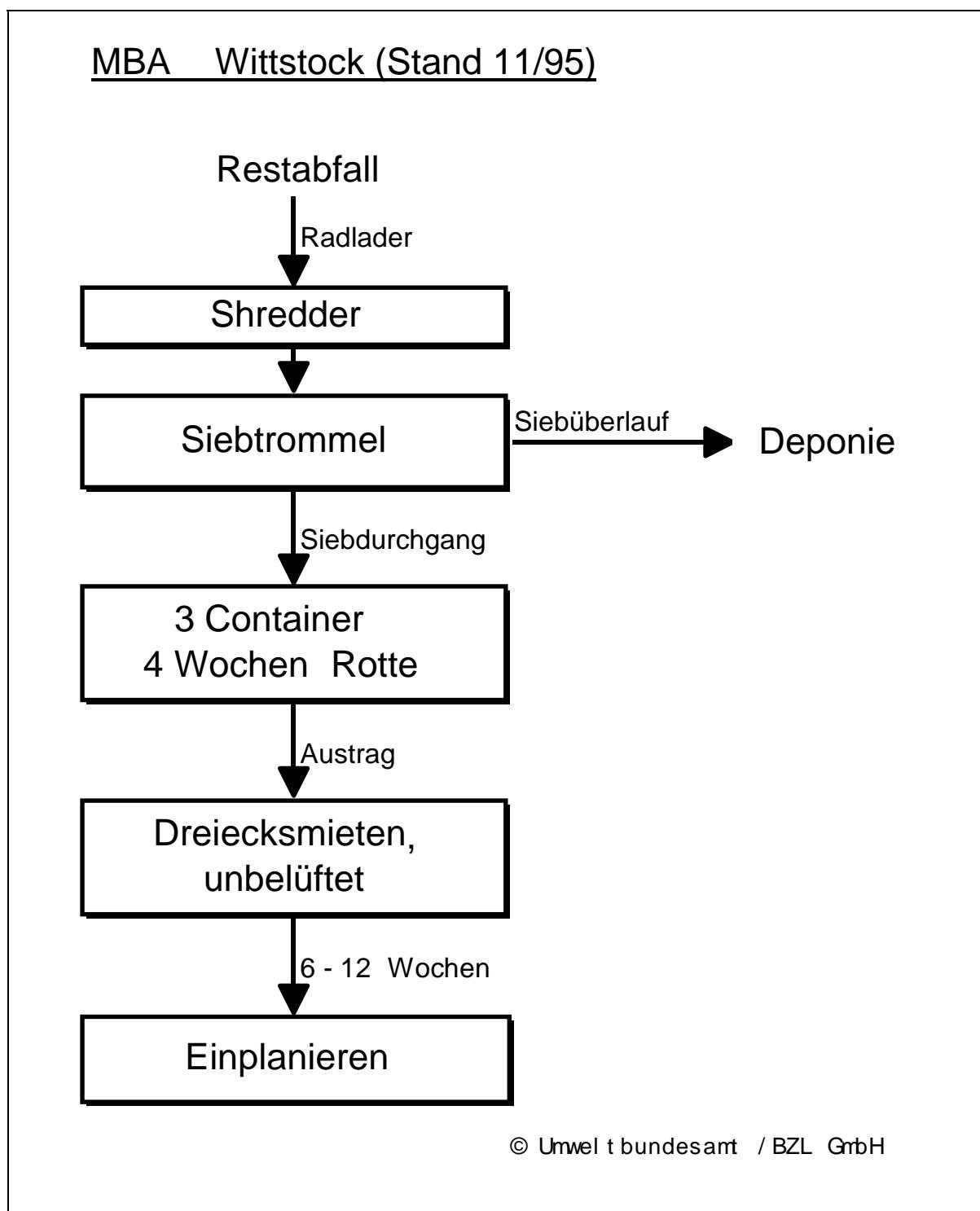


Abb. 8: MBA Wittstock (Pilotanlage)

3.3.6.2.1 Aufbau der Untersuchung

Diese Pilotanlage ist als geschlossene Intensivrotte zu betreiben. Die Rottecontainer sind den HerHof-Boxen vergleichbar (ML-Container), Luftführung und Bewässerung können exakt gesteuert werden. Die Luftwechselraten können über einen weiten Bereich verändert werden. Es ist möglich, den Feuchtegehalt durch Wasserzugabe oder durch Kondensation aus der Abluft einzustellen. Daher eignete sich die vorhandene Anlage sehr gut für eine kontrollierte Emissionsmessung.

Die Anlage Wittstock wurde im Rahmen des Verbundvorhabens für eine entsprechende Messung eingesetzt. Die Untersuchung fand im Juni 1996 statt. Als Input wurde üblicher Hausmüll der Region (Brandenburg, ländlich) ohne nähere Spezifikation verwendet.

Untersucht wurde der Rotteverlauf innerhalb der ersten 14 Tage. Die Luftführung erfolgte nicht im Kreis. Vielmehr wurde durch Anpassung der Regelparameter sichergestellt, daß die Belüftungsrichtung immer die gleiche Orientierung (von unten nach oben) über die genannte jeweilige Meßperiode hatte (82). Die Abluftmengen wurden im Bereich 10 - 25 m³/Mg • h eingestellt, was als vergleichsweise hohe Luftwechselrate anzusehen ist.

3.3.6.2.2 Ergebnisse

Die nächste Tabelle zeigt die erhaltenen Untersuchungsergebnisse. Folgende Substanzen lagen jeweils unterhalb der Nachweisgrenze und sind daher in der Tabelle nicht aufgeführt:

Anorganik:	HF (< 0,01 mg/m ³)
Schwermetalle:	Thallium (< 2 µg/m ³)
Kohlenwasserstoffe:	i-Butylacetat, tert. Butylacetat, 1-Butylmethylketon (je < 10 µg/m ³)
CKW:	Tetrachlormethan, Trichlormethan (Chloroform), 1,1,1-Trichlorethan (je < 4 µg/m ³), trans-1,2-Dichlorethen, cis-1,2-Dichlorethen, Vinylchlorid (je < 10 µg/m ³)
FCKW:	R12, R 21, R113, R114 (je < 10 µg/m ³)

Tab. 51: Ablutemission eines Rotteversuches über 6 Tage an der MBA Wittstock, berechnet nach (83)

Parameter	Einheit	Max.	Min.	Mittel _{144h} *	Fracht _{144h} **
NH ₃	mg/Nm ³	119	23,9	82,1	287 g/Mg FS
SO ₂	mg/Nm ³	0,55	0,24	0,41	1,44 g/Mg FS
N ₂ O	mg/Nm ³	2,0	< 0,03	< 0,32	< 1,12 g/Mg FS
HCl	mg/Nm ³	0,56	0,37	0,49	1,72 g/Mg FS
AOX	mg/Nm ³	0,78	0,013	0,55	1,9 g/Mg FS
Schwermetalle					
Cd	mg/Nm ³	0,010	< 0,0001	< 0,002	< 7 mg/Mg FS
Hg	mg/Nm ³	0,004	0,0008	0,0012	4 mg/Mg FS
FCKW					
R11	mg/Nm ³	2,73	0,09	1,48	5,18 g/Mg FS
Ether					
Tetrahydrofuran	mg/Nm ³	0,93	< 0,01	0,48	1,68 g/Mg FS
Acetate					
n-Butylacetat	mg/Nm ³	0,71	< 0,01	0,44	1,54 g/Mg FS
Ethylacetat	mg/Nm ³	100	< 0,01	51,33	180 g/Mg FS
Aromaten					
Benzol	mg/Nm ³	0,58	0,017	0,34	1,19 g/Mg FS
Toluol	mg/Nm ³	6,9	0,10	3,88	13,6 g/Mg FS
Ethylbenzol	mg/Nm ³	25,3	0,09	13,9	48,7 g/Mg FS
m-, p-Xylol	mg/Nm ³	46	0,18	25,5	89,4 g/Mg FS
o-Xylol	mg/Nm ³	13,5	0,06	7,72	27 g/Mg FS
Styrol	mg/Nm ³	0,52	0,01	0,34	1,19 g/Mg FS
Ketone					
Aceton	mg/Nm ³	117	0,27	62,3	218 g/Mg FS
Butanon-2	mg/Nm ³	42	0,25	24,1	84,2 g/Mg FS
aliphatische CKW					
Dichlormethan	mg/Nm ³	0,34	< 0,004	0,18	630 mg/Mg FS
Tetrachlorethen	mg/Nm ³	0,92	0,005	0,50	1,75 g/Mg FS
Trichlorethen	mg/Nm ³	0,09	< 0,004	0,048	168 mg/Mg FS
Chloraromaten					
Monochlorbenzol	µg/Nm ³	11.300	90	6.550	22,9 g/Mg FS
Σ Chlorbenzole (Cl ₃ -Cl ₆)	µg/Nm ³	7	1,1	1,27	4,45 mg/Mg FS
Σ Chlorphenole	µg/Nm ³	0,1	0,005	0,04	140 µg/Mg FS
Σ PCDD/F	pg/Nm ³	98	62	104	364 ng/Mg FS
PCDD/F (TE BGA)	pg/Nm ³	1	0,71	1,19	4,2 ng/Mg FS
PCDD/F (I-TEF)	pg/Nm ³	0,2	0,1	0,21	735 pg/Mg FS
Σ PCB (DIN)	µg/Nm ³	0,3	0,02	0,044	154 µg/Mg FS
Σ HCH	µg/Nm ³	7	2,36	4,6	16,1 mg/Mg FS
Σ DDX	µg/Nm ³	0,5	0,03	0,18	630 µg/Mg FS
PAK					
Σ PAK (TVO)	µg/Nm ³	11	1,98	2,9	10,2 mg/Mg FS
Σ PAK (EPA)	µg/Nm ³	77	7,23	43,3	152 mg/Mg FS
Gesamt				~ 990	g/Mg FS

* Mittel_{144h} = gewichteter Mittelwert für 6 Tage Intensivrotte; Berechnung: $(1,5 \times 1. \text{ Meßwert} \times ^{19}/_{144}) + (1. \text{ Meßwert} \times ^{45}/_{144}) + (2. \text{ Meßwert} \times ^{80}/_{144})$; Berechnung des Mittelwertes mit ganzer NWG

** Fracht_{144h} = Fracht der Intensivrotte über 6 Tage

Zwar wurde auch im Fall der Wittstock-Messungen erst 19 bzw. 20 Stunden nach Versuchsbeginn die erste Messung durchgeführt, so daß nicht bekannt ist, wie die exakten Emissionsverläufe zu Beginn der Rotte sind. Für die Frachtberechnung wird daher mit einer erhöhten Abschätzung für diesen Zeitraum gearbeitet.

Eine genaue Analyse der Emissionen nach den Frachtverläufen zeigt:

- Die sehr stark flüchtigen Verbindungen (Bp. bis 25 °C), sofern sie im Restabfall enthalten waren, erreichen die Biologie gar nicht und fallen daher frachtmäßig nicht ins Gewicht; mit einer Ausnahme, nämlich R11.
- Für die Gruppe der stark flüchtigen Xenobiotika (Bp. > 25° - 80 °C) besteht auch von der Fracht her betrachtet ein ausgesprochenes Emissionsmaximum in der ersten Rottephase, wobei sich hier als Leitsubstanz Aceton erwiesen hat. Für die stark flüchtigen Xenobiotika kann das eigentliche Emissionsmaximum aber bereits im Zeitraum vor der ersten Messung gelegen sein. Als Besonderheit erweist sich in dieser Gruppe Butanon-2 (= Methyläthylketon, Bp. 80 °C), das einen hohen Einzelbeitrag zur organischen Emissionsfracht leistet, sein Maximum jedoch nicht bei der ersten Messung nach 20 Stunden (1,43 mg/Nm³), sondern erst 45 Stunden später (42 mg/Nm³) erreicht.
- In der Gruppe der flüchtigen Xenobiotika (Bp. > 80 - 250 °C) weisen Ethylacetat und die BTEX-Aromaten hohe Emissionsraten (> 30 %) in den ersten Stunden auf, ebenso Monochlorbenzol, die Kohlenwasserstoffe n-Butylacetat und Tetrahydrofuran sowie die CKW Tetrachlorethen und Dichlormethan. Auch hier gilt der Einwand des (zu) späten Zeitpunkts der ersten Messung (19 bzw. 20 h nach Versuchsbeginn).

Tab. 52: MBA Wittstock: Frachtrelevante organische Stoffe mit hoher Emission in der ersten Rottephase

Parameter	Bp. (°C)	„ % in 20 h“
hohe Frachten:		
Ethylacetat	144	97,1 %
Aceton	56	72,9 %
Ethylbenzol	136,3	62,9 %
m-, p-Xylool	138	60,0 %
o-Xylool	144	52,7 %
Toluol	111	48,9 %
Monochlorbenzol	132,2	47,0 %
R11	23,7	37,3 %
mittlere Frachten:		
Tetrahydrofuran	66	87,5 %
Dichlormethan	40	72,0 %
Tetrachlorethen	121	60,2 %
n-Butylacetat	183	42,3 %
Benzol	80	35,3 %

Diese Einschätzung wird auch durch eine detaillierte Analyse der Meßwerte unterstrichen. In der Regel stellt für die stark flüchtigen und flüchtigen Xenobiotika der erste Meßwert nach 20 h den höchsten Wert (Konzentration) dar (Ausnahme: Butanon-2).

Hiervon sind die Einzelstoffe bzw. Stoffgruppen zu unterscheiden, die kein ausgeprägtes Emissionsmaximum, sondern eine eher gleichbleibende Emissionshöhe aufweisen, wie z. B. die PCB. Die folgende Abbildung zeigt die Kurvenverläufe dieser Stoffe/Stoffgruppen.

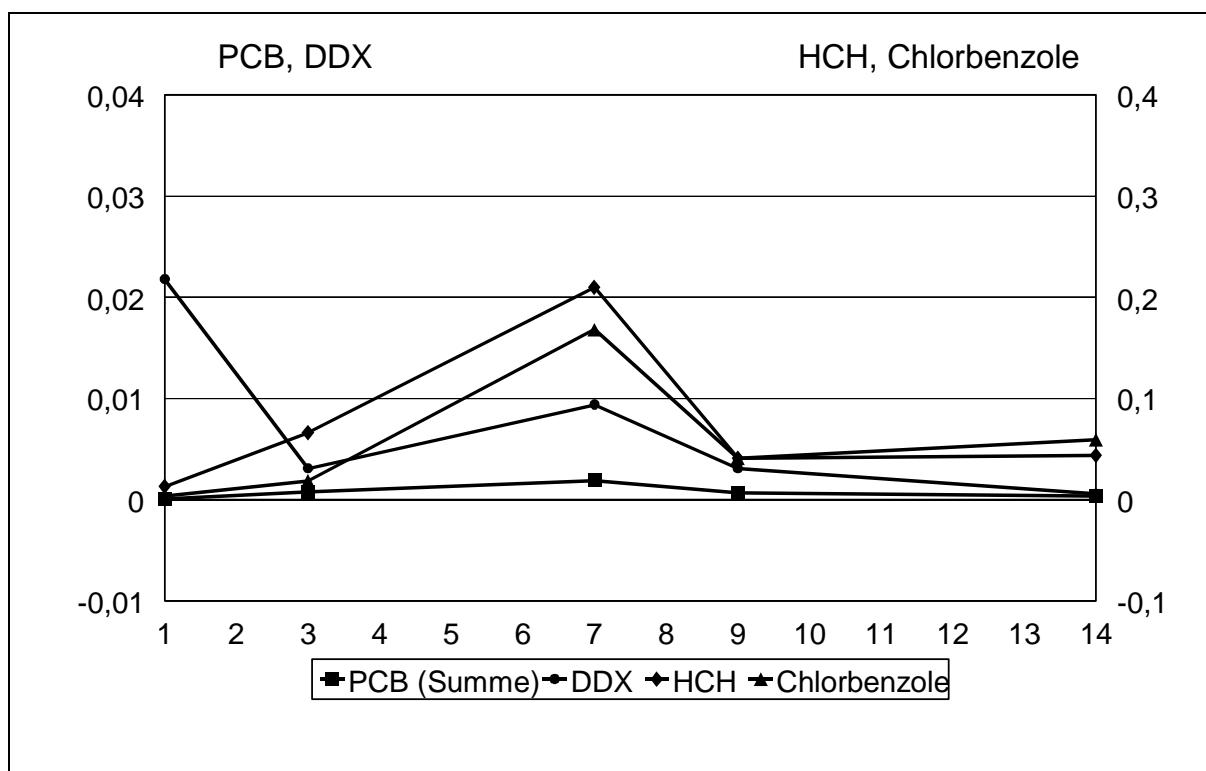


Abb. 9: MBA Wittstock: Emissionsverlauf verschiedener organischer Substanzen (Fracht absolut in Gramm)

3.3.6.2.3 Diskussion

Die Messungen an der Pilotanlage Wittstock relativieren die Einschätzung, daß die Emissionen von Xenobiotika auf die Stoffverlagerung in den ersten Stunden und Tagen der Rotte begrenzt sind. Stoffe mit einem niedrigen Flüchtigkeitsgrad, die im Restabfall in hinreichenden Mengen enthalten sind, weisen im Verlauf der Rotte mehr oder weniger gleichbleibende Emissionskonzentrationen und -frachten auf. Dieses Verhalten findet auf relativ niedrigem Konzentrationsniveau statt.

Die obigen Messungen zeigen weiter, daß zusätzlich Einzelstoffe in relevanten Konzentrationen auftreten können. Bemerkenswert ist hier die in der Heißrottephase gemessene Monochlorbenzol-Konzentration von 11,3 mg/m³.

Der AOX-Wert (organische Halogenverbindungen) liegt zu Beginn der Rotte bei 0,8 mg/m³. Da dieser Wert auf Chlor berechnet wird, ist für die Chlororganik insgesamt mit Maximalwerten im Bereich von mehreren mg/m³ zu rechnen. In Anbetracht der relativ hohen Meßergebnisse für Monochlorbenzol, müßte der AOX-Wert deutlich über 1 mg/m³ liegen.

Auffällig ist weiterhin die relativ hohe Emissionskonzentration für Ammoniak (NH₃). Auch dieses Ergebnis verdient für zukünftige Untersuchungen weitere Beachtung, wobei insbesondere die Frage, in welchem Umfang eine Reduzierung durch Abluftreinigung erfolgt, von Belang ist.

Von der Frachtseite wird bestätigt, daß für technische Anlagen im Bereich von 10 Mg/h an Rottematerial im Rohgas die relevanten Frachtgrenzen für die TA-Luft Klassen I - III (3 kg/h) großenordnungsmäßig erreicht bzw. überschritten werden.

Diese immissionsschutzrechtliche Betrachtung ist gegenwärtig nur begrenzt möglich, weil der Untersuchungsumfang auch der Wittstock-Messung immer noch eine nur kleine Auswahl gegenüber den nach TA Luft relevanten Stoffen darstellt (s. u.).

Die angelieferten Restabfälle konnten unverzüglich aufbereitet werden. Die mechanische Aufbereitung und die biologische Behandlung konnten an Ort und Stelle durchgeführt werden.

Als Resumee bleibt festzuhalten:

- Die Emissionskonzentrationen und -frachten für die Gruppe der stark flüchtigen und flüchtigen Abfallkomponenten wird bestätigt.
- Es ist zwischen Stoffen mit ausgeprägter Spitzenkonzentration zu Beginn der Rotte und Stoffen mit konstantem Emissionsniveau zu unterscheiden.
- Die Gruppe der Chlororganika spielt in der Abluft von MBA eine beachtenswerte Rolle.
- Rohgasseitig werden die regelungsrelevanten Frachtgrenzen der TA Luft, die eine Konzentrationsbetrachtung erforderlich machen, für mittelgroße Anlagen erreicht.
- Die Probenahmeintervalle zu Beginn der Versuche sind noch kürzer zu fassen.
- Die Untersuchung ist für die Durchführung von Emissionsprognosen geeignet und kann hierfür herangezogen werden.

3.3.6.3 Einzelvorhaben Prof. Collins (aerob/anaerob) im halbtechnischem Maßstab

Das F + E-Vorhaben des Arbeitskreises Collins hat nur am Rande mit der Frage des Emissionsverhaltens der MBA zu tun. Es ist mit einer anderen Zielrichtung konzipiert.

3.3.6.3.1 Aufbau der Versuche

In halbtechnischen Lysimetern wird das Abbauverhalten untersucht, wenn die Millieubedingungen alternierend aerob bzw. anaerob eingestellt werden. Ziel dieser Fahrweise der biologischen Stufe einer MBA ist es, das Schadstoffproblem in der Abluft nicht durch Filtertechnik, sondern durch biologischen Abbau im Rottekörper zu lösen.

Im Erfolgsfall würden sich Anknüpfungspunkte für eine optimierte Freilandrotte ergeben, die aerobe und anaerobe Zonen aufweist.

Um den Abbau der abluftrelevanten Schadstoffe zu zeigen, werden den Lysimetern die genannten Stoffe (insbesondere Chlororganika) zudosiert und die Abluft auf die bekannten Metabolite analysiert.

3.3.6.3.2 Ergebnisse

Die Untersuchungen sind noch nicht abgeschlossen. Bisher veröffentlichte Werte zeigen die prinzipielle Möglichkeit des Abbaus einzelner chlororganischer Xenobiotika.

So konnte Trichlorethen als Abbauprodukt des dotierten Tetrachlorethens festgestellt werden. Ein weiteres Beispiel ist das Auftreten von Pentachlorphenol nach Dotierung des Abfalls mit Hexachlorbenzol.

3.3.6.3.3 Diskussion

Die bisherigen Ergebnisse zeigen eine sehr niedrige Abbaurate. Allerdings stehen noch viele Einzelwerte aus. Eine endgültige Bewertung kann erst nach Vorliegen dieser Ergebnisse erfolgen.

3.3.6.4 Einzelvorhaben Prof. Doedens, Screening an verschiedenen großtechnischen Anlagen

Die Untersuchungen des Arbeitskreises Doedens konzentrieren sich auf Emissionsmessungen an existierenden großtechnischen Anlagen.

3.3.6.4.1 Ergebnisse

Die folgende Tabelle zeigt Rohgas-Meßwerte für Schwermetalle an der MBA Quarzbichl.

Tab. 53: Rohgas-Meßwerte (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) für Schwermetalle an der MBA Quarzbichl (84)

Parameter	Mechanische Aufbereitung	Rottetrommel	Heißrotte	Heißrotte	Heißrotte
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Sb	< 0,1	< 0,1	1,3	1,0	< 0,1
As	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
Pb	4,3	2,2	16,2	31,4	11,6
Cd	3,6	2,5	0,7	0,9	0,5
Cr	24,3	9,2	13,7	11,0	3,8
Co	< 0,1	< 0,1	0,6	4,1	0,8
Cu	11,8	19,4	22,5	26,0	15,0
Mn	45,3	17,6	53,8	36,8	39,7
Ni	7,6	3,2	3,9	4,2	2,4
Hg	0,29	1,96	0,57	0,70	0,60
Se	< 0,7	3,5	6,9	618	5,5
Tl	< 0,1	< 0,1	< 0,1	58,9	< 0,1
V	< 0,1	< 0,1	2,1	6,0	1,9
Sn	3,4	4,4	35,5	84,3	5,1

Weiter wurden 1995/96 Screeninguntersuchungen mit dem Ziel begonnen, einen möglichst vollständigen Überblick über das Stoffinventar der MBA-Rohabluft zu erhalten. Basis für alle weiteren Überlegungen war die folgende Stoffliste, die in mindestens einer von vier untersuchten MBA bzw. biologischen Behandlungsversuchen sicher nachgewiesen wurde, wobei die Nachweisgrenzen nicht bis auf den unteren Nanogramm-Bereich hinunter gingen.

Tab. 54: ISAH: Im Rahmen von 4 Abluftscreening-Untersuchungen (drei Aerobversuche mit Intensiv- und Nachrotte, eine Anaerobanlage) nachgewiesene Organika (68)

Alkane		
1,1-Dimethylcyclopantan	4-Methylnonan	n-Dodekan
1,3-Dimethylcyclohexan	5 verzweigte Alkane	n-Heptan
1,4-Dimethylcyclohexan	5-Methylundekan	n-Hexan
10 verzweigte Alkane	6 Alkylcyclohexane	n-Nonan
11 verzweigte Alkane	Butylcyclohexan	n-Pentadekan
2 verzweigte Oktane	2 C ₃ -Cyclohexan	n-Pentan
2 verzweigte Undekane	C ₄ -Cyclohexan	n-Tetradekan
2,3-Dimethylpentan	Cyclohexan	n-Tridekan
2,4-Diphenyl-4-methyl-2-penten	Dekan	n-Undekan
2-Methyldekan	Dimethylcyclohexan	Nonadekan
2-Methylheptan	Dodekan	Propylcyclohexan
2-Methylhexan	Ethylcyclohexan	Tridekan
2-Methylnonan	Ethylcyclopantan	Trimethylbenzol
2-Methylundekan	Hexadekan	Trimethylcyclohexan
3-Methyldekan	Methylcyclopantan	Undekan
3-Methylheptan	Methylbutan	≥ 3 verzweigte Heptane
3-Methylhexan	Methylcyclohexan	7 verzweigte Nonane
3-Methylnonan	Methyloktan	2 verzweigte Oktane
4-Methylheptan	n-Dekan	verzweigtes Dodekan
PAK		
1,2,3,4-Tetrahydromethyl-naphthalin	Acenaphthen	Methyldekalin
1,2,3,4-Tetrahydro-naphthalin (Tetralin)	Dekahydromethylnaphthalin	≥ 2 Methylnaphthaline
1-Methylnaphthalin	Dimethylnaphthalin	Methyltetralin
	Ethynaphthalin	Naphthalin
	(Vinyl)naphthalin)	
Carbonsäuren und -ester		
2-Butensäureethylester	Buttersäuremethylester	Hexansäureethylester
2-Methylbuttersäureethylester	2 Carbonsäureester	langkettiger
3-Methylbuttersäureethylester	≥ 6 Carbonsäuren	Fettsäureethylester
Alkansäureethylester	Essigsäure	Myristinsäureisopropylester
Alkansäureethylester (Säure > C ₇)	Essigsäure-1-methylethyl ester	Pentansäuremethylester
2 Alkansäuren	Essigsäurealkylester	Propansäure
Benzoesäure	Essigsäurebutylester	Propansäureethylester
Benzosäurebenzylester	Essigsäuremethylester	Propansäuremethylester
Buttersäure	Hexadekansäure	Tetradekansäure
Buttersäureethylester	Hexanal	
Terpene		
3-Caren	β-Pinen	Myrcen
α-Pinen	D-Limonen	Pinen
β-Myrcen	Kampher	

Aldehyde/Ketone		
1,2-Diphenylethanon	3-Buten-2-on	Hexanal
2,3-Butandion	3-Hydroxy-2-butanon	Methyl-2-butanon
5 2-Alkanone	3-Pantanon	Methylisobutylketon
2-Butanon	Acetaldehyd	Nonanal
2-Heptanon	Aceton	Octanol
2-Hexanon	Acetophenon	Pentanal
2-Methylpropanal	Decanal	verzweigtes 2-Heptanon
2-Pantanon	Diphenylethandion	
2-Undekanon	Dodecanal	
Alkohole		
1-Butanol	2-Methyl-1-propanol	Isopropanol
1-Pentanol	2-Methylbutanol	verzweigtes Alkanol
2-Butanol	3-Methyl-1-butanol	verzweigtes Pentanol
2-Ethyl-1-hexanol	Butanol	
2-Methyl-1-butanol	Ethanol	
Benzol/Alkylbenzole		
Benzol	2 C ₆ -Benzole	Methylpropylbenzole
≥ 5 C ₃ -Benzole	3 Dimethylethylbenzole	o-Xylool
C ₄ -Benzol	Ethylbenzol	Propylbenzol
(1-Methylpropylbenzol)	Ethylmethylbenzol	Styrol
≥ 15 C ₄ -Benzole	m/p-Xylool	Toluol
≥ 7 C ₅ -Benzole	Methylisopropylbenzole	≥ 3 Trimethylbenzole
Halogenhaltige Substanzen		
1,1,1-Trichlorethan	Dichlormethan	Tetrachlorethylen
Dichlorbenzol	Fluorethen	Trichlorethylen
Schwefelhaltige Substanzen		
2-Butanthiol	Dimethylsulfid	Schwefeldioxid
Dimethyldisulfid	Methanthiol	Schwefelkohlenstoff
Siloxane		
Cyclohexasiloxan	Cyclotetrasiloxan	Siloxan
Cyclopentasiloxan	Hexamethyldisiloxan	
Cyclosiloxan	Octamethylcyclotetradisiloxan	
Phthalate		
Diethylphthalat	Dimethylphthalat	
Ether		
Tetrahydrofuran		

3.3.6.4.2 Diskussion

Die gemessenen Schwermetallwerte liegen für die flüchtigen Elemente (Cd, As, Hg) im unteren Bereich dessen, was an anderer Stelle berichtet wird (s.o.). Die Ausdehnung des Parameterumfangs auf schwerflüchtige Metalle liefert überraschende Ergebnisse. So werden Bleibelastungen zwischen 15 und 30 µg/m³, Manganwerte oberhalb von 50 µg/m³ und Chrombelastungen zwischen 10 und 15 µg/m³ festgestellt.

Für die weitere Diskussion dieser Befunde wäre es erforderlich, den partikelgebundenen Anteil zu kennen. Diese Untersuchung ist erforderlich, um bewerten zu können, welche Rein-gaswerte nach Abluftfilterung zu erwarten sind.

Weiter fällt auf, daß die Ergebnisse der Screening-Untersuchungen eine ganze Reihe von Einzelstoffen nicht enthält, die in vorangegangenen Untersuchungen durchgängig festgestellt wurden (s.o.). Exemplarisch seien die hochchlorierten Benzole, Phenole, DDX und die PCB genannt. Der Grund für diese Diskrepanz ist methodischer Art. Die in der obigen Untersuchung eingesetzte Analytik-Methode (GC-MS) ist von der Nachweisgrenze her bei gleichzeitiger Anwesenheit von Stoffen im mg/m³-Bereich nicht so weit zu steigern, daß bis in den unteren Nanogramm-Bereich hinunter analysiert werden kann, wie dies bei vergleichbaren Screening-Untersuchungen für beispielsweise die Abluft aus der Müllverbrennung getan wurde (85).

Es ist daher für eine toxikologische Bewertung kritisch zu fragen, ob - wie bei anderen emissionsrelevanten Verfahren der Abfallwirtschaft - Screening-Untersuchungen mit höherer Empfindlichkeit erforderlich sind, die bis in den genannten Empfindlichkeitsbereich vorstoßen, um das Vorhandensein gefährlicher Einzelstoffe auszuschließen. Diese Anmerkung ist sicherlich berechtigt. Andererseits ist zu berücksichtigen, daß mit der genannten Screening-Untersuchung erstmals eine systematische Bewertungsbasis für organische Stoffe in der MBA-Abluft zur Konzipierung von Untersuchungsprogrammen vorhanden ist. Es ist daher sinnvoll, sich hierbei zunächst auf die Stoffe zu konzentrieren, die in höheren Konzentrationen auftreten.

Auf der Basis der bisher identifizierten Einzelstoffe ist es aus pragmatischen Gründen erforderlich, ein sogenanntes „Ranking“ vorzunehmen, um für quantitative Analysen den Untersuchungsaufwand machbar zu halten. Cuhls hat dies anhand der in der Deutschen TA Luft vorgenommenen Klassifizierung von organischen Luftschadstoffen durchgeführt und eine Stoffliste vorgeschlagen, die zur Bewertung der MBA-Ablutemissionen untersucht werden müßte. Die folgende Tabelle zeigt diese Zusammenstellung.

Tab. 55: Stoffliste der nach TA Luft (Stand 1996) den Wirkungsklassen I bis III bzw. Nr. 2.3 zuzuordnenden Stoffe in der Rohabluft (84) (NWG: rund 0,1 µg/m³)

Alkane		Alkohole	
	Methan	III	Ethanol
III	Cyclohexan	III	1-Propanol (n-Propanol)
III	Methylcyclohexan	III	2-Propanol (Isopropanol)
III	2-Methylpentan	III	1-Butanol
III	3-Methylpentan	III	2-Butanol
III	n-Hexan bis n-Tridekan	III	2-Methyl-1-propanol (Isobutylalkohol)
III		III	2-Methyl-2-propanol (tert. Butylalk.)
Alkylbenzole (aromatische Kohlenwasserstoffe)		Ether	
2.3	Benzol	II	Tetrahydrofuran (THF)
II	Toluol (Methylbenzol)	II	2-Butoxyethanol
II	Ethylbenzol	Ester	
III	Propylbenzol	II	Essigsäuremethylester
II	iso-Propylbenzol (Cumol)	III	Essigsäureethylester
II	Xylole (Dimethylbenzole)	III	n-, i-Essigsäurebutylester
II/III	Trimethylbenzole	III	tert.-Essigsäurebutylester
II	Tetrahydronaphthalin	Carbonsäuren	
II	Styrol	I	Ameisensäure (Methansäure)
I	Naphthalin	II	Essigsäure (Ethansäure)
Chlorbenzole		Ketone	
II	Chlorbenzol	III	2-Propanon (Aceton)
I	1,2-Dichlorbenzol	III	2-Butanon
MAK IIb	1,3-Dichlorbenzol	III	2-Pantan
II	1,4-Dichlorbenzol	III	3-Pantan
I	Trichlorbenzole	I	2-Hexanon
I	Di- und Trichlorbenzole	II	2-Heptanon
CKW		II	3-Heptanon
I	Chlormethan	II	4-Methyl-3-penten-2-on
I	Dichlormethan	III	4-Methyl-2-pantan
I	Trichlormethan	II	Acetophenon
I	Tetrachlormethan	Terpene	
2.3	1,2-Dichlorethan	III	α+β-Pinen
II	1,1,1-Trichlorethan	II	Limonen
2.3	Chlorethen (VC)	I	Kamfer
III	cis-1,2-Dichlorethen	Schwefelhaltige Verbindungen	
III	trans-1,2-Dichlorethen	I	Methanthsol
2.3	Trichlorethen	I	Ethanthsol
I	Tetrachlorethen	I	Butanthsol
FCKW		G	Dimethylsulfid
III	R11	G	Dimethyldisulfid
III	R12		H ₂ S, Schwefelwasserstoff
	R21, R22, R113, R114	II	CS ₂ , Kohlendisulfid
Phenole		Stickstoffhaltige Verbindungen	
II	Phenol		NH ₃ , Ammoniak
I	Kresole	II	Acetonitril
I	Biphenyl	I	Azin (Pyridin)
Aldehyde		I	Acetamid
I	Methanal (Formaldehyd)	G	Trimethylamin
I	Ethanal (Acetaldehyd)	Sonstige	
II	Propanal (Propionaldehyd)	II	Di-(2-ethylhexyl)-phthalat
II	Butanal (n-Butyraldehyd)	Metalle und ihre Verbindungen	
III	2-Methylpropanal (i-Butyraldehyd)	I	Hg, Cd, Tl
G	Pentanal (n-Valeraldehyd)	II	As, Co, Ni, Se
II	3-Methylbutanal (i-Valeraldehyd)	III	Sb, Pb, Cr, Cu, Mn, V, Sn
II	Benzaldehyd	G	= geruchsintensiv
I	2-Butenal (Crotonaldehyd)		

Als nächster Arbeitsschritt wäre daher eine quantitative Untersuchung auf der Basis der obigen Klassifizierungen vorzunehmen. Die bisherigen Versuche, in Deutschland für dieses Untersuchungsprogramm eine Finanzierung zu finden, blieben vergeblich.

Verbleibt als Resumee, daß eine wissenschaftliche Bewertung der MBA-Abluftqualität ein umfangreiches repräsentatives Untersuchungsprogramm erforderlich macht, dessen wichtigste Einzelstoffe vom Arbeitskreis Doedens durch Screeninguntersuchungen genannt wurden. Diese Untersuchungen stehen noch aus.

3.3.7 Forschungsvorhaben des Landes Niedersachsen

Neben dem Bund bzw. dem BMBF wurden parallel von einzelnen Bundesländern eigene Programme durchgeführt. Hier ist insbesondere das Land Niedersachsen zu nennen, das sich politisch relativ stark für den Gedanken der MBA engagiert hat und entsprechende Versuche mit Millionenbeträgen in drei Pilotanlagen fördert.

3.3.7.1 Behälterotte ISAH

Im Zusammenhang mit den Planungen des Landes Niedersachsen, die MBA im Rahmen einer grundsätzlichen abfallpolitischen Ausrichtung zu fördern, wurden im Vorfeld zur Schaffung von Planungsgrundlagen verschiedene Versuche beauftragt. Das Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfall der Universität Hannover (ISAH) hatte einen relativ großen Anteil an diesen Untersuchungen.

3.3.7.1.1 Aufbau der Untersuchung

Die Rotteversuche wurden mit drei halbtechnischen Reaktoren mit einem Fassungsvolumen von jeweils 1 m³ durchgeführt. Die Behälter sind kontrolliert durchlüftet und kontrolliert zu bewässern.

Es wurde je ein Behälter mit Restabfall (Standardmix), mit der Siebfraktion 40 - 100 mm und mit einem Restabfall-Klärschlamm-Gemisch angesetzt. Die Beobachtung der Rotte erstreckte sich über 4 Monate.

3.3.7.1.2 Ergebnisse

Leider wurde auch in diesem Versuchsansatz die erste Emissionsmessung erst 24 h nach Befüllen und Starten der Belüftung durchgeführt. Folglich konnten beinahe 90 % der rechnerisch ermittelten Emissionsfracht an Xenobiotika an exakt diesem Probenahmetag festgestellt werden. Für die restliche Rottezeit lagen die Werte zumeist unterhalb der Nachweissgrenze.

Die exakte Abluftmessung erlaubte eine belastbare Frachtermittlung. Die folgende Tabelle zeigt die erhaltenen Ergebnisse.

Tab. 56: ISAH: Schadstofffrachten in der Abluft der drei Reaktoren (in mg/Mg) (86)

Parameter	Standard-Mix (SM)	40-100 mm	SM + Klärschlamm	Standard-Mix (SM)	40-100 mm	SM + Klärschlamm
		mg/Mg TS	mg/Mg FS		mg/Mg TS	mg/Mg FS
Aromaten						
Benzol	340	172	79	252	103	38
Toluol	2.661	1.557	1.957	1.969	930	937
Ethylbenzol	7.881	2.199	1.064	5.832	1.313	510
Xylole ges.	32.207	9.776	4.022	23.833	5.836	1.927
Propylbenzol	1.300	1.873	298	962	1.118	143
Cumol	445	643	91	329	384	44
Butylbenzol	342	619	156	253	370	75
1,3,5-Trimethylbenzol	6.843	13.031	1.038	5.064	7.780	497
Phenol	nn	5	16	nn	3	8
LHKW						
Dichlormethan	48	204	272	36	122	130
cis-Dichlorethen	nn	nn	39	nn	nn	19
Trichlormethan	379	163	1.139	280	97	546
1,1,1-Trichlorethan	31	33	311	23	20	149
Tetrachlormethan	41	33	208	30	20	100
Trichlorethen	44	33	104	33	20	50
Tetrachlorethen	14	8	65	10	5	31
Chlorpropan	72	nn	nn	53	nn	nn
R11	7.527	2.525	5.836	5.570	1.507	2.795

3.3.7.1.3 Diskussion

Zwar wurde die Behälterrotte kontrolliert belüftet, dennoch zeigten die Sauerstoffmessungen in der Abluft Schwankungen zwischen wenigen Prozent O₂ und oberhalb von 15 %, wobei im Mittel der Bereich von 10 - 15 % zu beobachten war.

Methan konnte nicht nachgewiesen werden, bis auf einen Störfall, bei dem die Belüftung kurzzeitig ausgefallen war.

Das CO₂/O₂/CH₄/CO-Verhältnis, dies zeigt die Untersuchung des ISAH, muß als wichtiger Indikator für den Rottestatus, aber auch als Berechnungsgrundlage für exakte Bilanzen angesehen werden. Daher ist es als Defizit anzusehen, daß diese Parameter bei anderen Untersuchungen nicht routinemäßig mit erfaßt werden.

Die Ergebnisse der ISAH-Messungen zur Ermittlung der Schadstofffrachten in der Abluft der drei Reaktoren legen nahe, daß Trimethylbenzol und Cumol als weitere wichtige Einzelstoffe aus der Gruppe der BTEX-Verbindungen (Monoaromaten) anzusehen sind. Weiter bestätigt sich, daß Phenol bzw. Phenole als Stoffgruppe auftreten können.

Insgesamt können die festgestellten Frachten herangezogen werden, um das Emissionspotential der MBA einzugrenzen. Ein Vergleich mit den Werten aus dem Wittstock-Versuch (s.o.) und den SAGA-Werten (s. u.) zeigt großenordnungsmäßig recht gute Übereinstimmungen.

Verbleibt als Resumee:

- Die Spurenanalyse auf Xenobiotika in der MBA der Abluft sollte routinemäßig auch die Gaszusammensetzung ($\text{CO}_2/\text{O}_2/\text{CH}_4/\text{CO}$) erfassen.
- Das Vorhandensein von Phenol(en) und Trimethylbenzol/Cumol sollte in nachfolgenden Untersuchungen geprüft werden. Es ist zu klären, ob die fehlende Nachweisbarkeit dieser Aromaten in anderen Untersuchungen analytische oder Inputgründe bzw. Gründe im biologischen Abbau hat.
- Die Untersuchungen eignen sich als Orientierung für Emissionsprognosen.

3.3.7.2 Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ) an der Freilandrotte Nienburg

Der Landkreis Nienburg betreibt seit 1994 auf seiner Zentraldeponie „Krähe“ eine mechanische Aufbereitungsanlage mit nachgeschalteter Freilandrotte. Diese Rotte wird nach dem sog. Kaminzugverfahren (Spillmann und Collins) betrieben, wobei aus Platzmangel eine Doppelstockmiete realisiert wurde.

Emissionsmessungen an Freilandmieten wurden vereinzelt schon in den 80er und Anfang der 90er Jahre im wesentlichen durch die Entwickler des Kaminzugverfahrens selbst durchgeführt (87, 88); die ersten systematischen Untersuchungen hat das Niedersächsische Landesamt für Ökologie an der MBA Nienburg vorgenommen.

Die Untersuchungen begannen im Dezember 1994 und wurden bis Ende 1996 fortgesetzt. Gegenwärtig liegt ein erster Zwischenbericht vor (89).

3.3.7.2.1 Aufbau der Untersuchung

Für Emissionsmessungen an Freilandrotten besteht im Unterschied zur eingehausten technischen Anlage das methodische Problem, eine repräsentative Probenahme durchzuführen. So verfälschen die üblichen Probenahmetechniken mittels Luftabsaugung über Saugglocken o.ä. den Luftaustausch zwischen Miete und Umgebungsluft derartig, daß man häufig keine belastbaren Meßwerte erhält. Aber auch passive Probenahmekonzepte bereiten Schwierigkeiten. So stellte das NLÖ fest, daß die bisher verwendete Probenahmetechnik nach Spillmann/Kreuzig über Gassammelkamine nicht geeignet ist. Der Probenahmekamin arbeitet als Passivsammler. Der Widerstand des Sorbens A-Kohle (verstärkt durch die Feuchtigkeit der Abluft) behinderte den Stoffaustausch erheblich und führte zu sehr niedrigen Werten, die nicht den wirklichen Emissionen entsprechen.

Im wesentlichen gibt es bei der Freilandmiete drei Emissionspfade:

- der Mieten- bzw. Zwischenboden (Doppelstockmiete) aus alten Paletten, grobstückigem Gewerbeabfall u.ä.,
- die Belüftungsrohre,
- die Mietenoberfläche.

Das NLÖ hat abgeschätzt, daß rund ein Drittel des Luftaustausches über die Lüftungsrohre und zwei Drittel über die Mietenoberfläche erfolgt. Zur Rolle des Mieten- bzw. Zwischenbodens liegen keine Angaben vor. Collins kam hingegen bisher zu dem Ergebnis, daß die Mietenoberfläche eine größere Rolle spielen würde. Somit scheinen bei den Grundlagen des Lufthaushalts von Freilandmieten Unklarheiten vorhanden zu sein, die aufzuklären sind.

Für den Versuch wurden die Abfälle aus der MBA wie in der in der nachstehenden Abbildung angegebenen Zusammensetzung eingesetzt.

