

# **ENTWICKLUNGSPOTENTIALE DER MECHANISCH- BIOLOGISCHEN ABFALLBEHANDLUNG**

**Eine ökologische Analyse**

Uwe Lahl, Barbara Zeschmar-Lahl, Thomas Angerer

MONOGRAPHIEN

Band 125

M-125

Wien, Juni 2000

**Projektleitung**

Isabella Kossina

**Autoren**

Uwe Lahl

Barbara Zeschmar-Lahl

Thomas Angerer

**Weitere Projektmitarbeiter**

Hubert Grech

**Übersetzung**

Brigitte Read

**Dank**

Das Umweltbundesamt dankt allen Anlagenbetreibern, Betriebsleitern und den beteiligten öffentlichen Stellen für die kooperative Zusammenarbeit bei der Erhebung der für diese Arbeit erforderlichen Daten.

Insbesondere gilt der Dank für eine inhaltliche Diskussion über die Ergebnisse der gegenständlichen Arbeit

Manfred Assmann (Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe)

Helmut Rechberger (TU Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft)

Rainer Wallmann (IGW, Ingenieurgemeinschaft Witzenhausen Fricke & Turk GmbH)

**Impressum**

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

Druck: Riegelnik, 1080 Wien

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2000

Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)

ISBN 3-85457-548-3

## ZUSAMMENFASSUNG

Diese Publikation untersucht die konzeptionellen und technischen Möglichkeiten der mechanisch-biologischen Behandlung von Abfällen in der österreichischen Abfallwirtschaft, auf Basis der aktuell in Österreich gültigen Rechtslage. Diese Möglichkeiten werden einer vergleichenden ökologischen Analyse unterzogen.

Die für diese Untersuchung erforderlichen technischen Basisdaten wurden hauptsächlich den Angaben von österreichischen Betriebsanlagen entnommen. In Einzelfällen, wenn Angaben für die Berechnungen nicht zu erhalten waren, wurde auf deutsche Daten zurückgegriffen. Die Datenquellen sind jeweils kenntlich gemacht.

Ziel dieser Studie ist es nicht, „bessere“ Konzepte von ökologisch „schlechteren“ Konzepten unterscheiden zu wollen, sondern vielmehr die technischen Optimierungspotentiale auszumachen und zu quantifizieren.

### ➤ GESETZLICHE RAHMENBEDINGUNGEN

Für die Untersuchung war es erforderlich, die betrachteten MBA-Varianten entsprechend der österreichischen Rechtslage auszugestalten. Nach aktueller Rechtslage ist hier insbesondere die Deponieverordnung zu nennen, die eine Deponierung von MBA-Abfällen mit definierten Anforderungen versieht.

Tab. 1: Rechtsvorschriften und ÖNORMEN mit hoher Priorität für MBA-Anlagen (2); modifiziert

Gesetz, Verordnung, Norm etc.	Schlagworte
Bundes-Abfallwirtschaftsgesetz (AWG)	Ziele der Abfallwirtschaft, Genehmigung von Anlagen, allgemeine Aufzeichnungspflicht
Das jeweilige Landes-Abfallgesetz bzw. die Landes-Abfallordnung	Abfallwirtschaft generell, Behandlung nicht gefährlicher Abfälle, soweit nicht die „Bedarfsregelung“ der Bundesverfassung zutrifft. Definition „betriebliche Abfälle“, etc.
Deponieverordnung (DVO)	Begriffsbestimmung „MBA“, Anforderungen an die Ablagerung der behandelten Abfälle, „Ausnahmeregelung“, oberer Heizwert
Kompostverordnung; im Entwurf	Herstellung von Kompost (Input, Anwendungsmöglichkeiten)
Verordnung über die Sammlung biogener Abfälle	Biogene Abfälle
Gewerbeordnung	Betriebsanlagenrecht, allenfalls im AWG-Genehmigungsverfahren mitanzuwenden
Baurecht	Baubewilligung
Raumordnung	Widmungsbestimmung im Grünland
Forstgesetz	Bewilligungspflicht von Anlagen, die forstschädliche Luftverunreinigungen verursachen
Naturschutzrecht der Länder	Ist die MBA-Anlage einer Deponie vorgeschaltet, kommt auch das Naturschutzrecht zur Anwendung, da Deponien im Grünland errichtet werden (betriebliche Zwischenlager einmal ausgenommen)
Wasserrechtsgesetz (WRG)	Gewässerschutz generell, Einleitung von Abwasser, Anpassung bestehender Deponien an den Stand der Deponieverordnung
Verordnung über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus der phys.-chemischen und biologischen Abfallbehandlung	Einleitung von Abwasser

<b>Gesetz, Verordnung, Norm etc.</b>	<b>Schlagworte</b>
Altlastensanierungsgesetz (ALSAG)	Altlastensanierungsbeitrag
UVP-Gesetz	Genehmigung von Anlagen
Arbeitnehmer(innen)-schutzgesetz	Gesundheitsschutz, Arbeitssicherheit
Allgemeine Arbeitnehmer-schutz-VO	Gesundheitsschutz, Arbeitssicherheit
Informationsblätter zu einschlägigen Erlässen des ZAI im BMAS *) **)	Spezifische Anforderungen an den Arbeitnehmerschutz, Hygiene
ÖNORM S 2100	Abfallarten
Abfallnachweisverordnung	Aufzeichnungs-, Melde-, Nachweispflicht der Abfallbesitzer
Festsetzungsverordnung	Begriff „gefährliche Abfälle“, Ausstufung von Abfällen

\*) BMAS = Bundesministerium für Arbeit und Soziales

\*\*) ZAI = Zentral-Arbeitsinspektorat

Weitere Regelungen sind in Vorbereitung (Richtlinie für die MBA). In diesem Zusammenhang ist die gegenständliche Studie als Beitrag zu werten, entsprechend der oben skizzierten Aufgabenstellung Anforderungen an gleichwertige Lösungen abzuleiten.

### ➤ **BEGRIFFLICHKEITEN UND DEFINITIONEN**

Die Frage nach einer Definition der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) erscheint auf den ersten Blick abstrakt und akademisch. Bezieht man mit ein, daß eine derartige Definition zukünftig die Anwendung eines möglichen Anforderungskatalogs an die MBA bestimmt, wird die Bedeutung dieser Fragestellung verständlich.

Wir schlagen eine umfassendere Definition vor, als in der Deponieverordnung festgelegt ist. Eine enge Definition birgt die Gefahr in sich, daß sich Verfahrensanbieter und/oder Betreiber dem geforderten Standard entziehen können.

Die Begrifflichkeit bzw. Definition der MBA sollte jedenfalls enthalten:

„Abfallbehandlungsverfahren von Abfall vor Deponierung / Verbrennung / Verwertung, die über eine und / oder mehrere mechanische und / oder eine oder mehrere biologische Behandlungsstufen (aerob oder anaerob) verfügen.“

### ➤ **MBA IN ÖSTERREICH**

Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung hat in Österreich eine langjährige Tradition und gehört heute, neben der Müllverbrennung, zu den wichtigen verfügbaren Entsorgungsvarianten für Restmüll. In der Tabelle 2 ist eine Auswahl der wichtigsten Betriebsanlagen zur MBA in Österreich dargestellt.

Tab. 2: Betriebsanlagen in Österreich (Standorte und Betreiber; Auswahl) (14), (15)

Bundesland	Standort	Betreiber
Burgenland	Oberpullendorf	Umweltdienst Burgenland, 7350 Oberpullendorf
Niederösterreich	Fischamend	Firma Rottner, 2401 Fischamend
Oberösterreich	Gerling	Firma Zellinger, 4111 Walding
Oberösterreich	Kirchdorf	BAV Kirchdorf, 4560 Kirchdorf
Oberösterreich	Ort im Innkreis	Karl Gradinger, 4710 Grießkirchen
Salzburg	Siggerwiesen	SAB GmbH & CO KG, 5101 Bergheim
Salzburg	Zell am See	ZEMKA, 5700 Zell am See
Steiermark	Aich-Assach	AWV Schladming, 8967 Haus im Ennstal
Steiermark	Allerheiligen	AWV Mürzverband, 8605 Kapfenberg
Steiermark	Frojach-Katsch	AWV Murau, 8842 Katsch
Tirol <sup>1)</sup>	Kufstein	Firma Thöni Industriebetriebe GmbH, 6410 Telfs
Wien	Wien (21. Bezirk)	Arge Vererdung Langes Feld, 1210 Wien
Steiermark	Frohnleiten	Marktgemeinde Frohnleiten, 8130 Frohnleiten
Steiermark	Leoben	Fa. Ökokeram, 8700 Leoben

1) Pilotanlage

Die gegenwärtig im Einsatz befindlichen Anlagen zur MBA werden derzeit nicht gemäß den Anforderungen der Deponieverordnung betrieben. Aus diesem Grund war zunächst zu ermitteln, wie sich die Betreiber der Altanlagen auf diese Herausforderung einstellen wollen; welche Zielsetzung der Behandlung in Zukunft umgesetzt werden soll (Tabelle 3).

Tab. 3: Betriebsanlagen (Auswahl) – Zielsetzung der Abfallbehandlung (15), (16), (17)

Standort	Inbetriebnahme	Zielsetzung bei Inbetriebnahme	Gegenwärtige Zielsetzung (Juni/Juli 1999)	Zukünftige Zielsetzung
Oberpullendorf	1978 – 1981	deponierbare Restfraktion zu reduzieren, Verwertung des Reifkompostes in der Landwirtschaft	Splitting: heizwertreiche Fraktion, Fe-Metalle, Fraktion für den Biofilterbau, Methanoxidationsschicht, Deponierekulturivierung	Deponiefraktion nur wenn andere Verwertung nicht möglich; Methanoxidationsschicht, usw.
Fischamend <sup>1)</sup>	1996	biologische Vorbehandlung der Deponiefraktion	Restmüllsplitting	Splitting mit Erzeugung einer Deponiefraktion und heizwertreichen Fraktion
Gerling	1994	Reduktion der Abbauprozesse in der Deponie, Reduktion der Siggerwasserbelastung und der Gasbildung	Reduktion der Abbauprozesse in der Deponie, Reduktion der Siggerwasserbelastung und der Gasbildung	Splitting mit Erzeugung einer Deponiefraktion und heizwertreichen Fraktion, Splitting mit Erzeugung einer Deponiefraktion und einer oder mehrerer Wertstofffraktionen
Kirchdorf	1986	Annahme und Verwertung von Haus- und Sperrmüll sowie hausmüllähnlichen Gewerbeabfall	Annahme und Verwertung von Haus- und Sperrmüll sowie hausmüllähnlichen Gewerbeabfall	Splitting mit Erzeugung einer Fraktion zur thermischen Behandlung und mehrerer Wertstofffraktionen
Ort im Innkreis	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Siggerwiesen	1978	Herstellung von Müllkompost, Volumenreduktion	Klärschlammverarbeitung, Volumenreduktion, Geruchsminimierung	Splitting mit Erzeugung einer Deponiefraktion und heizwertreichen Fraktion

Standort	Inbetriebnahme	Zielsetzung bei Inbetriebnahme	Gegenwärtige Zielsetzung (Juni/Juli 1999)	Zukünftige Zielsetzung
Zell am See	1978	Kompostierung von Restmüll und Klärschlamm	Durchführung eines entsprechenden Materialsplittings und weitgehendste Reduktion der zu entsorgenden Mengen	Splitting mit Erzeugung einer Deponiefraktion und heizwertreichen Fraktion
Aich-Assach	1977	Abfälle durch Kompostierung verwerten	Splitting: weitestgehende Verwertung der gewonnenen Teilströme wie Kompost und heizwertreiche Fraktion	Splitting: Mittelfristig erfüllen der Deponieverordnung (2004); Fortführung der Verwertung und Vermarktung der Komposte aus dem Hausmüll; verwerten der abgetrennten heizwertreichen Fraktion
Allerheiligen	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Frojach-Katsch	1981	Hygienisierung des Hausmülls, Reduzierung der zu deponierenden Abfallmenge	Reduzierung der zu deponierenden Abfallmenge, herabsetzen der Reaktionsfähigkeit des Deponiegutes	Splitting mit Erzeugung einer Deponiefraktion und heizwertreichen Fraktion
Kufstein <sup>1)</sup>	1999 <sup>2)</sup>	Splitting mit Erzeugung einer Deponiefraktion und heizwertreichen Fraktion		
Wien	1993	Erzeugung standortgerechter Erden zur Rekultivierung der Deponie „Langes Feld“	k.A.	k.A.
Frohnleiten	k.A.	Erzeugung von Erdsubstraten zur Rekultivierung der Deponie Donawitz	k.A.	k.A.
Leoben	1989	Erzeugung von Erdsubstraten zur Rekultivierung der Halde Donawitz	k.A.	k.A.

1) Pilotanlage

2) Geplante Inbetriebnahme der gesamten Betriebsanlage

k.A. keine Angaben

Es wird deutlich, daß insgesamt der Weg ins Splitting mit Erzeugung einer Deponiefraktion nach österreichischer Rechtslage und heizwertreichen Fraktion(en) anvisiert wird. Stabilisierungsvarianten spielen derzeit eher keine Rolle.

Daher wurden im Rahmen dieser Untersuchung insbesondere die verschiedenen Möglichkeiten von Splittingkonzepten näher betrachtet.

## ➤ ÖKOLOGISCHE BEWERTUNG – METHODISCHE GRUNDLAGEN

Für die ökologische Bewertung sind die Umweltauswirkungen nach relevanten Kategorien erfaßt. Diese Kategorien sind insbesondere:

- Energieverbrauch / Energiebereitstellung,
- Humantoxikologisch relevante Stoffe,
- Treibhauspotential,
- Photooxidantienbildungspotential (Sommersmog),
- Versauerungspotential,
- Eutrophierungspotential,
- Flächenverbrauch, Abfallentstehung.

Im Rahmen dieser Studie wird auf ein Rechenprogramm zurückgegriffen, welches speziell für Bewertungsfragen in der Abfallwirtschaft entwickelt wurde.

Es werden die lokalen Effekte (Quellenstärken) der zu bewertenden Verfahren errechnet. Diese lokalen Ergebnisse sind wichtig für die Erfassung von Auswirkungen an Standorten von Anlagen.

Zusätzlich werden die ökologischen Bilanzergebnisse in Anlehnung an die hierfür international festgelegten Normen (DIN EN ISO 14040 ff.) errechnet. Diese globalen Ergebnisse beziehen die wesentlichen, über die lokalen Auswirkungen hinausgehenden Gut- und Lastschriften mit ein. Lastschriften sind beispielsweise die Energieverbräuche einer MBA und Gutschriften sind beispielsweise die mit der Müllverbrennung verbundenen Energieauskopplungen. In der Abbildung 1 ist die Methodenkombination in der gegenständlichen Studie dargestellt.

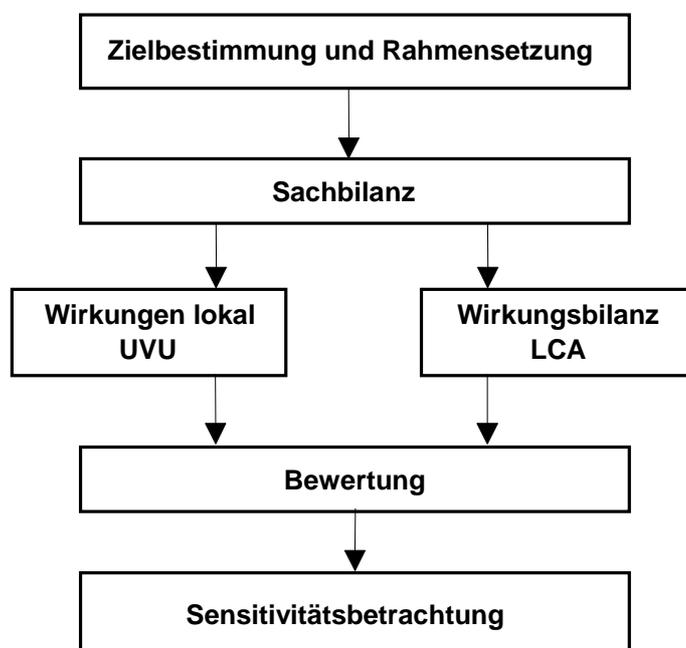


Abb. 1: Methodenkombination in der gegenständlichen Studie

➤ **VARIANTEN**

Als Bezugseinheit dient eine Entsorgungsdienstleistung von 1.000 kg österreichischen Hausmüll in Anlehnung an die Qualität, wie sie 1995 von Schachermayer, Bauer, Ritter und Brunner 1995 eingehend ermittelt wurde. Für diese Bezugseinheit wurde die Entsorgung entsprechend der folgenden Varianten berechnet (Tabelle 4), wobei jeweils die beste Untervariante ermittelt wurde.

Als Bewertungsmaßstab (Bezugsvariante) für eine gleichwertige Lösung von Konzepten der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Kombination mit der Verbrennung heizwertreicher Fraktionen wurde die Entsorgung in der MVA Wels festgelegt. Wels wurde deshalb ausgewählt, weil die Gutschriftenstruktur (nur Stromauskopplung) suboptimal ist. Die sonstigen österreichischen MVAs, die in Form der Kraft-Wärme-Kopplung betrieben werden, weisen günstigere ökobilanzielle Ergebnisse auf. Durch die Auswahl der MVA Wels kann daher nicht der Vorwurf erhoben werden, der Bewertungsmaßstab für akzeptable Lösungen sei zu hoch angelegt worden. Eine weitere wichtige Randbedingung für die Berechnungen stellen die von der MVA ausgehenden Emissionen dar. Das Emissionsniveau der MVA Wels bezogen auf andere MVAs in Österreich liegt derzeit in einem vergleichbaren Rahmen.

Tab. 4: In der gegenständlichen Studie untersuchte Varianten

Variante	Untervariante	Technik
1	A	MVA - Energie: Stromauskopplung wie MVA Wels MVA - Emissionen: kostenoptimierte Neuanlage
	B	MVA - Energie: Stromauskopplung wie MVA Wels MVA - Emissionen: wie MVA Wels
	C	MVA - Energie: Prozessdampfbereitstellung, verdrängtes Kohlekraftwerk MVA - Emissionen: wie MVA Wels
2	A	<b>MBA: Status quo Biofilter (MBA Kufstein)</b> Verbrennung: Anlage Lenzing Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	B	<b>MBA: optimierter Biofilter mit Ammoniakwäscher</b> Verbrennung: Anlage Lenzing Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	C	<b>MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung &gt; 90 %), Abluftkreislaufführung</b> Verbrennung: Anlage Lenzing Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
3	A	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung Verbrennung: Anlage Lenzing <b>Deponierung: ungünstigere Variante (10 %, 30 m<sup>3</sup>/Mg)</b>
	B	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung Verbrennung: Anlage Lenzing <b>Deponierung: Optimalvariante, aber Methanoxidationsschicht, im Winter nicht optimal (50 %, 10 m<sup>3</sup>/Mg)</b>
	C	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung Verbrennung: Anlage Lenzing <b>Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m<sup>3</sup>/Mg)</b>
4	A	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: Anlage Lenzing</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	B	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: MVA Wels</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	C	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: Kraftwerk (Schmelzkammerfeuerung) mit vorgeschalteter Pyrolysetrommel</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	D	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: Kraftwerk (Wirbelschicht) mit niedrigem Emissionsstandard (nur bei Abscheidung von Säurebildnern)</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
5	A	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: EBS+: konventionelles Zementwerk</b> <b>EBS-: MVA Wels</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	B	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: EBS+: optimiertes Zementwerk</b> <b>EBS-: MVA Wels</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
6	A	MBA: Stabilatanlage / thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: MVA Wels</b> Deponierung: entfällt für MBA-Output
	B	MBA: Stabilatanlage / thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: Anlage Lenzing</b> Deponierung: entfällt für MBA-Output

## ➤ SYSTEMGRENZE UND SENSITIVITÄTSBETRACHTUNG

Für die Berechnung wurden alle wesentlichen Behandlungsschritte und Einflußgrößen einbezogen. Die Systemgrenzen wurden entsprechend Abbildung 2 gewählt.

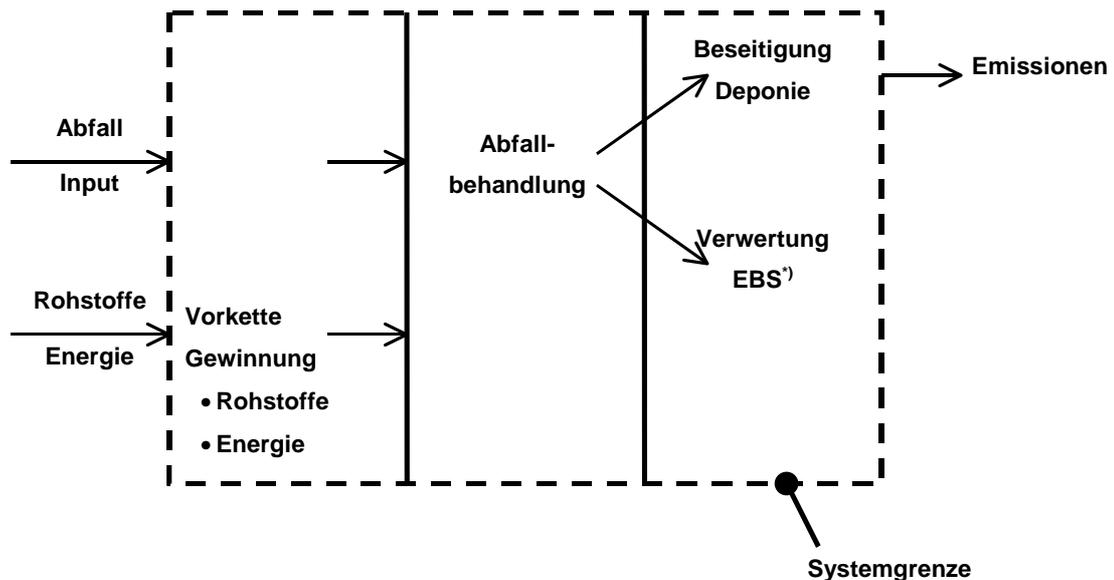


Abb. 2: In der gegenständlichen Studie festgelegte Systemgrenze

Die Auswirkungen der gewählten Systemgrenze und wichtigen Randbedingungen werden in einer ausführlichen Sensitivitätsbetrachtung auf Belastbarkeit und Ergebnisrelevanz analysiert.

## ➤ ERGEBNISSE DER BEWERTUNG

Die gegenständliche Untersuchung zeigte, daß *die Konzepte der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Kombination mit der Verbrennung heizwertreicher Fraktionen* verglichen mit *der Monoverbrennung* unter ökologisch hochwertigen Bedingungen entsprechend dem Stand der Technik zu ökologisch akzeptablen Ergebnissen führen können. Unter ökologisch hochwertigen Bedingungen ist u. a. eine weitergehende Abluftreinigung sowie die Einhaltung des oberen Heizwertes nach Deponieverordnung zu verstehen.

Dabei müssen jedoch alle Behandlungsschritte (mechanische/biologische/thermische Behandlung, Deponierung, etc.) entsprechend dem Stand der Technik stattfinden. Dies ist zur Zeit in Österreich noch nicht der Fall.

Die folgende Abbildung zeigt die lokalen Ergebnisse für die untersuchten Kategorien im Vergleich. Es wurden die jeweiligen Bestvarianten (siehe auch Tabelle 4) der Splittinglösungen und der Stabilisierung mit der Monoverbrennung in der existierenden MVA Wels (Variante 1B) verglichen.

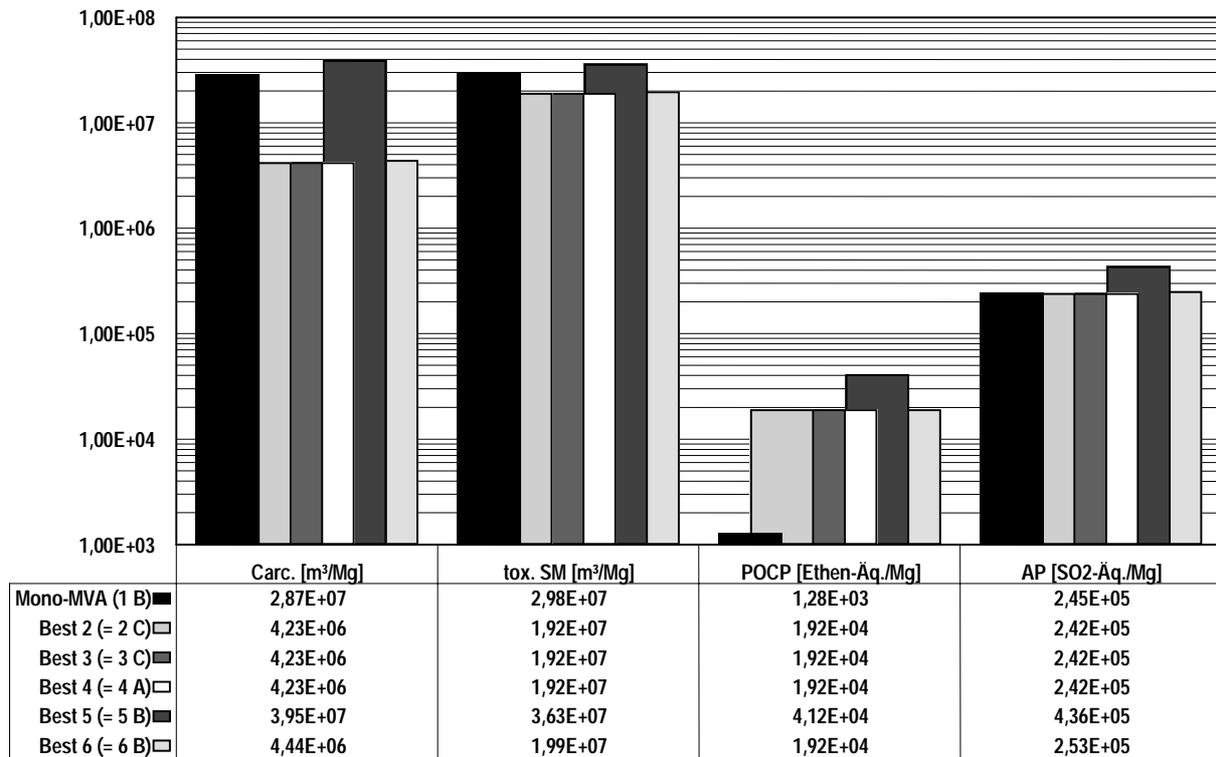


Abb. 3: Vergleich der lokalen Auswirkungen der jeweiligen Bestvarianten der Splittinglösungen und der Stabilisierung mit der Monoverbrennung in der existierenden MVA Wels (Luftpfad)

Es wird deutlich, daß auf hohem Niveau der einzelnen Behandlungsschritte der Splitting- und Stabilisierungsvariante entsprechend dem Stand der Technik eine annähernde Gleichwertigkeit der Konzepte in Bezug auf die lokalen Emissionen (Nachbarschaftsschutz) möglich ist.

Bezogen auf die Kategorie POCP gelingt die Gleichwertigkeit nicht vollständig, trotz hoher Anforderungen an die Abluftreinigung der MBA.

Bezogen auf die Kategorie kumulierte Primärenergie weisen die Splitting- und insbesondere die Stabilisierungsvarianten Vorteile gegenüber der MVA Wels auf (Abb. 4). Dieser Vorteil verringert sich deutlich (bzw. kehrt sich um), sofern die als Bezugsvariante betrachtete MVA mit effektiver Kraft-Wärme-Kopplung betrieben würde (wie die Wiener MVAs).

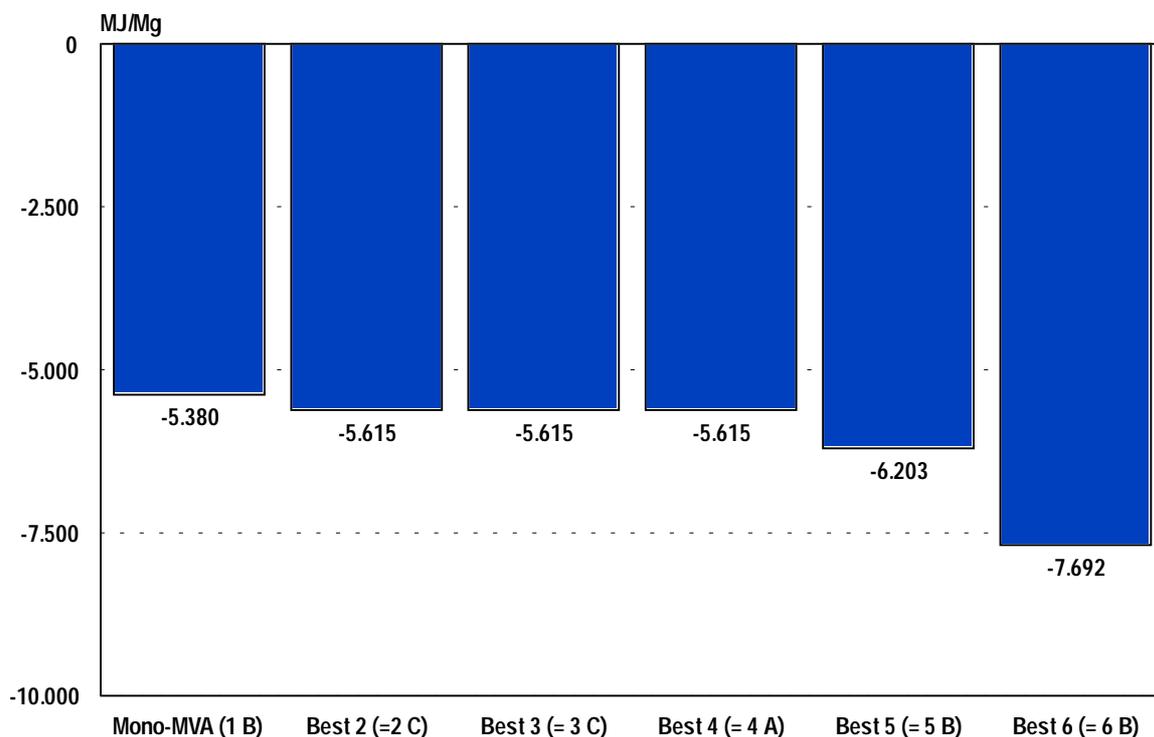


Abb. 4: Vergleich der kumulierten Primärenergie der jeweiligen Bestvarianten der Splittinglösungen und der Stabilisierung mit der Monoverbrennung in der existierenden MVA Wels (Luftpfad) (negative Werte = Energieeinsparung = Umweltentlastung)

Die folgende Abb. 5 vergleicht wiederum die Bestvarianten auf globaler Ebene mit der Monoverbrennung in der MVA Wels. Auch hier sind die Abstände zwischen Splitting-/Stabilisierungsvarianten und Monoverbrennung nicht so deutlich, als daß man hieraus ein negatives umweltbezogenes Votum gegen derartige Konzepte ableiten kann.

Somit sind die gesetzeskonformen Möglichkeiten der Alternativen zur Monoverbrennung auch aus ökologischer Sicht zu befürworten. Allerdings ist es hierfür erforderlich, für alle Behandlungsteilschritte eines Splitting- bzw. Kombinationskonzeptes (Vorbehandlung, Deponie und Verbrennung) hohe ökologische Standards festzulegen.

Die insgesamt akzeptablen Ergebnisse sind nur dann erreichbar, wenn die österreichische Heizwertregelung in der Deponieverordnung konsequent umgesetzt wird. Diese Regelung stellt den entscheidenden ökologischen Effekt dar, da sie bewirkt, daß die energiereichen Abfallbestandteile weitgehend einer energetischen Verwertung zugeführt werden müssen. Wird für die energetische Verwertung auf Anlagen zurückgegriffen, die einen der klassischen MVA vergleichbaren Emissionsschutzstandard (wie Lenzing) und eine sehr hohe energetische Effizienz aufweisen, können Splittingvarianten und Stabilisierungslösungen sogar ökologisch günstigere Ergebnisse (gegenüber der Monoverbrennung) erreichen (global).

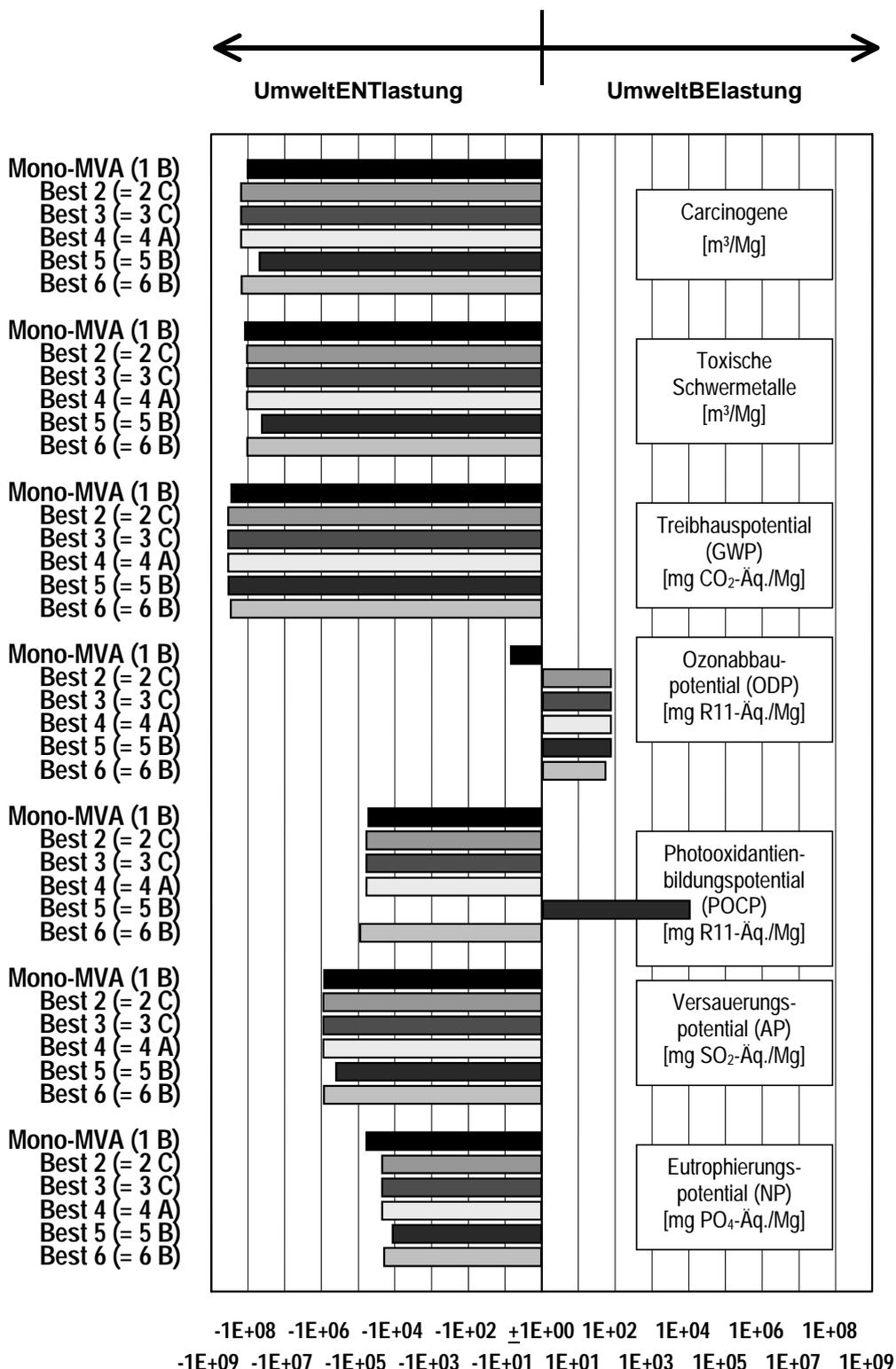


Abb. 5: Toxikologische Wirkungskategorien und Umweltlastenpotentiale der jeweiligen Bestvarianten der Splittinglösungen und der Stabilisierung verglichen mit denen der Monoverbrennung in der existierenden MVA Wels (Luftpfad) (negative Werte = UmweltENTlastung; positive Werte = UmweltBElastung)

## ➤ HANDLUNGSBEDARF UND ZUKÜNFTIGE ROLLE DER MBA IN ÖSTERREICH

Die Ergebnisse zeigen, daß für die Umsetzung eines ökologisch akzeptablen Standards im Gegensatz zum Istzustand, in Zukunft verstärkt Maßnahmen zur Verminderung der Schadstoffemissionen sowohl bei der MBA als auch bei industriellen Mitverbrennungsanlagen gesetzt werden müssen.

- Für die MBA ergeben sich Anforderungen an die Abluftreinigung. Hier stellen sich für die relevanten Kategorien (bis auf POCP) gleichwertige Ergebnisse heraus, wenn hohe Filterwirkungsgrade erreicht werden. Für TOC wurde in dieser Studie mit einem hohen Filterwirkungsgrad gerechnet, wie er von thermisch-regenerativen Abgasreinigungsverfahren erreicht werden kann. Insgesamt scheint für diesen Parameter eine Begrenzung der Emissionsfracht (in  $\text{g/Mg}_{\text{Input}}$ ) notwendig. Für die gegenständliche Studie wurde für die Bestvariante ein Unterschreiten des deutschen Grenzwertvorschlages (Entwurf der 29. BImSchV vom 13. April 2000) von  $55 \text{ g/Mg}$  (NMVOC) unterstellt. Weiter sollte  $\text{NH}_3$  abgetrennt werden. Bei Einsatz von Biofiltern zur Abluftreinigung muß eine  $\text{NO}_x$ -,  $\text{N}_2\text{O}$ -Bildung unbedingt vermieden werden, wie überhaupt auf mögliche Sekundäremissionen nach jeder Abluftreinigung zu achten ist.
- Für die industrielle Mitverbrennung gilt, daß insbesondere die Anforderungen an die luftseitigen Emissionen für Mitverbrennungsanlagen an die strengen Anforderungen für Müllverbrennungsanlagen anzugleichen sind. Es ergeben sich auf lokaler Ebene gleichwertige Lösungen, wenn die Abgasbehandlung ein den österreichischen MVAs vergleichbares Emissionsniveau aufweist. Handlungsbedarfe bei der industriellen Mitverbrennung ergeben sich, wie die lokalen und globalen Ergebnisse zeigen, insbesondere für flüchtige Schwermetalle.

Die Restemissionen aus dem Deponiegut können für einzelne Kategorien ein gleichwertiges Ergebnis verhindern. Daher sind entsprechende einbautechnische Vorgaben und eine wirkungsvolle Oxidation von Methan ( $\eta > 80 \%$ ) erforderlich.

Für die MVA sollte das in Österreich erreichte Emissionsniveau beibehalten werden, auch im Falle des Baus von Neuanlagen. Die Deponierung der MVA-Schlacke erweist sich für den Wasserpfad als positive Randbedingung, die ebenfalls beibehalten bleiben sollte. Sofern im Falle der Errichtung von Neuanlagen energetische Möglichkeiten der Kraft-Wärme-Kopplung oder industrieller Dampfbereitstellung gegeben sein sollten, würden deren Realisierung entscheidende ökobilanzielle Vorteile bewirken.

## ➤ FAZIT

Insgesamt werden Forderungen für eine Verbesserung des ökologischen Standards kritisiert, weil sie zu zusätzlichen Kosten führen werden. Die Ergebnisse dieser Studie deuten an, daß dies insbesondere *Konzepte der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Kombination mit der Verbrennung heizwertreicher Fraktionen* betreffen wird.

Die zukünftige Rolle der MBA (als Stabilisierungs- oder Splittingkonzept) ist als Bestandteil des abfallwirtschaftlichen Wettbewerbs der unterschiedlichen Lösungsmöglichkeiten zu sehen. Der gewünschte Wettbewerb zwischen unterschiedlichen Alternativen der Restmüllentsorgung muß aber, wenn es nicht zu Wettbewerbsverzerrungen kommen soll, auf vergleichbarem ökologischen Niveau stattfinden.

Im Kern wird dieser Wettbewerb auf der Kostenebene jeweils an den relevanten Standorten zu entscheiden sein. Daher wird es erforderlich sein, die Anforderungen an eine ökologisch akzeptable MBA-Lösung in der nächsten Zeit verordnungsseitig konkreter zu fassen, um die anstehenden bzw. laufenden Entscheidungsprozesse zu unterstützen.

Die folgende Tabelle 5 zeigt in Übersichtsform wichtige Anforderungen zur Erreichung von ökologische akzeptablen Ergebnissen, die sich aus den obigen Variantenberechnungen ableiten.

Tabelle 5: Wichtige Anforderungen an einzelne Behandlungsschritte

Behandlungsschritt	Anforderung
<b>Mechanisch-biologische Behandlung der Abfälle</b>	<u>Betriebsanlage</u> Minimierung der luftseitigen Emissionen insbesondere der <ul style="list-style-type: none"> <li>• organischen Stoffe (Frachtbegrenzung)</li> <li>• NH<sub>3</sub></li> </ul>
	<u>Deponie</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>• H<sub>o</sub> &lt; 6.000 kJ/kg TS</li> <li>• AT<sub>4</sub> &lt; 5 mg O<sub>2</sub>/g TS (bzw. auch GB<sub>21</sub>)</li> <li>• wirkungsvolle Oxidation von Methan <math>\eta &gt; 80 \%</math></li> </ul>
<b>Verbrennung der Abfälle</b>	<u>Müllverbrennungsanlage</u> Festhalten <ul style="list-style-type: none"> <li>• am in Österreich erreichten Emissionsstandard (Wels, Spittelau, Flötzersteig),</li> <li>• an der Vorbehandlung und Deponierung der Schlacke und Beibehalten</li> <li>• der untertägigen Deponierung der MVA-Stäube und -Salze.</li> </ul>
	<u>Industrielle Mitverbrennung</u> Verminderung der luftseitigen Emissionen. Dies bedeutet insbesondere, daß <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ eine Abscheidung und Ausschleusung (zur UTD) von Schwermetallen gegeben sein muß bzw. eine Nachrüstung von Anlagenteilen erforderlich sein wird.</li> </ul> Weitere Abgasreinigungen, je nach Einzelfall, sind erforderlich für <ul style="list-style-type: none"> <li>• NO<sub>x</sub>,</li> <li>• SO<sub>2</sub>,</li> <li>• HCl,</li> <li>• Staub,</li> <li>• Quecksilber.</li> </ul>

➤ **SCHLUSSBEMERKUNG**

Es war nicht Aufgabe der Untersuchung, zu entscheiden, welche Entsorgungsvariante (MVA oder Kombinationskonzepte mit MBA) die ökologisch bessere ist. So ist dieser Vergleich allein deshalb schwierig, weil im Falle der MVA auf existierende im Routinebetrieb bewährte Anlagen zurückgegriffen werden kann, während im Falle einer optimierten MBA mit Modellen und Annahmen gearbeitet werden muß.