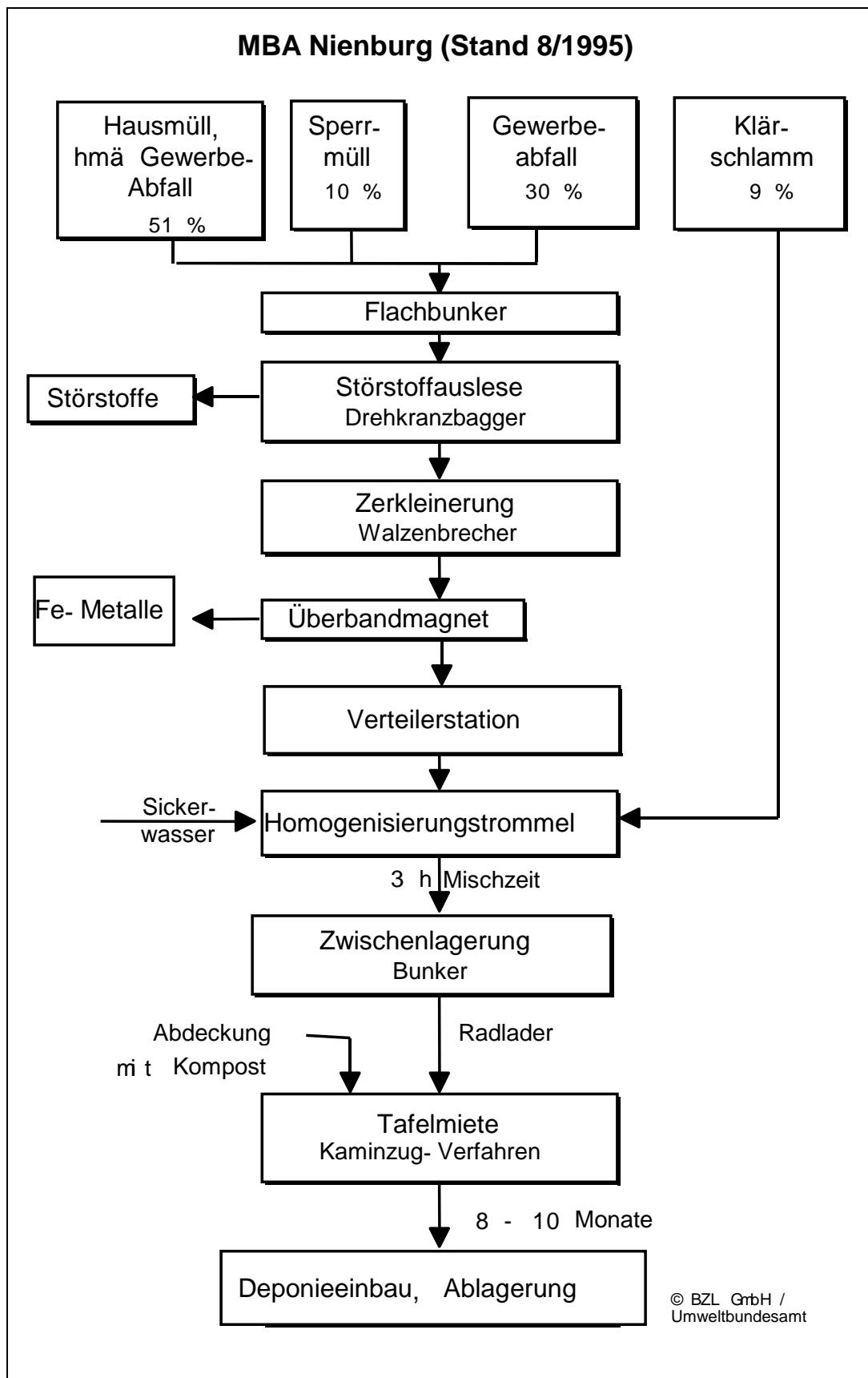


Abb. 10: MBA Nienburg, Zentraldeponie „Krähe“

Das NLÖ hat zunächst an einer Betriebsmiete in wiederum jeweils zwei Belüftungsrohren Konzentrationsmessungen vorgenommen. Weiter wurde eine spezielle Versuchsmiete (Jahresmiete) aufgesetzt und vermessen.

3.3.7.2.2 Ergebnisse

Die Emissionen an Schwermetallen wurden nicht untersucht.

Die folgende Abbildung zeigt die Konzentrationen für BTEX und LHKW, wie sie in den jeweiligen Belüftungsrohren der Betriebsmiete aufgetreten sind.

Im Verlauf der Rotte nahmen die Konzentrationen der untersuchten Substanzen um rund eine Zehnerpotenz ab (vgl. 5. und 28. Woche).

Die Emissionen der Jahresmiete fielen überraschenderweise deutlich niedriger aus; sie lagen schon zu Beginn der Rotte unterhalb der Nachweigrenze der eingesetzten Analyseverfahren. Bei diesen Werten blieb es dann auch im Verlauf der gesamten Rotte.

Die folgende Tabelle zeigt die Substanzen, die in der Rotteabluft meßtechnisch erfaßt wurden. Diese Ergebnisse sind als Bestätigung für das Vorhandensein einiger der Stoffe anzusehen, die erstmals von Doedens et al. im Rahmen seiner Screening-Untersuchungen in die Diskussion gebracht worden sind (organische Schwefelverbindungen u. a.).

Tab. 57: NLÖ: Rotteversuche an der Freilandrotte Nienburg; nachgewiesene organische Spurenstoffe

FCKW	Trichlorfluormethan (R11), 1,1,2-Trichlortrifluorethan (R113)
LHKW	Dichlormethan, 1,1-Dichlorethan, 1,1,1-Trichlorethan, Monochlorethen, cis-1,2-Dichlorethen, Trichlorethen, Tetrachlorethen, Chlorbenzol
Monoaromaten	Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole, Styrol, Cumol, n-Propylbenzol, Ethyltoluol, 1,2,3-, 1,2,4-, 1,3,5-Trimethylbenzol
Aliphatische KW	Hexan, Heptan, Octan, Nonan, Decan, Undecan, Cyclohexan
Terpene	α -Pinen, β -Pinen, β -Caren, α -Terpinen, γ -Terpinen
Organische Schwefelverb.	Dimethylsulfid, Dimethyldisulfid, Dimethyltrisulfid, Schwefelkohlenstoff

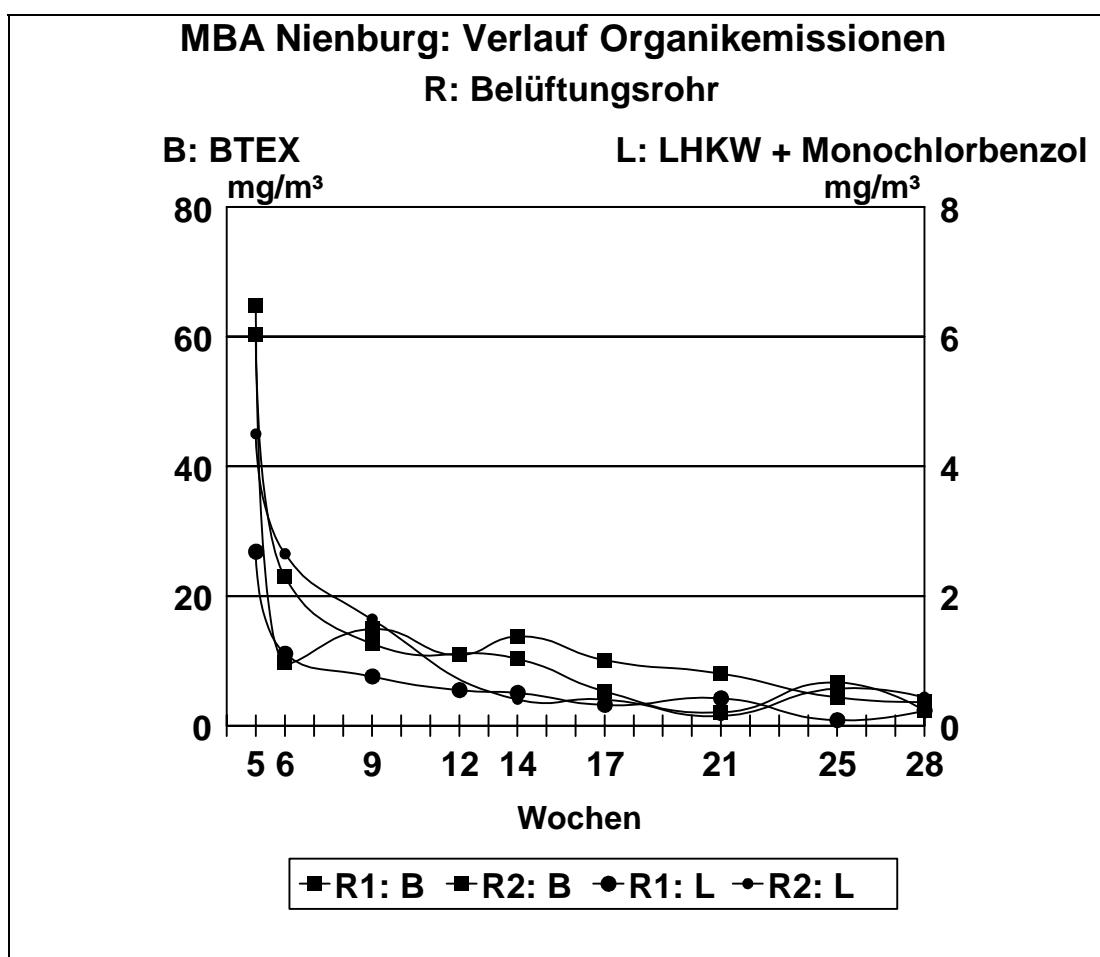


Abb. 11: MBA Nienburg: Verlauf der Organikemissionen während der Rotte (Versuch I)
Untersuchungszeitraum: Dezember bis Juli

3.3.7.2.3 Diskussion

Die Untersuchungen des NLÖ belegen eindrucksvoll die methodischen Probleme bei der Emissionsüberwachung von Freilandrotten. Während die in Tallage aufgebauten Betriebsmieten das erwartete Emissionsprofil mit einem Peak für flüchtige Stoffe in den ersten Rottewochen erbrachten, hatte sich für die Jahresmiete mit einer exponierten Hügellage die gesamte Ausgasung der Xenobiotika bereits vor dem ersten Probenahmetermin abgespielt.

Zwar wurde der Einfluß der Witterung erkannt, aber ein grundsätzliches Problem bei der repräsentativen Probenahme wurde nicht beachtet: der sogenannte „lung-Effekt“. Aus der Untersuchung von offenen Ablagerungen ist bekannt, daß neben den Windverhältnissen der Luftdruck auf das Ausgasungsverhalten solcher Freilandkörper einen dominierenden Einfluß hat. Bei Schwenk auf Hochdruckwetterlage wird ein Gasfluß in den Mietenkörper hinein induziert. Eine Emission findet unter dieser Situation somit nicht statt. Bei Schwenk auf eine Tiefdruckwetterlage entsteht im umgekehrten Fall eine Erhöhung der Emission.

Die in den Belüftungsrohren gemessenen Konzentrationen liegen in der gleichen Größenordnung, wie dies für technische Rottesysteme in den ersten Tagen und Wochen berichtet wird, wobei für diese Einschätzung sicherlich die vollständige Veröffentlichung aller Meßwerte abgewartet werden muß. Als großes methodisches Manko muß gewertet werden, daß die erste Messung erst nach einer Rottedauer von mehreren Wochen bzw. Tagen durch-

geführt wurde. Insbesondere im Hinblick auf die Emission der sehr stark und der stark flüchtigen Verbindungen dürfte der gemessene „Peak“ in der 5. Rottewoche nur das Tailing des eigentlichen Emissionspeaks darstellen. Hierauf weisen auch die Meßergebnisse des zweiten Rotteversuchs (Rotte II) hin. Hier wurde die erste Probenahme nach einer Woche durchgeführt. Aber auch hier wurden die höchsten Meßwerte mit dem ersten Meßwert ermittelt und fielen dann bis zu den nächsten Beprobungen in der 3. und 6. Woche deutlich ab. Somit ist schon die erste Probenahme nach einer Woche als viel zu spät anzusehen.

Unbeantwortet ist bisher die Frage, ob aufgrund eines geringeren Luftaustausches im Falle der Freilandrotte eine gegenüber der technischen Intensivrotte geringere Fracht an Schadstoffen emittiert wird. Zieht man die in den Belüftungsrohren maximal gemessenen Volumenströme von 7,6 m³/h heran und berücksichtigt die weiteren Emissionen über die Mietoberfläche, so schneidet die Freilandmiete (in der Rohgasfracht) anscheinend günstiger ab als die technische Intensivrotte. Derartige Berechnungen sind aber nicht aussagekräftig (siehe auch den verspäteten Beginn der Messungen). Auch das NLÖ weist zudem darauf hin, daß eine Frachtabschätzung gegenwärtig nicht möglich ist, da zu viele Faktoren als Einflußgrößen nicht quantifizierbar sind.

Das NLÖ hat auch Untersuchungen zur Filterwirkung des Abdeckmaterials (Kompost) der Mieten durchgeführt. Diese führten aufgrund methodischer Schwierigkeiten zu keinen verwertbaren Ergebnissen.

Verbleibt zu resumieren:

- Die methodischen Schwierigkeiten zur repräsentativen Beprobung von Freilandrotten sind nicht gelöst.
- Der „lung-Effekt“ als Einflußgröße zur Bewertung des Emissionsverhaltens von Freilandrotten ist zukünftig bei Untersuchungen einzubeziehen.
- Es ist unklar, welche Emissionsfrachten von Freilandrotten ausgehen.
- Die Konzentrationswerte in der Abluft aus Belüftungsrohren liegen in der gleichen Größenordnung wie bei technischen Intensivrotten (jeweils in den ersten Wochen); wobei hier das Emissionsmaximum möglicherweise nicht erfaßt wurde.
- Die Untersuchungsergebnisse sind nicht geeignet, um als Grundlage einer Emissionsabschätzung verwendet zu werden.

3.3.7.3 Freilandrotte Deponie Bornum

1996 führte der Mitarbeiterkreis um Prof. Collins auf der Deponie Bornum (Landkreis Wolfsbüttel) Untersuchungen zum Emissionsverhalten einer Demonstrationsmiete durch. Die Miete wurde nach dem sogenannten Kaminzugverfahren aufgesetzt und betrieben. Ihre Oberfläche wurde mit einer Kompostfilterschicht abgedeckt. Ziel der Untersuchung war es, den Emissionsanteil, der über die Fläche austritt, näher zu fassen.

3.3.7.3.1 Aufbau der Untersuchung

Die über die Abdeckschicht austretenden Gase wurden im Rahmen der Emissionsuntersuchungen mittels ganzjährig aufgestellter Gassammelhauben erfaßt und in diesen über Aktivkohlefilter geführt. Die Sammelhauben hatten einen kreisförmigen Durchmesser von 1 m und eine Höhe von 1,25 m. In einer Höhe von 20 bis 70 cm verjüngte sich der Durchmesser der Haube auf 20 cm. In dem so gebildeten Kamin (Länge: 55 cm) war im unteren Drittel der Aktivkohlefilter (AK-Granulat, eingehüllt in Leinentuch) eingebaut.

3.3.7.3.2 Ergebnisse

Die folgende Tabelle zeigt die ermittelten Abluftbelastungen als Frachtwerte je Fläche und Zeit (Quellenstärke).

Tab. 58: Abluftbelastungen bei der Freilandrotte Deponie Bornum (90)

Tetrachlorethen	0,023	mg/m ² • h
Trichlorethen	0,0006	mg/m ² • h
Benzol	0,0008	mg/m ² • h
Toluol	0,003	mg/m ² • h
Xylool	0,006	mg/m ² • h
Trimethylbenzol	0,006	mg/m ² • h
Tetramethylbenzol	0,006	mg/m ² • h
Pinen	0,004	mg/m ² • h
Limonen	0,035	mg/m ² • h
Summe	0,119	mg/m² • h

Die Autoren fanden weiters die auch für die Intensivrotte bekannten ausgeprägten peakhaften Emissionen mit einem Maximum in der ersten Rottephase, wobei für Vertreter der LHKW das Maximum bereits in den ersten Tagen und für die Aromaten und Terpene nach rund einer Woche festgestellt wurde.

3.3.7.3.3 Diskussion

Rechnet man die ermittelten Frachten für eine mittelgroße Freilandrotte (100.000 Mg/a) hoch, so liegt die Quellenstärke bei rund 24 g/h. Dies wäre, verglichen mit der Quellenstärke einer Intensivrotte mit nachgeschalteter Extensivrotte für die gleichen Durchsatzmengen um ein bis zwei Größenordnungen niedriger.

Allerdings ist methodisch umstritten, ob die Art der skizzierten Probenahme (frei angeströmt) aufgrund des Widerstands der Aktivkohle und der Probleme mit der Kondensation an Feuchtigkeit in der Aktivkohle nicht zu deutlich zu niedrigen Werten führt. Dieser Problemkomplex ist Hintergrund für eine aktuelle Ausschreibung des Landes Brandenburg (s. u.), um belastbare Probenahmemethoden zu finden.

Weiter ist das Verhältnis zwischen Flächenemission und Emission über die Kaminabluft unklar. Collins selbst nennt hier den Faktor 30, daß NLÖ hatte den Faktor 50 für gegeben erachtet, bei all den skizzierten methodischen Problemen. Hiernach läge die Gesamtemission einer Freilandrotte (100.000 Mg/a) bei 800 bis 1.300 g/h, sicherlich kein Wert, bei dem man - angesichts der dargestellten Inputschwankungen und der methodischen Schwierigkeiten bei der Durchführung repräsentativer Probenahmen - immissionsschutzseitig beruhigt sein kann.

3.3.7.4 IBA/Prof. Doedens an der MBA Lüneburg

Seit Mitte 1996 werden an der MBA Lüneburg regelmäßige Betriebsmessungen durchgeführt. Das folgende Fließschema zeigt den Aufbau der Anlage.

Die Untersuchungsergebnisse befinden sich gegenwärtig in der Auswertung und werden demnächst zugänglich sein.

Vorab wurde von Cuhls et al. die Rohgaswerte (vgl. Tab. 59) veröffentlicht. Die ebenfalls gemessenen Reingaswerte werden in Abschnitt 3.4 diskutiert.

Tab. 59: MBA Lüneburg: Ergebnisse der Rohgasmessungen (Einzelwerte), (84)

Stoffklasse	Substanz	TA Luft Anhang E (1996)	Rohgas nach Luftwäscher ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
FCKW	R11	Klasse III	28,3
	R12	Klasse III	0,2
	R 21	-	1,0
	R 22	-	2,2
	R113	-	1,3
	R114	-	10,2
CKW	Dichlormethan	Klasse I	14,5
	Trichlormethan	Klasse I	0,9
	Tetrachlorkohlenstoff	Klasse I	0,5
	1,2-Dichlorethan	Nr. 2.3	0,6
	1,1,1-Trichlorethan	Klasse II	6,5
	1,1,2-Trichlorethan	Klasse I	25,6
	Tetrachlorethen	Klasse I	4,3
Aromaten	Benzol	Nr. 2.3	2,6
	Toluol	Klasse II	39,2
	Ethylbenzol	Klasse II	29,1
	p-, m-Xylool	Klasse II	124,4
	o-Xylool	Klasse II	25,3
Σ org. C	TOC	-	25,0 mg/m ³

Die gemessenen Werte liegen deutlich niedriger als in den obigen Untersuchungen. Dieses Ergebnis ist allerdings nicht überraschend und erklärt sich über das Lüneburger Anlagenkonzept. So beträgt die Rottezeit in Lüneburg 16 Wochen. Die Abluft der Heißrottephase wird gemeinsam mit der Abluft der folgenden Wochen vermischt. Dies führt zur Mittlung der hohen Konzentrationen zu Beginn der Rotte mit den niedrigen Konzentrationen zu deren Ende. Die Abluftmenge für die Lüneburger Anlage liegt zwischen 12.000 und 18.000 m³/Mg.

Die Lüneburger Daten müssen daher insgesamt vor dem Hintergrund der speziellen Anlagentechnik und den jeweiligen Prozeßdaten während der Messung gesehen werden.

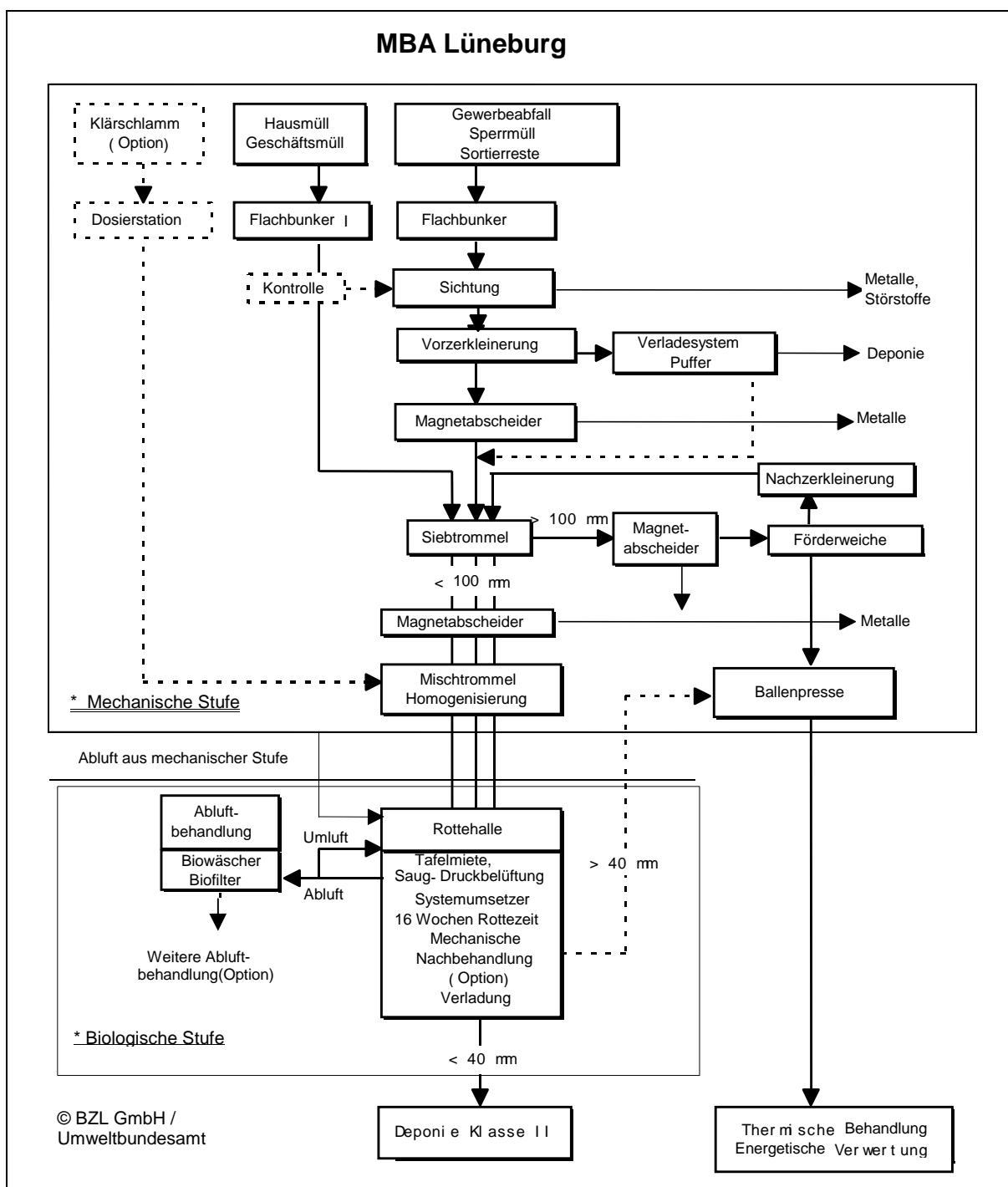


Abb. 12: MBA Lüneburg, Fließschema

Die spezielle Anlagentechnik in Lüneburg ist aus der Sicht der Emissionen deshalb interessant, da sie vom Grundsatz her eine weitgehende Verdünnung der Rohgaskonzentrationen erlaubt. Dieser Effekt ist für andere Rottekonzepte in Deutschland nicht gegeben. Hierzu ist die Querbetrachtung zur MBA Düren illustrativ (siehe Abb. 14).

3.3.7.5 Niedersachsen: Weitere Vorhaben an den Pilotanlagen, die sich im Bau oder in Vorbereitung befinden

- Bassum:
Anlage im Bau
- Friesland/Wittmund:
Anlage im Bau
- Oldenburg:
Untersuchungen wurden im Rahmen der Rotteoptimierung auf der Deponie Oldenburg-Osterburg durchgeführt. Auftragnehmer hierfür ist die IBA aus Hannover. Die Untersuchungsergebnisse werden gegenwärtig ausgewertet und liegen in einigen Wochen vor.

3.3.8 Forschungsvorhaben des Landes Sachsen-Anhalt

Das Land Sachsen-Anhalt fördert im Landkreis Stendhal einen Modellversuch zur MBA.

3.3.8.1 Modellversuch LK Stendhal

3.3.8.1.1 Versuchsaufbau

Der Modellversuch im Landkreis Stendhal findet seit April 1997 statt. Es wurden 35.000 Mg Abfall mechanisch aufbereitet und auf eine 6,50 m hohe Miete aufgeschichtet.

Die Belüftung der Miete erfolgt mit dem sogenannten Biopuster-Verfahren. die Intensivrotte soll 13 Wochen durchgeführt werden, anschließend erfolgt eine sechs- bis neunmonatige Nachrotte.

Die Temperatur der Rotte wird in einem Feld mit hohen Temperaturen (90 °C) und in einem weiteren Feld bei 65 - 70 °C gefahren.

Die Abluftführung erfolgt über ein Aktivkohlefilter. Parallel wurde die Notwendigkeit untersucht, ein Biofilter einzusetzen.

Es wird ein umfangreiches Meßprogramm zum Emissionsverhalten der Rotte gefahren.

3.3.8.1.2 Ergebnisse

Der Aktivkohlefilter wurde zwischenzeitlich außer Betrieb genommen, weil die Emissionen deutlich gesunken sind.

Die Untersuchungsergebnisse der Emissionsmessungen werden für September 1997 erwartet.

3.3.9 Forschungsvorhaben des Landes Hessen

Das Bundesland Hessen hat sich bisher von der Investitionsförderung nicht für MBA engagiert. Es hat sich aber an verschiedenen Untersuchungen zum Thema finanziell beteiligt. Das wichtigste Vorhaben ist das sogenannte SAGA-Projekt.

3.3.9.1 WAR/THD (jetzt TUD) et al.: SAGA-Projekt

Für die Südhessische Arbeitsgemeinschaft Abfall (SAGA) findet seit 1995 unter Federführung des Instituts für Wasserversorgung, Abwassertechnik, Abfalltechnik, Umwelt- und Raumplanung (WAR) an der Technischen Hochschule (jetzt: Universität) Darmstadt eine Untersuchung zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung statt. Im Rahmen dieses Projektes wurden auch Emissionsmessungen durchgeführt. Zum Einsatz kamen auch hier Rottecontainer, die sich für eine exakte Konzentrations- und Frachtbestimmung gut eignen. Das Vorhaben besteht aus zwei Versuchsphasen: Die Vorversuche von 1995 werden als SAGA (I) beschrieben, die späteren Hauptuntersuchungen als SAGA (II).

Für die erste Versuchsphase wurde für die biologische Behandlung auf zwei druckbelüftete Boxen der Bioabfall-Kompostanlage Heppenheim im Landkreis Bergstraße zurückgegriffen.

3.3.9.1.1 SAGA I: Versuchsaufbau

Der Restabfall (ländliche Region) wurde in zwei Versuchsansätzen unterschiedlich zerkleinert. In dem einen Fall kam eine sehr intensiv zerkleinernde Kaskadenmühle („Cascade“) zum Einsatz. Der zerkleinerte Abfall wurde über ein 25 mm Sieb abgesiebt und der Siebdurchgang der biologischen Behandlung unterzogen.

Im zweiten Versuchsansatz kam eine Hammermühle („Doppstadt“) zum Einsatz. Die Absiebung fand in diesem Fall über 80 mm statt, wobei der Siebdurchgang der biologischen Behandlung zugeführt wurde.

Die Untersuchung der Intensivrotte erfolgte über einen Zeitraum von 9 Wochen, wobei im wöchentlichen Rhythmus das Material per Radlader entnommen, homogenisiert und bei Bedarf bewässert und anschließend wieder in die gleiche Box eingebracht wurde.

3.3.9.1.2 SAGA I: Ergebnisse

Während der ersten 5 Wochen wurde die Abluft der Boxen insgesamt siebenmal beprobt.

Von den Schwermetallen wurde Cadmium, Quecksilber und Thallium analytisch bestimmt. Die Werte lagen relativ niedrig (< 150 ng/m³ für Hg). Für Cd und Tl wurden keine meßbaren Konzentrationen in der Abluft bei einer recht hohen Nachweisgrenze von jeweils 10 µg/m³ festgestellt.

Die NH₃-, N₂O- und SO₂-Werte lagen in bekannten Bereich. Die folgende Abbildung zeigt einen Kurvengang für die Variante „Cascade“.

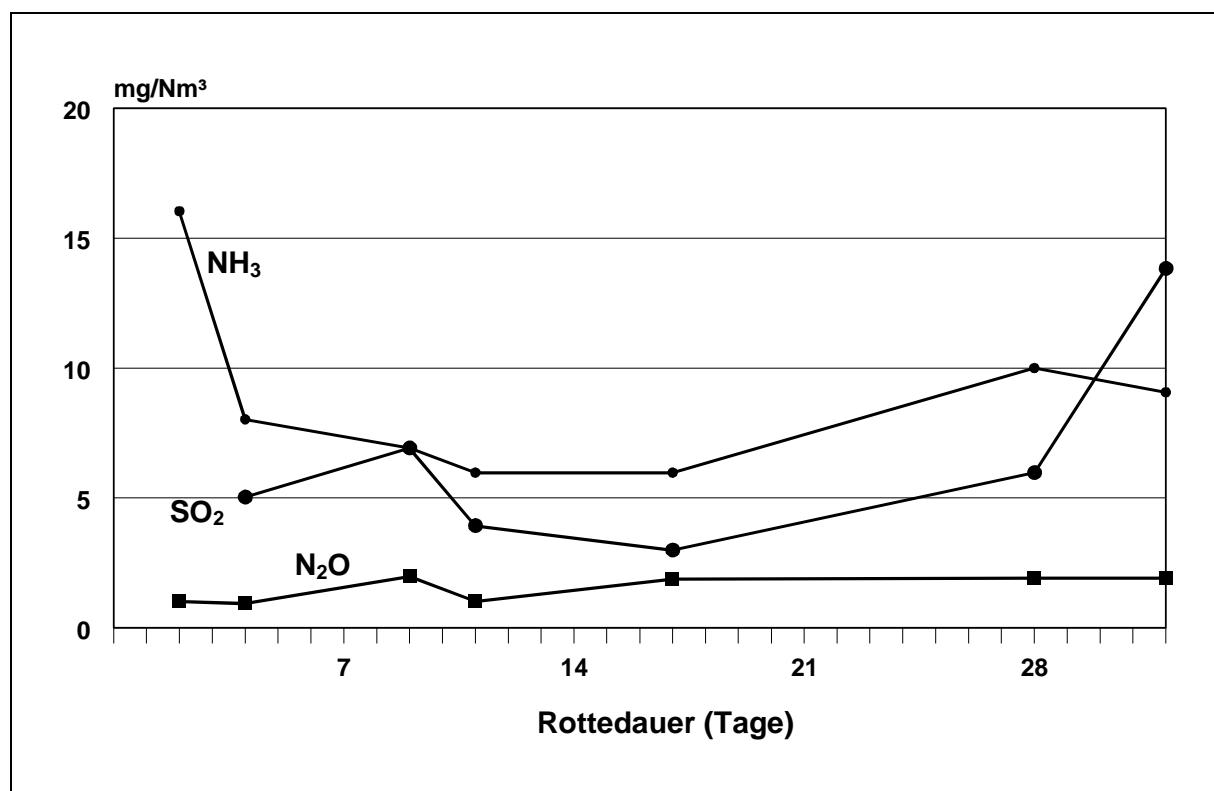


Abb. 13: SAGA I: Verlauf der anorganischen Parameter für die Variante „Cascade“

Die folgende Tabelle zeigt die erhaltenen Ergebnisse für organische Stoffe und anorganische Leitparameter. Angegeben sind die Maximalkonzentrationen, die während der Heißrottephase aufgetreten sind, sowie die mittleren Konzentrationen für eine sechstägige Intensivrotte und die hieraus resultierenden Frachten.

Auch im Fall dieser Untersuchungen zeigte sich, daß für die flüchtigen und stark flüchtigen Xenobiotika das Emissionsmaximum in den ersten Tagen liegt. Die Maximalwerte sind in aller Regel sogar identisch mit der ersten Messung der Versuchsserie, die rund 24 Stunden nach Versuchsbeginn vorgenommen wurde. Daher kann auch für diese Untersuchung festgestellt werden, daß das Emissionsmaximum vor der ersten Probenahme gelegen ist.

Tab. 60: SAGA I: Rohgaskonzentrationen und -frachten von Xenobiotika, gemessen bei verschiedenen MBA-Versuchen (91)

	SAGA, „Cascade“			SAGA, „Doppstadt“		
	Maximalwert in der Start- phase (mg/m ³)	gewicht. Mittel * (mg/m ³)	Fracht ** (mg/Mg _{FS})	Maximal- wert in der Startphase (mg/m ³)	gewicht. Mittel * (mg/m ³)	Fracht ** (mg/Mg _{FS})
Anorganische Leitparameter						
NH ₃	16	12	16.000	a		
N ₂ O	2	1	1.360			
SO ₂	14	5	6.800			
Aliphatische KW						
Aceton	140	135	184.000	13,9	9,6	17.000
Butanon-2	34	26	35.000	55	25	44.000
Butylacetat (i-, n-, tert-)	0,8			0,18	0,17	300
Ethylacetat	121	51	70.000	9,1	4,4	7.800
1-Butylmethylketon	0,08	0,07	95	0,026	0,004	7,1
Tetrahydrofuran	0,1	0,04	54	0,53	0,37	650
Monoaromaten						
Benzol	0,32	0,26	350	0,1	0,09	160
Toluol	2,9	1,8	2.400	2,7	1,4	2.500
Ethylbenzol	2,5	1,5	2.040	4,3	2,6	4.600
o-Xylool	2,7	1,7	2.300	2	1,24	2.200
m-, p-Xylool	8,3	4,4	6.000	9,1	5,1	9.030
Styrol	5,9	5,8	7.900	0,58	0,57	1.010
CKW						
1,2-Dichlorethen	< 0,004			< 0,004		
Dichlormethan	< 0,004			< 0,004		
Tetrachlorethen	0,07	0,06	82	1,7	0,84	1.500
Tetrachlormethan	< 0,002			< 0,002		
1,1,1-Trichlorethan	0,05	0,01	14	0,02	0,01	18
Trichlorethen	0,09	0,07	95	1,38	0,64	1.100
Trichlormethan	< 0,002			< 0,002		
Chlorbenzole						
Monochlorbenzol	0,01			< 0,002		
Σ Chlorbenzole (mg µg)	9	9	12.000			
Chlorphenole						
Trichlorphenole (+ Tetra- + Penta-)	0,00004					
Σ Chlorphenole (mg ng)	40	40	54.000			
PCDD/F, I-TE (mg pg)	1,17	1	1.360			

* Mittel_{144h} = gewichteter Mittelwert für 6 Tage Intensivrotte,
Berechnung: $(1,5 \times 1. \text{ Meßwert} \times 19/144) + (1. \text{ Meßwert} \times 45/144) + (2. \text{ Meßwert} \times 80/144)$

** Berechnung des Mittelwertes mit ganzer NWG

** Fracht_{144h} = Fracht der Intensivrotte über 6 Tage

a leeres Feld: nicht analysiert

Die Frachtenberechnungen weisen Unsicherheiten auf, weil die Extrapolation für die Emissionshöhe zwischen den Meßpunkten von diversen Annahmen abhängig ist. Die Frachten sind für die Intensivrottezeit von 6 Tagen berechnet. Tab. 61 enthält Berechnungsergebnisse für die gesamte Meßdauer, aber nach unterschiedlichen Modellen. Man erkennt die Berechnungsunsicherheiten, die aufgrund der zu großen Abstände der Probenahmeintervalle entstehen.

Tab. 61: SAGA-Vorversuche, Frachten (g/Mg FS); berechnet mit unterschiedlichen „Hypothesen“ für den Konzentrationsverlauf vor und hinter der jeweiligen „Punktmessung“ (eigene Berechnung)

	„Cascade“ (< 25 mm)			„Doppstadt“ (< 80 mm)		
	A	B	C	A	B	C
Benzol	0,6	0,5	0,5	0,4	0,3	0,3
Toluol	4,1	3,1	3,3	5,1	3,2	3,6
Ethylbenzol	4,6	2,5	2,8	9,1	6,1	6,7
Xylole	19,4	10,2	11,5	22,1	14,2	15,9
Styrol	16,2	10,5	10,7	2,1	1,3	1,4
Tetrachlorethen	0,2	0,2	0,2	3,6	1,8	2,1
1,1,1-Trichlorethan	0,4	0,4	0,2	0,2	0,2	-
Trichlorethen	0,2	0,1	0,1	2,8	1,4	1,6
Aceton	272	235	251	52	33	35
Butanon-2	60	53	55	113	56	64
Tetrahydrofuran	0,4	0,2	0,2	1,1	0,7	0,9
1-Butylmethylketon	0,3	0,2	0,2	0,1	0,06	-
n-Butylacetat	1,1	0,3	0,4	1,1	0,5	0,6
Ethylacetat	0,4	0,08	0,1	47	15	17
Σ Chlorbenzole (Cl ₃ -Cl ₆)	0,03	0,04	-	-	-	-
Σ Chlorphenole	0,1	0,2	-	-	-	-
PCDD/F (I-TE)	0,004	0,004	-	-	-	-
Summen	380	317	336	260	134	149

3.3.9.1.3 SAGA I: Diskussion

Auffällig ist zunächst, daß für einzelne flüchtige Xenobiotika die Zerkleinerung über die Kaskademühle (Schnellläufer) gegenüber der Zerkleinerung in einem Langsamläufer zu niedrigeren Werten in der anschließenden Rotte führt. Dies würde in guter Übereinstimmung mit der höheren Temperatur stehen, die in einer Kaskademühle herrschen.

Eine andere Interpretation der Meßwerte würde die Frage einbeziehen, ob durch längere Transportentfernungen zwischen Abfallsammlung, Behandlung und Rotte an unterschiedlichen Orten Verfälschungen der Meßwerte auftreten können. Die mechanische Vorbehandlung und die biologische Behandlung konnten nicht am gleichen Ort durchgeführt werden (Cascade in Kassel, Rotte in Heppenheim/Landkreis Bergstraße).

Weiter ist die wöchentliche Entnahme, Vermischung und erneute Befüllung der Boxen mit Radladern in die Ergebnisdiskussion einzubeziehen. Allein die rein optischen Eindrücke bei einer solchen „Operation“ (Dampf- und Staubwolken) legen nahe, daß diese Emissionen relevant sein dürften, was andererseits methodisch sicherlich nicht ganz einfach zu erfassen ist.

Die Versuchsergebnisse SAGA I erlauben aufgrund der zugänglichen Frachtwerte (in g/d) Plausibilitätsprüfungen. Es zeigt sich, daß der sehr dynamische Kurvenverlauf in der Heißrottephase für den Bereich der flüchtigen und stark flüchtigen Xenobiotika für eine exakte Frachtberechnung eine deutlich höhere Probenahmedichte erforderlich gemacht hätte, als dies in den bisherigen Untersuchungen realisiert wurde. Diese Anmerkung ist nicht als Kritik am SAGA-Projekt mißzuverstehen, da die Anzahl der Beprobungen davon abhängig ist, welches Finanzvolumen vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt wird.

Aus der skizzierten Problemlage heraus ist man für die Frachtberechnung gezwungen, mittels mathematischer Annahmen bzw. einfacher Rechenmodelle die vorhandenen Datenlücken zu überbrücken.

Die obigen Berechnungen nach unterschiedlichen Modellen zeigen einerseits, daß zwar hohe Unterschiede bei den Ergebnissen auftreten, dennoch werden größtenteils übereinstimmende Resultate erhalten.

Andererseits wird für die praktische Diskussion dieser und anderer Frachtberechnungen aber auch deutlich, daß eine gewisse Vorsicht bei der Verwendung der erhaltenen Werte angebracht ist. Gegenwärtig ist beinahe durchgängig zu beobachten, daß die Ergebnisse von Frachtberechnungen in ihrer begrenzten Belastbarkeit nicht erkannt und in ihrer Repräsentativität überschätzt werden.

Verbleibt als Resumee, daß bis zur Durchführung detaillierter Emissionsmessungen lediglich von groben Frachtabschätzungen gesprochen werden sollte.

Die mechanische Vorbehandlung des Inputs in räumlicher Entfernung zur biologischen Stufe ist als relevante Einflußgröße zu betrachten.

1996 wurden im Rahmen des SAGA-Gesamtprojekts zwei weitere Emissionsmessungen durchgeführt.

3.3.9.1.4 SAGA II: Versuchsaufbau

Aufbauend auf den Ergebnissen der Vorversuche wurden 1996 in Aßlar und Lohfelden ca. 350 Mg Restabfälle aus dem Landkreis Darmstadt-Dieburg mit dem Ziel mechanisch-biologisch behandelt, die Eignung dieses Verfahrens als Vorstufe vor der Verbrennung zu untersuchen. Im Gegensatz zu Heppenheim (SAGA I) sind die Boxen in Aßlar und Lohfelden mit einer zusätzlichen Kühlung der Umluft durch einen Luft/Wasser-Wärmetauscher ausgerüstet. Dies ermöglichte eine intensive Kreislaufführung und dadurch bedingt eine weitere Reduzierung der Luftmengen sowie eine exaktere Steuerung der Umlufttemperatur.

Die Abfälle wurden mit einer schnellaufenden Hammermühle zerkleinert und - mit Ausnahme der Charge für die Langrotte-Variante - ohne Absiebung vollständig in die Rotte geleitet. Es gab folgende Ansätze:

- „**Kurzrotte**“: Behandlung nach dem Trockenstabilat-Verfahren der Firma HerHof;
- „**Optimalrotte**“: 3-wöchige Intensivrotte der zerkleinerten Restabfälle mit integrierter Trocknung; Ziel des Verfahrens ist der Abbau der leicht bis mittelschwer abbaubaren Organik zwecks Reduktion der Abfallmasse im Hinblick auf die nachgelagerte thermische Behandlung und zwecks Verbesserung des Brennverhaltens;
- „**Langrotte**“: Absieben der zerkleinerten Abfälle bei 80 mm; Siebdurchgang: 4-wöchige Intensivrotte mit wöchentlichem Umsetzen und Bewässerung, danach 4 Monate Nachrotte in einem unbelüfteten statischen Rottesystem.

3.3.9.1.5 SAGA II: Untersuchungsergebnisse

Die folgende Tabelle zeigt die Untersuchungsergebnisse der Meßkampagnen in Lohfelden („Kurzrotte“ und „Optimalrotte“) für jeweils die ersten 5 Tage nach Rottebeginn. Die Werte für die Langzeitrotte lagen bei Redaktionsschluß noch nicht vor.

Folgende Substanzen lagen bei beiden Meßkampagnen jeweils unterhalb der Nachweisgrenze bzw. wurden nicht bestimmt:

Anorganik: Chlor gesamt (< 10 mg/m³), Fluor gesamt (< 5 mg/m³)

Schwermetalle: Antimon, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom (Cr_{gesamt} und Cr-VI), Kobalt, Thallium, Vanadium

Kohlenwasserstoffe: Hexan, Acrolein

CKW: Tetrachlormethan, 1,1-Dichlorethen, cis-1,2-Dichlorethen, trans-1,2-Dichlorethen

Chloraromaten: 1,2-Dichlorbenzol, 1,3,5- und 1,2,4-Trichlorbenzol, Σ Tetrachlorphenole, Pentachlorphenol

Tab. 62: Ablutemission zweier Rotteversuche (Rottebox)

Parameter	Einheit	„Kurzzeitrotte“**			„Optimalrotte“**		
		Max.	Min.	Mittel***	Max.	Min.	Mittel***
Ammoniak	mg/m ³	23,0	1,2	15,8	86,0	3,3	21,4
TOC	mg C/m ³	550,0	< 5,0	562,5	350,0	10,0	225,8
AOX	µg/m ³	760,0	610,0	723,3	1.200,0	120,0	886,7
Schwermetalle							
Hg	mg/m ³	0,01	0,0004	0,01	0,01	0,0005	0,01
Cu	mg/m ³	n.b.	n.b.	n.b.	0,001	< 0,0002	0,001
Mn	mg/m ³	n.b.	n.b.	n.b.	0,005	< 0,0002	0,002
Ni	mg/m ³	n.b.	n.b.	n.b.	0,01	0,006	0,007
Alkane							
Cyclohexan	mg/m ³	0,06	< 0,01	0,10	0,70	< 0,01	0,49
Dekan	mg/m ³	43,0	25,0	36,5	25,0	n.n.	17,08
Heptan	mg/m ³	1,3	0,7	1,01	0,8	0,30	0,60
Nonan	mg/m ³	12,0	4,3	7,87	8,6	n.n.	5,72
Octan	mg/m ³	2,0	0,5	1,17	1,1	0,01	0,79
FCKW							
R11	mg/m ³	3,1	0,01	2,36	0,8	0,03	0,67
R12	mg/m ³	0,2	0,003	0,22	0,70	0,005	0,56
R21	mg/m ³	0,01	n.n.	0,01	0,002	n.n.	0,002
Acetate							
n-Butylacetat	mg/m ³	2,5	n.n.	1,18	1,0	n.n.	0,48
iso-Butylacetat	mg/m ³	0,5	n.n.	< 0,5	n.n.	n.n.	n.n.
tert. Butylacetat	mg/m ³	3,0	n.n.	1,72	1,0	n.n.	< 1
Ethylacetat	mg/m ³	32,0	n.n.	13,40	3,0	n.n.	< 3
Terpene							
Campher	mg/m ³	1,30	0,04	1,33	0,60	n.n.	0,58
α-Pinen	mg/m ³	14,00	0,02	10,70	12,00	0,07	9,40
β-Pinen	mg/m ³	6,40	0,0	5,00	5,00	0,03	3,68
Limonen	mg/m ³	56,0	0,01	37,34	54,00	0,1	37,17

Parameter	Einheit	„Kurzzeitrotte“**			„Optimalrotte“**		
Aromaten							
Benzol	mg/m ³	0,3	0,2	0,26	0,1	0,03	0,11
Toluol	mg/m ³	12,0	3,0	6,58	9,4	0,2	5,52
Ethylbenzol	mg/m ³	13,0	3,5	7,75	4,5	0,04	2,68
m-, p-Xylol	mg/m ³	38,0	11,0	23,17	15,0	0,1	8,85
o-Xylol	mg/m ³	10,0	3,2	6,30	3,8	0,04	2,32
Styrol	mg/m ³	2,4	1,3	1,87	1,8	0,01	1,08
Aldehyde/Ketone							
Acetaldehyd	µg/m ³	< 10	< 10	< 10	2.700	< 10	1.505,0
Aceton	µg/m ³	< 10	< 10	< 10	510	< 10	525,8
2-Butanon	µg/m ³	< 10	< 10	< 10	1.700	< 10	1.575,0
1-Butylmethylketon	mg/m ³	0,4	0,0002	0,3	0,3	0,001	0,19
Formaldehyd	µg/m ³	30	10	19,2	150	< 10	69,2
Propionaldehyd	µg/m ³	< 10	< 10	< 10	400	< 10	253,3
Valeraldehyd	µg/m ³	< 10	< 10	< 10	320	< 10	305,0
Ether							
Tetrahydrofuran	mg/m ³	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,38
aliphatische CKW							
1,2-Dichlorethen	mg/m ³	0,005	n.n.	< 0,005	0,01	n.n.	0,03
Dichlormethan	mg/m ³	0,5	0,1	0,28	0,30	0,005	0,16
Tetrachlorethen	mg/m ³	2,3	0,1	1,16	0,1	n.n.	0,06
1,1,1-Trichlorethan	mg/m ³	0,2	0,1	0,15	0,1	0,003	0,06
Trichlorethen	mg/m ³	0,9	0,2	0,51	0,4	0,002	0,23
Trichlormethan	mg/m ³	0,2	0,01	0,15	0,01	0,001	0,01
Vinylchlorid	mg/m ³	0,003	n.n.	0,002	n.n.	n.n.	n.n.
Chlorbenzole							
Chlorbenzol	mg/m ³	0,30	n.n.	0,19	0,10	0,002	0,06
1,3-Dichlorbenzol	mg/m ³	2,20	n.b.	< 2,2	n.n.	n.n.	n.n.
1,4-Dichlorbenzol	mg/m ³	4,00	0,02	3,20	n.n.	n.n.	n.n.
1,2,3-Trichlorbenzol	mg/m ³	0,004	n.n.	< 0,004	n.n.	n.n.	n.n.
Σ Trichlorbenzole	ng/m ³	n.b.	n.b.	n.b.	4.130	2.250	2.664
Σ Tetrachlorbenzole	ng/m ³	n.b.	n.b.	n.b.	114	38,9	68,3
Σ Pentachlorbenzole	ng/m ³	n.b.	n.b.	n.b.	45,4	13,6	20,5
HCB	ng/m ³	n.b.	n.b.	n.b.	36,1	13,1	18,7
Σ Chlorbenzole	ng/m ³	n.b.	n.b.	n.b.	4.326	2.316	2.772
Chlorphenole							
Chlorphenole (nur Tri-)	ng/m ³	n.b.	n.b.	n.b.	20,3	1,9	18,3
PCB							
PCB #28	ng/m ³	n.b.	n.b.	n.b.	39	11,9	18,6
PCB #52	ng/m ³	n.b.	n.b.	n.b.	37	17	35,8
PCB #101	ng/m ³	n.b.	n.b.	n.b.	11,4	6,8	9,6
PCB #153	ng/m ³	n.b.	n.b.	n.b.	2,64	0,6	1,4
PCB #136	ng/m ³	n.b.	n.b.	n.b.	2,07	0,38	0,9
PCB #180	ng/m ³	n.b.	n.b.	n.b.	0,57	< 0,2	< 0,2
Σ 6 PCB DIN ^a	ng/m ³	n.b.	n.b.	n.b.	89,3	23,4	67,2
Σ PCB DIN ^a	ng/m ³	n.b.	n.b.	n.b.	446,5	117	336

* Fahrweise in Anlehnung an das Trockenstabilitäts-Verfahren

** Fahrweise für Stabilisierung durch Organikabbauprozess

*** gewichteter Mittelwert für 6 Tage Intensivrotte, Berechnung: $\frac{1}{6} \times (2,5 \times 1. \text{ Meßwert} + 4 \times 2. \text{ Meßwert})$ ^a Die Summenwerte der PCB ergeben sich nicht durch Summierung der Minimal-, Maximal- oder Mittelwerte der aufgelisteten Daten über die Einzelverbindungen, welche aus verschiedenen Messungen stammen, sondern stellen Summenwerte von gesamten Messungen dar.

Zunächst ist auffällig, daß weitere „neue“ Stoffe bzw. Stoffgruppen im Meßprogramm auftauchen. Hintergrund sind Arbeiten von Cuhls/Doedens, die auf der Basis von Screening-Tests Vorschläge zur Erweiterung der zu untersuchenden Stoffliste gemacht haben (s.o.).

Zusätzlich ist in diese Überlegungen auch die Auswertung des im Verwaltungsvollzugs in Deutschland seit 1986 mehrfach erweiterten Anhangs E der TA Luft eingeflossen.

3.3.9.1.6 SAGA II: Diskussion

Im Rahmen des SAGA II-Versuchs kamen (im Vergleich zu Wittstock) weiterentwickelte Rotteboxen zum Einsatz, die durch den installierten Wärmetauscher eine bessere Kreislaufführung erlaubten, wodurch sich eine geringere spezifische Abluftmenge ergab.

Bis auf Quecksilber und Nickel liegen die allermeisten Schwermetallwerte unterhalb der Nachweisgrenze, wobei im vorliegenden Fall sehr niedrige Nachweisgrenzen realisiert wurden. Dieses Ergebnis vergleichsweise sehr geringer Schwermetallemissionen weicht von den bisherigen Befunden ab und sollte aufgeklärt werden.

Für die organischen Stoffe ist kritisch anzumerken, daß der Vorschlag von Doedens/Cuhls nur anteilig berücksichtigt und eine Reihe der dort genannten Stoffgruppen augenscheinlich nicht gemessen wurden (Phenole, schwefel- bzw. stickstoffhaltige Verbindungen, Phthalate, weitere Kunststoffadditive etc.).

Natürlich ist bei der Diskussion von Meßergebnissen die festgestellte Konzentration mit der umgesetzten Abluftmenge rechnerisch in Beziehung zu bringen. Bei den durchgeführten Emissionsmessungen (SAGA II) handelte es sich um Rotteversuche in geschlossenen Boxen, so daß Frachtabschätzungen relativ gut durchgeführt werden konnten.

Als relevante neue Stoffgruppe in der Abluft der MBA wurden zunächst geradkettige Kohlenwasserstoffe (Paraffinkohlenwasserstoffe) festgestellt (vgl. NLÖ/Nienburg). Deren Konzentration in der Rohabluft liegt in der Heißrottephase im Bereich von 10 bis 50 mg/m³.

Im gleichen Konzentrationsbereich wurden Terpene in der Rohabluft gemessen, wobei hier als Leitsubstanz das Limonen zu nennen ist (vgl. Freiburger Modell).

Durch optimierte Analytik konnte der Meßbereich auch auf die stark flüchtigen Aldehyde und Ketone ausgeweitet werden. Formaldehyd wird in Spuren gemessen. Acetaldehyd scheint in der Heißrottephase in beachtlichen Konzentrationen aufzutreten, ebenso 2-Butanon.

Daß Restmengen an FCKW eine Rolle spielen können, wurde bereits in den vorangegangenen Untersuchungen deutlich. Allerdings ist eine aussagekräftige Problemabschätzung erst möglich, wenn weitere Untersuchung an speziellen Gewerbeabfallchargen, Sortierresten bzw. Sperrmüll durchgeführt worden sind (s.o.), wobei die Emissionen aus der mechanischen Aufbereitung einzubeziehen sind.

Tab. 63: SAGA II: Frachtabtschätzung (6d, angenommene Abluftmenge: 1.500 m³/Mg FS), Berechnung mit Mittelwerten aus den beiden Rotteversuchen

Parameter ↓	Fracht ⇒	Einheit	„Kurzzeitrotte“*	„Optimalrotte“**
Ammoniak		g/Mg FS	23,7	32,1
TOC		g C/Mg FS	844	339
AOX		g/Mg FS	1.085	1,33
Schwermetalle				
Hg		mg/Mg FS	15	15
Cu		mg/Mg FS		2
Mn		mg/Mg FS		3
Ni		mg/Mg FS		11
Alkane				
Cyclohexan		mg/Mg FS	150	735
Dekan		mg/Mg FS	54.870	25.620
Heptan		mg/Mg FS	1.515	900
Nonan		mg/Mg FS	11.805	8.580
Octan		mg/Mg FS	1.755	1.185
FCKW				
R11		mg/Mg FS	3.540	1.005
R12		mg/Mg FS	330	840
R21		mg/Mg FS	15	3
Acetate				
n-Butylacetat		mg/Mg FS	1.770	720
iso-Butylacetat		mg/Mg FS	< 750	
tert. Butylacetat		mg/Mg FS	2.580	< 1.500
Ethylacetat		mg/Mg FS	20.100	< 4.500
Ether				
Tetrahydrofuran		mg/Mg FS	0	570
Terpene				
Campher		mg/Mg FS	1.995	870
α-Pinen		mg/Mg FS	16.050	14.100
β-Pinen		mg/Mg FS	7.500	5.520
Limonen		mg/Mg FS	56.010	55.755
Aromaten				
Benzol		mg/Mg FS	390	165
Toluol		mg/Mg FS	9.870	8.280
Ethylbenzol		mg/Mg FS	11.625	4.020
m-, p-Xylol		mg/Mg FS	34.755	13.275
o-Xylol		mg/Mg FS	9.450	3.480
Styrol		mg/Mg FS	2.805	1.620

Parameter ↓	Fracht ⇒	Einheit	„Kurzzeitrotte“*	„Optimalrotte“**
Aldehyde/Ketone				
Acetaldehyd	mg/Mg FS	< 15	2.258	
Aceton	mg/Mg FS	< 15	789	
2-Butanon	mg/Mg FS	< 15	2.363	
1-Butylmethylketon	mg/Mg FS	450	285	
Formaldehyd	mg/Mg FS	28,8	104	
Propionaldehyd	mg/Mg FS	< 15	380	
Valeraldehyd	mg/Mg FS	< 15	458	
aliphat. CKW				
1,2-Dichlorethen	mg/Mg FS	< 7,5	45	
Dichlormethan	mg/Mg FS	420	240	
Tetrachlorethen	mg/Mg FS	1.740	90	
1,1,1-Trichlorethan	mg/Mg FS	225	90	
Trichlorethen	mg/Mg FS	765	345	
Trichlormethan	mg/Mg FS	225	15	
Vinylchlorid	mg/Mg FS	3		
Chlorbenzole				
Chlorbenzol	mg/Mg FS	285	90	
1,3-Dichlorbenzol	mg/Mg FS	< 3.300		
1,4-Dichlorbenzol	mg/Mg FS	4.800		
1,2,3-Trichlorbenzol	mg/Mg FS			
Σ Trichlorbenzole	mg/Mg FS		4	
Σ Tetrachlorbenzole	mg/Mg FS		0,1	
Σ Pentachlorbenzole	mg/Mg FS		0,03	
HCB	mg/Mg FS		0,03	
Σ Chlorbenzole	mg/Mg FS		4,2	
Chlorphenole				
Σ Chlorphenole (hier: nur Tri-)	mg/Mg FS		0,03	
PCB				
PCB #28	mg/Mg FS		0,03	
PCB #52	mg/Mg FS		0,05	
PCB #101	mg/Mg FS		0,014	
PCB #153	mg/Mg FS		0,002	
PCB #136	mg/Mg FS		0,001	
PCB #180	mg/Mg FS		< 0,0003	
Σ 6 PCB DIN	mg/Mg FS		0,1	
Σ PCB DIN	mg/Mg FS		0,5	

* Fahrweise in Anlehnung an das Trockenstabilität-Verfahren

** Fahrweise für Stabilisierung durch Organikabbau

Weiters bestätigt sich, daß Chlorbenzole (mit niedrigem Chlorierungsgrad) in hohen Konzentrationen auftreten können. Diese Stoffgruppe wurde in den frühen Emissionsmessungen (bis auf Wittstock) nicht erfaßt. Im Fall der vorliegenden Untersuchung bewegen sich die Monochlorbenzolwerte in der Heißrottephase zwischen 100 bis 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Neu ist das Ergebnis für zweifach chlorierte Benzole, deren Spitzenkonzentration zwischen 1.000 und 10.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ betragen können. Diesem Befund sollte durch weitere Untersuchungen nachgegangen werden.

Zudem haben sich die Beobachtungen vorangegangener Meßkampagnen bezüglich des Emissionsverhaltens der PCB bestätigt. Die PCB wurden lediglich in dem zweiten, längeren Rotteversuch bestimmt. Hier liegen die Konzentrationsverläufe (Σ PCB DIN) stetig im Bereich von 120 bis 450 ng/m^3 .

Die AOX-Werte liegen in der Heißrottephase in der gleichen Größenordnung wie die Ergebnisse der Wittstock-Messung. Als Kennzahl scheint sich 1 mg/m^3 herauszubilden (für Rotteboxen). Die Konzentrationen sinken im Verlauf der Rotte dann auf Werte um 0,1 mg/m^3 und darunter (Nachweisgrenze) ab.

Der TOC liegt in der Heißrottephase im Konzentrationsbereichen zwischen 300 und 500 mg/m^3 und verringert sich rasch um rund eine Zehnerpotenz.

Für eine vertiefte Interpretation der Meßergebnisse wäre es sicherlich interessant, die erhaltenen Werte der Einzelstoffanalysen mit dem gemessenen TOC in Beziehung zu setzen, um hieraus abzuleiten, in welchem Umfang noch unbekannte Stoffe in der Abluft zu erwarten sind. Dieses Vorhaben ist mit dem vorhandenen Datenmaterial aber nicht möglich, u. a. weil unklar ist, in welchem Umfang gebildetes Methan anteilig den genannten TOC-Wert erklärt (vgl. Kap. 5.1.2.4). Es wird angenommen, daß trotz guter Durchlüftung der Rotte eine relevante Teilmenge an Methan in der Abluft enthalten ist. Messungen an der MBA Lüneburg legen dies für die ersten Rottetage nahe (92).

Interessant sind schließlich die festgestellten NH_3 -Werte. In beiden Fällen ist die Ammoniakbildung in der Heißrottephase gering und läuft erst danach zu hohen Konzentrationen auf. Diese Werte scheinen dann auf einem konstanten Niveau zu bleiben, folgt man der zweiwöchigen Meßkampagne, und sind größenordnungsmäßig vergleichbar mit den Werten aus SAGA I und aus der Wittstock-Messung.

Kritisch ist anzumerken, daß auch im Falle der Messungen im Rahmen von SAGA II erst rund 24 Stunden nach Versuchsbeginn die erste Messung erfolgte.

Als Resumee ist festzuhalten:

- Die SAGA II-Messungen sind die methodisch umfangreichsten Einzelmessungen im Pilotmaßstab.
- Die Ausdehnung des Umfangs der Einzelstoffanalyse führte dazu, daß weitere Stoffgruppen im Rohgas der MBA als relevant entdeckt wurden.
- Dennoch ist die Auswahl der erfaßten Einzelstoffe (für den Nachweisbereich Mikrogramm je m^3) als unvollständig anzusehen, verglichen mit den Anforderungen, die aus dem Arbeitskreis Doedens kommen.
- Eine vom Untersuchungsumfang problemadäquate Analyse der Rohgasbeladung aus der MBA steht daher noch aus. Diese Untersuchung müßte die emittierte Gesamtorganik (TOC ohne Methan) den quantifizierten Einzelstoffen gegenüberstellen. Für eine qualifizierte Frachtabschätzung wären höhere Probenahmedichten insbesondere in den ersten Stunden der Rotte erforderlich.
- Die bisherigen Ergebnisse unterstreichen die Notwendigkeit, eine solche Untersuchung durchzuführen, um eine immissionsschutzrechtliche Beurteilung der MBA-Abluft vornehmen zu können (vgl. Kap. 3.3.6.4).
- Die SAGA II-Meßergebnisse sind geeignet, um als Grundlage für Emissionsabschätzungen herangezogen zu werden.

3.3.10 Forschungsvorhaben des Landes Schleswig-Holstein

Schleswig-Holstein beabsichtigt, die MBA stärker in die abfallwirtschaftlichen Planungen des Landes einzubeziehen.

Bisher wurden mit Ausnahme von Geruchsmessungen noch keine Emissionsmessungen ausgeführt.

3.3.11 Forschungsvorhaben des Landes Nordrhein-Westfalen (NRW)

NRW gehört ebenfalls zu den Ländern, die der MBA eine größere Bedeutung als bisher einräumen möchten.

3.3.11.1 LUA NRW

Das LUA (Landesumweltamt) ist beauftragt, an der MBA Horm Messungen durchzuführen. Diese Untersuchungen werden gegenwärtig vorbereitet. Ergebnisse liegen noch nicht vor.

3.3.11.2 Messungen des ISAH an der MBA Horm

Das ISAH hat Einzelmessungen an der MBA Horm durchgeführt. Die folgende Abbildung zeigt den Aufbau der Anlage und den eingesetzten Input.

3.3.11.2.1 Versuchsaufbau

Es wurden Roh- und Reingasmessungen nach erfolgter Abluftreinigung durchgeführt. Die Reingasergebnisse werden in Kap. 3.4 näher betrachtet.

3.3.11.2.2 Ergebnisse

Die nächste Tabelle zeigt die erhaltenen Untersuchungsergebnisse.

Tab. 64: Rohgasmessungen des ISAH an der MBA Horm (Düren), 12.-14.08.1996

Stoffklasse	Substanz	Rohgas nach Luftwäscher ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
CKW		
	Dichlormethan	115
	1,1,1-Trichlorethan	34
	Trichlorethen	64
	Tetrachlorethen	513
Aromaten		
	Benzol	22
	Toluol	885
Σ org. C	TOC	95.000

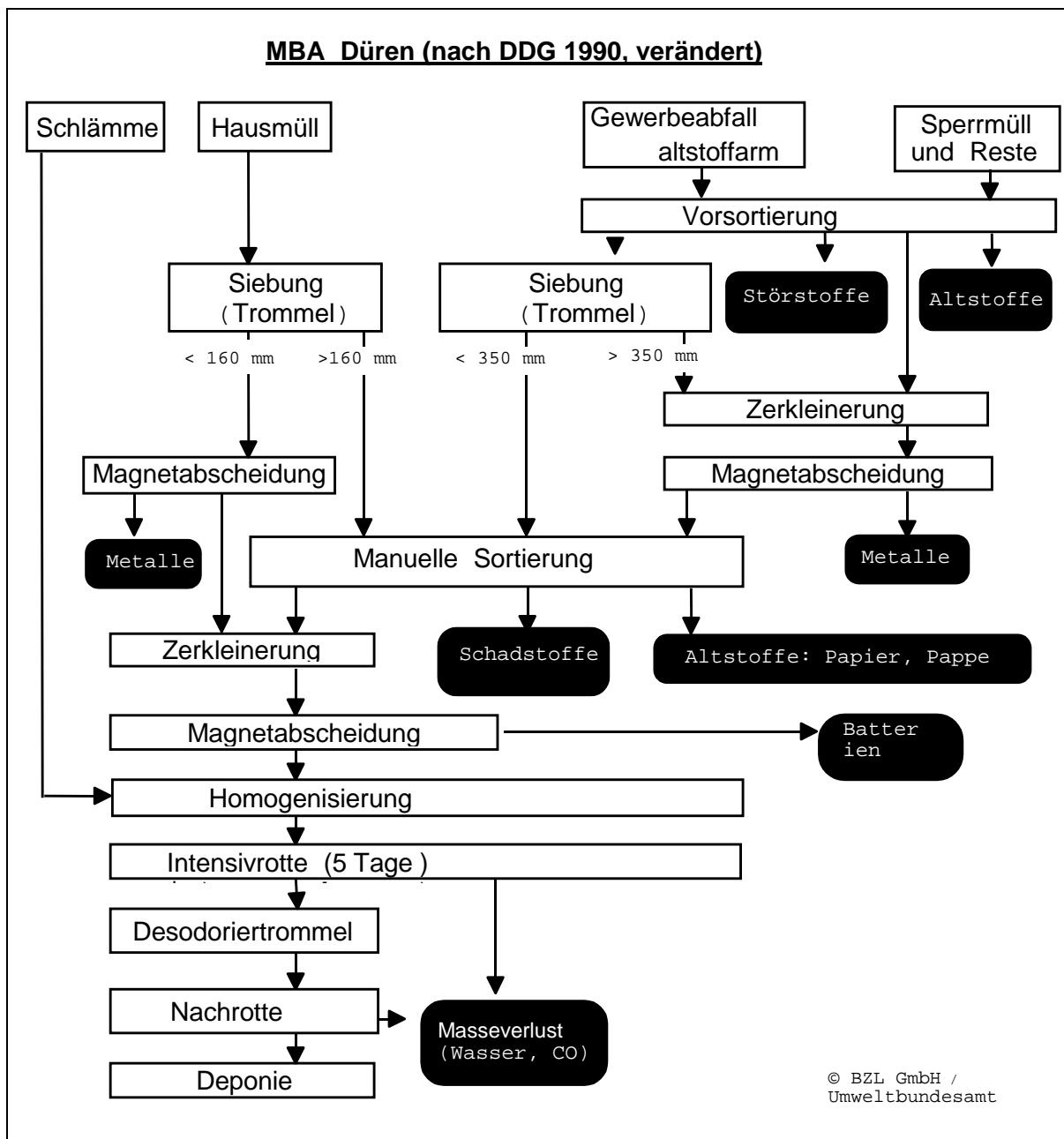


Abb. 14: Fließschema der MBA Horm (Düren)

3.3.11.2.3 Diskussion

Die Abluftmengen für den Abluftstrom, der über das Biofilter geführt wird, beträgt im Mittel rund 36.000 m³/h (rund 3.000 m³/Mg).

Auffällig sind einerseits die gegenüber Lüneburg insgesamt erhöhten Konzentrationen im Rohgas, wobei wiederum die Werte für die Gruppe der LHKW vergleichbar hoch sind. Bezogen auf die Frachten, liegen die LHKW größtenteils im Bereich von 0,1 - 10 mg/s und für die mengenmäßig dominierenden Verbindungen im Bereich von 1 - 10 mg/s, was sich recht gut mit den Berechnungen für die Containerrotte deckt (s. u.).

Die im Vergleich zur MBA Lüneburg höheren Konzentrationen im Rohgas der MBA Horm erklären sich aufgrund der unterschiedlichen Konzepte der beiden Anlagentypen (für die biologische Stufe). In Horm wird lediglich die Abluft der Intensivrotte (4 - 7 d) gefaßt und abgeleitet.

3.3.12 Brandenburg

Brandenburg war Vorreiter in der kritischen Diskussion zur „einseitigen Ausrichtung des Bundes auf die Müllverbrennung“ durch die Regelungen der TA Siedlungsabfall. Daher hat Brandenburg sich recht frühzeitig auf die MBA als Alternative zur Verbrennung orientiert.

Emissionsmessungen wurden allerdings bisher noch nicht veranlaßt. Da an einigen Standorten die Realisierung von MBA in Vorbereitung ist, gewinnt das Emissionsthema auch in diesem Bundesland an Bedeutung.

Für Brandenburg wird aufgrund der geringen Siedlungsdichte angestrebt, auch die Einfachanlagen (für kleine Durchsätze) realisieren zu wollen (vgl. Nienburg).

Gegenwärtig findet eine Ausschreibung statt, die zum Gegenstand hat, zunächst Vorschläge für eine immissionsschutzrechtlich akzeptable Meßstrategie für Einfachanlagen zu erarbeiten. Untersuchungsschwerpunkte sollen sein:

1. Auf der Grundlage des aktuellen Erkenntnisstandes zum Emissionsverhalten und zur bisherigen Sicherstellung des Vorsorgegebotes des BlmSchG bei Anlagen der Kalten Rotte ist eine Meßkonzeption zur Ermittlung der Luftsadstoffemissionen aus gefaßten (z. B. Kaminzugrohre) und offenen Flächenquellen (z. B. Mietenoberfläche) des Kaminzug-Verfahrens zu erstellen und zu begründen.

Erforderliche Bestandteile der Meßkonzeption:

- a) Auswahl des bestmöglichen Meßverfahrens zur Bestimmung diffuser Emissionen und Vergleich mit dem bisher angewandten aussagekräftigsten Meßverfahren als Referenzverfahren,
- b) meßtechnische Erfassung der Emissionen der mechanischen Restmüllbehandlungsaggregate, der Kaminzugrohre und der Mietenoberfläche bei Variation der biofilterartigen Auflage der Miete; Bestimmung der Massenkonzentrationen und Massenströme der organischen Einzelkomponenten (vgl. Anhang E TA Luft), die hinsichtlich ihres Anteils an der Gesamtemission und ihrer schweren biologischen Abbaubarkeit relevant sind,
- c) Qualitätssicherung bei Probenahme und Analytik (Ringversuche etc.)
- d) Umsetzung der Summenregelung der Nr. 3.1.7 TA Luft durch Ermittlung einer „repräsentativen Gesamtorganik“, die gleichzeitig auch als kontinuierlich überwachbare Emissionsgröße in Betracht kommt,
- e) Übertragung und Modifizierung der Emissionsmeßkonzeption für die diffuse Quelle „biofilterige Mietenoberfläche“ auf die Bedingungen eines aktiv durchströmten offenen Flächenbiofilter mit möglicherweise anderer Abgaszusammensetzung.

2. Erprobung und Kalibrierung des ausgewählten Meßverfahrens samt Referenzverfahren für diffuse Emissionen an diffusen Flächenquellen bestehender MBA-Anlagen (Mietenoberfläche der Kaminzugrotte, Flächenbiofilter eingehauster MBA-Anlagen).

3.3.13 Defizitanalyse Rohgasbelastungen der MBA

Die Untersuchungen der letzten Jahre haben eine ganze Anzahl von Meßreihen geliefert, die sich dazu eignen, das Emissionspotential der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung abzuschätzen. Hiernach hat sich die ursprüngliche Bewertung einer Unbeachtlichkeit nicht aufrecht erhalten lassen können.

Die Untersuchungen haben bisher keine Einzelstoffe einbezogen, die aufgrund natürlicher biologischer Prozesse entstehen (z. B. MVOC, vgl. Tab. 2) und für die eine ökotoxikologische oder toxikologische Relevanz nicht mit der wünschenswerten Sicherheit auszuschließen ist (insbesondere für Großanlagen mit ungünstigen Standortverhältnissen).

Weiter zeigt der Abgleich zwischen den bekannten Fakten und Daten zur Belastung des Restabfalls mit Xenobiotika (Kap. 3.1) und die Analyse der vorhandenen Rohgasmessungen (Kap. 3.3), daß wichtige Stoffgruppen zur Emissionsbewertung bisher ausgespart wurden bzw. für einzelne Stoffe Inkonsistenzen beim Nachweis in der Abluft bestehen.

Tab. 65: *Bisher nicht oder nur ungenügend untersuchte Stoffe in der MBA-Abluft*

- Metabolite des LHKW-Abbaus (Dichlorethen)
- Phthalate
- sonstige flüchtige Bestandteile von Kunststoffadditiven
- Phenole
- Amine
- Organophosphorverbindungen
- Chlorparaffine
- höhere Monoaromaten (Cumol, Trimethylbenzol)
- Siloxane
- metallorganische Verbindungen (Hg, Cd, Pb, As)

Eine Schließung dieser Lücken scheint vordringlich. Es ist daher erforderlich, für weitere Untersuchungen den in Kap. 3.1 - 3.3 genannten Sachkomplex einzubeziehen. Dies gilt auch für ökotoxikologisch relevante Stoffe wie Methan, hier vornehmlich, um eine Emissionsbilanz zwischen Einzelstoffen und TOC durchführen zu können.

Die bisherigen Untersuchungen waren stark auf den Bereich der flüchtigen bzw. stark flüchtigen Xenobiotika ausgerichtet.

Die meisten dieser Messungen weisen allerdings mehr oder weniger große methodische Mängel auf, die zu einer nur eingeschränkten Belastbarkeit der Ergebnisse führen. So sind die älteren Untersuchungen nur als Orientierung zu verwenden, weil ihnen regelmäßig die assoziierten qualifizierten Abluftmengenmessungen fehlen. Einige neuere Messungen erfassen nicht das gesamte Schadstoffpotential, weil der Input in die Rottebox bereits anteilig entgast war (z. B. Quarzbichl).

Weiter wurde häufig der Einfluß der Zeiträume zwischen Anlieferung des Abfalls, der mechanischen Aufbereitung und dem Befüllen und Starten der Rotte vernachlässigt. Der Zeitraum sollte möglichst kurz sein, was u.E. eine Aufbereitung am Ort der biologischen Behandlung erforderlich macht.

Der Umfang der untersuchten Einzelstoffe wurde durchgängig nicht systematisch ausgewählt und insbesondere nicht umfassend genug konzipiert. Relevante Stoffgruppen wurden ausgeblendet bzw. nicht berücksichtigt. Hier stellen die Wittstock- und SAGA II-Messungen sowie die Screening-Untersuchungen des Arbeitskreis Doedens einen wichtigen Schritt nach

vorn dar, wobei in der Konsequenz sowohl bei der Konzentration als auch bei der Fracht höhere Werte beobachtet werden. Diese Untersuchungen sind durch weitere Messungen zu ergänzen und abzusichern.

Die zukünftigen Untersuchungen sollten durch verbesserte Beschreibung bzw. Definition des Inputmaterials ergänzt werden. Zudem fehlen worst-case-Untersuchungen, die auch emissionsmäßig ungünstige Chargen vermessen (Sperrmüll, gewerbliche Abfallarten).

Durchgängig sind die z. T. drastischen Konzentrationsunterschiede zu beobachten, die sowohl in Schwankungen des Inputs als auch in der unterschiedlichen Abluftführung ihre Ursache haben. Für die ingenieurmäßige Auslegung von Abluftreinigungstechniken ist diese Schwankungsbreite zu ermitteln.

Für die Gruppe der BTEX bzw. Monoaromaten ergeben sich Fragen nach deren Herkunft (wann, woher, wie?). Für andere Einzelstoffe (MEK, Aceton) ist eine Bildung in Abhängigkeit von der „Biologie“ in anderen Bereichen dokumentiert bzw. erklärt (s.o.). Eine Aufklärung dieser Fragen (z. B. Freisetzung aus dem Restabfall oder biologische Neubildung) könnte auch Einfluß auf technische und prozeßtechnische Auslegungsaspekte einer MBA haben.

Letztlich ist die Qualitätskontrolle der durchgeführten Untersuchungen noch offen (Probenahmemethoden, Ringversuche etc.).

Aufgrund der hohen Konzentration einer Reihe von Abluftbestandteilen im Bereich von 1 mg/m³ und zum Teil deutlich darüber, ist es schwierig, die Nachweisgrenze für toxische Einzelstoffe in den Nanogramm-Bereich auszudehnen. Es muß davon ausgegangen werden, daß eine Steigerung der Nachweisempfindlichkeit in diesen Bereich hinein die Stoffliste erweitern wird. Somit muß gegenwärtig offen bleiben, wie sich die Mikroorganismen in der Abluft der MBA insgesamt zusammensetzt und welche toxikologische Bedeutung sie hat.

Diese Lücke wird von der Analytik wahrscheinlich nicht vollständig geschlossen werden können. Sie wird daher, wie in anderen Bereichen der Abfallwirtschaft, von der Wirkungsforschung geschlossen werden.

Eine Zusammenfassung der im Rohgas von mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen auftretenden Schadstoffkonzentrationen ist in Tab. 66 dargestellt (93). Bei den Meßwerten wurde zwischen Konzentrationen, die in den ersten 14 Tagen der Rotte gemessen wurden, und denen der übrigen Rottezeit unterschieden. Dargestellt sind jeweils die höchsten und niedrigsten in diesen Rottephasen gemessenen Werte. Die Aufstellung soll einen Überblick über die in der MBA-Abluft (Rohgas) vorliegenden Konzentrationsspannen der einzelnen Verbindungen geben. Die Ergebnisse zeigen nochmals deutlich, daß für alle untersuchten Elemente/Verbindungen die höchsten Austräge innerhalb der ersten 14 Tage zu verzeichnen sind. Die Datenlage basiert auf dem Stand vom Jänner 1997 und beinhaltet Meßergebnisse nachfolgend aufgeführter Untersuchungsvorhaben:

- ZAW Donau-Wald, Forschungsvorhaben des Bayerischen Umweltministeriums (1), geprüfte Verfahren: HerHof-Rottebox, BTA-Vergärungsverfahren
- Forschungsvorhaben der Firma HerHof (94)
- MBA-Anlage Quarzbichl, Forschungsvorhaben des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technik (95); geprüfte Verfahren: Rottetrommel, ML-Rotteboxen
- Forschungsvorhaben des Landes Hessen und der Südhessischen Arbeitsgemeinschaft Abfall (SAGA) (96, 97); geprüfte Verfahren: diverse Zerkleinerungsanlagen, HerHof-Rotteboxen unterschiedlicher Modifikationen
- MBA-Anlage Lüneburg, Forschungsvorhaben des Landes Niedersachsen (98); geprüfte Verfahren: Tafelmietenrotte

Tab. 66: Schadstoffkonzentrationen im Rohgas der MBA (Anlagen s.o.) (93)

Parameter	Einheit	erste 14 Rottetage		Rest der Rottedauer		Anzahl der Messungen
		Max.	Min.	Max.	Min.	
Halogenwasserstoffe						
HCl	mg/m ³	0,8	0,1	< 5	< 5	8
HF	mg/m ³	0,035	< 0,01	0,03	0,03	11
Summenparameter						
AOX	mg/m ³	1,2	0,17	0,12	< 0,12	8
TOC	mg/m ³	1.400	10	10	< 10	14
Summe Organik (TA-Luft Anhang E) ^a	mg/m ³	463	1,39	2,34	0,71	berechnet
Alkane						
Cyclohexan	mg/m ³	0,7	< 0,01	< 0,01	< 0,01	8
Hexan	mg/m ³	< 0,05	< 0,01	< 0,025	< 0,025	8
Heptan	mg/m ³	1,3	0,08	0,03	< 0,03	8
Octan	mg/m ³	2,0	0,08	0,01	< 0,01	8
Nonan	mg/m ³	12	0,04	< 0,05	< 0,05	8
Dekan	mg/m ³	43	< 0,05	< 0,05	< 0,05	8
FCKW						
R11	mg/m ³	3,1	0,01	0,03	< 0,03	10
R12	mg/m ³	1,7	< 0,05	< 0,05	< 0,05	10
R21	mg/m ³	< 0,05	< 0,005	< 0,025	< 0,025	10
Schwermetalle						
Hg	µg/m ³	37	0,2	< 5	< 0,05	50
Cd	µg/m ³	0,9	0,013	< 0,02	< 0,02	42
Tl	µg/m ³	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	34
Sb	µg/m ³	1,3	< 2	< 2	< 1	8
As	µg/m ³	0,01	0,002			25
Pb	µg/m ³	31	0,016			16
Cr	µg/m ³	13,7	0,001	0,002	0,002	12
Co	µg/m ³	4,1	< 0,3	0,3	< 0,3	8
Cu	µg/m ³	26	< 0,2	1	< 1	8
Mn	µg/m ³	53,8	< 0,2	5	< 5	8
Ni	µg/m ³	10	2,4	10	< 7	8
Se	µg/m ³	6,9	< 5,5			2
V	µg/m ³	6	< 1	< 2	< 2	8
Sn	µg/m ³	84,3	< 5			3
Cr-VI	µg/m ³	0,43	0,19			18
aliphat. CKW						
Dichlormethan	mg/m ³	0,5	< 0,004	< 0,004	< 0,004	35
Trichlormethan	mg/m ³	0,2	< 0,002	< 0,002	< 0,002	36
Tetrachlormethan	mg/m ³	< 0,02	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	36
1,2-Dichlorethan	mg/m ³	< 0,01	< 0,005	< 0,005	< 0,005	8
1,1,1-Trichlorethan	mg/m ³	0,2	0,0034	< 0,002	< 0,002	33
1,1-Dichlorethen	mg/m ³	0,01	< 0,005	< 0,005	< 0,005	8
cis-1,2-Dichlorethen	mg/m ³	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	33

Parameter	Einheit	erste 14 Rottetage		Rest der Rottedauer		Anzahl der Messungen
		Max.	Min.	Max.	Min.	
trans-1,2-Dichlorethen	mg/m ³	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	33
Trichlorethen	mg/m ³	1,38	0,002	0,002	< 0,002	38
Tetrachlorethen	mg/m ³	2,7	< 0,004	0,35	< 0,008	38
Vinylchlorid	mg/m ³	< 0,01	< 0,004	< 0,004	< 0,004	52
Acetate						
Ethylacetat	mg/m ³	32	< 0,004	< 0,004	< 0,004	33
n-Butylacetat	mg/m ³	2,5	< 0,004	< 0,004	< 0,004	33
iso-Butylacetat	mg/m ³	0,5	< 0,004	< 0,004	< 0,004	33
tert-Butylacetat	mg/m ³	3,0	< 0,004	< 0,004	< 0,004	34
Ether						
Tetrahydrofuran	mg/m ³	0,6	< 0,004	0,006	< 0,004	30
Terpene						
α-Pinen	mg/m ³	14	0,3	0,07	< 0,07	8
β-Pinen	mg/m ³	6,4	0,3	< 0,05	< 0,05	8
Limonen	mg/m ³	56	0,2	0,1	< 0,1	8
Campher	mg/m ³	1,3	< 0,05	< 0,05	< 0,05	8
Aromaten						
Benzol	mg/m ³	0,3	0,002	0,02	< 0,004	63
Toluol	mg/m ³	11,5	0,005	0,14	< 0,004	63
Ethylbenzol	mg/m ³	13	0,012	0,05	< 0,004	61
m-, p-Xylol	mg/m ³	38	< 0,02	0,057	< 0,004	61
o-Xylol	mg/m ³	10	0,012	0,02	< 0,004	61
Styrol	mg/m ³	5,9	0,01	0,03	< 0,004	33
Aldehyde/Ketone						
Formaldehyd	mg/m ³	0,15	< 0,01	< 0,01	< 0,01	8
Acetaldehyd	mg/m ³	2,7	< 0,01	< 0,01	< 0,01	8
Propionaldehyd	mg/m ³	0,4	< 0,01	< 0,01	< 0,01	8
Valeraldehyd	mg/m ³	0,32	< 0,01	< 0,01	< 0,01	8
Acrolein	mg/m ³	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	8
Aceton	mg/m ³	140	< 0,01	0,94	< 0,01	31
2-Butanon	mg/m ³	55	< 0,01	0,07	< 0,01	30
1-Butylmethylketon	mg/m ³	0,4	< 0,004	< 0,004	< 0,004	30
Chlorierte Aromaten						
Hexahlorbenzol	µg/m ³	0,036	0,005	0,005	0,004	9
Σ Chlorbenzole (1,3,4,5,6)	µg/m ³	300	0,02	2	0,02	17
Σ Chlorphenole (3,4,5)	µg/m ³	0,12	0,001	0,019	0,0007	17
Σ PCB DIN	ng/m ³	446	6	239	< 6	17
PCDD/PCDF (I-TEQ)	pg/m ³	6,26	0,028			10
PAK						
PAK (EPA)	µg/m ³	55,1	1,5	2,3	< 2	13

a Summe der Verbindungen nach Anhang E der TA-Luft 1996

Bemerkenswert ist die Diskrepanz zwischen den TOC-Werten (ermittelt als Summenparameter mittels Flammenionisationsdetektor) und der „Summe Organik“ (Summe der Einzelverbindungen nach Anhang E der TA-Luft 1996). Diese kann durch das Auftreten stark flüchtiger, mittels FID detektierbarer Verbindungen (z. B. Methan etc.) bedingt sein, was aber nicht sehr wahrscheinlich ist, oder durch die Verwendung unterschiedlicher analytischer Methoden, wobei aufgrund der unterschiedlichen „Response“-Faktoren der Einzelverbindungen der Unterschied teilweise erklärbar wäre. Dennoch zeigt die erhebliche Diskrepanz, daß eine methodische und interpretative Abklärung dieser Ergebnisse erforderlich ist.

Die erhöhten Quecksilber- und Cadmiumkonzentrationen, wie sie bei den ersten orientierenden Untersuchungen (1) 1993 im Forschungsvorhaben des ZAW Donau-Wald ermittelt wurden, konnten bei späteren Messungen nicht bestätigt werden. Schon eine zum damaligen Zeitpunkt durchgeführte Plausibilitätsprüfung, insbesondere der Schwermetallkonzentrationen in der Abluft, mit Hilfe einer Gesamtbilanz ließ vermuten, daß die gemessenen Werte mit einer hohen Unsicherheit behaftet waren. Die Rohgaskonzentrationen der Metalle liegen bei der Mehrzahl der neueren Untersuchungen weit unter den Grenzwerten der 17. BImSchV (siehe Tab. 69).

Im Rahmen des Hessischen Forschungsvorhabens mußte, da die gemessenen Schwermetall-Konzentrationen weit unter den üblichen Bestimmungsgrenzen lagen, die Probenahmedauer in einer Sonderuntersuchung von 10 Stunden auf 3 bzw. 6 Tage erhöht werden. Auf diese Weise konnten Konzentrationen ermittelt werden, die z. T. mehrere Zehnerpotenzen unter den vorherigen Bestimmungsgrenzen lagen.

Im Gegensatz hierzu zeigen die Messungen im Landkreis Ludwigsburg und auch in Wittstock höhere Werte. Somit verbleibt auch im Falle der Schwermetallemissionen ein uneinheitliches Bild, das der Aufklärung bedarf.

Es werden zwar von unterschiedlichen Autoren Frachtabstzungen für die verschiedenen Schadstoffe veröffentlicht, bei genauer Betrachtung der Primärdaten ist aber festzustellen, daß die Probenahmeintervalle zu lang sind, so daß genaugenommen eine belastbare Frachtberechnung nicht vorgenommen hätte werden können. Auf diesem Gebiet sind daher ebenfalls adäquate Untersuchungen vordringlich, auch vor dem Hintergrund, daß die bisherigen Rohgas-Frachtberechnungen nahelegen, daß die immissionsschutzrechtlichen Summenfrachten erreicht oder auch überschritten werden können.

Entscheidend für die Emissionsprognose der MBA sind die Frachten. Die folgende Tab. 70 zeigt die Rohgaswerte (in mg/s) für eine mittelgroße Modellanlage.

Die Werte wurden nur für die Versuchsprogramme errechnet, die methodisch geeignet erscheinen, für eine Emissionsprognose herangezogen zu werden.

Insgesamt ist zwar keine der in Tab. 70 aufgenommenen Meßreihen als ohne Defizite (Parameterumfang, Probenahmezeitpunkt und -häufigkeit) einzustufen, in Ermangelung besserer Daten ermöglichen diese Werte aber orientierende Abschätzungen des rohgasseitigen Emissionspotentials der MBA (s. u.).