Die MBA ist, diese einfache Feststellung sei erlaubt, für Österreich ein Faktum. Daher ist eine weitaus interessantere Frage zu beantworten: Wie kann die MBA auf ein akzeptables ökologisches Niveau angehoben werden? Hierbei ist nicht nur die MBA selbst, sondern sind auch die nachgelagerten Entsorgungsschritte zu betrachten.

Den wichtigsten Effekt zur Erzielung akzeptabler Ergebnisse im Falle von Konzepten der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Kombination mit der Verbrennung heizwertreicher Fraktionen hat die österreichische Heizwertregelung ( $H_o < 6.000 \text{ kJ/kg TS}$ ) für die Deponiefraktion, da hierdurch ein hohes Niveau der Verwertung (quantitativ) erreicht wird.

Als Nachteil von Kombinationslösungen verbleibt bei aller Optimierung der einzelnen Behandlungsschritte die geringe Schadstoff-Konzentrierungseffizienz verglichen mit der MVA-Lösung (96).

## SUMMARY

For the present publication conceptual and technical methods for the mechanical-biological treatment of waste in Austria have been studied on the basis of the Austrian law currently in force. These treatment methods have been submitted to a comparative ecological analysis.

The basic technical data for this study were supplied mainly by Austrian plants. In a few cases where it was not possible to obtain data for the calculations, data from Germany were used. The data sources have been indicated.

The aim of this study is not to make out which methods are better or worse from the ecological point of view but to define and quantify the potentials for technical optimization.

### • LEGAL FRAMEWORK

It was necessary to design the options of mechanical-biological waste treatment discussed in this paper according to the respective legislation. Of the legislation currently in force, the Landfill Ordinance has to be mentioned which sets clear standards for the disposal of wastes that have undergone mechanical-biological treatment.

### • MECHANICAL-BIOLOGICAL TREATMENT OF WASTE IN AUSTRIA

The mechanical-biological treatment of waste in Austria has a long tradition and is the most common disposal method of residual waste apart from waste incineration. Table 1 gives a selection of plants with the major mechanical-biological waste treatment installations in Austria.

*Table 1: Plants with mechanical-biological waste treatment installations in Austria (sites and companies; selection) (14), (15)*

Federal Province	Site	Company
Burgenland	Oberpullendorf	Umweltdienst Burgenland, 7350 Oberpullendorf
Lower Austria	Fischamend	Firma Rotter, 2401 Fischamend
Upper Austria	Gerling	Firma Zellinger, 4111 Walding
Upper Austria	Kirchdorf	BAV Kirchdorf, 4560 Kirchdorf
Upper Austria	Ort im Innkreis	Karl Gradinger, 4710 Grießkirchen
Salzburg	Siggerwiesen	SAB GmbH & CO KG, 5101 Bergheim
Salzburg	Zell am See	ZEMKA, 5700 Zell am See
Styria	Aich-Assach	AWV Schladming, 8967 Haus im Ennstal
Styria	Allerheiligen	AWV Mürzverband, 8605 Kapfenberg
Styria	Frojach-Katsch	AWV Murau, 8842 Katsch
Tyrol <sup>1)</sup>	Kufstein	Firma Thöni Industriebetriebe GmbH, 6410 Telfs
Vienna	Vienna (21 <sup>st</sup> district)	Arge Vererdung Langes Feld, 1210 Wien
Styria	Frohnleiten	Marktgemeinde Frohnleiten, 8130 Frohnleiten
Styria	Leoben	Fa. Ökokeram, 8700 Leoben

<sup>1)</sup>Pilot plant

The installations for the mechanical-biological treatment of waste which are currently in use are not operated according to the Landfill Ordinance requirements. It was therefore necessary to find out how the operators of the existing installations intended to meet the new challenge and what their targets were for the treatment of waste in the future (Table 2).

Table 2: Plants (selection) – targets for the treatment of waste (15), (16), (17)

Site	Start-up	Targets at time of start-up	Current targets (June/July 1999)	Future targets
Oberpullendorf	1978 – 1981	Reduce disposable residual fraction, use mature compost in agriculture	Splitting: high-calorific fraction, ferrous metals, fraction for biofilter construction, methane oxidation layer, landfill recultivation	Landfill fraction only if no other recovery is possible; methane oxidation layer, etc.
Fischamend <sup>1)</sup>	1996	Biological pre-treatment of landfill fraction	Residual waste splitting	Splitting into a landfill fraction and a high-calorific fraction
Gerling	1994	Reduce degradation processes on landfill, reduce leachate and landfill gas generation	Reduce degradation processes on landfill, reduce leachate and landfill gas generation	Splitting into a landfill fraction and a high-calorific fraction, and in one or more recyclable material fractions
Kirchdorf	1986	Accept and recover domestic and bulky refuse and domestic refuse-like commercial waste	Accept and recover domestic and bulky refuse and domestic refuse-like commercial waste	Splitting into a fraction for thermal treatment and several recyclable material fractions
Ort im Innkreis	No information	No information	No information	No information
Siggerwiesen	1978	Produce waste compost, reduce volume	Sludge treatment, reduce volume, reduce odour	splitting into a landfill fraction and a high-calorific fraction
Zell am See	1978	Composting of residual waste and sewage sludge	Suitable material splitting, reduce the quantities to be disposed of as much as possible	splitting into a landfill fraction and a high-calorific fraction
Aich-Assach	1977	recover waste by composting	Splitting: recover most of the splitting fractions such as compost and high-calorific fraction	Splitting: comply with Landfill Ordinance in the medium term (2004); continued recovery and marketing of composts from domestic waste; recover separated high-calorific fraction
Allerheiligen	No information	No information	No information	No information
Frojach-Katsch	1981	hygienization of domestic waste, reduction of waste volume consigned	Reduction of waste volume consigned to landfill, reduction of reactivity of	Splitting into a landfill fraction and a high-calorific fraction

		to landfill	landfill material	
Kufstein <sup>1)</sup>	1999 <sup>2)</sup>	Splitting into a landfill fraction and a high-calorific fraction		
Vienna	1993	Produce site-specific soils to recultivate the „Langes Feld“ landfill	No information	No information
Frohnleiten	No information	Produce soil substrates to recultivate the Donawitz landfill	No information	No information
Leoben	1989	Produce soil substrates to recultivate the Donawitz landfill	No information	No information

1) pilot plant

2) planned start-up of entire plant

The aim is clearly to move towards splitting into a landfill fraction (in compliance with the Austrian law) and a high-calorific fraction. Stabilization is not considered as an option at the moment.

Therefore it is above all the different splitting methods which are considered in this study.

#### • **ECOLOGICAL ASSESSMENT – BASIC METHODOLOGY**

For the ecological assessment, environmental effects have been recorded in the relevant categories. These categories are:

- Energy consumption / energy supply
- Substances toxic to humans
- Global warming potential (GWP)
- photochemical ozone creation potential (summer smog) (POCP)
- Acidification potential (AP)
- Eutrophication potential (nutrification potential, NP)
- Used surface area, waste generation

For this study a computer programme was used which had been developed specifically for the assessment of waste management.

Of the processes which are to be assessed, the local effects (source intensities) are calculated. The local results are important for the recording of effects on the sites of the plants.

Furthermore the results of the ecological balance are calculated in accordance with the relevant international standards (DIN EN ISO 14040 pp.). These global results include important credits and debits which go beyond local effects. Debits include e.g. the energy consumption of a mechanical-biological treatment installation whereas credits include e.g. the energy recovered by waste incineration. Figure 1 shows the combination of methods used in the present study.

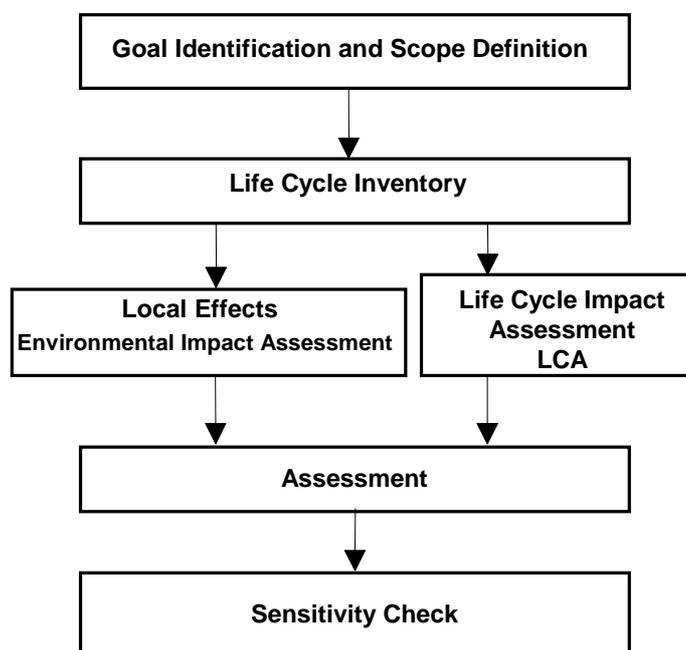


Fig. 1: Methods combined in the present study

### • **OPTIONS**

The reference unit is 1,000 kg of disposed Austrian domestic waste of a quality which corresponds to that described by Schachermayer, Bauer, Ritter and Brunner in 1995. For this unit, waste disposal was calculated on the basis of the following options (table 3). For each option the best sub-option was identified.

Table 3: Options investigated for the present study

Option	Sub-option	Technology
1	A	Incineration / Energy: electricity power generation as in Wels waste incineration plant Incineration / Emissions: cost-optimized new plant
	B	Incineration / Energy: electricity power generation as in Wels waste incineration plant Incineration / Emissions: as in Wels waste incineration plant
	C	Incineration / Energy: process steam generation, supplanted coal power station Incineration / Emissions: as in Wels waste incineration plant
2	A	Mechanical-biological treatment: status quo biofilter (Kufstein) Incineration: plant at Lenzing Landfill: theoretical best option (95%, 10m <sup>3</sup> /Mg)
	B	Mechanical-biological treatment: optimized biofilter with ammonia scrubber Incineration: plant at Lenzing Landfill: theoretical best option (95%, 10 m <sup>3</sup> /Mg)

	C	Mechanical-biological treatment: thermal filter (cleaning efficiency >90%), exhaust air circulation Incineration: plant at Lenzing Landfill: theoretical best option (95%, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
3	A	Mechanical-biological treatment: thermal filter (cleaning efficiency >90%), exhaust air circulation Incineration: plant at Lenzing Landfill: less preferable option (10%, 30m <sup>3</sup> /Mg)
	B	Mechanical-biological treatment: thermal filter (cleaning efficiency >90%) with exhaust air circulation Incineration: plant at Lenzing Landfill: best option although methane oxidation layer and not preferable in the winter (50%, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	C	Mechanical-biological treatment: thermal filter (cleaning efficiency >90%) with exhaust air circulation Incineration: plant at Lenzing Landfill: theoretical best option (95%, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
4	A	Mechanical-biological treatment: thermal filter (cleaning efficiency >90%) with exhaust air circulation Incineration: plant at Lenzing Landfill: theoretical best option (95%, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	B	Mechanical-biological treatment: thermal filter (cleaning efficiency >90%) with exhaust air circulation Incineration: waste incineration plant at Wels Landfill: theoretical best option (95%, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	C	Mechanical-biological treatment: thermal filter (cleaning efficiency >90%) with exhaust air circulation Incineration: power station (melting chamber with preceding pyrolysis drum) Landfill: theoretical best option (95%, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	D	Mechanical-biological treatment: thermal filter (cleaning efficiency >90%) with exhaust air circulation Incineration: power station (fluidized bed) with low emission standard (only with acidifier separation) Landfill: theoretical best option (95%, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
5	A	Mechanical-biological treatment: thermal filter (cleaning efficiency >90%) with exhaust air circulation Incineration: Waste to recovered fuel+: conventional cement plant Waste to recovered fuel-: Wels waste incineration plant Landfill: theoretical best option (95%, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	B	Mechanical-biological treatment: thermal filter (cleaning efficiency >90%) with exhaust air circulation Incineration: Waste to recovered fuel+: optimized cement kiln Waste to recovered fuel-: Wels waste incineration plant Landfill: theoretical best option (95%, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
6	A	Mechanical-biological treatment: stabilization plant / thermal filter (cleaning efficiency >90%) with exhaust air circulation Incineration: Wels waste incineration plant Landfill: none for mechanical-biological treatment output
	B	Mechanical-biological treatment: stabilization plant / thermal filter (cleaning efficiency >90%) with exhaust air circulation Incineration: plant at Lenzing Landfill: none for mechanical-biological treatment output

The Wels waste incineration plant was taken as the standard (reference option) by which the designs for the mechanical-biological treatment in combination with the incineration of high-calorific fractions could be judged. Wels was chosen because of its sub-optimum credit structure (electricity power generation only). The ecobalances of the other Austrian waste incineration plants which are operated as combined heat and power systems showed more favourable results. The emissions from a waste incineration plant constitute another im-

portant factor for the calculations. As for the plant at Wels, emission level is within comparable limits in relation to other waste incineration plants in Austria.

#### **SYSTEM BOUNDARY AND SENSITIVITY CHECK**

All important treatment stages and parameters have been included in the calculation. The system boundaries were chosen according to figure 2.

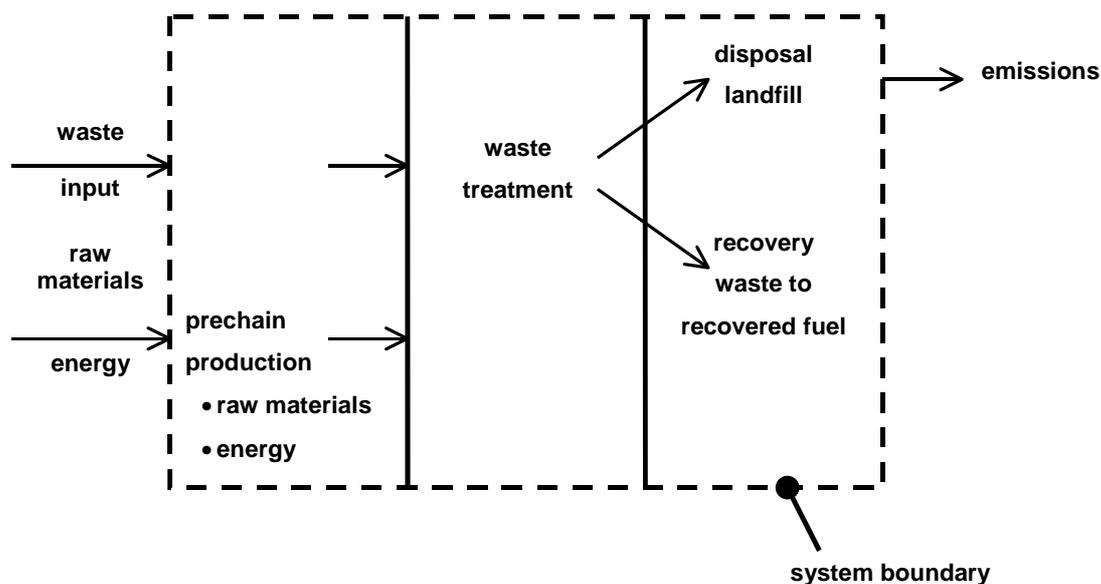


Fig. 2: System boundary as chosen in the present study

The effects of the chosen system boundaries and of other important subsidiary factors are analyzed in a detailed sensitivity check of reliability and results.

#### • **RESULTS OF THE ASSESSMENT**

The present study shows that the idea of the mechanical-biological treatment of waste in combination with the incineration of high-calorific fractions can produce ecologically acceptable results compared to mono-incineration under high-quality ecological conditions with current technology. To obtain such results, all stages of the treatment (mechanical/biological/thermal treatment, disposal, etc.) have to take place at a high level. This is currently not the case in Austria.

Figure 3 shows a comparison of the local results in the investigated categories. The best individual splitting and stabilization options (see also table 4) were compared with mono-incineration of waste in the existing waste incineration plant of Wels (option 1B).

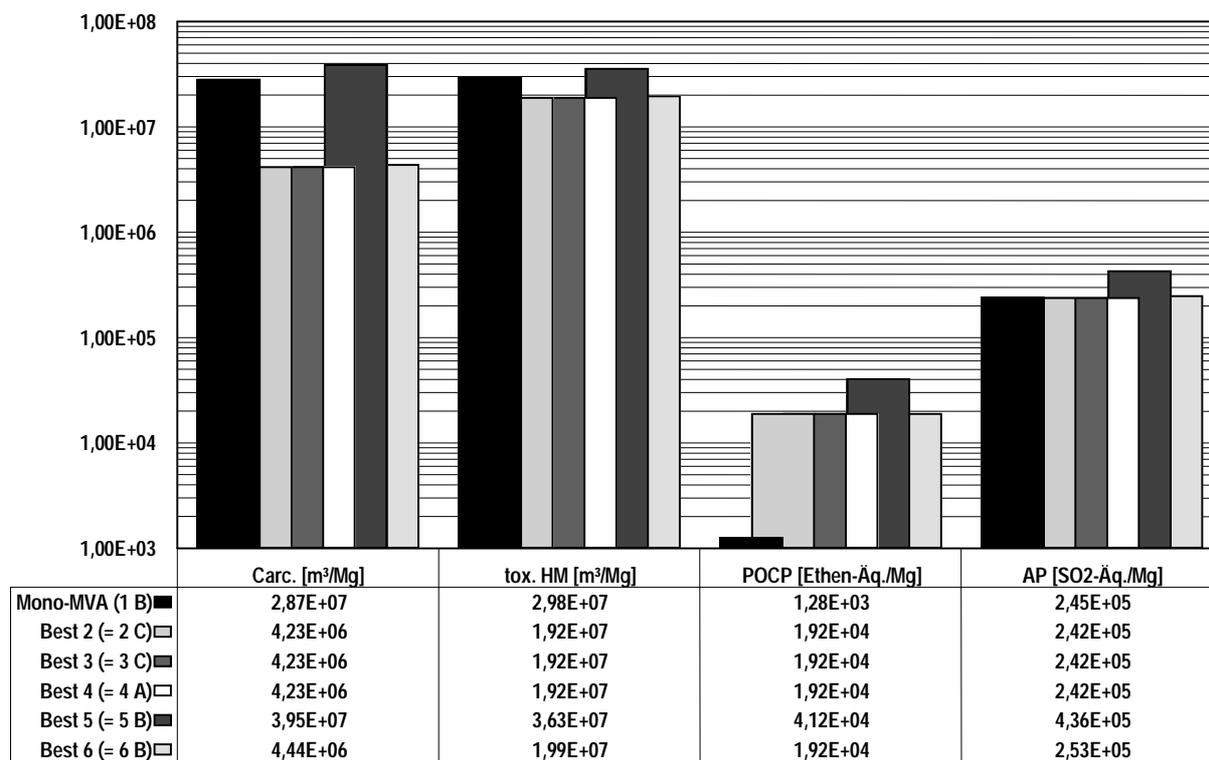


Fig. 3: Local effects of the best individual splitting and stabilization options compared with the mono-incineration of waste in the existing waste incineration plant of Wels (air pathway)

It is clear that if the individual treatment stages of the splitting and stabilization option take place at a high level, a next-to-equivalent status of the methods with regard to local emissions (neighbourhood protection) can be reached.

Regarding POCP the equivalent status cannot be fully reached despite the high standards of exhaust air cleaning with the mechanical-biological plant.

Regarding cumulated primary energy splitting and stabilization options present advantages over the Wels waste incineration plant (Fig. 4). These advantages would turn out significantly smaller (or reversed) if the waste incineration plant which is regarded as the reference option were operated by an effective combined heat and power system (as is the case with the Vienna waste incineration plants).

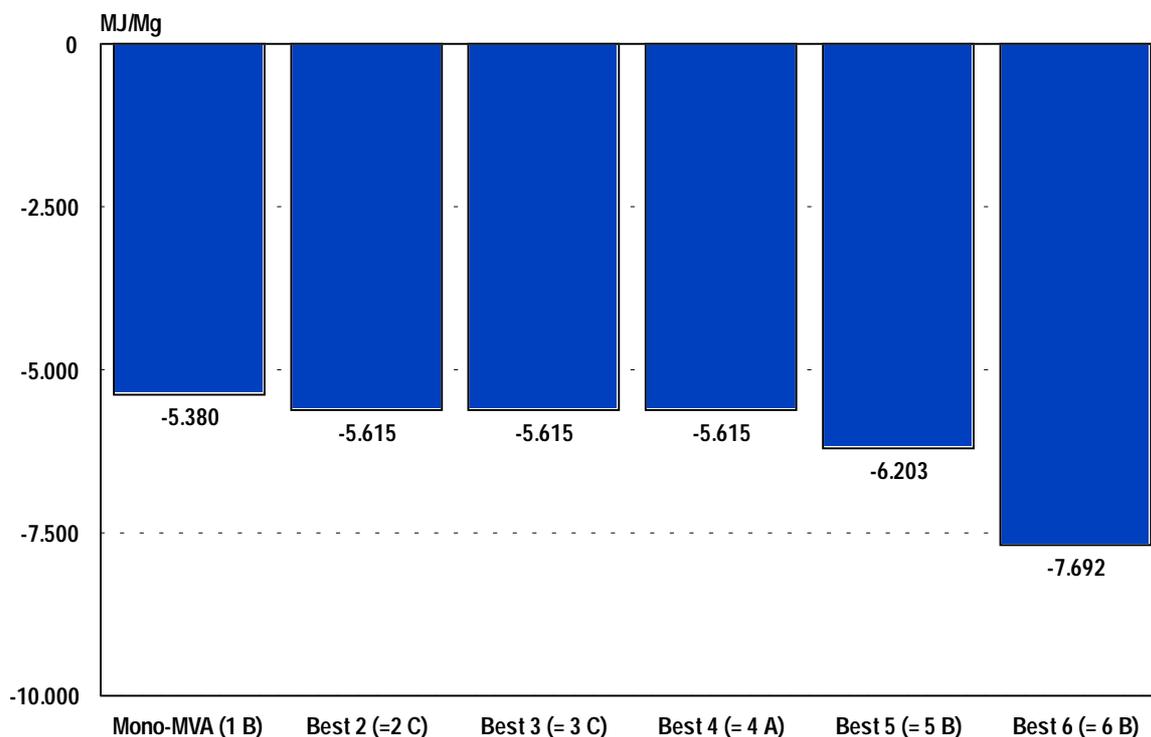


Fig. 4: Cumulated primary energy of best individual splitting options and stabilization compared with mono-incineration of waste in the existing waste incineration plant of Wels (air pathway) (negative values = saved energy = reduction of environmental impact)

Fig. 5 below shows the best options at global level which are compared with the mono-incineration of waste in the Wels waste incineration plant. The differences between splitting/stabilization options and mono-incineration are not clear enough to justify a vote against such methods (for environmental reasons).

Rather than mono-incineration, alternative options that are in conformity with the law should be preferred from the ecological point of view. It would however be necessary to set high ecological standards for each individual stage of a splitting or combination method (mechanical-biological treatment, landfill plus incineration).

Overall acceptable results can only be obtained if the Austrian calorific value regulation of the Landfill Ordinance is consistently implemented. This regulation produces a decisive positive ecological effect with its stipulation that components of waste that contain usable energy have to be used for the recovery of energy. If energy production takes place at plants with emission protection standards comparable to those of the classic waste incineration plant (as is the case at Lenzing) and with a high energy efficiency, more favourable (global) results in ecological terms can be obtained with splitting and stabilization options (than with mono-incineration).

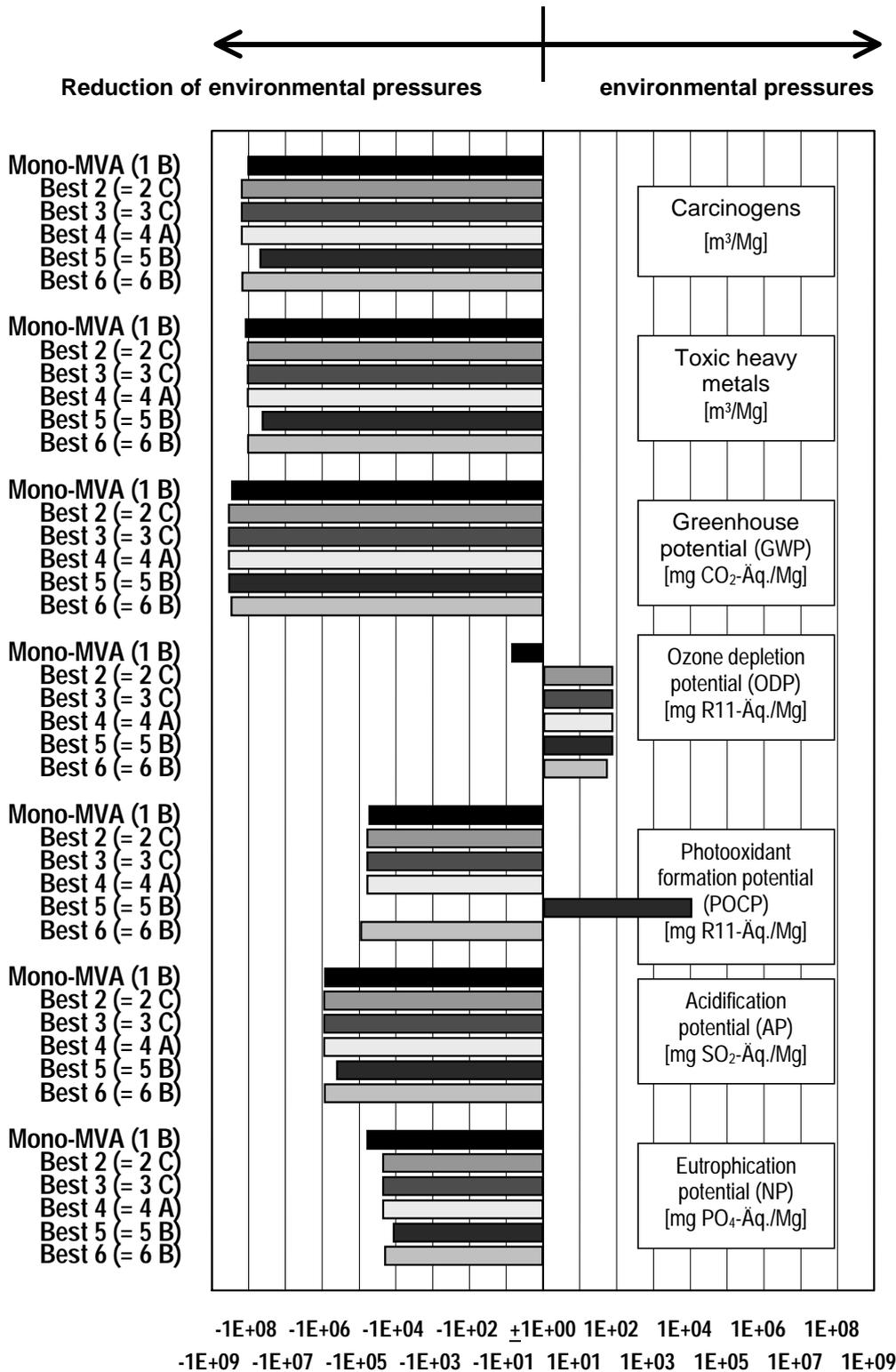


Fig. 5: Toxicological effect categories and environmental impact potentials of best individual splitting and stabilization options compared with those of mono-incineration of waste in the existing Wels waste incineration plant (air pathway) (negative values = reduction of environmental impacts; positive values = environmental impacts)

- **NEED FOR ACTION AND FUTURE ROLE OF THE MECHANICAL-BIOLOGICAL TREATMENT OF WASTE IN AUSTRIA**

The results show that to implement an ecologically acceptable standard (contrary to the current status) measures will have to be taken to reduce emissions from the mechanical-biological treatment of waste and from industrial co-incineration plants.

For the mechanical-biological treatment of waste exhaust-air cleaning standards have to be applied. The results in the relevant categories (except POCP) are equivalent if filter efficiency is high. TOC was calculated in this study with a filter efficiency as high as it can be reached with the thermal-regenerative exhaust-air cleaning process. For this parameter a limitation of the emission load (in g/Mg<sub>input</sub>) seems necessary in general. For the present study, remaining under the proposed German limit value of 55 g/Mg<sub>input</sub> (NMVOC) (draft of the 29<sup>th</sup> ordinance for the mechanical-biological treatment of pollutants of 13<sup>th</sup> April 2000) was assumed for the best option. Furthermore NH<sub>3</sub> was to be separated. If biofilters are used for exhaust-air cleaning, formation of NO and N<sub>2</sub>O must be avoided just as other potential secondary emissions after exhaust-air cleaning have to be controlled.

As for industrial co-incineration, the air emission standards for co-incineration plants have to be adjusted to the strict standards for waste incineration plants. There are equivalent options at the local level if the standard of the exhaust-air treatment is comparable to that of the Austrian waste incineration plants. With industrial co-incineration, there is need for action (according to local and global results) in particular with regard to volatile heavy metals.

Residual emissions from landfill material may prevent equivalent results in individual categories. Therefore suitable technical standards and an effective oxidation of methane ( $\eta > 80\%$ ) are necessary.

For the incineration of waste the current Austrian emission level should be kept to, and also in the case of new installations. Deposition of slag from waste incineration plants turns out to be a positive factor for the water pathway and should also be kept to. If a new installation has the energy potential for a combined heat and power system or industrial steam generation, the use of this potential will produce clear benefits in the ecobalance.

- **RESULT**

In general, the demand for an improvement of ecological standards encounters criticism because it entails additional costs. The results of this study show that this will apply to *the methods of the mechanical-biological treatment of waste in combination with co-incineration of high-calorific fractions*.

The future role of the mechanical-biological treatment of waste (stabilization or splitting method) will be to play a part in the market competition of waste industry and its different solutions. To avoid distortions, the desirable competition between alternative options of residual waste disposal will have to take place at a comparable ecological level.

The competition at cost level will essentially have to be decided at the relevant sites. It will therefore be necessary to set clearer standards for acceptable solutions of the mechanical-biological treatment of waste in the relevant ordinances so that imminent and current decision processes can be supported.

Table 4 below gives a summary of standards which are important for obtaining ecologically acceptable results and which have been derived from the calculations of the above options.

Table 4: Important standards for individual treatment stages

Treatment stage	Standard
<b>Mechanical-biological treatment of waste</b>	<u>Plant</u> Minimization of air emissions, in particular of <ul style="list-style-type: none"> <li>• Organic substances (load limitation)</li> <li>• NH<sub>3</sub></li> </ul>
	<u>Landfill</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>• H<sub>0</sub> &lt; 6.000 kJ/kg dry substance</li> <li>• AT<sub>4</sub> &lt; 5 mg O<sub>2</sub>/g dry substance (also GB<sub>21</sub> &lt; 20 NI/kg d.s.)</li> <li>• Effective oxidation of methane <math>\eta &gt; 80\%</math></li> </ul>
<b>Incineration of waste</b>	<u>Waste incineration plant</u> Uphold <ul style="list-style-type: none"> <li>• Current emission standard in Austria (Wels, Spittelau, Floetzersteig)</li> <li>• Pretreatment and depositing on landfills of clinker and keep</li> <li>• Underground dumping of waste incineration dusts and salts</li> </ul>
	<u>Industrial combined combustion (co-incineration)</u> Reduction of air emissions. This means that <ul style="list-style-type: none"> <li>• Separation and transfer (to underground dump) of heavy metals or retrofitting of parts of installations will be required.</li> </ul> Depending on the individual plant, further exhaust air optimizing may be required for <ul style="list-style-type: none"> <li>• NO<sub>x</sub></li> <li>• SO<sub>2</sub></li> <li>• HCl</li> <li>• dust</li> <li>• mercury</li> </ul>

### • CONCLUSION

The aim of the study was not to decide which disposal method (waste incineration or combined methods which include mechanical-biological treatment) is best from the ecological point of view. Comparing the methods proves difficult since waste incineration is a method which is carried out routinely at reliable plants whereas optimized mechanical-biological treatment can only be worked on with the help of models and theories.

To allow a simple statement, the mechanical-biological treatment of waste is a given fact in Austria. So a far more interesting question will have to be answered: How can the standard of mechanical-biological treatment of waste be raised to one that is acceptable from the ecological point of view? To answer this question, not only the mechanical-biological treatment itself, but also the subsequent disposal stages have to be considered.

The greatest effect in obtaining acceptable results for methods of the mechanical-biological treatment of waste combined with the incineration of high-calorific fractions has been achieved by the Austrian calorific value regulation ( $H_0 < 6.000$  kJ/kg dry substance for the landfill fraction) which provides for a high (quantitative) recovery level.

The disadvantage which remains with combined methods is their low pollutant concentration efficiency (despite efforts to optimize individual treatment stages) compared to waste incineration plants (96).



## INHALTSVERZEICHNIS

<b>1</b>	<b>AUFGABENSTELLUNG .....</b>	<b>35</b>
<b>2</b>	<b>GESETZLICHE RAHMENBEDINGUNGEN.....</b>	<b>36</b>
<b>2.1</b>	<b>ALLGEMEINE ERLÄUTERUNGEN .....</b>	<b>36</b>
2.1.1	ABFALLWIRTSCHAFTSGESETZ (AWG) .....	37
2.1.2	DEPONIEVERORDNUNG (DVO) .....	37
2.1.3	WASSERRECHTSGESETZ (WRG)-NOVELLE DEPONIEN .....	39
<b>2.2</b>	<b>VERORDNUNG BETREFFEND QUALITÄTSANFORDERUNGEN VON KOMPOST AUS ABFÄLLEN.....</b>	<b>40</b>
<b>2.3</b>	<b>REGELUNGSBEDARF .....</b>	<b>40</b>
<b>3</b>	<b>BEGRIFFLICHKEITEN UND DEFINITIONEN .....</b>	<b>42</b>
<b>4</b>	<b>MBA IN ÖSTERREICH.....</b>	<b>43</b>
<b>4.1</b>	<b>ENTWICKLUNG DER MECHANISCH-BIOLOGISCHEN ABFALLBEHANDLUNG.....</b>	<b>43</b>
<b>4.2</b>	<b>ROTTEANLAGEN IN ÖSTERREICH – AUSWAHL .....</b>	<b>43</b>
<b>4.3</b>	<b>IN- UND OUTPUTMENGEN BEI DER MECHANISCH-BIOLOGISCHEN ABFALLBEHANDLUNG IN ÖSTERREICH.....</b>	<b>48</b>
<b>4.4</b>	<b>BEHANDLUNG DER ABFÄLLE AUS DER MECHANISCH-BIOLOGISCHEN ABFALLBEHANDLUNG IN ÖSTERREICH.....</b>	<b>49</b>
4.4.1	ÜBERSICHT ZU DEN OUTPUTSTOFFEN DER MBA UND DEREN VERBLEIB .....	49
4.4.2	MÖGLICHKEITEN ZUR ENERGETISCHEN NUTZUNG VON HEIZWERTREICHEN FRAKTIONEN AUS DER MBA.....	51
<b>5</b>	<b>ÖKOLOGISCHE BEWERTUNG.....</b>	<b>52</b>
<b>5.1</b>	<b>METHODISCHE GRUNDLAGEN FÜR ANALYSE UND BEWERTUNG.....</b>	<b>52</b>
5.1.1	SACHSTANDSANALYSE .....	52
5.1.2	INTERNATIONALE BESTANDSAUFNAHME UND VEREINHEITLICHUNG .....	55
5.1.3	AKTUELLER STAND UND AUSBLICK.....	56
<b>5.2</b>	<b>HIER EINGESETZTE METHODE.....</b>	<b>57</b>
5.2.1	UMWELTVERTRÄGLICHKEITSUNTERSUCHUNG (UVU) .....	57
5.2.2	ÖKOBILANZ/LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA).....	57
5.2.2.1	Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens.....	58
5.2.2.2	Sachbilanz .....	58
5.2.2.3	Wirkungsabschätzung.....	60
5.2.2.3.1	Methode der Wirkungskategorien und -potentiale.....	61

5.2.2.3.2	Methode der kritischen Volumina.....	61
5.2.2.3.3	Auswahl der Bewertungsmethode und Auswahl der Wirkungskategorien.....	62
5.2.2.3.3.1	Ressourcenschutz .....	63
5.2.2.3.3.1.1	Flächenverbrauch .....	63
5.2.2.3.3.1.2	Abfallaufkommen (an Abfällen zur Entsorgung).....	63
5.2.2.3.3.1.3	Energie .....	63
5.2.2.3.3.2	Emissionen .....	63
5.2.2.3.3.2.1	Humantoxizität .....	64
5.2.2.3.3.2.2	Treibhauspotential (GWP).....	66
5.2.2.3.3.2.3	Ozonabbaupotential (ODP) .....	67
5.2.2.3.3.2.4	Photochemisches Ozonbildungspotential (POCP).....	68
5.2.2.3.3.2.5	Versauerungspotential (AP) .....	69
5.2.2.3.3.2.6	Eutrophierungspotential (NP) .....	69
5.2.2.3.3.2.7	Zusammenfassung Bewertungsmethode Emissionen .....	70
5.2.2.3.4	Nutzen-Diskussion.....	71
5.2.2.3.5	Auswertung .....	72
5.2.3	METHODENKOMBINATION .....	72
5.2.4	PRODUKTQUALITÄT.....	73
5.2.5	GESAMTBEWERTUNG.....	74
<b>5.3</b>	<b>TABELLENKALKULATIONSPROGRAMM ZUR UMWELTBEZOGENEN BEWERTUNG VON VERFAHREN DER ABFALLBEHANDLUNG .....</b>	<b>74</b>
5.3.1	AUFBAU DES PROGRAMMS .....	74
5.3.2	ANWENDUNG DES RECHENPROGRAMMS .....	76
<b>5.4</b>	<b>FESTLEGUNG DER VARIANTEN UND DER SYSTEMGRENZEN.....</b>	<b>76</b>
<b>5.5</b>	<b>ERGEBNISSE.....</b>	<b>81</b>
5.5.1	VARIANTE 1 (BEZUGSVARIANTE) .....	81
5.5.2	VARIANTE 2 .....	88
5.5.3	VARIANTE 3 .....	95
5.5.4	VARIANTE 4 .....	97
5.5.5	VARIANTE 5 .....	102
5.5.6	VARIANTE 6 .....	107
5.5.7	GESAMTBEWERTUNG.....	111
5.5.8	FAZIT VARIANTENVERGLEICH .....	115
<b>5.6</b>	<b>SENSITIVITÄTSANALYSE .....</b>	<b>115</b>
5.6.1	EMISSIONSSTANDARD DER MVA .....	115
5.6.2	LASTSCHRIFTEN FÜR BETRIEBSMITTELVBRÄUCHE.....	116
5.6.3	LASTSCHRIFTEN FÜR DIE ERSTELLUNG DER ANLAGEN UND INFRASTRUKTUR....	117
5.6.4	LASTSCHRIFTEN FÜR ABFALLTRANSPORTE .....	117
5.6.5	GUTSCHRIFTEN FÜR DIE DEPONIERUNG .....	118
5.6.6	GUTSCHRIFT STROMAUSKOPPLUNG .....	119
5.6.7	GUTSCHRIFT NE-METALLABTRENNUNG .....	120
5.6.8	ENERGETISCHE VERWERTUNG .....	120
5.6.9	EMISSIONSSTANDARD MBA .....	121
5.6.10	OZONABBAUPOTENTIAL (ODP) .....	122

---

5.6.11	HUMANTOXIZITÄT .....	123
5.6.12	MVA-SCHLACKEN / WASSERPFAD .....	125
5.6.13	VERGÄRUNG ALS BEHANDLUNGSSCHRITT DER MBA .....	126
5.6.14	TRANSPORT VON RESTSTOFFEN ZUR BESEITIGUNG.....	127
5.6.15	MASSENILANZ DER MBA .....	128
5.6.16	FAZIT DER SENSITIVITÄTSBETRACHTUNG.....	128
<b>6</b>	<b>HANDLUNGSBEDARF UND ZUKÜNFTIGE ROLLE DER MBA IN ÖSTERREICH.....</b>	<b>129</b>
<b>6.1</b>	<b>MECHANISCH-BIOLOGISCHE BEHANDLUNG DER ABFÄLLE.....</b>	<b>129</b>
6.1.1	BETRIEBSANLAGE – EMISSIONSSCHUTZ .....	129
6.1.2	DEPONIE.....	129
<b>6.2</b>	<b>VERBRENNUNG DER ABFÄLLE.....</b>	<b>130</b>
6.2.1	MÜLLVERBRENNUNGSANLAGE .....	130
6.2.2	INDUSTRIELLE MITVERBRENNUNG.....	130
<b>6.3</b>	<b>SCHLUSSBEMERKUNGEN.....</b>	<b>130</b>
<b>7</b>	<b>ANHANG .....</b>	<b>132</b>
<b>8</b>	<b>LITERATUR.....</b>	<b>143</b>



## 1 AUFGABENSTELLUNG

Diese Studie soll die Möglichkeiten der mechanisch-biologischen Behandlung von Abfällen in der österreichischen Abfallwirtschaft untersuchen.

Dabei werden auf Basis der aktuell in Österreich gültigen Rechtslage die konzeptionellen und technischen Möglichkeiten der zukünftigen Integration der MBA in die österreichische Abfallwirtschaft betrachtet.

Diese Möglichkeiten sind einer vergleichenden ökologischen Analyse zu unterziehen und im Rahmen einer Sensitivitätsbetrachtung mit Ergebnissen anderer Studien abzugleichen.

Aus anderen Studien ist bekannt, daß gerade für die MBA mit ihren nachgeschalteten Behandlungsschritten (Deponierung, Verbrennung) die Umweltschutzstandards der einzelnen jeweiligen Behandlungsschritte das Gesamtergebnis der ökologischen Anlage maßgeblich bestimmen (1). Daher sind sog. Systemvergleiche, die die jeweils repräsentativen Verfahren ausfindig machen sollen, schwierig durchzuführen, da die Ergebnisse sehr davon abhängig sind, welche Standards die Autoren für die jeweiligen Behandlungsschritte unterstellen (modellieren).

Aufgabe dieser Untersuchung soll es daher sein, ausgehend von konkreten Anlagen in Österreich ökologische Optimierungspotentiale ausfindig zu machen, um zu ökologisch gleichwertigen Lösungen zwischen Monoverbrennung und Kombinationslösungen auf der Basis mechanisch-biologischer Abfallbehandlung zu kommen.

Vor dem Hintergrund dieser Ergebnisse soll abschließend untersucht werden, wo die Möglichkeiten und Entwicklungspotentiale für die MBA in Österreich gesehen werden.

## 2 GESETZLICHE RAHMENBEDINGUNGEN

### 2.1 Allgemeine Erläuterungen

Im folgenden sind kurz die wichtigsten rechtlichen Grundlagen in Österreich zum Thema MBA dargestellt.

Neben dem Abfallwirtschaftsgesetz und dessen Durchführungsbestimmungen sind zum Schutz der Umwelt, der Arbeitnehmer und zur Wahrung der Rechte aller Betroffenen für den Betreiber eine Vielzahl von Gesetzen, Verordnungen und verbindlichen Normen zu beachten. Insbesondere die folgenden Gesetze, Verordnungen, Richtlinien und ÖNORMEN sind für die MBA relevant (Tab. 1).

Tab. 1: Rechtsvorschriften und ÖNORMEN mit hoher Priorität für MBA-Anlagen (2); modifiziert

<b>Gesetz, Verordnung, Norm etc.</b>	<b>Schlagworte</b>
Bundes-Abfallwirtschaftsgesetz (AWG)	Ziele der Abfallwirtschaft, Genehmigung von Anlagen, allgemeine Aufzeichnungspflicht
Das jeweilige Landes-Abfallgesetz bzw. die Landes-Abfallordnung	Abfallwirtschaft generell, Behandlung nicht gefährlicher Abfälle, soweit nicht die „Bedarfsregelung“ der Bundesverfassung zutrifft. Definition „betriebliche Abfälle“, etc.
Deponieverordnung (DVO)	Begriffsbestimmung „MBA“, Anforderungen an die Ablagerung der behandelten Abfälle, „Ausnahmeregelung“, oberer Heizwert
Kompostverordnung; im Entwurf	Herstellung von Kompost (Input, Anwendungsmöglichkeiten)
Verordnung über die Sammlung biogener Abfälle	Biogene Abfälle
Gewerbeordnung	Betriebsanlagenrecht, allenfalls im AWG-Genehmigungsverfahren mitanzuwenden
Baurecht	Baubewilligung
Raumordnung	Widmungsbestimmung im Grünland
Forstgesetz	Bewilligungspflicht von Anlagen, die forstschädliche Luftverunreinigungen verursachen
Naturschutzrecht der Länder	Ist die MBA-Anlage einer Deponie vorgeschaltet, kommt auch das Naturschutzrecht zur Anwendung, da Deponien im Grünland errichtet werden (betriebliche Zwischenlager einmal ausgenommen)
Wasserrechtsgesetz (WRG)	Gewässerschutz generell, Einleitung von Abwasser, Anpassung bestehender Deponien an den Stand der Deponieverordnung
Verordnung über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus der phys.-chemischen und biologischen Abfallbehandlung	Einleitung von Abwasser
Altlastensanierungsgesetz (ALSAG)	Altlastensanierungsbeitrag
UVP-Gesetz	Genehmigung von Anlagen
Arbeitnehmer(innen)-schutzgesetz	Gesundheitsschutz, Arbeitssicherheit
Allgemeine Arbeitnehmer-schutz-VO	Gesundheitsschutz, Arbeitssicherheit

Gesetz, Verordnung, Norm etc.	Schlagworte
Informationsblätter zu einschlägigen Erlässen des ZAI im BMAS *) **)	Spezifische Anforderungen an den Arbeitnehmerschutz, Hygiene
ÖNORM S 2100	Abfallarten
Abfallnachweisverordnung	Aufzeichnungs-, Melde-, Nachweispflicht der Abfallbesitzer
Festsetzungsverordnung	Begriff „gefährliche Abfälle“, Ausstufung von Abfällen

\*) BMAS = Bundesministerium für Arbeit und Soziales

\*\*) ZAI = Zentral-Arbeitsinspektorat

### 2.1.1 Abfallwirtschaftsgesetz (AWG)

Im Jahre 1990 wurde in Österreich mit dem Gesetz über die Vermeidung und Behandlung von Abfällen AWG eine gesetzliche Grundlage für die österreichische Abfallwirtschaft geschaffen.

Im § 1 AWG sind die Ziele und Grundsätze der Abfallwirtschaft festgeschrieben und somit die Rahmenbedingungen für die Deponierung festgelegt.

Die Abfallwirtschaft ist danach auszurichten, daß

- die Umweltbeeinträchtigungen (Menschen, Tiere, Pflanzen, deren Lebensgrundlage und deren natürliche Umwelt) so gering wie möglich gehalten werden,
- Rohstoff- und Energiereserven geschont werden,
- der Verbrauch von Deponievolumen so gering wie möglich gehalten wird,
- nur solche Stoffe als Abfälle zurückbleiben, die kein Gefährdungspotential für nachfolgende Generationen darstellen (Vorsorgeprinzip) (3).

*Es gelten für die Abfallwirtschaft folgende Grundsätze (3):*

1. *Die Abfallmengen und deren Schadstoffgehalt sind so gering wie möglich zu halten (Abfallvermeidung).*
2. *Abfälle sind stofflich oder thermisch zu verwerten, soweit dies ökologisch vorteilhaft und technisch möglich ist, die dabei entstehenden Mehrkosten im Vergleich zu anderen Verfahren der Abfallbehandlung nicht unverhältnismäßig sind und ein Markt für die gewonnenen Stoffe oder die gewonnene Energie vorhanden ist oder geschaffen werden kann (Abfallverwertung).*
3. *Abfälle, die nicht verwertbar sind, sind je nach ihrer Beschaffenheit durch biologische, thermische oder chemisch-physikalische Verfahren sonst zu behandeln. Feste Rückstände sind möglichst reaktionsarm und konditioniert geordnet abzulagern (Abfallentsorgung).*

### 2.1.2 Deponieverordnung (DVO)

Die Deponieverordnung regelt die zur Umsetzung der Ziele und Grundsätze gemäß § 1 Abs. 1 und 2 AWG und die zum Schutz öffentlicher Interessen im Sinne des § 1 Abs. 3 AWG gebotene, dem Stand der Technik entsprechende Ausstattung und Betriebsweise der Ablagerung von Abfällen auf Deponien gemäß den §§ 28 und 29 AWG (4).

In der DVO wird die Konkretisierung der Grundsätze und Ziele des AWG vorgenommen. Abfallrechtlich relevant sind diese Regelungen aber nur für Deponien, die wesentliche Änderungen der Betriebsweise gemäß AWG vornehmen oder neu in Betrieb gehen. Für Altanla-

gen werden die Fristen für die stufenweise Anpassung im Wasserrechtsgesetz (siehe Kapitel 2.1.3) festgeschrieben (5).

In Erfüllung der Ziele und Grundsätze des AWG wird in der Deponieverordnung die Qualität der abzulagernden Reststoffe in den Vordergrund gerückt (6). Demnach sind Abfälle möglichst reaktionsarm abzulagern. Um dies zu gewährleisten, ist in der DVO eine weitestgehende Reduktion des organisch abbaubaren Kohlenstoffs, ausgedrückt durch den Grenzwert TOC, von 5 % TS, anzustreben. Grundsätzlich ist dieser Wert nur durch eine thermische Behandlung der Abfälle zu erreichen. Unter bestimmten Voraussetzungen ermöglicht die DVO jedoch auch die mechanisch-biologische Vorbehandlung von Abfällen (§ 5 Z. 7 lit f). Demnach dürfen Abfälle nach erfolgter mechanisch-biologischer Vorbehandlung trotz Überschreitung des TOC-Grenzwertes in gesonderten Kompartimenten von Massenabfalldeponien abgelagert werden, sofern der obere Heizwert ( $H_o$ ) der Abfälle weniger als 6.000 kJ/kg TS beträgt (7).

Die Deponieverordnung definiert: *„Eine mechanisch-biologische Vorbehandlung ist eine verfahrenstechnische Kombination mechanischer und biologischer Prozesse zur Vorbehandlung von Abfällen. Ziel der mechanischen Prozesse ist die Separierung von für eine biologische Behandlung wenig geeigneten Stoffen, von Störstoffen und Schadstoffen sowie eine Optimierung des biologischen Abbaues der verbleibenden Abfälle durch Erhöhung der Verfügbarkeit und Homogenität. Ziel der biologischen Prozesse ist der weitestmögliche Abbau verbliebener organischer Substanzen (Ab- und Umbau biologisch abbaubarer Bestandteile) durch die Anwendung anaerob-aerober oder aerober Verfahren. Mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle zeichnen sich durch eine deutliche Reduzierung des Volumens, des Wassergehaltes und des Gasbildungspotentials sowie eine deutliche Verbesserung des Auslaugverhaltens und des Setzungsverhaltens aus.“* (Deponieverordnung § 2 Z 26)

In der DVO sind in Abhängigkeit von den stofflichen Eigenschaften ablagerungsfähiger Abfälle, der Standortvoraussetzungen und der Deponietechnik insgesamt 4 Deponietypen festgelegt:

- Bodenaushubdeponien: Für die Ablagerung von Inertabfällen mit sehr geringen Schadstoffgehalten (im wesentlichen nicht verwertbarer Aushub und Abraum von natürlich gewachsenen Böden).
- Baurestmassendeponien: Für die Ablagerung von Inertabfällen mit geringen Schadstoffgehalten.
- Reststoffdeponien: Für die Ablagerung von Abfällen mit erhöhten, aber immobilisierten Schadstoffgehalten (im wesentlichen Abfälle aus der thermischen Vorbehandlung).
- Massenabfalldeponien: Für Abfälle mit begrenzten Schadstoffgehalten einschließlich Reststoffen aus der mechanisch-biologischen Vorbehandlung.

Für jeden der oben angeführten Deponietypen sind in der Deponieverordnung Grenzwerte für die abzulagernden Abfälle in bezug auf Schadstoffgesamtgehalte und Schadstoffgehalte im Eluat festgeschrieben. In der folgenden Tabelle sind die Grenzwerte für Massenabfalldeponien, welche für die deponiefähige Fraktion der MBA Anwendung finden, dargestellt.

Tab. 2: Grenzwerte für Schadstoffgehalte im Feststoff (Tabelle 7 der DVO) und im Eluat (Tabelle 8 der DVO) für Massenabfalldeponien gemäß Anlage 1 DVO

Feststoff (Anlage 1 Tabelle 7 DVO)		Eluat (Anlage 1 Tabelle 8 DVO)	
Parameter	Grenzwert [mg/kg TS]	Parameter	Grenzwert [mg/kg TS, ausg. pH-Wert]
<b>Anorganische Stoffe</b>		<b>Lösliche Anteile und pH-Wert</b>	
Arsen (als As)	500	pH-Wert	6 bis 13
Barium (als Ba)	10.000	Abdampfrückstand	100.000
Blei (als Pb)	3.000	<b>Anorganische Stoffe</b>	
Cadmium (als Cd)	30	Chrom sechswertig (als Cr)	20
Chrom gesamt (als Cr)	5.000	Eisen (als Fe)	i. G. f.
Cobalt (als Co)	500	Ammonium	10.000
Kupfer (als Cu)	5.000	Nitrat (als N)	i. G. f.
Nickel (als Ni)	2.000	Nitrit (als N)	1.000
Quecksilber (als Hg)	20	Cyanid, leicht freisetzbar (als CN)	20
Silber (als Ag)	50	Fluorid (als F)	500
Zink (als Zn)	5.000	Phosphat (als P)	i. G. f.
<b>Organische Summenparameter</b>		Sulfat (als SO <sub>4</sub> )	25.000
TOC (als C)	50.000 <sup>1) 2)</sup>	<b>Organische Summenparameter</b>	
∑ Kohlenwasserstoffe	20.000	TOC (als C)	i. G. f.
POX (als Cl)	1.000	EOX (als Cl)	30
PAK	100	anionenaktive Tenside (als TBS)	i. G. f.

- 1) Bei einem Glühverlust von nicht größer als 8 Masseprozent gilt der TOC-Grenzwert als eingehalten
- 2) Nicht maßgeblich, wenn es sich um Abfälle gemäß § 5 Z 7 lit b), c), d) und f) handelt.  
Für Boden und Erde sind höhere Grenzwerte zulässig, sofern der Anteil humus- oder torfreichen oder mit Strukturmaterial versetzten Bodens nicht mehr als 10 Volumsprozent der gesamten, auf der Deponie abgelagerten Abfälle beträgt.
- i. G. f. im Genehmigungsverfahren festzulegen, wenn dieser Parameter für die abzulagernden Abfälle relevant ist

### 2.1.3 Wasserrechtsgesetz (WRG)-Novelle Deponien

Mit der Wasserrechtsgesetz-Novelle Deponien wurde die schrittweise Anpassung von bestehenden Deponien an den in der Deponieverordnung festgelegten Stand der Technik geregelt.

Der zeitliche Stufenplan für die Anpassung an den Stand der Technik wird in § 31d Abs 3 lit c bestimmt. Die wichtigsten Termine sind:

- ⇒ 1. Juli 1999: Einhaltung der Qualitätskriterien für die Ablagerung von Abfällen auf Bodenaushub- und Baurestmassendeponien
- ⇒ 1. Jänner 2004: abgeschlossene Anpassung der Reststoff- und Massenabfalldeponien

Ausnahmen von dieser Vorbehandlungspflicht legt der § 31d Abs 7 fest:

Der Landeshauptmann kann unter Bedachtnahme auf die wasser- und abfallwirtschaftlichen Erfordernisse durch Verordnung die Anpassungsfrist bis 31. Dezember 2008 verlängern, wobei zwei Alternativen angeführt sind:

1. Die rechtskräftige Genehmigung der Deponie wurde nach dem 1. Jänner 1988 und vor dem 1. Jänner 1997 nach § 29 AWG oder nach dem WRG erteilt, die Deponie entspricht zumindest den Richtlinien für Mülldeponien des BMLF und des BMUJF aus dem Jahr 1988, die Anpassung an den Stand der Technik gemäß Abs 3 lit c Z 1 und 2 ist bis 1. Juli 1999 abgeschlossen, die insgesamt abgelagerte Menge darf ab 1. Jänner 1998 nicht mehr als 500.000 t betragen, die jährlich abgelagerte Menge darf nicht größer als die Durchschnittsmenge der Kalenderjahre 1994 bis 1996 sein und das jeweilige Bundesland hat bis 1. Jänner 1997 die Verpflichtung der Nachsorge für die vom Verbot der Deponierung ausgenommenen Deponien nach deren endgültiger Schließung übernommen.
2. Auf den betroffenen Deponien wird nur Abfall aus demselben Bundesland gelagert, der im selben Bundesland eingesammelte Restmüll wird im überwiegenden Ausmaß einer thermischen Behandlung unterzogen und die Anpassung an den Stand der Technik gemäß Abs 3 lit c Z 1 und 2 ist bis 1. Juli 1999 abgeschlossen.

Die Ausschöpfung dieses Ordnungsrechtes (insbesondere nach § 31d Abs 7 Z 1 WRG) wird dazu führen, daß über den 1.1.2004 hinaus heizwertreiche Abfälle in beträchtlichem Ausmaß weiterhin auf Deponien für organische Abfälle abgelagert werden. Denn die gesetzliche Regelung schränkt das Ordnungsrecht nicht auf solche Abfälle ein, die im jeweiligen Bundesland (örtlicher Geltungsbereich der Verordnung) angefallen sind.

## 2.2 Verordnung betreffend Qualitätsanforderungen von Kompost aus Abfällen

Eine wichtige rechtliche Entwicklung in Bezug auf die mechanisch-biologische Abfallbehandlung ist die im Entwurf vorliegende Verordnung betreffend Qualitätsanforderungen von Kompost aus Abfällen (8). Eine Kompostierung im Sinne dieses Entwurfs könnte auch in einer MBA stattfinden.

Damit würde bei der Herstellung von Müllkomposten

- die „6.000 kJ/kg TS – Grenze“ nach Deponieverordnung (Kapitel 2.1.2) unterlaufen sowie
- eine zukünftige Technische Anforderung an Anlagen zur MBA (Abluft, etc.) aller Voraussicht nach umgangen,

wenn man die Erzielung der Produktqualität im Sinne des Verordnungsentwurfes vorab unterstellt.

In der Verordnung werden für Müllkompost Anwendungsbereiche genannt und in diesem Zusammenhang Qualitätsanforderungen für die verschiedenen Anwendungen festgelegt.

Die bedeutsamen rechtlichen Folgen in bezug auf die Herstellung von Müllkompost aus MBA-Anlagen sind:

- Die Deponieverordnung, BGBl 164/1996, bezieht sich auf die Ablagerung von Abfällen auf Deponien; für Nichtabfälle gilt die Deponieverordnung daher nicht, somit auch insbesondere nicht die Deponierungsverbote des § 5 der Verordnung.
- Eine Beitragspflicht nach dem Altlastensanierungsgesetz besteht ebenfalls nicht, da Gegenstand des Beitrags stets bestimmte Maßnahmen im Zusammenhang von Abfällen sind (vgl. § 3 Abs. 1 Altlastensanierungsgesetz).

## 2.3 Regelungsbedarf

Die im Jahr 1996 erlassene österreichische Deponieverordnung ermöglicht in bezug auf die Qualität der abzulagernden Abfälle neben der thermischen Abfallbehandlung auch die sogenannte mechanisch-biologische Abfallbehandlung. Die biologische Abfallbehandlung wird seit geraumer Zeit praktiziert, jedoch fehlen bislang einheitliche Vorschriften für einen umweltgerechten Betrieb dieser Anlagen. Mit der Publikation „Grundlagen für eine Technische

Anleitung für eine mechanisch-biologische Vorbehandlung von Abfällen“ (9), die gemeinsam mit dem Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie (BMUJF) erarbeitet wurde, hat Österreich einen ersten Schritt in Richtung eines Regelwerkes für den Betrieb von mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen unternommen. Derzeit werden die erarbeiteten Grundlagen für eine Technische Anleitung mit den beteiligten Kreisen in Arbeitsgruppen diskutiert.

Zu folgenden Themen wurden/werden Arbeitsgruppen eingerichtet:

- Stabilitätskriterien
- Input in mechanisch-biologische Behandlungsanlagen
- Abluftemissionen aus der MBA

Vorerst ist das Ziel dieser Arbeiten die Erstellung einer Richtlinie für die MBA. Mittelfristig wird das Ziel jedenfalls eine Verordnung (vor allem zur Erfassung von Altanlagen) für die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen sein.

Nicht enthalten im UBA-Report für eine Technische Anleitung zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Abfällen sind Regelungsvorschläge betreffend Grenzwerte für die Begrenzung organischer und anorganischer Schadstoffemissionen aus MBA-Anlagen, da zum damaligen Zeitpunkt der Berichtserstellung wesentliche Informationen fehlten.

Zur Ergänzung des noch fehlenden Wissens und der Datensicherung der derzeit verfügbaren Abluftreinigungstechnologien und den erzielbaren Reingaskonzentrationen wurde das Projekt „Technologien und Konzepte der Abluftreinigung bei mechanisch-biologischen Anlagen zur Vorbehandlung von Restmüll“ initiiert (10).

Ebenso fehlte bislang eine zuverlässige Methode zur Bestimmung des oberen Heizwertes von Abfällen. Aufgrund dessen wurde ein Projekt ins Leben gerufen, welches diesen Mißstand beheben soll (11).

### 3 BEGRIFFLICHKEITEN UND DEFINITIONEN

Die Frage nach einer Definition der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) erscheint auf den ersten Blick abstrakt und akademisch. Bezieht man mit ein, daß eine derartige Definition zukünftig die Anwendung eines möglichen Anforderungskatalogs an die MBA bestimmt, wird die Bedeutung dieser Fragestellung verständlich.

**Wir schlagen eine umfassendere Definition vor als in der Deponieverordnung festgelegt (Definition in § 2 Ziffer 26); eine enge Definition birgt die Gefahr in sich, daß sich Verfahrensanbieter und/oder Betreiber dem geforderten Standard entziehen können.**

Die Begrifflichkeit bzw. Definition der MBA sollte jedenfalls enthalten:

„Abfallbehandlungsverfahren von Abfall vor Deponierung / Verbrennung / Verwertung, die über eine und / oder mehrere mechanische und / oder eine oder mehrere biologische Behandlungsstufen (aerob oder anaerob) verfügen.“

Im folgenden sind die für die Untersuchung weitere wichtige Begrifflichkeiten kurz erläutert.

Behandlungsschritte:	Vorbehandlung: mechanisch-biologisch, mechanisch Nachgelagert: Deponierung, Verbrennung, Verwertung
Biologische Trocknung:	Nutzung der mikrobiellen Aktivität bei der Verrottung von Restabfall zwecks Verdampfen des enthaltenen Wassers
Ersatzbrennstoff (EBS):	Synonym: Sekundärbrennstoff, Substitutbrennstoff; Brennstoff, der den Regelbrennstoff einer Anlage ersetzen kann, z.B. eine heizwertreiche Fraktion aus dem Hausmüll oder Trockenstabilat®.
Freilandrotte:	Offene, ungesteuerte Rotte von Abfall, zumeist auf einer Deponie.
Heizwertreiche Fraktion:	Synonym: Hochkalorische Fraktion; aus dem Restabfall abgetrennte Fraktion, in der Heizwertträger (Papier/Pappe/Karton, Kunststoffe, Holz etc.) konzentriert sind.
Stabilat:	Mechanisch-biologisch behandelte Restabfall, dem ein Großteil seines Wassergehaltes entzogen wurde ( ca.<15 % Restfeuchte).
(Trocken)Stabilisierung:	Aerobe biologische Behandlung (Teilstabilisierung) und gleichzeitig Entwässerung bis auf Wassergehalte unter ca. 15 Masse-% für eine anschließende thermische Behandlung.
Stand der Technik:	Stand der Technik ist der auf den einschlägigen wissenschaftlichen Erkenntnissen beruhende Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen, deren Funktionstüchtigkeit erprobt und erwiesen ist. Bei der Bestimmung des Standes der Technik sind insbesondere vergleichbare Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen heranzuziehen. (AWG § 2 Abs.8).
Szenarien:	Hier: die in dieser Studie betrachteten Verfahrenskombinationen (syn.: Varianten).
Thermische Trocknung:	Verdampfung des im Abfall enthaltenen Wassers mittels thermischer Verfahren.
Trockenstabilat®:	Nach dem Verfahren der Firma Herhof Umwelttechnik (u.a. Aßlar/D) erzeugtes Stabilat aus Restabfall
Varianten:	Hier: die in dieser Studie betrachteten Verfahrenskombinationen (syn.: Szenarien).

## 4 MBA IN ÖSTERREICH

In diesem Kapitel sollen wesentliche Daten und Zusammenhänge über den Stand und die Entwicklungsperspektiven der MBA in Österreich wiedergegeben werden.

### 4.1 Entwicklung der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung

Eine mechanische und/oder biologische Behandlung von Abfällen wird in Österreich seit mehr als 20 Jahren in Rotteanlagen durchgeführt. Ursprünglich verfolgte man das Ziel, aus Mischmüll mit oder ohne Zugabe von Klärschlamm einen verwertbaren Kompost herzustellen. Der Kompost sollte seine Anwendung in der Landwirtschaft, der Begrünung im Siedlungsbau u. ä. finden. In dieser Zeit wurden bis zu 25 % des in Österreich anfallenden Hausmülls in sogenannten Müll- bzw. Müllklärschlamm-Kompostierungsanlagen behandelt.

Die im Verfahrensverlauf abgetrennten heizwertreichen Leicht- bzw. Grobfraktionen sollten in industriellen Feuerungsanlagen thermisch und die abgeschiedenen Fe-Metalle stofflich verwertet werden. Die Verbrennung dieser heizwertreichen Fraktionen wurde mangels fehlender Verbrennungskapazitäten aber praktisch nicht umgesetzt. Daraus folgt, daß dieses Material zur Zeit in den meisten Anlagen abgetrennt und teilweise zu Ballen gepreßt sowie anschließend auf Deponien abgelagert wird (12). Eine Verwertung der Fe- Metalle war relativ problemlos, die Verwertung von Müllklärschlamm- bzw. Müllkompost wurde wegen zu hoher Schadstoff- und Störstoffgehalte immer schwieriger.

Auch die Gesetzgebung in Österreich beeinflusste im Laufe der Zeit die Zielsetzung der Rotteanlagen. Es wurden Maßnahmen über eine getrennte Erfassung von Abfällen gesetzt (z. B.: Bioabfall- VO BGBl. 456/1994), bzw. Anforderungen an Komposte (bezogen auf die Schadstoffpotentiale) gestellt (ÖNORM S 2022 „Gütekriterien für Müllkompost“, ÖNORM S 2024 „Anwendungsrichtlinien für Müllkompost“, etc.). Die Richtlinien über die Schadstoffgehalte in den Endprodukten der mechanisch-biologischen Behandlung führten zu einem Ende der Vermarktung der Komposte aus den Rotteanlagen. Es ergaben sich neue Ziele für die österreichischen Rotteanlagen, wie etwa eine Reduzierung der zu deponierenden Abfallmengen bzw. eine Verminderung von Emissionen auf Deponien.

### 4.2 Rotteanlagen in Österreich – Auswahl

Österreich verfügt über eine lange Tradition in der biologischen Behandlung von Abfällen in Rotteanlagen, wobei der Begriff mechanisch-biologische Abfallbehandlung, wie auch der Zweck dieser Anlagen, neueren Datums sind. Ursprünglich verfolgte man mit dem Betrieb der Rotteanlagen unterschiedliche Ziele, wie z. B. Müll-Kompost oder Müll-Klärschlamm-Kompost herzustellen bzw. das Volumen der Abfälle für die Deponierung ohne weitreichende Stabilisierung des Deponiegutes zu reduzieren (13) (siehe auch Kapitel 4.1).

Die folgenden Tabellen sollen einen Überblick zu den Rotteanlagen in Österreich vermitteln. Es sind die Standorte, die Charakteristika der mechanischen Behandlung und die Charakteristika der biologischen Behandlung sowie die unterschiedlichen Zielsetzungen der Abfallbehandlung dargestellt.

Tab. 3: Betriebsanlagen in Österreich (Auswahl) - Standorte und Betreiber (14), (15)

Bundesland	Standort	Betreiber
Burgenland	Oberpullendorf	Umweltdienst Burgenland, 7350 Oberpullendorf
Niederösterreich	Fischamend	Firma Rottner, 2401 Fischamend
Oberösterreich	Gerling	Firma Zellinger, 4111 Walding
Oberösterreich	Kirchdorf	BAV Kirchdorf, 4560 Kirchdorf
Oberösterreich	Ort im Innkreis	Karl Gradinger, 4710 Grießkirchen
Salzburg	Siggerwiesen	SAB GmbH & CO KG, 5101 Bergheim
Salzburg	Zell am See	ZEMKA, 5700 Zell am See
Steiermark	Aich-Assach	AWV Schladming, 8967 Haus im Ennstal
Steiermark	Allerheiligen	AWV Mürzverband, 8605 Kapfenberg
Steiermark	Frojach-Katsch	AWV Murau, 8842 Katsch
Tirol <sup>1)</sup>	Kufstein	Firma Thöni Industriebetriebe GmbH, 6410 Telfs
Wien	Wien (21. Bezirk)	Arge Vererdung Langes Feld, 1210 Wien
Steiermark	Frohnleiten	Marktgemeinde Frohnleiten, 8130 Frohnleiten
Steiermark	Leoben	Fa. Ökokeram, 8700 Leoben

1) Pilotanlage

Tab. 4: Betriebsanlagen in Österreich (Auswahl) - Charakteristika der mechanischen Behandlung (12), (14), (15)

Standort	Charakteristika der mechanischen Behandlung
Oberpullendorf	Fe-Abscheidung, Klärschlamm dosierung, Homogenisierung, Siebung (65 mm, 25 mm)
Fischamend	Zerkleinerung, Fe-Abscheidung, Klärschlamm dosierung, Homogenisierung
Gerling	Stangensizer (80 mm)
Kirchdorf	Zerkleinerung, Fe-Abscheidung, ballistischer Separator (50 mm)
Ort im Innkreis	Zerkleinerung, Homogenisierung, Siebung (120 mm, 10 mm), Fe-Abscheidung
Siggerwiesen	Zerkleinerung, Fe-Abscheidung, Klärschlamm dosierung, Homogenisierung
Zell am See	Zerkleinerung, Fe-Abscheidung, Siebung (100 mm), Klärschlamm dosierung, Homogenisierung
Aich-Assach	Handauslese, Siebung (60 mm, 6 mm), Fe-Abscheidung, Hartstoffabscheidung, Klärschlamm dosierung, Homogenisierung
Allerheiligen	Zerkleinerung, Fe-Abscheidung, Siebung (80 mm), Klärschlamm dosierung, Homogenisierung
Frojach-Katsch	Zerkleinerung, Siebung (25 mm), Fe-Abscheidung
Kufstein <sup>1)</sup>	Zerkleinerung, Siebung (50 mm, 18 mm), Fe-Abscheidung
Wien	Homogenisierung
Frohnleiten	Siebung (60 mm), Fe-Abscheidung, Siebung bei 10 mm nach der Rotte
Leoben	Homogenisierung

1) Pilotanlage

Tab. 5: Betriebsanlagen in Österreich (Auswahl) - Charakteristika der biologischen Behandlung (12), (14), (15)

Standort	Charakteristika der biologischen Behandlung (GRD = Gesamttrottedauer)	Hauptrotteverfahren
Oberpullendorf	1-2 Tage dynamische, technisch belüftete, bewässerte biologische Aktivierung (Rottetrommel) + 10 Wochen quasistatische, technisch belüftete, bewässerte Mietenrotte (Wendetechnik) + ca. 12 Wochen statische Mietenrotte; GRD: ca. 22 Wochen	Rottetrommel + umhauste Mietenrotte (Wendetechnik)
Fischamend	ca. 6 Wochen statische Mietenrotte; GRD: ca. 6 Wochen	Mietenrotte unter Dach mit Umsetzen
Gerling	26-34 Wochen statische Mietenrotte; GRD: 26-34 Wochen	umhauste Mietenrotte mit Umsetzen
Kirchdorf	4-6 Wochen statische Mietenrotte; GRD: 4-6 Wochen	Mietenrotte unter Dach
Ort im Innkreis	1-2 Tage Rottetrommel + ca. 6 Monate statische Mietenrotte; GRD: ca. 6 Monate	Rottetrommel + offene Mietenrotte
Siggerwiesen	1-2 Tage Rottetrommel + 3-4 Wochen technisch belüftete statische Mietenrotte; GRD: 3-4 Wochen	Rottetrommel + umhauste Mietenrotte
Zell am See	3 Wochen technisch belüftete Rotteboxen + 10 Wochen quasistatische technisch belüftete, bewässerte Mietenrotte; GRD: ca. 13 Wochen	umhauste Mietenrotte (Wendetechnik)
Aich-Assach	Rotte-Filter-Verfahren: 11-14 Wochen statische, technisch belüftete, bewässerte Rottezellen + 12 Wochen statische, technisch belüftete Rottezellen; Feinabsiebung bei 6 mm + 15 Wochen statische Rottezellen des Siebdurchgangs; GRD: 38-41 Wochen	Rotte-Filter-Verfahren
Allerheiligen	2 Wochen statische, technisch belüftete, bewässerte Tunnelrotte + 4 Wochen statische, technisch belüftete, (bewässerte) Mietenrotte + (optional 16 Wochen statische Mietenrotte); GRD: ca. 6 (optional 22) Wochen	Tunnelrotte + umhauste Mietenrotte
Frojach-Katsch	8-12 Wochen statische Mietenrotte + 26-52 Wochen statische Mietenrotte; GRD: 34-64 Wochen	Mietenrotte unter Dach
Kufstein <sup>1)</sup>	ca. 1 Woche statische Vorrutte unter Mikromembranabdeckung + 2 Wochen quasistatische, technisch belüftete, bewässerte geschlossene (Rottemodul), Rotte + 8-10 Wochen statische, technisch belüftete Mietenrotte unter Mikromembranabdeckung; GRD: 11-13 Wochen	Rottemodul
Wien	ca. 8 Wochen quasistatische, natürlich belüftete, Mietenrotte; mehrmonatige Stabilisierungsphase („Vererdungsprozeß“)	offene Mietenrotte
Frohnleiten	4 –15 Wochen quasistatische, natürlich belüftete, bewässerte Mietenrotte, 3 – 4 Monate Komplexierungsphase („Vererdungsprozeß“)	offene Mietenrotte
Leoben	biol. Umwandlung zu Erds substrat am Einsatzort	

1) Pilotanlage

Die vorgegebene Aufgabenstellung der Studie sollte möglichst praxisnah abgearbeitet werden. Daher sollte von den konkreten Planungen der MBA-Betreiber in Österreich ausgegangen werden. Es war zu erfragen, welche Behandlungsziele gegenwärtig umgesetzt werden

und welche Änderungen im Rahmen der erforderlichen Anlagenanpassungen an die geschilderten gesetzlichen Anforderungen geplant sind.

Hierzu wurde im Jahr 1999 eine Umfrage durchgeführt. Die folgende Tabelle gibt die wesentlichen Ergebnisse wieder.

Tab. 6: Betriebsanlagen (Auswahl) – Zielsetzung der Abfallbehandlung (15), (16), (17)

Standort	Inbetriebnahme	Zielsetzung bei Inbetriebnahme	gegenwärtige Zielsetzung (Juni/Juli 1999)	zukünftige Zielsetzung
Oberpullendorf	1978 – 1981	deponierbare Restfraktion zu reduzieren, Verwertung des Reifkompostes in der Landwirtschaft	Splitting: heizwertreiche Fraktion, Fe-Metalle, Fraktion für den Biofilterbau, Methanoxidationsschicht, Deponierekultivierung	Deponiefraktion nur wenn andere Verwertung nicht möglich; Methanoxidationsschicht, usw.
Fischamend <sup>1)</sup>	1996	biologische Vorbehandlung der Deponiefraktion	Restmüllsplitting	Splitting mit Erzeugung einer Deponiefraktion und heizwertreichen Fraktion
Gerling	1994	Reduktion der Abbauprozesse in der Deponie, Reduktion der Sickerwasserbelastung und der Gasbildung	Reduktion der Abbauprozesse in der Deponie, Reduktion der Sickerwasserbelastung und der Gasbildung	Splitting mit Erzeugung einer Deponiefraktion und heizwertreichen Fraktion, Splitting mit Erzeugung einer Deponiefraktion und einer oder mehrerer Wertstofffraktionen
Kirchdorf	1986	Annahme und Verwertung von Haus- und Sperrmüll sowie hausmüllähnlichen Gewerbeabfall	Annahme und Verwertung von Haus- und Sperrmüll sowie hausmüllähnlichen Gewerbeabfall	Splitting mit Erzeugung einer Fraktion zur thermischen Behandlung und mehrerer Wertstofffraktionen
Ort im Innkreis	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Siggerwiesen	1978	Herstellung von Müllkompost, Volumenreduktion	Klärschlammverarbeitung, Volumenreduktion, Geruchsminderung	Splitting mit Erzeugung einer Deponiefraktion und heizwertreichen Fraktion
Zell am See	1978	Kompostierung von Restmüll und Klärschlamm	Durchführung eines entsprechenden Materialsplittings und weitgehendste Reduktion der zu entsorgenden Mengen	Splitting mit Erzeugung einer Deponiefraktion und heizwertreichen Fraktion
Aich-Assach	1977	Abfälle durch Kompostierung verwerten	Splitting: weitestgehende Verwertung der gewonnenen Teil-	Splitting: Mittelfristig erfüllen der Deponieverordnung (2004);

Standort	Inbetriebnahme	Zielsetzung bei Inbetriebnahme	gegenwärtige Zielsetzung (Juni/Juli 1999)	zukünftige Zielsetzung
			ströme wie Kompost und heizwertreiche Fraktion	Fortführung der Verwertung und Vermarktung der Komposte aus dem Hausmüll; verwerten der abgetrennten heizwertreichen Fraktion
Allerheiligen	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Frojach-Katsch	1981	Hygienisierung des Hausmülls, Reduzierung der zu deponierenden Abfallmenge	Reduzierung der zu deponierenden Abfallmenge, herabsetzen der Reaktionsfähigkeit des Deponiegutes	Splitting mit Erzeugung einer Deponiefraktion und heizwertreichen Fraktion
Kufstein <sup>1)</sup>	1999 <sup>2)</sup>	Splitting mit Erzeugung einer Deponiefraktion und heizwertreichen Fraktion		
Wien	1993	Erzeugung standortgerechter Erden zur Rekultivierung der Deponie „Langes Feld“	k.A.	k.A.
Frohnleiten	k.A.	Erzeugung von Erdsubstraten zur Rekultivierung der Deponie Donawitz	k.A.	k.A.
Leoben	1989	Erzeugung von Erdsubstraten zur Rekultivierung der Halde Donawitz	k.A.	k.A.

1) Pilotanlage

2) Geplante Inbetriebnahme der gesamten Betriebsanlage

k.A. keine Angaben

Es wird deutlich, daß insgesamt der Weg ins Splitting mit Erzeugung einer Deponiefraktion und heizwertreichen Fraktion nach österreichischer Rechtslage anvisiert wird. Stabilisierungsvarianten spielen derzeit eher keine Rolle.

Daher werden im Rahmen dieser Untersuchung insbesondere die verschiedenen Möglichkeiten von Splittinglösungen zu untersuchen sein.

### 4.3 In- und Outputmengen bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Österreich

In der Tabelle 7 sind In- und Output der österreichischen Betriebsanlagen zur MBA dargestellt.

Tab. 7: Input/Output der österreichischen MBA-Anlagen (Auswahl) (14, 16)

Standort	Input (1998)	Menge [Mg/a]	Output (1998)	Menge [Mg/a]
Oberpul-lendorf	Restmüll	36.510	Deponiefraktion	14.009
	Klärschlamm	5.939	heizwertreiche Fraktion	22.059
	Bioabfälle (z. B. abgelaufene Lebensmittel)	526	Fe-Metalle	997
	Sperrmüll	3		
	Gewerbeabfälle	18		
	Friedhofsabfälle	1.110		
	kontaminiertes Erdreich	25		
	Papier und Pappe beschichtet	622		
	<b>Summe</b>	<b>44.753</b>		
Fischamend <sup>1)</sup>	Restmüll	15.000	-	-
	Klärschlamm	3.000		
	<b>Summe</b>	<b>18.000</b>		
Gerling	Restmüll und Bioabfälle aus dem Gewerbe	15.000	Deponiefraktion	k. A.
	<b>Summe</b>	<b>15.000</b>		
Kirchdorf	Restmüll	6.309	Deponiefraktion (Kompostfraktion)	2.141
	Klärschlamm	12	heizwertreiche Fraktion	k. A.
	<b>Summe</b>	<b>6.321</b>	Fe-Metalle	360
Ort im Innkreis	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
Siggerwiesen	Restmüll	64.050	Deponiefraktion	80.000
	Klärschlamm	17.182	Fe-Metalle	1.500
	Bioabfälle (z. B. abgelaufene Lebensmittel)	11.580		
	Gewerbeabfälle	2.020		
	kontaminiertes Erdreich	1.900		
	flüssige Abfälle	8.170		
	<b>Summe</b>	<b>104.902</b>		
Zell am See	Restmüll	19.915	Deponiefraktion	9.957
	Klärschlamm	1.781	heizwertreiche	7.645

Standort	Input (1998)	Menge [Mg/a]	Output (1998)	Menge [Mg/a]
	Sperrmüll Gewerbeabfälle (bei Sperrmüll dabei) Friedhofsabfälle (bei Restmüll dabei) kontaminiertes Erdreich <b>Summe</b>	1.698 - - 188 <b>23.582</b>	Fraktion Fe-Metalle	582
Aich- Assach <sup>2)</sup>	Biomix <sup>3)</sup> Klärschlamm Grünschnitt Abfälle aus der Holzverarbeitung <b>Summe</b>	4.821 899 284 157 <b>6.161</b>	Deponiefraktion (Kompostfraktion) heizwertreiche Fraktion Fe-Metalle	2.279 1.675 308
Allerheili- gen	Restmüll/Rechengut Klärschlamm <b>Summe</b>	10.892 4.573 <b>15.465</b>	Deponiefraktion heizwertreiche Fraktion Fe-Metalle	7.684 1.705 244
Frojach- Katsch	Restmüll Altholz Sperrmüll <b>Summe</b>	4.722 138 1.301 <b>6.161</b>	Deponiefraktion heizwertreiche Fraktion	k. A. k. A.
Kufstein <sup>4)</sup>	Restmüll Bioabfälle (z. B. abgelaufene Lebensmittel, Grünabfälle) <b>Summe</b>	10.000 4.000 <b>14.000</b>	Deponiefraktion heizwertreiche Fraktion Fe-Metalle	k. A. k. A. k. A.

- 1) 1998 praktisch nicht betrieben; die Inputangaben in der Tabelle stellen die Anlagenkapazität aus dem Jahr 1996 dar
  - 2) Es waren keine Daten für das Jahr 1998 verfügbar; die Daten in der Tabelle entstammen dem Jahr 1995
  - 3) Begriff „Biomix“: Die Abfälle setzen sich aus biogenen Abfällen (Küchenabfälle, etc.), Restmüll der privaten Haushalte und Gewerbeabfall zusammen
  - 4) Pilotanlage: In der Tabelle sind die nach Ausbau *geplanten* Mengen angegeben
- k. A. keine Angaben

#### 4.4 Behandlung der Abfälle aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Österreich

##### 4.4.1 Übersicht zu den Outputstoffen der MBA und deren Verbleib

In der Tabelle 8 sind die gegenwärtigen Entsorgungswege der Fraktionen aus der MBA dargestellt.

Tab. 8: Gegenwärtige Behandlung der Abfälle aus den österreichischen MBA-Anlagen (Auswahl) (16, 17)

Standort	Rottegut	Heizwertreiche Fraktionen	Fe-Metalle	NE-Metalle	Sonstiges
Oberpullendorf	Deponie, Methanoxidationsschicht, etc.	Deponie	Schrottverwertung	keine Abtrennung	-
Fischamend <sup>1)</sup>	-	-	-	-	-
Gerling	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
Kirchdorf	Kompostierung	k. A.	Schrottverwertung	keine Abtrennung	-
Ort im Innkreis	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
Siggerwiesen	Deponie	keine Abtrennung	stoffliche Verwertung	keine Abtrennung	-
Zell am See	Deponie	Deponie, MVA	Schrottverwertung	keine Abtrennung	-
Aich-Assach	Verwertung und Deponieabdeckung	k. A.	Schrottverwertung	keine Abtrennung	Deponie <sup>3)</sup>
Allerheiligen	Deponie	Deponie	Schrottverwertung	keine Abtrennung	-
Frojach-Katsch	Deponieabdeckung	Deponie	k. A.	keine Abtrennung	-
Kufstein <sup>2)</sup>	Deponie	MVA	Schrottverwertung	keine Abtrennung	-

1) 1998 praktisch nicht betrieben

2) Pilotanlage: In der Tabelle sind die nach Ausbau *geplanten* Wege angegeben

3) Abscheiden von Hartstoffen

k. A. keine Angaben

#### 4.4.2 Möglichkeiten zur energetischen Nutzung von heizwertreichen Fraktionen aus der MBA

Rückstände aus MBA-Anlagen dürfen in gesonderten Bereichen von Massenabfalldeponien auch bei Überschreiten des TOC-Grenzwertes nach DVO abgelagert werden, sofern der obere Heizwert weniger als 6.000 kJ/kg TS beträgt (siehe Kapitel 2.1.2 und 2.1.3). Dazu ist insbesondere die Abtrennung heizwertreicher Fraktionen erforderlich, deren Behandlung jedenfalls thermisch erfolgen muß.