Tab. 67: Anlagenemissionen für definierte Randbedingungen: 6 Tage Rotte, 10 Mg/h Durchsatz, Luftführung wie in den jeweiligen Untersuchungen
 (LU1 = Ludwigsburg I, LU2 = Ludwigsburg II, WI = Wittstock, SA-DO: SAGA, „Doppstadt“; SA-CA: SAGA, „Cascade“, SA-KU = SAGA II, „Kurzzeitrotte“, SA-OP: SAGA II, „Optimalrotte“)

Parameter	Einheit	LU1	LU2	Emissionspotential Intensivrotte			
				WI	SA-DO	SA-CA	SA-KU
NH ₃	g/Mg			3,6		36	24
N ₂ O	g/Mg			1,2		1,4	
SO ₂	g/Mg			1,5		7,2	
HCl	g/Mg			1,8			
Schwermetalle							
Hg	g/Mg			0,0043			0,014
Cd	g/Mg	0,0054	0,0023	0,0072			0,014
Tl	g/Mg						
Sb	g/Mg						
As	g/Mg	0,0028	0,0012				
Pb	g/Mg						
Cr	g/Mg						
Co	g/Mg						
Cu	g/Mg						0,0014
Mn	g/Mg						0,0029
Ni	g/Mg						0,010
V	g/Mg						
Cr-VI	g/Mg						
Alkane							
Cyclohexan	g/Mg					0,14	0,72
Hexan	g/Mg						
Heptan	g/Mg					1,5	1,1
Octan	g/Mg					1,7	1,1
Nonan	g/Mg					12	8,6
Dekan	g/Mg					55	26
FCKW							
R11	g/Mg		5,4			3,6	1,0
R12	g/Mg					0,36	0,83
R21	g/Mg					0,14	0,0029
aliphat. CKW							
Dichlormethan	g/Mg		0,65			0,43	0,24
Trichlormethan	g/Mg					0,22	0,014
Tetrachlormethan	g/Mg					0,22	0,014
1,1,1-Trichlorethan	g/Mg		0,018	0,014	0,22	0,090	
cis-1,2-Dichlorethen	g/Mg					Σ =	Σ =
trans-1,2-Dichlorethen	g/Mg					< 0,0072	0,047
Trichlorethen	g/Mg		0,18	1,2	0,10	0,76	0,35
Tetrachlorethen	g/Mg		1,9	1,6	0,086	1,7	0,090
Vinylchlorid	g/Mg	0,0068	0,40				0,0036
Acetate							
Ethylacetat	g/Mg		187	7,9	72	20	< 4,5
n-Butylacetat	g/Mg		1,6	Σ =		1,8	0,72
iso-Butylacetat	g/Mg			0,31		< 0,76	
tert. Butylacetat	g/Mg					2,6	< 1,5
Ether							
Tetrahydrofuran	g/Mg		1,8	0,68	0,058		0,58

Parameter	Einheit	LU1	LU2	WI	Emissionspotential Intensivrotte			
					SA-DO	SA-CA	SA-KU	SA-OP
Terpene								
α-Pinen	g/Mg					16	14	
β-Pinen	g/Mg					7,6	5,5	
Limonen	g/Mg					56	56	
Campher	g/Mg					2,0	0,86	
Aromaten								
Benzol	g/Mg	0,014	0,0023	1,2	0,17	0,36	0,40	0,18
Toluol	g/Mg	0,21	0,19	15	2,6	2,5	10	8,3
Ethylbenzol	g/Mg	0,50	0,58	50	4,7	2,1	12	4,0
m-, p-Xylool	g/Mg	1,7	0,72	94	9,4		35	13
o-Xylool	g/Mg	1,5	1,8	28	2,3		9,4	3,5
Styrol	g/Mg			1,3	1,0	8,3	2,8	1,6
Aldehyde/Ketone								
Formaldehyd	g/Mg					0,029	0,11	
Acetaldehyd	g/Mg					< 0,014	2,3	
Propionaldehyd	g/Mg					< 0,014	0,40	
Valeraldehyd	g/Mg					< 0,014	0,47	
Aceton	g/Mg		230	18	191	< 0,014	0,79	
2-Butanon	g/Mg		90	47	36	< 0,014	2,4	
1-Butylmethylketon	g/Mg				0,00076	0,10	0,47	0,29
Chlorbenzole								
Chlorbenzol	mg/Mg		24120			288	90	
1,2-Dichlorbenzol	mg/Mg							
1,3-Dichlorbenzol	mg/Mg					< 3310		
1,4-Dichlorbenzol	mg/Mg					4680		
1,2,3-Trichlorbenzol	mg/Mg					< 7,2		
1,2,4-Trichlorbenzol	mg/Mg							
1,3,5-Trichlorbenzol	mg/Mg							
Σ Trichlorbenzole	mg/Mg					3,6		
Σ Tetrachlorbenzole	mg/Mg					0,11		
Σ Pentachlorbenzole	mg/Mg					0,036		
HCB	mg/Mg					0,036		
Σ Chlorbenzole	mg/Mg	6,8	6,8	5,0			3,6	
Chlorphenole								
Σ Trichlorphenole	mg/Mg					0,036		
Σ Tetrachlorphenole	mg/Mg							
Pentachlorphenol	mg/Mg							
Σ Chlorphenole	mg/Mg	112	94	0,14				
PCB								
PCB #28	µg/Mg					0,029		
PCB #52	µg/Mg					0,054		
PCB #101	µg/Mg					0,014		
PCB #153	µg/Mg					0,022		
PCB #136	µg/Mg					0,0014		
PCB #180	µg/Mg					< 0,036		
Σ 6 PCB DIN	µg/Mg					0,11		
Σ PCB DIN	µg/Mg		0,1656			0,36		
Σ HCH	µg/Mg		16,56					
Σ DDX	µg/Mg		0,648					
PAK								
PAK (EPA)	µg/Mg		162					

3.4 Reingasbelastung bei der Mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung

Die Ausführungen der Kap. 3.1 - 3.3 dokumentieren ein mittlerweile recht umfangreiches Wissen über Emissionen bzw. Emissionspotentiale aus der MBA, wenn auch mit den dargestellten methodischen Defiziten behaftet. Nun ist diese Kenntnis bzw. die Darstellung dieser Erkenntnisse nicht zu verwechseln mit der Darstellung des tatsächlichen Emissionsverhaltens der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung.

Zwischen Potential bzw. Rohgasemission und Umweltbelastung steht die Abluftfassung und Abluftreinigung.

Daher wurde bewußt das Thema „Reingas“ getrennt abgehandelt, weil ansonsten immer die Gefahr besteht, daß beim „schnellen Lesen“ Rohgas und Reingas verwechselt werden bzw. in einander übergehen.

Für die Abluftreinigung werden im Fall der MBA gegenwärtig beinahe durchgängig die biologischen Verfahren eingesetzt bzw. eingeplant.

Im folgenden werden zunächst konkrete Messungen an MBA analysiert, dieser Erkenntnisstand wird im Anschluß einer Defizitanalyse unterzogen, um abschließend bewertet zu werden.

In Kapitel 3.4 wird nicht untersucht, ob eine Abluftreinigung für MBA überhaupt erforderlich ist.

3.4.1 Literaturdaten zur biologischen Abluftreinigung einzelner Xenobiotika

Im folgenden wird nun untersucht, ob Biofiltersysteme grundsätzlich in der Lage sind, die in der MBA-Abluft potentiell vorhandenen Einzelstoffe zurückzuhalten bzw. abzubauen. Auch hier ist aus einer umfangreichen Literatur auszuwählen. Im folgenden sollen daher einige exemplarische Arbeiten herangezogen werden, die die Leistungsfähigkeit der biologischen Abluftreinigung illustrieren.

3.4.1.1 Entfernung von Einzelstoffen bzw. einzelnen Verbindungsklassen

Biofilter-Systeme wurden in der Vergangenheit erfolgreich zur Abscheidung definierter Einzelstoffe eingesetzt. So ergeben sich bei der Herstellung von Sperr- bzw. Spanplatten z. T. erhebliche Formaldehyd-Freisetzungen. Mackowiak (99) berichtet von Formaldehydkonzentrationen im Bereich von 5 - 7 mg/m³ (bis max. 25 mg/m³) die in einer seit längerem im Betrieb befindlichen Filteranlage um 80 bis 95,5 % abgereinigt werden.

Biofilter werden erfolgreich für die Reinigung der Abluft aus Lackieranlagen eingesetzt. In diesen Fällen sind die bekannten Lösemittel abzubauen. Bronnenmeier et al. (100) berichten über ein unkonventionelles Verfahren mit kurzen Anfahrzeiten und hoher spezifischer Aktivität der Biomasse.

Die folgende Tabelle zeigt den Konzentrationsbereich der Rohabluft für die relevanten Einzelstoffe.

Tab. 68: Organische Hauptkomponenten in der Rohabluft einer Lackiererei (100)

Komponente	Rohluftkonzentration
Toluol	50 mg/m ³
Ethylbenzol	100 mg/m ³
o-Xylool	25 mg/m ³
m-Xylool	200 mg/m ³
p-Xylool	200 mg/m ³
Butylacetat	400 mg/m ³

, wenn auch mit den dargestellten methodischen Defiziten behaftet.

Es wird deutlich, daß hier vergleichsweise hohe Frachten auf den Biofilter beaufschlagt werden.

Reitzig et al. (101) finden hohe Wirkungsgrade zum Abbau von Ethylacetat mittels Biofiltern (verschiedene Komposte), die zwischen 85 und 100 % liegen, wobei die Filterbelastung bei 60 bzw. 120 g C/m³ und h lag.

Selbst über die Möglichkeit der Abreinigung von CKW wird in der Literatur berichtet. Jäger (102) veröffentlichte die folgenden Labordaten.

Tab. 69: Wirksamkeit von Biofiltern zur Reinigung der Abluft von CKW und anderen Abluftinhaltsstoffen (102)

Parameter	Rohluft	Luft nach Neutralisation	Reinluft nach Biofilter	Abnahme in % durch Biofilter
Dichlormethan	28	12	k.A.	k.A.
1,2-Dichlorethan	7.301	53	14	74 %
Trichlorethan	62	29	18	38 %
1,2-Dichlorpropan	1.996	967	112	88 %
1,3-Dichlorpropan	324	96	10	90 %
2,3-Dichlorpropan	312	44	4	91 %
Perchlorethylen	684	257	86	67 %
Monochlorbenzol	2.061	806	53	93 %
2-Chlortoluol	235	132	64	52 %
3-Chlortoluol	206	81	46	43 %
Chloroform	667	70	35	50 %
Σ Chlorverbindungen	13.876	2.547	442	83 %
Methylisobutylketon	4.935	882	35	96 %
Dimethylether	1.063	126	6	95 %
Toluol	132	28	12	57 %
Cyclohexan	82	38	13	66 %
Dimethyldisulfid	120	35	3	91 %
Dimethyltrisulfid	227	18	k.A.	k.A.
Dimethyltetrasulfid	14	8	k.A.	k.A.

Reiser und Fischer (103) berichten über den Einsatz von Hochleistungsbiofiltern für einen glasfaserkunststoff-(GFK)-verarbeitenden Betrieb. Hauptbestandteil der kontaminierten Abluft war Styrol (und Aceton). Im Normalbetrieb zeigten sich gute Abscheideleistungen. Die hohen Konzentrationsschwankungen und diverse betriebliche Probleme (z. B. Kurzarbeit mit verminderter Abluftbelastung) zeigten aber auch, daß die Effektivität der Abluftreinigung von einer Reihe von Randbedingungen abhängig ist. Trotz dieser Probleme konnte im Mittel ein Wirkungsgrad von 60 % festgestellt werden.

Ploder et al. (104) zeigten, daß Biofilter und Biowäscher auch geeignet sind, geradkettige Kohlenwasserstoffe befriedigend abzubauen. Für den Biowäscher konnte die bekannte Abhängigkeit der Abbauraten von der jeweiligen Wasserlöslichkeit festgestellt werden.

Insgesamt zeigt die Auswahl der Literaturdaten und Untersuchungsberichte, daß Biofilter (und Biowäscher), angepaßt auf die jeweiligen Fragestellungen bzw. Abluftzusammensetzungen eine große Bandbreite von Einzelsubstanzen mit hohen Eliminierungsraten entfernen können. Daher werden sie zwischenzeitlich in vielen Industriebereichen als Filtersysteme eingesetzt.

Allerdings zeigen die Literaturdaten auch, daß das Biofilter ein zu konditionierendes System ist, das auf Störungen empfindlich reagiert, und daß für hohe Wirkungsgrade und stabile Betriebszustände auf technisch aufwendige Konzepte zurückgegriffen werden muß.

Die obigen Ausführungen zeigen daher, daß das Biofilter das Potential hätte, auch für die MBA für viele Abluftbestandteile zumindestens als Basis-Aggregat der Abluftreinigung eingesetzt zu werden. Offen ist, ob dieses auch für die umfangreichere Palette an Xenobiotika in deren vergleichsweise niedrigeren Konzentrationen (für den jeweiligen Einzelstoff) und deren hoher Schwanlungsbreite ähnlich hohe Wirkungsgrade bringt, wie in den oben dargestellten industriellen Anwendungsbereichen.

3.4.1.2 Reinigung von komplex zusammengesetzter Abluft bei niedrigen Konzentrationen

Auf der Suche nach Antworten auf die Frage nach der Leistungsfähigkeit von Biofiltern bei komplex zusammengesetzter Abluft kann ebenfalls auf einzelne Untersuchungen in der Literatur zurückgegriffen werden. Dort werden Reinigungsleistungen von Biofiltern für z. B. Alkohole, Ester, Ketone und Aromaten mit fast ausnahmslos > 90 %, überwiegend sogar > 99 % (105) angegeben.

3.4.1.2.1 Untersuchungen von Torres et al.

Torres und Mitarbeiter haben 1995 umfangreiche Untersuchungen zur Wirksamkeit von Biofiltern und Biowäschern für die Reinigung der Abluft von Kläranlagen durchgeführt (106). Hierbei ging es einerseits um die Effektivität der Entfernung von Geruchsstoffen (H_2S u. a.). Andererseits wurde aufgrund verschärfter Luftreinhaltebestimmungen in Kalifornien auch untersucht, wie sich die Filtersysteme zur Entfernung flüchtiger Schadstoffe eignen.

3.4.1.2.1.1 Versuchsaufbau

Getestet wurden Biofilter im Labor- und im halbtechnischen Maßstab. Hierbei kamen als Trägermaterial Komposterde aus Grünabfall (yard waste compost) und aus Klärschlamm, Aktivkohle und Zeolithe (= Ionenaustauscher auf der Basis von Silikaten) zum Einsatz.

Das Untersuchungsprogramm umfaßte die auch im Falle der MBA relevanten Einzelverbindungen der Gruppe der Aromaten, der flüchtigen Chlororganik und der Aldehyde und Ketone.

Die folgende Tabelle zeigt die gemessenen Konzentrationen im Rohgas der mechanischen Klärstufe einer Abwasserbehandlungsanlage. Man erkennt, daß die Konzentrationsbereiche recht gut mit der Abluft der MBA (Heißrottephase) übereinstimmen. Zudem sind, wie auch bei der MBA zu erwarten, hohe Konzentrationsschwankungen vorhanden.

Tab. 70: Konzentrationsmessungen in der Abluft der mechanischen Behandlungsstufe einer Kläranlage (106)

Parameter	Einheit	Serie 1		Serie 2	
		Minimum	Maximum	Minimum	Maximum
Benzol	ppbv	< 0,1	32,9	0,8	17,2
Toluol	ppbv	2,7	195	2,8	96,2
m-, p-Xylool	ppbv	0,7	39,6	3,5	13,5
o-Xylool	ppbv	< 0,5	55,8	1,8	46,4
Dichlormethan	ppbv	< 0,1	163	2,5	66,4
Tetrachlorethen	ppbv	3,3	703	0,9	91,3
Tetrachlorkohlenstoff	ppbv	< 0,1	1,9	n.n. (NWG ?)	0,6
1,1,1-Trichlorethan	ppbv	0,4	117	1,5	67,2
Trichlorethen	ppbv	0,2	8,2	< 0,2	13,4
Trichlormethan	ppbv	1,3	35,5	4,7	67,9
Vinylchlorid	ppbv	< 0,2	8,9	< 0,1	1
Acetaldehyd	ppbv	4,9	22,9	n.u.	n.u.
Aceton	ppbv	32	270	n.u.	n.u.
Formaldehyd	ppbv	4,9	47,3	n.u.	n.u.
Methylethylketon	ppbv	10,1	83,8	n.u.	n.u.
Methylisobutylketon	ppbv	< 0,07	3,4	n.u.	n.u.
Nicht-Methan-Organik	ppm	2,6	195	1,8	32,6
H ₂ S	ppm	0,2	18	1,3	11,2

n.u. = nicht untersucht

3.4.1.2.1.2 Ergebnisse

Die Biofilter wurden über Wochen eingefahren. Die Versuchsdauer betrug 217 bzw 259 Tage. Es muß daher davon ausgegangen werden, daß die Filter hinreichend gut konditioniert waren.

Die folgende Tabelle zeigt die ermittelten prozentualen Wirkungsgrade der getesteten Filtersysteme.

Tab. 71: Wirkungsgrade (%) der getesteten Biofiltersysteme in Abhängigkeit von der mittleren Verweilzeit (106)

↓ Parameter	Wirkungsgrad (%) nach ⇒	Aktivkohle (%)			Grünabfallkompost (%)		
		17 sec.	20 sec.	30 sec.	30 sec.	45 sec.	70 sec.
Benzol	90	93	88	36	51	70	
Toluol	97	99	98	11	24	89	
m-, p-Xylol	96	n.v.	94	- 29	n.v.	n.v.	
o-Xylol	93	91	95	- 629	- 94	83	
Dichlormethan	- 204	- 224	19	35	- 188	- 103	
Tetrachlorethen	94	91	98	57	- 19	- 80	
Tetrachlorkohlenstoff	- 5	25	21	- 11	- 13	- 8	
1,1,1-Trichlorethan	- 54	- 65	0	- 9	- 59	34	
Trichlorethen	68	82	3	0	- 30	27	
Trichlormethan	9	- 60	- 50	11	- 44	- 43	
Vinylchlorid	- 7	56	4	- 11	- 3	- 5	
Acetaldehyd	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	
Aceton	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	
Formaldehyd	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	
Methylethylketon	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	
Methylisobutylketon	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	
Nicht-Methan-Organik	97	99	88	11	24	89	
H ₂ S	100	100	99	95	99	100	

n.v. = nicht verfügbar

n.u. = nicht untersucht

Die Wirkungsgrade eines parallel getesteten Biowäschers waren nur unbefriedigend.

Von Interesse sind auch die Ergebnisse, die mit unterschiedlicher „Fahrweise“ der Biofilter erhalten wurden. Die folgende Abbildung zeigt aggregiert für das Material Grünabfallkompost die Ergebnisse im Pilotmaßstab.

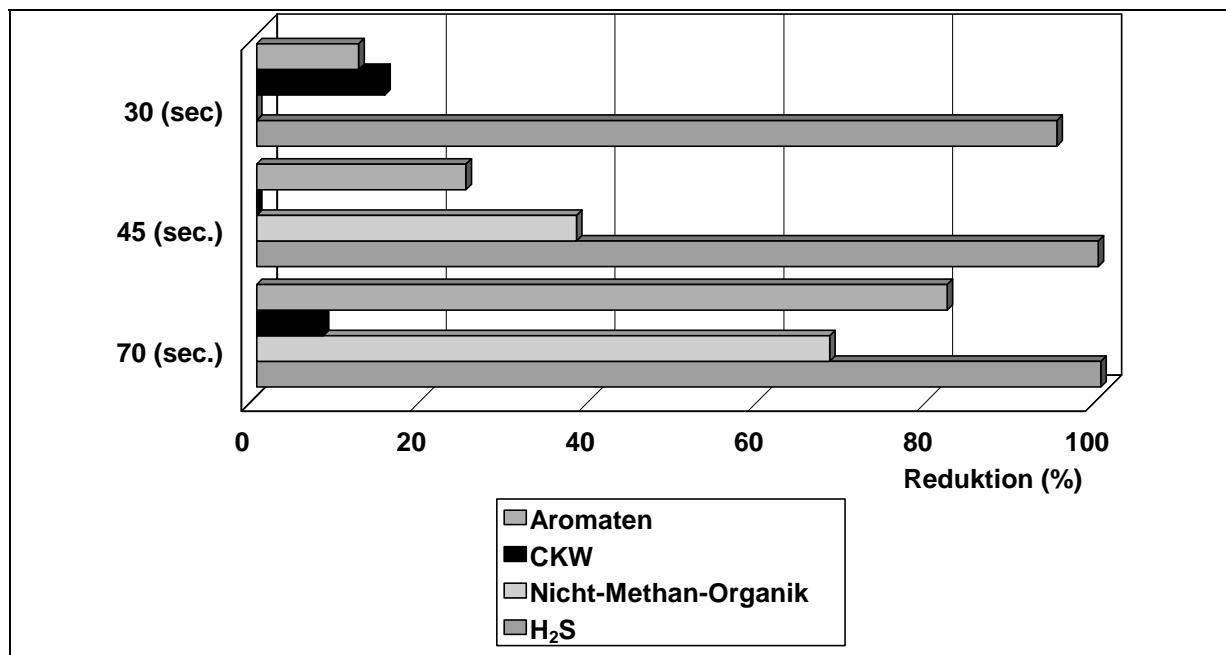


Abb. 15: Abscheideergebnisse bei unterschiedlicher Fahrweise der Biofilter; Material: Grünabfallkompost (106)

3.4.1.2.1.3 Diskussion

Die gemessenen Wirkungsgrade schwanken, je nach untersuchter Substanz, zwischen sehr gut über mäßig bis ungenügend. Insbesondere die chlororganischen Verbindungen weisen eine geringe bis mittlere Entfernbartigkeit auf. Interessant ist, daß bei einer mittleren Verweilzeit von 30 Sekunden im Biofilter (Kompost) die Abbaugrade bzw. die Rückhaltung bis auf H₂S unzureichend sind. Auch Verweilzeiten von 45 Sekunden bringen noch keine ausreichenden Ergebnisse, selbst für die Substanzen, die nach den Labortests prinzipiell abbaubar erscheinen.

Folgt man den von Torres et. al. ermittelten Daten, so ist bei der üblichen Auslegung von Biofiltern zwar mit einer hinreichenden H₂S-Entfernung zu rechnen (Geruchsproblem), für die organischen Schadstoffe ist diese Auslegung aber nicht ausreichend. Zudem verdoppelt sich die Abscheideleistung für die Nicht-Methan-Organik im Biofilter (aus Kompost), wenn die Verweilzeit von 45 auf 70 Sekunden gesteigert wird. Ob allerdings oberhalb von 70 Sekunden Verweilzeit eine weitere Steigerung möglich ist, wurde nicht untersucht.

Interessant an den Ergebnissen von Torres ist schließlich auch die doch beachtliche Bedeutung, die das Trägermaterial für den Biofilter hat. So treten für Aktivkohle hohe Abscheideleistungen schon für sehr kurze Verweilzeiten im Filter auf. Es scheint daher lohnend zu sein, durchzurechnen, ob es zur Erreichung befriedigender Abbauraten kostengünstiger ist, die Filtervolumina zu erhöhen oder das Filtermaterial zu wechseln.

Somit ist folgendes Resumee zu ziehen:

- Der konventionelle Biofilter wirkt recht unterschiedlich, je nach betrachteter Einzelsubstanz.
- Die Verweilzeit der Abluft im Biofilter stellt für die Auslegung von Biofilter eine entscheidende Größe dar.
- Biofilter aus Kompost o.ä. (also den heute gebräuchlichen Materialien) benötigen deutlich höhere Verweilzeiten als die, die sich aus den heute üblichen Filterbemessungen ableiten.
- Unklar ist, welche Verweilzeiten angesetzt werden sollten.

3.4.1.2.2 Untersuchungen von Hentz et al.

Das Philadelphia Water Department mußte aufgrund von erhöhten Luftbelastungen mit VOC (flüchtige organische Stoffe), HAPs (hazardous air pollutants = gefährliche Luftschaadstoffe) und Gerüchen Untersuchungen durchführen, wie im Rahmen ihrer Klärschlamm Lagerung und -kompostierung die Abluft effektiver gereinigt werden kann (3). Es wurden umfangreiche Messungen über die jeweiligen Quellen der Emissionen durchgeführt. Für die Abluftreinigung wurde ein optimierter Biofilter (großtechnisch) getestet.

Die Zusammensetzung der Abluft und der Konzentrationsbereich der enthaltenen organischen Einzelstoffe ist gut vergleichbar mit der MBA-Abluft. Die Reinigung der Abluft mit high-tech und auch mit low-tech Biofiltern erbrachte mittlere Wirkungsgrade von 50 %.

Tab. 72: Potentielle HAP-Emission einer Klärschlammaufbereitungsanlage (signifikante Stoffe); Angaben in kg/a (berechnet nach (3))

Parameter	Wichtige Quellen im Bereich Entwässerung und Feststofflagerung			Wichtige Quellen im Bereich Kompostierung			b
	Lager für Flüssig-schlamm	Haupt-dach	Feststoffkuchen-Lager	Rotte-miete	Biofilter	Nach-rotte	
aliphatische KW							
Methanol	145	354	53	2.408	2.029	1.256	6.245
2-Butanon	2	27	341	111	135	42	658
Methyl-tert.-Butylether	0,5	13					14
Hexan					11		11
Aromaten							
Benzol	1	10	2		2	5	19
Toluol	1.897	2.069	213	3	29	10	4.220
Ethylbenzol	57	45	551	1	0,2	1	656
m-, p-Xylool	3	24	36		3	1	67
o-Xylool	3	10	33		2	0,3	48
Styrol	23	16	164	8	90	7	308
Cumol	136	36	101	1			275
CKW							
Chlormethan	0,1	49		0,34	0,4	2	52
Chloroform		2					2
Trichlorethen			4	3	1		8
Tetrachlorethen			11		1		12
1,2-Dibrom-3-Chlorpropan				11			11
Chloraromaten							
Chlorbenzol	1		4				5
1,4-Dichlorbenzol	1	5	21		4		31
1,2,4-Trichlorbenzol	0,28			2	3		5
CS ₂			22	32	100	29	183
Gesamt (kg/a)	2.270	2.659	1.556	2.581	2.412	1.354	12.832

Resumee:

- Die Untersuchung von Hentz et al. zeigen für die eingesetzten Biofilter unter Praxisbedingungen keinen optimalen Wirkungsgrad.

Anmerkung zur Begrenzung der VOC-Emissionen in den USA

In der Literatur sind eine Reihe von aktuellen Fallbeispielen vorhanden, die beschreiben, wie US-amerikanische Betreiber von Kompostwerken mit Regulierungsbehörden das Thema VOC „bearbeiten“. Hintergrund sind der Clean Air Act (107) und verschiedene Landesgesetze, die in ozongefährdeten Regionen die Emission an VOC begrenzen bzw. oberhalb einer definierten Quellenstärke (z. B. 25 Mg/a) Anforderungen an die Abluftreinigung stellen.

Unter VOC wäre die Gesamtmenge an organischen Stoffen in der MBA-Abluft zu verstehen. Da in Deutschland und in Österreich das Thema Ozon bzw. Sommersmog mittlerweile ebenfalls eine hohe Bedeutung einnimmt, ergeben sich für die Abluftreinigung möglicherweise zusätzliche Anforderungen. Dieser Aspekt wird in Abschnitt 3.5.12 unter dem Thema „Toxikologische und ökotoxikologische Bewertung“ abgehandelt.

3.4.2 Status quo der Abluftreinigung für MBA-Abluft in Deutschland

Die folgende status quo-Analyse ist nach drei Sachbereichen aufgeteilt:

- Pilotversuche
- Freilandrotten
- großtechnische MBAs.

3.4.2.1 Pilotversuche

In den vergangenen Jahren wurde eine Reihe von Pilotversuchen durchgeführt, um die Wirksamkeit von Abluftreinigungssystemen für die MBA zu testen.

3.4.2.1.1 ZAW Donau-Wald

In der genannten Untersuchung des ZAW Donau-Wald (Abschnitt 3.3.1) wurden erstmalig Messungen zur Wirksamkeit eines Biofilters bzgl. der Rückhaltung bzw. Minderung der Schadstoffkonzentrationen im Rohgas durchgeführt. Die folgende Tabelle zeigt die veröffentlichten Ergebnisse.

Tab. 73: Roh- und Reingaswerte eines Biofilters (Kranichstein) bei der aeroben Behandlung eines Restmüll-Klärschlamm-Gemisches (nach 1))

Parameter	Einheit	Rohgas	Reingas		Rein-/Rohgas		Reduktion um	
		↖	6.4.	13.4.	6.4.	13.4.	6.4.	13.4.
Hg	µg/m ³	0,13	0,058	0,089	0,45	0,68	55 %	32 %
Cd	µg/m ³	0,16	0,158	0,215	0,99	1,34	1 %	- 34 %
Benzol	mg/m ³	0,11	0,24	0,04	2,18	0,36	- 118 %	64 %
Toluol	mg/m ³	3,25	5,65	1,29	1,74	0,40	- 74 %	60 %
Xylol	mg/m ³	2,77	6,79	2,39	2,45	0,86	- 145 %	14 %
Ethylbenzol	mg/m ³	1,35	2,32	0,47	1,72	0,35	- 72 %	65 %
PAK (EPA)	µg/m ³	7,05	2,3	2,68	0,33	0,38	67 %	62 %
Chlorbenzole	ng/m ³	680	406	360	0,60	0,53	40 %	47 %
Chlorphenole	ng/m ³	123	36	14	0,29	0,11	71 %	89 %
PCB (DIN)	ng/m ³	56,6	2,05	n.b.	0,04	n.b.	96 %	n.b.
PCDD/F TE	pg/m ³	6,17	7,02	6,67	1,14	1,08	- 14 %	- 8 %
TOC	ppm	650	750	120	1,15	0,18	- 15 %	82 %

Es wird deutlich, daß die Filterwirkung relativ uneinheitlich ausfiel. Das eingesetzte Biofilter erwies sich als wenig tauglich. Schon im Bericht wird darauf hingewiesen, daß das Filter während der Untersuchungsphase suboptimal gearbeitet haben muß. Man erkannte bereits damals die Notwendigkeit für weitere Anstrengungen in der Emissionsminderung und schlug die Prüfung effizienterer Filter wie Biowäscher oder Adsorptionsfiltern vor.

Resumee:

- Biofilter müssen sehr sorgfältig angefahren und gewartet werden. Ihre Eignung für die wirksame Entfernung organischer Stoffe in der MBA-Abluft ist noch nachzuweisen.

3.4.2.1.2 Freiburg

Auch im Rahmen des Freiburger Modellversuchs wurden Abluftreinigungssysteme getestet, und zwar alternativ:

- Bioflächenfilter
- Containerbiofilter
- Biowäscher
- Biowäscher/Biofilter

Die Emissionsminderung durch die getesteten Abluftreinigungssysteme war nur gering. Sie betrug im Einzelbetrieb beim Biofilter ca. 30 % und beim Biowäscher ca. 15 %. Die Emissionsminderung durch Kombination von Biofilter und Biowäscher lag mit teilweise über 80 % deutlich darüber.

Mittels der chromatographischen Auswertung einer Rohgas- und Reingasprobe aus der zeitlich mittleren Phase der Rotte, in der keine anaeroben Verhältnisse vorherrschten, konnte über die Peakflächen ein mittlerer Wirkungsgrad für die installierten Filtersysteme abgeschätzt werden. Hierbei konnte kein durchgängiges Bild erhalten werden, vielmehr ergaben sich substanzspezifische Wirkungsgrade, die zwischen < 10 % bis > 70 % lagen.

Die Biofilter zeigten selbst in Kombination relativ unbefriedigende Wirkungsgrade. Hier wird aus heutiger Sicht eine höhere Optimierbarkeit der Filtersysteme gesehen. Freiburg zeigt daher relativ überzeugend, welche niedrigen Wirkungsgrade zu erwarten sind, wenn das Biofilter wie ein technischer Filter gesehen wird, den man auf „Knopfdruck“ einschalten kann. Die Untersuchungsergebnisse machen daher deutlich, daß für die biologische Abluftreinigung zur Schadstoffminderung ein hoher Einfahr- und Wartungsaufwand zu treiben ist.

Resumee:

- Das Biofilter ebenso wie der Biowäscher erwies sich auch in dieser Untersuchung als sensibles System; seine Eignung für die wirksame Reinigung der MBA-Abluft muß noch nachwiesen werden.

3.4.2.2 Trockenstabilat nach HerHof

Auch im Rahmen der Untersuchungen der Firma HerHof wurden Versuche zur nachgeschalteten Abluftreinigung durchgeführt. Zum Einsatz kamen Biofilter und ein Katalysator.

3.4.2.2.1 HerHof: Messungen 1995

Die damaligen PCB-Reingasmessungen nach Biofilter und Katalysator deuten eine rund 90 %ige Reduzierung an, was sich auch mit den weiter oben dargestellten Messungen (Donau-Wald, Freiburg) decken würde.

Tab. 74: Chloraromaten im Roh- und Reingas bei drei Meßkampagnen der Firma HerHof (76)

Parameter	Meßkampagne 1		Meßkampagne 2		Meßkampagne 3		
	Rohgas	Reingas Biofilter	Rohgas	Reingas Biofilter	Rohgas	Reingas Biofilter	Reingas Katalysator
	ng/m ³						
Σ Chlorbenzole	6.109	13.518	2.271	7.123	4.112	4.054	4.153
Σ PCB (DIN • 5)	319	28,5	132	19,7	164	13,8	17,7
Σ Chlorbenzole	59,2	33,4	26,5	9,36	27,7	13,4	20,2

Auffällig ist, daß abgesehen von den polychlorierten Biphenylen für die sonstige Chlororganik keine befriedigenden Abscheideleistungen durch die eingesetzten Filtersysteme erreicht werden konnten.

Die folgende Tabelle zeigt die Filterwirkungsgrade für die Gruppe der BTEX. Man erkennt recht deutlich, daß auch hier von keinem befriedigendem Wirkungsgrad gesprochen werden kann. Auch der eingesetzte Katalysator leistet diese Aufgabe nicht.

Tab. 75: Reingaskonzentrationen im Vergleich mit den Rohgaskonzentration (Rohgas = 100 %) der Summe BTEX für die drei Meßkampagnen (MK) der Firma HerHof (berechnet nach (76))

Messung von Tag	1	2	3	4	5	6
MK1, Biofilter	+ 4,3 %	- 7,7 %	0,0 %	0,0 %	- 9,1 %	+ 20,0 %
MK2, Biofilter	- 8,2 %	- 6,9 %	- 16,2 %	- 1,5 %	- 6,5 %	+ 4,0 %
MK3, Biofilter	- 0,9 %	+ 4,6 %	- 10,6 %	- 2,1 %	+ 5,6 %	+ 20,0 %
MK3, Katalysator	- 11,5 %	- 24,1 %	- 1,2 %	- 6,4 %	0,0 %	+ 20,0 %

Auch diese Untersuchungen werden aus heutiger Sicht von den Beteiligten als mit Mängeln behaftet dargestellt.

Resumee:

- Die eingesetzten Filter zur Abluftreinigung (Biofilter, Katalysator) wiesen eine unbefriedigende Abscheideleistung auf; die wirksame Eignung des Biofilters für die Reinigung der MBA-Abluft ist noch nachzuweisen.
- Partikelgebundene schwerflüchtige Stoffe sind möglicherweise anders zu bewerten. Hier kann gegebenenfalls selbst bei suboptimaler Betriebsweise ein befriedigender Wirkungsgrad erreicht werden.

3.4.2.2.2 HerHof: Messungen 1997

Gegenwärtig führt die Firma HerHof methodisch verbesserte neue Untersuchungen zur Abluftreinigung an der neu errichteten MBA in Aßlar (Biowäscher, eingehauster Biofilter) durch. In einem Gespräch mit dem Betreiber wurde uns avisiert, daß auf die demnächst vorliegenden Ergebnisse zurückgegriffen werden kann.

3.4.2.3 Freilandmessungen

Für den Fall der Freilandrotte (ggf. nach Kaminzugverfahren) müssen Rohgaswerte, da eine Abluftreinigung nicht stattfindet, als Reingaswerte angesehen werden. Dies gilt insbesondere für die Abluft aus den Belüftungsrohren.

Von Collins et al. (108) wird empfohlen, die Mieten mit Kompost o.ä. abzudecken. Hierdurch wird auch ein positiver Reinigungseffekt für die Rohgasemission der Rotte gesehen.

Zunächst würde dieser positive Reinigungseffekt nur für die Flächenemission gelten. Da gegenwärtig unklar ist, wie das Mengenverhältnis zwischen der Flächenemission und der Emission über die Belüftungsrohre ist, kann die Bedeutung der Rotteabdeckung nur begrenzt eingeschätzt werden.

Die dargestellte Problematik zum Komplex Biofilter, die Abhängigkeit seiner Wirksamkeit von betriebstechnischen Parametern wie

- Verweilzeiten,
- biologische Aktivität,
- Konditionierung,
- Feuchtegehalt,
- Nährstoffversorgung,
- usw.

gilt ebenfalls für die Abdeckung der Mieten mit Kompost bzw. Rottematerial.

Daher wird keine hohe Wirksamkeit zu erwarten sein. Collins selbst berichtet von Messungen, bei denen die nicht abgedeckte Miete $2.691 - 16.656 \mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ an Toluol abgab. Diese Werte sanken nach Abdeckung auf $1.278 - 9.474 \mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$, was einer Abscheideleistung des „Filters“ von etwa 50 % entspräche. Allerdings ist bei der Wertung dieser Untersuchungsergebnisse zu beachten, daß für die Probenahme auf das methodisch umstrittene Verfahren der Gassammelkamine zurückgegriffen wurde.

Die oben skizzierten Untersuchungen an der Freilandrotte der Deponie Nienburg (Kap. 3.3.7.2) schlossen auch Messungen zur Wirksamkeit einer auf die Mieten ausgebrachten Kompostschicht ein. Diese Untersuchungen erbrachten aufgrund von methodischen Problemen (s.o.) keine auswertbaren Ergebnisse.

3.4.2.4 Großtechnische Anlagen

Der Arbeitskreis um Prof. Doedens hat in den vergangenen Monaten Messungen an der MBA Horm (Düren) und der MBA Lüneburg durchgeführt. Erste Untersuchungsberichte sind zwischenzeitlich veröffentlicht.

Lüneburg

In der MBA Lüneburg wird die Abluft über einen Wäscher und einen Biofilter gereinigt. Die folgende Tabelle zeigt einige relevante technische Daten zur Auslegung des Filtersystems.

Tab. 76: *Technische Daten zur Auslegung des Filtersystems in der MBA Lüneburg (109)*

Abmessungen	44 m x 21 m
Auslegung	100 m ³ /m ² • h
Höhe der Filterschicht	2 m
verwendetes Material	Siebüberlauf aus Grünabfallkompostierung
Abluftmenge	max. 70.000 m ³ /h, Ø 40.000 m ³ /h
Porenvolumen	70 m ³
mittlere Verweilzeit	50 Sekunden
Feuchtehaushalt (technische Mittel)	keine
Filterwechsel	alle 2 Jahre
Redundanz	einmal jährlich Wechsel für Hälfte
Wäscher-Typ	Gegenstromwäscher, Kreislaufführung
Steuerung	Menge, Temperatur, Feuchte, Druck
Überwachung	Begehung, Betriebsanweisung, wissenschaftliche Begleitung

Die angegebene mittlere Verweilzeit von 50 Sekunden ist, folgt man den Angaben von Torres (106), als nicht ausreichend anzusehen.

Die folgende Tabelle zeigt erste stichprobenhafte Ergebnisse der Reinigungseffizienz für ausgewählte flüchtige Xenobiotika. Auch hier werden sehr unterschiedliche Abscheideleistungen erreicht.

Tab. 77: MBA Lüneburg: Wirkungsgrad des Biofilters (zeitgleiche Messungen des ISAH 10.02.1997) (84)

Stoffklasse / Substanz	TA Luft Anhang E (1996)	Rohgas 10.02.1997	Reingas 10.02.1997	Rückhalt im Biofilter
FCKW				
R11 Trichlorfluormethan	Klasse III	28,3	8,3	71 %
R12 Dichlordifluormethan	Klasse III	0,2	< 0,1	> 50 %
R 21 Dichlorfluormethan	-	1	0,8	20 %
R 22 Difluorchlormethan	-	2,2	0,3	86 %
R113 1,1,2-Trichlortrifluorethan	-	1,3	0,6	54 %
R114 1,2-Dichlortetrafluorethan	-	10,2	3,0	71 %
CKW				
Dichlormethan	Klasse I	14,5	5,3	63 %
Trichlormethan	Klasse I	0,9	0,6	33 %
Tetrachlormethan	Klasse I	0,5	0,3	40 %
1,2-Dichlorethan	Nr. 2.3	0,6	0,2	67 %
1,1,1-Trichlorethan	Klasse II	6,5	3,9	40 %
1,1,2-Trichlorethan	Klasse I	25,6	9,7	62 %
Trichlorethen	Nr. 2.3	2,1	0,8	62 %
Tetrachlorethen	Klasse I	4,3	1,5	65 %
Vinylchlorid	Nr. 2.3	< 0,1	< 0,1	
Aromaten				
Benzol	Nr. 2.3	3	1	67 %
Toluol	Klasse II	39	15,6	60 %
Ethylbenzol	Klasse II	29	19,3	33 %
p-, m-Xylool	Klasse II	124	64,6	48 %
o-Xylool	Klasse II	25	15	40 %
Σ org. C	-	25	10	60 %

In einer neueren Publikation (110) sind weitere Ergebnisse aus der MBA Lüneburg veröffentlicht, welche die teilweise mangelhafte Wirksamkeit von Biofiltern bestätigen. Die in der Publikation vorgenommene Berechnung der mittleren Rückhaltegrade im Biofilter (Mittelwert Reingas durch Mittelwert Rohgas) kann bei der gegenständlichen Datenlage (z. T. Schwankungen um Faktor >> 10 bei den Aromaten) nur als Richtwert fungieren.

Die Daten in der folgenden Tabelle wurden ohne Veränderungen direkt aus der Literatur entnommen, ohne die bei der Berechnung der Mittelwerte aufgetretenen Unklarheiten zu korrigieren. Bemerkenswert ist aber, daß die Reinluftwerte bisweilen deutlich über den Rohluftwerten liegen, was die mögliche Schwankungsbreite der Emissionen aus ein und derselben MBA-Anlage dokumentiert. Eine Zuordnung der Rohluft- zu den Reinluftmessungen wird aus der Tabelle leider nicht möglich.

Tab. 78: Konzentrationen im Abluftstrom der MBV Lüneburg vor/nach Biofilter und Filterrückhaltevermögen; Messungen am 10.2., 06.03. und 20.03.1997

Stoffklasse/Substanz	∅	Rohgas vor Biofilter (µg/m ³)						Reingas nach Biofilter (µg/m ³)						Rückhalt im Biofilter ∅		
		M1 10.2.	M2 10.2.	M3 10.2.	M4 10.2.	M5 06.3.	M6 20.3.	∅	10.2.	M1 10.2.	M2 10.2.	M3 10.2.	M4 10.2.	M5 10.2.		
Aromaten																
Benzol	12	3	2	4	n.n.	28	22	8,0	1	0,64	14	8	16	4	12	32 %
Toluol	67	39	8	14	100	56	186	27,6	15,6	2,35	14	10	28	4	118	59 %
Ethylbenzol	62	29	4	6	100	20	213	13,5	19,3	0,34	2	2	4	0	67	78 %
p-, m-Xylool	106	124	12	12	150	50	286	39,8	64,6	1,82	4	6	18	2	182	62 %
o-Xylool	32	25	3	4	50	16	96	12,2	15	0,83	2	2	8	2	56	62 %
Cumol	0,9	1,7			0,05	n.n.	n.n.	2,5	2,5							
n-Propylbenzol	20				20											
1,3,5-Trimethylbenzol	50				50											
1,2,3-Trimethylbenzol	10				10											
1,2,4-Trimethylbenzol	50				50											
m-, p-Ethyltoluol	50				50											
o-Ethyltoluol	10				10											

3.4.2.4.1 Horm (Düren)

In der MBA Horm (LK Düren) wird die Abluft ebenfalls über einen Wäscher und einen Biofilter gereinigt. Die folgende Tabelle zeigt einige relevante Daten zur Auslegung des Filtersystems. Die mittlere Verweilzeit im Filter von 27 Sekunden ist als sehr niedrig anzusehen.

Tab. 79: *Technische Daten zur Auslegung des Filtersystems in der MBA Horm (Düren)*

Grundfläche des Biofilters	550 m ²
Füllhöhe des Biofilters	nach Neubefüllung: 1,50 m, stetig sackend auf 1,2 m
Art und Menge des Filtermaterials	Dreierschicht: Wurzelholz, Substrat, Rindenmulch
Abluftvolumenstrom	max. 65.000 m ³ /h, Ø 40.000 m ³ /h
mittlere Verweilzeit	27 Sekunden (bei 40 % Porenvolumen)
Filterwechsel	ca. alle 2 Jahre, zuletzt im Juni 1997 erfolgt
Funktion des Wäschers	vorrangig zur Befeuchtung, geringe biologische Wirkung
technische Bauart des Wäschers	Sprühwasserschleier, Lamellengitter
Überwachung	Feuchte, Druck, Temperatur, Volumenstrom

Die folgende Tabelle zeigt erste stichprobenhafte Ergebnisse über die Abscheideleistungen für ausgewählte Xenobiotika. Es wird deutlich, daß auch in diesem Fall sehr unterschiedliche Wirkungsgrade festzustellen sind. Auffällig ist insbesondere, daß die in Horm ermittelten Wirkungsgrade nicht mit denen in Lüneburg übereinstimmen. Zudem muß einbezogen werden, daß Konzentrationsschwankungen und Adsorptions-/Desorptionsreaktionen Filterwirkungsgrade vortäuschen können, die in Wirklichkeit gar nicht gegeben sind. Es ist daher methodisch zu diskutieren, mit welcher Untersuchungsstrategie man Wirkungsgrade von Biofiltern bei hohen Schwankungen der Rohgaswerte (Art und Konzentration der Stoffe) erfassen kann.

Tab. 80: *MBA Horm (Düren): Wirkungsgrad des Biofilters (Messungen des ISAH, 12.-14.8.1996)*

Stoffklasse	Substanz	TA Luft Anhang E (1996)	Rückhalt im Biofilter (%)
FCKW	R11	Klasse III	< 10 %
	R12	Klasse III	< 10 %
	R 21	-	< 10 %
	R 22	-	< 10 %
	R113	-	< 10 %
	R114	-	< 10 %
CKW	Dichlormethan	Klasse I	45 %
	1,1,1-Trichlorethan	Klasse II	56 %
	Trichlorethen	krebszeugend, Nr. 2.3	78 %
	Tetrachlorethen	Klasse I	87 %
Aromaten	Benzol	Nr. 2.3	36 %
	Toluol	Klasse II	99 %

3.4.2.5 Weitere aktuelle Entwicklungen in Deutschland

In Deutschland ist erkennbar, daß einzelne Anlagenanbieter bzw. Betreiber sich gegenwärtig schrittweise mit weitergehenderen Filtertechniken befassen.

Die Firma HerHof, die aufgrund der Gesamtkonzeption des Trockenstabilatverfahrens insbesondere mit dem Problem der Bewältigung hoher Abluftbelastungen konfrontiert ist, experimentiert seit geraumer Zeit mit oxidativ wirkenden Katalysatoren.

Im Landkreis Weilheim-Schonau ist in diesem Jahr eine kleinere MBA in Betrieb gegangen, die über einen technischen, eingehausten Biofilter verfügt.

In Rostock soll ebenfalls demnächst eine MBA zur Abluftvorbehandlung gebaut werden. Hier wurde ein Firmenkonsortium beauftragt, dessen Konzeption zusätzlich zum Biofilter eine Abluftreinigung über eine nachgeschaltete MVA vorsieht und im Falle des Nichtbetriebs der MVA die Zuschaltung eines Aktivkohlefilters vorhält.

3.5 Risikobewertung für das Schutzgut Mensch

Es wird zunächst untersucht, wie die ungefilterte Ableitung der Abluft (Rohgas) vom Risiko her für das Schutzgut Mensch zu bewerten ist.

Restabfall ist, wie ausgeführt, ein Vielstoffgemisch auch an Xenobiotika. Der bisherige Kenntnisstand legt nahe, daß viele dieser Stoffe bereits im Rahmen der mechanischen Aufbereitung und insbesondere in den ersten Stunden und Tagen der biologischen Behandlung verlagert bzw. freigesetzt werden.

Im obigen Kapitel wurde, neben der Darstellung des mittlerweile vorhandenen Kenntnisstandes auch herausgearbeitet, welche Defizite beim Verständnis der chemisch-physikalischen und biologischen Prozesse noch vorhanden sind. Ebenso ist die analytische Aufklärung des Spektrums der emittierten Stoffe bisher nur unvollständig erfolgt.

Im folgenden wurden die bekannten Daten so aufbereitet, daß eine Bewertung auf der Basis von Einzelstoffen möglich wird.

Generalisierende Aussagen und Einschätzungen, so erforderlich sie auch sind, werden immer mit dem Problem konfrontiert, daß in Einzelfällen andere Konstellationen gegeben sind. Generalisierende Bewertungen arbeiten daher mit Mittelwerten, typischen Randbedingungen, durchschnittlich anzunehmenden Situationen usw.. Sie führen zu Ergebnissen, die „im Regelfall“ zu erwarten sind. Sie dürfen aber nicht für sich in Anspruch nehmen, daß sie dadurch auch jeden denkbaren Einzelfall abdecken.

In Tab. 70 sind die Daten der Untersuchungen aggregiert, die auf Basis einer Defizitanalyse für eine Emissionsprognose grundsätzlich geeignet erschienen und weiters als Grundlage für eine Immissionsbewertung herangezogen werden können.

Aus diesen Daten kann nun nach unterschiedlichen Methoden ein jeweiliger „Gesamtwert“ gebildet werden. Man könnte auch mit Maximalwerten operieren, um eine konservative Abschätzung durchzuführen. Eine derartige Vorgehensweise scheint aber aufgrund der skizzierten methodischen Defizite fraglich. Wir halten es für sinnvoller, auf jeweil eines der Untersuchungsprogramme zurückzugreifen und selbiges dann gegebenenfalls bei einzelnen Parametern zu ergänzen.

Wir stützen uns daher im folgenden auf die Messungen aus Wittstock, da für diese Untersuchung die Randbedingungen am besten dokumentiert sind und großenordnungsmäßig von dem insgesamt vorhandenen Datenmaterial gestützt werden. Ergänzungen bzw. Veränderungen sind ausgewiesen. Die Anlage Wittstock hat zudem den Vorteil, daß sie den zu prognostizierenden Situationen an technischen MBA sehr nahe kommt. In Wittstock findet die mechanische Aufbereitung am Ort der biologischen Behandlung statt. Dadurch werden sehr kurze Zeiten zwischen Aufbereitung und Start der Rotte realisiert.

Die verwendeten Werte sind aus den oben genannten Gründen keine Maximal-, sondern Mittelwerte. Dies ist erforderlich, weil die folgende Bewertung das Schutzgut Mensch in den Vordergrund stellt und immissionsseitig die Veränderung der Hintergrundbelastung im Umfeld einer MBA im Jahresmittel untersucht.

3.5.1 Toxikologische und ökotoxikologische Bewertung auf der Basis erhöhter Außenluftbelastungen

Ist es bereits schwierig, wenige Einzelstoffe mit ausreichender Sicherheit zu bewerten, gilt dies in noch größerem Umfang für ein Vielstoffgemisch.

Wird das Schutzbau Mensch betrachtet, so sind verschiedene Wirkungen und Wirkungsendpunkte zu berücksichtigen. Für Stoffe, von denen keine kanzerogene Wirkung ausgeht, wird von der Toxikologie methodisch mit Hilfe toxikologischer Daten ein Wirkungsschwellenwert (No-effect-level) und unter Anwendung von Sicherheitsfaktoren ein Wert für die duldbare Belastung abgeleitet. Diese „irrelevante Konzentration“ (Beurteilungswert) ist so definiert, daß bei fortdauernder Belastung des Menschen mit dem genannten Stoff selbst empfindliche Personengruppen keine negativen Gesundheitseffekte aufweisen werden.

Im Fall der kanzerogenen wirkenden Einzelstoffe existiert auf internationaler Ebene seit Jahren eine wissenschaftliche Kontroverse darüber, ob und unter welchen Voraussetzungen Schwellenwerte fixiert werden können. Geht man davon aus, daß ein Wirkungsschwellenwert wissenschaftlich nicht gefunden werden kann, ist man gezwungen, sich über akzeptable Restrisiken zu verständigen. Ein derartiges akzeptables Restrisiko kann z. B. mit 1:100.000 (10^{-5}) angesetzt werden.

Diese Festlegung bedeutet, daß Risikowerte für die folgende toxikologische Bewertung verwendet werden, die bei lebenslanger Exposition von 100.000 Menschen in einem zusätzlichen Fall zum Entstehen einer Krebserkrankung führen (rechnerisches Risiko).

Derartige Werte (Wirkungsschwellen, Risikowerte) können einschlägigen Ausarbeitungen und Regelwerken entnommen werden, wie der WHO, der US-EPA, der DFG/MAK-Werte-Kommission, den Empfehlungen des LAI (Länderarbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz, Deutschland) und diversen Einzelregelungen. Die folgende Tabelle enthält für die bisher als relevant erkannten Einzelstoffe aus der MBA entsprechende Wirkungsschwellen und Risikowerte.

Tab. 81: Toxikologische Bewertung von Emissionen und Immissionen aus der MBA

WW/RW: Wirkungsschwellenwert/Risikowert, nach US-EPA (111), DFG (112), LAI (113)

BW: Beurteilungswert = 1 % von WW/RW

EW: Emissionswert (Massenstrom in mg/s, bezogen auf eine Anlagengröße von 10 Mg/h)

IW: Immissionswert, Immissionsprognose nach TA Luft für Modellstandort, vgl. nächste Abb.

(A) Basis: Messung Wittstock plus Ergänzungen aus anderen Meßprogrammen

* = Messungen Ludwigsburg

** = SAGA I

*** = SAGA II, Berechnung für Standardanlage, Intensivrotte, 6 d, 10 Mg/h

(B) Immission (Langzeit) auf Basis der Prognoseberechnung, Abb. 16, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

(C) Kleinstanlagen (ca. 2 Mg/h) (z. B. Aich-Assach, Frojach-Katsch)

(D) Kleinanlage, dezentral (ca. 5 Mg/h) (z. B. Allerheiligen, Zell am See)

(E) häufige Größe (ca. 10 Mg/h) (z. B. Oberpullendorf)

(F) große Anlage (ca. 20 Mg/h) (z. B. Sigrerwiesen, Horm)

(G) sehr große Anlage (ca. 40 Mg/h) (z. B. Mailand)

Ausschöpfung von BW durch IW:

⊕⊕ Null

⊕ irrelevant

⊖ gering

⊖ erhöht

⊖⊖!! hoch

⊖⊖⊖!! sehr hoch

⊖⊖⊖ nicht akzeptabel

Vereinfacht gesprochen bedeutet das Symbol „⊖⊖!!“ daß der toxikologisch verträgliche Beurteilungswert um mindestens eine Zehnerpotenz überschritten wird (IW/BW >10).

Parameter	WW/RW ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BW ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	EW bei 10 Mg/h (mg/s) (A)	IW bei 10 Mg/h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (B)	Ausschöpfung BW durch IW				
					2 Mg/h (C)	5 Mg/h (D)	10 Mg/h (E)	20 Mg/h (F)	40 Mg/h (G)
Ammoniak (NH ₃)	700	7,0	66***	1,32	☺☺	☺☺	☺	☺	☺
Stickoxide (NO ₂)	20	0,2	3,2	0,064	☺☺	☺	☺	☺	☺
F gesamt	100	1,0							
Cl gesamt	50	0,5							
Schwermetalle									
Quecksilber (Hg)	0,05	0,0005	0,04***	0,0008	☺	☺	☺	☺	☺
Cadmium (Cd)	0,001	0,00001	0,02	0,0004	☺	☺!!	☺!!	☺!!	☺!!
Thallium (Tl)	1	0,01							
Antimon (Sb)	5	0,05							
Arsen (As)	0,002	0,00002	0,0078*	0,00016	☺	☺	☺	☺!!	☺!!
Blei (Pb)	0,3	0,003							
Kupfer (Cu)	10	0,1	0,004***	0,00008	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺
Mangan (Mn)	5	0,05	0,008***	0,00016	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺
Nickel (Ni)	0,01	0,0001	0,029***	0,00058	☺	☺	☺	☺!!	☺!!
Vanadium (V)	0,4	0,004							
Chrom-VI (Cr-VI)	0,00025	0,000003							
FCKW									
R11	56.000	560	15	0,3	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺
R12	50.000	500	2,3***	0,046	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺
R21	450	4,5	0,4***	0,008	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺
Ether									
Tetrahydrofuran	5.900	59	4,9	0,098	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺
Alkane									
Cyclohexan	10.500	105	2***	0,04	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺
Dekan			152***	3,0					
Heptan	20.000	200	4,2***	0,084	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺
Hexan	1.800	18							
Octan	23.500	235	4,8***	0,096	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺
Acetate									
Butylacetat (ges.)	9.500	95	12,2***	0,244	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺
Ethylacetat	14.000	140	520	10,4	☺☺	☺☺	☺☺	☺	☺
Terpene									
Campher	130	1,3	5,5***	0,11	☺☺	☺☺	☺☺	☺	☺
α- + β-Pinen	5.600	56	66***	1,32	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺
Limonen			156***	3,12					
Aromaten									
Benzol	1,2	0,012	3,4	0,068	☺	☺	☺	☺!!	☺!!
Toluol	30	0,3	41	0,82	☺	☺	☺	☺	☺!!
Ethylbenzol	4.400	44	140	2,8	☺☺	☺☺	☺☺	☺	☺
Σ Xylole	30	0,3	338	6,76	☺	☺!!	☺!!	☺!!	☺!!
Styrol	850	8,5	23**	0,46	☺☺	☺☺	☺☺	☺	☺
Phenol	190	1,9							

Parameter	WW/RW ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BW ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	EW bei 10 Mg/h (mg/s) (A)	IW bei 10 Mg/h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (B)	Ausschöpfung BW durch IW				
					2 Mg/h (C)	5 Mg/h (D)	10 Mg/h (E)	20 Mg/h (F)	40 Mg/h (G)
Aldehyde									
Acetaldehyd	900	9	6,3***	0,126	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺
Aceton	12.000,0	120	640	12,8	☺☺	☺☺	☺	☺	☺
Acrolein	2,5	0,03							
2-Butanon	5.900	59	250	5	☺☺	☺☺	☺☺	☺	☺
Formaldehyd	50	0,5	0,3***	0,006	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺
Valeraldehyd			1,3***	0,026					
aliphat. CKW									
1,2-Dichlorethan	0,385	0,0039							
1,2-Dichlorethen	7.900	79	0,13***	0,0026					
Dichlormethan	21	0,213	1,8	0,036	☺☺	☺☺	☺	☺	☺
Tetrachlorethan	100	1							
Tetrachlorethen	19,2	0,192	5,2	0,104	☺☺	☺	☺	☺	☺
Tetrachlormethan	0,667	0,0067	0,6***	0,012	☺☺	☺	☺	☺	☺
1,1,1-Trichlorethan	10.800	108	0,6***	0,012	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺
1,1,2-Trichlorethan	60	0,6							
Trichlorethen	100	1	3,2**	0,064	☺☺	☺☺	☺☺	☺	☺
Trichlormethan	0,435	0,0044	0,6***	0,012	☺	☺	☺	☺	☺
Vinylchlorid	0,25	0,0025	1,1*	0,022	☺	☺	☺	☺	☺
Chlorphenole									
Pentachlorphenol	0,2	0,002							
Σ Chlorphenole			0,0004	0,000008					
Chlorbenzole									
Monochlorbenzol	460	4,6	67	1,34	☺☺	☺	☺	☺	☺
1,2 + 1,4-Dichlorbenzol	3.000	30							
Σ Trichlorbenzole	0,4	0,004							
HCB	0,022	0,0002							
Σ Chlorbenzole (3-6)			0,014	0,00028					
PCB									
Σ PCB ges.	0,002	0,00002	0,0003***	0,000006	☺☺	☺	☺	☺	☺
Σ PCB DIN	0,01	0,0001	0,001***	0,00002	☺☺	☺	☺	☺	☺
PCDD/F									
Σ PCDD/F (I-TE)	1,5e-7	1,5e-9							
2,3,7,8-TCDD	1,6e-8	1,6e-10							
Σ DDX	10	0,1	0,0000018	0,000000036	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺
Σ HCH	5	0,05	0,000046	0,00000092	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺	☺☺
PAK									
PAK (EPA)			0,00046	0,0000092					
BaP	0,00014	0,0000014							

Aufgrund der beschriebenen Vielstoffproblematik kann es nun toxikologisch nicht akzeptabel sein, daß ein Emittent bei verschiedenen einzelnen Schadstoffen den Emissionsspielraum ausschöpft und die Filtertechnik im Bereich dieser Werte ansiedelt. Hinzu kommt, daß die Betrachtung auf die Immissionssituation ausgedehnt werden muß. Es ist daher ein Kriterium zu finden, daß den Abstand zwischen toxikologisch duldbaren Einzelstoffbelastungen und toxischer Gesamtsituation sowie dem erlaubten Beitrag eines Einzelemittenten zu dieser Gesamtsituation erfaßt.

Hinzu kommt das Problem der Hintergrundbelastung, die je nach Stoff(gruppe) bereits zu einem mehr oder weniger hohen „Verbrauch“ des Sicherheitsspielraums führen kann.

Bereits in der deutschen TA Luft aus dem Jahr 1986 wird zur Unterscheidung für relevante und weniger relevante Einzelbeiträge eines zu genehmigenden Emittenten die 1 %-Grenze genannt. Der LAI hat dieses Konzept weiterentwickelt und die Unterschreitung der Zusatzbelastung von 1 % der Wirkungsschwellenwerte als „Irrelevanz-Kriterium“ vorgeschlagen (113). Nobel et al. (114) weiteten dieses Kriterium kürzlich zu einem „Schwellenwertkonzept zur Beurteilung der Umwelterheblichkeit von anlagenbedingten Immissionszusatzbelastungen“ aus. Daher wird dieses Relevanzkriterium für unsere Bewertung eingeführt (Tab. 81, dritte Spalte: BW). Im Fall des Unterschreitens der Beurteilungswerte sind keine Maßnahmen zur Abluftreinigung erforderlich. Im anderen Fall müssen Maßnahmen diskutiert werden.

Den Beurteilungswerten sind daher Immissionswerte zuzuordnen. Immissionswerte können nur anlagenbezogen ermittelt werden. Um dem Risiko zufälliger Einzelmessungen zu entgehen, hat es sich bewährt, hierfür Immissionsprognose-Berechnungen durchzuführen. In eine Immissionsprognose gehen nach den gängigen mathematischen Modellen die folgenden Datensätze ein:

- Quellenstärke
- Quellenhöhe
- Topographie
- Windverhältnisse

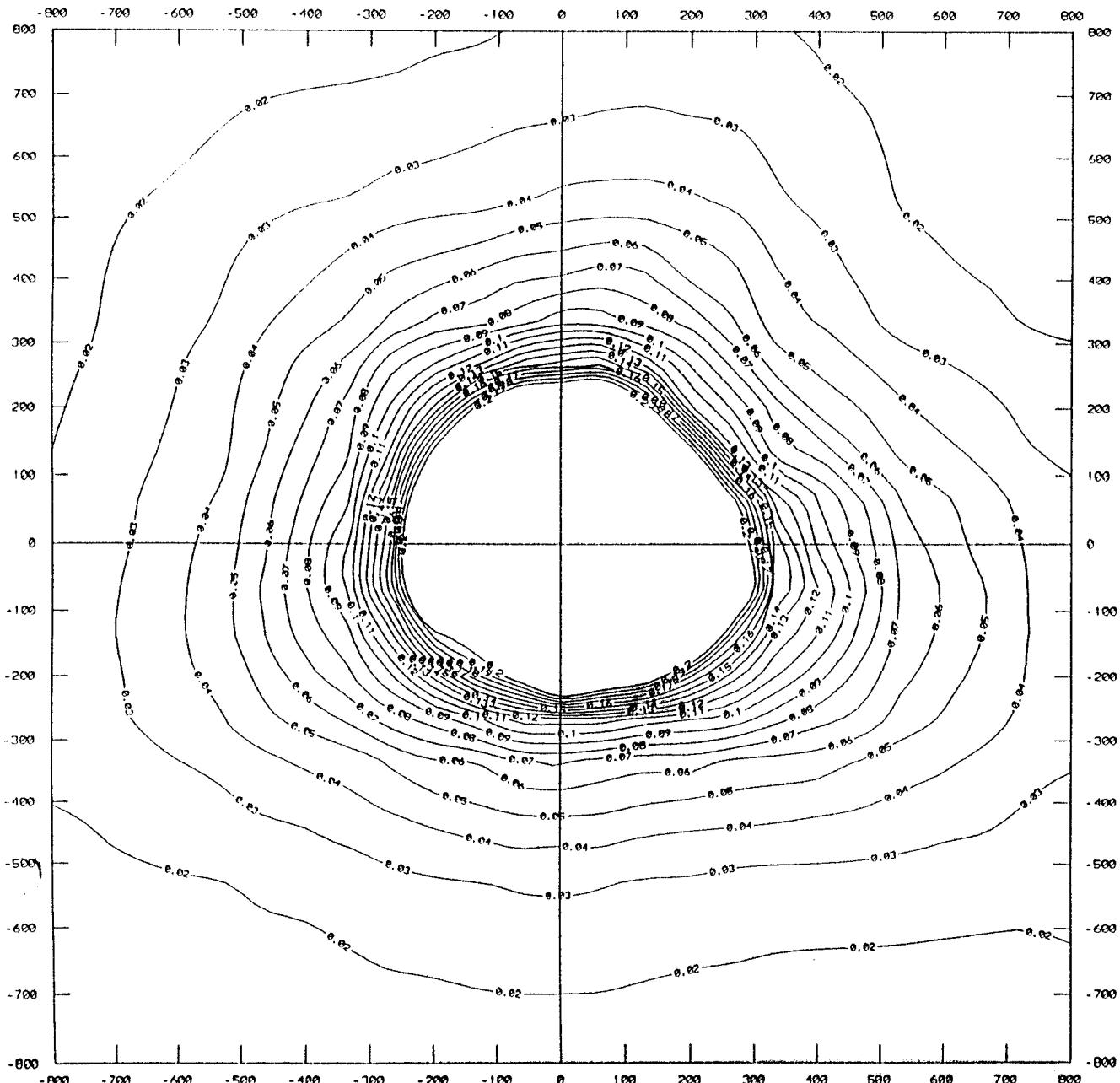
Aus diesen Berechnungen ergeben sich für einen konkreten Standort, eine definierte Ablufttemperatur und unter der Annahme, daß gasförmige Stoffe vorliegen, detaillierte kartographisch darstellbare Belastungszonen.

Für die vorliegende Fragestellung wurde das sogenannte TA-Luft-Modell eingesetzt und Randbedingungen für die Berechnung definiert, die für die meisten Standorte übertragbar sein dürften:

- bodennahe kalte Quelle
- typische mitteleuropäische Wetterlage
- Abstand MBA/Mensch 300 m
- keine Problem-Topographie

Abb. 16: Immissionsprognose: Ausbreitungsberechnung für einen MBA-Modellstandort

Skalierung: Entferungen in Meter von der Schadstoffquelle



Es wurden hierbei darauf verzichtet, ungünstige Standortverhältnisse bzw. klimatische Situationen mit verstärkter Inversionswetterlage, ungünstiger Topographie etc. einzubeziehen. In Einzelfällen kann daher die Immissionprognose auch ungünstiger ausfallen. Gerechnet wurde mit einem TA Luft/Faktor 10-Modell; als meteorologische Basisdaten wurden die 10-Jahres-Wetterdaten von Berlin verwendet (siehe Abbildung).

Das Schutzgut Mensch wird in einem Abstandsradius oberhalb von rund 300 m betrachtet. Innerhalb dieser Abstandszone ergeben sich höhere Belastungen, die hier aber nicht betrachtet werden. Für die jeweils konkreten Standortprüfungen ist daher zusätzlich einzubeziehen, ob auch Wohnbebauung in kürzerem Abstand zur MBA vorhanden ist. Dies dürfte in der Regel zumindestens für Einzelbebauungen der Fall sein.

Aus den Daten der Emissionprognose wird für eine Modellanlage (10 Mg/h) ohne Abluftreinigung auf Basis der in Tab. 70 zusammengefaßten Quellenstärken berechnet, welche Immissionsbelastungen für das Schutzgut Mensch eintreten werden und wie diese Daten toxikologisch zu bewerten sind.

Weiters wurde der Immissionswert in Abhängigkeit von der Anlagengröße berechnet. Hierbei wurden die in Mitteleuropa bisher realisierten Anlagengrößen herangezogen (1 bis 50 Mg/h).

Bewußt wurde davon Abstand genommen, in der Tab. 81 exakte Zahlenwerte für die Überschreitung des Beurteilungswertes zu verwenden. Hierdurch soll der Gefahr begegnet werden, daß die Rechenergebnisse überbewertet werden. So ist als wesentliches Defizit bereits die unzureichende Datenbasis bei der Ableitung eines belastbaren Emissionsbereichs zu nennen.

Überraschend an den Berechnungen der Tab. 81 ist die relativ große Bedeutung der Schwermetallemissionen (Cd, u.U. auch As). Hieraus leitet sich die Notwendigkeit ab, eine Abluftreinigung durchzuführen, die die Werte selbst bei Kleinanlagen senkt. Allerdings ist an dieser Stelle auf die Inkonsistenz der Datenbasis zu verweisen. Die herangezogenen Wittstock-Messungen liegen im Vergleich mit anderen Messungen eher im oberen Bereich publizierter Werte.

Für mittelgroße und große Anlagen ist auch die Relevanz der Aromaten und gegebenenfalls auch einiger LHKW zu sehen. Eine Abluftreinigung sollte hier ebenfalls vorgenommen werden, um insbesondere das Aromaten-Risiko zu senken, wobei für Kleinanlagen hier sicherlich ein sehr weitgehender Vorsorgestandpunkt eingenommen wurde. Kleinanlagen (5 Mg/h) befinden sich in Bezug auf die emittierten Rohgasfrachten im Grenzbereich.

Insgesamt würde eine Reduzierung der Rohgasbelastung bzw. der Emissionsquellenstärken von mittelgroßen und großen Anlagen um rund eine Größenordnung (90 %) nach der obigen Betrachtung zu fordern sein. Für Kleinanlagen müßte hiernach eine Einzelfallbetrachtung durchgeführt werden.

3.5.2 Toxikologische und ökotoxikologische Bewertung auf der Basis der Förderung des Sommersmog

Die Thematik Sommersmog hat sich aus der Sicht des Schutzgutes Mensch in den letzten Jahren auch in Mitteleuropa zu einem großen Problem entwickelt. Die Bildung von Sommersmog/Ozon ist an mehrere Faktoren gebunden; einer davon ist die erhöhte atmosphärische Belastung mit flüchtigen organischen Stoffen (VOC). Diese VOC entstammen unterschiedlichen Quellen, vor allem:

- natürliche Quellen
- Kfz-Verkehr
- industrielle Einzelmittenten
- diffuse Quellen (umweltoffene Anwendung)

Zu den industriellen Einzelmittenten sind auch Kompostanlagen zu zählen. Dies hat dazu geführt, daß in ozongefährdeten Regionen der USA behördlicherseits auch an Kompostanlagen Auflagen zur Reduzierung der gefährlichen VOC-Emissionen gemacht wurden. Die MBA gehört sicherlich nicht zu den Hauptquellen an VOC-Emissionen, eher im Gegenteil. Dies zeigen ebenfalls die berichteten Fälle.

In den USA sind verschiedene Grenzwerte und Auflagen im Falle der Überschreitung von Relevanzkriterien im Vollzug. Als Relevanzkriterium für einen Einzelmittenten wird in manchen staatlichen Regelungen 25 Mg/a an VOC genannt. Diese Größenordnung wird von MBA ohne ausreichende Abluftreinigung erreicht.

Daher ist im Einzelfall, wenn für die regionale Situation das Thema Sommersmog/Ozon relevant wird, zu betrachten, ob sich für diesen Fragenkomplex zusätzliche Auflagen ergeben. Eine hochwirksame Abluftreinigung würde die Bearbeitung der skizzierten Fragestellung entbehrlich machen.

3.5.3 Toxikologische und ökotoxikologische Bewertung auf der Basis erhöhter Belastungen mit MVOC

Mikrobiell gebildete flüchtige Einzelstoffe (vgl. Abschnitt 3.1.1) können, dies ist aus der Indoor-Wirkungsforschung und Epidemiologie bekannt, für das Schutzwert Mensch von Bedeutung sein. Zwar ist das Entstehen dieser Einzelstoffe im Rahmen der Rotten und des Biofilters möglich, aber nicht nachgewiesen. Nachweise liegen hingegen für die Einsammlung und den Transport von Abfällen vor (71).

Somit kann an dieser Stelle lediglich über Arbeitshypothesen gesprochen werden, die gegenwärtig für Standorte der Bioabfallkompostierung untersucht werden (8). Sie werden hier aus Gründen der Vollständigkeit mit angeführt. Eine Bewertung kann erst erfolgen, wenn die genannte Untersuchung Ergebnisse erbracht hat.

4 STAND DER TECHNIK DER ABLUFTREINIGUNG

Bei mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen werden für die Abluftreinigung gegenwärtig beinahe ausschließlich biologische Verfahren eingesetzt bzw. eingeplant.

Die biologische Abluftreinigung stellt eine von verschiedenen technischen Alternativen für die Reinigung der Abluft aus MBA-Anlagen dar. Sie wird nachfolgend näher betrachtet. Zur Abluftreinigung sind aber auch alternative Systeme vorhanden. Daher soll im folgenden auch untersucht werden, welche weiteren Systeme neben der biologischen Reinigung vorhanden sind und als geeignet erachtet werden, den als erforderlich abgeleiteten Wirkungsgrad zur Entfernung der in der MBA-Abluft enthaltenen Schadstoffe zu erreichen.

Hierbei ist zu beachten, daß in dieser Studie keine abschließenden Technikempfehlungen gegeben werden sollen. Vielmehr wird grundsätzlich geprüft, ob geeignete Alternativen zum Biofilter verfügbar sind (Stand der Technik).

Weiters sollen die Kriterien herausgearbeitet werden, die im Falle der Verfügbarkeit von unterschiedlichen Filtersystemen für eine Entscheidungsfindung zur Wahl des passenden Filtersystems herangezogen werden sollten.

4.1 Technisches Anforderungsprofil an eine Abluftreinigung nach dem Stand der Technik

Zunächst ist die Frage zu erörtern, welche technischen Anforderungen an ein Abluftreinigungssystem nach dem Stand der Technik zu stellen sind.

4.1.1 Geruch

Bisheriges Hauptkriterium für die Technologieauswahl und Auslegung von Filtern war das Thema Geruch. Dieses Kriterium bleibt weiterhin relevant.

Die Geruchsbelastung wird durch olfaktometrische Messungen erfaßt und in der Einheit GE (Geruchseinheit) angegeben. Wenn beispielsweise ein Proband den Geruch gerade noch feststellen kann, ist die Abluft mit 1 GE belastet. Enthält ein „Luftpaket“ eine Belastung von 10 GE, so kann dieses Paket die zehnfache Menge an unbelasteter Luft verunreinigen, so daß in dieser der Geruch dann von einem Probanden gerade noch festgestellt werden kann (1 GE).

Der Stand der Technik für Biofilter wird gemeinhin bei einer Emissionskonzentration von 100 - 200 GE je m^3 angegeben. Dieser Wert ist auch einhaltbar, wenn der Eigengeruch des Biofilters (20 - 100 GE je m^3) mit einbezogen wird.

Hierbei muß aber auf die relativ weit verbreiteten Negativerfahrungen auch in der Abfallwirtschaft (115) hingewiesen werden, bei denen befriedigende Reinigungsleistungen nicht erreicht wurden. Weiters ist der Eigengeruch des Biofilters in vielen Fällen deutlich höher und erreicht Werte von 300 bis zu 500 GE/ m^3 .

Für empfindliche Standorte kann eine Begrenzung der Emissionskonzentration auf 100 - 200 GE/ m^3 u.U. für eine sichere Hintanhaltung von Belästigungen nicht ausreichend sein, wobei als wesentliche Größe die Geruchsfracht (GE/h) zu berücksichtigen ist. Dies zeigen recht eindrucksvoll die Vorkommnisse um die Abfallverwertungsanlage in Dusslingen (Baden-Württemberg) und die MBA in Mailand. Letztere hat zwar als Grenzwert die genannten 100 GE/ m^3 behördlicherseits vorgeschrieben bekommen, aufgrund der nahen Bebauung haben

die Geruchsemissionen dennoch zu erheblichen Einwohnerprotesten geführt. Die Anlage ist gegenwärtig, obwohl sie erst wenige Monate in Betrieb ist, von der Schließung bedroht. Die Anlage in Dusslingen wurde schon vor Jahren geschlossen. Hier hätte laut Planfeststellungsbeschuß sogar ein Wert von kleiner 50 GE/m³ erreicht werden müssen, was mit Biofiltern als nicht erreichbar erscheint. So lag z. B. der Eigengeruch von den hier getesteten frischen Rindenmischungen zwischen 30 und 300 GE/m³, Spitzenwerte bis zu 700 GE/m³ waren keine Seltenheit. Beim Einfahren einzelner Felder des Biofilters wurden sogar Spitzenwerte (gemittelt über die gesamte Filterfläche) von 500 bis 1.200 GE/m³ festgestellt (116). Der Eigengeruch von Rindenmischungen kann allerdings durch Zwischenlagerung verringert werden.

Das Geruchsproblem an empfindlichen Standorten kann über verschiedene technische Nachrüstungen, die im folgenden diskutiert werden, gelöst werden.

Als technische Anforderung an ein Filtersystem für ländlich strukturierte Standorte sollte die Einhaltung der genannten 100 - 200 GE/m³ angesehen werden. Diese Anforderung wäre daher auch an alternative Filtersysteme zu stellen.

Eine ausreichende Abluftreinigung für Geruchsstoffe würde, vom Anforderungsprofil her betrachtet, auch die u.U. recht hohen Ammoniak-Konzentrationen mit abdecken müssen. Die NH₃-Konzentrationen können zumindestens zeitweise oberhalb von 100 mg/m³ liegen. Ammoniak ist einerseits ein geruchsintensiver Stoff, andererseits aber auch für das Schutzgut Natur relevant, da es zur Boden- und Gewässerversauerung beiträgt.

4.1.2 Staub

Eine wichtige Aufgabe des Filtersystems, dies haben auch die toxikologischen Abschätzungen gezeigt, ist die Reduzierung der Staubbelastung der Abluft. Hierbei steht sicherlich der Staub als Noxe im Blickpunkt des Immissionsschutzes. Hier sei nur an die neuen verschärften Regulierungsbemühungen der US-EPA erinnert, die aus epidemiologischen Untersuchungen (117) für Feinstäube ein höheres Risikopotential als bisher angenommen ableiten.

Die zitierte Untersuchung zeigt aber auch für einzelne Schwermetalle einen Bedarf für die Reinigung der Abluft. Diese Schwermetalle werden wahrscheinlich staubgebunden ausgetragen. Sollte diese Hypothese durch detaillierte Untersuchungen bestätigt werden, so wäre die Forderung nach niedrigen Staubwerten auch gleichbedeutend mit niedrigen Schwermetallbelastungen.

Aus den obigen toxikologischen Abschätzungen erscheint es angezeigt, die Rohgasbeladungen mit Schwermetallen um etwa 90 % zu reduzieren (insbesondere Cadmium).

Die folgende Abbildung zeigt die zu erwartenden Cd-Emissionen in Abhängigkeit vom Reststaubgehalt der Abluft aus der MBA.

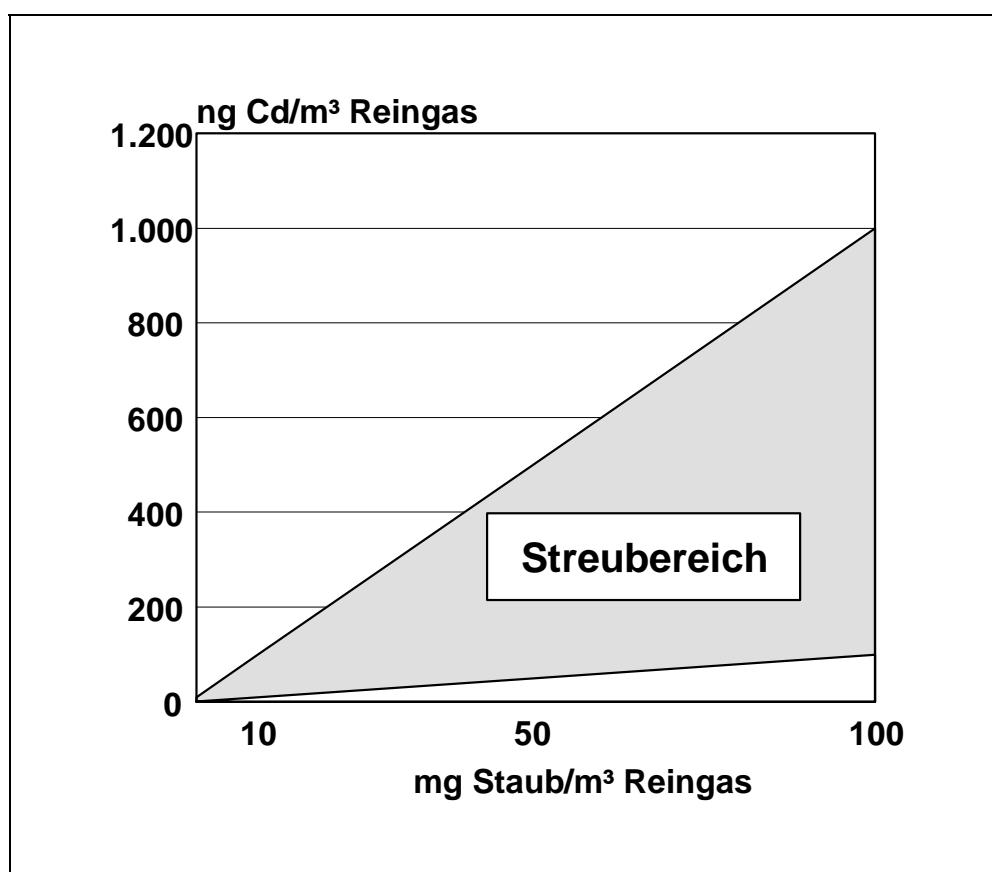


Abb. 17: Zu erwartende Cd-Emissionen in Abhängigkeit vom Reststaubgehalt der Abluft aus der MBA

Als Staubwert (Gesamtstaub) wäre ein Unterschreiten von 10 mg/m^3 ein einzuhaltender technischer Standard (Grenzwert wie 17. BlmSchV), der auch akzeptabel niedrige Schwermetallfreisetzung sicherstellen würde. Hierdurch ergäben sich Cd-Konzentrationen unterhalb von 100 ng/m^3 , was auch für empfindliche Standorte ein akzeptables Vorsorgenniveau darstellen würde.

Wichtig erscheint uns aber zunächst, die Hypothese, daß die Emission staubgebunden erfolgt, durch Untersuchungen abzusichern. Es ist auch als möglich anzusehen, daß einige Schwermetalle organisch gebunden und dadurch hochflüchtig ausgetragen werden können (z. B. als Methyl-/Dimethyl- oder Äthylverbindungen).

4.1.3 Organische Schadstoffe

Wie dargestellt wäre für mittlere und größere MBA-Anlagen die Reduzierung der Rohgasfrachten an organischen Stoffen wie z. B. Aromaten und CKW um rund 90 % angezeigt.

Allerdings ist hierbei zu beachten, daß die relevanten (oder potentiell relevanten) Einzelstoffe in ihrem physikalischen (Adsorption) und biologischen Verhalten (Abbaubarkeit) weit streuen. Dies wurde als eine Erklärungsmöglichkeit für die beobachteten niedrigen Wirkungsgrade von Biofiltern gesehen.

Diese hohe Varianz eines breiten Stoffspektrums ist natürlich auch für alternative Filtersysteme als Anforderungsproblem zu sehen. Hinzu kommt, daß die jeweiligen Konzentrationen dieser Substanzen auch erheblichen Schwankungen unterliegen.

Bezieht man die auch für Österreich zunehmend bedeutsame Sommersmog-Problematik mit ein, so kann eine generelle Reduzierung aller VOC-Emissionen zumindest für Risikoregionen hilfreich sein. Neben anderen Kriterien könnte auch daraus eine Anforderung zur Begrenzung von VOC abgeleitet werden. Diese Begrenzung wäre eventuell als Frachtbegrenzung für einen längeren Zeitraum vorzunehmen.

Zuletzt sind die aus Klimasicht (global warming potential, GWP) zu bewertenden Emissionen zu erwähnen. Hier ergeben sich Notwendigkeiten, die Methangehalte (des TOC) zur Abklärung des möglichen Auftretens von Methan genauer zu quantifizieren. Methan könnte z. B. aus der Lagerung der Abfälle (Müllbunker, Klärschlamm) oder auch aus der Aufbereitung stammen.

4.1.4 Anorganische Spurengase

Die Emissionen an Ammoniak (NH_3) können, je nach „Stickstoffstatus“ der Rotte, relativ hoch ausfallen. Dies Problem kann beispielsweise über ein mit Säure betriebenes oder auch zweistufiges (saure und oxidative Stufe) Filtersystem gelöst werden.

Ein bisher vernachlässigtes Thema scheint die Emission von N_2O darzustellen (\Rightarrow treibhauswirksam), welche im Zusammenhang mit der Freiland-Kompostierung in Diskussion ist. So wurden bei offener Mietenkompostierung 300 - 400 g $\text{N}_2\text{O-N/Mg TS}$ gemessen (118).

Es sollte daher in die Überlegungen mit einbezogen werden, ob ein Filtersystem auch für diese Verbindung eine Wirksamkeit aufweisen kann oder sollte (z. B. oxidativ).

Beim Klärschlamm-Bunker ist auch mit Schwefelwasserstoff in der Abluft zu rechnen.

4.1.5 Zuverlässigkeit

Eine häufig vernachlässigte Anforderung an ein Filtersystem ist dessen Zuverlässigkeit. Die genannten Reinigungsleistungen (Fracht und Konzentration) sind über den gesamten Betriebszustand der Anlage zu gewährleisten.

Dies impliziert, daß der Wirkungsgrad des Filtersystems im störungsfreien Betrieb mit gewissem Sicherheitsabstand unterhalb der geforderten Werte arbeitet. Weiters ist im Falle von Spitzenbelastungen, die betriebstechnische Gründe haben können, die aber auch von besonders emissionsträchtigen Input-Einzelchargen herrühren können, eine ausreichende Pufferkapazität erforderlich.

Der Aspekt „Zuverlässigkeit“ umfaßt letztlich auch die Anfälligkeit bzw. Aufwendigkeit, mit der ein solches Filtersystem zu betreiben ist. Die MBA als Kleinanlage muß daher von einem Filtersystem eine gewisse Robustheit und Einfachheit in der Bedienung verlangen.

4.1.6 Redundanz

Schließlich ist ein Filtersystem so auszulegen, daß im Falle von Störungen, Wartungsarbeiten am Filter usw. ein hinreichender Wirkungsgrad beibehalten werden kann. Ohne eine ausreichende Redundanz müßte ansonsten, so die für Industrieanlagen gängige Praxis, zum Mittel der Abschaltung der Anlage gegriffen werden. Dieses Instrument des zeitweisen Abschaltens oder Herunterfahrens einer Anlage mag für diverse technische Konstellationen das richtige Mittel sein. Im Falle einer MBA ist es nur begrenzt tauglich, da das Abschalten der Anlage erst dann sinnvoll durchführbar ist, wenn die im Rotteprozeß befindliche Abfallmenge ausgetragen wurde.

Diese kurzen Überlegungen verdeutlichen, welche Bedeutung das Thema Redundanz haben kann, insbesondere für empfindliche Standortverhältnisse (vgl. Mailand, siehe Abschnitt 4.1.1).

4.1.7 Kontrollierbarkeit

Die Kontrollierbarkeit eines Filtersystems ist eine beinahe triviale Anforderung. Sie sei hier der Vollständigkeit halber mit aufgeführt. Es sollte bei der Entscheidung für bzw. gegen ein Biofilter oder ein alternatives Filtersystem immer mit einbezogen werden, wie die Überwachung der Anlage unter Immissionsschutzgesichtspunkten ermöglicht respektive verbessert werden kann.

Es liegt auch im Interesse eines Anlagenbetreibers, beschreib- und berechenbare Abluftreinigungssysteme einzusetzen.

4.1.8 Kosten

Schließlich sind die Kosten zu nennen. Ein Filtersystem sollte kostengünstig sein. Dieser Aspekt sollte natürlich nicht zu Lasten der oben genannten technischen Anforderungen gehen.

Die Kosten werden als Invest (in ATS/(m³•h)) und als Betriebskosten (in ATS/1.000 m³) angegeben.

Für die Kostenermittlung ist auch die jeweilige Anlagengröße (Abgasmenge) und das technische Gesamtkonzept der Anlage einzubeziehen (z. B. Abgaskonditionierung). So können pauschale Kostenangaben für eine erste Grobabschätzung und Einordnung eines Verfahrens hilfreich sein. Eine Feinplanung kann diese Kostenangaben aber durchaus in beide Richtungen verändern, so daß sich für die jeweilige konkrete Situation durchaus Verschiebungen ergeben können.

4.2 Biologische Verfahren

Es würde sicherlich den Rahmen dieses Teilkapitels sprengen, den vorhandenen Kenntnisstand zum Komplex „Biofilter“ darzustellen. Hinzu kommt, daß es „das Biofilter“, gar nicht gibt, sondern ein breites Spektrum sehr unterschiedlicher Techniken und Konzepte. Auf die Thematik dieser Studie zugeschnitten, werden wichtige technische Systeme bzw. Konzepte dargestellt. Anschließend wird auf der Basis von Literaturauswertungen die Frage diskutiert, welche Leistungen das Biofilter für den Abbau von Xenobiotika grundsätzlich erbringen kann.