Neben klassischen Müllverbrennungsanlagen sind die heizwertreichen Fraktionen aus der MBA prinzipiell auch für industrielle Feuerungsanlagen interessant, da Primärenergieträger eingespart werden können. Ob der Einsatz derartiger Fraktionen als Sekundärenergieträger technisch möglich und ökologisch sinnvoll ist, kann nur im Einzelfall geklärt werden. Nach dem derzeitigen Kenntnisstand ist es deshalb nicht möglich, eine eindeutige Empfehlung auszusprechen (18).

Insbesondere werden folgende Anlagen für die Behandlung der heizwertreichen Fraktionen aus der MBA in Österreich diskutiert:

- Müllverbrennungsanlagen (z. B. Rostfeuerung, Wirbelschicht)
- Zementindustrie
- Papier- und Zellstoffindustrie
- Kraftwerke

Es soll in diesem Projekt untersucht werden, welche Anforderungen aus der Sicht von ökologischer Gleichwertigkeit mit der Monoverbrennung in MVAs an die Mitverbrennung in Industrieanlagen gestellt wird. Die gegenwärtige Diskussionslage zeigt, daß von den grundsätzlich in Österreich gegebenen Möglichkeiten die Mitverbrennung in der Zementindustrie und im Kraftwerk der bevorzugte Zielpfad der MBA sein könnte. Daher wird diese Möglichkeit prioritär zu untersuchen sein.

## 5 ÖKOLOGISCHE BEWERTUNG

Im folgenden werden zunächst die methodischen Grundlagen für die durchzuführende ökologische Untersuchung dargestellt. Die erhaltenen Ergebnisse werden dokumentiert und abschließend einer Sensitivitätsanalyse unterzogen.

### 5.1 Methodische Grundlagen für Analyse und Bewertung

Die ökologische Bewertung von abfallwirtschaftlichen Entsorgungstechniken hat in den letzten Jahren eine zentrale Bedeutung gewonnen. Allerdings hat sich auch gezeigt, daß hierfür sehr komplexe Berechnungen und methodische Ausarbeitungen erforderlich sind, um objektive Ergebnisse zu erhalten.

Die hier eingesetzte Bewertungsmethode wurde im Rahmen eines Projektes für das deutsche Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) entwickelt. Es soll in seinen wesentlichen Grundsätzen im folgenden kurz dargestellt werden. Für die Details sei auf den diesbezüglichen Projektbericht verwiesen (1).

#### 5.1.1 Sachstandsanalyse

Die Frage nach adäquaten Bewertungsmethoden und Bewertungsmodellen für den "Umweltschutzaspekt" sind so alt wie die kontroverse Diskussion über den Umweltschutz bzw. die Prioritäten von Umweltschutzmaßnahmen selbst.

Dominierten in den frühen 70er Jahren Emissionsfragen (Luft, Wasser) und einzelne toxisch relevante (oder als relevant angesehene) Schadstoffe die Bewertung, so erweiterte sich die Blickrichtung in den 80er Jahren insbesondere mit dem beobachteten "Waldsterben" auf andere Wirkungsfelder. Ende der 80er/Anfang der 90er Jahre mehrten sich die Stimmen, die die Bewertung weg vom isolierten Betrachten von Einzelfaktoren hin zu einer integrierten Betrachtung von Systemen und deren Wechselwirkungen mit der Umwelt weiterentwickeln wollten. Diese Phase ist noch nicht abgeschlossen. Eine der Modellentwicklungen, die sich aus dem skizzierten Wunsch nach integrierter Betrachtung ökologischer Wechselwirkungen von Systemen ergab, ist die Ökobilanz.

Die Technik der Ökobilanzierung begann Anfang der 70er Jahre mit vergleichenden Systemanalysen, insbesondere von Getränkeverpackungen. Besonderes Augenmerk wurde schon damals auf die Aspekte Rohmaterialien, Energiebedarf, Emissionen und Abfallbeseitigung gelegt. In späteren Studien kamen die Gesamtkosten (inkl. Kosten für Behandlung/Beseitigung der Reststoffe) sowie die Nutzenbetrachtung (ökologischer Nutzwert) hinzu. In den Folgejahren wurde vor allem ein Kernstück jeder Ökobilanz, die Energiebilanz, weiterentwickelt. Auf der stofflichen Seite blieb es zu der Zeit überwiegend bei reinen Sachbilanzen, die durch Sachbilanzparameter wie die luft- oder abwasserseitige Emission definierter Stoffe methodisch erfaßt wurden.

In den 80er Jahren wurde die Methodik der Ökobilanzierung weiterentwickelt. Zum einen wurde die Möglichkeit geschaffen, auf der Basis von Durchschnittswerten für einen Bilanzraum ("generische" Daten (19)) individuelle Ökobilanzen zu erstellen, zum anderen hielten die Wirkungsabschätzung und (teilweise) die Auswertung auf der Basis gewichteter Emissionsflüsse ("kritische Volumina" (19, 20)) Einzug in die Methodik der Ökobilanzierung.

Tab. 9: Meilensteine der Entwicklung von Ökobilanzen (Auswahl)

1974	USA (Midwest Research Institute, Kansas City)	Hunt R.G., Franklin W.E., Welch R.O., Cross J.A., Woodal A.E.: Resource and environmental profile analysis of nine beverage container alternatives. Report of Midwest Res. Inst. to US-EPA, Washington, D.C., 1974
1974	D (Battelle-Institut, Frankfurt)	Oberbacher B., Schönborn W., Czabon H., Deibig H., Hampel H.J., Klöpffer W. et al.: Abbaubare Kunststoffe und Müllprobleme. Beiträge zur Umweltgestaltung, Erich Schmidt Verlag, Berlin, Heft A 23, 1974
1975	D (Battelle-Institut, Frankfurt)	Oberbacher B.: Ökologischer Nutzwert der Einwegflasche – ein systemanalytischer Ansatz. Müll und Abfall 8, 234–238, 1975
1979	CH (BUWAL, Bern)	Kindler H., Nikles A.: Energiebedarf bei der Herstellung und Verarbeitung von Kunststoffen. Chem.-Ing.-Tech. 51, 1–3, 1979
1979	UK (The Open University, East Grinstead)	Boustead I., Hancock G.F.: Handbook of Industrial Energy Analysis. Ellis Horwood Ltd., Chichester, England, 1979
1984	CH (BUWAL, Bern)	Bundesamt für Umweltschutz (BUS; heute: BUWAL), Hrsg.: Ökobilanzen von Packstoffen, SchrR Umweltschutz, BUS-24, Bern 1984
1984	D (TU Berlin)	Franke M.: Umweltauswirkungen durch Getränkeverpackungen – Systematik zur Ermittlung der Umweltauswirkungen von komplexen Prozessen am Beispiel von Einweg- und Mehrweg-Getränkebehältern. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin, 1984
1985	S (Tetrapak, Malmö)	Lundholm M.P., Sundström G.: Ressourcen und Umweltbeeinflussung – Tetrabrik Aseptic Kartonverpackungen sowie Pfandflaschen und Einwegflaschen aus Glas, Malmö, 1985
1986	S (Tetrapak, Malmö)	Lundholm M.P., Sundström G.: Ressourcen- und Umweltbeeinflussung durch zwei Verpackungssysteme für Milch, Tetra Brik und Pfandflasche, Malmö, 1986
1989	NL (Universität Leiden)	Guinée J., Huppés G.: Integral analysis of the environmental effects of household packaging. In: Thomé-Kozmiensky K.J. (Hrsg.): Recycling International, Vol. I, 225–233, Berlin, 1989
1989/ 1990	UK (The Open University, East Grinstead)	Boustead I.: The environmental impact of liquid food containers in the UK. Paper based on a Report to the UK Government (EEC Directive 85/339 – UK Data 1986, August 1989). The Open University, East Grinstead, U.K., distributed by WARMER BULLETIN, Royal Turnbride Wells, Kent, 1990
1990	CH (BUWAL, Bern)	Habersatter K.: Ökobilanz von Packstoffen – Stand 1990; Hrsg.: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Schriftenreihe Umwelt, Nr. 132 (BUWAL-132), Bern 1991
1990	CH (BUWAL, Bern)	Ahbe S., Braunschweig A., Müller-Wenk R.: Methodik für Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Schriftenreihe Umwelt, Nr. 133, Bern 1990
1991	CH (BUWAL, Bern)	Kindler H., Nikles A.: Energieaufwand zur Herstellung von Werkstoffen. BUWAL-SchrR Umwelt Nr. 132, 1991
1992	UK (The Open University, East Grinstead)	Boustead I.: Eco-balance methodology for commodity thermoplastics. Report to the European Centre for Plastics in the Environment (PWMI), Brussels, 1992

1992	D (TU München)	Hagedorn G., Mauch W., Schäfer H.: Der kumulierte Energieaufwand – Neue, erweiterte Definition. Energiewirtschaft. Tagesfragen 42, (8), 1992
1992	NL (Universität Leiden)	Heijungs R., Guinée J.B., Huppes G., Lamkreijer R.M., Udo de Haes H.A., et al.: Environmental life cycle assessment of products. Guide (Part 1) and Backgrounds (Part 2), October 1992, prepared by CML, TNO and B&G, Leiden, 1992, english version 1993
1992	D (UBA)	Arbeitsgruppe Ökobilanzen (Umweltbundesamt): Ökobilanzen für Produkte. Bedeutung, Sachstand, Perspektiven. UBA-Texte 38/92
1993	SETAC	SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry): Guidelines for Life-cycle Assessment: A „Code of Practice“. From the SETAC Workshop held at Sesimbra, Portugal, 31.3.-3.4.1993, Edition 1, August 1993
1994	D (UBA)	Workshop: „Ökobilanz Getränkeverpackungen“
1995	D (UBA et al.)	Umweltbundesamt / C.A.U. / IFEU: Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen. UBA-Texte 23/95
1995	D (UBA et al.)	Umweltbundesamt, Institut für ökologische Wirtschaftsforschung gGmbH (IÖW): Standardberichtsbogen für produktbezogene Ökobilanzen. UBA-Texte 24/95
1996	D (BMU/UBA)	Workshop zu und Start des BMU/UBA-Projektes „Bewertung in Ökobilanzen“
1997	D (UBA)	Umweltbundesamt: Materialien zu Ökobilanzen und Lebensweganalysen. Aktivitäten und Initiativen des Umweltbundesamtes, Bestandsaufnahme Stand März 1997, UBA-Texte 26/97
1997	D (Fraunhofer ILV)	Fraunhofer Institut für Lebensmitteltechnologie und Verpackung (ILV): Verwertung von Kunststoffabfällen aus Verkaufsverpackungen in der Zementindustrie. Ökologische Analyse nach dem LCA-Prinzip; erstellt im Auftrag des Verein Deutscher Zementwerke. 1997
1997	D (Öko-Institut e.V.)	Systemvergleich unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung im Kreis Neuwied. Gutachten im Auftrag der Kreisverwaltung Neuwied, 18.12.1997
1999	D (IGW)	Wallmann R.: Ökologische Bewertung der Mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung und der Müllverbrennung auf Basis von Energie- und Schadgasbilanzen. ANS-Heft 38, 1999

Diese Auswahl ist natürlich nicht erschöpfend. Zu erwähnen ist z.B. das von der „Projektgruppe Ökologische Wirtschaft“ am Freiburger Ökoinstitut entwickelte und 1987 erstmals publizierte Modell der „Produktlinienanalyse“ (21), welches sich der Methodik der Ökobilanzierung bedient, jedoch über sie hinausgeht. So wird z.B. vor Beginn der Arbeit eine Bedarfs- bzw. Nutzenanalyse gefordert. Zum anderen sollen in der Wirkungsabschätzung nicht nur ökologische, sondern auch ökonomische und soziale Auswirkungen betrachtet werden. Vom Anspruch her hat die Produktlinienanalyse schon damals die drei Grundsäulen der Nachhaltigkeit (Ökologie, Ökonomie, Soziales (22)) in die Bewertung mit einbezogen, lange bevor es die Beschlüsse von Rio bzgl. „sustainable development“ gab.

Für die Wirkungsabschätzung im Rahmen der Produkt-Ökobilanzierung wurden in den letzten knapp 10 Jahren verschiedene Modelle angewandt, die alle ihre Stärken, aber auch ihre Schwächen haben (Überblick in (23)):

- das Modell der kritischen Belastungsmengen aus der Schweiz (1984/1991) (19, 24)
- das Ökopunkte-Modell aus der Schweiz (1990) (25)
- das VNCI-Modell<sup>1</sup> (1991)

<sup>1</sup> VNCI = Verband der niederländischen chemischen Industrie

- das EPS-Modell<sup>2</sup> aus Schweden (1990–92)
- das Modell des Tellus-Instituts aus Boston/USA (1991)
- MIPS<sup>3</sup> des Wuppertaler Instituts für Klima und Umwelt (1993)
- der KEA<sup>4</sup> des Verein Deutscher Ingenieure (VDI) (1995)
- Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen (UBA, 1995).

Alle Modelle liefern auf der Basis einer gegebenen Sachbilanz tendenziell vergleichbare Ergebnisse, aber mit unterschiedlicher Tiefe und Transparenz (23).

### 5.1.2 Internationale Bestandsaufnahme und Vereinheitlichung

Wie die Tabelle 10 zeigt, waren die Aktivitäten bzgl. der Ökobilanzierung lange Zeit auf einzelne Arbeitsgruppen in Europa verteilt. Erst zu Beginn der 90er Jahre begann hier eine internationale Kooperation (insbesondere über die SETAC<sup>5</sup>) und Vereinheitlichung der Begrifflichkeiten (international: Life Cycle Assessment, LCA). Eine wichtige Erkenntnis in der damaligen Diskussion war, daß die Sachbilanz allein den Anspruch auf eine umfassende ökologische Bewertung von Produkten oder Systemen nicht erfüllen kann, sondern daß weitere Komponenten (Wirkungsabschätzung, Auswertung) erforderlich waren. Auch der schon 1987 von der Projektgruppe ökologische Wirtschaft in ihrer Produktlinienanalyse umgesetzte Anspruch, auch soziale und ökonomische Aspekte in eine „Ökobilanz“ zu integrieren, wurde im Prinzip anerkannt. Für die praktische Anwendung der LCA wurde diese jedoch mit einer Umwelt-LCA gleichgesetzt, so daß LCA und Ökobilanz nunmehr synonym verwendet werden konnte. Eine weitere wichtige Vereinheitlichung war die Feststellung, daß sich LCA bzw. Ökobilanz auf bestimmte konkrete Systeme bzw. „funktionelle Einheiten“ beziehen sollten (26).

Die Arbeiten der SETAC auf diesem Gebiet, insbesondere die Workshops, resultierten in entsprechenden Richtlinien für die Methodik der Ökobilanzierung. Ein Meilenstein ist hierbei der SETAC-Workshop am 31.3.–3.4.1993 im portugiesischen Sesimbra, auf dem Richtlinien für die Ökobilanzierung als sog. „Code of Practice“ erarbeitet wurden (27).

Neben dieser wissenschaftlichen Ebene gab es auch auf der Normungsebene verschiedene Aktivitäten, um die Systematisierung und Vereinheitlichung von LCAs/Ökobilanzen voranzubringen. So haben sich in verschiedenen Staaten nationale Gremien dieser Frage angenommen, in Deutschland z.B. der DIN-NAGUS (Normenausschuß Grundlagen des Umweltschutzes), der mit seinem Arbeitsausschuß „Produkt-Ökobilanzen“ (im Juni 1993 gegründet) und dessen Unterausschüssen („Sachbilanz“, „Wirkungsabschätzung/Auswertung“) die deutsche Position für die internationalen Normungsaktivitäten erarbeitete. Auf internationaler Ebene bei der ISO nahmen ebenfalls im Juni 1993 entsprechende Ausschüsse ihre Arbeit auf, um im Rahmen der Normung einen Konsens über die Methodik der Ökobilanzerstellung herbeizuführen. Die internationale Normung dieses Instruments bringt zum Ausdruck, daß praktisch alle interessierten Kreise weltweit Konsens in der Methodik und Vorgehensweise erzielt haben bzw. erzielen werden. Damit sind die grundlegenden Elemente für den Vergleich aus ökologischer Sicht festgelegt (28).

---

<sup>2</sup> EPS = Environmental Priority Strategies

<sup>3</sup> MIPS = Massen-Intensitäten pro Produkt-Service

<sup>4</sup> KEA = Kumulierter Energieaufwand

<sup>5</sup> SETAC = Society of Environmental Toxicology And Chemistry

Nach heutigem Stand der Normung muß eine Ökobilanz enthalten:

- die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens
- die Sachbilanz
- die Wirkungsabschätzung
- die Auswertung der Ergebnisse.

Für diese einzelnen Bestandteile einer Ökobilanz ist die internationale Normierung unterschiedlich weit vorangeschritten. Die folgende Tabelle 10 zeigt den aktuellen Stand der Normierung von LCA/Ökobilanzen.

Tab. 10: Status der internationalen Normung von LCA/Ökobilanzen

	Stand	Status	Inhalt
DIN EN ISO 14040	8/1997	Internationale Norm	Ökobilanz. Prinzipien und allgemeine Anforderungen (29)
DIN EN ISO 14041	11/1998	Internationale Norm	Ökobilanz. Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz (30)
ISO/DIS 14042	2/1999	Norm-Entwurf	Ökobilanz. Wirkungsabschätzung (31)
ISO/DIS 14043	1/1999	Norm-Entwurf	Ökobilanz. Auswertung (32)

Der methodische und wissenschaftliche Rahmen für die Wirkungsabschätzung und Auswertung befindet sich noch in der Entwicklung. In den diesbezüglichen aktuellen Norm-Entwürfen DIN EN ISO 14042 und 14043 (vom Februar bzw. Januar 1999) sind Anleitungen für die Auswahl der Wirkungskategorien, Indikatoren und Modelle gegeben und sieben Anforderungen (33) an diese festgelegt (DIN-Entwurf 14042, Punkt 5.3.). U.a. müssen die Quellen für die Wirkungskategorien, Indikatoren und Modelle angegeben und ihre Auswahl begründet werden.

Im Entwurf der DIN EN ISO 14043 wird weiterhin u.a. eine Vollständigkeitsprüfung, eine Konsistenz- und eine Sensitivitätsprüfung für die Ergebnisse der Ökobilanz-Studie vorgeschrieben. Zweck der **Sensitivitätsprüfung** ist die Prüfung der Zuverlässigkeit der Ergebnisse, indem eingeschätzt wird, ob Unsicherheiten zu den signifikanten Parametern die Schlußfolgerung beeinflussen. Für diese Prüfung sollen u.a. auch Sachverständigenurteile (**critical review**) berücksichtigt werden.

### 5.1.3 Aktueller Stand und Ausblick

Mit Hilfe der Ökobilanz kann die Umweltrelevanz von Untersuchungsgegenständen wie Produkten und Dienstleistungen transparent und nachvollziehbar bestimmt werden, sie ist damit Basis zur ökologischen Optimierung, zur Auswahl der ökologisch günstigeren Alternative von Produkten, Stoffen, Prozessen, Konstruktionen sowie Basis zur ökologischen Produktgestaltung und Entwicklung (34).

Die Methodenentwicklung auf dem Gebiet der Ökobilanz hat zu einer umfassenden internationalen Normungstätigkeit geführt, die gegenwärtig noch nicht abgeschlossen scheint. Parallel ist zu beobachten, daß gerade aufgrund der höheren Verbindlichkeit die Tendenz besteht, die Leistungsfähigkeit dieser Methode zu überschätzen. Eine für die jeweilige Bewertungsfrage kritische Diskussion über methodische Grenzen der Ökobilanz erscheint daher angezeigt. Die Möglichkeiten von Methodenkombinationen zur Verbreiterung der Bewertungsbasis sollte verstärkter in die Anwendung gegeben werden.

## 5.2 Hier eingesetzte Methode

Aufgabenstellung ist die umweltbezogene Analyse und Bewertung unterschiedlicher Entsorgungstechniken. Für die gegenständliche Untersuchung soll daher eine auf diese Aufgabenstellung hin entwickelte Methode eingesetzt werden, die, wie oben dargestellt, im Rahmen eines Forschungsprojektes (1) entwickelt wurde und sich in nachfolgenden Projekten als praxistauglich erwiesen hat (35, 36). Kernpunkt der Methodenentwicklung war die Anpassung des oben skizzierten Methodeninventars aus im wesentlichen Projekten zur Bewertung von Produkten hin zur Bewertung von technischen Verfahren (und hier wiederum der Abfallwirtschaft).

Im folgenden werden die Grundlagen der eingesetzten Methode kurzgefaßt und allgemeinverständlich erläutert.

Mit der Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU) steht ein methodisches Instrumentarium für die Erfassung und Bewertung der **lokalen** Situation zur Verfügung, für den **globalen** Betrachtungsraum sind mit der Methode der Ökobilanz (DIN EN ISO 14040 ff.) entsprechende Arbeitsinstrumente verfügbar.

### 5.2.1 Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU)

Die Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU) ist durch Gesetz in Deutschland eingeführt und durch langjährige Praxis normiert.

Der methodische Ansatz der UVU fokussiert die Prüfung von umweltbezogenen Auswirkungen eines Vorhabens/einer Maßnahme auf die Bereiche (z.B. maximaler Immissionsaufpunkt bei der Bewertung des Luftpfads), bei denen die höchsten negativen Auswirkungen entstehen können. Fällt an diesen Bereichen die Auswirkung verglichen mit den relevanten Kenngrößen der zu betrachtenden Schutzgüter positiv aus, so wird die gesamte Maßnahme als umweltverträglich eingestuft. Diese Maximalauswirkungen bedingen methodisch den genannten lokalen Betrachtungs- und Bilanzierungsraum.

Die Umweltverträglichkeitsuntersuchung wird im Rahmen dieser Studie vereinfacht und auf die Wirkungspotentiale beschränkt, die aus lokaler Sicht die höchste Bedeutung haben (zur Methode siehe Abschnitt 5.2.2.3):

- Humantoxizität (Carcinogene; toxische Schwermetalle, jeweils angegeben in kritischen Volumina), Kategorie soll die gesundheitlichen Einflüsse auf den Menschen erfassen.
- Emissionen an Stoffen, die zur bodennahen Ozonbildung beitragen (Ethylen-Äquivalente), Kategorie soll den Beitrag zum entstehenden sog. Sommersmog erfassen.
- Emissionen an sauren Schadgasen (SO<sub>2</sub>-Äquivalente), Kategorie erfaßt den Beitrag zur Versauerung (Boden, Wald, Gewässer).

Die Bewertung der lokalen Auswirkungen (Emissionsdaten) erfolgt abwägend, verbalargumentativ in Anlehnung an die Erfahrungen und Methodenentwicklungen zur dt. Umweltverträglichkeitsprüfung (vgl. deutsche UVP-VwV). Auf eine Weiterbearbeitung der Emissionsdaten zu beispielsweise Immissionsprognosen wird im vorliegenden Fall aus Vereinfachungsgründen ebenfalls verzichtet, da die lokale Emission in der Bandbreite vergleichbarer genehmigter und betriebener Anlagen liegen. Dieser Bewertungsansatz verzichtet weiter auf die Ermittlung lokaler Empfindlichkeiten und Schutzgüter. Er reduziert damit den UVU-Ansatz auf die Ermittlung von Quellenstärken, die miteinander zu vergleichen sind.

Im Falle von Kombinationskonzepten werden die lokalen Quellenstärken zu einem rechnerischen Gesamtwert addiert.

### 5.2.2 Ökobilanz/Life Cycle Assessment (LCA)

Die Stärke des UVU-Ansatzes ist seine Erfassung und Bewertung der lokalen Umweltauswirkungen. Diese sind für die gestellte Bewertungsfrage sicherlich zwingend zu erfassen. Die

Schwäche des UVU-Ansatzes ist seine Beschränkung auf eben diese Wirkung und das Ausblenden von überregionalen bzw. globalen Wechselwirkungen, das Einbeziehen von ökologischen Folgen der In- und Outputstoffströme (Lebenswege) und das Erfassen und Bewerten von Nutzen, die aus den jeweiligen Prozessen stammen (Energie, Stoffe, Dienstleistungen). Hier liefert die Ökobilanz (syn. Lebensweganalyse, **Life Cycle Assessment**, LCA) Antworten.

Die Ökobilanz wurde in den letzten Jahren methodisch intensiv diskutiert (37), vgl. Abschnitt 5.2.2) und ist zwischenzeitlich international in verschiedene Normen bzw. Normentwürfe gefaßt worden (DIN EN ISO 14040 bis 14043, s.o.). Im folgenden wird darauf verzichtet, das in der genannten Norm bzw. den Entwürfen enthaltene methodische Inventar wiederzugeben. Für die Methodenentwicklung wurde die verabschiedete DIN EN ISO 14040 und 14041 sowie die genannten einschlägigen Norm-Entwürfe, soweit sinnvoll, zugrunde gelegt.

Ein grundsätzliches methodisches Problem soll an dieser Stelle einleitend angemerkt werden. Die bisher in den Normungsbemühungen fixierten und eingeflossenen Empfehlungen und Regeln wurden schwerpunktmäßig am Beispiel von **Produkt-Ökobilanzen** entwickelt.

Im Rahmen dieser Studie werden, methodisch betrachtet, keine Produkte (z.B. Glasflasche versus Metallbehälter oder Folienbeutel) miteinander verglichen, sondern technische Verfahren (Verfahrensbilanz). Dieser Anwendungsbereich wurde durch Aufnahme der Begrifflichkeit in das gesamte Norminventar integriert.

Es hat sich aber bei der Bearbeitung verschiedener Projekte gezeigt, daß man dennoch ein schematisches Übertragen der Ökobilanz-Methode nicht vornehmen kann. An dieser Stelle besteht sicherlich noch Vereinheitlichungsbedarf, der im vorliegenden Fall durch Festlegungen der Autoren überbrückt wurde.

### 5.2.2.1 Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens

Vor der Durchführung einer Ökobilanz muß das **Ziel** der Untersuchung definiert werden. Das bedeutet, daß die Anwendung der Ökobilanz, die Gründe zur Durchführung und die Adressaten festgelegt werden müssen. Der **Untersuchungsrahmen** muß bezüglich der **funktionalen Einheit** und der **Systemgrenzen** festgelegt werden. Auf die funktionelle Einheit werden alle ermittelten Daten bezogen, bei vergleichenden Studien muß sie sich bei den betrachteten Varianten entsprechen. Bei der Betrachtung von Restabfallbehandlungsverfahren entspricht die funktionelle Einheit 1 Mg (1.000 kg) unbehandelten (zu behandelnden) Restabfall.

Die Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens als erster Arbeitsschritt stellt erfahrungsgemäß eine regelmäßig unterbewertete Aufgabe dar. Im vorliegenden Fall bestand die Aufgabe der Bilanzierung darin, verschiedene Varianten der Abfallbehandlung (s.o.) miteinander zu vergleichen. Bei der Festlegung des Untersuchungsrahmens müssen eine Vielzahl von Punkten berücksichtigt und eindeutig beschrieben werden, darunter:

- die Funktionen des Systems, oder im Fall vergleichender Ökobilanzen, der Systeme;
- die funktionelle Einheit und das zu untersuchende System;
- die Grenzen des Systems;
- die Allokationsverfahren;
- die Wirkungskategorien und die Methode für die Wirkungsabschätzung und die anschließende anzuwendende Auswertung,
- die Annahmen und Einschränkungen.

### 5.2.2.2 Sachbilanz

Die **Sachbilanz** beinhaltet die Erhebung und Berechnung von Daten, die die Ein- und Ausgänge des betrachteten Systems quantifizieren. Der Prozess der Durchführung der Sachbilanz ist iterativ, das heißt, daß bei der Erhebung der Daten Wissen gesammelt wird, auf des-

sen Grundlage die Methode der Datenerhebung, das Ziel oder der Untersuchungsrahmen u. U. geändert werden müssen. Die erhobenen Daten bilden die Grundlage der Wirkungsabschätzung.

Die zu leistenden Arbeitsschritte auf der Sachbilanz-Ebene sind nach DIN EN ISO 14042:

- Vorbereitung der Datensammlung
- System-Modellierung (Vertikalanalyse)
- Festlegung der ergebnisrelevanten Wirkungskategorien und Parameter (Horizontalanalyse)
- Datensammlung
- Datenvalidierung
- Bezug der Daten auf ein Modul
- Bezug der Daten auf eine funktionelle Einheit
- Datenzusammenfassung
- Verbesserung der Systemgrenze
- Sensitivitätsanalyse

In der Sachbilanz werden die Emissionen, die z.B. aus der Behandlung von 1 Mg Abfall (funktionelle Einheit) in den Verfahrensvarianten jeweils resultieren, ermittelt. Um diese Varianten vergleichen zu können, müssen hierbei nicht nur die Emissionen aus der reinen Behandlung betrachtet werden, sondern auch die Emissionen z.B. aus der Bereitstellung von Energie oder aus der Produktion von verwertbaren Produkten. In der Abbildung 1 sind die Bestandteile einer umfassenden Sachbilanz für Abfallbehandlungsverfahren sowie ihre Einbettung in die weiteren Stufen einer umfassenden Ökobilanz dargestellt.

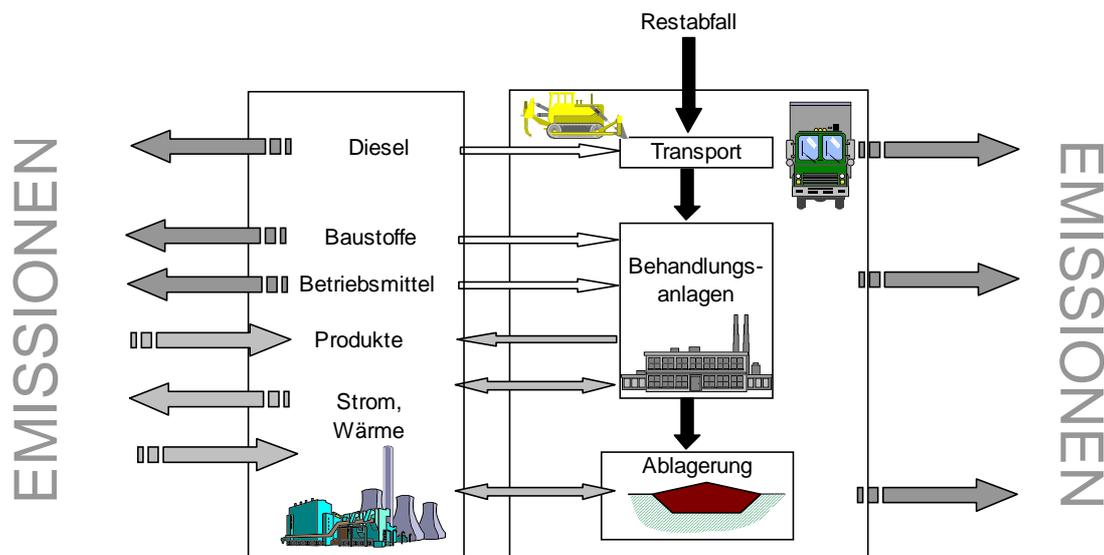


Abb. 1: Bestandteile der Sachbilanz für Abfallbehandlungsanlagen und Einbettung in die weiteren Stufen einer Ökobilanz (17)

Die ermittelten Daten sind häufig mit sehr großen Unsicherheiten belastet. Der Kenntnisstand über die Schadstoffemissionen verschiedener Abfallbehandlungsverfahren unterscheidet sich deutlich. Bei Verfahren, die bereits seit Jahrzehnten (z. B. MVA) angewandt werden, kann auf eine vergleichsweise breite Datenbasis zurückgegriffen werden, auch wenn beachtet werden muß, daß sich sowohl die Abfallzusammensetzung und somit das Schadstoffpotential als auch die Verfahren, insbesondere die Abluft- oder Abwasserreinigungsverfahren, im Laufe der Jahre gewandelt haben. Neuere Verfahren stellen Planer und Behörden vor wesentlich größere Probleme, da häufig keine Emissionsmessungen im großtechnischen Maßstab vorliegen. Das Ergebnis einer vergleichenden Bewertung von Abfallbehandlungsverfahren wird wesentlich von den getroffenen Annahmen beeinflusst. Die Ergebnisse einer Studie können nur beurteilt werden, wenn die verwendeten Sachbilanzdaten verfügbar sind.

Natürlich ist es wünschenswert, eine möglichst umfassende Sachbilanz und Wirkungsabschätzung vorzunehmen. Da die sachbilanziell zu erhebenden Parameter nur in dem Umfang sinnvoll sind, wie sie auch als relevante und brauchbare **Wirkungskategorien** einzuordnen sind, geht hier die Wirkungsabschätzung dialektisch in die Sachbilanz ein.

### 5.2.2.3 Wirkungsabschätzung

Die **Wirkungsabschätzung** hat zum Ziel, die Bedeutung potentieller Umweltwirkungen mithilfe der Ergebnisse der Sachbilanz zu beurteilen. Im allgemeinen werden den Sachbilanzdaten spezifische Umweltwirkungen zugeordnet, und es wird versucht, die hieraus resultierenden potentiellen Wirkungen (daher auch „Wirkungspotentiale“ oder „Umweltlastenpotentiale“) zu erkennen bzw. zu quantifizieren.

Die Wirkungsabschätzung kann u.a. folgende Elemente enthalten:

- Zuordnung von Sachbilanzdaten zu Wirkungskategorien (Klassifizierung)
- Modellierung der Sachbilanzdaten innerhalb der Wirkungskategorien (Charakterisierung)
- in besonderen Fällen mögliche Zusammenfassung der Ergebnisse (Gewichtung/Abwägung).

Nach ISO 14 040 gibt es keine wissenschaftliche Grundlage, Ergebnisse von Ökobilanzen weiter zu einem Einzelwert zusammenzufassen. Es kann jedoch eine Normung, Gewichtung oder Ordnung der Wirkungsindikatorergebnisse durchgeführt werden.

Zur Wirkungsabschätzung können unterschiedliche Methoden angewandt werden. In den aktuellen Produkt-Ökobilanzen z.B. zu Produkten aus Kunststoffen (div. PVC-Ökobilanzen) kommen insbesondere die oben genannten Leitindikatoren / Umweltlastenpotentiale (27, 40) und in einigen Fällen für die Bewertung der toxikologisch relevanten Indikatoren das Modell der kritischen Belastungsmengen aus der Schweiz (24) zum Einsatz. Auf diese zwei Methoden, die häufig für Untersuchungen in der Abfallwirtschaft und auch in der gegenständlichen Studie angewandt werden, wird im folgenden näher eingegangen, weitere Ansätze sind (38) zu entnehmen.

#### 5.2.2.3.1 Methode der Wirkungskategorien und -potentiale

Es werden verschiedene Wirkungskategorien wie Treibhauseffekt, Ozonabbau oder Versauerung definiert. Die jeweilige Wirkung kann von verschiedenen Schadstoffen in unterschiedlichem Maße hervorgerufen werden. Deshalb werden **Potentiale** ermittelt, die das Ausmaß der Wirkung der Schadstoffe in Bezug auf einen **Vergleichsschadstoff** quantifizieren, sog. **Äquivalente**. Für das Beispiel der Wirkungskategorie Treibhauseffekt kann so ermittelt werden, welcher Summe CO<sub>2</sub> der jeweilige Schadstoffmix einer betrachteten Behandlungsvariante entspricht und somit ein Vergleich der Varianten vorgenommen werden. Schadstoffe, die mehrere Wirkungen hervorrufen können, werden in *jeder* dieser Wirkungskategorien berechnet, da jeweils das *Potential* besteht, diese Wirkung hervorzurufen, auch wenn tatsächlich nicht alle Wirkungen zugleich hervorgerufen werden können. Für eine Reihe von Wirkungskategorien wurden Wirkungspotentiale veröffentlicht:

- Treibhauseffekt (39)
- Ozonabbau (39)
- Versauerung (40)
- Eutrophierung (40)
- photochemische Ozonbildung (40)
- aquatische Ökotoxizität (41)
- terrestrische Ökotoxizität (41)
- Humantoxizität (41)

#### 5.2.2.3.2 Methode der kritischen Volumina

Bei Anwendung der Methode der Kritischen Volumina werden anhand toxikologischer Erkenntnisse Richt- und Grenzwerte für Schadstoffkonzentrationen ausgewählt, bei deren Unterschreitung nach heutigem Stand nicht mit einer Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit zu rechnen ist. Das „Kritische Volumen“ ist die Menge Luft oder Wasser, die notwendig ist, um den emittierten Schadstoff auf diesen fiktiven „Unbedenklichkeitswert“ zu ver-

dünnen; sind mehrere Schadstoffe zu „verdünnen“, werden die jeweils benötigten Volumina addiert. D. h., werden bei einer Maßnahme sehr große Schadstoffmengen emittiert, so ergibt sich ein großes kritisches Volumen, um die Konzentration unter den Grenzwert zu verdünnen; werden wenige Schadstoffe und/oder geringe Schadstofffrachten emittiert, ergibt sich ein geringes kritisches Volumen (42, 43).

Die kritischen Volumina werden nach folgender Formel berechnet:

$$\text{Krit. Luftvolumen [m}^3_{\text{Luft}}/\text{Mg}_{\text{Abfall}}] = \sum n_i \frac{\text{Fracht}_{\text{Schadstoff}} [\text{mg}_{\text{Schadstoff}}/\text{Mg}_{\text{Abfall}}]}{\text{Grenz-/Richtwert}_{\text{Schadstoff}} [\text{mg}_{\text{Schadstoff}}/\text{m}^3_{\text{Luft}}]}$$

$$\text{Krit. Wasservolumen [m}^3_{\text{Wasser}}/\text{Mg}_{\text{Abfall}}] = \sum n_i \frac{\text{Fracht}_{\text{Schadstoff}} [\text{mg}_{\text{Schadstoff}}/\text{Mg}_{\text{Abfall}}]}{\text{Grenz-/Richtwert}_{\text{Schadstoff}} [\text{mg}_{\text{Schadstoff}}/\text{m}^3_{\text{Wasser}}]}$$

Der Rechengang wird für jeden relevanten Schadstoff separat durchgeführt. Zunächst wird die Emission den vorhandenen Daten entnommen (beispielsweise in mg/Mg des Stoffes X und des Stoffes Y). Anschließend werden die für diese Schadstoffe geltenden bzw. toxikologisch ermittelten Umweltqualitätsziele bzw. die entsprechenden Grenz-/Richtwerte, die die skizzierte wissenschaftliche Absicherung haben, zusammengetragen und mit ihnen die jeweiligen einzelnen „kritischen Volumina“ errechnet. Die Einzelwerte für jeden Stoff werden für die jeweilige Wirkungskategorie (z.B. bei Aufnahme über die Atemwege toxische Schwermetalle) addiert. Werden bei einer Maßnahme sehr große Schadstoffmengen und/oder Schadstoffe mit hoher Toxizität emittiert, so ergibt sich ein großes kritisches Volumen, um die je funktioneller Einheit emittierten Frachten unter den jeweiligen Grenzwert zu verdünnen; werden je funktioneller Einheit nur wenige Schadstoffe und/oder geringe Schadstofffrachten emittiert, ergibt sich ein geringes kritisches Volumen (42, 43).

### 5.2.2.3.3 Auswahl der Bewertungsmethode und Auswahl der Wirkungskategorien

Die Auswahl der Bewertungsmethode hängt in starkem Maße von der Fragestellung ab. Es muß beachtet werden, daß mit der Wahl der Methoden zur Wirkungsabschätzung das Ergebnis einer Studie beeinflusst werden kann, da verschiedene Abfallbehandlungsverfahren in unterschiedlichem Maße zu den Wirkungen beitragen. So haben z.B. thermische Verfahren aufgrund der NO<sub>x</sub>-Emissionen einen höheren Anteil am Versauerungspotential, während mechanisch-biologische Verfahren aufgrund der Emission von FCKW einen höheren Anteil am Ozonabbaupotential aufweisen.

Im folgenden werden die zu ermittelnden **Umweltparameter** bzw. **Wirkungskategorien** abgeleitet.

### 5.2.2.3.3.1 *Ressourcenschutz*

Unter der Überschrift Ressourcenschutz werden die folgenden Wirkungskategorien erfaßt:

- Flächenverbrauch
- Abfallaufkommen (an Abfällen zur Behandlung)
- Energie.

#### 5.2.2.3.3.1.1 Flächenverbrauch

Die Frage des Flächenverbrauchs ist von unterschiedlicher Relevanz. Man unterscheidet im allgemeinen den Flächenverbrauch, der beispielsweise im Rahmen von Flächenrecycling wieder rückgängig zu machen ist, und den unumkehrbaren Flächenverbrauch (z.B. Deponie).

#### 5.2.2.3.3.1.2 Abfallaufkommen (an Abfällen zur Entsorgung)

Die jeweils aus dem Szenario resultierende Abfallmenge zur Entsorgung ist von vergleichsweise größerer Bedeutung. Es findet eine Klassifizierung in „gefährlicher Abfall“ (Untertage-deponie, UTD), Abfall für die Deponie sowie radioaktive Abfälle statt. Letztere stammen praktisch ausschließlich aus der konventionellen Energieerzeugung (Bedarf oder Verdrängung konventionell erzeugter elektrischer Energie, Grundlast).

#### 5.2.2.3.3.1.3 Energie

Die Energiebilanz umfaßt die relevanten Energiearten (Strom, Wärme). Die Bereitstellung von Strom (und ggf. Fernwärme) führt zur Möglichkeit, die Energieumwandlung aus Primärenergieträgern herunterfahren zu können (Verdrängung). Folglich können konventionelle Energieerzeuger in geringerem Umfang eingesetzt werden, da die Energie aus der Abfallverbrennung zur Verfügung steht. Dies würde einer Umweltentlastung gleichkommen, die dem jeweiligen Abfallbehandlungsverfahren anzurechnen wäre (Ressourceneinsparung).

Die Erfassung der „Energie-Ressourceneinsparung“ kann methodisch unterschiedlich erfolgen. In der hier angewandten Methode wird als wichtigster Parameter der Verbrauch bzw. die Einsparung von Primärenergie, kumuliert über die gesamte Behandlungskette, eingesetzt (sog. **kumulierter Primärenergieaufwand** (in MJ); positiver Zahlenwert: Energieverbrauch; negativer Zahlenwert: Energieeinsparung). In begründeten Einzelfällen ist es möglich, weitere energetische Parameter einzubeziehen.

### 5.2.2.3.3.2 *Emissionen*

Für die ökobilanzielle Betrachtung der Emissionen verschiedener Verfahren der Restabfallbehandlung sind verschiedene Wirkungskategorien zu berücksichtigen. Die jeweilige Wirkung kann dabei von verschiedenen Schadstoffen in unterschiedlichem Maße hervorgerufen werden. Hierbei gibt es unterschiedliche Modelle, nach denen die Wirkung dieser Schadstoffe in einer Kennzahl aggregiert wird. Dabei wird rein additiv vorgegangen, Synergismen sind nicht berücksichtigt.