Auf der allgemeinen Ebene sind zunächst Biofilter (Feststofffilter) von Biowäschern zu unterscheiden. In neuerer Zeit wird vermehrt diskutiert, Biofilter in Kombination mit Biowäschern einzusetzen.

4.2.1 Biofilter

Die biologische Reinigung von Abluft durch Biofilter kann in jenen Fällen angewandt werden, in welchen biologisch abbaubare, luftverunreinigende Stoffe auftreten. Der Abbau der Stoffe erfolgt durch Mikroorganismen, die auf einem festen Trägermaterial angesiedelt sind. Als Trägermaterial, kommen in Österreich und Deutschland natürliche Materialien wie Komposte (Müllkompost, Rindenkompost oder Komposte sonstigen Ursprungs), Fasertorf, Heidekraut und ähnliche Materialien, sowie deren Mischungen mit und ohne strukturbildende Materialien wie z. B. Holzschnitzel u.ä. zum Einsatz. Es können prinzipiell aber auch mineralische Materialien mit großer innerer Oberfläche (z. B. Lava, Blähton, u. a.) mit entsprechendem Mikroorganismenbesatz zur Anwendung kommen. Die Trägermaterialien sind im Normalfall als Schüttenschichten angeordnet, welche von der zu reinigenden Abluft durchströmt werden. Die luftverunreinigenden Stoffe werden an der Oberfläche der Trägermaterialien sorbiert und überwiegend durch die Mikroorganismen abgebaut.

Die Abbauleistung des Biofilters hängt vom Besatz und der Aktivität der Mikroorganismen ab, wobei diese nur dann optimal gewährleistet sind, wenn bestimmte Milieubedingungen, wie Feuchtigkeit, Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Nährstoffe, etc., innerhalb bestimmter Grenzen eingehalten werden. Änderungen der Lebensbedingungen für die Mikroorganismen, welche z. B. durch Wechsel der Betriebszustände der Anlage verursacht werden können, beeinflussen die Leistungsfähigkeit des Biofilters.

Vom Grundsatz her sind zwei Gruppen von Biofiltersystemen zu unterscheiden, wobei zwischen diesen beiden Gruppen fließende Übergänge vorhanden sind:

- Einfachfilter (Flächenfilter)
- technisch steuerbare Systeme

4.2.1.1 Einfachfilter (Flächenfilter)

Die folgende Abbildung zeigt eine Prinzipskizze eines einfachen Biofilters. In dieser Ausführung wird das Filter von unten mit der Abluft angeströmt. Es sind Ausführungen vorhanden, in denen das Filter konstruktiv von Wänden umschlossen ist, aber auch solche, in denen das Filter an einer oder mehreren Seiten nur angehäuft wird.

Das Filtermaterial ist der Witterung ungeschützt ausgesetzt. Die Höhe der Filterschicht beträgt in der Regel 1 bis 2 m.

Biofilter für MBA-Anlagen in Deutschland werden üblicherweise nach dem Kriterium „Flächenbelastung“ ausgelegt. Dies ist die Menge Abluft, die je Zeiteinheit (1 Stunde) einen m^2 des Biofilters durchströmt. Für eine befriedigende Geruchsentfernung wurde in Deutschland als Bemessungsgrundlage die Faustzahl von $100 m^3$ je m^2 und Stunde festgelegt. Die MBA Lüneburg weist beispielsweise diese Auslegung auf. In einigen Fällen wird die Flächenbelastung auch höher festgesetzt (z. B. $200 m^3/m^2$ und h). Für den Lüneburger Biofilter würde sich für die bekannten Porenvolumina der Filtermaterialien Verweilzeiten von unter 30 Sekunden ergeben.

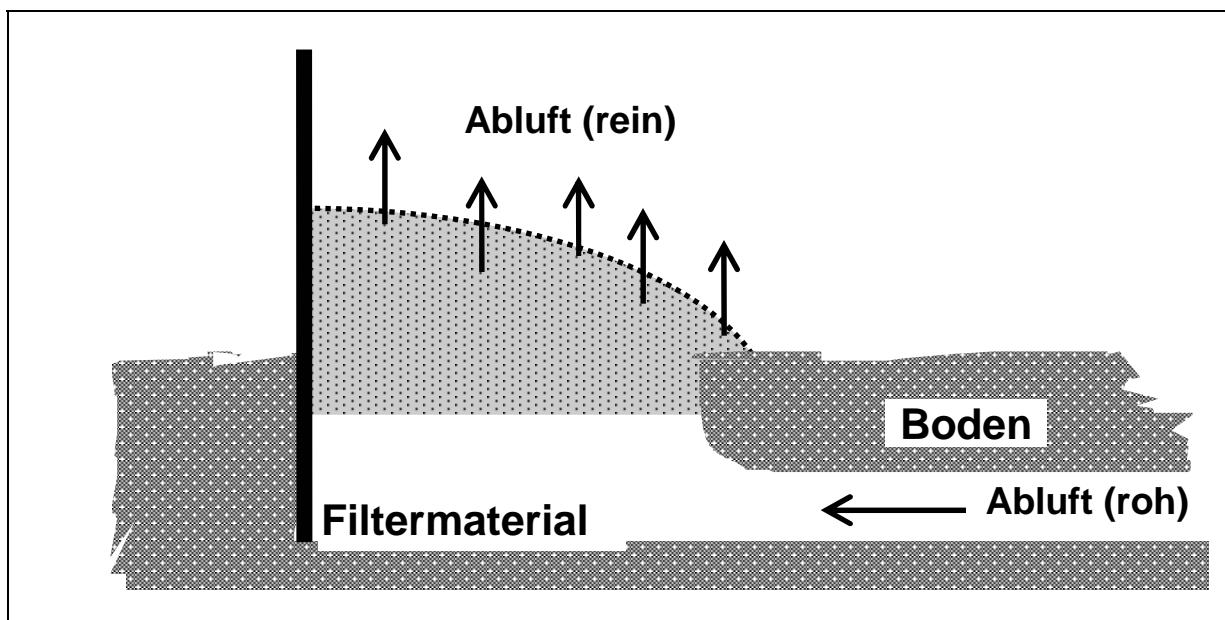


Abb. 18: Prinzipskizze eines Biofilters (Einfachfilter)

Einen Problembereich des skizzierten Biofilters stellt die Feuchtigkeit der Zuluft dar. Ist sie nicht ausreichend, kommt es zum Austrocknen des Filtermediums. Ohne ausreichende Feuchtigkeitsversorgung (40 % bis 60 % FS in Abhängigkeit vom Material) geht die Wirksamkeit des Filters schnell gegen Null. Aber auch schon das Ausbilden von trockenen Schichten oder Nestern kann die Wirksamkeit der Filter merklich reduzieren.

Ein weiteres Problem sind die Temperatureinflüsse in kalten Jahreszeiten. Dies gilt mehr noch als für das Filtermaterial für die anströmende Luft, die aufgrund des Kellereffektes im Anströmkanal und im unteren Filterteil mit relativ niedrigen Temperaturen in den Biofilter eintreten kann. Die Folge kann auch hier Austrocknung sein. Eine Temperatur > 15 °C ist sicherzustellen.

Bei höherer organischer Befrachtung erwärmt sich das Biofilter aufgrund der Abbaureaktionen. Hier sind Organikkonzentrationen oberhalb von 100 mg/m³ bei der genannten Filterbeaufschlagung bereits ausreichend. Diese Erwärmung ist im Winter die Voraussetzung, daß low-budget-Filter überhaupt funktionieren. Allerdings kann es an heißen Tagen aufgrund der Reinlufterwärmung gegenüber der Zuluft ebenfalls zum Wasserverlust und zum Austrocknen des Filters kommen.

Die Wasserverluste werden durch natürliche Niederschläge, aber auch durch gezielte, von Hand durchgeführte Bewässerungsaktionen kompensiert. Dies kann natürlich den Feuchtigkeitsgehalt des Filters in etwa im optimalen Bereich halten. Aus der Praxis sind nun zahllose Beispiele bekannt, wo das Bewässern bzw. Beregnen des Biofilters im oberen Bereich zu Vernässungen und im unteren Bereich nach wie vor zu Austrocknungen geführt hat (Problemlösung siehe unten).

Ein weiteres Thema ist die Kontrolle des pH-Wertes und eine ausreichende Nährstoffversorgung. Diese kann vollständig nur über den Wasserhaushalt erfolgen, was wiederum eine Durchdringung des Biofilters mit Beregnungswasser voraussetzt.

Als Fazit kann festgehalten werden, daß low-budget-Biofilter in Form des sogenannten einfachen Flächenfilters zu einer ganzen Reihe von betrieblichen Problemen im Alltag führen, die - je nach Wartungsintensität - befriedigend oder ungenügend beherrscht werden. Dieser Filtertyp hat sicherlich seine Berechtigung für Kleinanlagen, von denen kein hohes Emissionspotential ausgeht.

Die für hohe Filtereffizienz erforderlichen stabilen und optimalen Milieubedingungen sind mit diesem Konzept bzw. Systemen nicht zu gewährleisten.

4.2.1.2 Technische Filtersysteme

Aufbauend auf die skizzierten betrieblichen Probleme einfacher Bioflächenfilter wurden in den letzten Jahren technische Systeme entwickelt, die bessere Problemlösungen versprechen. Zu diesen Systemen gehören die folgenden Techniken:

- gekapselte Flächenfilter
 - eingehauster Containerfilter
 - Etagenfilter
 - mit der Schwerkraft angeströmter Hochleistungsfilter
- Mehrstufenfilter usw.

Die einzelnen Systeme sollen im folgenden nicht detailliert abgehandelt, sondern nur die betrieblichen Vorteile kurzgefaßt dargestellt werden.

Allen Konzepten gemeinsam ist zunächst der bessere Ausschluß ungünstiger Witterungsbedingungen. Durch Konditionierung der Abluft (Feuchtigkeit, Temperatur) kann eine wesentliche Optimierung der biologischen Vorgänge im Filtersystem und damit eine Verbesserung

der Abscheideleistung erzielt werden. Weiters wird durch eine Mehrstufigkeit des Biofilters ein höherer Wirkungsgrad erreicht.

Die folgende Abbildung zeigt einen zweistufigen Biofilter mit einer gegenüber low-budget-Konzepten veränderten Durchströmungsrichtung.

Die veränderte Durchströmungsrichtung bietet den Vorteil, das erforderliche Beregnungswasser besser in den Filterkörper eindringen zu lassen. Zusätzlich ist die gezielte Zufuhr von Nährstoffen möglich (104).

Die eingehauste Bauweise eröffnet schließlich die Möglichkeit, den Schritt zu einem gefaßten Emissionspunkt zu gehen. Die Ableitung der gereinigten Abluft über einen Kamin vermeidet Emissionen in unmittelbarer Bodennähe und erleichtert andererseits die erforderlichen Überwachungsvorgänge.

Ein offenes Bioflächenfilter führt bereits bei der Probenahme von Abluftproben zu Schwierigkeiten, da die heute häufig eingesetzten Probenahmegeräte kaum eine repräsentative Erfassung der Abluft ermöglichen (Einsaugen von Frischluft bzw. Veränderung der Strömungsverhältnisse im Filter).

Insgesamt zeigen diese kurzen Ausführungen, daß gegenwärtig viele Konzepte und Techniken verfügbar sind, um für eine Abluftreinigung eingesetzt zu werden. Gerade für das junge Feld der MBA kann beobachtet werden, daß sich die Diskussion sehr schnell auf das Pro und Contra in Bezug auf das einfache Bioflächenfilter fokussiert hatte. An dieser Stelle sollte gezeigt werden, daß in diese Diskussion auch aufwendigere Systeme einzubeziehen sind.

4.2.2 Biowäscher

Der Biowäscher kann ebenfalls mit sehr unterschiedlichem Technisierungsgrad betrieben werden. Vom Prinzip her besteht er, bei allen Unterschieden im Detail, aus einer zirkulierenden Wassermenge, die im eigentlichen Wäscherbehältnis in Kontakt mit der durchströmenden Luft gebracht wird. Selbiges kann beispielsweise im Gegen-, Kreuz- oder Gleichstrom erfolgen. Die Art der Verwirbelung, die eingesetzten Düsen und Trennböden u.v.m. machen die jeweiligen Unterschiede im Detail aus.

Im „Kontaktraum“ können Füllkörper eingesetzt werden. Diese Füllkörper können vom Konzept her die Durchmischung von Luft und Wasser verbessern, sie können aber auch Träger der Mikroorganismen sein.

Als Füllkörpermaterialien sind Glas- und Metallkörper, diverse Kunststoffarten und Formkörper sowie natürliche Materialien wie Holz, Tone, oxidische Mineralien, Aktivkohle, Torf u.v.m. im Einsatz.

Die Bandbreite der Konzepte reicht vom einfachen Wäscher, in dem die biologischen Prozesse nur untergeordnete Bedeutung haben, über eine Füllkörperkolonne mit speziellen Trägermaterialien, auf denen ein konditionierter Bakterienrasen arbeitet, bis hin zum Rieselbettreaktor, der genaugenommen einen Übergang zum Festbettreaktor darstellt.

Generell muß im Falle des geplanten Einsatzes eines Biowäschers dessen höherer Wartungsaufwand gegenüber einem Biofilter beachtet werden. Vom Leistungsspektrum bzw. Abbauverhalten her sind keine großen Unterschiede zwischen Biofilter und Biowäscher zu erwarten. Stoffe, die dem biologischen Abbau im Biofilter nicht oder nur schwer zugänglich sind, werden im Biowäscher ähnlich zu beurteilen sein.

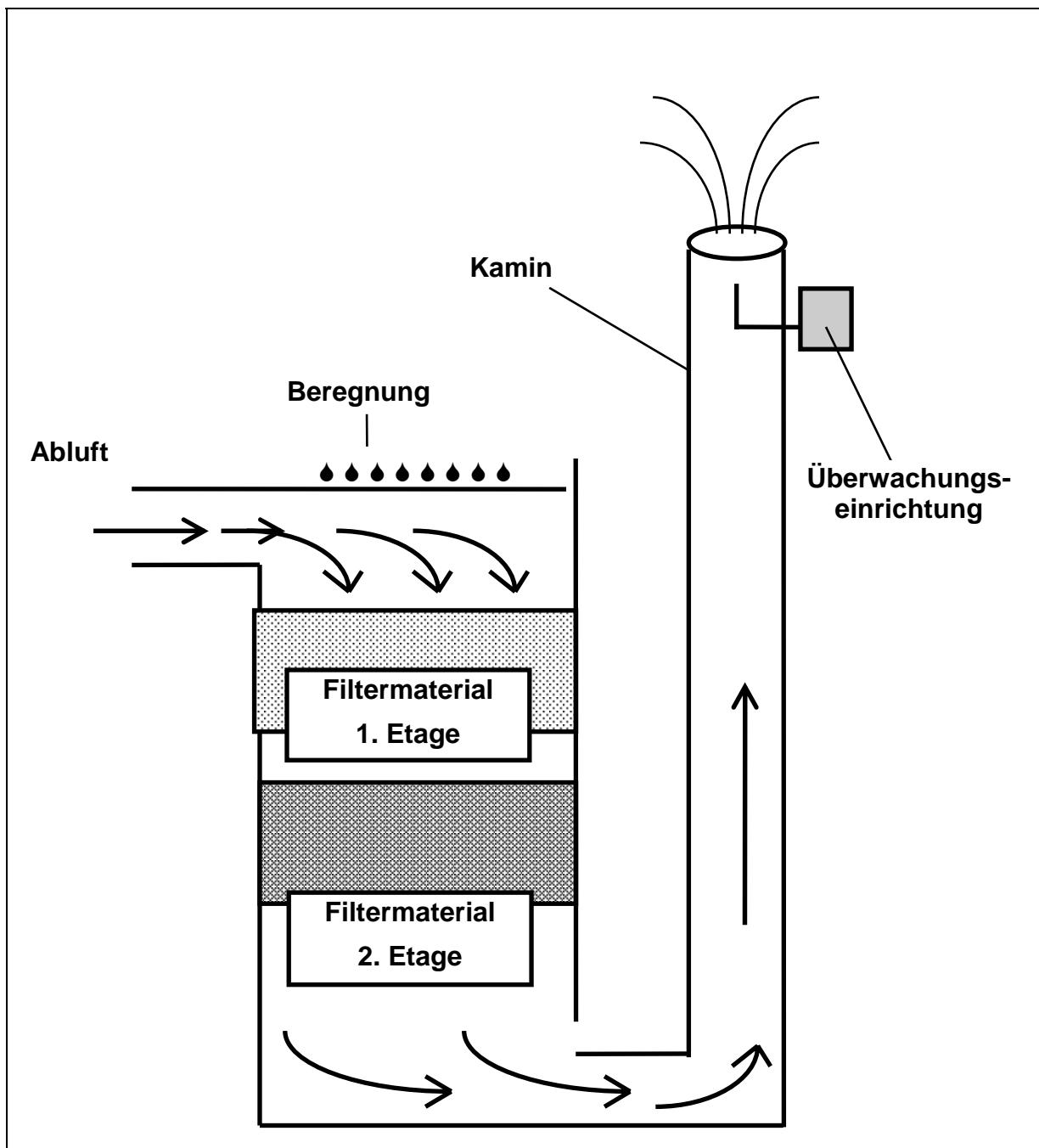


Abb. 19: Zweistufiger Biofilter mit veränderter Durchströmungsrichtung

Der Vorteil des Biowäschers liegt in seiner besseren technischen Einstellbarkeit bzw. Fahrweise, insbesondere verglichen mit technisch einfach konzipierten Biofiltern. Weiter weist der Biowäscher eine hohe Abscheideleistung für Stäube und gut wasserlösliche Verbindungen auf.

Insgesamt sollte diese kurze Skizze der vorhandenen technischen Möglichkeiten deutlich machen, daß auch im Fall der Diskussion über die Leistungsfähigkeit von Biowäschern die gesamte Bandbreite der technischen Konzepte und Erfahrungen einbezogen werden sollte.

Die folgende Abbildung zeigt die Prinzipskizze eines typischen Biowäschers.

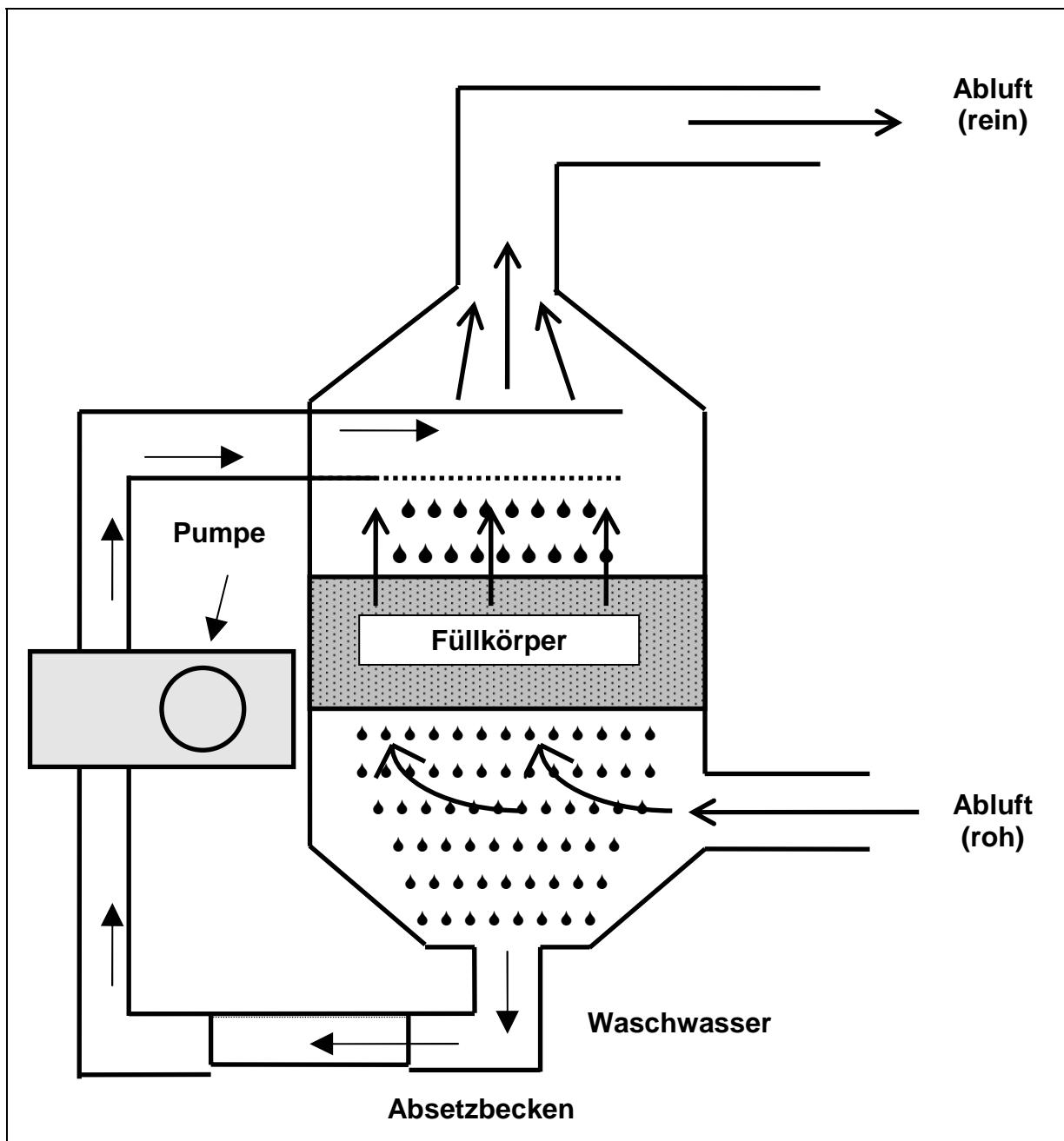


Abb. 20: Bau und Funktionsweise eines typischen Biowäschers (Gegenstrom mit Füllkörper)

4.2.3 Kombination von Biofilter mit Biowäscher

Die Kombination von Filter und Wäscher wurde bereits in einigen großtechnischen MBA-Anlagen erprobt. Hierbei wird dem Biofilter ein Biowäscher vorgeschaltet.

Motive für eine derartige Kombination sind unterschiedlicher Art:

- So wird versucht, die oben beschriebenen betrieblichen Probleme eines low-budget-Bioflächenfilters durch den vorgesetzten Biowäscher abzumildern. Einerseits weist der Biowäscher bzw. der Wäscher (ohne biologische Aktivität) bereits eine nicht unbedeutliche Reinigungswirkung auf. Somit ist die Anforderung an das nachgeschaltete Festbett-Filter herabzusetzen bzw. es kann von gewisser Redundanz zwischen beiden Filtern ausgegangen werden.

- Weiters trägt der Biowäscher bzw. Wäscher zur weitgehenden Sättigung der Abluft mit Wasser bei und führt insbesondere zur Vergleichmäßigung (Feuchtigkeit, Temperatur), was ebenfalls den Betrieb des Biofilters erleichtert.
- Nachteilig an der genannten Filterkombination ist deren annähernd gleichgerichtete Wirksamkeit, so daß keine deutliche Erweiterung des Leistungsspektrums für persistente Xenobiotika eintreten dürfte.

4.3 Alternative Filtersysteme

Die obigen Anforderungen (4.1. bis 4.1.4.) und die konkreten Abgasverhältnisse (Menge, Stabilität, Temperatur, Feuchte usw.) bestimmen, welche Filtersysteme grundsätzlich in Frage kommen.

Die folgende Tabelle verdeutlicht, welche prinzipiellen Möglichkeiten technisch vorhanden sind, um Staub und gasförmige Inhaltsstoffe aus einem Abluftstrom abzuscheiden.

Tab. 82: Bewertungsmatrix konkurrierender Abluftreinigungs-Verfahren, nach (119), verändert

Eignung für ↓ Verfahren ⇒	biologische Behandlung	Adsorption	thermische Oxidation	katalytische Oxidation	chemische Behandlung
Schadstoffpalette breit	+	+	++	0	0
Konzentration hoch	0	+	++	0	+
Konzentration niedrig	++	+	0	++	-
keine Abgaskonditionierung	-	0	++	+	+
Abgasmenge groß	++	+	++	++	+
Abgasverhältnisse wechselnd	+	+	++	0	0
Stoffrückgewinnung	-	++	-	-	-
hohe Verfügbarkeit	+/0	++	++	++	+
An-/Abfahren problemlos	+	++	++	++	+
Entsorgungsaufwand gering	++	+	+	++	+
Sicherheitskonzept einfach	++	+	+	+	-
Skala: ++ voll zutreffend, + zutreffend, 0 neutral, - nicht zutreffend, ? wenig Erfahrung					

Im folgenden werden die technischen Möglichkeiten näher diskutiert, die erfolgversprechend erscheinen. Es wird die Frage untersucht, ob diese Filtersysteme grundsätzlich verfügbar sind und als Stand der Technik eingestuft werden können. Vom **Stand der Technik** wird dann gesprochen, wenn das Filtersystem in mindestens einer existierenden MBA-Anlage erfolgreich eingesetzt wurde. Als Stand der Technik ist auch eine Anwendung in einem oder mehreren Einsatzbereichen zu sehen, die auf die Verhältnisse der MBA-Abluft übertragbar sind (Industrieanlagen, Kompostanlagen, sonstige Behandlungsanlagen in der Abfallwirtschaft).

Es wird nicht detailliert darauf eingegangen, welche zusätzlichen technischen Möglichkeiten gegeben sind, das Abluftproblem durch Abluftführung, Teilstrom-Konzepte, Kreislaufführung u.v.m. zu verringern. Diese Möglichkeiten sollten auf jeden Fall, je nach gesamten Anlagenkonzept, ausgeschöpft werden, wobei auch aus Immissionsschutzgesichtspunkten anzustreben sein wird, die Abluftführung auf eine möglichst konzentrierte Fassung der hochbelasteten Teilströme auszurichten. Die „Verdünnungsphilosophie“ reduziert zwar die Konzentrationen im Roh- und Reingas, bedeutet in der Regel aber eine höhere Fracht, da auf dem Niveau der reduzierten Konzentrationen Filtersysteme vergleichsweise niedrigere Wirkungsgrade haben.

Für das Schutzgut Mensch ist, wie in den obigen Betrachtungen gezeigt, die Fracht (z. B. in mg je sec) einer Anlage im Sinne der Quellenstärke die entscheidende Größe.

Am Ende einer optimierten Abluftführung eines optimierten Gesamtkonzeptes werden definierte, mehr oder weniger hoch belastete Abluftvolumina stehen. Für selbige wird im folgenden die Frage der vorhandenen Filtersysteme untersucht.

4.3.1 Thermische Abgasreinigung

In den letzten Monaten wurde verstärkt über Kombinationsverfahren zwischen MBA und konventionellen Verbrennungsanlagen diskutiert. Die folgende Abbildung zeigt diese Kombinationsmöglichkeiten schematisch.

In solchen Konzepten kann es prüfenswert sein, sofern Verbrennungsanlage und MBA am gleichen Standort realisiert werden können, die Abluft der MBA als Zuluft für die Müllverbrennung einzusetzen. Hierdurch wird einerseits sichergestellt, daß die in der MBA-Roh-Abluft vorhandene Problemorganik weitgehend zerstört wird. Andererseits kann die sehr aufwendige Abluftfilterung der MVA indirekt für die MBA-Abluft mit eingesetzt werden.

Ähnliche Synergieeffekte durch günstige Standortwahl sollten auch für gegebenenfalls vorhandene Kraftwerke oder sonstige Industrieanlagen mit vorhandenen thermischen Anlagen zur Energiegewinnung oder Stoffumwandlung sorgfältig geprüft werden.

Die nächste Tabelle stellt die Betriebswerte (Reingas) zweier (moderner) MVA den mittleren Rohgaswerten von MBA-Anlagen gegenüber. Man erkennt daraus, welche Reduktionen durch eine Reinigung der MBA-Abluft über eine MVA für einige relevante Parameter erreichbar wären (auf das Problem von Konzentrationen und Frachten wurde schon an anderer Stelle eingegangen).

Vorteilhaft ist zudem, daß im Falle der skizzierten Kombination am Standort die Emission der MBA-Abluft nicht als bodennahe kalte Quelle, sondern über den Kamin (der thermischen Anlage) erfolgt.

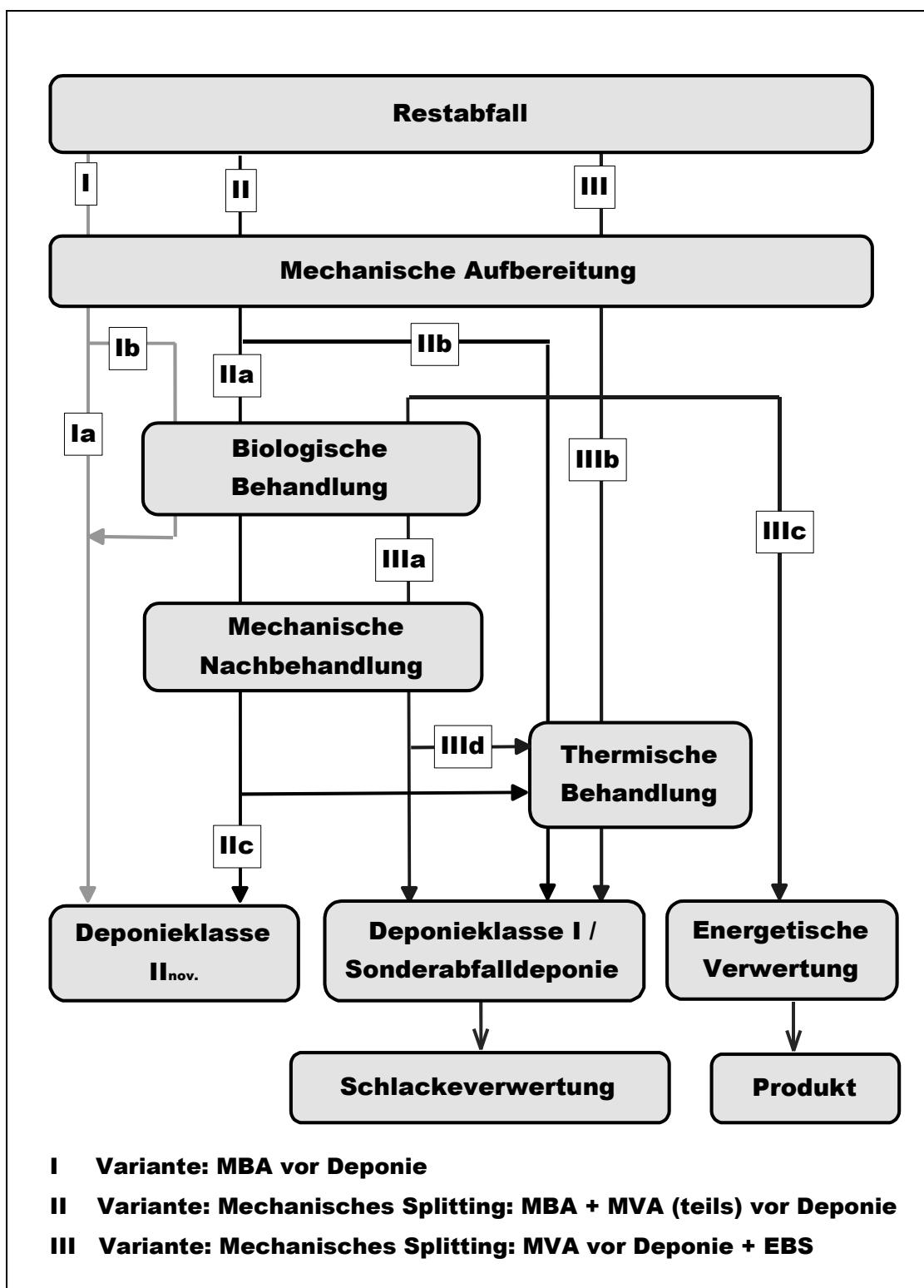


Abb. 21: Konzepte zur Restabfallbehandlung nach einer angedachten Novellierung der TA Siedlungsabfall in Deutschland (insbesondere alternative Organik-Parameter) (120)

Tab. 83: Emissionskonzentrationen (Betriebswerte) der Müllverbrennung (u. a. nach (121); für MVA Spittelau: eigene Berechnung)

Parameter	Betriebswerte MVA (Reingas)	
	Bielefeld (122)	
	mg/m ³	Spittelau
TOC	< 0,02	k.A.
HCl	< 0,01	0,7
SO ₂	0,64	3,6
NOx	41,1	27,1
NH ₃	0,77	k.A.
Cd	< 0,00001	< 0,00001
Hg	< 0,00015	< 0,000003

Sind derartige Kombinationslösungen nicht herstellbar, ergibt sich die Möglichkeit der thermischen Abgasreinigung durch Realisierung einer eigenen Anlage. Die folgende Abbildung zeigt eine Prinzipskizze.

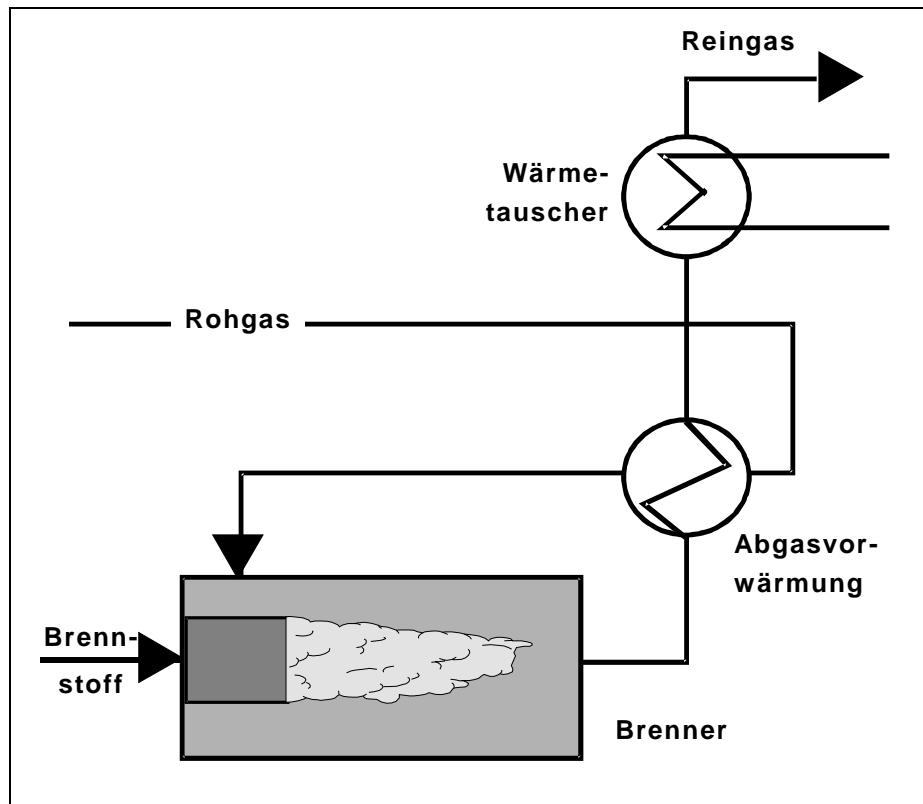


Abb. 22: Thermische Abgasreinigung

Die thermische Abgasreinigung muß unter dem oben skizzierten Anforderungsprofil als technisch gut geeignete, verfügbare Alternative angesehen werden. Wobei insbesondere die Problemorganik weitgehend zerstört werden kann. Für den Bereich Staub/Schwermetalle kann es erforderlich sein, eine einfache Staubfiltration (Gewebefilter) vor- bzw. nachzuschalten. Ein derartiges Staubfilter wird in der MBA Horm im LK Düren für den Abluftteilstrom aus der Mechanik erfolgreich eingesetzt.

Nachteil der thermischen Abgasreinigung ist deren hoher Energiebedarf. Durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe wird auch CO₂ freigesetzt. Daher kann diese Variante sinnvollerweise nur in Kombination mit einem Konzept zur Energieverwertung realisiert werden. Hier bieten sich eine ganze Reihe von interessanten Ansatzpunkten, die hier nur in Form von Stichworten genannt werden sollen:

- Blockheizkraftwerk oder Kleinverbrennungsanlage für nachwachsende Rohstoffe
- Biogaserzeugungs- und -verwertungsanlage
- Faulgasverbrennung bei Kläranlagen
- energetische Verwertungsanlage für Abfallteilstrome
- thermische Deponiegasbehandlungsanlage

Die Investkosten einer reinen thermischen Abgasbehandlung liegen bei rund 175 - 500 ATS je Stundenkubikmeter (im folgenden alles ca.-Angaben; Preisbasis: Angebote auf dem deutschen Markt, 1997). Unterstellen wir eine mittelgroße MBA mit einem Abgasvolumenstrom von 30.000 m³/h, folgen hieraus Investkosten für die Abluftreinigung von 5,25 bis 15 Mio. ATS.

Ein kombinierter Wäscher mit Biofilter würde für diese Abluftmenge im Bereich von 3,5 bis 7 Mio. ATS liegen, was sicherlich nicht dazu berechtigt, die thermische Abgasreinigung von der Investseite als vergleichsweise indiskutabel einzustufen.

Anders sieht dies schon beim Vergleich der Betriebskosten aus. Hier liegt die thermische Abluftreinigung um den Faktor 6 bis 10 ungünstiger als die biologische Abluftreinigung. Es wird aus diesem orientierenden Zahlenvergleich deutlich, warum auch aus Kostengründen eine thermische Abluftreinigung nur mit einem Einnahmen produzierenden Energiekonzept darstellbar ist. Die folgende Tabelle zeigt den Kostenvergleich auch mit anderen Verfahren der Abluftreinigung.

Tab. 84: Kostenvergleich biologische mit anderen Verfahren der Abluftreinigung; (123), modifiziert nach eigener Recherche

Abluftbehandlungsverfahren	Investitionskosten	Betriebskosten
Biowäscher	42 - 210 ATS/m ³ •h	2,1 - 7 ATS/1.000 m ³
Biofilter	56 - 175 ATS/m ³ •h	3,5 - 10,5 ATS/1.000 m ³
Chemische Wäscher	56 - 560 ATS/m ³ •h	3,5 - 35 ATS/1.000 m ³
Thermische Behandlung	175 - 500 ATS/m ³ •h	21 - 150 ATS/1.000 m ³

Ein Sonderfall ist darin zu sehen, die thermische Abluftreinigung als eine der biologischen Abluftreinigung nachgeschaltete Option zu betrachten, die nur in den Fällen „anspringt“, wenn definierte Grenzwerte überschritten werden (Polizeifilter). Hierdurch könnten die Defizite auf der Ebene der Zuverlässigkeit des Biofilters (einfach) abgepuffert werden; zudem würde der Betriebskostennachteil der thermischen Abluftreinigung nicht hoch zu Buche schlagen. Allerdings würden sich die Investkosten für die Abluftreinigung in etwa verdoppeln, was aber noch vorstellbar erscheint.

Das Konzept des Polizeifilters nach dem Biofilter kann natürlich auch für andere alternative Abluftreinigungsverfahren eingesetzt werden (s. u.).

Insgesamt scheint die Kombination von Biofilter und optionaler thermischer Nachbehandlung im Bedarfsfall durchaus interessant, um in weitere Projektüberlegungen mit einzubauen zu werden. Bei diesen Überlegungen wäre, je nach Behandlungskonzept, auch die Frage der Teilstrombehandlung mitzudiskutieren.

Ein Anwendungsproblem grundsätzlicher Art ist der hohe Wassergehalt der Abluft aus der MBA. Je nach Anlagenkonzept dürfte mit Abgastemperaturen von 30 bis über 50 °C zu rechnen sein. Bei Wasserdampfsättigung enthält diese Abluft immerhin 40 bis über 60 g Wasser je m³.

Bei thermischen Abluftreinigungsverfahren werden diese Wassermengen ohne größere Probleme beherrscht. Die Feuchtigkeit wird mit der gereinigten Abluft in die Atmosphäre abgegeben.

Gegenwärtig ist in Mitteleuropa keine MBA im Betrieb, deren Abluft mittels thermischer Abluftbehandlung gereinigt wird. Derartige Anwendungen werden nach unserem Wissensstand gegenwärtig auch nicht angedacht. Die thermische Abluftreinigung bzw. die thermische Abluftbehandlung wird im industriellen Anwendungsfeld im breitem Umfang eingesetzt. Hierbei sind auch der MBA-Abluft vergleichbare Abluftverhältnisse vorhanden. **Insgesamt ist daher die thermische Abluftreinigung als verfügbar und als dem Stand der Technik entsprechend anzusehen.** Sie wird von den Invest- und Betriebskosten, wie dargestellt, über dem der biologischen Abluftreinigung liegen, die Zuverlässigkeit und auch der Wirkungsgrad (für organische Stoffe) dürfte allerdings im Vergleich zum Biofilter deutlich günstiger sein.

4.3.2 Katalytische Oxidation

Die katalytische Oxidation vereinigt - vereinfacht gesprochen - adsorptive Wirkungsprinzipien und thermische Organikzerstörung. Die katalytische Oxidation findet an den aktiven Oberflächen des Katalysators statt.

Neben der Katalysatorwahl ist die Einhaltung eines definierten Temperaturfensters und eventuell auch Feuchtegehaltes (für Anlagen, die bei niedriger Temperatur betrieben werden) für das zu reinigende Abgas entscheidend.

Die folgende Prinzipskizze zeigt den grundsätzlichen Aufbau eines oxidativen Katalysators.

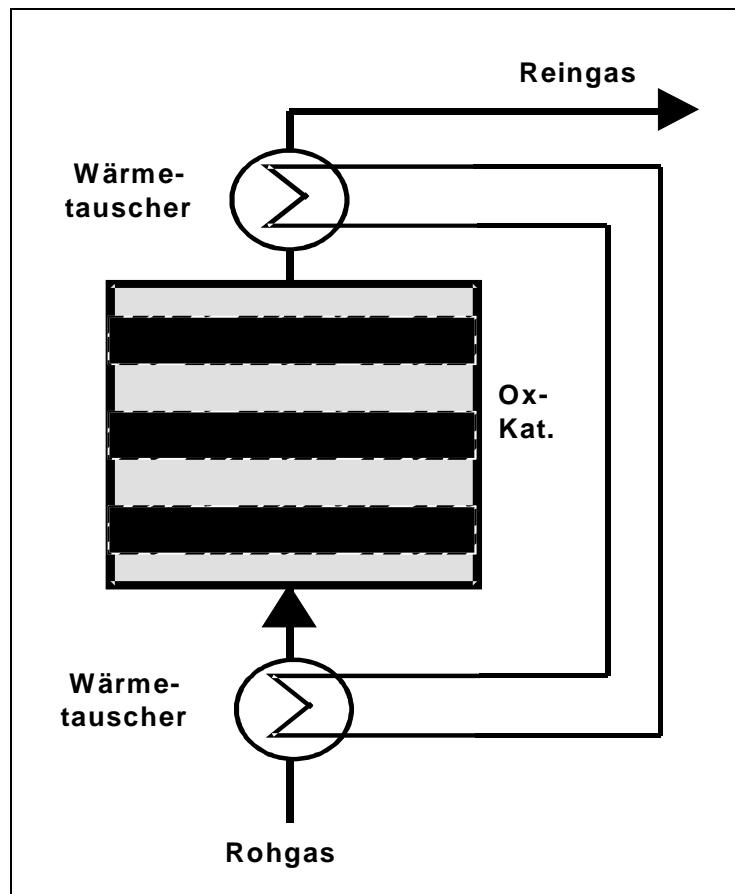


Abb. 23: Schema eines oxidativen Katalysators

Da für die meisten katalytisch oxidativen Verfahren eine Aufheizung der Abluft erforderlich ist (300 - 500 °C), ergibt sich für den Katalysator kein grundsätzliches Problem aufgrund des hohen Wassergehaltes der Roh-Abluft.

Insofern dem gereinigten Abgas wieder Wärme entzogen werden soll, ist die Taupunktproblematik einzubeziehen. Das Entziehen von Wärme vor der Ableitung der Abluft (Rekuperation) bietet sich aus ökologischen und ökonomischen Gründen an. Der Energieverlust bei der Rekuperation beträgt bei Anlagen nach dem Stand der Technik rund 30 °C. Man erkennt aus dieser Zahlenangabe, welche Vorteile ein Ox-Kat gegenüber der thermischen Abluftreinigung besitzt.

Nachteil dieser Technik ist die Schädigung des Katalysators durch sogenannte Katalysatorgifte. Zu den für die vorliegende Fragestellung relevanten Katalysatorgiften dürften einige Schwermetalle gehören. Daher werden Katalysatoren in der Regel erst nach einer Vorentstaubung eingesetzt (ausgenommen high-dust-Katalysatoren).

Als Katalysatormaterial sind die aus der NOX-Technologie bekannten Systeme heranzuziehen, die ihre Eignung an verschiedenen Industrieanlagen unter Beweis gestellt haben (Hersteller: Siemens, BASF, Hüls etc.).

Die Kosten eines Ox-Katalysators liegen bei einem zu reinigendem Abluftvolumen von 5.000 m³ je Mg bei rund 150 ATS je Mg.