Für eine Reihe von Wirkungskategorien hat sich die Methode der Wirkungspotentiale (auch „Umweltlastenpotentiale“, vgl. Kap. 5.2.2.3.1) bewährt. Die ökobilanzielle Betrachtung der Emissionen wird im Rahmen dieser Studie vereinfacht und auf die Wirkungspotentiale beschränkt, die aus globaler Sicht die höchste Bedeutung haben:

- Humantoxizität (Carcinogene; toxische Schwermetalle, jeweils angegeben in kritischen Volumina), Kategorie soll die gesundheitlichen Einflüsse auf den Menschen erfassen.
- Emissionen an Stoffen, die zum Treibhauseffekt beitragen (CO<sub>2</sub>-Äquivalente), Kategorie soll den Beitrag zur Veränderung des globalen Weltklimas erfassen in Form des sog. Treibhauseffekts erfassen.
- Emissionen an Stoffen, die zum Abbau der Ozonschicht beitragen (R11-Äquivalente), Kategorie soll den Beitrag zur Schädigung der atmosphärischen Ozonschicht erfassen.

- Emissionen an Stoffen, die zur bodennahen Ozonbildung beitragen (Ethylen-Äquivalente), Kategorie soll den Beitrag zum entstehenden sog. Sommersmog erfassen.
- Emissionen an sauren Schadgasen (SO<sub>2</sub>-Äquivalente), Kategorie erfaßt den Beitrag zur Versauerung (Boden, Wald, Gewässer).
- Emissionen an Stoffen, die zur Gewässereutrophierung beitragen (PO<sub>4</sub>-Äquivalente), Kategorie erfaßt den Beitrag zur Überdüngung von Böden und Gewässer.

#### 5.2.2.3.3.2.1 Humantoxizität

Die methodische Ableitung von Parametern zur Beschreibung der Wirkungskategorie Humantoxizität erwies sich als besonders schwierig. Für diese Wirkungskategorie stellt sich insbesondere die Frage, wie auf der Ebene der Wirkungsabschätzung die recht unterschiedlichen Einzelstoffe, die die „toxische Gesamtsituation“ einer Emission ausmachen, aggregiert und gegeneinander gewichtet werden.

Natürlich hat jedes Modell auch Schwächen. Häufig ist zu beobachten, daß Ökobilanzen an diesen Schwächen angegriffen werden und damit die Auswahl der Wirkungskategorie bzw. des jeweiligen Wirkungsmodells problematisiert wird. Man muß an dieser Stelle konstruktiv diskutieren. Ohne die Verwendung eines Modells kann die Humantoxizität als Kategorie nicht einbezogen werden. Es wäre daher abzuwägen, auf die Integration der Wirkungskategorie Humantoxizität insgesamt zu verzichten, wie dies von einigen Arbeitsgruppen in der Vergangenheit getan wurde (z.B. (44)). Dies hätte aber eine viel grundsätzlichere Kritik nach sich gezogen (z.B. eine ökologische Bewertung der Müllverbrennung o.ä. ohne Toxizitätskategorien).

Für die humantoxikologische Folgeabschätzung scheint ein vereinfachter Ansatz, der in verschiedenen Untersuchungen der letzten Jahre erfolgreich durchgeführt wurde, zielführend: die Bewertung der **Emissionen** (auch die indirekten Emissionen (Nutzen)) in Form der Errechnung sog. **kritischer Volumina für Luft bzw. Wasser** (vgl. Kap. 5.2.2.3.2). Für diese Wirkungskategorie spricht die – verglichen mit allen anderen Ansätzen – hohe Transparenz und Nachvollziehbarkeit, ihre Plausibilität und ihre Flexibilität.

Grundsätzlich können sowohl toxische als auch carcinogene Emissionen erfaßt werden. Kritisch an dieser Methode ist, die Frage zu entscheiden, **welche** Richt- und Grenzwerte herangezogen werden. Hierzu wurden in der Vergangenheit für die Bewertung und den Vergleich abfallwirtschaftlicher Optionen unterschiedliche Ansätze und Wege gewählt (42, 45, 46). Hiergegen wurde eingewandt, daß Grenzwerte mit unterschiedlichen Wirkungsendpunkten miteinander verglichen und zudem reversible und irreversible Wirkungen unterschiedslos einbezogen würden.

In der gegenständlichen Studie werden für die Wirkungskategorie Humantoxizität (kritische Volumina) in einem ersten Schritt nur die Stoffe einbezogen, die anerkannte Krebserzeuger sind. Bei der Betrachtung carcinogener Schadstoffe stellt sich das Problem, daß keine Wirkungsschwellen existieren. Als „Unbedenklichkeitswerte“ wurden deshalb (mangels besser begründeter europäischer Daten) die von einer international anerkannten Institution, der US-amerikanischen Umweltbehörde EPA, veröffentlichten unit risk-Werte gewählt. Die unit risk-Werte stellen Konzentrationen dar, die bei einer kontinuierlichen Exposition zu einem definierten Krebsrisiko führen (47). Ein Krebsrisiko von 1 : 1.000.000 (1 : 10<sup>6</sup>) wird dabei gewöhnlich als tolerierbar angesehen.

Die folgende Tabelle zeigt Grenz-/Richtwerte für Parameter, die von uns für die Berechnung der kritischen Volumina herangezogen wurden.

Da Grenzwerte zudem für recht unterschiedliche Fallkonstellationen und Schutzgüter festgelegt werden (je nach Gremium und Einsatzbereich, z.B. Arbeitsplatz, Wohnumwelt, Außenluft), wurden nur die für die **Allgemeinbevölkerung** abgeleiteten Vorsorgewerte der EPA verwendet. Als Umweltqualitätsziel wurde die stoffbezogene Irrelevanz der jeweiligen Emissionen festgelegt. Als **Irrelevanzgrenze** wurde ein Risiko von 1 zu 10<sup>6</sup> (**1 : 1 Million**) festgesetzt.

Gegen die Verwendung von Grenzwerten wurde in der Vergangenheit eingewandt, daß hiermit (teilweise) politische Werte einbezogen würden. Unabhängig davon, daß dieser Einwand seitens der „Grenzwert-Gremien“ sehr unterschiedlich bzw. so nicht gesehen wird, ist er nicht gänzlich unberechtigt. Im vorliegenden Fall wurden daher nur Werte verwendet, die nach klaren toxikologischen bzw. wissenschaftlichen Regeln (IRIS-Regeln) zustande gekommen sind und dem methodischen Ziel (Wirkung abzubilden) möglichst nahe kommen.

Tab. 11: Bezugskonzentrationen zur Ermittlung des kritischen Emissionsvolumens für carcinogene Schadstoffe nach US-EPA (48)/IRIS (47) (Stand April 1999)

Parameter	Daten IRIS 1999 Ingestion (Wasserpfad)	Daten IRIS 1999 Inhalation (Luftpfad)
<b>Metalle/Schwermetalle</b>		
Arsen	2,00E-05 mg/l	2,00E-07 mg/m <sup>3</sup>
Beryllium	8,30E-06 mg/l	4,00E-07 mg/m <sup>3</sup>
Cadmium	-	6,00E-07 mg/m <sup>3</sup>
Chrom-VI	-	8,00E-08 mg/m <sup>3</sup>
Nickel	-	2,00E-06 mg/m <sup>3</sup>
<b>Organische Einzelstoffe</b>		
1,1-Dichlorethen	6,00E-05 mg/l	2,00E-05 mg/m <sup>3</sup>
1,2-Dichlorethan	4,00E-04 mg/l	4,00E-05 mg/m <sup>3</sup>
Benzo(a)pyren	5,00E-06 mg/l	5,88E-06 mg/m <sup>3</sup>
Benzol	1,00E-03 mg/l	1,30E-04 mg/m <sup>3</sup>
Chloroform	6,00E-03 mg/l	4,00E-05 mg/m <sup>3</sup>
Dichlormethan	2,00E-03 mg/l	5,00E-03 mg/m <sup>3</sup>
Ethanal (Acetaldehyd)	- mg/l	5,00E-04 mg/m <sup>3</sup>
Hexachlorbenzol	2,00E-05 mg/l	2,00E-06 mg/m <sup>3</sup>
Methanal (Formaldehyd)	- mg/l	8,00E-05 mg/m <sup>3</sup>
Σ PCB	1,00E-04 mg/l	1,00E-05 mg/m <sup>3</sup>
PCDD/F (ITE)	2,19E-09 mg/l	2,20E-10 mg/m <sup>3</sup>
Pentachlorphenol (PCP)	3,33E-03 mg/l	2,94E-04 mg/m <sup>3</sup>
Σ Trichlorphenole	3,00E-03 mg/l	3,00E-04 mg/m <sup>3</sup>
Tetrachlorethen	6,67E-03 mg/l	1,92E-02 mg/m <sup>3</sup>
Tetrachlorkohlenstoff	2,70E-03 mg/l	7,00E-05 mg/m <sup>3</sup>
Vinylchlorid	1,85E-04 mg/l	1,20E-04 mg/m <sup>3</sup>

Sofern aus Toxizitätsüberlegungen heraus der obige Ansatz nicht alle relevanten Schadstoffe abdeckt, ist er zu ergänzen bzw. zu aktualisieren. So ist je nach Fallkonstellation die Wirkungskategorie Humantoxizität für den einzelnen Schadstoff für einen definierten (nicht-carcinogenen) Wirkungsendpunkt zu erweitern.

Dies trifft auch für die Fragestellung der gegenständlichen Studie zu. Für thermische Prozesse sind etwa die nicht-carcinogenen, aber flüchtigen toxischen Schwermetalle (z.B. Quecksilber und Thallium) relevant; für biologische Verfahren (MBA) gilt gleiches für Quecksilber wegen einer möglichen Biomethylierung und damit einhergehenden Erhöhung der Volatilität. Daher wurde zur Erfassung von Human- und auch Ökotoxizität ein weiteres Kriterium berechnet: die **toxischen Schwermetalle**. Es wurden die Schwermetalle erfaßt, die ein hohes

toxisches Potential haben. Das Problem anderer flüchtiger toxischer Schwermetallverbindungen (z.B. toxische Organozinnverbindungen) muß an dieser Stelle als Forschungsbedarf markiert werden. Allen Schwermetallen ist zudem gemein, daß sie als in der Umwelt persistent einzustufen sind. Die Berechnung erfolgte mit dem gleichen Ansatz der Ermittlung kritischer Volumina. Vor dem Hintergrund der Persistenz und sehr unterschiedlicher Wirkungsendpunkte und Wirkungsprofile (reversibel/irreversibel) war auch hier die Normierung der Emission über Toxizitätsgrenzwerte schwierig. Für die gegenständliche Studie wurden die derzeit verfügbaren, belastbarsten Grenzwertvorschläge herangezogen. Für nicht-carcinogene Schwermetalle sind diese unter Verwendung des Irrelevanzansatzes von 1 % des Grenzwertes als Bezugswert in das Rechenprogramm eingeflossen. Für carcinogene Schwermetalle wurde als empfindlichste Wirkung die Krebs erzeugung angesetzt und die o.g. Irrelevanzgrenze herangezogen. Die folgende Tabelle gibt die verwendeten Aggregationsfaktoren für die berücksichtigten nicht-carcinogenen toxischen Schwermetalle wieder.

Tab. 12: Aggregationsfaktoren für nicht-carcinogene toxischen Schwermetalle (36)

	Ingestion	Inhalation
Arsen	7,00E-05 mg/l	2,00E-07 mg/m <sup>3</sup>
Beryllium	1,20E-03 mg/l	4,00E-07 mg/m <sup>3</sup>
Blei	4,70E-04 mg/l	2,00E-05 mg/m <sup>3</sup>
Cadmium	1,20E-04 mg/l	6,00E-07 mg/m <sup>3</sup>
Chrom	7,00E-04 mg/l	8,00E-07 mg/m <sup>3</sup>
Nickel	1,20E-04 mg/l	2,00E-06 mg/m <sup>3</sup>
Quecksilber	5,00E-05 mg/l	5,00E-07 mg/m <sup>3</sup>
Thallium	1,20E-04 mg/l	1,00E-05 mg/m <sup>3</sup>

Verbleibt abschließend festzustellen, daß auch andere methodische Vorschläge existieren, die Wirkungskategorie Humantoxizität abzubilden (vgl. u.a. CML-Liste (40)), die aber ebenso mit Schwächen und Stärken behaftet ist. In der Abwägung erscheint uns der gewählte Weg für die zu bearbeitende Fragestellung methodisch weniger angreifbar.

#### 5.2.2.3.3.2.2 Treibhauspotential (GWP)

Das Treibhauspotential hat für die globalen Auswirkungen unterschiedlicher Szenarien eine hohe Bedeutung. Die Quantifizierung des Treibhauspotentials muß unterschiedliche Einzelstoffe einbeziehen, die mittels sog. Aggregationsfaktoren zu einer Größe aggregiert werden können (vgl. folgende Tabelle).

Tab. 13: Relative Treibhauspotentiale ( $GWP_i$ , global warming potential) der wichtigsten direkt wirkenden Treibhausgase in  $CO_2$ -Äquivalenten, bezogen auf einen Zeithorizont von 100 Jahren nach IPCC 1995

Treibhausgas (GWP 100)	Formel	$GWP_i$ (100 Jahre)
<b>Kohlendioxid</b>	<b><math>CO_2</math></b>	<b>1</b>
Kohlenmonoxid	CO	3
Dichlormethan	$CH_2Cl_2$	9
Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe	NMVOG	11
Methan	$CH_4$	21
R123	$HCl_2C-CF_3$	90
Lachgas	$N_2O$	310
Tetrachlorkohlenstoff	$CCl_4$	1.400
R22	$CHClF_2$	1.500
R11	$CCl_3F$	3.800
R113	$C_2Cl_3F_3$	4.800
R12	$CCl_2F_2$	8.100

Die Wirkungskategorie Treibhauspotential korreliert mit der Nutzung fossiler Energieträger. Da für eine Teilmenge der Energiearten aber nicht-fossile Energieträger zum Einsatz kommen, werden die Szenarien zusätzlich energetisch analysiert und bilanziert (s.o.).

#### 5.2.2.3.3.2.3 Ozonabbaupotential (ODP)

Der Effekts des Ozonabbaus ist als Wirkungskategorie für thermische Prozesse wenig relevant. Es ist einzubeziehen, wenn zusätzlich nicht-thermische Prozesse mitbetrachtet werden sollen (Deponie, MBA, stoffliche Verwertung). Die folgende Tabelle gibt die relevanten Parameter und deren Aggregationsfaktoren wieder.

Tab. 14: Relative Ozonabbaupotentiale ( $ODP_i$ , ozone depletion potential) wichtiger ozonschädigender Stoffe auf Massenbasis in R 11-Äquivalenten (49)

Ozonabbauender Stoff	Formel	$ODP_i$
R123	$\text{HCl}_2\text{C}-\text{CF}_3$	0,014
R124	$\text{HFCIC}-\text{CF}_3$	0,03
R22	$\text{CHClF}_2$	0,04
1,1,1-Trichlorethan	$1,1,1-\text{C}_2\text{H}_3\text{Cl}_3$	0,12
R115	$\text{C}_2\text{ClF}_5$	0,4
R114	$\text{C}_2\text{Cl}_2\text{F}_4$	0,85
R12	$\text{CCl}_2\text{F}_2$	0,82
R113	$\text{C}_2\text{Cl}_3\text{F}_3$	0,9
<b>R11</b>	<b><math>\text{CCl}_3\text{F}</math></b>	<b>1,0</b>
Tetrachlorkohlenstoff	$\text{CCl}_4$	1,2
Halon1211	$\text{CF}_2\text{BrCl}$	5,1
Halon2402	$\text{C}_2\text{F}_4\text{Br}_2$	7,0
Halon1301	$\text{CF}_3\text{Br}$	12,0

#### 5.2.2.3.3.2.4 Photochemisches Ozonbildungspotential (POCP)

Die Emission von Photooxidantien, die zur bodennahen Bildung von Ozon und Sommersmog führen (Photochemisches Ozonbildungspotential), ist für thermische Prozesse wenig relevant. Dies sieht anders aus, wenn nicht-thermische Prozesse mit einzubeziehen sind. Die folgende Tabelle zeigt relevante Parameter sowie die entsprechenden Aggregationsfaktoren auf Massenbasis von Ethen-Äquivalenten.

Tab. 15: Photochemische Ozonbildungspotentiale (POCP<sub>i</sub>, photochemical ozone creation potential) in Ethen-Äquivalenten (40)

Substanz- klasse	Emission	POCP <sub>i</sub> (kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> /kg)	Substanzklasse	Emission	POCP <sub>i</sub> (kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> /kg)
<b>Olefine</b>	<b>Ethen</b>	<b>1,00</b>	Alkohole	Methanol	0,123
	Propen	1,03		Ethanol	0,268
Alkane	Methan	0,007	Aldehyde	Durchschnitt	0,196
	Ethan	0,082		Formaldehyd	0,421
	Propan	0,42		Acetaldehyd	0,527
Alkine	Acetylen	0,168	Ketone	Aceton	0,178
Aromaten	Benzol	0,189	Kohlenwasser- stoffe	Durchschnitt	0,377
	Toluol	0,563		Nicht-Methan- Kohlenwasser- stoffe (NMVOC)	Durchschnitt
	o-Xylol	0,666			
	m-Xylol	0,993			
	p-Xylol	0,888			

#### 5.2.2.3.3.2.5 Versauerungspotential (AP)

Als weitere Wirkungskategorie der jeweiligen Szenarien wird der Effekt der Versauerung für relevant erachtet. Hierzu gibt die folgende Tabelle die relevanten Parameter sowie die jeweiligen Aggregationsfaktoren auf SO<sub>2</sub>-Äquivalente basierend auf dem gewichtsbezogenen Protonenbildungspotential wieder.

Tab. 16: Versauerungspotential (AP<sub>i</sub>, acidification potential) in SO<sub>2</sub>-Äquivalenten, basierend auf dem gewichtsbezogenen Protonenbildungspotential der Emissionen (40)

Substanz	Formel	AP <sub>i</sub> (kg SO <sub>2</sub> /kg)
Stickstoffdioxid	NO <sub>2</sub>	0,70
Stickoxide	NO <sub>x</sub> (als NO <sub>2</sub> )	0,70
Chlorwasserstoff	HCl	0,88
<b>Schwefeldioxid</b>	<b>SO<sub>x</sub> (als SO<sub>2</sub>)</b>	<b>1,00</b>
Stickstoffmonoxid	NO	1,07
Fluorwasserstoff	HF	1,60
Ammoniak	NH <sub>3</sub>	1,88

#### 5.2.2.3.3.2.6 Eutrophierungspotential (NP)

Schließlich ist aus globaler Sicht der Effekt der Eutrophierung relevant. Hierzu gibt wiederum die folgende Tabelle die relevanten Parameter sowie die heranzuziehenden Aggregationsfaktoren wieder.

Tab. 17: Eutrophierungspotential ( $NP_i$ , *nutrification potential*) in  $PO_4$ -Äquivalenten, basierend auf einer durchschnittlichen Biomassezusammensetzung von  $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P$  (40)

Substanz	Formel	$NP_i$ (kg $PO_4^{3-}$ /kg)
Luftpfad:		
Stickstoffmonoxid	NO	0,20
Stickstoffdioxid	NO <sub>2</sub>	0,13
Stickoxide	NO <sub>x</sub> (als NO <sub>2</sub> )	0,13
Ammoniak	NH <sub>3</sub>	0,30
Wasserpfad:		
Ammonium	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,33
Stickstoff	N	0,42
<b>Phosphat</b>	<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	<b>1,00</b>
Phosphor	P	3,06
Chemischer Sauerstoffbedarf	CSB (als O <sub>2</sub> )	0,022

#### 5.2.2.3.3.2.7 Zusammenfassung Bewertungsmethode Emissionen

Nach DIN EN ISO 14040 enthält die Wirkungsabschätzung im allgemeinen die Verknüpfung von Sachbilanzdaten mit spezifischen potentiellen Umweltwirkungen und das Erkennen dieser Auswirkungen.

In der gegenständlichen Studie werden für die Wirkungskategorie Humantoxizität die Sachbilanzindikatoren den Wirkungspotentialen Carcinogene sowie toxische Schwermetalle zugeordnet.

- Die kritischen Volumina für Carcinogene werden unter Einbeziehung der unit risk-Werte der US EPA (Krebsrisiko 1 : 1.000.000) berechnet.
- Die kritischen Volumina für toxische Schwermetalle werden unter Einbeziehung der „Unbedenklichkeitswerte“ international anerkannter Institutionen (US EPA, WHO, ATSDR), staatlicher Einrichtungen (LAI, Deutschland) und Gesetzgebung (IW1, TRGS) sowie anerkannter NGOs (FoBIG; Forschungs- und Beratungsinstitut für Gefahrstoffe, Freiburg/D) unter Verwendung des Irrelevanzansatzes von 1 % berechnet.

Die nicht-toxischen Wirkungspotentiale (GWP, ODP, POCP, AP, NP) werden mithilfe der oben dargestellten Umrechnungsfaktoren (Aggregationsfaktoren) für die jeweiligen Sachbilanzindikatoren charakterisiert.

Im Fall von Kombinationskonzepten werden die Bilanzergebnisse der einzelnen Behandlungsschritte zu einem rechnerischen Gesamtergebnis addiert.

#### 5.2.2.3.4 Nutzen-Diskussion

Neben den Wirkungen, die mit einer Abfallbehandlung unmittelbar verbunden sind, muß für die gegenüber der UVU weitergehende Ökobilanz (LCA) auch der jeweilige Nutzen einer Maßnahme erfaßt und bilanziert werden. Die Nutzenanalyse führt am Ende zu Gutschriften für die jeweils betrachteten Maßnahmen. Dieser Einbezug ist für eine vollständige Ökobilanz entscheidend; schließlich ist es nicht unbeachtlich, ob beispielsweise ein Verbrennungsprozess einen hohen Nutzen (z.B. Strom) bereitstellt oder nicht. Als Nutzen sind die Auskoppelung von Energie, von Stoffen oder sonstigen Dienstleistungen zu verstehen.

Die Ökobilanzen der letzten Jahre haben nun ergeben, daß das Thema Nutzen methodisch nicht nur komplex, sondern auch häufig ergebnisentscheidend ist. Ein Beispiel soll dies verdeutlichen: Die Vergasung von DSD-Alt Kunststoffen (Leichtverpackungen, LVP) in der sächsischen SVZ Schwarze Pumpe (VEAK Kraftwerksgesellschaft mbH) wird als ökologisch günstiger im Vergleich mit der Müllverbrennung angesehen (50). Der Nutzen dieses Verfahrens ist ein bereitgestelltes Gas, aus dem Methanol synthetisiert wird. Die Gutschrift wird nun danach berechnet, mit welchen ökologischen Folgen die konventionelle (ohne LVP) Erzeugung eines derartigen Gases verbunden wäre. Hier ergeben sich nun „Gestaltungsspielräume“. Gewinnt man das Gas durch die übliche Erdgasförderung, ist die Gutschrift gering. Erzeugt man das Gas aus Braunkohle (wie in der früheren Deutschen Demokratischen Republik), schneidet das SVK besser ab, da der „Referenzprozess“ „schmutziger“ ist und die Nutzen-gutschrift dadurch höher ausfällt.

Nutzen bzw. Gutschriften werden, wie skizziert, in ihrem Zahlenwert aus sog. Referenzprozessen „entnommen“. So ergibt sich die Gutschrift für die Erzeugung einer Menge X an Klinker aus Abfall beispielsweise aus den Emissionen, die regulär (ohne Abfalleinsatz) bei der Erzeugung eben dieser Mengen X mit Regelbrennstoffe anfallen werden. Gutschrift deswegen, weil methodisch angenommen wird, daß diese Klinkermenge aus Abfall die proportionale Klinkermenge aus Regelbrennstoff ersetzt bzw. verdrängt – also Einsparung, sprich Gutschrift.

Neben dem Nutzen bzw. den Gutschriften einer Maßnahme sind auch Verbräuche an Umwelt bzw. Lastschriften in eine ökobilanzielle Betrachtung einzubeziehen. Unter Lastschriften sind z.B. spezifische Betriebsmittelverbräuche (Chemikalien zur Rauchgasreinigung) oder erhöhte Transportaufwendungen zu fassen.

Die Zahlenwerte für Gut- und auch Lastschriften werden häufig geprägt von der Einsparung bzw. dem Verbrauch an Primärenergieträgern wie Kohle, Erdgas, Erdöl usw.. Bei der Einsparung von Energie bzw. Energieträgern ist nun aus ökobilanzieller Sicht beachtenswert, daß mit der Einsparung eines Energiebeitrags (durch Abfallnutzung) auch ein definierter zusätzlicher Energiebetrag eingespart wird, der ansonsten für die Bereitstellung des konventionellen Energieträgers aufzuwenden wäre (sog. Vorkette). Diese Vorkette ist daher einer Gut- bzw. Lastschrift hinzuzuaddieren. Vorketten können auch für die Einsparung bzw. den Verbrauch von sonstigen Ressourcen relevant sein.

In vielen Studien wird gefordert, mehrere (5 bis 10) unterschiedliche Systeme bzw. Szenarien oder auch Maßnahmen miteinander zu vergleichen. Hierfür wurde die sog. Nutzenkorb-Methode entwickelt, die heute sehr häufig zum Einsatz kommt (28). Im Kern wird hierbei der jeweilige Nutzen der Vergleichsszenarien über Referenzprozesse zahlenmäßig ermittelt und kreuzweise auf das jeweilige zu bewertende Szenario „aufgefügt“.

Für die gegenständliche Untersuchung wird dieser Ansatz nicht gewählt, da die Nutzenkorb-Methode zu einem unnötig hohen Rechenaufwand führt und die Transparenz der Ergebnisse erschwert. Da auch bei der einfacheren direkten Zuordnung von Gut- und Lastschriften zur jeweiligen Maßnahme am Ende das gleiche Ergebnis herauskommen muß, relativ betrachtet, wurde jedes Szenario isoliert berechnet. Daher werden in dieser Studie die Gut- und Lastschriften innerhalb der gewählten Systemgrenzen der jeweiligen abfallwirtschaftlichen Maßnahme **direkt** zugeordnet.

### 5.2.2.3.5 Auswertung

Die Auswertung ist nach DIN EN ISO 14040 die Phase der (Produkt-)Ökobilanz, bei der die Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung entsprechend dem festgelegten Ziel und dem Untersuchungsrahmen der Ökobilanz kombiniert werden. Die Ergebnisse können in Übereinstimmung mit dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen in Form von Schlüssen und Empfehlungen an Entscheidungsträger weitergegeben werden. Auch eine erneute Überprüfung der Ziele und des Untersuchungsrahmens kann Teil der Auswertung sein. Die schriftliche Ausarbeitung der Studie muß konsistent und transparent sein.

In der gegenständlichen Studie wird methodisch nicht auf quantifizierende Bewertungsmodelle zurückgegriffen, da selbige in der Regel eine Genauigkeit vortäuschen, die nicht gegeben ist.

### 5.2.3 Methodenkombination

Es soll eine **Kombination** der beiden oben dargestellten methodischen Ansätze zur Anwendung kommen mit dem Ziel, dadurch die Schwachstellen des einen Ansatzes jeweils durch die Stärke des anderen (vice versa) zu überbrücken. Hierdurch fließt in die Bewertung sowohl die **Quellenstärke** einer jeweils betrachteten Behandlungsmaßnahme bzw. Entsorgungsverfahrens (bzw. einer Kombination von Verfahren) als auch die **Ökobilanz** der betrachteten Maßnahme ein, bei gleichen in die Berechnung einbezogenen Umweltkategorien (wobei für die Ökobilanz einige zusätzliche Kategorien einbezogen werden).

Dieser Ansatz der Bilanzierung und Bewertung (LCA plus UVU) steht fachlich im Kontext der Umsetzung eines **Nachhaltigkeits**-Konzeptes. So präzisiert z.B. der deutsche Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (22) das Konzept der Nachhaltigkeit („sustainable development“) mit dem Leitbild einer „**dauerhaft umweltgerechten Entwicklung unter Einbeziehung des Vorsorgeprinzips**.“ In diesem Zusammenhang hebt der SRU das Prinzip des „Erhalts der menschlichen Gesundheit“ hervor.

Nach Meinung des Präsidenten des deutschen Umweltbundesamtes, TROGE (51), macht die ausdrückliche Nennung des Vorsorgeprinzips deutlich, daß das Prinzip der Nachhaltigkeit die Vorsorge einbinden muß. Während das Leitbild der Nachhaltigkeit stärker auf langfristige, dauerhafte und globale Einflüsse zielt, haben beim Vorsorgeprinzip kurzfristige, das Individuum betreffende Wirkungen ein höheres Gewicht. Hier geht es um die Sicherung von Freiräumen für zukünftige Generationen. Aus dem Vorsorgeprinzip leitet TROGE ein „Minimierungsgebot“/„Verschlechterungsverbot“ ab, das auf eine Belastungsminderung (zumindestens Vermeidung einer Belastungserhöhung) nicht nur des gesamten Ökosystems, sondern auch einzelner Umweltmedien zielt, und zwar, wie TROGE betont, nicht nur global, sondern auch regional.

Die Ökobilanz erfaßt auf der Sachbilanzebene viele Daten, die meisten Daten, die auch für eine UVU zur Beschreibung einer Quellenstärke zu erfassen wären. Die Methodenstruktur der Ökobilanz bewirkt es aber, daß gerade über die Einbeziehung von Prozessnutzen (Gut- und Lastschriften) negative Wechselwirkungen an Standorten nicht mehr transparent sind. **Hieraus folgt das zentrale Argument, eine Methodenkombination einzusetzen.**

Bei der Umsetzung des Ansatzes der Methodenkombination mußte das Problem gelöst werden, beide Methoden von ihren hohen Komplexitätsgrenzen – szenarienbezogen – in relativ einfache Rechenprogramme zu aggregieren. Für die Methodenkombination ist der Weg gewählt worden, in einer gemeinsamen Rechenoperation UVU/lokal und LCA/global, soweit sinnvoll, zu integrieren. Für den UVU-Ansatz (Quellenstärke) werden die gleichen unit risk- bzw. „Unbedenklichkeitswerte“ und Aggregationsfaktoren, wie sie für die LCA/Ökobilanz eingesetzt werden, verwendet.

Die Kombination bzw. Verzahnung der Bewertungsmodelle erfolgt schrittweise:

- In einer ersten Stufe werden nach erfolgter Sachbilanz die Wirkungen auf lokaler Ebene aggregiert (lokal, UVU).
- Aufbauend auf der Sachbilanz der ersten Untersuchungsstufe erfolgt eine Erweiterung der Systemgrenzen (überregional/global) zu einer Ökobilanz (global, LCA), die die erweiterte Bilanzgrenze erfaßt.

Die folgende Abbildung zeigt das skizzierte Verfahren schematisch.

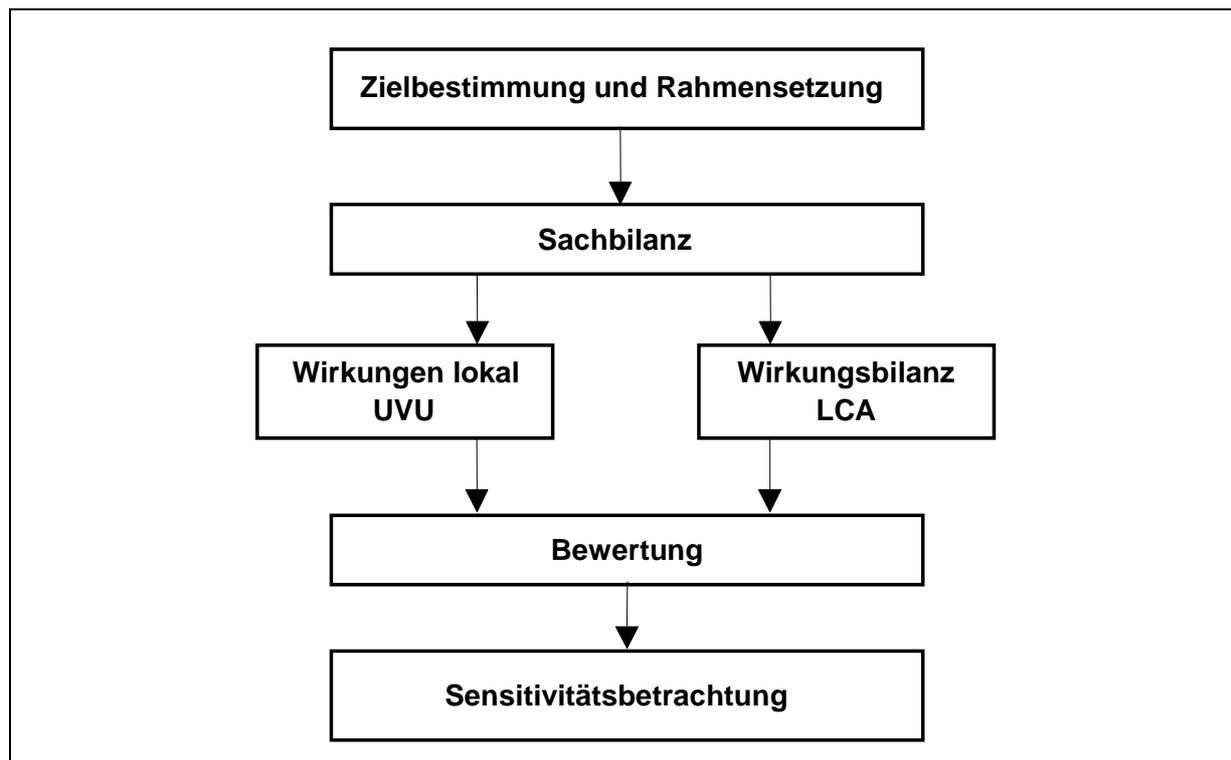


Abb. 2: *Methodenkombination in der gegenständlichen Studie*

#### 5.2.4 Produktqualität

In einzelnen abfallwirtschaftlichen Szenarien ist eine zusätzliche Fragestellung einzubeziehen: Die Schadstoffverlagerung in den Wertstoffkreislauf bzw. ins Produkt/Erzeugnis.

Die Produktqualität ist strenggenommen eine Kategorie, die in die gängige Systematik des LCA-, aber auch des UVU-Ansatzes nicht so ohne weiteres hineinpaßt. Sie spielt bei der Bewertung von Produkten (Produkt-Ökobilanz), anhand derer das dargestellte Methodeninventar hauptsächlich entwickelt wurde, auch keine entscheidende Rolle.

Die Bewertung unterschiedlicher abfallwirtschaftlicher Szenarien kann diesen Aspekt aber nicht ausklammern, da einzelne in der Diskussion befindliche Techniken, wie beispielsweise die Mitverbrennung in Zementanlagen, eine Schadstoffverlagerung ins Produkt beinhalten. Es ist daher zu erfassen, in welchem Umfang selbige Verlagerung stattfindet (Sachbilanz) und in welchem Umfang es hierbei zu toxikologischen oder ökologischen Risikopotentialen (hazard) kommen kann (Wirkungsabschätzung und Bewertung).

Für die gegenständliche Studie konnte mangels Primärdaten dieser Prüfungsaspekt nicht abgedeckt werden.

### 5.2.5 Gesamtbewertung

Die Gesamtbewertung erfolgt verbal-argumentativ. Sie wird im allgemeinen anhand eines der folgenden Leitgedanken abgearbeitet:

1. Spezifischer Beitrag (im Vergleich zu anderen Verursachergruppen)
2. Abstand zu anerkannten Umweltzielen (Grenzwerte, Umweltqualitätsziele)
3. Umweltbezogene Bedeutung
4. Kennziffern für Produktqualitäten
5. Knappheit der Ressource
6. Kompatibilität mit anerkannten Umweltschutzstrategien.

Im vorliegenden Fall dienen diese Leitgedanken zur Differenzierung von relevanten und weniger relevanten Wirkungskategorien. **Die Gesamtbewertung erfolgt entsprechend dem Studienziel vergleichend zwischen den zu betrachtenden abfallwirtschaftlichen Varianten (und Untervarianten).**

## 5.3 Tabellenkalkulationsprogramm zur umweltbezogenen Bewertung von Verfahren der Abfallbehandlung

Aufgrund der komplexen Zusammenhänge und der zu verarbeitenden Datenmenge, sind die obigen methodischen Vorgaben nur mittels Rechenprogrammen umsetzbar. Es wird auf eine eigene Programmentwicklung zurückgegriffen (1).

### 5.3.1 Aufbau des Programms

Kombinationslösungen können mit unterschiedlichen Anlagenkonfigurationen betrieben werden. In Österreich kommt die Kombination von MBA mit Müllverbrennungsanlagen in Betracht. Geplant werden Kombinationen zwischen MBA und industrieller Verbrennung, hier insbesondere in Öfen der Zementwirtschaft. Aber auch Kombinationen mit Anlagen aus dem allgemeinen Kraftwerkspark der Elektrizitätswirtschaft bzw. der Industrie und Hochöfen der Eisen- und Stahlindustrie sind möglich. Schließlich können Kombinationen auch für eine Teilmenge die Deponierung einbeziehen und letztlich auch mehrere der genannten Optionen aufweisen.

Unser Rechenprogramm sollte für die skizzierte Aufgabenstellung eine hohe Komplexität einer Kombinationslösung abdecken und – je nach realer Situation – auch einfachere Konzepte rechnen können. Daher weist das Programm die folgende Grobstruktur auf.

<b>Nebenrechnungen:</b>	<b>Input:</b>	<b>Output:</b>	<b>Hauptrechnung:</b>	<b>Ergebnis:</b>
1. NR: MBA	1 Mg	<b>x Mg für MVA</b> <b>y Mg für Zementwerk</b> <b>z Mg für Kraftwerk</b>	<i>Verknüpfung</i> von Massenströmen (Splittingmengen) mit den Daten der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung	Aggregation der Ergebnisse der einzelnen Wirkungs- kategorien
2. NR: MVA	1 Mg			
3. NR: Zementwerk	1 Mg			
4. NR: Kraftwerk	1 Mg			

Abb. 3: Grobstruktur des Tabellenkalkulationsprogramms

Das Programm ist als Tabellenkalkulation in Excel97 erstellt. Es besteht aus einer Haupt- und vier Nebenrechnungen (NR) sowie einer Ergebnistabelle.

Die **1. Nebenrechnung** umfaßt alle relevanten Daten für die MBA. Die MBA spielt quasi die **Verteilstation** auf unterschiedliche nachgeschaltete Techniken („Drehscheibe“). Daher ist die MBA vom Mengenstromsplitting verknüpft mit weiteren Nebenrechnungen. Der Input ist hier fest vorgegeben mit 1 Mg Restabfall.

Die **2. Nebenrechnung** kann aktiviert werden, wenn die zu berechnende Maßnahme die **klassische Müllverbrennung** einbezieht bzw. nutzt.

Von der 1. Nebenrechnung kann auch ein Teilstrom in die **3. Nebenrechnung** abgezweigt werden. Die 3. Nebenrechnung erfaßt die wesentlichen Daten, die für eine umweltbezogene Bewertung der Verbrennung einer dieses Teilstromes in einem **Zementwerk** erforderlich sind.

Mit der **4. Nebenrechnung** werden die Fälle erfaßt, in denen ein **Kraftwerk** als Möglichkeit der energetischen Verwertung genutzt werden soll.

Obwohl der Output aus der 1. Nebenrechnung (MBA), der in die weiteren Nebenrechnungen gelangt, nur jeweils einen gewissen Anteil des anfänglichen Inputs in die MBA von 1 Mg ausmacht, werden die 2. bis 4. Nebenrechnung auf 1 Mg Abfall normiert. Die Berücksichtigung der realen Massenströme erfolgt in der Hauptrechnung (vgl. obige Abbildung).

Die **Hauptrechnung** verknüpft die Ergebnisse (für die verschiedenen Wirkungskategorien) aus der 2. bis 4. Nebenrechnung entsprechend den aus der 1. Nebenrechnung resultierenden Massenströmen. Die Hauptrechnung wird aggregiert zu einer **Ergebnistabelle**, in der alle relevanten quantifizierten Ergebnisse übersichtlich zusammengestellt werden.

Das Programm kann eine Kombinationslösung rechnen, bei der ein Abfall über eine MBA auf eine MVA, ein Zementwerk und ein Kraftwerk verteilt wird. Diese Variante ist zwar bisher nicht vorgeschlagen worden, wäre aber gleichbedeutend mit einer Maximalvariante, was die Komplexität einer Kombinationslösung darstellen würde.

Wird eine reduzierte Variante angestrebt, so kann dies durch einfaches Nichtbearbeiten der nicht benötigten Nebenrechnung(en) erreicht werden. So können auch relativ einfache Kombinationen von MBA und beispielsweise Zementwerk gerechnet werden, ebenso wie die reine Verbrennung in einer MVA nach MBA, bis hin zur Monoverbrennung in einer konventionellen MVA ohne Vorbehandlung.

Für die weiteren Details des Programms wird auf (1; 36) verwiesen.

### 5.3.2 Anwendung des Rechenprogramms

Das Rechenprogramm ist speziell für die ökologische Bewertung von unterschiedlichen Maßnahmen der Abfallentsorgung erarbeitet worden. Es ermöglicht sowohl die Bearbeitung von Monolösungen (MVA, Deponie) als auch die Verknüpfung von Kombinationslösungen. Alle wesentlichen Behandlungsschritte, die in einer Kombination abfallwirtschaftlicher Varianten gewählt werden können (MBA, MA, Zementwerk, MVA, Deponie, etc.), sind als Arbeitsblatt (Modul) vorstrukturiert.

Im Programm ist zunächst festzulegen, welche Kombination gerechnet werden soll. Dies erfolgt über die entsprechenden Einträge in der Massenbilanz der Abfallvorbehandlung (MBA bzw. MA).

Anschließend sind die über die Massenbilanz aktivierten Arbeitsblätter bezogen auf die relevanten Betriebsdaten der jeweiligen Anlage auszufüllen (technische Daten, Emissionen, Energieverbräuche, Flächenbilanz). Das Programm ist entsprechend verknüpft und aktualisiert kontinuierlich mit der Dateneingabe das Gesamtergebnis der Berechnung (lokal und global). Hierdurch sind auch Sensitivitätsbetrachtungen möglich.

Um versehentliche Eingaben bei den nicht betriebsbezogenen Teilen des Rechenprogramms zu vermeiden, sind Arbeitsmappe und Arbeitsblätter mit einem Paßwort geschützt. Eingaben sind an diesen Stellen nicht möglich.