Gegenwärtig ist in keiner MBA in Mitteleuropa ein Ox-Katalysator zur Abluftreinigung im Einsatz. Die Anwendung des Ox-Kats wird u.W. auch bisher in keiner Anlagenplanung ernsthaft in Erwägung gezogen. Der erfolgreiche Einsatz in vergleichbaren Anwendungsfeldern erlaubt aber die Einschätzung, daß **diese Abluftreinigungstechnik mittels oxidativem Katalysator verfügbar ist und mit gewissen Erstanwenderrisiken durchaus dem Stand der Technik entsprechen würde.**

Zu diesen Erfahrungen mit vergleichbaren Anwendungsfeldern gehört die Abluftreinigung nach Bodenluftabsaugung aus der Altlastensanierung. Hier wurden in Baden-Württemberg detaillierte Vergleichsuntersuchungen an unterschiedlichen Katalysatormaterialien (Edelmetall und Mischoxid) durchgeführt. Bei Raumgeschwindigkeiten von 0,5 - 1 m³/h und Temperaturen von bis zu 550 °C waren Umsätze von über 98 % für die Summe an Schadstoffen erreichbar. Dabei erwies sich die katalytische Oxidation im Vergleich zur UV-Oxidation als wesentlich effektiver.

4.3.3 Adsorption

Die Abluftreinigung mittels adsorptiver Filtermaterialien wird sehr häufig als Alternative zum Biofilter genannt; und hier insbesondere der sog. Aktivkohlefilter. Die folgende Systemskizze zeigt ein entsprechendes Verfahrensfließbild.

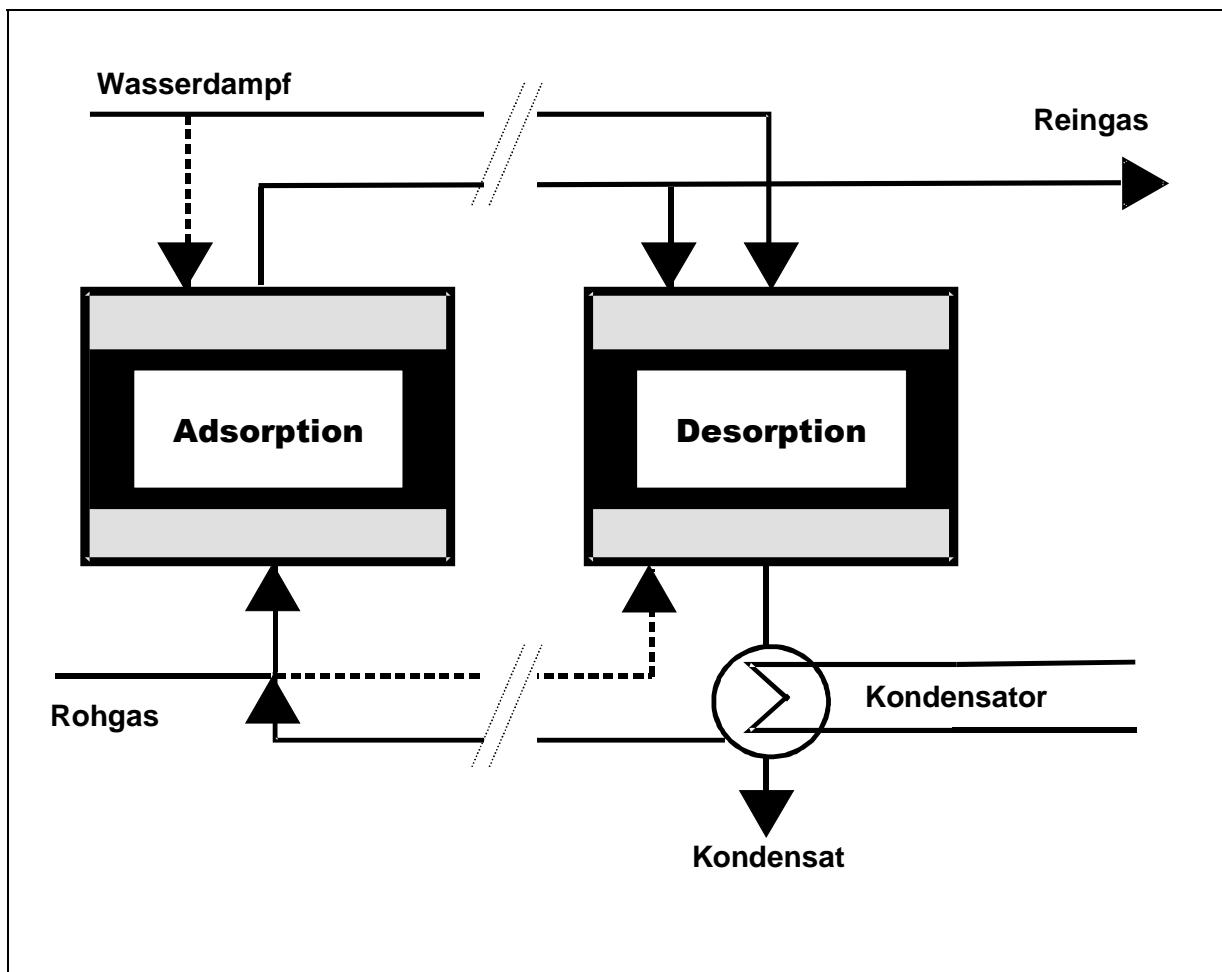


Abb. 24: Wirkungsweise Aktivkohle-Filter mit Regeneration
Die Regeneration kann am Ort oder räumlich getrennt durchgeführt werden

Aus diesem Bild wird die zentrale Schwäche adsorptiv wirkender Filtersysteme deutlich. Ihr Einsatz führt nach gewisser Zeit zur Erschöpfung des Filtermediums. Zu diesem Zeitpunkt ist dann ein Material entstanden, welches zu entsorgen ist. Im obigen Fließbild ist die Regenerierung des Filters angedacht. Dies führt zu zusätzlichen Aufwendungen (auch Kosten) und einem neuen Abfallproblem (Kondensat). Das Kondensat könnte einer biologischen oder einer thermischen Nachbehandlung zugeführt werden.

Die Desorption mittels Dampf muß als Stand der Technik angesehen werden. Allerdings stellt sich in der Praxis die Frage der Verfügbarkeit von Dampf am jeweiligen Standort.

Die meisten Erfahrungen mit Aktivkohlefiltern in vergleichbaren Anwendungen liegen für Kompostanlagen und insbesondere mit geruchsintensiven Sortieranlagen zur Aufbereitung von DSD-Verpackungsabfällen (Sortierung, Agglomeration für die rohstoffliche Verwertung) vor. Hier hat sich gezeigt, daß die Regenerierung kaum möglich ist, da die sorbierten Moleküle nur schwer von der Kohle wieder entfernt werden können (z. B. Fettsäuren) und daher eine Wiederherstellung der ursprünglichen Aktivität scheitert. Diese Erfahrung ist auch für die MBA-Abluft zu erwarten.

Eine Alternative zur Regeneration über Dampf wäre daher die rein thermische Desorption. Hierbei ist aber für die desorbierten Stoffe eine Lösung zu finden, wobei sich hierfür wiederum die Verbrennung anbietet. In diesem Konzept wäre der Unterschied zur thermischen Abluftbehandlung im wesentlichen die durch die vorgeschaltete Aktivkohlefilterung mögliche Begrenzung der Thermik auf eine deutlich reduzierte Abluftmenge.

Eine weitere Alternative zur Regenerierung wäre die schlichte Verbrennung des belasteten Filtermediums, wie dies auch beim Aktivkohleeinsatz in thermischen Anlagen praktiziert wird. Hierdurch steigen aber die Betriebskosten dieser Abluftreinigungstechnik erheblich, je nach Qualität (Kosten) der eingesetzten Kohle. Ein Wechsel der Filter ist in der Regel, je nach Auslegung der Filter, schon nach einigen Wochen erforderlich. Dies ist auch aufgrund der im Verlauf der Zeit durch Feuchtigkeit etc. begünstigten biologischen Besiedlung des Filters angezeigt (Versottung). Selbst wenn nach dieser Zeit eine gewisse physikalische Restaktivität verblieben ist, verändert sich der Filter aufgrund seiner Besiedlung in seinem Wirkungsspektrum.

Vorteilhaft an der Abluftreinigung über Adsorption (Aktivkohle) ist die profunde Erfahrung, die mit den unterschiedlichsten Sorbentien (auch unterschiedliche Kohlearten) vorhanden ist. Die Filtersysteme arbeiten zuverlässig, sind gut kontrollierbar, weisen eine exakt definierte und beschreibbare Wirkungsweise auf und können auch oberhalb der im Anforderungsprofil geforderten Eliminationsrate für die Organikentfernung ausgelegt werden.

Hinzu kommt, daß Geruchsstoffe ebenfalls mit hoher Wirkungseffizienz entfernt werden können (incl. Ammoniak). Zusätzlich werden Schwermetalle zurückgehalten. Eine Abluftvorentstaubung ist im Regelfall erforderlich.

Der hohe Feuchtegehalt der Rohabluft aus der MBA erzwingt gerade für den Einsatz von Adsorptionstechniken die Einhaltung gewisser Randbedingungen. Der Filter ist oberhalb der Temperaturen der Rohabluft zu betreiben, um Kondensationseffekte zu verhindern. Bei diesen erhöhten Temperaturen sind die Adsorptionseffekte allerdings leicht verringert, so daß unklar ist, ob für sehr stark flüchtige Xenobiotika (z. B. FCKW) noch eine ausreichende Rückhaltung gegeben ist. Trotz der erhöhten Betriebstemperaturen wird die wünschenswerte relative Luftfeuchtigkeit von < 50 % nicht zu erreichen sein.

Gegenüber dem Biofilter, dessen Arbeitstemperatur nicht oberhalb von 45 °C (maximal 60 °C) liegen sollte, besitzen adsorptive Filtersysteme einen Vorteil: Insofern ein Behandlungsziel für die MBA darin bestehen sollte, den Feuchtegehalt des Mülls zu reduzieren, kann über adsorptive (oder thermische Systeme, s.o.) mehr Feuchtigkeit über die Abluft ausgetragen werden, da sie bei Arbeitstemperaturen oberhalb von 45°C betrieben werden können. Wird auf die erhöhte Betriebstemperatur verzichtet, ist dem Biofilter eine Kondensationsstufe vorzuschalten. Dieses Betriebskonzept scheint aus der Sicht der Abluftreinigung vorteilhafter gegenüber der Anhebung der Abgastemperatur, hat aber den Nachteil, daß Brüdenkondensate entstehen. Selbige könnten wiederum in der biologischen Stufe der Bewässerung zugeführt werden, sofern das Behandlungsziel in der Erzeugung eines biologisch stabilisierten Materials besteht.

Die Kosten für eine Aktivkohlebehandlung liegen bei den Investkosten in der gleichen Größenordnung wie die Systeme Biofilter bzw. Biowäscher. Allerdings liegen die Betriebskosten vergleichsweise höher, insbesondere da eine thermische Entsorgung der Kohle vorzunehmen sein wird.

Für konkrete Projektierungen ist natürlich die Wahl der Aktivkohle und die Auslegung des Filters vertieft zu betrachten. So würde die Erforderlichkeit der „Kohle-Verbrennung“ eher für die Wahl einfacher, billiger Kohlen (z. B. A-Koks) sprechen.

Eine gewisse Sonderstellung nehmen katalytisch wirkende Kohlen ein (metallkatalytische Aktivkohlen). Hier finden sowohl Adsorptions- als auch Abbaureaktionen statt. Diese besonders hochwertigen Kohlen sind, sofern auf diese Materialien zurückgegriffen werden soll, auf jeden Fall zu regenerieren. Durch die katalytische Wirkung der Kohlen scheint es erfolgversprechender, daß eine Regenerierung gelingt.

Adsorptiv wirkende Filtertechniken mittels Aktivkohle kommen in Mitteleuropa in MBA-Anlagen bisher nicht zum Einsatz. In einer geplanten MBA in Rostock (D) ist ein Aktivkohlefilter mit vorgesehen. Die MBA ist mit einer Jahreskapazität von 64.000 Mg/a geplant. Die Abluft wird zunächst über einen Wäscher und ein Biofilter geleitet. Die so vorgereinigte Luft wird

dann über den Aktivkohlefilter endgereinigt und abgeleitet. Die Kapazität des Aktivkohlefilters ist mit 60.000 m³/h konzipiert.

Insgesamt werden Aktivkohlefilter in der MBA vergleichbaren Anwendungsfeldern in großem Umfang eingesetzt. **Der Aktivkohlefilter ist daher für den Anwendungsfall MBA als dem Stand der Technik entsprechend einzustufen.** Allerdings ist die Frage des Eintrittes der biologischen Besiedlung sowie das Management der Abluftfeuchte und der Regenerierung/Entsorgung einer optimalen Lösung zuzuführen.

Hiervon getrennt zu betrachten ist das Konzept des Aktivkohlefilters als Polizeifilter, das ebenfalls in Einzelfällen sinnvolle Ergebnisse erbringen kann.

4.3.4 Kombination von Adsorption und Verbrennung

Einen interessanten Sonderfall zwischen katalytischer Oxidation und Adsorption stellt die von der Fa. Herhof entwickelte Pilotanlage zur Adsorption und Verbrennung dar. Diese Anlage hat eine Kapazität von bis zu 5.000 m³/h. An dieser Pilotanlage werden gegenwärtig Abluftreinigungsversuche durchgeführt.

Als Filtermaterial wird ein adsorptives Keramikpulver eingesetzt, welches schichtweise mit Heizwendeln ausgerüstet ist. Dem Filter vorgeschaltet ist ein Wärmetauscher, der die Zuluft zum Filter auf 50 - 55 °C anhebt (Taupunktproblematik). Hierdurch wird eine relative Luftfeuchtigkeit von 85 % erreicht.

Vom Konzept her ist die Wirkungsweise des Filters wie folgt zu verstehen: Das Filter wirkt zunächst rein adsorptiv und reinigt die MBA-Abluft durch Anlagerung der Stoffe auf dem Keramikpulver. Anschließend wird die Zuluft auf ein frisches Modul umgeleitet. Das „aufgefüllte“ Modul wird auf 400 bis 500 °C hochgeheizt. Hierbei kommt es zur katalytischen Verbrennung der adsorbierten Organik auf dem Filter. Nach Abkühlung kann das gereinigte Modul neu beaufschlagt werden.

Von der Kostenseite wird angestrebt, für ein derartiges Aggregat keine gegenüber dem Biowäscher/Biofiltersystem erhöhten Betriebskosten zu erreichen.

Derzeit laufen die Optimierungsversuche an der Pilotanlage, **so daß man gegenwärtig noch nicht davon sprechen kann, daß der Stand der Technik gegeben ist.** Allerdings muß diese Entwicklung als hochinteressant angesehen werden, deren Fortschritt auch für die österreichische Situation im Auge behalten werden muß.

4.3.5 Chemische Behandlung

Die Oxidation von organischen Stoffen in der Abluft einer Industrieanlage kann auch durch das Einleiten von hochaktiven Stoffen bewirkt werden. In diesem Fall kommt es in einem definierten Teilabschnitt der Abluftführung (Filter) zu chemischen Reaktionen zwischen den Abluftbestandteilen und den eingeleiteten aktiven Stoffen. Die chemischen Reaktionen sollten zum Abbau der Stoffe führen (zu CO₂, H₂O usw.).

Es gibt verschiedene aktive Stoffe, die für diese Filtertechnik zum Einsatz kommen können. Weiters stehen unterschiedliche Techniken zur Verfügung, wie diese Stoffe erzeugt und appliziert werden können.

Ein auch für die MBA-Abluft verstärkt diskutiertes Verfahren ist die Abluftreinigung mittels Ozon und energiereicher UV-Strahlen. Die folgende Abbildung zeigt eine Prinzipskizze einer so gestalteten chemischen Abluftreinigung.

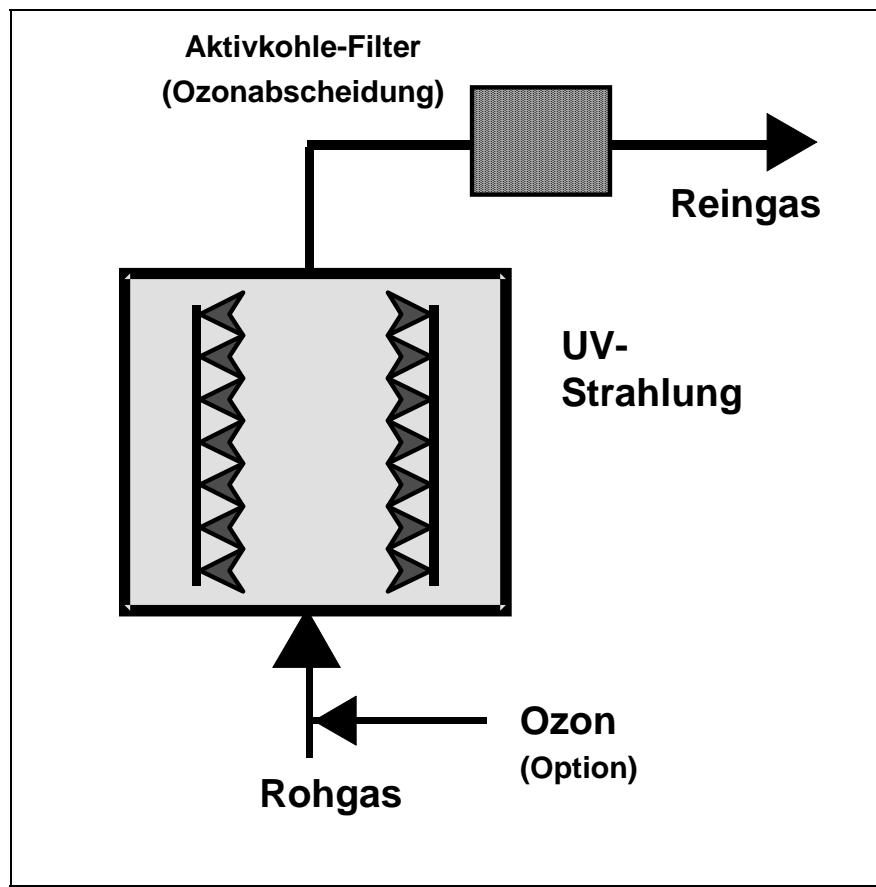


Abb. 25: *Chemische Abluftreinigung, Prinzipskizze Pilotanlage in Bassum*

In der MBA Bassum, die sich gegenwärtig in der Inbetriebnahme befindet, soll dieses Filtersystem erstmals näher untersucht werden, allerdings nur im Pilotmaßstab.

Die MBA Bassum verfügt über einen Wäscher und ein dreilagiges geschlossenes Biofilter. Die Anströmung erfolgt von oben (vergl. auch Abschnitt 6.3.1.1.2). Die gereinigte Abluft wird über einen Kamin abgeleitet.

Für Roh-Abluft und zwischen Biofilter und Kamin sind die technischen Voraussetzungen geschaffen, um im Bedarfsfall nachrüsten zu können. An dieser Stelle soll zunächst im Bypass Abluft entnommen werden (rund 5 % der gesamten Abluft), um die Reinigungswirkung der chemischen Nachbehandlung zu untersuchen.

Die Untersuchungen sollen an der TU Hannover (Prof. Doedens) durchgeführt werden. Als Aggregat ist ein mobiles Modul der Fa. Bio-Klimat (D) vorgesehen. Der chemischen Abluftreinigung ist ein Aktivkohlefilter zur Ozonabscheidung nachzuschalten. Ggf. ist dieses nachgeschaltete Filter auch erforderlich, um entstandene toxische Zwischenprodukte zu entfernen.

Ein anderer aktueller Entwicklungsstrang für die MBA-Abluft setzt anstelle der UV-Strahler sogenannte Plasmareaktoren ein. Durch hochfrequente elektrische Felder (40.000 V/cm Feldstärke) werden ebenfalls mittels Ozon reaktive Radikale erzeugt. Allerdings ist mit dieser Technik - vereinfacht gesprochen - die Aggressivität des chemischen Mediums (Sauerstoffradikale) noch höher als beim UV-Reaktor.

In der Literatur werden Reinigungswerte für Reststoffverwertungsbetriebe oberhalb von 99,9 % genannt (124). Um die Betriebskosten, die natürlich für derartige Techniken beträchtlich sind, zu senken, wird die Vorreinigung der MBA-Abluft über Biofilter und die Nachreinigung über Plasmareaktoren vorgeschlagen (Bio-Plasmaverfahren) (125).

Aufgrund der auch in dieser Studie geschilderten Problematik der Leistungsgrenzen des Bio-filters/Wäschers für die MBA-Abluft bzw. den aus der Heißrotte stammenden Abluftteilstrom bereitet gegenwärtig einer der führenden Biofilter-Hersteller (Kessler und Luch, Gießen) die Einführung des Bio-Plasmaverfahrens vor (126). Der Plasma-Generator kann in diesem Konzept als „Polizeifilter“ oder als Teilstromfilter gefahren werden. Für empfindliche Standorte verspricht das Verfahren auch eine effektive Geruchsstoffentfernung.

Allerdings ist **sowohl die UV-Behandlung als auch das Plasma- Verfahren für den Anwendungsfall MBA noch nicht als Stand der Technik einzustufen**. Die Investkosten werden für das Bio-Plasmaverfahren vom Anbieter mit ca. 250 ATS/m³•h angegeben, was im Bereich der thermischen Abluftbehandlung liegt. Die Betriebskosten sollen allerdings deutlich unter denen der thermischen Behandlung liegen (124), was vorstellbar ist.

Eine weitere Möglichkeit der chemischen Abluftreinigung ist in einem Wäschersystem gegeben. Bisher wurden die eingesetzten Wäschersysteme schwerpunktmäßig für die Abluftkonditionierung vor dem Biofilter gefahren. Insofern keine Weiterentwicklung des Wäschers hin zu einer zusätzlichen biologischen Wirkung auf Abluftbestandteile vorgesehen ist (Nachteile s.o.), kann auch durch gezielte chemische Zusätze zum Waschwasser das Wirkungspotential bzw. der Wirkungsgrad des Filters erweitert werden.

Gängig sind derartige Systeme für die Reinigung saurer Abgasinhaltsstoffe (z. B. Kraftwerke). Als chemischer Zusatz sind Laugen wie Ca(OH)₂ oder NaOH gebräuchlich. Ähnlich könnte für die Reinigung von MBA-Abluft durch eine pH-Steuerung des Waschwassers eine verbesserte Abscheidung von Säuren (insbesondere organischer Art) erreicht werden.

Für die verbesserte Erfassung anderer organischer Inhaltsstoffe kämen Netzmittel und insbesondere Oxidationsmittel in Betracht. Allerdings müßten letztere ein hohes Reaktionsvermögen haben. Rein chemisch betrachtet käme Chlor (und seine Verbindungen) in Frage, würde aber aufgrund seiner ungewünschten Nebenwirkungen (Bildung von Organochlorverbindungen) und seiner schwierigen praktischen Handhabung ausscheiden.

Oxidationsmittel auf der Basis von Sauerstoff (H₂O₂, O₃) sind in ihren Nebenwirkungen weniger riskant. In welchem Umfang sich durch derartige „chemische Wäscher“ ein gegenüber einem nachgeschalteten Biofilter erweitertes Wirkungsspektrum ergeben würde, muß als interessante Fragestellung für weitere Entwicklungsarbeiten angesehen werden.

Allerdings muß beachtet werden, daß chemische Wäschersysteme Abwasser erzeugen. Folglich stellt sich hier die Frage, mit welchem Konzept diese Wässer entsorgt werden können.

Kostenangaben über chemische Abluftreinigungssysteme können gegenwärtig seriös nicht angegeben werden.

Insgesamt ist die Anwendung der skizzierten chemischen Abluftreinigungsmöglichkeiten für die MBA derzeit noch nicht ausreichend erprobt. Bei der chemisch-physikalischen Abfallbehandlung und für die Abluft aus geschlossenen Kläranlagen werden bereits chemische Wäscher mit Erfolg eingesetzt, z. B. zweistufige Wäscher mit saurer und oxidierender (Ozon) Stufe.

Die chemischen Behandlungsverfahren stellen insgesamt die Systeme dar, denen für die Lösung des Abluftproblems der MBA (ggf. nach Biofilter) ein hohes Entwicklungspotential zugeordnet werden muß.

4.4 Fazit

Eine genaue Dokumentation der in Österreich verwendeten Technologien zur Abluftfassung und Abluftreinigung bei mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen (Kapitel 2.5) zeigt, daß zur Abluftreinigung häufig Biofilter eingesetzt werden und bei einigen Anlagen keine Abluftreinigung existiert.

In Deutschland leiten die meisten MBA ihre Abluft ungefiltert ab, einzelne (vor allem neuere) MBA verfügen über technische Aggregate, die Abluftströme kontrolliert fassen und über Filter ableiten. Als Filter kommen lediglich biologische Reinigungssysteme einfacher Bauart, wie Bioflächenfilter zum Einsatz. Die Anlagen in Düren und Lüneburg verfügen zusätzlich über einen vorgeschalteten Luftbefeuchter (Wäscher).

Bisher wurden die Biofilter mit dem Ziel eingesetzt und optimiert, die Geruchsbelastung im Umfeld der Anlage zu beherrschen. Als Filter für die Minderung von Gerüchen haben sich Biofilter bewährt und sind dafür als Stand der Technik anzusprechen. Das „Schadstoffthema“ wurde in Bezug auf die Abluftreinigung bei MBA-Anlagen erst in der letzten Zeit aktuell.

Die Literaturauswertungen (siehe z. B. Kapitel 4.2) zeigen, daß Biofilter auf die Reduzierung der allermeisten in der MBA-Abluft vorhandenen Xenobiotika hin optimiert werden können. Folgt man den bisherigen Praxiserfahrungen sind Abscheideleistungen von 80 bis 90 % und darüber möglich. Allerdings sind hierfür keine einfachen, offenen, auf Geruchsentfernung ausgerichteten Systeme eingesetzt worden, sondern eingehauste, technisch optimierte, ggf. sogar mehrstufige Biofilter. Hinzu kommt, daß in der Literatur auch Untersuchungen veröffentlicht sind, die für einzelne Stoffgruppen eine hohe Abscheideleistung für nicht gegeben erachten. Hier werden insbesondere chlororganische Verbindungen aufgrund ihrer schlechten biologischen Abbaubarkeit genannt.

Die bisher für die MBA-Abluftreinigung vorliegenden Daten aus Pilotversuchen stehen im Widerspruch zu den aus der Literatur entnommenen erreichbaren hohen Wirksamkeiten von Biofiltern. Die bisher durchgeführten Untersuchungen ergaben durchgängig völlig unbefriedigende Abscheideleistungen. Die ersten Messungen an Filtern hinter technischen MBA-Anlagen (Düren und Lüneburg) ergaben kein besseres Ergebnis, einmal abstrahiert von methodischen Fragen.

Für das skizzierte Gesamtergebnis scheinen mehrere Gründe als Erklärung geeignet:

- Die eingesetzte Filtertechnik ist nicht auf Schadstoffentfernung hin optimiert bzw. ungeeignet (Einfachfilter).
- Die Filterauslegung ist möglicherweise zu gering gewählt (Verweilzeiten s.o.).
- Die abzureinigende Stoffpalette ist zu umfangreich und unterliegt in vielen Fällen hohen Schwankungen, als daß die Mikroorganismen sich ausreichend adaptieren könnten. Diese Hypothese würde erklären, warum mit dem gleichen Abluftreinigungskonzept in Düren und Lüneburg sehr unterschiedliche Abscheidegrade für Einzelsubstanzen gefunden wurde.
- Das abzureinigende Konzentrationsspektrum ist zu groß (Xenobiotika im ng/m³- bis hin zum mg/m³-Bereich). Diese Hypothese fußt auf der Beobachtung, daß die in der Literatur berichteten, besonders hohen Reinigungsleistungen an Biofiltern festgestellt wurden, bei welchen die Rohgas-Konzentrationen in einem Bereich von mg/m³ bis g/m³ lagen.
- Probenahme, Probenahmestrategien und Analytik müssen weiter optimiert werden. Teilweise wurden Artefakte gemessen.

Insgesamt ist daher auf Basis der gegenwärtigen Daten- und Erkenntnislage offen, ob das Biofilter zuverlässige und reproduzierbare Abbauleistungen für Schadstoffe in der MBA-Abluft erbringen kann. Dies gilt sowohl für organische Stoffe als auch für anorganische Spurenstoffe (NH₃, N₂O). Grundlegende Labor- und Praxistests sind noch durchzuführen.

Es konnte kein zuverlässiger Wert einer mittleren Abscheideleistung für die relevanten Xenobiotika aus den analysierten Untersuchungsbefunden abgeleitet werden.

Die erforderliche Staubentfernung kann mit biologischen Systemen, insbesondere bei einem vorgeschalteten Wäscher, ebenfalls als erreichbar angesehen werden.

Fragen der erforderlichen Auslegung der biologischen Filtersysteme (Verweilzeiten, s.o.), der Wartung und des Betriebes sind ebenfalls nicht hinreichend beachtet.

In diesem Zusammenhang kommt auch der Durchströmungsrichtung des Biofilters entscheidende Bedeutung für die Leistungsfähigkeit des Filtermaterials und dessen Standzeit zu, wobei einer Durchströmungsrichtung von oben nach unten einer Beaufschlagung von unten (übliches Flächenbiofilter) der Vorzug zu geben ist.

Zieht man die Erfahrungen in anderen (aber nicht so ohne weiteres übertragbaren) Einsatzbereichen heran, muß als nicht unwahrscheinlich angesehen werden, daß biologische Abluftreinigungssysteme im Sinne des Anforderungsprofils weiter optimiert werden können.

Alternative Abluftreinigungssysteme auf der Basis thermischer Techniken sind verfügbar und sind für die MBA-Abluft Stand der Technik. Mit gewissen Abstrichen gilt dies auch für die katalytische Oxidation.

Adsorptionsverfahren (z. B. Aktivkohle) sind ebenfalls in breitem Umfang eingesetzt, eine Übertragung auf die MBA-Abluft ist möglich. Daher ist auch der Aktivkohlefilter als Stand der Technik für die Schwermetallentfernung, die Geruchsbekämpfung und die Organikabscheidung anzusehen. Allerdings ist für die Entsorgung der Kohle bzw. für deren Regenerierung auf thermische Verfahren zurückzugreifen.

In der Entwicklung befinden sich verschiedene „gemischte“ Konzepte. So stellt die Kombination von Biofiltern mit nachgeschalteten „Polizeifiltern“ (Aktivkohle, Verbrennung o.ä.) einen häufig diskutierten Vorschlag dar.

Für die chemisch-physikalische Behandlung von Abfällen (z. B. Emulsionsspaltung) und für die Abluft umhauster Kläranlagen ist die chemische Abluftreinigung Stand der Technik; für die MBA ist noch eine technische Adaptierung nötig. Die chemische Abluftreinigung stellt ein Feld mit hohen Entwicklungspotentialen dar. Ähnliches gilt für die katalytische Verbrennung (HerHof).

Bei allen Abluftreinigungssystemen wird eine Überwachung der Reinluft erforderlich sein (ausführlicher im Kapitel 5 ausgeführt), sowie gegebenenfalls eine Ableitung über einen Kamin. Ein redundanter, modularer Aufbau erhöht die Verfügbarkeit und erleichtert die Wartungs- und Reparaturarbeiten.

Das in Kapitel 4.1 bereits genannte Anforderungsprofil an die Abluftreinigung (z. B. Geruchs-eliminierung, Reinstaubkonzentration unter 10 mg/Nm³, Eliminierung organischer Schadstoffe) kann in einem einfachen, offenen Biofilter nicht erfüllt werden.

Wegen der unterschiedlichen Konzepte für die Erfassung der Abluft aus verschiedenen Anlagenbereichen (Hallenabluft, Rotteabluft) ist derzeit die Anordnung der Filter in der gesamten Anlage und eine Abschätzung der zusätzlichen Kosten derzeit noch mit großen Unsicherheiten behaftet. Es wird zu prüfen sein, inwiefern Hallenabluft, die zum Schutz der Arbeitnehmer aus anderen Anlagenbereichen abgesaugt wird, als Zuluft in der Haupt- bzw. Intensivrotte verwendet werden kann. Danach (also in diesem Fall für die Rotteabluft) ist selbstverständlich immer eine Abluftreinigung erforderlich. Auf jeden Fall sollte hierbei eine einseitige Festlegung auf einfache, offene Flächen-Biofilter als „Regelvariante“ vermieden werden, auch aufgrund der dargestellten Schwächen dieses Filtersystems.

5 ÜBERWACHUNG VON EMISSIONEN

Im folgenden Kapitel werden diejenigen Abluftparameter, welche nach den Erkenntnissen der vorliegenden Studie Relevanz besitzen, kurz dargestellt und Probleme der Probenahme und der Analysenmethoden andiskutiert.

5.1 Defizitanalyse Überwachung/Analytik

Vor dem Hintergrund der oben dargestellten Emissionssituation und der hierauf aufbauenden toxikologischen Bewertung stellt sich die Frage, in welcher Form die Überwachung konkreter Anlagen vorgenommen werden sollte.

Die Überwachung ist zunächst unabhängig davon zu sehen, ob sie als behördliche Kontrolle oder als Eigenüberwachung des jeweiligen Betriebs stattfindet. Im folgenden wird diese Unterscheidung nicht vorgenommen, sondern lediglich danach gefragt: was sollte berücksichtigt werden?

Die Überwachung der Ablutemission einer MBA ist in zwei Teilbereiche zu trennen:

- die technische Kontrolle von Betriebsparametern insbesondere der Filtereinheit
- die chemische Analyse der Reingasbelastung.

5.1.1 Betriebsparameter

Die regelmäßige Kontrolle und Dokumentation von Betriebsparametern der Aggregate zur Abluftreinigung ist genaugenommen eine immissionsschutzrechtliche Selbstverständlichkeit. In der Genehmigungspraxis ist aber zu beobachten, daß diesbezügliche Auflagen eher eine Seltenheit darstellen. Dies mag damit zusammenhängen, daß die vorherrschende biologische Abluftreinigung den Ruf genießt, quasi von alleine zu funktionieren.

Die Praxis zeigt aber auch, daß gerade die Wartung und Optimierung des Biofilters der Punkt ist, der für die Leistung des Filters entscheidend ist. Nachstehend sind einzelne Betriebsparameter angeführt, welche ständig überwacht werden sollten (ev. auch als Bescheidauflagen vorgeschrieben):

- Temperatur (Abluft und Biofilter)
- Feuchte
- Differenzdruck
- pH-Wert

Natürlich lassen sich derartige Vorschläge nicht auf andere Filtersysteme schematisch übertragen. So sind für einen adsorptiv wirkenden Filter andere Betriebsparameter von Bedeutung.

Es scheint unterschiedliche technische Möglichkeiten zur Erzielung der für den Immissionschutz erforderlichen Reinigungsleistung zu geben, wobei nach den bisherigen Erkenntnissen nicht vorgegeben werden soll, mit welchem Filtersystem eine MBA auszustatten wäre.

Daher kann an dieser Stelle auch nicht abschließend empfohlen werden, welche Betriebsparameter jeweils im einzelnen festgelegt werden sollten. Es ist aber zu betonen, daß das Festlegen sinnvoller Parameter, die sicherstellen, daß die Abluftreinigung jederzeit optimal funktioniert (z. B. in einer Bedienungsanleitung und/oder Betriebsordnung), mindestens ebenso wichtig ist wie die regelmäßige Überwachung der Reingasbelastung.

5.1.2 Überwachung der Reingasbelastung

Die Überwachung der Reingasbelastung erbringt den Nachweis, ob die behördlichen Auflagen betreffend des Immissionsschutzes auch eingehalten werden. Nun schlägt das Regelungsproblem „Vielstoffgemisch“ auch auf die Ebene der Überwachung durch. Hinzu kommt, daß Entscheidungen auf der Ebene der Überwachung auch Rückwirkungen auf die Auswahl des Reinigungssystems haben.

Die obige Analyse zeigte, daß verschiedene Parameter bzw. Stoffgruppen in diesem Zusammenhang grundsätzlich zu betrachten sind:

- Geruch
- Staub
- Schwermetalle
- organische Stoffe
- anorganische Spurengase

5.1.2.1 Probenahme

Eine für einen Abluftstrom repräsentative Probenahme stellt die Grundvoraussetzung für den Erhalt von bewertbaren Ergebnissen dar. Prinzipiell ist festzuhalten, daß für Emissionsmessungen eine Probenahmestelle mit definierten Rahmenbedingungen erforderlich ist. Die für eine repräsentative Probenahme entscheidenden Kriterien können streng genommen nur von gefaßten Emissionsquellen erfüllt werden.

Somit besteht für Emissionsmessungen an Freilandrotten bzw. Bioflächenfiltern im Unterschied zu abluftseitig gefaßten technischen Anlagen das methodische Problem, eine repräsentative Probenahme durchzuführen. Nach dem derzeitigen Stand des Wissens existiert keine Probenahmehmethode für Flächenemissionen, die geeignet ist, exakte Daten zu liefern, welche für die jeweilige Gesamtfläche repräsentativ sind. Dennoch ist es derzeit erforderlich, auf eine bestehende Methode zurückzugreifen, auch wenn man dabei Unsicherheiten bezüglich einer repräsentativen Probenahme in Kauf nehmen muß. Besonders kritisch ist die Probenahme an Biofiltern in Mietenform zu betrachten. An dieser Stelle soll keine Diskussion über die verschiedenen möglichen Probenahmeverfahren durchgeführt, sondern nur angemerkt werden, daß ein Entwicklungsbedarf für Probenahmetechniken zur Erfassung von Luftschadstoffen aus nicht gefaßten Emissionsquellen besteht.

Vom meßtechnischen Standpunkt her ist somit gefaßten Emissionsquellen der Vorzug zu geben.

5.1.2.2 Geruch

Die Geruchsproblematik wird gemeinhin immissionsseitig unterbewertet. Sie kann aber in Einzelfällen zu erheblichen Belästigungen führen. Hinzu kommt, daß auch aus medizinischer Sicht der „üble Geruch“, der für Anrainer zum Ärgernis wird, eine Relevanz erhält (127).

Eine objektive Charakterisierung und exakte Messung von Gerüchen stellt ein schwieriges und in einigen Bereichen noch weitgehend ungelöstes Problem dar. Da der Mensch auf Gerüche sehr individuell reagiert, kommt es bei Messungen zu sehr deutlichen Streuungen der Ergebnisse.

Nach den Regeln der Technik ist die Überwachung der Geruchsemissionen entsprechend den VDI Richtlinien 3881, Blatt 1 - 3 durchzuführen. Ziel der Olfaktometrie ist die Messung von Luftverunreinigungen in geruchs- und damit wirkungsbezogenen Einheiten. Die Geruchsstoffkonzentration der zu messenden Probe wird mit dem Olfaktometer durch Verdün-

nung mit Neutralluft bis zur Geruchsschwelle bestimmt. Die Geruchsschwelle ist die Geruchsstoffkonzentration, welche bei 50 % einer Probandengruppe zu einem Gesamteindruck führt und beträgt definitionsgemäß $1 \text{ GE}/\text{m}^3$. Aus dem Verhältnis der Volumenströme der Neutralluft und der Probeluft ergibt sich der Zahlenwert der Geruchsstoffkonzentration, auch Geruchszahl oder Verdünnungszahl genannt, mit der Einheit GE/m^3 .

Die Auswahl der Probanden erfolgt nach der VDI-Richtlinie 3881 Blatt 1, die im wesentlichen eine Altersstruktur zwischen 18 und 50 Jahren vorgibt. Unterschiede zwischen Rauchern und Nichtrauchern sowie des Geschlechts können vernachlässigt werden, da bei Ringversuchen keine signifikanten Unterschiede festgestellt wurden. Neue Probanden sind erfahrungsgemäß nach ein bis zwei Messungen mit den Bedingungen vertraut. Die Probanden müssen mit Standardgeruchsstoffen überprüft werden, wobei die Fähigkeit der Probanden festgestellt wird, gewisse Gerüche mehrere Male zuverlässig zu detektieren (Wiederfindungsrate). Bei der Bestimmung der Geruchsschwelle müssen mindestens drei Probanden eingesetzt werden, bei der Bestimmung der Geruchsintensität mindestens acht.

Voraussetzung für die Bestimmung der Geruchsschwelle und der Geruchsintensität ist die Probenahme. Die VDI-Richtlinie 3881 unterscheidet dabei zwischen der dynamischen und der statischen Probenahme.

Bei der dynamischen Probenahme wird die zu beprobende Luft direkt von der Probenahmestelle in das Olfaktometer geleitet. Dieses Verfahren ist nur dann anwendbar, wenn sichergestellt ist, daß Probenahmeort und Olfaktometer zwar räumlich dicht zusammenliegen, die Probanden aber von der Probenahme nicht durch Störgerüche beeinflußt werden. Die Auswertung der Geruchsproben erfolgt zeitgleich mit der Probenahme.

Bei der statischen Probenahme werden die Geruchsproben am Probenahmeort mit Hilfe eines Unterdruckzyinders in gasdichte Beutel gezogen, und später am Olfaktometer ausgewertet. Probenahmeort und Olfaktometer sind räumlich getrennt, eine Beeinflussung der Probanden durch „Störgerüche“ kann damit verhindert werden.

Betrachtet man nun die VDI Richtlinien 3881, so sind dort zwar die Prinzipien der olfaktometrischen Bestimmung der Geruchsschwelle (Blatt 1 und 3) sowie die allgemeine Beschreibung des dynamischen und statischen Probenahmeverfahrens (Blatt 2) beschrieben, das Hauptproblem aber, die statische Probenahme auf einer diffusen Flächenquelle (Flächenbiofilter, Rottelfläche, Mieten) wird nicht erwähnt. Daraus resultierend wurden mehrere Verfahren entwickelt, die allesamt den allgemeinen Anforderungen nach VDI 3881, Blatt 2 entsprechen, jedoch von ihrem Aufbau und ihrer Wirkungsweise recht unterschiedlich sind. Als Folge davon ergeben sich nach der Auswertung unterschiedliche Geruchsstofffrachten bei der Verwendung der verschiedenen Verfahren, wenn diese auf derselben Emissionsquelle eingesetzt werden. Eine Vergleichbarkeit der differierenden Methoden ist somit nur eingeschränkt gegeben.

Somit steht zur Zeit für die Beurteilung von Gerüchen keine objektive Meßmethode im herkömmlichen Sinne zur Verfügung. Zwar ist es generell möglich, mit Hilfe von aufwendigen chemischen Analysetechniken in der Abluft enthaltene Einzelstoffe zu ermitteln, eine gaschromatographische Auftrennung in Geruchsstoffe und nicht riechende Substanzen ist mit den herkömmlichen Detektoren, wie FID, ECD, WLD usw., jedoch nicht möglich. Es ist auch nicht zu erwarten, daß die summarische Detektion von Gerüchen durch die Nase in absehbarer Zeit einer adäquaten objektiven, d. h. chemischen Methode weichen muß. Die Überwachung der Geruchs-Quellenstärke über Summenparameter und Einzelstoffe ist an verschiedenen Stellen mit unterschiedlichem Erfolg versucht worden. Insgesamt hat sich dieses Vorgehen aber nicht durchsetzen können. Die Methode der Wahl ist daher nach wie vor die „menschliche Nase“.

Für die Beurteilung von Geruchsemissionen ist es von Bedeutung, die Immissionen, also die Einwirkungen von Gerüchen an bestimmten Orten zu kennen, beispielsweise wenn eine MBA-Anlage in der Nähe einer Bebauung angesiedelt ist. Grundvoraussetzung einer jeden

Immissionsbetrachtung ist ein korrekt ermittelter Emissionsstrom. Bei einer diffusen Flächenquelle, wie sie beispielsweise ein Flächenbiofilter darstellt, ist die Ermittlung dieses Emissionsstroms eine nur schwer lösbarer Aufgabe. Im Zuge der Entwicklung eines Standardverfahrens für die Probenahme von Geruchsproben muß also auch einer späteren Immissionsbetrachtung erhöhte Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Derzeit wird in der BRD ein Forschungsprojekt zur Entwicklung eines Standardverfahrens für die Durchführung von Geruchsuntersuchungen auf diffusen Flächenquellen zur späteren olfaktometrischen Auswertung entsprechend der VDI Richtlinie 3881 ausgeführt. Weiters hat das Projekt die Optimierung des Verfahrens im Hinblick auf eine Immissionsbetrachtung durch den Vergleich mit Geruchsbegehungen nach VDI 3940 zum Inhalt, um eine Vergleichbarkeit von Geruchsmessungen zu ermöglichen.

5.1.2.3 Staub und Schwermetalle

Bisher wurde in den Fachdiskussionen zur Emissionsbewertung der MBA angenommen, daß Schwermetalle keine große Bedeutung haben. Dies scheint nach der Analyse der vorliegenden Daten für die flüchtigen Metalle Quecksilber und insbesondere Cadmium nicht in allen Fällen aufrecht erhalten werden zu können (s.o.).