### 5.4 Festlegung der Varianten und der Systemgrenzen

Nach der oben näher beschriebenen Methodik wurden im wesentlichen die Varianten durchgerechnet, die als Umsetzungsvorhaben der österreichischen MBA-Betreiber zur Anpassung an die gegebene Rechtslage vorgesehen sind. Da gegenwärtig insbesondere Kombinationen von mechanisch-biologischer Abfallbehandlung (MBA) und thermischer Behandlung in Österreich noch nicht großtechnisch umgesetzt sind, konnte auch nicht auf jeweils konkrete österreichische Gesamtlösungen zurückgegriffen werden. Daher wurden in Anlehnung an definierte österreichische Anlagen entsprechend der formulierten Aufgabenstellung Modellberechnungen durchgeführt.

Weiters wurde, soweit Datendefizite vorhanden waren, auf plausible Daten anderer vergleichbarer Anlagen ergänzend zurückgegriffen. Schließlich wurden Randbedingungen dieser Anlagen (z.B. Standard der Abluftreinigung) verändert, um die Auswirkungen auf die jeweiligen Berechnungsergebnisse zu untersuchen. Auch für diese Berechnungen konnte nicht immer auf österreichische Praxisbeispiele zurückgegriffen werden.

Die folgende Tabelle zeigt die untersuchten Varianten.

Tab. 18: In der gegenständlichen Studie untersuchte Varianten

Variante	Untervariante	Technik
1	A	MVA - Energie: Stromauskopplung wie MVA Wels MVA - Emissionen: kostenoptimierte Neuanlage
	B	MVA - Energie: Stromauskopplung wie MVA Wels MVA - Emissionen: wie MVA Wels
	C	MVA - Energie: Prozessdampfbereitstellung, verdrängtes Kohlekraftwerk MVA - Emissionen: wie MVA Wels
2	A	<b>MBA: Status quo Biofilter (MBA Kufstein)</b> Verbrennung: Anlage Lenzing Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	B	<b>MBA: optimierter Biofilter mit Ammoniakwäscher</b> Verbrennung: Anlage Lenzing Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	C	<b>MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung &gt; 90 %), Abluftkreislaufführung</b> Verbrennung: Anlage Lenzing Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
3	A	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung Verbrennung: Anlage Lenzing <b>Deponierung: ungünstigere Variante (10 %, 30 m<sup>3</sup>/Mg)</b>
	B	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung Verbrennung: Anlage Lenzing <b>Deponierung: Optimalvariante, aber Methanoxidationsschicht, im Winter nicht optimal (50 %, 10 m<sup>3</sup>/Mg)</b>
	C	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung Verbrennung: Anlage Lenzing <b>Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m<sup>3</sup>/Mg)</b>
4	A	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: Anlage Lenzing</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	B	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: MVA Wels</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	C	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: Kraftwerk (Schmelzkammerfeuerung) mit vorgeschalteter Pyrolysetrommel</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	D	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: Kraftwerk (Wirbelschicht) mit niedrigem Emissionsstandard (nur bei Abscheidung von Säurebildnern)</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
5	A	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: EBS+: konventionelles Zementwerk EBS-: MVA Wels</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	B	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: EBS+: optimiertes Zementwerk EBS-: MVA Wels</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
6	A	MBA: Stabilatanlage / thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: MVA Wels</b> Deponierung: entfällt für MBA-Output
	B	MBA: Stabilatanlage / thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: Anlage Lenzing</b> Deponierung: entfällt für MBA-Output

Für die Ergebnisbewertung ist entscheidend, welche Systemgrenzen der Betrachtung festgelegt werden. Ergebnisunterschiede können allein dadurch auftreten, daß unterschiedliche Systemgrenzen gesetzt werden. Die Systemgrenze markiert, was in die Berechnung einbezogen wird und was nicht einbezogen wird. Die folgende Abbildung zeigt die in dieser Untersuchung festgelegte Systemgrenze.

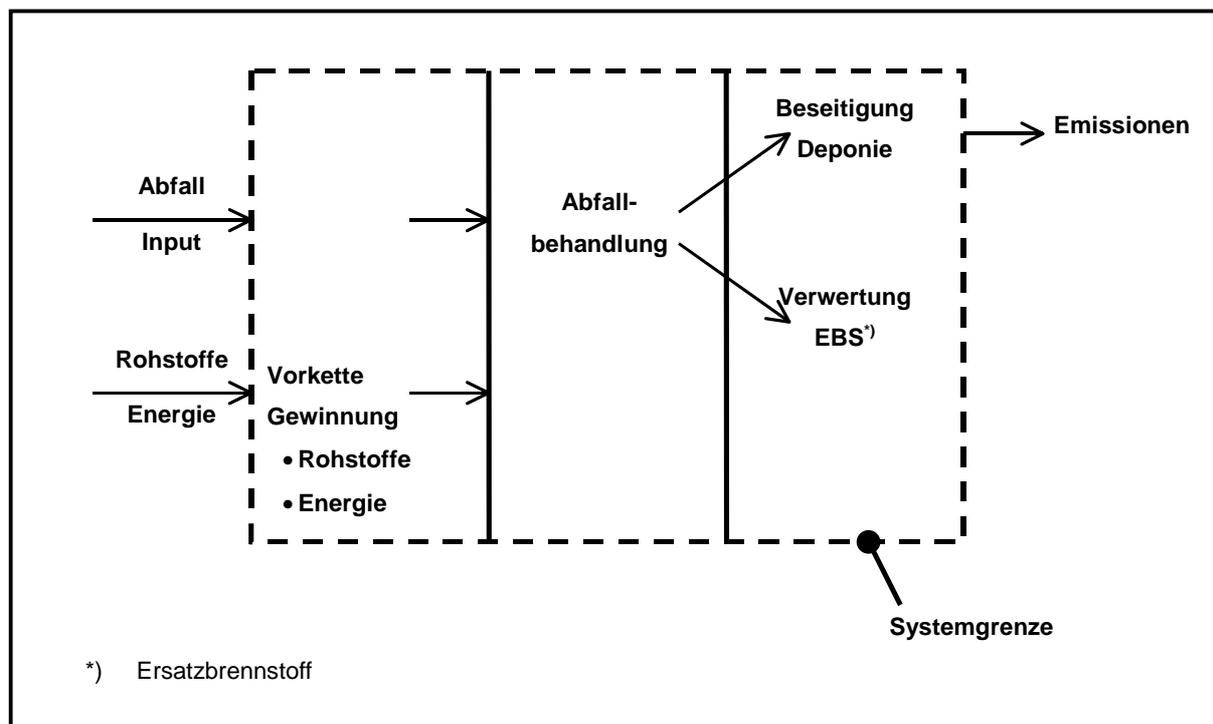


Abb. 4: In der gegenständlichen Studie festgelegte Systemgrenze

Obige Abbildung zeigt, daß eine enge Systemgrenze gewählt wurde. Es sollen nur die wichtigsten Einflußgrößen erfaßt und analysiert werden. Dieses Vorgehen ist deshalb gewählt worden, um für die Ergebnisfindung eine transparente Bilanzstruktur zu erhalten und dadurch nachvollziehbar entsprechend der vorgegebenen Aufgabenstellung ökologisch gleichwertige Gesamtlösungen aufzuzeigen. Natürlich sind die abgeschnittenen Einflußgrößen (z.B. Erstellung der Anlagen und Infrastruktur) in einer Sensitivitätsbetrachtung auf ihre Ergebnisrelevanz abzuprüfen.

Jede Variante wird über Untervarianten mit unterschiedlichen umweltbezogenen Standards berechnet. Um entsprechend der Aufgabenstellung der Untersuchung gleichwertige Lösungen zur MVA zu definieren, werden die Untervarianten nach folgenden Grundprinzipien entwickelt:

- Status quo (existierende Anlage mit mittlerem bis hohem Standard),
- an ausgewählten relevanten Einzelpunkten optimierte Anlage mit den besten verfügbaren Techniken,
- an allen relevanten Einzelpunkten optimierte Anlage auf den Stand der Technik.

Bei der Wahl der unterschiedlichen technologischen und umweltschutzbezogenen Niveaus werden in Österreich vorhandene Anlagen (MVA Wels, Verbrennungsanlage Lenzing, MBA Kufstein, etc.) eingeordnet und einbezogen.

Untersucht wird jeweils die Behandlung von 1.000 kg Restmüll (**funktionelle Einheit**), der sich wie ein für Österreich typischer Hausmüll zusammensetzt. Tab. 19 zeigt die wichtigsten Inputdaten für die folgenden Berechnungen.

Tab. 19: Inputdaten für die Berechnungen in der gegenständlichen Studie

	Input	O u t p u t											
		EBS (>50 + 18/50 mm)		EBS+ (flugfähig)		EBS- (nicht flugfähig)		Deponie (0 / 18 mm)		Wertst. Fe	Wertst. NE	Rotteverl.	
		Fracht in kg	Konz. in kg/Mg FS	Fracht in kg	Konz. in kg/Mg FS	Fracht in kg	Konz. in kg/Mg FS	Fracht in kg	Konz. in kg/Mg FS	Fracht in kg	Fracht in kg	Fracht in kg	
Masse	1.000		210		315		167		15	3	290		
Wasser	347	192					42	251			204		
TS	653	808					125	749	15	3	86		
C	234	324	101	481	69	219	15	90			49		
C <sub>klimarel.</sub>	81	137	50	238	22	70	4	24			5		
H	32	27,3	12	57	15,2	48	1,7	10,2			3		
N	5	5,7	2,1	10	0,9	3	1	6,0			0,5		
Cl	3,2	2,9	1,8	9	1,1	3	0,34	2,0			0,01		
S	4,1	3,2	1,7	8	1,5	5	0,90	5,4			0,15		
O	151	123	64	305	59	187	1,29	7,7			27		
	Konz. in g/Mg FS	Fracht in g	Fracht in g	Konz. in g/Mg FS	Fracht in g	Konz. in g/Mg FS	Fracht in g	Konz. in g/Mg FS	Fracht in g für Fe/NE				
Cr	800	63	27,7	132	34	108	35,7	214	701				
Pb	400	73,5	32,3	154	36,7	126	28	168	298				
Ni	600	21	9,2	44	11,3	36	31,7	190	547				
Cd	6	1,68	0,74	3,5	0,91	2,9	1,49	8,9	2,8				
Hg	1,7	0,26	0,12	0,55	0,14	0,45	0,27	1,6	1,2				
Zn	620	252	110	528	136	432	124	740	244				
As	2,2	1,05	0,46	2,2	0,57	1,8	1,1	6,6	0,1				
	Konz. in MJ/Mg TS	Fracht in MJ	Fracht in MJ	Konz. in MJ/Mg TS	Fracht in MJ	Konz. in MJ/Mg TS	Fracht in MJ	Konz. in MJ/Mg TS	Fracht in MJ				
H <sub>o</sub>	16.900							5.890					
	Konz. in MJ/Mg FS	Fracht in MJ	Fracht in MJ	Konz. in MJ/Mg FS	Fracht in MJ	Konz. in MJ/Mg FS	Fracht in MJ	Konz. in MJ/Mg FS	Fracht in MJ				
H <sub>u</sub>	9.500	7.500	3.900	18.500	3.600	11.400	600	3.600			1.400		

Die Spalte 1 zeigt die unterstellte Beschaffenheit des zu entsorgenden Restmülls (Österreich). Die Splittingvarianten trennen diesen Restmüllinput (Hausmüll) auf verschiedene Outputfraktionen unterschiedlicher Beschaffenheit auf. Insbesondere ist hierbei eine Deponiefraktion zu erzeugen, die der österreichischen Rechtslage (für das Jahr 2004) genügt.

Für die Modellierung einer derartigen Aufbereitung wurde auf unterschiedliche Datensätze zurückgegriffen (18, 52, 53, 54, 55), wobei die wesentliche Grundlage aus den Versuchsreihen an der Pilotanlage Kufstein entstammen. Daten für das Ausgangsmaterial Hausmüll wurde aus (56) entnommen. Bei der Bearbeitung der obigen Tabelle ist ein beachtliches Defizit offenkundig geworden. Es fehlen, trotz umfangreicher Studien über die Materialströme der MBA belastbare Bilanzdaten. Wir weisen daher an dieser Stelle darauf hin, daß bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung eine umfangreiche Stoffflußanalyse dringend erforderlich wäre, um die Zusammensetzung der verschiedenen Fraktionen repräsentativ zu dokumentieren. Mangels anderer Daten wurde auf vorhandene – wenn auch nicht immer plausible – Daten zurückgegriffen.

Für die Modellierung der Abfalltransporte wurde im Fall der MVA (Bezugsvariante) eine zentrale Anlage für ein Bundesland unterstellt. Hieraus folgt eine mittlere Transportentfernung für den anzuliefernden Abfall von 50 km/Mg.

Die MVA-Schlacke ist zu deponieren, was mit einer Transportentfernung von 100 km/Mg sicherlich ungünstige Bedingungen abdeckt.

Für die MBA wurde eine eher dezentrale Konzeption (4 MBA je Bundesland) mit einer mittleren Transportentfernung von 20 km/Mg unterstellt.

Für die Vermarktung des in der MBA erzeugten Stabilats bzw. der hochkalorischen Fraktion können durchaus lange Transportstrecken eintreten, die bis hin zur internationalen Vermarktung eines derartigen Produktes gehen können. Mit unterstellten mittleren Transportentfernungen von 210 km für Kraftwerke wird eine typische Fallkonstellation bei innerösterreichischer Verwertung unterstellt. Für Zementwerke wurde eine mittlere Transportentfernung von 100 km angesetzt.

## 5.5 Ergebnisse

### 5.5.1 Variante 1 (Bezugsvariante)

Diese Fallkonstellation dient der folgenden Untersuchung als Bezugsvariante. Der Abfall (1.000 kg des Modellabfalls, vgl. Tab. 19,  $H_u$  9.500 MJ/Mg FS) wird ohne Vorbehandlung direkt in eine Müllverbrennungsanlage (MVA) gegeben.

Frühere Untersuchungen (57) haben gezeigt, daß für Ökobilanzberechnungen der MVA das jeweilige Energiekonzept starke Auswirkungen auf das Gesamtergebnis hat.

So verfügen die beiden Wiener MVAs über eine Auskopplung von Strom und Wärme (sog. Kraft-Wärme-Kopplung). Dieses Energiekonzept ist unter ökologischen Gesichtspunkten positiv zu sehen und führt zu sehr hohen Gutschriften. Beide Wiener MVAs sind im Grundlastbereich des betriebenen Fernwärmenetzes eingebunden. Die MVA Spittelau hat beispielsweise 1997 rund 6.000 MJ/Mg an Fernwärme bereitgestellt. Die MVAs sind insgesamt auf die Fernwärmebereitstellung hin ausgerichtet. Die gleichzeitig erzeugte Strommenge deckt den Eigenbedarf der Anlagen und führt nur zu geringen Nettoüberschüssen (rund 140 kWh/Mg bzw. 512 MJ/Mg) (58).

Die MVA Wels dementsgegen verfügt nur über eine vergleichsweise geringe Möglichkeit der Wärmeauskopplung, was durch das Standortumfeld definiert wird. Daher ist das Energiekonzept auf die Auskopplung von Strom ausgerichtet. In Wels werden je 1.000 kg Restabfall rund 600 kWh (2.200 MJ) an Strom ins öffentliche Netz abgegeben (59). Umgerechnet auf Primärenergieträger bedeutet diese Auskopplung ein Energieäquivalent von rund 5.800 MJ (Kohlekraftwerk mit einem elektrischen Wirkungsgrad von 38 %).

Neben der ausschließlichen Verstromung und der Kraft-Wärme-Kopplung besteht zusätzlich die Möglichkeit, den erzeugten Dampf direkt zu liefern. Hierfür muß ein industrieller Abnehmer (oder eine Gruppe von Abnehmern) vorhanden sein. In diesem Fall sind für den betrachteten Restmüll energetische Wirkungsgrade oberhalb von 7.000 MJ/Mg realisierbar (maximal 75 %). Derartige Anlagen bzw. Energiekonzepte sind in Deutschland in Einzelfällen umgesetzt worden (z.B. Burgkirchen).

Analysiert man die Situation in Deutschland (59 MVAs), so schwanken die Gesamtnutzungsgrade des Energieinputs zwischen 15 % und über 75 % (60). Im Mittel liegen die Nutzungsgrade bei 30–40 %. Sechs MVAs weisen einen Gesamtwirkungsgrad oberhalb von 60 % auf (61). Allerdings ist in diesen Zahlen zu berücksichtigen, daß die ausgekoppelten Energiearten unterschiedlich sind (Strom, Warmwasser, Dampf).

Unter dem Blickwinkel der Aufgabenstellung dieser Studie ist für die Variante 1 der Bau einer vierten MVA für Österreich als Bezugsvariante relevant. Die Varianten 2 bis 5 (siehe auch Tabelle 19) sind mit dieser Variante zu vergleichen und ökologisch zu bewerten.

Der derzeitige Planungsstand zeigt, daß kein neuer Anlagenstandort in Österreich mit hoher Standortgunst (Fernwärmenetz vorhanden, MVA in Grundlast eingebunden) wahrscheinlich ist. Um daher nicht dem Vorwurf ausgesetzt zu sein, für die Bezugsvariante unrealistisch günstige Randbedingungen unterstellt zu haben, bot sich für unsere Berechnung die MVA Wels an, da sie den energetisch weniger günstigen Fall für die MVA repräsentiert (reine Stromauskopplung, Turbine im Kondensationsbetrieb) (Untervariante B).

Die MVA Wels ist von der sonstigen Ausstattung her betrachtet den anderen MVAs in Österreich vergleichbar, sodaß keine Bedenken gegenüber der Repräsentativität dieser Anlage für die Fallkonstellation Müllverbrennung bestehen. Als energetisch günstigere, aber realistische Untervariante wäre eine Konstellation denkbar, in der die Neu-MVA, vergleichbar dem Beispiel Lenzing, Industriekunden Prozessdampf liefert (Untervariante C). Dieser Prozessdampf würde eine konventionelle Kohlefeuerung ersetzen, so das Beispiel Lenzing.

Eine weitere wichtige Randbedingung für die Berechnungen stellen die von der MVA ausgehenden Emissionen dar. Die folgende Tabelle zeigt die Emissionsdaten der Anlage Wels im Vergleich mit der MVA Spittelau. Auch dieser Vergleich zeigt, daß das Emissionsniveau Wels bezogen auf andere MVAs in Österreich nicht aus dem Rahmen fällt.

Allerdings ist bezogen auf die Aufgabenstellung der Studie die Frage zu stellen, ob für eine Neuanlage ein derartig niedriges Emissionsniveau auch heute noch realisiert werden würde, da sich die gegenwärtigen politischen Randbedingungen eher an der Kosteneffizienz orientieren. Die folgende Tabelle zeigt daher auch die Werte, die für kostenoptimierte Neuanlagen heute angeboten werden.

Tab. 20: Emissionswerte MVA-Rostfeuerungsanlagen (in %, mg bzw. ng/Nm<sup>3</sup>, tr., 11 % O<sub>2</sub>)

	MVA Spittelau (1998)	MVA Wels (WAV) (1997)	Ergebnis Marktbefragung (1998)	
<b>Relevante carcinogene Stoffe:</b>				
Arsen	<0,003	0,0008	<0,1	mg/m <sup>3</sup>
Beryllium	k.A.	n.n.	<0,1	mg/m <sup>3</sup>
Cadmium	<0,002	0,00004	0,025–<0,1	mg/m <sup>3</sup>
Chrom <sub>gesamt</sub>	<0,001	0,00039	<0,1	mg/m <sup>3</sup>
davon Chrom-VI	k.A.	n.n.	<0,1	mg/m <sup>3</sup>
Nickel	<0,001	<0,0001	<0,1	mg/m <sup>3</sup>
Benzol		n.n.	<0,1	mg/m <sup>3</sup>
PCDD/F (I-TEF)	0,033	<0,05	0,05–<0,1	ng/m <sup>3</sup>
<b>Flüchtige Schwermetalle:</b>				
Quecksilber	0,006	0,00007	0,025–<0,1	mg/m <sup>3</sup>
<b>Relevante Stoffe, die zum Treibhauseffekt beitragen:</b>				
CO <sub>2</sub>	k.A.	10	15	%
CH <sub>4</sub>	k.A.	0	0	mg/m <sup>3</sup>
CO	34,00	11	5–<100	mg/m <sup>3</sup>
Organische Stoffe (C <sub>org</sub> )	0,20	<1,0	8–<20	mg/m <sup>3</sup>
<b>Relevante Stoffe, die zur Versauerung beitragen:</b>				
NO <sub>x</sub> (als NO <sub>2</sub> )	16,0	52	<100–150	mg/m <sup>3</sup>
HF (als F <sup>-</sup> )	0,07	<0,05	0,5–0,75	mg/m <sup>3</sup>
HCl (als Cl <sup>-</sup> )	0,40	<0,05	5–<15	mg/m <sup>3</sup>
SO <sub>2</sub>	3,70	<1,0	20–<100	mg/m <sup>3</sup>
NH <sub>3</sub>	1,0	<3,0	≤10	mg/m <sup>3</sup>
<b>Relevante Stoffe, die zur Eutrophierung beitragen:</b>				
NO <sub>x</sub> (als NO <sub>2</sub> )	16,0	52	<100 -150	mg/m <sup>3</sup>
NH <sub>3</sub>	1,0	<3,0	≤10	mg/m <sup>3</sup>
<b>Weitere Stoffe:</b>				
Staub	0,30	0,082	5–<10	mg/m <sup>3</sup>
Blei	<0,007	0,0012	k.A.	mg/m <sup>3</sup>
Kobalt	<0,001	<0,0001	k.A.	mg/m <sup>3</sup>
Zink	0,023	<0,0003	k.A.	mg/m <sup>3</sup>

- a) Die Grenzwerte gelten für die Summe von Arsen, Kobalt und Nickel (0,7 mg/m<sup>3</sup> – mittlere Anlagen [0,75–15 Mg/h] / 0,5 mg/m<sup>3</sup> – Großanlagen [mehr als 15 Mg/h])
- b) Die Grenzwerte gelten für die Summe von Blei, Zink und Chrom (3 mg/m<sup>3</sup> – mittlere Anlagen [0,75–15 Mg/h] / 2 mg/m<sup>3</sup> – Großanlagen [mehr als 15 Mg/h])

Insgesamt stellen sich die berechneten Untervarianten wie folgt dar:

Tab. 21: Untervarianten der Variante 1

Variante	Untervariante	Technik
1	A	<u>Energie</u> : Stromauskopplung wie MVA Wels <u>Emissionen</u> : kostenoptimierte Neuanlage
1	B	<u>Energie</u> : Stromauskopplung wie MVA Wels <u>Emissionen</u> : wie MVA Wels
1	C	<u>Energie</u> : Prozessdampfbereitstellung, verdrängtes Kohlekraftwerk nach (62), <u>Emissionen</u> : wie MVA Wels

Das eingesetzte Rechenprogramm umfaßt, neben Gut- und Lastschriften für die relevanten In- und Outputströme der Abfallverbrennung auch die Umwelteinflüsse der Schlackeverwertung. Da in Österreich eine derartige Verwertung nicht durchgeführt wird und eine Deponierung der Schlacke nach entsprechender Konditionierung erfolgt, wurde insgesamt auf die Berechnung eines Wasserpfades (auch für die Deponierung anderer Abfälle, s.u.) verzichtet. Verschiedene ökobilanzielle Betrachtungen der Vergangenheit haben gezeigt, daß die Verwertung von MVA-Schlacken die mit Abstand bedeutendste Auswirkung auf den Wasserpfad hat (42, 46, 63). Ob es für die betrachteten bzw. zu vergleichenden Varianten relevante Unterschiede durch Schlackedeponierung gegenüber der Ablagerung von Deponiefractionen aus der MBA gibt, wird in der Sensitivitätsanalyse betrachtet.

Die folgende Tab. 22 zeigt die aggregierten Untersuchungsergebnisse für die Variante 1.

Wie im methodischen Teil (Kap. 5.2) näher erläutert, liefert das eingesetzte Rechenprogramm Ergebnisse für die lokale und die globale Betrachtung.

Die lokale Betrachtung liefert Daten für die Quellenstärke der Emissionen (der relevanten Kategorien) der betrachteten Anlagen.

Die globale Betrachtung liefert Daten für die ökologische Bilanz. Neben Emissionen aus dem Anlagen werden zusätzlich Gut- und Lastschriften einbezogen.

Positive Zahlenwerte stellen eine UmweltBElastung dar, negative Zahlenwerte eine Umwelt-ENTlastung. Daher können lokale Ergebnisse nur  $\geq 0$  ausfallen, also positive Zahlenwerte ergeben (Belastung).

Umwelentlastungen (negative Zahlenwerte) können bei ökobilanzieller Betrachtung auftreten. Dies ist dann der Fall, wenn alle Gutschriften die lokalen Umwelteffekte einschließlich der globalen Lastschriften überkompensieren. Die folgende Abbildung 5 zeigt diesen Effekt exemplarisch für die Wirkungskategorie Treibhauspotential.

Tab. 22: Berechnungsergebnis Variante 1 (Müllverbrennung) (alle Eingabedaten der Sachbilanz siehe Anhang A)

	A	A	B	B	C	C
<b>1. Ressourcen</b>	lokal	global	lokal	global	lokal	global
<b>1.1 Flächenverbrauch</b>						
mit Nachnutzungsmöglichkeit m <sup>2</sup> /Mg						
ohne Nachnutzungsmöglichkeit m <sup>2</sup> /Mg		0,027		0,027		0,027
<b>1.2 Massenbilanz Output, Abfälle</b>						
Deponie Mg/Mg		0,32		0,32		0,32
UTD Mg/Mg		0,030		0,030		0,030
radioaktiver Abfall g/Mg						
<b>1.3 Kumulierte Primärenergie</b> MJ/Mg		-5.380		-5.380		-7.650
<b>2. Emissionen</b>						
<b>2.1 Emissionen Luftpfad</b>						
<b>2.1.1 Humantoxizität/Ökotoxizität</b>						
Summe carcinogene Stoffe m <sup>3</sup> /Mg	2,81E+09	2,67E+09	2,87E+07	-1,07E+08	2,87E+07	-1,97E+08
Summe toxische Schwermetalle m <sup>3</sup> /Mg	3,45E+09	3,30E+09	2,98E+07	-1,28E+08	2,98E+07	-1,36E+08
<b>2.1.2 Treibhauspotential (GWP)</b> mg CO <sub>2</sub> -Äq./Mg	- <sup>@</sup>	-3,00E+08	- <sup>@</sup>	-3,01E+08	- <sup>@</sup>	-5,74E+08
<b>2.1.3 Ozonabbaupotential (ODP)</b> mg R11-Äq./Mg	- <sup>@</sup>	-7,39E+00	- <sup>@</sup>	-7,39E+00	- <sup>@</sup>	-7,39E+00
<b>2.1.4 Photooxidantienbildungspotential (POCP)</b> mg Ethen-Äq./Mg	1,28E+04	-4,37E+04	1,28E+03	-5,53E+04	1,28E+03	-1,76E+05
<b>2.1.5 Versauerungspotential (AP)</b> mg SO <sub>2</sub> -Äq./Mg	9,67E+05	-1,71E+05	2,45E+05	-8,93E+05	2,45E+05	-1,40E+06
<b>2.1.6 Eutrophierungspotential (NP)</b> mg PO <sub>4</sub> -Äq./Mg	- <sup>@</sup>	2,05E+03	- <sup>@</sup>	-6,30E+04	- <sup>@</sup>	-2,75E+04

<sup>@</sup> Für die Kategorien GWP, ODP und NP sind lokale Ergebnisse zwar rechnerisch zu ermitteln, eine Zahlenangabe ist aber nicht sinnvoll, da von diesen Kategorien keine lokale Wirkung ausgeht.

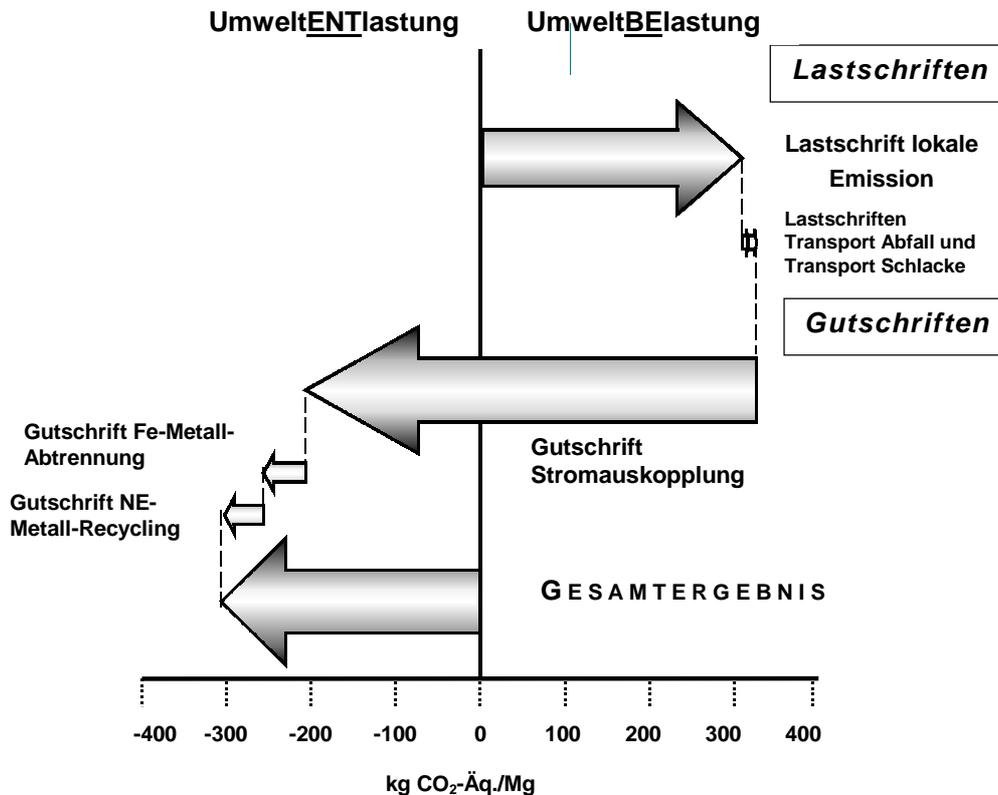


Abb. 5: Aufschlüsselung der Last- und Gutschriften bei der CO<sub>2</sub>-Bilanz der Variante 1B

Für die Ergebnisbewertung ist auffällig, daß trotz des beschriebenen eher ungünstigen Energiekonzepts für die Anlage Wels (Untervariante A und B) die Bilanzergebnisse global insgesamt eine Umweltentlastung ergeben (für die meisten betrachteten Kategorien). Dieses Ergebnis bedeutet im Kern, daß die betrachteten Varianten, unabhängig von der Beschaffenheit des verbrannten Abfalls, die Nutzen (Gutschriften) aus der Abfallverbrennung die Emissionen durch die Verbrennung überkompensieren. Wesentliche Einflußgröße hierfür ist die jeweilige Energieauskopplung. Basis für die Berechnung der hierfür einzustellenden Gutschriften ist das Lastenpaket, welches die konventionelle Stromerzeugung im liberalisierten Strommarkt Mitteleuropas trägt. Auf eine spezielle Ermittlung eines Lastenpaketes für ein Bundesland oder für Österreich wurde angesichts des anstehenden europäischen Binnenmarktes für Strom verzichtet. Für die Untervariante C wurde ein Lastenpaket für die Energiebereitstellung aus einem Kohlekraftwerk modelliert. Hierfür wurde aus Daten von (62) zurückgegriffen.

Ein wichtiges Untersuchungsergebnis der verglichenen Untervarianten ist sicherlich die für das Versauerungspotential und die beiden toxikologischen Kategorien deutlich höhere lokale Auswirkung der Untervariante A. Man erkennt hierin den umweltbezogenen Unterschied, würde eine Anlage zu den heute angebotenen kostenoptimalen Bedingungen erstellt werden. Interessant in diesem Zusammenhang ist auch, daß für die toxikologischen Kategorien das Bilanzergebnis positiv bleibt, also die Gutschriften aus der Stromauskopplung die lokalen Umwelteffekte nur unwesentlich kompensieren können (auf der Bilanzenebene) und eine Umweltbelastung resultiert.

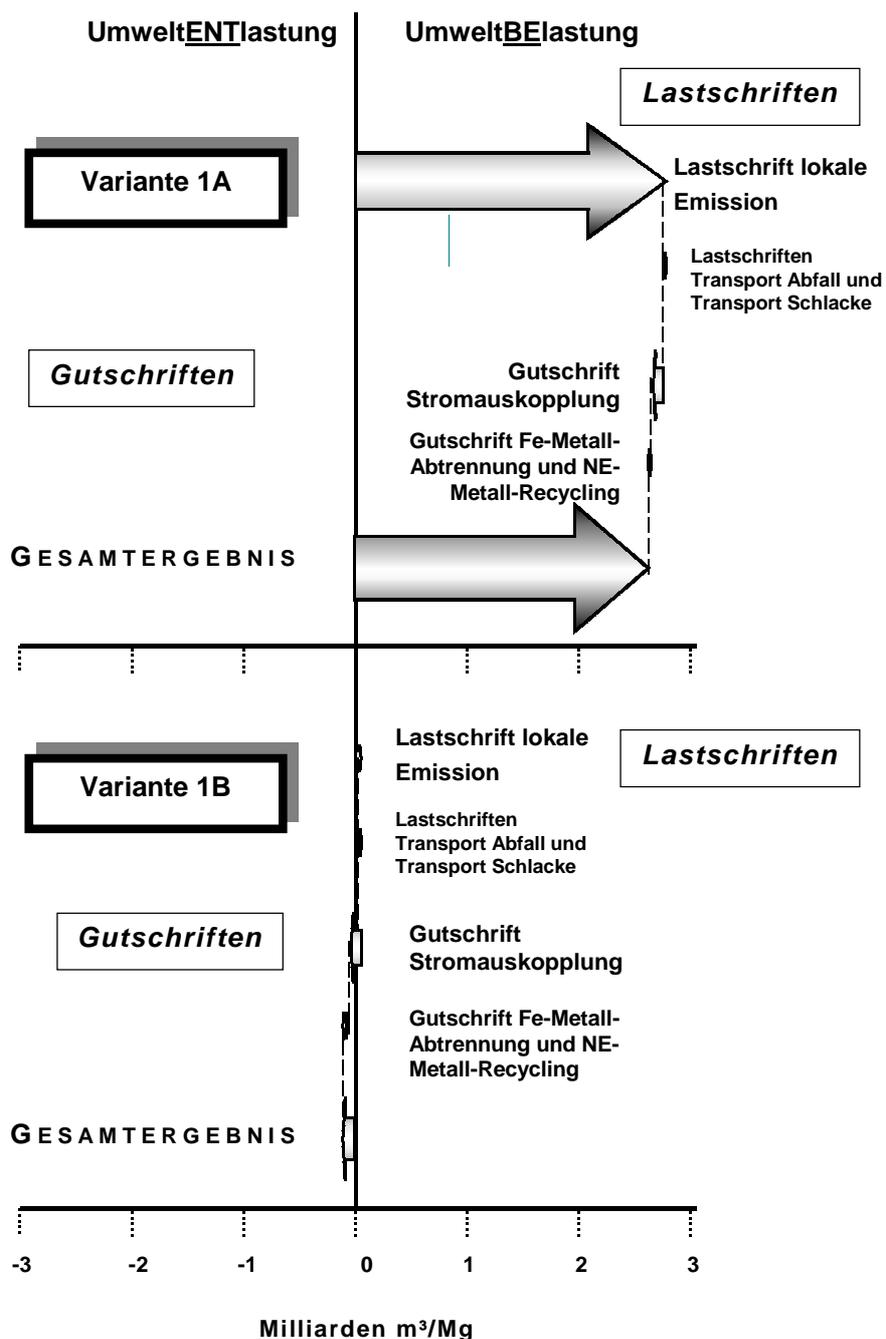


Abb. 6: Aufschlüsselung der Last- und Gutschriften der Bilanz für Humantoxizität/carcinogene Stoffe; hier: Variante 1A im Vergleich mit Variante 1B

Für die weitere Betrachtung soll als Bezugsvariante die Untervariante B als Modell für den Bau einer Neuanlage in Österreich herangezogen werden.

### 5.5.2 Variante 2

Die österreichische Rechtslage erlaubt auch nach 2003 (siehe auch Kapitel 2.1.2 und 2.1.3) die Deponierung von Abfällen, wenn sie einer Vorbehandlung unterzogen wurden. Neben der reinen Müllverbrennung ist danach auch die mechanisch-biologische Abfallbehandlung zulässig, wenn die Deponiefraktion die Anforderungen gemäß DVO einhält (insbesondere  $H_0$  von  $< 6.000 \text{ kJ/kg TS}$ ) (vergl. Kap. 2.1.2).

Für die Berechnung der Umwelteinwirkungen der MBA als zentralen Behandlungsschritt eines durchzuführenden Abfallsplittings wurde, da nicht auf existierende Anlagen zurückgegriffen werden konnte, die dem Stand der Technik entsprechen, eine Modellanlage angenommen (in Anlehnung an die Pilotanlage Kufstein, s.o., Tab. 19).

Der aus diesen Modellanlagen abgeschätzte Massenstrom wird für alle technischen Untervarianten gleich angenommen, da er im wesentlichen von der Abfallqualität und der mechanischen Behandlungsstufe abhängig ist.

Auf der Basis der in Tab. 19 beschriebenen Abfallqualitäten und der in Österreich vorhandenen Erfahrung mit einschlägigen Aufbereitungstechniken (64) ergibt sich die in Tab. 23 zusammengefaßte Stoffstromaufteilung. Derartige Massenstromaufteilungen können derzeit von unterschiedlichen MBA-Techniken erwartet werden.

Tab. 23: Massenstrom Verfahrenskonzept MBA zur Erzeugung einer hochkalorischen und einer Deponie-Fraktion

<b>Input</b>	1.000 kg
<b>Output:</b>	
1. hochkalorische Fraktion	525 kg
2. Deponiegut (6.000 kJ/kg TS)	167 kg
3. Fe-Metalle	15 kg
4. NE-Metalle	3 kg
5. Rotte-/Wasserverlust	ad 1.000 kg

In Variante 2 dieser Untersuchung wird der Standard der Vorbehandlung variiert (drei Untervarianten), die nachgelagerten Behandlungsschritte werden konstant gehalten. Hierdurch soll untersucht werden, welchen Einfluß der Standard der MBA auf das Gesamtergebnis einer Splittingvariante hat.

Neben den Betriebsdaten der MBA ist insbesondere das Emissionsverhalten (bzw. die Effektivität der Abluftreinigung) ergebnisrelevant.

Als niedriger technologischer Standard wird ein Emissionsverhalten wie die Pilotanlage Kufstein (Abluft nach geschlossenem Biofilter) gerechnet. Die Datenbasis für die Abluftbelastung liefern Abluftmessungen des Umweltbundesamtes an der Pilotanlage Kufstein (65); für einzelne Parameter wurden Daten aus anderen Untersuchungen ergänzt. So zeigte sich fußend auf Erkenntnissen der Universität Hannover (17, 66) an der MBA Lüneburg (D) und fußend auf den laufenden, noch nicht veröffentlichten Messungen an der Pilotanlage Kufstein, daß Biofilter zu Sekundäremissionen führen ( $N_2O$ ,  $NO$ ) und andere Emissionen nicht ausreichend zurückhalten ( $CH_4$ ). Derartige Sekundäremissionen werden mit der Untervariante A angenommen, wobei bewußt keine worst-case-Bedingungen wie in Lüneburg unterstellt wurden (Daten siehe Anhang).

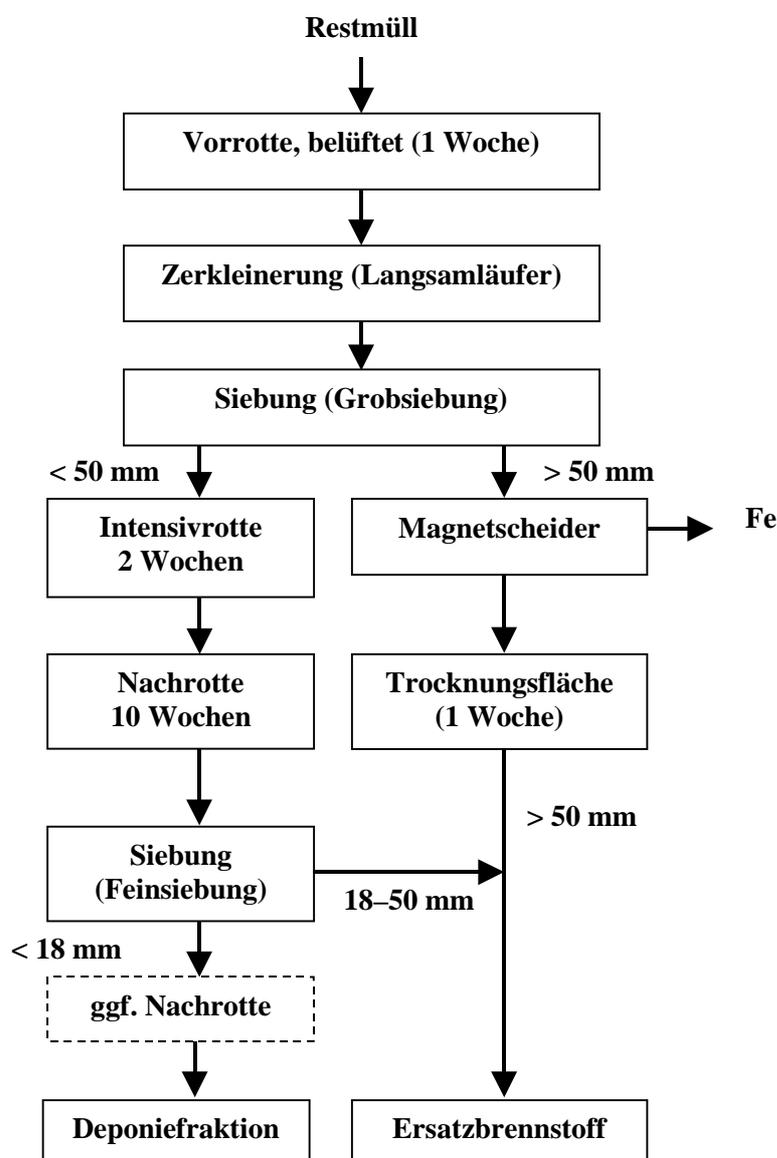


Abb. 7: Anlagenkonzept einer MBA zur Erzeugung einer Deponie-Fraktion und einer hochkalorischen Fraktion (EBS)

Bei der Variante A wird auch insgesamt bewußt **keine** worst-case-Annahme über das Emissionsverhalten der MBA getroffen. Eine worst-case-Annahme würde sicherlich eine offene Rotte darstellen, bei der das Rohgas ohne Filterung emittiert wird. Da unsere Untersuchung zukunftsgerichtet sein soll, wird unterstellt, daß derartige Techniken nicht zeitgemäß sind und zukünftig in Österreich nicht mehr praktiziert werden. Die folgende Tabelle zeigt Auslegungsdaten von Biofiltern verschiedener österreichischer und deutscher MBA-Anlagen.

Tab. 24: Auslegungsdaten von Biofiltern bei MBA-Anlagen: Volumenbelastung [ $\text{m}^3/\text{m}^3\cdot\text{h}$ ] (17)

Anzahl Anlagen	5	15	3	Minimum	Maximum
Volumenbelastung [ $\text{m}^3/\text{m}^3\cdot\text{h}$ ]	< 50	50 – 100	100 – 150	18	260

Für den nachgelagerten thermischen Behandlungsschritt bietet es sich an, die Mitverbrennung in der Wirbelschichtanlage Lenzing anzusetzen, da diese Möglichkeit in Österreich für hochkalorische MBA-Fractionen real gegeben ist. Lenzing wird als Verbrennungsschritt für alle drei Untervarianten gewählt. Für Lenzing wurden die vom Betreiber angegebenen Emissionen (35) angesetzt. Die Energiegutschriften für Strom wurden entsprechend dem genannten mitteleuropäischen Strommix gerechnet. Für die Dampflieferung an die benachbarte chemische Fabrik sollten untypische Ergebnisse vermieden werden. Der Dampf wird, sofern die Abfallverbrennung nicht arbeitet, durch ältere Kohlekessel bereitgestellt. In dieser Untersuchung wurde unterstellt, daß der Dampf aus modernen Kohlekesseln geliefert würde. Hierzu haben wir Mittelwerte von 11 Kohlekraftwerken herangezogen (36).

Für die Deponierung wurde in dieser Variante ebenfalls keine Variation der gegebenen Standards vorgenommen. Vielmehr wurde, in Anlehnung an (67), eine Optimaldeponie gerechnet. So wurde angenommen, daß nur 3 % des im Abfall enthaltenen Kohlenstoffs zu Deponiegas im Verlauf eines 100-jährigen Betrachtungszeitraums umgewandelt werden kann. Der TOC wurde entsprechend der in Österreich gegebenen Heizwert-Regelung mit knapp 16 % FS abgeschätzt. Hieraus folgt eine über 100 Jahre freigesetzte Deponiegasmenge von  $10 \text{ m}^3$  mit einem Methangehalt von rund  $525 \text{ g/m}^3$ . Weiters wird nach (67) der Aufbau eine Methanoxidationsschicht angesetzt, die Sommer wie Winter das emittierte Methan zu 95 % oxidiert. Die abgeschätzte Sickerwassermenge wird nicht weiter betrachtet, da das Sickerwasser nicht direkt emittiert, sondern einer Sickerwasseraufbereitung zugeführt wird. Da von der Deponiefraction, ähnlich wie für die MVA-Schlacke (verfestigt auf der Deponie, s.o.) oder dem erzeugten Klinker (als Bauschutt in spe) keine relevanten Emissionsunterschiede erwartet werden, wurde auf eine Modellierung des Wasserpfades insgesamt verzichtet (siehe auch die folgende Sensitivitätsbetrachtung).

Die Untervarianten B und C fußen ebenfalls auf den Betriebsdaten der Pilotanlage Kufstein (17) und den Abluftmessungen des Umweltbundesamtes an dieser Anlage (68). Allerdings wurde für die Variante B nicht der gegenwärtig betriebene Biofilter, sondern ein optimierter Filter unterstellt. Insbesondere wurde unterstellt, daß ein wirksamer Ammoniakwäscher vorhanden ist (Abscheideleistung 75 %) und dadurch verhindert wird, daß der nachgeschaltete Biofilter (Variante B) zur Quelle von Sekundäremissionen wird (z.B.  $\text{N}_2\text{O}$ , wie in Untervariante A). Weiter wird ein eingehauster, gut gewarteter Biofilter mit einer Dimensionierung von  $50\text{--}100 \text{ m}^3/\text{m}^3\cdot\text{h}$  angenommen (vgl. Tabelle 24). Durch die gesteuerte Ammoniakwäsche kann zudem erreicht werden, folgt man der Diskussion in Deutschland um die Festlegung von Grenzwerten für die TOC-Fracht (69) und bisher unveröffentlichten Messungen des UBAs Wien, daß auch die TOC-Abluftwerte (genauer NMVOC) weiter reduziert werden. Allerdings wurde unsererseits für die bekannten, biologisch nur schwer abbaubaren Einzelstoffe (CKW/ FCKW) sowie für Methan ein vollständiger Filterdurchbruch angenommen (die genauen angesetzten Werte sind im Anhang B wiedergegeben).

Für die Untervariante C wiederum wurde ein nicht-biologisch wirkender Filter unterstellt. Wir haben eine Reinigungsleistung von  $>90 \%$  angesetzt. Diese Abscheideleistungen sind mit der regenerativen Nachverbrennung der MBA-Abluft erreichbar (70). Zusätzlich wurde in der Untervariante C eine weitgehende Kreislaufführung der Abluft angenommen. Hier scheinen Daten, wie sie in einzelnen deutschen MBAs gegenwärtig gefahren werden ( $3.000 \text{ m}^3/\text{Mg}$ ), als Optimalvariante denkbar (die genauen angesetzten Werte sind auch hier im Anhang B wiedergegeben). Als Lastschrift werden die Betriebsmittelverbräuche (Erdgas) und die aus den laufenden Pilotanlagen bekannten Emissionen (71) eingerechnet. Mit der Variante C

sind danach die Vorgaben der in Deutschland in Diskussion befindlichen 29. BImSchV (72) als eingehalten angenommen.

Die folgende Tabelle zeigt die Untervarianten der Variante 2.

Tab. 25: Untervarianten der Variante 2

Variante	Untervariante	Technik
2	A	<b>MBA: Status quo Biofilter (MBA Kufstein)</b> <u>Verbrennung</u> : Anlage Lenzing (Kraftwerk) <u>Deponierung</u> : Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
2	B	<b>MBA: optimierter Biofilter mit Ammoniakwäscher</b> <u>Verbrennung</u> : Anlage Lenzing (Kraftwerk) <u>Deponierung</u> : Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
2	C	<b>MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung &gt;90 %), Abluftkreislaufrführung</b> <u>Verbrennung</u> : Anlage Lenzing (Kraftwerk) <u>Deponierung</u> : Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)

Die folgende Tabelle zeigt die resultierenden Berechnungsergebnisse.

Tab. 26: Berechnungsergebnis Variante 2 (alle Eingabedaten der Sachbilanz siehe Anhang B)

	A	A	B	B	C	C
1. Ressourcen	lokal	global	lokal	global	lokal	global
<b>1.1 Flächenverbrauch</b>						
mit Nachnutzungsmöglichkeit m <sup>2</sup> /Mg						
ohne Nachnutzungsmöglichkeit m <sup>2</sup> /Mg		0,025		0,025		0,025
<b>1.2 Massenbilanz Output, Abfälle</b>						
Deponie Mg/Mg		0,167* +0,1**		0,167* +0,1**		0,167* +0,1**
UTD Mg/Mg		0,019		0,019		0,019
radioaktiver Abfall g/Mg						
<b>1.3 Kumulierte Primärenergie</b> MJ/Mg		-5.965		-6.015		-5.615
<b>2. Emissionen</b>						
<b>2.1 Emissionen Luftpfad</b>						
<b>2.1.1 Humantoxizität/Ökotoxizität</b>						
Summe carcinogene Stoffe m <sup>3</sup> /Mg	1,10E+07	-1,58E+08	1,10E+07	-1,59E+08	4,23E+06	-1,62E+08
Summe toxische Schwermetalle m <sup>3</sup> /Mg	2,81E+07	-1,08E+08	2,81E+07	-1,09E+08	1,92E+07	-1,13E+08
<b>2.1.2 Treibhauspotential (GWP)</b> mg CO <sub>2</sub> -Äq./Mg	-@	-2,28E+08	-@	-3,40E+08	-@	-3,66E+08
<b>2.1.3 Ozonabbaupotential (ODP)</b> mg R11-Äq./Mg	-@	6,42E+03	-@	6,42E+03	-@	8,02E+01
<b>2.1.4 Photooxidantienbildungspotential (POCP)</b> mg Ethen-Äq./Mg	3,77E+05	2,92E+05	1,90E+05	1,05E+05	1,92E+04	-6,43E+04
<b>2.1.5 Versauerungspotential (AP)</b> mg SO <sub>2</sub> -Äq./Mg	7,72E+05	-4,47E+05	3,18E+05	-9,09E+05	2,42E+05	-9,54E+05
<b>2.1.6 Eutrophierungspotential (NP)</b> mg PO <sub>4</sub> -Äq./Mg	-@	3,70E+04	-@	-1,79E+04	-@	-2,37E+04

@ Für die Kategorien GWP, ODP und NP sind lokale Ergebnisse zwar rechnerisch zu ermitteln, eine Zahlenangabe ist aber nicht sinnvoll, da von diesen Kategorien keine lokale Wirkung ausgeht.

\* MBA-Deponieoutput

\*\* Schlacken/Bettasche aus Verbrennung

Tabelle 26 zeigt die folgenden wesentlichen Ergebnisse:

- Vergleicht man Splittingvarianten mit der konventionellen Müllverbrennung (Bezugsvariante 1B), erweist sich der MBA-Standard (Abluftreinigung) als ergebnisrelevant.
- Die ungünstigsten Ergebnisse für die Kategorie Treibhauseffekt sind durch den Durchbruch von Methan durch den Biofilter und die Sekundärbildung von  $N_2O$  im Biofilter zu erklären. Dies ließe sich durch eine optimierte Filtertechnik reduzieren.
- Die ungünstigen Bilanzergebnisse für POCP sind auf die NMVOC-Emissionen aus der MBA zurückzuführen; diese ließen sich aber durch eine optimierte Filtertechnik um mehr als eine Größenordnung verringern (Untervariante C).
- Für die Kategorie Ozonabbaupotential (Untervariante A und B) stellt die MBA aufgrund der gemessenen FCKW-Emissionen eine bisher unterbewertete Quelle dar. Für Österreich wurden hohe FCKW-Emissionen nicht nur in der Abluft der MBA Kufstein, sondern auch in der Abluft der MBA Siggerwiesen gefunden, nicht aber in der Abluft der MBA Allerheiligen. Daher ist eine vertiefte Ursachenaufklärung (Input) sicherlich von Nöten.
- Auch unter lokalen Gesichtspunkten ist die Quellenstärke der Untervariante A beachtlich. Dies gilt auch für die Kategorie Versauerungspotential, was selbst über den Quellenstärken einer Monoverbrennung (Bezugsvariante 1B) liegt. Hintergrund sind die gemessenen hohen Ammoniakfrachten.
- Insgesamt, vergleicht man die Bezugsvariante 1B mit den Varianten 2A und 2B, schneidet auf lokaler und globaler Ebene die Splittinglösung tendenziell schlechter ab. Eine Angleichung der Ergebnisse gelingt, wenn die Abluftreinigung der MBA optimiert ist (Untervariante C).
- Unter energetischen Gesichtspunkten schneiden die Splittingvarianten geringfügig besser ab als die Monoverbrennung in der MVA Wels. Dieses Ergebnis ist als direkte Folge des höheren energetischen Wirkungsgrads der Anlage Lenzing für die hochkalorische MBA-Fraktion und der österreichischen Heizwertregelung (s.o.) zu sehen. Letztere zwingt zu einer weitgehenden thermischen Nutzung/Verwertung der Energieträger des Abfalls. Würde als Bezugsvariante nicht die MVA Wels, sondern die MVA Spittelau herangezogen, würden sich die Ergebnisse annähern.
- Die folgende Abbildung zeigt exemplarisch die Bilanzstruktur für die Varianten 2B und 2C für die Kategorie POCP. Man erkennt die Ergebnisrelevanz, die die Abluftreinigung für diese Wirkungskategorie hat.

**Fazit ist daher, daß eine Gleichwertigkeit der Splittingvariante mit der MVA nur bei hohem Abluftreinigungsstandard der MBA zu erreichen ist.**

Als Nachteil von Kombinationslösungen verbleibt bei aller Optimierung der einzelnen Behandlungsschritte die geringe Schadstoff-Konzentrierungseffizienz verglichen mit der MVA-Lösung (73).

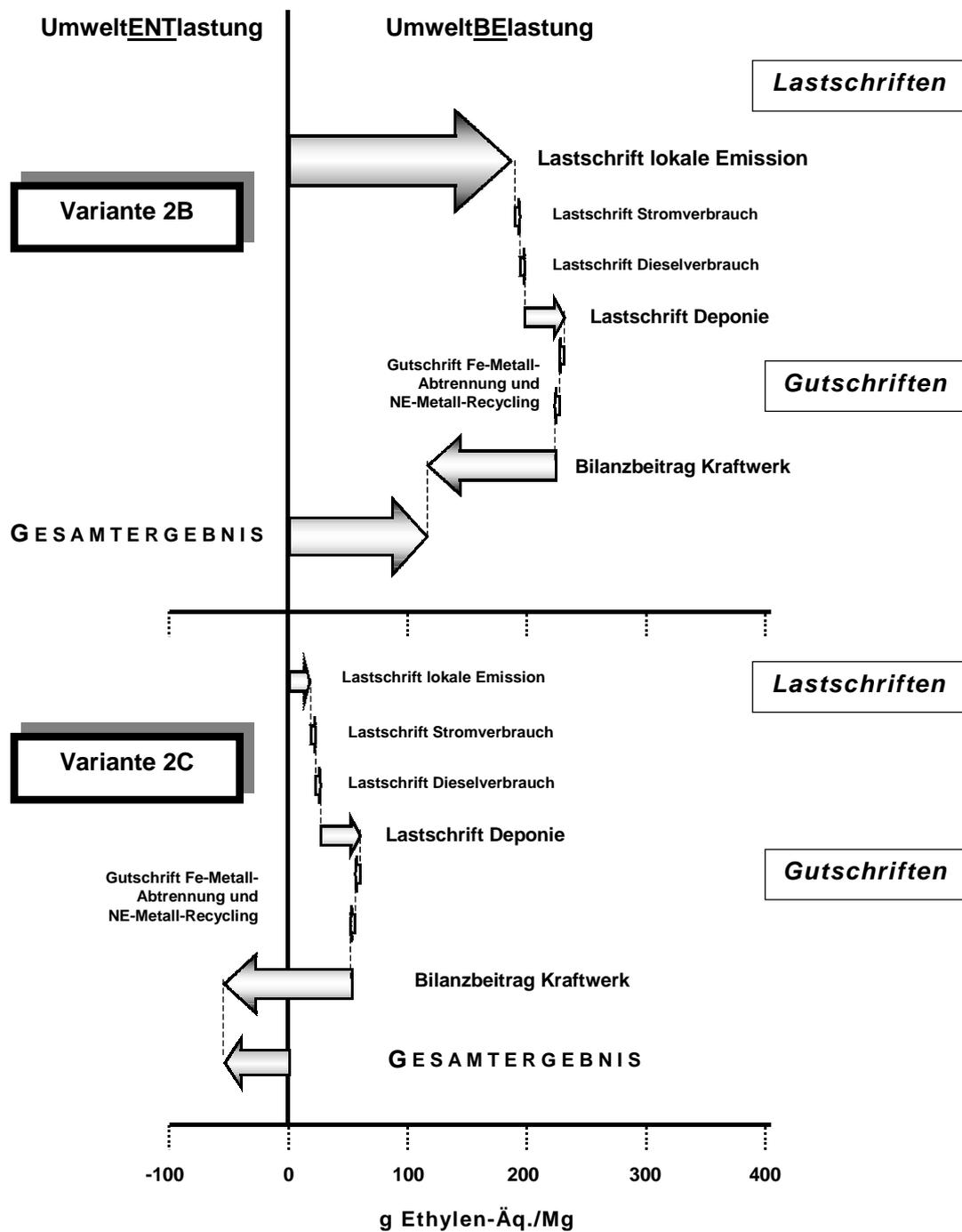


Abb. 8: Aufschlüsselung der Last- und Gutschriften der Bilanz für die Wirkungskategorie POCP; hier: Variante 2B im Vergleich mit Variante 2C

### 5.5.3 Variante 3

Für die Umweltverträglichkeit eines Splittingkonzepts ist neben der Vorbehandlung auch entscheidend, auf welchem Standard die nachgeschalteten Entsorgungsschritte (Deponie, Verbrennung) stattfinden.

Die Variante 3 berechnet ebenfalls die Ergebnisse für eine Splittinglösung MBA/Verbrennung/Deponie. Allerdings wird in dieser Variante die MBA und die Verbrennung konstant gehalten (auf hohem Standard) und die nachgeschaltete Deponierung in ihrem Standard variiert.

Die folgende Tabelle zeigt die betrachteten Untervarianten (die detaillierten Daten sind im Anhang C enthalten).

Tab. 27: Untervarianten der Variante 3

Variante	Untervariante	Technik
3	A	<u>MBA</u> : thermischer Filter mit Abluftkreislaufführung <u>Verbrennung</u> : Anlage Lenzing <b><u>Deponierung</u>: ungünstigere Variante (10 %, 30 m<sup>3</sup>/Mg)</b>
3	B	<u>MBA</u> : thermischer Filter mit Abluftkreislaufführung <u>Verbrennung</u> : Anlage Lenzing <b><u>Deponierung</u>: Optimalvariante, aber Methanoxidationsschicht, im Winter nicht optimal (50 %, 10 m<sup>3</sup>/Mg)</b>
3	C	<u>MBA</u> : thermischer Filter mit Abluftkreislaufführung <u>Verbrennung</u> : Anlage Lenzing <b><u>Deponierung</u>: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m<sup>3</sup>/Mg)</b>

Die Untervariante C gibt die oben beschriebene Optimalvariante wieder. Es wird nach (67) unterstellt, daß die Methanoxidationsschicht insgesamt eine Wirksamkeit von 95 % aufweist. Die erzeugte Deponiegasmenge wird auf 10 m<sup>3</sup>/Mg abgeschätzt.

Die Untervariante B knüpft an der kritischen Diskussion der von Wallmann (67) unterstellten sehr hohen Wirksamkeit der Methanoxidationsschicht an. Es wird in der Untervariante B angenommen, daß die Wirksamkeit der Methanoxidation in der kalten Jahreszeit niedriger ist, so daß sich ein jährlicher Gesamtwirkungsgrad von 50 % einstellt.

Die ungünstige Variante A unterstellt eine nur geringe Wirksamkeit der Methanoxidationsschicht (nur 10 %) und zusätzlich eine erhöhte Restgasbildung über 100 Jahre von 30 m<sup>3</sup>/Mg. Diese Variante wurde in Anlehnung an das Deponiemodell (74) berechnet und würde auch eine anteilige Abbaurate im Restabfall verbliebener Polymere (inkl. Additive) und Holzbestandteile einbeziehen. Die folgende Tabelle zeigt die erhaltenen Ergebnisse.

Tab. 28: Berechnungsergebnis Variante 3 (alle Eingabedaten der Sachbilanz siehe Anhang C)

	A	A	B	B	C	C
1. Ressourcen	lokal	global	lokal	global	lokal	global
<b>1.1 Flächenverbrauch</b>						
mit Nachnutzungsmöglichkeit m <sup>2</sup> /Mg						
ohne Nachnutzungsmöglichkeit m <sup>2</sup> /Mg		0,025		0,025		0,025
<b>1.2 Massenbilanz Output, Abfälle</b>						
Deponie Mg/Mg		0,167* +0,1**		0,167* +0,1**		0,167* +0,1**
UTD Mg/Mg		0,019		0,019		0,019
radioaktiver Abfall g/Mg						
<b>1.3 Kumulierte Primärenergie</b> MJ/Mg		-5.615		-5.615		-5.615
<b>2. Emissionen</b>						
<b>2.1 Emissionen Luftpfad</b>						
<b>2.1.1 Humantoxizität/Ökotoxizität</b>						
Summe carcinogene Stoffe m <sup>3</sup> /Mg	4,23E+06	-1,61E+08	4,23E+06	-1,62E+08	4,23E+06	-1,62E+08
Summe toxische Schwermetalle m <sup>3</sup> /Mg	1,92E+07	-1,13E+08	1,92E+07	-1,13E+08	1,92E+07	-1,13E+08
<b>2.1.2 Treibhauspotential (GWP)</b> mg CO <sub>2</sub> -Äq./Mg	-@	-7,51E+07	-@	-3,21E+08	-@	-3,66E+08
<b>2.1.3 Ozonabbaupotential (ODP)</b> mg R11-Äq./Mg	-@	1,27E+02	-@	8,02E+01	-@	8,02E+01
<b>2.1.4 Photooxidantienbildungspotential (POCP)</b> mg Ethen-Äq./Mg	1,92E+04	9,36E+04	1,92E+04	-4,96E+04	1,92E+04	-6,43E+04
<b>2.1.5 Versauerungspotential (AP)</b> mg SO <sub>2</sub> -Äq./Mg	2,42E+05	-9,54E+05	2,42E+05	-9,54E+05	2,42E+05	-9,54E+05
<b>2.1.6 Eutrophierungspotential (NP)</b> mg PO <sub>4</sub> -Äq./Mg	-@	-2,37E+04	-@	-2,37E+04	-@	-2,37E+04

@ Für die Kategorien GWP, ODP und NP sind lokale Ergebnisse zwar rechnerisch zu ermitteln, eine Zahlenangabe ist aber nicht sinnvoll, da von diesen Kategorien keine lokale Wirkung ausgeht.

\* MBA-Deponieoutput

\*\* Schlacken/Bettasche aus Verbrennungserwartungsgemäß schlägt sich die Variation des Deponierungsstandards insbesondere auf die Kategorie Treibhauseffekt und POCP nieder.

Bezogen auf die Vergleichsvarianten 1 (hier 1B) wird deutlich, daß eine weniger optimale Deponievariante für die Kategorie Treibhauseffekt das Vergleichsergebnis deutlich (GWP und POCP) beeinflusst. Für die Untervariante A stellt sich ein Ergebnis für POCP im positiven Zahlenraum ein (Bilanzebene), was eine Ergebnisverschlechterung (gegenüber der Bezugsvariante 1B) um mehrere Größenordnungen bedeutet.

**Fazit ist, daß die Frage der Standards der Deponierung nur für zwei Kategorien (GWP, POCP) Auswirkungen hat, hier aber beachtliche. Eine Gleichwertigkeit (Emissionen Luftpfad) wird nur bei hohem Deponierungsstandard erreicht.**

#### 5.5.4 Variante 4

Im Fall der Variante 4 werden bei gleicher Vorbehandlung (optimal) und Deponierung (optimal) (Variante 2C) die Standards des thermischen Teils der Splittingvariante variiert.

Tab. 29: Untervarianten der Variante 4

Variante	Untervariante	Technik
4	A	MBA: thermischer Filter mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: Anlage Lenzing</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
4	B	MBA: thermischer Filter mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: MVA Wels</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
4	C	MBA: thermischer Filter mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: Kraftwerk (Schmelzkammerfeuerung) mit vorgeschalteter Pyrolysetrommel</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
4	D	MBA: thermischer Filter mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: Kraftwerk (Wirbelschicht) mit niedrigem Emissionsstandard (nur bei Abscheidung von Säurebildnern)</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)

Die Untervariante A stellt die Nutzung der Wirbelschichtanlage Lenzing dar. Die Anlage ist als Abfallverbrennungsanlage konzipiert und hält die Grenzwerte für Müllverbrennungsanlagen (Luftreinhalteverordnung) ein bzw. unterschreitet sie deutlich.

In der Untervariante B wird die MVA Wels genutzt. Sie hat nach Auskunft des Betreibers von der Heizwertauslastung die Möglichkeit, hochkalorische Abfälle mitzuverbrennen (35).

In der Untervariante C wird eine Mitverbrennung in einem Kraftwerk (Staubfeuerung) untersucht. Hier wird zurückgegriffen auf Untersuchungen aus einem Projekt für das nordrhein-westfälische Umweltministerium (Deutschland). Das Kraftwerk verfügt über eine sehr leistungsfähige Rauchgasreinigung. Die Emissionswerte werden auf der Basis von Stoffflussanalysen (75) berechnet. Die Transferfaktoren entstammen Messungen an der betrachteten Anlage (vergl. Anhang D). Die Applikation der hochkalorischen Fraktion wird über eine Pyrolysetrommel angenommen. Das Pyrolysegas wird direkt in die Brennkammer geleitet. Der Pyrolysekoks wird der Kohlemühle zugeführt.

In der Untervariante D wird wie in Variante C verfahren. Anstelle der Staubfeuerung wird ein Kraftwerk (Wirbelschicht) eines deutschen Entsorgungsunternehmens mit niedrigerem Emis-

sionsstandard (gilt nur für die Abscheidung von Säurebildnern) zugrunde gelegt. Die Modellierung erfolgt auch hier über die Stoffflußanalyse. Die folgende Tabelle zeigt die verwendeten Transferfaktoren ins Reingas (für Wirbelschicht und Staubfeuerung).

Tab. 30: Verwendete Transferfaktoren für Wirbelschicht- und Staubfeuerung (76, 77)

	Staubfeuerung Steinkohle (Variante 4C)	Wirbelschichtfeuerung (Variante 4D)
Chlor	5,00E-03	6,80E-01
Schwefel	1,30E-01	2,50E-02
Cadmium	2,90E-03	1,30E-04
Thallium	4,20E-03	k.A.
Quecksilber	5,00E-01	3,80E-01
Antimon	3,10E-03	1,10E-04
Arsen	4,10E-02	1,20E-04
Blei	3,30E-04	2,60E-04
Chrom	1,20E-04	1,10E-04
Kobalt	2,50E-04	5,10E-04
Kupfer	5,40E-04	1,50E-04
Mangan	1,20E-04	6,40E-05
Nickel	4,20E-04	1,90E-02
Vanadium	1,10E-03	1,40E-04
Zinn	5,80E-04	3,90E-02

Die folgenden Tabellen 31 und 32 zeigen die erhaltenen Ergebnisse der berechneten Untervarianten.

Insgesamt ergibt sich folgendes Bild:

- Ein Splittingkonzept kann ökologisch ähnlich günstige Werte ergeben wie die Monoverbrennung, allerdings muß die MBA hochwertig realisiert werden. Im Fall der Variante 4 wurden alle Untervarianten mit einer MBA gerechnet, die über eine optimale Abluftbehandlung verfügt (vgl. Variante 2C).
- Die Mitverbrennung im Kraftwerk bringt im Vergleich mit der Variante 1B aufgrund der gegenüber MVAs höheren Stromausbeute energetische Vorteile. Für die humantoxikologischen Kategorien ergeben sich auf der lokalen Ebene und auf der Bilanzebene Nachteile gegenüber der Bezugsvariante.
- Die Mitverbrennung im Kraftwerk führt gegenüber der MVA zu erhöhten örtlichen Emissionen an sauren Schadgasen. Dies kann bei geringeren Emissionsstandards des Kraftwerks deutlich – um bis zu eine Größenordnung – ungünstiger ausfallen – auf lokaler Ebene.
- Variante 4D zeigt die Auswirkungen, wenn im Kraftwerk mit einfacher Rauchgasreinigung (Trockensorption) mitverbrannt wird (nicht 17. BImSchV). Die positiven Zahlenwerte für das Versauerungspotential (auf der Bilanzebene) sind im Kern auf den Durchbruch von HCl zurückzuführen.

Tab. 31: Berechnungsergebnis Variante 4 (alle Eingabedaten der Sachbilanz siehe Anhang D)

	A	A	B	B	Einheit
<b>1. Ressourcen</b>	lokal	global	lokal	global	
<b>1.1 Flächenverbrauch</b>					
Mit Nachnutzungsmöglichkeit					m <sup>2</sup> /Mg
Ohne Nachnutzungsmöglichkeit		0,025		0,025	m <sup>2</sup> /Mg
<b>1.2 Massenbilanz Output, Abfälle</b>					
Deponie		0,167* +0,1**		0,167* +0,1**	Mg/Mg
UTD		0,019		0,021	Mg/Mg
Radioaktiver Abfall					g/Mg
<b>1.3 Kumulierte Primärenergie</b>		-5.615		-5.300	MJ/Mg
<b>2. Emissionen</b>					
<b>2.1 Emissionen Luftpfad</b>					
<b>2.1.1 Humantoxizität/Ökotoxizität</b>					
Summe carcinogene Stoffe	4,23E+06	-1,62E+08	2,34E+07	-9,44E+07	m <sup>3</sup> /Mg
Summe toxische Schwermetalle	1,92E+07	-1,13E+08	3,24E+07	-1,03E+08	m <sup>3</sup> /Mg
<b>2.1.2 Treibhauspotential (GWP)</b>	-@	-3,66E+08	-@	-2,34E+08	mg CO <sub>2</sub> - Äq./Mg
<b>2.1.3 Ozonabbaupotential (ODP)</b>	-@	8,02E+01	-@	8,02E+01	mg R11- Äq./Mg
<b>2.1.4 Photooxidantienbildungspotential (POCP)</b>	1,92E+04	-6,43E+04	1,98E+04	6,65E+03	mg Ethen- Äq./Mg
<b>2.1.5 Versauerungspotential (AP)</b>	2,42E+05	-9,54E+05	2,44E+05	-7,13E+05	mg SO <sub>2</sub> - Äq./Mg
<b>2.1.6 Eutrophierungspotential (NP)</b>	-@	-2,37E+04	-@	-4,11E+04	mg PO <sub>4</sub> - Äq./Mg

@ Für die Kategorien GWP, ODP und NP sind lokale Ergebnisse zwar rechnerisch zu ermitteln, eine Zahlenangabe ist aber nicht sinnvoll, da von diesen Kategorien keine lokale Wirkung ausgeht.

\* MBA-Deponieoutput

\*\* Schlacken/Bettasche aus Verbrennung

Tab. 32: Berechnungsergebnis Variante 4 (alle Eingabedaten der Sachbilanz siehe Anhang D); (Fortsetzung)

	C	C	D	D	Einheit
<b>1. Ressourcen</b>	lokal	global	lokal	global	
<b>1.1 Flächenverbrauch</b>					
Mit Nachnutzungsmöglichkeit					m <sup>2</sup> /Mg
Ohne Nachnutzungsmöglichkeit		0,025		0,025	m <sup>2</sup> /Mg
<b>1.2 Massenbilanz Output, Abfälle</b>					
Deponie		0,167* +0,1**		0,167* +0,1**	Mg/Mg
UTD					Mg/Mg
Radioaktiver Abfall					g/Mg
<b>1.3 Kumulierte Primärenergie</b>		-7.453		-6.980	MJ/Mg
<b>2. Emissionen</b>					
<b>2.1 Emissionen Luftpfad</b>					
<b>2.1.1 Humantoxizität/Ökotoxizität</b>					
Summe carcinogene Stoffe	2,09E+08	4,46E+07	1,35E+08	-1,65E+07	m <sup>3</sup> /Mg
Summe toxische Schwermetalle	4,89E+08	2,95E+08	2,92E+08	1,15E+08	m <sup>3</sup> /Mg
<b>2.1.2 Treibhauspotential (GWP)</b>	-@	-4,79E+08	-@	-4,09E+08	mg CO <sub>2</sub> - Äq./Mg
<b>2.1.3 Ozonabbaupotential (ODP)</b>	-@	8,02E+01	-@	8,02E+01	mg R11- Äq./Mg
<b>2.1.4 Photooxidantienbildungspotential (POCP)</b>	1,92E+04	-1,03E+04	1,92E+04	-5,38E+03	mg Ethen- Äq./Mg
<b>2.1.5 Versauerungspotential (AP)</b>	1,29E+06	-3,18E+04	2,73E+06	1,52E+06	mg SO <sub>2</sub> - Äq./Mg
<b>2.1.6 Eutrophierungspotential (NP)</b>	-@	-6,33E+04	-@	7,89E+04	mg PO <sub>4</sub> - Äq./Mg

@ Für die Kategorien GWP, ODP und NP sind lokale Ergebnisse zwar rechnerisch zu ermitteln, eine Zahlenangabe ist aber nicht sinnvoll, da von diesen Kategorien keine lokale Wirkung ausgeht.

\* MBA-Deponieoutput

\*\* Schlacken/Bettasche aus Verbrennung

Die folgende Abbildung zeigt für die Kategorie Versauerungspotential die Bilanzstruktur für die Varianten 4A und 4D.

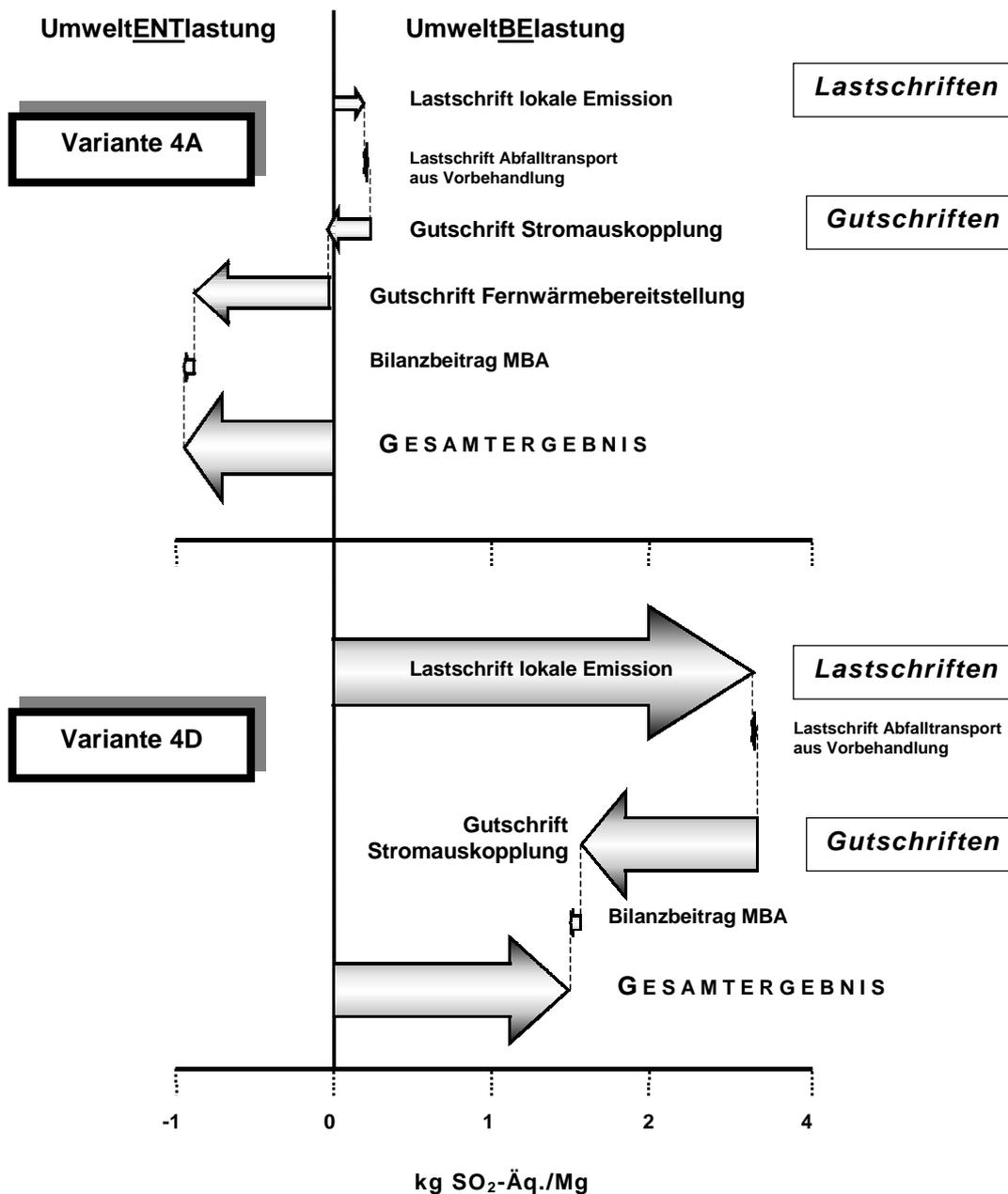


Abb. 9: Bilanzstruktur für die Kategorie Versauerungspotential für die Varianten 4A und 4D

**Als Fazit kann daher resumiert werden, daß der Standard der genutzten Verbrennungsanlage (neben dem Standard der MBA) den entscheidenden Ergebniseinfluß hat. Gleichwertige Ergebnisse bei lokaler Betrachtung werden nur erreicht, wenn die eingesetzten Anlagen die Grenzwerte der Luftreinhalteverordnung für MVA (deutlich) unterschreiten. Für die Bilanz (globale Betrachtung) kann ebenfalls nur eine Gleichwertigkeit erreicht werden, wenn der Emissionsschutz ein hohes Niveau aufweist, wobei die energiebezogenen Kategorien (GWP, kumulierte Primärenergie) auch bei schlechten Emissionsstandards gleichwertige Ergebnisse aufweisen können.**

### 5.5.5 Variante 5

Variante 5 soll für den energetischen Teil die Mitverbrennung in einem Zementwerk untersuchen. Die Vorbehandlung und die Deponierung erfolgen auf dem Niveau der oben beschriebenen jeweiligen Bestvariante. Es soll untersucht werden, welche Ergebnisrelevanz die Mitverbrennung im Zementwerk gegenüber den anderen Varianten hat.

Die bisherigen Erfahrungen und Gespräche mit Zementwerksbetreibern auch in Österreich (35) haben gezeigt, daß ein Mindestheizwert von 18.000 – 20.000 MJ/Mg für die Mitbehandlung gefordert ist. Die Mitverbrennung im Zementwerk kann folglich nur über eine weitere Veredelung der hochkalorischen Fraktion erreicht werden. Daher wurde die aus der MBA stammende hochkalorische Fraktion einer zusätzlichen modellierten Aufbereitung unterzogen, die zu einer hochkalorischen Teilfraktion „plus“ und einer hochkalorischen Teilfraktion „minus“ führt. Die Teilfraktion „plus“ wird mit einem Heizwert von 18.500 angesetzt und die Teilfraktion „minus“ mit einem Heizwert von 11.400 MJ/Mg (vgl. Tab. 19). Für diesen zusätzlichen Aufbereitungsschritt wird von uns ein Energiebedarf von 18 kWh/Mg geschätzt und in die Bilanzberechnung einbezogen.

Die Teilfraktion „minus“ wird in einer MVA zu verbrennen sein. Hierfür wird in der Variante 5 die MVA Wels unterstellt.

Die Mitverbrennung im Zementwerk wird auf der Basis von Betriebsdaten österreichischer Zementwerke modelliert. Die Transferfaktoren werden ebenfalls für österreichische Zementwerke einer Studie im Auftrag der Vereinigung der österreichischen Zementindustrie entnommen (78). Die folgende Tabelle 33 zeigt diese Werte.

Tab. 33: Ableitung der verwendeten Transferfaktoren (TF) für die Mitverbrennung im Zementwerk; grau unterlegte Felder: Dieser Wert bzw. Mittelwert aus diesen Werten werden in der gegenständlichen Studie verwendet.

	TF Black Box (A) (78) (ZV = Zementwerk mit Zyklonvorwärmer)				TF Einbinde- mal Abscheidegrad (A) (78) (ZV = Zementwerk mit Zyklonvorwärmer)				TF Black Box (D) (79, 80)	TF Einbinde- mal Abscheidegrad (D) (81)	hier verwendete Werte
	ZV1	ZV2	ZV3	ZV4	ZV1	ZV2	ZV3	ZV4			
Cl	2,74E-03	1,50E-03	2,90E-02		2,14E-03	1,37E-03	2,10E-03	1,88E-03	1,00E-02	1,30E-01	1,87E-03
S									5,00E-02	1,00E-02	1,00E-02
Cd	2,70E-05	2,08E-04	2,35E-04	5,80E-05	1,20E-05	6,00E-06	1,20E-05	1,10E-05	4,60E-03	5,00E-04	1,03E-05
Tl									5,20E-03	1,00E-02	5,20E-03
Hg	4,49E-02	2,72E-01	8,91E-01		1,59E-02	3,82E-02	5,86E-02	5,26E-02	7,19E-01	9,30E-01	4,02E-01
Sb									1,17E-02	2,00E-04	
As									1,30E-04	2,00E-04	2,00E-04
Pb	2,00E-05	1,89E-04	5,13E-04		9,00E-06	6,00E-06	9,00E-06	8,00E-06	6,90E-04	2,00E-04	8,00E-06
Cr									1,10E-04	4,00E-05	4,00E-05
Co									1,60E-04	3,00E-04	
Cu									5,00E-05	2,00E-04	
Mn									2,50E-04		
Ni									5,20E-04	7,00E-05	7,00E-05
V									3,00E-05		
Sn									4,80E-04	3,00E-05	
Zn	7,00E-06	7,00E-06	2,17E-04	1,08E-04	1,10E-05	7,00E-06	1,10E-05	1,00E-05		7,00E-05	

Man erkennt aus der obigen Zusammenstellung für vier unterschiedliche Zementwerke (Zyklonvorwärmer), daß entsprechend der jeweiligen Rechenmethode die Transferfaktoren um etwa den Faktor 10 streuen. Die Unterschiede der beiden Berechnungsmethoden (Black Box vs. Einbindegrad mal Abscheidegrad) liegen im Kern in der Frage begründet, ob die Transferfaktoren für die über den Brennstoff eingebrachten Elemente aufgrund der Einbindung in den Klinker niedriger anzusetzen sind als für die Elemente, die über die Rohmaterialien eingebracht werden. Nach Ansicht der Autoren der zitierten österreichischen Studie (78) bestehen gegenwärtig bei der exakteren Methode (Einbindegrad mal Abscheideleistung) Da-

tenunsicherheiten. Von ihnen wurden daher beide Methoden als etwa gleichwertig angesehen. Weiter ist anzunehmen, daß die Black Box-Methode für die flüchtigen Schwermetalle nach gegenwärtiger Datenlage belastbarere Ergebnisse liefert.

Für die weitere Berechnung wird daher der mittlere Transferfaktor für die österreichischen Zementwerke verwendet. Hierbei wurden für Chlor, Cadmium, Blei und Zink die Werte nach der Methode „Einbinde- mal Abscheidegrad“ und für das flüchtige Quecksilber der mittels der Black Box-Methode ermittelte Transferfaktor herangezogen. Für die Elemente, die in der zitierten österreichischen Studie fehlen, wurde auf an deutschen Anlagen anhand der „Einbinde- mal Abscheidegrad“-Methode ermittelte Transferfaktoren zurückgegriffen (Schwefel, Antimon, Arsen, Chrom und Nickel). Für das flüchtigere Thallium wurde wiederum auf einem nach der „Black Box“-Methode abgeleiteten Transferfaktor zurückgegriffen.

Die Untervariante B erfaßt ein ökologisch auf die Abfallmitverbrennung hin optimiertes Zementwerk. Es wurde eine Quecksilberabscheidung von 90 % und die Installation eines Katalysators zur Reduzierung der NO<sub>x</sub>-Emissionen unterstellt (auf 100 mg NO<sub>x</sub>/m<sup>3</sup>). Für letzteres wurde auf die erreichbaren Betriebswerte der österreichischen Pilotanlage im Zementwerk Kirchdorf zurückgegriffen (82).