Zudem deuten mehrere Versuche darauf hin, daß im Fall von betrieblichen Störungen (anaerobe Verhältnisse, ev. erhöhte Staubfreisetzung durch „Austrocknung“) die Emissionswerte deutlich ansteigen. Hier ist als Hypothese das Entstehen von metallorganischen Verbindungen zu formulieren. Ob diese Hypothese zutreffend ist, müssen detaillierte Untersuchungen zeigen.

Der wesentliche Grund für die Notwendigkeit, Auflagen für flüchtige Schwermetalle zu fixieren, ist einerseits die Verschärfung von toxikologischen Risikowerten (für Cd) aufgrund einer verbesserten Erkenntnislage. Ein weiterer Grund ist im Falle der MBA die Quellenstruktur (bodennah, kalt), die im Unterschied zu anderen Abfallbehandlungsanlagen zu vergleichsweise geringeren Verdünnungen in der Immissionsprognose führt.

Die Schwermetallbelastung der Reinluft sollte vor allem für die Schwermetalle Arsen (As), Blei (Pb), Cadmium (Cd) und Quecksilber (Hg) im vierteljährlichen Abstand kontrolliert werden.

Staub kann nach der ÖNORM M 5861 bzw. nach den Richtlinien der Serie VDI 2066 bestimmt werden. Es wird vorgeschlagen die Metalluntersuchungen nach der Richtlinie VDI 3868 Blatt 1 bzw. die Messung von Quecksilber nach VDI 3868 Blatt 2 (Vorentwurf) auszuführen.

5.1.2.4 Organische Stoffe

Die bisher vorliegenden Rotteversuche zeigen, daß die Summe der Kohlenwasserstoffe (TOC) bei rund 500 mg/m³ liegt, wobei eine große Bandbreite zu verzeichnen ist (Rottebox, Heißrottephase). Dieser Summenparameter liegt zumeist deutlich über der rechnerisch ermittelten Summe der gemessenen organischen Einzelstoffe (z. B. nach Anhang E der TA-Luft). Bisher ist nicht vollständig aufgeklärt, aus welchen Komponenten sich die gesamte organische Matrix zusammensetzt und welchen Anteil Methan (ev. als Produkt anaerober Teilprozesse) ausmacht. Zudem ist eine direkte Vergleichbarkeit des TOC aufgrund der unterschiedlichen response-Faktoren der einzelnen Substanzen mit Untersuchungen der Einzelverbindungen nicht ohne weiteres möglich.

Für die Überwachung ergibt sich nun die Schwierigkeit, daß der in Screeninguntersuchungen gefundene Stoffumfang bzw. die nach deutschem Recht zu kontrollierende Stoffvielfalt (Anhang E der TA-Luft) nicht routinemäßig abgedeckt werden kann. Man ist daher mit der Frage konfrontiert, wie sich sinnvolle Meßstrategien bzw. eine vernünftige Auswahl an Parametern durchführen lassen.

Die bisherige Diskussion über das Emissionsverhalten von MBA war auf eher willkürlich ausgewählte Einzelstoffe fokussiert. Die genauere Analyse zeigt, daß unter dem Gesichtspunkt des Immissionsschutzes die Einzelstoffbetrachtung zu kurz greift. Somit wäre eine umfassende, nach Wirkungsgesichtspunkten ausgelegte Überwachungsstrategie zu entwickeln.

Im Unterschied zu den allermeisten immissionsschutzrechtlichen Regelungsanforderungen gewerblicher respektive industrieller Produktionsanlagen konfrontiert die kalte Restabfallbehandlung den behördlichen Vollzug mit einer neuartigen Aufgabe: Es muß das Emissionsverhalten eines sogenannten Vielstoffgemisches betrachtet werden. Restabfall ist als Senke für die organische Stoffvielfalt der chemischen Produktpalette für die gesamte gewerbliche Produktion und private Konsumption anzusehen. Hinzu kommt, daß der regelungsrelevante Inputstrom in eine MBA in Abhängigkeit von Abfallart, Abfallzusammensetzung, Jahreszeit uvm. erheblichen Schwankungen ausgesetzt ist, was sich auf die Schadstoffzusammensetzung auswirkt.

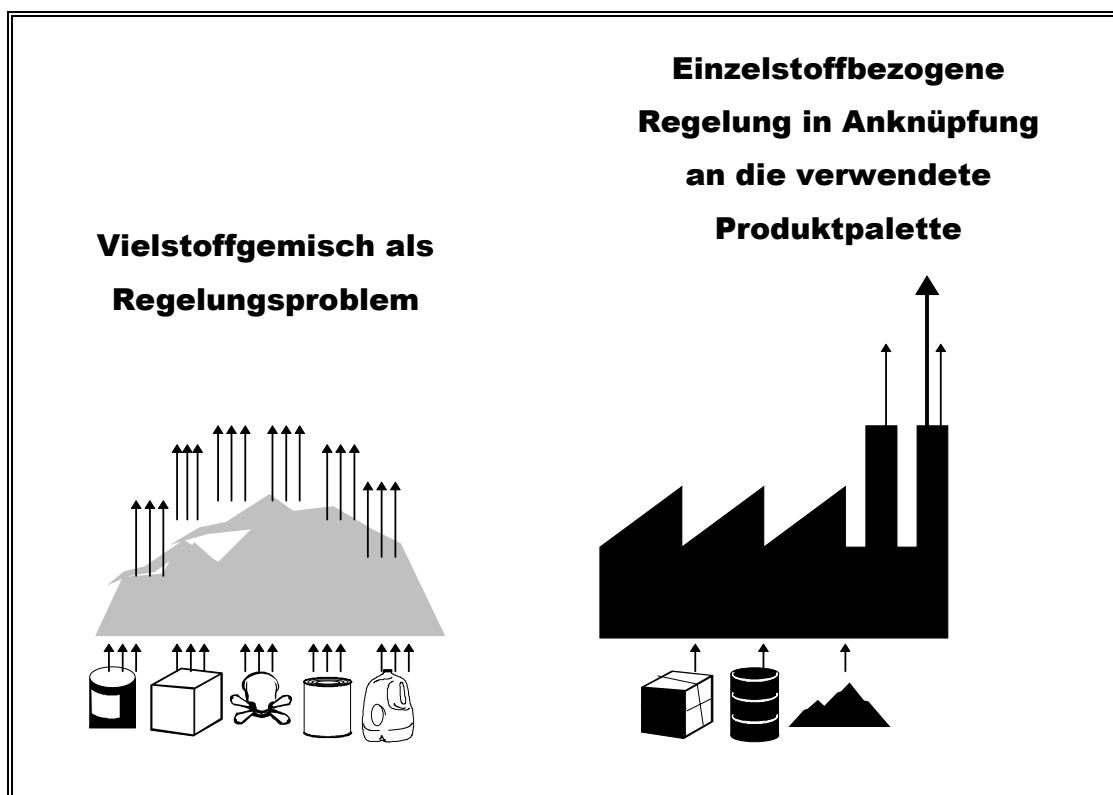


Abb. 26: Regulierungsproblem Restabfall, schematisch (eigene Grafik)

Wie oben dargelegt, ist für die Restabfallbehandlung ein breites Spektrum an organischen Stoffen relevant. Die deutsche TA Luft enthält für diese Fälle den Anhang E mit nach Klassen gegliederten Summengrenzwerten und Frachtbegrenzungen (Punkt 3.1.7) und beinhaltet eine Ergänzungsklausel für die als relevant erkannten Einzelstoffe, die im Anhang nicht namentlich aufgeführt sind. Für die Einstufung dieser Stoffe in eine der drei Klassen „sind insbesondere Abbaubarkeit und Anreicherbarkeit, Toxizität, Auswirkungen von Abbauvorgängen mit ihren jeweiligen Folgeprodukten ...“ zu berücksichtigen.

Für den praktischen Vollzug stellt sich allerdings das Problem, daß ein derartiger Vielstoffansatz nicht routinemäßig umsetzbar ist. In vergleichbaren Fällen wurde daher zu Aggregationsmethoden zurückgegriffen, um das Vielstoffproblem handhabbar zu machen. Das wohl bekannteste Beispiel stellen die internationalen Vereinbarungen zur Erfassung des Gefähr-

dungspotentials von „Dioxinen“ in Form von Toxizitätsäquivalenten dar. Das Arbeiten mit Wirkungsäquivalenten hat sich in den letzten Jahren stark verbreitert (Ozonschädigung, Treibhauseffekt etc.).

Eine alternative Regelungsstrategie wäre die Ableitung von geeigneten Summenparametern. Hierfür kämen sowohl der TOC, aber auch der AOX in Frage.

Der TOC hat den Vorteil, daß er kontinuierlich und zuverlässig gemessen werden kann. Gegen den TOC als Summenparameter für die Überwachung der Reinluft der MBA sprechen im wesentlichen Wirkungsgesichtspunkte. So erfaßt der TOC unterschiedslos alle Kohlenstoffverbindungen. Für diese Stoffe sind aber recht unterschiedliche Toxizitäten anzusetzen.

Daher wäre es auf jeden Fall erforderlich, den TOC um den Methangehalt zu korrigieren (TOC ohne Methan, TOCoM). Aber für den TOCoM gelten in abgeschwächter Form die Bedenken weiter. Als Gegenargument wird in der Literatur angeführt, daß die allermeisten festgestellten Einzelstoffe des TOCoM in einer der drei Klassen des Anhangs E der TA Luft eingestuft sind. Somit könnte die Summenbegrenzung des Anhang E über den TOC abgebildet werden.

Der AOX als Summenparameter für die Überwachung von halogenierten Kohlenwasserstoffen hat den Vorteil, daß er näher am Wirkungsaspekt liegt. Nachteilig am AOX ist die meßtechnische Seite. Der AOX kann nicht kontinuierlich, sondern nur als Einzelprobe untersucht werden. Zudem besitzt er keine besonders hohe Nachweisempfindlichkeit (50 bis 100 µg/m³) und gilt als störanfälliger, aufwendig zu untersuchender Parameter.

Gegen den Summenparameter AOX können nun auch vergleichbare Argumente wie für den TOC vorgebracht werden, da auch der AOX letztlich nicht vollständig mit der Toxizität aller Einzelstoffe korreliert. Deutlich wird dies, wenn man den Einzelstoff Benzol betrachtet, der vom AOX nicht erfaßt würde. Im Kern muß man dieses Argument gelten lassen, es gilt aber in der Konsequenz für bzw. gegen jede Form eines Summenparameters. Zudem ist der AOX mit großer Sicherheit der Summenparameter, der am besten von allen bekannten Summenparametern den Wirkungsaspekt mit abdeckt.

Will man nicht auf Summenparameter zurückgreifen, verbleibt als Option die Einzelstoffanalyse. Diese kann aufgrund der beschriebenen Stoffvielfalt nur repräsentativ erfolgen. So stellen die BTEX-Aromaten typische Einzelstoffe für organische Emissionen aus der MBA dar. Bei der Bestimmung der aromatischen Kohlenwasserstoffe ist darauf zu achten, daß sich die einzelnen Vertreter in toxikologischer Hinsicht wesentlich unterscheiden (Benzol ist wesentlich toxischer als die anderen Verbindungen). Weiters sind die halogenierten Kohlenwasserstoffe zu nennen, wobei die obige Analyse der vorhandenen Untersuchungen auch gezeigt hat, daß die Höhe der Emissionen an CKW vom Inputmaterial und deren mechanischer Vorbehandlung abhängig ist. Die CKW-Emissionen sind toxikologisch deutlich relevanter als die Werte von Toluol, Ethylbenzol oder Xylol.

Es wird empfohlen, in der Abluft von MBA-Anlagen sowohl die Summe der Kohlenwasserstoffe (Corg, TOC, Nicht-Methan-TOC), den Summenparameter für halogenierte Verbindungen, nämlich den AOX, als auch organische Einzelverbindungen (BTEX, CKW, FCKW) zu erfassen.

Weiters könnte sich eine Auswahl an zu bestimmenden organischen Stoffen am Ozonbildungspotential (für bodennahes Ozon) orientieren (siehe „national research council“, USA 1991).

Als Methode für die Messung der Summe der Kohlenwasserstoffe bietet sich die Serie der VDI-Richtlinien VDI 3481 (Messung mittels FID) an und für den AOX die Adsorption an Aktivkohle mit anschließender Untersuchung in Analogie zur DIN 38409 Teil 14. Für die Bestimmung der organischen Einzelstoffe kann die Adsorption an Aktivkohle unter Vorschaltung einer Feuchteabscheidung mit anschließender Desorption und gaschromatographischer Quantifizierung (VDI 3482 Blatt 4) bzw. die Probenahme mittels Anreicherung an einem Trä-

germaterial (z. B. Tenax) und anschließender thermischer Desorption und wiederum gaschromatographischer Detektion (VDI 3482 Blatt 6) herangezogen werden. Das letztere Verfahren kann auch als „quasikontinuierliche“ Methode betrieben werden. Die in Kapitel 3.3.5 beschriebenen methodischen Probleme werfen etliche Fragen auf, die einer Klärung zugeführt werden müssen, um die Repräsentativität der Meßergebnisse an MBA-Anlagen nachweisen zu können.

5.1.2.5 Anorganische Emissionen

Die Ergebnisse von MBA-Abluft zeigen, daß Ammoniak und H_2S/SO_2 eine gewisse immissionsschutzseitige Bedeutung haben können.

Für die Überwachung dieser Parameter existieren genormte Analyseverfahren auf die zurückgegriffen werden kann. Für die Bestimmung von Ammoniak kann die VDI-Richtlinie VDI 2461 Blatt 2 in Analogie angewendet werden.

Auffällig sind allenfalls die in einigen Rotteversuchen festgestellten Ammoniak-Emissionen. Weiter treten im Falle von Betriebsstörungen anaerobe Verhältnisse auf, was zur erhöhten Geruchsfreisetzung führt. In diesem Zusammenhang kann auch eine erhöhte Emission an H_2S eintreten (s. u.). In diesem Zusammenhang wäre zur Betriebsüberwachung an eine kontinuierliche Messung von Ammoniak zu denken. Ergeben sich auffällige Werte, so ist eine betriebliche Ursachenfindung angezeigt.

Als weiterer Parameter wäre Distickstoffmonoxid (N_2O) bei Meßprogrammen einzubeziehen.

5.2 Vorschläge für eine weitere Vorgangsweise

5.2.1 Erfassung der Defizite - Emissionen

Um die Wissenslücken im Bereich der auftretenden Emissionen aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen zu schließen, sollte in exakt durchgeplanten Forschungsarbeiten und Meßkampagnen versucht werden, einerseits die Schwachstellen der Probenahme und Analytik zu minimieren und andererseits auch den Wissensstand über die in der Abluft von MBA-Anlagen vorkommenden Stoffen in qualitativer und quantitativer Hinsicht zu heben.

5.2.2 Bezugsgrößen für Emissionsmeßwerte

Um eine Vergleichbarkeit und Standardisierung von Emissionsdaten aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen gewährleisten zu können, ist es erforderlich, ein einheitliches Bezugssystem vorzugeben, wobei in Anlehnung an andere industrielle Anlagen die in Österreich gebräuchliche Normierung der Abluft-Konzentrationen oder ein Bezug auf Frachten in Frage kommen.

Eine Normierung der Konzentrationen auf Normbedingungen (0 °C und 1013 hPa) und einen definierten Sauerstoffgehalt stellt mittelfristig eine bedingt sinnvolle Möglichkeit dar, welche jedoch einige Probleme aufwirft. Die Normierung auf einen bestimmten Sauerstoffgehalt ist nur für Betriebszustände der Rotte zweckmäßig, bei welchen prozeßbedingt eine deutliche Absenkung des Sauerstoffgehaltes durch Verbrauch für Umsetzungsprozesse erfolgt, somit also nur während der Intensivrotte. Bei Betriebszuständen mit wenig Sauerstoffbedarf werden die „normierten Konzentrationen“ der MBA-Anlagen, bedingt durch die vorgegebene Berechnungsformel, sehr hoch, was eine Verzerrung der tatsächlichen Relevanz der auftreten-

den Emissionen mit sich bringt. Eine eventuelle Festlegung auf 11 % O₂, um eine direkte Vergleichbarkeit mit der thermischen Abfallbehandlung zu ermöglichen, erscheint bedingt sinnvoll, wobei jedoch die deutlich unterschiedlichen Abluft- bzw. Abgasmengen pro behandelter Tonne Abfall eine direkte Vergleichbarkeit der Verfahren nicht zulassen. Ein Bezug auf einen Sauerstoffgehalt im Bereich von 15 -18 % wäre an die tatsächlichen Sauerstoffverhältnisse während des Rotteprozesses eher angepaßt.

Für exakte Vergleichszwecke mit etwaigen Grenzwerten, anderen Anlagen oder Systemen ist die Bestimmung von Emissionsfrachten, bezogen auf die Tonne zu verrottenden Materials, erforderlich. Es wird aus Praktikabilitätsgründen vorgeschlagen, auf die Masse an feuchtem Input-Material, oder besser auf eine mittlere Trockensubstanz zu beziehen. Für exakte Bestimmungen wäre auf das jeweilige trockene Material zu beziehen, wobei jedoch eine fortlaufende Bestimmung des Trockengewichtes des Restmülls, mit allen Problemen der Probenahme etc., notwendig wäre.

5.2.3 Hauptparameter in der MBA-Abluft

Nach der Analyse der vorliegenden Daten wird vorgeschlagen, bei Messungen nachstehende Parameter zu erfassen:

- Summe der Kohlenwasserstoffe (C_{org}, TOC, TOC ohne Methan)
- Organische Einzelverbindungen (BTEX, CKW, FCKW)
- Summe der organischen Halogenverbindungen (AOX)
- Staub
- Schwermetalle (Arsen, Blei, Cadmium, Quecksilber)
- Ammoniak
- Geruch

Die Summe der Kohlenwasserstoffe, Ammoniak und Kohlendioxid sollten, wenn möglich, zur laufenden Betriebsüberwachung kontinuierlich gemessen werden.

5.2.4 Weitere Erarbeitung eines Standes der Technik

Aufbauend auf die Daten der vorliegenden Studie und die Erkenntnisse aus weiteren Arbeiten sollten konkretere Vorschläge zum Stand der Technik für die Ablufterfassung und Abluftreinigung von mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen erarbeitet werden.

Für eine Festlegung des Standes der Technik sind weitere Untersuchungen und Standardisierungen (z. B. zur Probenahmetechnik) erforderlich. Dabei wird insbesondere der Arbeitsbereich von Staubabscheidern und von unterschiedlichen biologischen Reinigungssystemen für die Reinigung von Rotteabluft bzw. Hallenabluft zu untersuchen sein. Gleichzeitig werden die Vorschläge zur Ablufterfassung, Umhausung und Einkapselung von Anlagen aus der Studie „Grundlagen für eine Technische Anleitung zur mechanisch-biologischen Behandlung“ (Umweltbundesamt, in Bearbeitung) in Österreich öffentlich zur Diskussion gestellt.

6 LITERATUR

- 1 Fricke K und Müller W.: Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Berücksichtigung der Aerob- und Anaerobtechnik. in: Fricke K., Thomé-Kozmiensky K.J., Neumüller G. (Hrsg.): Integrierte Abfallwirtschaft im ländlichen Raum, EF-Verlag Berlin, 259 - 522, 1993
- 2 Isidorov V.A. et al.: Volatile organic compounds in the atmosphere of forests. *Atmos. Environ.* 19 (1), 1 - 8, 1985
- 3 Hentz L.H.jr., Toffey W.E., Schmidt C.E.: VOCs, HAPs and odour compounds: Understanding the synergy between composting and air emissions. *BioCycle* 3, 67 - 75, 1996
- 4 Rylander R., Persson K., Goto H., Yuasa K., Tanaka S.: Airborne beta-1,3-glucan may be related to symptoms in sick buildings. *Indoor Environ* 1, 263 - 267, 1992
- 5 Schata M.: Allergene und mikrobielle Belastungen in Innenräumen. Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, Schriftenreihe Bd. 19, "Schadstoffbelastung in Innenräumen", 170 - 181, 1992
- 6 Frisvad J.C.: Mycotoxins and volatiles from common Penicillia and Aspergilli. 7th Int. Congress of Bacteriology and Applied Microbiology Division, 7th Int. Congress of Mycology Division
- 7 Keller K., Sönnichsen R.: Untersuchung der flüchtigen organischen Stoffwechselprodukte von Schimmelpilzen. *Umweltm. Forsch. Praxis* 2 (2), 1997
- 8 pers. Mitt. Prof. Eikmann, Institut für Hygiene und Umwelt, Gießen, 25.4.1997
- 9 Castro C.E., Belser N.O.: Biodehalogenation: Oxidative and reductive metabolism of 1,1,2-trichloroethane by *pseudomonas putida* - biogeneration of vinyl chloride. *Environ. Toxicol. Chem.* 9, 707 - 714, 1990
- 10 Wallnöfer P., Engelhardt G., Ziegler W.: Gebundene Rückstände chemischer Pflanzenschutzmittel in Boden und Pflanze. *Gesunde Pflanzen* 32 (5), 112, 1980
- 11 Rast H.G., Engelhardt G., Ziegler W., Wallnöfer P.R.: Bacterial degradation of model compounds for lignin and chlorophenol derived lignin bound residues. *FEMS Microbiology Letters* 8, 259 - 263, 1980
- 12 Saxena A., Bartha R.: Modeling of the covalent attachment of chloroaniline residues to quinoidal sites of soil humus. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 30, 485, 1983
- 13 Kloskowski R., Führ F.: Charakterisierung und Bioverfügbarkeit von gebundenen Pflanzenschutzmittelrückständen im Boden. *Wissenschaft und Umwelt* 2, 112 - 121, 1988
- 14 Wallnöfer P.: Pflanzenschutzmittel - Verbleib und Wirkung von Chemikalien im boden. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 4, 230 - 232, 1991
- 15 Haque A., Schuphan I., Ebing W.: On the metabolism of phenylurea-herbicides. X. Movement and behaviour of a glucoside conjugate in plant and soil. *Chemosphere* 8, 675, 1978
- 16 Fuchsboth G. et al.: Aufnahme von „gebundenem“ 4-Chlor- und 3,4-Dichloranilin durch Hafer. *Z. Pfl.krankh. Pfl.sch.* 85, 298, 1978
- 17 Still G.G., Hsu T.-S., Bartha R.: Soil bound 3,4-dichloroaniline: Source of contamination in rice grain. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 24, 550, 1980
- 18 Haque A., Schuphan I., Ebing W.: bioavailability of conjugated and soil-bound ¹⁴C-Hydroxymonolinuron-β-D-glucoside residues to earthworms and ryegrass. *Pest. Sci.* 13, 219, 1982
- 19 Doedens et al., 1994, hier Tab.2.41.; nach: pers. Mitt. C. Cuhls, 18.12.1996
- 20 Plehn W.: FCKW zur Kunststoffverschäumung. In: UBA (Hrsg.): Verzicht aus Verantwortung. Maßnahmen zur Rettung der Ozonschicht. UBA-Berichte 7/89, hier: Kap. 4.2)
- 21 Sachverständigenrat für Umweltfragen: Umweltbutachten 1996: Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltverträglichen Entwicklung, hier TextzifferR1175

-
- 22 Bundesministerium für Jugend, Familie und Gesundheit (Hrsg.): Formaldehyd - gemeinsamer Bericht des Bundesgesundheitsamtes, der Bundesanstalt für Arbeitsschutz und des Umweltbundesamtes. Kohlhammer Verlag, Stuttgart, 1984
- 23 Reinhardt T., Jager J.: Schadstoffbelastung der Abluft bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung und anschließenden Deponierung. Wiemer K., Kern M. (Hrsg.): Biologische Abfallbehandlung III. Kompostierung - Anaerobtechnik - Mechanisch-biologische Abfallbehandlung - Klärschlammverwertung. Witzenhausen 1996, 845 - 906
- 24 Nolte R.F., Joas R.: Handbuch Chlorchemie I - 1992. UBA-Texte 25/95
- 25 Frentzel-Beyme R., Domizlaff I.: Studie über die Epidemiologie lösemittelbedingter Erkrankungen. UBA-Berichte 3/95, Berlin, 1995
- 26 Velvart J.: Toxikologie der Haushaltsprodukte. Verlag Hans Huber, Bern, 1984
- 27 Schulze J., Weiser M.: Vermeidungs- und Verwertungsmöglichkeiten von Rückständen bei der Herstellung chlororganischer Produkte. UBA-Texte 5/85
- 28 UBA (Hrsg.): Verzicht aus Verantwortung. Maßnahmen zur Rettung der Ozonschicht. UBA-Berichte 7/89, hier: S. 26
- 29 Lahl U., Stachel B., Schröer W., Zeschmar B.: Optimierung einer Meßmethode zur Summenbestimmung organischer Halogenverbindungen in Wasserproben für den routinemäßigen Einsatz. UBA-Forschungsbericht 102 04 101, Bremen, 1984
- 30 Mølhave L.: Indoor air pollution due to organic gases and vapours of solvents in building materials. Environment International 8, 117 - 127, 1982
- 31 Schachermeyer E., Bauer G., Ritter E., Brunner P.H.: Messung der Güter- und Stoffbilanz einer Müllverbrennungsanlage. UBA-Monographien Bd. 56, Wien, März 1995
- 32 Heil J., Azahari H.L.: Technische Möglichkeiten der Restabfallbehandlung im Meinungsstreit - ein status-quo-Bericht. Abfalltagung Mühlhausen, 25.10.1995
- 33 Doedens H., Bogon H.: Auswahl und Bewertung von Verfahren zur Vorbehandlung von Restabfällen vor der Deponie für den Landkreis Northeim. Unveröffentlichtes Gutachten am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, 1991
- 34 Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung R/3 (Hrsg.): Niederösterreichische Abfallwirtschaftsberichte, Abfallaufkommen für 1994, Dezember 1995
- 35 Universität für Bodenkultur: Abfallwirtschaftskonzept für die Stadt Freistadt (1994)
- 36 Magistratsabteilung 48 der Stadt Wien: Leistungsbericht der Abfallwirtschaft 1995, Mai 1996.
- 37 Greiner B.: Chemisch-physikalische Analyse von Hausmüll. UBA-Forschungsbericht 103 03 502, Berlin, 1983, und: Greiner B.: Energie und Schadstoffe im Hausmüll. Müllhandbuch 4/85, Kz. 1750, 1985
- 38 Umweltbundesamt (Berlin): Daten zur Umwelt 1986/87
- 39 Arbeitsgemeinschaft Systemvergleich Restabfallbehandlung Hessen (ITU GmbH, Öko-Institut, TH Darmstadt): Systemvergleich Restabfallbehandlung. Vergleichende Untersuchung zu den Umweltauswirkungen unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung. Dieburg/Darmstadt, 1994
- 40 berechnet nach Abfallbilanz 1993
- 41 Ergänzende Empfehlungen des BMU zur TA Siedlungsabfall, hier: Anhang 2. Hösel G., von Lersner H.: Recht der Abfallbeseitigung, Kennzeichen 1087a, 50. Erg.-Lfg. XI/94
- 42 Chemikalien-Verbotsverordnung vom 14.10.1993, BGBI. I S. 1720, in der Fassung vom 12.6.1996, BGB I S. 818, hier: Anhang zu § 1, Abschnitt 16
- 43 Savolainen H., Pfäffli P., Chem.-Biol. Interactions 39, 101 - 110, 1982
- 44 G + I Forschungsgemeinschaft für Marketing: Abschätzung des Anteils von Problemstoffen im Hausmüll und im häuslichen Abwasser. Teil I (Haushalt). UBA-Bericht 103 03 207, 1983

-
- 45 Jacobi H.: Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW) - Verwendung und Vermeidungsalternativen. E. Schmidt-Verlag, 1988
- 46 Poller T.: Hausmüllbürtige LCKW/FCKW und deren Wirkung auf die Methangasbildung. Hamburger Bericht 2, Abfallwirtschaft, TU Hamburg-Harburg, Economica-Verlag Bonn, 1990
- 47 Wilken M., Sünderhauf W., Zeschmar-Lahl B.: FCKW in Kühlschrank-Dämmstoffen - ein unterschütztes Abfallproblem? Müll und Abfall 8, 522 - 526, 1990
- 48 Scheidl K.: Entsorgung von Kühlgeräten in der mobilen Anlage der BHS. in: Zukunftsperspektiven der Kältetechnik in Europa. Österreichischer Kälte- und Klimatechnischer Verein, Vortragsveranstaltung Mai 1992, Salzburg
- 49 Wilken M., Zeschmar-Lahl B.: Schadstoffe in festen Abfällen. Müllhandbuch, Kz. 1752, Lfg. 7/94, Erich Schmidt Verlag Berlin
- 50 Lorenz H., Neumeier G.: Polychlorierte Biphenyle (PCB). BGA-Schriften 4/83, 1983
- 51 Kaspar R., Pohlmann M., Schmied M.: Heiße Ware. Eine Untersuchung deckt den Umfang der PCB-Belastung von Haushaltsgroßgeräten der DDR auf. Müllmagazin 4, 43 - 48, 1992
- 52 Maderner W., Hobiger G.: PCB-Stoffbilanz Österreich. UBA-Monographien Bd. 79, Wien, August 1996
- 53 Leiß B.: Über die Belastung von Mensch und Umwelt durch Holzschutz-Wirkstoffe aus imprägniertem Holz. AURO-Mitteilungen Nr. 10, Braunschweig, 1984
- 54 Krause C.: Wirkstoffe in Holzschutzmitteln im häuslichen Bereich. Luftqualität in Innenräumen. SchrR WaBoLu 53, 309 - 316, 1982
- 55 VKE: Umsetzung der Produktverantwortung der Kunststofferzeugenden Industrie für ihre Produkte; Frankfurt, 19.9.1996
- 56 VKE: Der deutsche Markt für Kunststoffe; Frankfurt, 25.3.1994
- 57 pers. Mitteilung von Herrn Schlotter, VKE, am 13.5.1997
- 58 Braun P., Marchl D.: Weichmacher in Innenräumen. AGÖF (Hrsg.): Ökologische Gebäudesanierung II, 264 - 269, 1994
- 59 Vedel A., Nielsen P.A.: Phthalate esters in the indoor environment. In: Indoor Air Vol. 3, Proc. 3rd International Conference on Indoor Air Quality and climate, 309 - 314, Swedish Council für Building Research, Stockholm, 1984
- 60 Mieure J.P., Dietrich M.W.: Determination of trace organics in air and water. J. Chromatogr. Sci. 11, 559 - 570, 1973
- 61 Korte F. (Hrsg.): Lehrbuch der Ökologischen Chemie. 2. Auflage, hier S. 268/269, 1987
- 62 zit. nach Kemper F.H., Lüpke N.-P.: Phthalsäuredialkylester. Pharmakologische und toxikologische Aspekte. Hrsg.: Verband der Kunststofferzeugenden Industrie (VKE), Frankfurt, 1983, hier S. 24/25
- 63 Mesiowsky I., Stegmann R.: Long-term behaviour of PVC-products under soil-buried and landfill conditions. TU Hamburg-Harburg, 1997
- 64 Schramm E., Buchert M., Bunke D. et al.: Stoffflüsse ausgewählter umweltrelevanter chemischer Stoff: Beispiele für ein Produktliniencontrolling. UBA-Texte 80/96
- 65 VKE: Leistungsangebot der Kunststoffindustrie zur Verwertung von Kunststoffen aus gebrauchten Geräten der Elektro- und Elektronikindustrie; Frankfurt, 11.4.1995
- 66 Aussage von Frau Ozegowski, Fa. Siemens-Nixdorf, auf der Sitzung der Expertenkommission „Zukunft der Kunststoffindustrie in Niedersachsen am Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung“, am 22.4.1997 in Braunschweig
- 67 Bettermann D.: Problem der Deponiegas-Verwertung. Informationen zur Deponiegasbehandlung nach dem PHYTEC-Verfahren. Vortrag auf der VDI-Tagung am 6./7.10.1993, Düsseldorf

-
- 68 Cuhls C., Poschmann F., Doedens H., Levsen K.: Screening und Bilanzierung von Umweltchemikalien bei der Restabfallbehandlung. BMBF-Verbundvorhaben Mechanisch-Biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen. Beiträge der 1. Tagung, 13./14. März 1996, Potsdam
- 69 Barghorn M., Schwillig T.: In Sichtweite. Eine optische Klassifikation des Berliner Gewerbemülls erbrachte Ansätze zur weiteren Abfallreduzierung. Müllmagazin 3, 30 - 34, 1995
- 70 Müller U., Beyer T., Carstens C., et al.: Bundesweite Gewerbeabfalluntersuchung, Gekürzte Fassung. UBA-Texte 68/94, 1994, hier: zusammengestellt nach Tabelle 30
- 71 Wilkins K.: Volatile organic compounds from household waste. Chemosphere 29 (1), 47 - 53, 1994
- 72 Lahmeyer International: Modellversuch Freiburg (Deponie Eichelbuck); Antragsunterlagen zur Planfeststellung, Ordner 3a von 12, Dezember 1994
- 73 Stadt Freiburg: Biologisch-mechanische Restabfallbehandlung (BMA). Dokumentation des aktuellen Planungsstandes, 1994
- 74 Messungen Düren/Aachen; zit. in: Kettern J. T.: Emissionen aus der Deponierung mechanisch-biologisch vorbehandelten Restmülls. Forschungsinstitute für Wasser- und Abfallwirtschaft (FiW) Aachen/Bonn: Tagungsband „Kalte“ Vorbehandlung von Restmüll - Königsweg, Übergangslösung oder Sackgasse, 24.3.1993 in Hürth/Erftkreis; sowie Folien des Autors zum Vortrag
- 75 Deipser A., Stegmann R.: Untersuchung von Hausmüll auf leichtflüchtige Spurenstoffe. Müll und Abfall 2, 69 - 81, 1993
- 76 Messungen in Aßlar; zit. in: Bericht der HerHof-Umwelttechnik GmbH vom 31. Juli 1995, darin eingeschlossen: Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie, Prof. Wiemer und Partner: Großversuche zum Trockenstabilisatverfahren mit dem System HerHof-Box, Juli 1995, sowie MPU GmbH: Untersuchungsprogramm zur Restabfallbehandlung mit dem System HerHof, Bericht SB-MT-9504-6004.1, 14. April 1995
- 77 Rettenberger G., Urban-Kiss S. und Partner: Abluftmessungen während eines Rotteversuches an der Deponie Burghof, Horrheim (1995)
- 78 IUT - Innovative Umwelttechnik GmbH, Fax vom 9.5.1997
- 79 LAGA-Merkblatt Deponiegas, 1983
- 80 BMBF-Verbundvorhaben, Teilvorhaben 2/1: Stabilisierung von Restmüll durch mechanisch-biologische Behandlung und Auswirkungen auf die Deponierung. Projektleiter: Dr. Klaus Fricke. In: Zwischenberichte zum BMBF-Verbundvorhaben 2/96
- 81 Cuhls C.: Emission von Schadstoffen. Tagungsband der Gesellschaft für Abfallwirtschaft Lüneburg mbH: 1. Niedersächsische Abfalltage. Fachtagung Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung - MBV, Januar 1996, 118 - 125
- 82 pers. Mitt. T. Reinhardt, WAR, 22.4.97
- 83 pers. Mitt. T. Reinhardt, WAR, 17.4.97
- 84 Doedens H., Cuhls C.: MBA vor Deponie - neue Erkenntnisse aus laufenden Forschungsvorhaben. VDI-Bildungswerk: Planung von MBA, Betriebserfahrungen, Risiken. Seminar 43-98-02, 3./4.3.1997, Düsseldorf, und Folien der Autoren zum Vortrag
- 85 Jay K., Stieglitz L.: Identifizierung und Quantifizierung flüchtiger organischer Komponenten in Emissionen von Müllverbrennungsanlagen. Bericht über das 4. Statuskolloquium am 21.2.1994 in Karlsruhe, KfK-PWAB 15, Hrsg. Projekt Wasser-Abfall-Boden (PWAB) im Kernforschungszentrum Karlsruhe
- 86 Hoerner A.v.: Biologische Vorbehandlung von Rest-Siedlungsabfällen vor der Ablagerung. ISAH, Diplomarbeit, April 1995
- 87 Spillmann P., Collins H.A.: Das Kaminzug-Verfahren - eine einfache und zielsichere Belüftung als Voraussetzung des aeroben Abbaues im Betrieb einer geordneten Mülldeponie. Forum Städte-Hygiene 32, 15 - 24, 1981

- 88 Spillmann P.: Praktische Beispiele der biologischen Vorbehandlung beurteilt nach den Kriterien der TA Siedlungsabfall. Forschungsinstitute für Wasser- und Abfallwirtschaft (FiW) Aachen/Bonn: Tagungsband „Kalte“ Vorbehandlung von Restmüll - Königsweg, Übergangslösung oder Sackgasse, 24.3.1993 in Hürth/Erftkreis, 30 - 45
- 89 NLÖ: Untersuchung einer biologischen Restabfallvorbehandlungsstufe. Zwischenbericht, Dezember 1996
- 90 Turk M.: Ablutemissionen von Kaminzug-Rottemieten; Manuskript, unveröffentlicht
- 91 Jager J., Kruse H. Lahl U., Reinhardt T., Zeschmar-Lahl B.: Emissionen aus Mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen (MBA): Anorganische und organische Stoffe mit toxikologischem Wirkungspotential. Müll und Abfall 6, 333 - 341, 1997
- 92 C. Cuhls, pers. Mitt.
- 93 Fricke K., Müller W., Turk M., Turk T. und Wallmann R.: Stand der Technik der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. in: BWK-Arbeitsgruppe „Restabfallbehandlung“, Bilitewski B. und Stegmann R. (Hrsg.): Mechanisch-biologische Verfahren zur stoffspezifischen Abfallbeseitigung. Beihete zu Müll und Abfall, H 33, 26 - 56, 1997
- 94 Wiemer K. und Kern M.: Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung nach dem Trockenstabilatverfahren. M. I. C. Baeza-Verlag, Witzenhausen, 1995
- 95 Fricke et al., 1996; unveröffentlichter Zwischenbericht an den Projektträger des BMBF, 1997
- 96 Müller W. und Wallmann R.: Vorversuche zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung; in: Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen. Schriftenreihe WAR, 90, 157 - 184, 1996
- 97 Müller W., Wallmann R und Fricke K.: Forschungsvorhaben „Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen“. 2. Zwischenbericht zum Forschungsvorhaben des Landes Hessen, 1997
- 98 Doedens H. und Cuhls C.: Forschungsvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“. unveröffentlichter Zwischenbericht, 1997
- 99 Mackowiak J.: Formaldehydentfernung aus der Abluft in einer Biofilteranlage im technischen Maßstab. In: UBA: Abluftreinigung. Theorie und Praxis biologischer und alternativer Technologien. Wien, Tagungsberichte, Bd. 13, 107 - 112, 1995
- 100 Bronnenmeier R., Fitz P., Tautz H.: Reinigung von Lackiererei-Abluft mit einem Gitterträger-Biofilter. In: UBA: Abluftreinigung. Theorie und Praxis biologischer und alternativer Technologien. Wien, Tagungsberichte, Bd. 13, 113 - 124, 1995
- 101 Reitzig R., Pröll F., Schindler I. et al.: Vergleich des Abbaus von Ethylacetat in Biofiltern und Tropfkörper-Bioreaktoren. In: UBA: Abluftreinigung. Theorie und Praxis biologischer und alternativer Technologien. Wien, Tagungsberichte, Bd. 13, 131 - 139, 1995
- 102 Jäger D.: Biologische Reinigung CKW-kontaminiert Abluft. In: UBA: Abluftreinigung. Theorie und Praxis biologischer und alternativer Technologien. Wien, Tagungsberichte, Bd. 13, 140 - 143, 1995
- 103 Reiser M., Fischer K.: Wie bewähren sich Hochleistungsbiofilter unter schwierigen Bedingungen in der Praxis? In: Margesin R., Schneider M., Schinner F. (Hrsg.): Praxis der biotechnologischen Abluftreinigung, Springer-Verlag 1995, 107 - 119
- 104 Ploder W., Reithner E., Braun R. et al.: Reinigung von kohlenwasserstoffhaltigen Abluftströmen mit biologischen Verfahren. In: Margesin R., Schneider M., Schinner F. (Hrsg.): Praxis der biotechnologischen Abluftreinigung. Springer-Verlag, 165 - 183, 1995
- 105 Fischer K.: Biologische Abluftreinigung. Expert-Verlag, Tab. 7.2 - 7.4, o.J.
- 106 Torres E.M., Basrai S.S., Kogan V.: Evaluation of two biotechnologies controlling POTW air emissions. Biofiltration 1996. Int. Symp., 3.-6.10.1996, Los Angeles, Tagungsband, S. 182 - 197
- 107 Clean Air Act Amendments of 1990, Title I and III

-
- 108 Collins H.J.: Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung in selbstbelüfteten Mieten - Einstritt zu einer integrierten Entsorgung. VDI-Bildungswerk: Planung von MBA, Betriebserfahrungen, Risiken. Seminar 43-98-02, 3./4.3.1997, Düsseldorf
- 109 Angaben von Dr. Ketelsen, IBA Hannover (Planer)
- 110 von Felde D., Cuhls C.: Beitrag 1. Ruppiner Abfalltage, BUFZ Ruppin, 24.9.1997
- 111 US-EPA: Health Effects Assessment Summary Tables. FY- 1991 Annual, Washington 1991
- 112 Deutsche Forschungsgemeinschaft: Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe, auch „MAK-Werte-Kommission“
- 113 Beurteilungswerte für luftverunreinigende Immissionen. Bericht des Länderausschusses für Immissionsschutz (LAI) an die Umweltministerkonferenz. Stand 22.9.1994
- 114 Nobel W., Maier-Reiter W., Ewert E., Sommer B.: Das Schwellenwertkonzept zur Beurteilung der Umwelterheblichkeit von anlagebedingten Immissionszusatzbelastungen. Staub. Reinhaltung der Luft 53, 263 - 266, 1993
- 115 Rafflenbeul und Partner, Frankfurt/M.: pers. Mitt.
- 116 Zweckverband Abfallverwertung Reutlingen/Tübingen: Bundesmodell Abfallverwertungsanlage Reutlingen/Tübingen in Dusslingen. Abschlußbericht. BMFT-Förderkennzeichen BCT 0206/Invest, September 1992, hier S. 186, 189, 196
- 117 B. Franke, IFEU: pers. Mitt. und: Übersicht über die Ergebnisse der Risikobewertung von Depo-nien für Siedlungsabfälle durch die USEPA und Diskussion der Übertragbarkeit auf deutsche Ver-hältnisse; Bezugnahme: USEPA: 40 CFR Parts 257 and 258, Solid Waste Disposal Facility Crite-ria; Final Rule; Washington DC; Fed. Reg. Vol. 56, No. 196, pp. 50978 - 51119, October 9, 1991
- 118 Hellmann B.: Freisetzung klimarelevanter Spurengase in Bereichen mit hoher Akkumulation von Biomasse. Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.): Initiativen zum Umweltschutz 2, Zeller Ver-lag Osnabrück, 1995; zit nach: Rösch C.: Vergleich stofflicher und energetischer Wege zur Ver-wertung von Bio- und Grünabfällen - unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse in Baden-Württemberg. Forschungszentrum Karlsruhe, Technik und Umwelt, Wissenschaftliche Berich-te, FZKA 5857, Dezember 1996
- 119 Krill, 1994, zit. in: Reinhardt T., Kuchta K., Jager J.: Technische Möglichkeiten und Konzepte zur weitergehenden Abluftreinigung für MBA. In: Handbuch zum Seminar 43-98-01 des VDI-Bildungswerks: Planung von mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen MBA), Be-triebserfahrungen, Risiken, Düsseldorf, 10./11.6.1996
- 120 Lahl U., Zeschmar-Lahl B.: Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung - ein status-quo-Bericht. 9. Kasseler Abfallforum: Bio- und Restabfallbehandlung, 22.-24.4.1997, und in: Wiemer K., Kern M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung, S. 501 - 536, 1997
- 121 Lahl U., Zeschmar-Lahl B., Dehoust G., Lohse J., Sander K.: Energetische Verwertung auf dem Prüfstand. Müllmagazin 1, 78 - 84, 1997
- 122 MVA Bielefeld-Herford (D): Emissionsbericht 1995
- 123 Frechen F.-B., Köster W.: Abluftbehandlungsmaßnahmen für Entsorgungsanlagen - Kosten, Reststoffe. In: Tagungsband zur Tagung am 28./29.2.1996 in Aachen: Umweltbelastung durch Umweltschutz; Energie- und Rohstoffproblematik.
- 124 Rafflenbeul R.: Abluftreinigung für Reststoffverwertungsbetriebe. EntsorgungsPraxis 5, 48 - 53, 1996
- 125 Rafflenbeul R.: Nichtthermische Plasmaanlagen (NTP) zur Luftreinhaltung in der Abfallwirtschaft. Müll und Abfall 1, 38 - 44, 1998
- 126 Dipl.-Ing. Bernt; Kessler und Luch, Gießen, pers. Mitt.
- 127 Jager E., Zeschmar-Lahl B.: Medizinische Aspekte der Geruchswirkung. 29. Darmstädter Seminar - Immissionsschutz -. Schriftenreihe WAR 68, 55 - 75, 1993