Die folgende Tabelle faßt die wesentlichen Angaben der modellierten Untervarianten zusammen.

Tab. 34: Untervarianten der Variante 5

Variante	Untervariante	Technik
5	A	<u>MBA</u> : thermischer Filter mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung:</b> <u>EBS+</u> : konventionelles Zementwerk <u>EBS-</u> : MVA Wels <u>Deponierung</u> : Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
5	B	<u>MBA</u> : thermischer Filter mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung:</b> <u>EBS+</u> : optimiertes Zementwerk <u>EBS-</u> : MVA Wels <u>Deponierung</u> : Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)

Die folgende Tabelle zeigt die erhaltenen Ergebnisse der berechneten Untervarianten.

Insgesamt ergibt sich das folgende Bild:

- Die Mitverbrennung einer hochkalorischen Teilfraktion im Zementwerk im Rahmen eines Splittingkonzepts (auf hohem Niveau) kann ökobilanziell zu vergleichbaren Gesamtergebnissen durchgeführt werden wie die Monoverbrennung des Abfalls in der Bezugsvariante 1B.
- Problematisch sind die hohen lokalen Emissionen für toxische Schwermetalle (die auch auf die Bilanzdaten durchschlagen, positives Zahlenergebnis) und für Stoffe mit Versauerungspotential (hier nur lokal, verglichen untereinander und insbesondere verglichen mit der Bezugsvariante 1B). Nur durch zusätzliche Nachrüstungen im Zementwerk sind gleichwertige Ergebnisse zu erreichen.

- Die Untervariante 5B zeigt, daß dieser beachtliche Malus bei Mitbenutzung eines Zementwerkes durch Verbesserung der Abluftseite beseitigt werden kann (Hg-Abscheidung, Katalysator).
- Energetisch schneiden Splittingkonzepte der Variante 5 günstiger gegenüber der Monoverbrennung ab.

Tab. 35: Berechnungsergebnis Variante 5 (alle Eingabedaten der Sachbilanz siehe Anhang E)

	A	A	B	B	Einheit
1. Ressourcen	lokal	global	lokal	global	
<b>1.1 Flächenverbrauch</b>					
Mit Nachnutzungsmöglichkeit					m <sup>2</sup> /Mg
Ohne Nachnutzungsmöglichkeit		0,021		0,021	m <sup>2</sup> /Mg
<b>1.2 Massenbilanz Output, Abfälle</b>					
Deponie		0,167* +0,1**		0,167* +0,1**	Mg/Mg
UTD		0,0079		0,0079	Mg/Mg
Radioaktiver Abfall					g/Mg
<b>1.3 Kumulierte Primärenergie</b>		-6.203		-6.203	MJ/Mg
<b>2. Emissionen</b>					
<b>2.1 Emissionen Luftpfad</b>					
<b>2.1.1 Humantoxizität/Ökotoxizität</b>					
Summe carcinogene Stoffe	3,95E+07	-4,19E+07	3,95E+07	-4,19E+07	m <sup>3</sup> /Mg
Summe toxische Schwermetalle	1,51E+08	1,82E+07	3,63E+07	-3,29E+07	m <sup>3</sup> /Mg
<b>2.1.2 Treibhauspotential (GWP)</b>	-@	-3,18E+08	-@	-3,18E+08	mg CO <sub>2</sub> -Äq./Mg
<b>2.1.3 Ozonabbaupotential (ODP)</b>	-@	8,02E+01	-@	8,02E+01	mg R11-Äq./Mg
<b>2.1.4 Photooxidantienbildungspotential (POCP)</b>	4,12E+04	1,44E+04	4,12E+04	1,44E+04	mg Ethen-Äq./Mg
<b>2.1.5 Versauerungspotential (AP)</b>	1,99E+06	-3,34E+05	4,36E+05	-3,49E+05	mg SO <sub>2</sub> -Äq./Mg
<b>2.1.6 Eutrophierungspotential (NP)</b>	-@	-1,31E+03	-@	-4,19E+03	mg PO <sub>4</sub> -Äq./Mg

@ Für die Kategorien GWP, ODP und NP sind lokale Ergebnisse zwar rechnerisch zu ermitteln, eine Zahlenangabe ist aber nicht sinnvoll, da von diesen Kategorien keine lokale Wirkung ausgeht.

\* MBA-Deponieoutput

\*\* Schlacken/Bettasche aus Verbrennung

Die folgende Abbildung zeigt die Bilanzstruktur für die Kategorie toxische Schwermetalle für die Variante 5A und 5B. Man erkennt die Einzelbeiträge für die Verwertung in der MVA Wels und im Zementwerk.

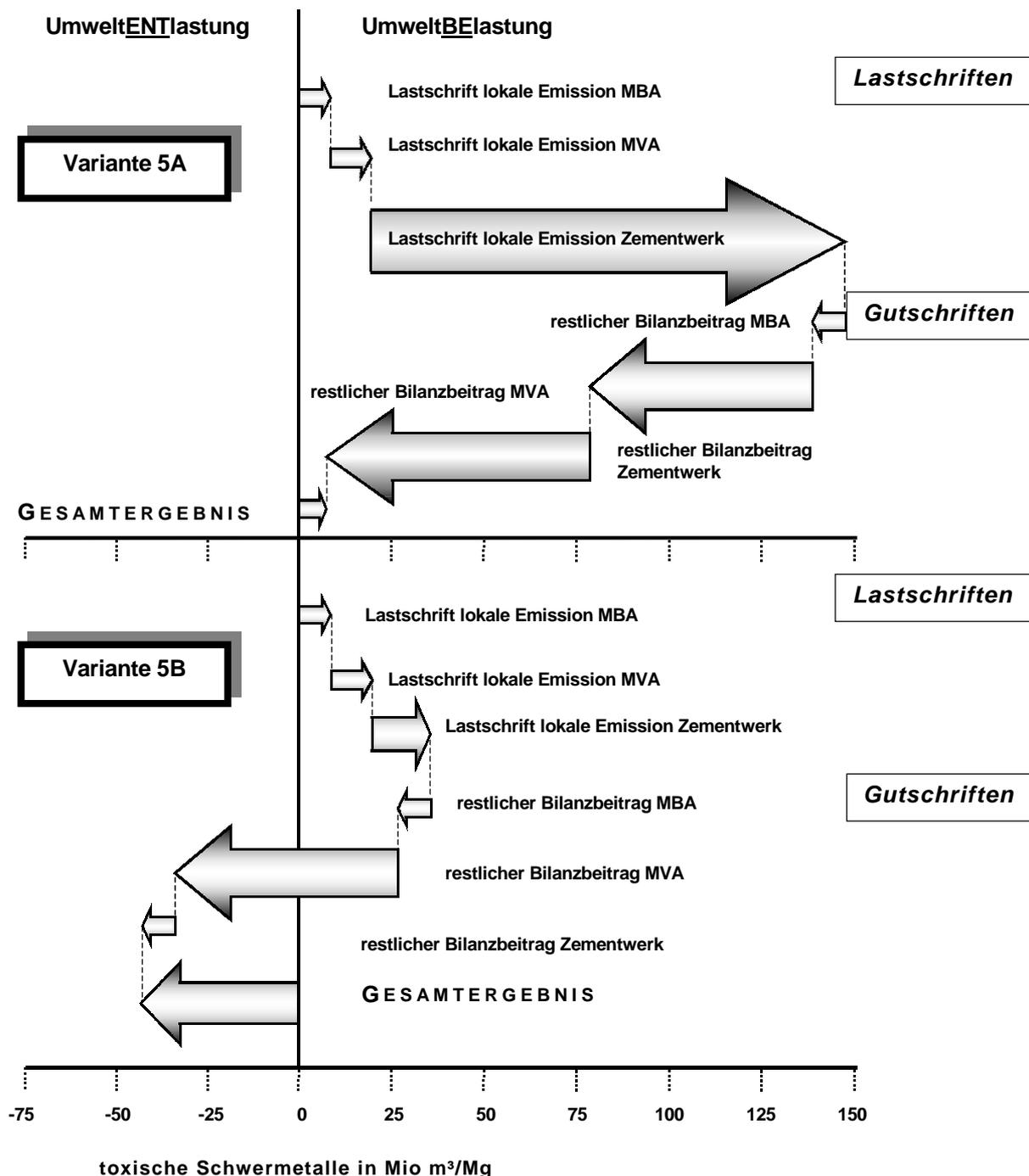


Abb. 10: Bilanzstruktur für die Kategorie toxische Schwermetalle für die Variante 5A und 5B

Als Fazit ist herauszuarbeiten, daß die Zahlenwerte in Tabelle 35 (toxische Schwermetalle, Versauerungspotential) die Bedeutung der Defizite der Variante A (Zementwerk) sogar unterbewerten, da der Mengenanteil (EBS+), der in das Zementwerk gelangt (aus der genannten hochkalorischen Fraktion nur eine Teilmenge der insgesamt thermisch verwerteten hochkalorischen Abfälle darstellt. **Daher führt eine Mitverbrennung im Zement-**

**werk ohne abluftseitige Nachrüstungen nicht zu gleichwertigen Ergebnissen (insbesondere lokal).**

Bis auf Quecksilber (und Thallium) werden alle Schwermetalle ausnahmslos mit einem Prozentsatz > 99 % ins Erzeugnis Klinker und Zement verlagert. Dies führt in Abhängigkeit von der EBS-Belastung (und der eingesetzten EBS-Menge) zu Zusatzbelastungen des Erzeugnisses Klinker und Zement.

**Für gleichwertige Lösungen wäre es genaugenommen erforderlich, daß die Zusatzbelastungen vermieden oder zumindestens minimiert werden. Hier wird die große Herausforderung an die Verfahrenstechnik der MBA der Zukunft zu sehen sein. Zusätzlich besteht im Zementwerk durch gezieltes Ausschleusen von Stoffströmen ebenfalls die theoretische Möglichkeit, einer Erhöhung der Produktbelastung entgegenzusteuern.**

In der gegenständlichen Studie wurde der Aspekt der Produktqualität nicht vertieft betrachtet. Hierfür sind weitere Untersuchungen an anderer Stelle durchzuführen.

### 5.5.6 Variante 6

Die Trockenstabilisierung wurde über das in der folgenden Abbildung 11 wiedergegebene MBA-Konzept modelliert. Auf dieser Basis ergibt sich der in Tabelle 36 angegebene Massenstrom.

Tab. 36: Massenstrom Verfahrenskonzept Trockenstabilisierung

<b>Input</b>	1.000 kg
<b>Output:</b>	
• trockenstabilisierter Abfall	692 kg
• Fe-Metalle	15 kg
• NE-Metalle	3 kg
• Rotte-/Wasserverlust	ad 1.000 kg

Aufgrund des in dieser Fallkonstellation gewählten konzeptionellen Ansatzes entfallen Mengen für die Deponierung. Der spezifische Energiebedarf dieser Anlagenkonzeption wird mit 40 kWh/Mg Abfall angenommen. Das gesamte Stabilat wird in der Untervariante A in der MVA Wels und in der Untervariante B im Wirbelschichtkessel der Anlage Lenzing verbrannt. Da mit den österreichischen Abfalldaten gerechnet wurde, liegt der Heizwert des aus obiger MBA gewonnenen Stabilats mit 11.500 MJ/Mg vergleichsweise niedrig.

Tab. 37: Untervarianten der Variante 6

Variante	Untervariante	Technik
6	A	<u>MBA</u> : Stabilatanlage / thermischer Filter mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: MVA Wels</b> <u>Deponierung</u> : entfällt für MBA-Output
6	B	<u>MBA</u> : Stabilatanlage / thermischer Filter mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: Anlage Lenzing</b> <u>Deponierung</u> : entfällt für MBA-Output

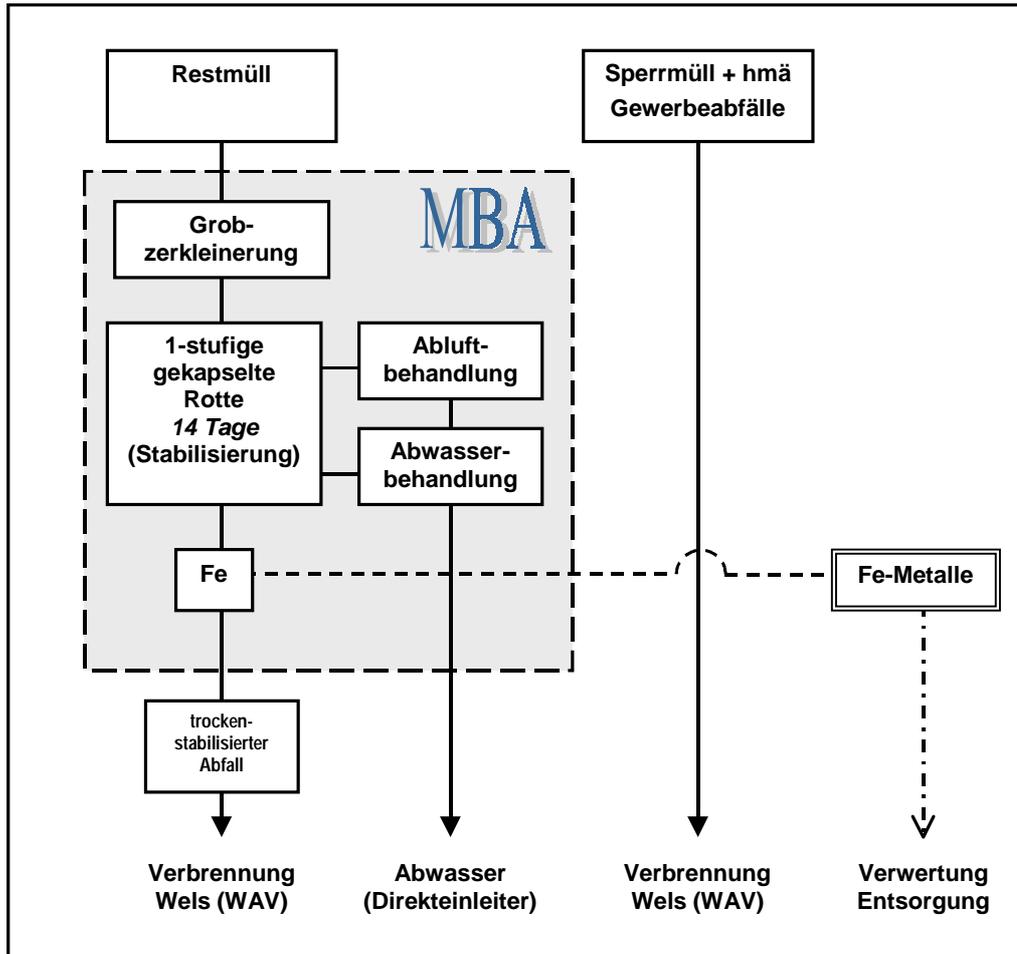


Abb. 11: Verfahrenskonzept Trockenstabilisierung

Tabelle 38 zeigt die erhaltenen Ergebnisse.

Tab. 38: Berechnungsergebnis Variante 6 (alle Eingabedaten der Sachbilanz siehe Anhang F)

	A	A	B	B	
<b>1. Ressourcen</b>	lokal	global	lokal	global	
<b>1.1 Flächenverbrauch</b>					
Mit Nachnutzungsmöglichkeit					m <sup>2</sup> /Mg
Ohne Nachnutzungsmöglichkeit		0,026		0,026	m <sup>2</sup> /Mg
<b>1.2 Massenbilanz Output, Abfälle</b>					
Deponie		0,1*		0,1*	Mg/Mg
UTD		0,029		0,028	Mg/Mg
Radioaktiver Abfall					g/Mg
<b>1.3 Kumulierte Primärenergie</b>		-5.114		-7.692	MJ/Mg
<b>2. Emissionen</b>					
<b>2.1 Emissionen Luftpfad</b>					
<b>2.1.1 Humantoxizität/Ökotoxizität</b>					
Summe carcinogene Stoffe	2,48E+07	-8,46E+07	4,44E+06	-1,58E+08	m <sup>3</sup> /Mg
Summe toxische Schwermetalle	3,38E+07	-9,28E+07	1,99E+07	-1,11E+08	m <sup>3</sup> /Mg
<b>2.1.2 Treibhauspotential (GWP)</b>	-@	-1,60E+08	-@	-3,14E+08	mg CO <sub>2</sub> -Äq./Mg
<b>2.1.3 Ozonabbaupotential (ODP)</b>	-@	5,67E+01	-@	5,67E+01	mg R11-Äq./Mg
<b>2.1.4 Photooxidantienbildungspotential (POCP)</b>	1,99E+04	-2,54E+04	1,92E+04	-9,45E+04	mg Ethen-Äq./Mg
<b>2.1.5 Versauerungspotential (AP)</b>	2,56E+05	-6,40E+05	2,53E+05	-9,08E+05	mg SO <sub>2</sub> -Äq./Mg
<b>2.1.6 Eutrophierungspotential (NP)</b>	-@	-3,19E+04	-@	-2,08E+04	mg PO <sub>4</sub> -Äq./Mg

@ Für die Kategorien GWP, ODP und NP sind lokale Ergebnisse zwar rechnerisch zu ermitteln, eine Zahlenangabe ist aber nicht sinnvoll, da von diesen Kategorien keine lokale Wirkung ausgeht.

\* Schlacken/Bettasche aus Verbrennung

Die energetische Analyse zeigt für die berechneten Fälle der Trockenstabilisierung insgesamt günstigere Ergebnisse (Untervariante 6B) verglichen mit den Splittingvarianten (siehe auch Abb. 13).

Die detaillierte Untersuchung der Ursachen für dieses Ergebnis fällt eindeutig aus:

Die Trockenstabilisierung bringt eine höhere Energiefracht in die Verbrennung ein. Obwohl durch die Stabilisierung selbst Heizwertträger abgebaut werden, stellt das Stabilat nach Menge und Heizwert eine höhere Energiefracht dar als die hochkalorische Fraktion aus den modellierten Splittingvarianten (jeweils bezogen auf die funktionelle Einheit von 1 Mg Abfallinput). Allerdings ist dieser Unterschied nicht sehr hoch.

Dieses Ergebnis ist deswegen überraschend, weil in anderen Untersuchungen (1) für die in Deutschland gegebenen Randbedingungen die Stabilisierung insgesamt gegenüber der Splittinglösung **deutlich** besser abgeschnitten hat. Dieses obige Ergebnis ist über die österreichische Heizwertregelung der DVO zu erklären, die dazu führt, daß im Falle von Splittinglösungen die abgelagerten Energieträger minimiert sind, so daß sich Splittinglösungen und Stabilisierungskonzepte annähern.

Verglichen mit der Bezugsvariante Müllverbrennung (1B) verbleiben für die Stabilisierungsvarianten auf der lokalen und auf der globalen Ebene für die betrachteten Kategorien keine signifikanten Unterschiede.

### 5.5.7 Gesamtbewertung

Die folgende Abbildung zeigt die lokalen Auswirkungen für die untersuchten Kategorien im Vergleich. Es wurden die jeweiligen Bestvarianten der Splittinglösungen und der Stabilisierung mit der Bestvariante der Monoverbrennung in der existierenden MVA Wels (Variante 1B) verglichen.

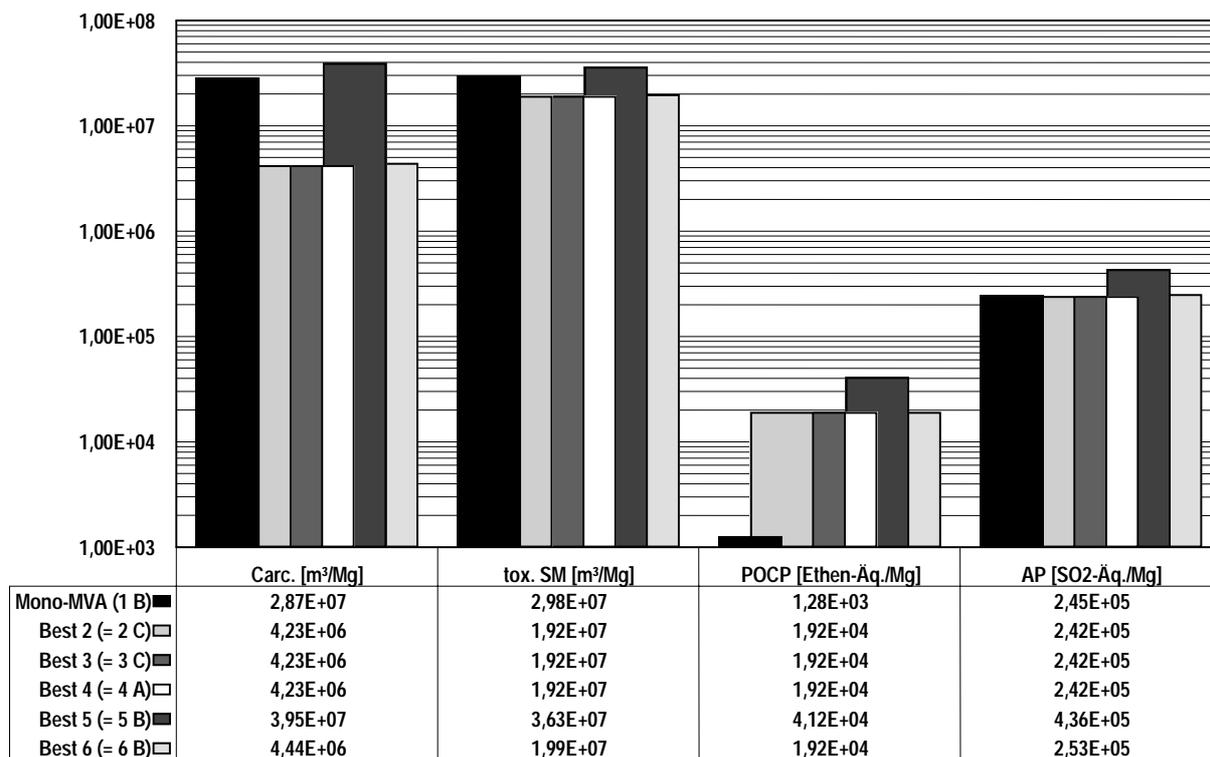


Abb. 12: Vergleich der lokalen Auswirkungen der jeweiligen Bestvarianten der Splittinglösungen und der Stabilisierung mit der Monoverbrennung in der existierenden MVA Wels (1B) (Luftpfad)

Es wird deutlich, daß auf hohem Niveau der einzelnen Behandlungsschritte der Splitting- und Stabilisierungsvariante eine annähernde Gleichwertigkeit der Konzepte in Bezug auf die lokalen Emissionen (Nachbarschaftsschutz) möglich ist.

Bezogen auf die Kategorie kumulierte Primärenergie weisen die Splitting- und insbesondere die Stabilisierungsvarianten Vorteile auf, wenn auf Verbrennungstechniken mit höherem (als die MVA Wels) energetischen Wirkungsgrad zurückgegriffen wird.

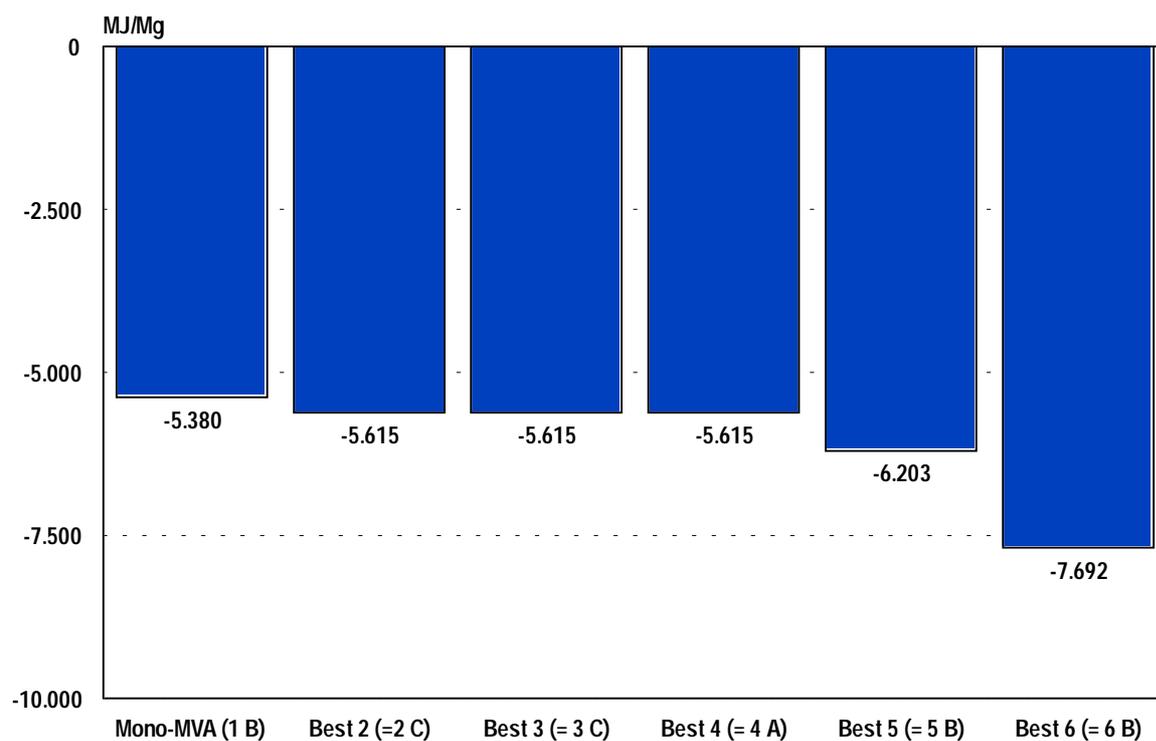


Abb. 13: Vergleich der kumulierten Primärenergie der jeweiligen Bestvarianten der Splittinglösungen und der Stabilisierung mit der Monoverbrennung in der existierenden MVA Wels (Luftpfad) (negativer Wert = eingesparte Primärenergie = Umweltentlastung)

Die folgende Abb. 14 vergleicht wiederum die Bestvarianten auf globaler Ebene mit der Monoverbrennung in der MVA Wels. Auch hier sind die Abstände zwischen Splitting-/Stabilisierungsvarianten und Monoverbrennung nicht so deutlich, als daß man hieraus ein negatives umweltbezogenes Votum gegen derartige Konzepte (auf hohem ökologischen Niveau) ableiten kann.

**Somit sind die gesetzeskonformen Möglichkeiten der Alternativen zur Monoverbrennung auch aus ökologischer Sicht grundsätzlich zu befürworten. Allerdings ist die Voraussetzung dafür, daß für alle Behandlungsteilschritte eines Splitting- bzw. Kombinationskonzeptes (Vorbehandlung, Deponie und Verbrennung) hohe ökologische Standards festgelegt werden (siehe auch Kapitel 6.1 und 6.2.2).**

Die insgesamt akzeptablen Ergebnisse sind nur dann erreichbar, wenn die österreichische Heizwertregelung in der DVO konsequent umgesetzt wird. Diese Regelung stellt den entscheidenden ökologischen Effekt dar, da sie bewirkt, daß die energiereichen Abfallbestandteile einer energetischen Verwertung zugeführt werden müssen. Wird für die energetische Verwertung auf Anlagen zurückgegriffen, die einen der klassischen MVA vergleichbaren Emissionsschutzstandard (wie Lenzing) und eine sehr hohe energetische Effizienz aufweisen, können Splittingvarianten und Stabilisierungslösungen ökologisch günstigere Ergebnisse (gegenüber der Monoverbrennung) erreichen (global).

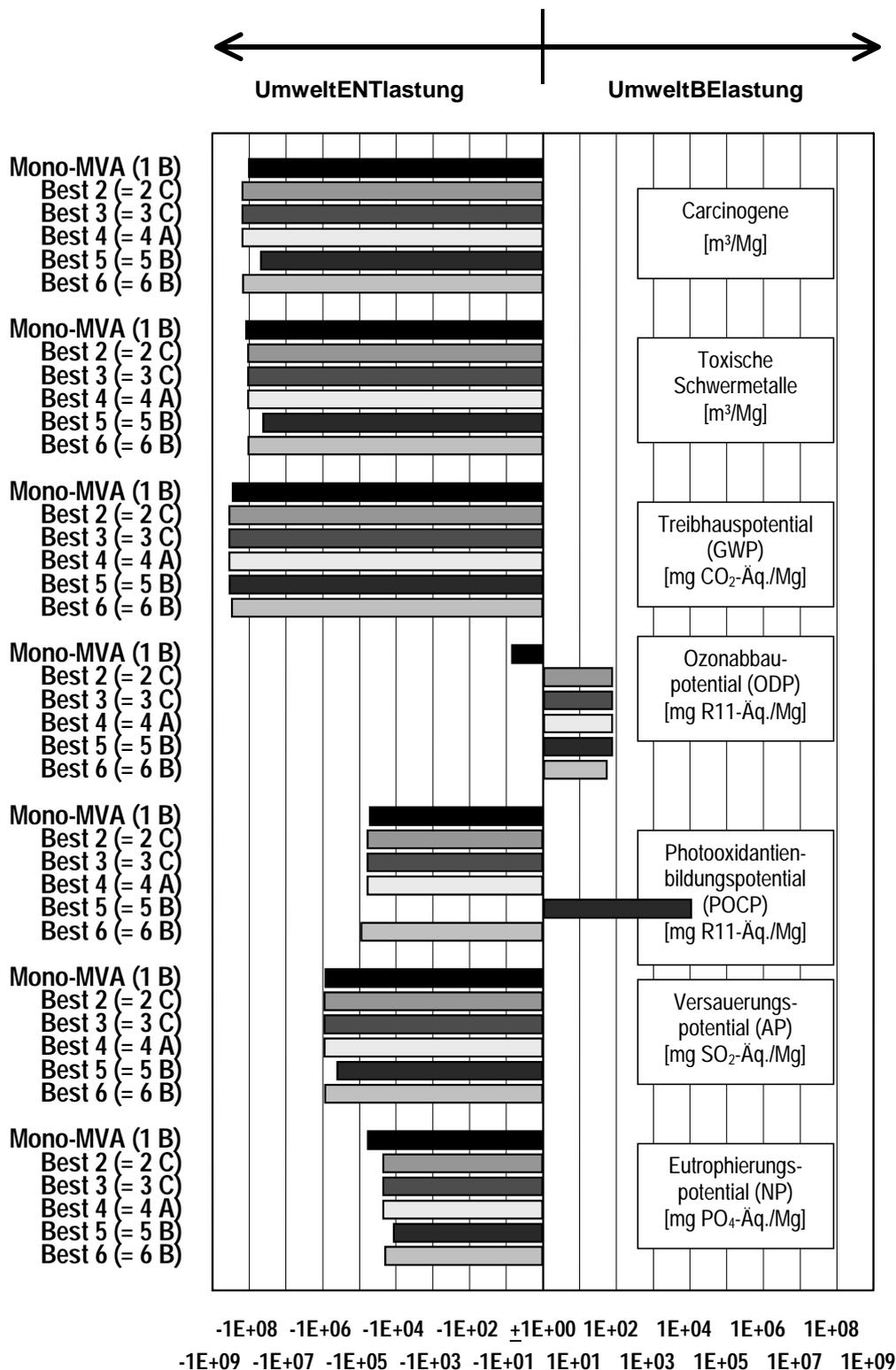


Abb. 14: Toxikologische Wirkungskategorien und Umweltlastenpotentiale der jeweiligen Bestvarianten der Splittinglösungen und der Stabilisierung verglichen mit denen der Monoverbrennung in der existierenden MVA Wels (Luftpfad)

### 5.5.8 Fazit Variantenvergleich

Aus den Untersuchungen folgt insgesamt die Notwendigkeit, über die H<sub>o</sub>-Regelung der Deponieverordnung hinaus Mindestanforderungen an die Behandlungsbausteine von Splitting- bzw. Stabilisierungskonzepten festzulegen, um zu ökologisch akzeptablen Ergebnissen für den Bereich MBA/Mitverbrennung in Industrieanlagen zu gelangen.

Dies gilt insbesondere für

- den Emissionsschutzstandard der MBA: Ammoniak, TOC, Methan in der Abluft (Rein-gas);
- die Deponierung: Restgasbildung, Methanoxidation;
- die energetische Verwertung: Grenzwerte der Luftreinhalteverordnung bzw. EU-Verbrennungsrichtlinie (im Entwurf) anwenden (keine Mischgrenzwerte).

Dieses Fazit gilt natürlich nur unter der Voraussetzung, daß die bei MVA-Projekten heute erreichbaren und erreichten Standards auch zukünftig beibehalten werden (MVA Wels, MVA Spittelau etc.).

## 5.6 Sensitivitätsanalyse

Die Sensitivitätsanalyse soll im wesentlichen untersuchen,

- ob die in dieser Studie für die Modellierung der Varianten gesetzten Randbedingungen realistisch sind und
- welche Ergebnisverschiebungen sich ergeben, wenn andere Randbedingungen gesetzt werden.
- Entsprechend der Aufgabenstellung der Untersuchung soll in die Sensitivitätsbetrachtung die Ergebnisfindung anderer, vergleichbarer Studien einbezogen werden (sofern dort grundsätzlich abweichende Ergebnisse gefunden wurden).

### 5.6.1 Emissionsstandard der MVA

Wird der Standard der MVA (Abluftwerte, Energieauskopplung) variiert, wird natürlich das Gesamtergebnis maßgeblich verändert. Entsprechend der Aufgabenstellung der gegenständlichen Studie haben wir, wo immer möglich, auf reale österreichische Anlagen zurückgegriffen. Daher ist die Vergleichsvariante 1B (MVA Wels) sicherlich nicht zu beanstanden (siehe auch dort). Dies zeigt letztlich auch der Vergleich mit der MVA Spittelau, die in Tabelle 20 deshalb nachrichtlich wiedergegeben ist.

Wir haben als ungünstigste Variante (1A) auf der Basis einer Marktbefragung die heute angebotenen kostenoptimierten Neuanlagen als Berechnungsgrundlage verwendet. Diese Anlagen liegen im Emissionsverhalten je nach Parameter zwar noch deutlich unter den Werten der Luftreinhalteverordnung/17. BImSchV, sie liegen aber nicht in einem so niedrigen Bereich, wie dies für die existierenden österreichischen MVAs der Fall ist.

Sicherlich ist kritisch zu hinterfragen, ob unser Ansatz für den Bau einer weiteren MVA in Österreich der zutreffende ist. Hier könnte eingewandt werden, daß die Investoren zukünftig eher zu den kostenoptimierten Varianten greifen würden. Dies scheint bei den uns bekannten Projekten aber nicht der Fall zu sein. Vielmehr ist man bemüht, daß erreichte Emissionsschutzniveau zu halten.

Schließlich ist für die kritische Diskussion der jeweils unterstellten MVA-Emissionsdaten noch auf das Problem der Nachweisgrenzen hinzuweisen. Für viele MVAs, dies zeigt auch die Tabelle 20 am Beispiel der Spittelau liegen die Emissionen (Betriebswerte), für manche Parameter unterhalb der Nachweisgrenze. Wie wird in vergleichbaren Ökobilanzberechnungen mit diesem Problem umgegangen? In einigen Fällen wird die Nachweisgrenze als Emissionswert angenommen, in anderen Fällen wird die halbe Nachweisgrenze angenommen

und schließlich besteht die Möglichkeit, mit Null zu rechnen. Je nach dem, wie der Autor den Umgang mit der Nachweisgrenze entscheidet, beeinflusst er das Ergebnis.

Die Emissionswerte für Wels sind auch deshalb so niedrig, weil das Meßinstitut in diesem Fall mit hohem analytischen Aufwand die Nachweisgrenze gesenkt hat. Auch dieser Umstand spricht für die Verwendung der Daten aus Wels.

In einer der unsrigen Studie vergleichbaren Untersuchung (67) wird als Mindeststandard eine MVA angesetzt, die die Grenzwerte der 17. BImSchV als Betriebswerte fährt. Dieser Ansatz erscheint uns für den Fall der Monoverbrennung als zu pessimistisch bzw. unrealistisch (vgl. auch Tabelle 20 und 21), würde allerdings in seiner Anwendung zum „Kippen“ der Vergleichsergebnisse führen, da diese MVA um eine bis mehrere Größenordnungen höhere Emissionen verursacht, je nach betrachtetem Parameter.

Der in dieser Untersuchung (67) modellierte Emissionsstandard MVA liegt unterhalb dessen, was in Deutschland im Mittel für MVA-Standards ermittelt wurde. Allerdings ist bei der Verwendung dieser Werte aus (61) das oben beschriebene Thema der Nachweisgrenzen für die Schwermetallbetriebswerte einzubeziehen. So wird als Mittelwert für die Staubbelastung des MVA-Reingases ein Wert von 1,15 mg/m<sup>3</sup> angegeben. Bezieht man mit ein, daß bei den vorherrschenden Rauchgasreinigungstechniken dieser Staubwert größtenteils aus dem Kalk der RGR besteht, wird deutlich, welche Bedeutung das Thema Nachweisgrenzen hat.

Tab. 39: Vergleich der Emissionswerte der Standard-MVA nach (67) mit der mittleren deutschen MVA nach (61)

Parameter	Standard-MVA nach (67); Angaben in mg/m <sup>3</sup>	Mittelwert nach (61); Angaben in mg/m <sup>3</sup>
Staub	5	1,15
HCl	0,3	2,17
HF	0,05	0,16
SO <sub>x</sub>	20	6,72
NO <sub>x</sub>	120	111
Cd/Tl	0,006	0,004
Hg	0,01	0,006
Summe SM	0,058	0,040

Dennoch gehören die österreichischen MVAs augenscheinlich zu den überdurchschnittlichen Anlagen im Vergleich mit der deutschen Situation. Für die gegenständliche Studie hätte es aber keinen Sinn ergeben, mit einem deutschen Durchschnittswert zu rechnen. Dies hätte vielmehr Kritik verursacht, wir wären von für Österreich unrealistischen Randbedingungen ausgegangen.

### 5.6.2 Lastschriften für Betriebsmittelverbräuche

In den obigen Berechnungen wurden keine Betriebsmittelverbräuche für den Betrieb der Rauchgasreinigung eingerechnet, da selbige keine Ergebnisrelevanz haben. Mengenmäßig sind von den eingesetzten Chemikalien für die Abgasreinigung in der betrachteten MVA Wels (und der Anlage Lenzing) Ca(OH)<sub>2</sub> und NaOH von Bedeutung. Die folgende Tabelle zeigt die mit diesen Chemikalien verbundenen Lastschriften.

Tab. 40: Lastschriften für die wichtigsten Chemikalien zum Betrieb der Rauchgasreinigung

Lastschriften [mg/kg Chemikalie]	Ca(OH) <sub>2</sub>	NaOH
SO <sub>2</sub>	4,96E+01	1,01E+03
NO <sub>x</sub>	4,28E+02	8,65E+02
HCl	8,90E-01	3,40E+01
HF	5,00E-02	2,00E+00
CO	1,77E+04	4,34E+02
NMVOC	2,14E+01	3,40E+01
NH <sub>3</sub>	-	2,00E-02
CO <sub>2</sub>	7,94E+05	9,50E+05
CH <sub>4</sub>	7,18E+02	1,24E+03
N <sub>2</sub> O	7,20E+00	3,40E+01

Da die Verbräuche an NaOH bzw. Ca(OH)<sub>2</sub> für die nasse Rauchgasreinigung im Bereich von 1–3 bzw. < 5 kg pro Mg Abfall liegen, fallen die Lastschriften nicht ins Gewicht. Zudem ergeben sich zwischen den zwei betrachteten energetischen Verfahren (Kraftwerke, MVA) keine qualitativen Unterschiede, was derartige Betriebsmittelverbräuche anbelangt.

Für andere Konzepte der Rauchgasreinigung von MVAs (beispielsweise Trockenverfahren mit einem Kalkverbrauch von 25–30 kg/Mg) wäre das Abschneiden der Betriebsmittelverbräuche nicht gerechtfertigt.

### 5.6.3 Lastschriften für die Erstellung der Anlagen und Infrastruktur

Auf die Berechnung der Lastschriften für die Erstellung der Infrastruktur wurde verzichtet, da für den Bereich der Anlagentechnik diese Effekte i.d.R. unter 10 % des Bilanzergebnisses liegen. Zudem haben vergleichbare Untersuchungen gezeigt (67), daß zwischen MVA und Splittingkonzepten bezüglich der Infrastrukturerfordernisse (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg zu behandelnden Abfalls) keine großen Unterschiede zu beobachten sind, die für die eine oder andere Variante sprechen würden. Aufgrund mangelnder Ergebnisrelevanz wurde dieser Bereich daher nicht weiter berücksichtigt.

### 5.6.4 Lastschriften für Abfalltransporte

Die unterstellten Transportentfernungen sind in Kap. 5.4 dargestellt und begründet. Die folgende Tabelle zeigt die Lastschriften, die mit einem Abfalltransport in Österreich über 100 km verbunden sind.

Tab. 41: Lastschriften für Transportvorgänge per Lkw, berechnet mit Daten aus (83, 84, 85, 86)

Emissionen Luftpfad	Emissions- faktoren für +/- 0% in g/Mg·km	Emissi- onsfaktoren für +/- 4% in g/Mg·km	Emissionen Transport in g/Mg	Wirkungs- abschätzung Aggregations- faktoren	Wirkungsabschätzung Ge- samtergebnis global (jeweils pro Mg Abfall)
<b>Carcinogene Stoffe</b>					
Benzol	5,00E-04	9,90E-04	4,50E-02	1,30E-07 g/m <sup>3</sup>	3,46E+05 m <sup>3</sup> /Mg
Benzo(a)pyren	5,00E-05	6,50E-05	4,50E-03	5,88E-09 g/m <sup>3</sup>	7,65E+05 m <sup>3</sup> /Mg
<b>Summe carcinogene Stoffe</b>					<b>1,11E+06 m<sup>3</sup>/Mg</b>
<b>Treibhausrelevante Stoffe</b>					
CO <sub>2</sub> -klimarel.	5,50E+01	1,06E+02	4,95E+03	1	4,95E+03 g CO <sub>2</sub> -Äq./Mg
CH <sub>4</sub>	7,00E-04	1,23E-03	6,30E-02	21	1,32E+00 g CO <sub>2</sub> -Äq./Mg
CO	5,50E-02	1,09E-01	4,95E+00	3	1,49E+01 g CO <sub>2</sub> -Äq./Mg
N <sub>2</sub> O	2,40E-03	3,31E-03	2,16E-01	310	6,70E+01 g CO <sub>2</sub> -Äq./Mg
NMHC	2,80E-02	5,10E-02	2,52E+00	11	2,77E+01 g CO <sub>2</sub> -Äq./Mg
<b>Treibhauspotential (GWP)</b>					<b>5,06E+03 g CO<sub>2</sub>-Äq./Mg</b>
<b>Photooxidantienbildende Stoffe</b>					
Methan	7,00E-04	1,23E-03	6,30E-02	0,007	4,41E-04 g Ethylen-Äq./Mg
NMHC	2,80E-02	5,10E-02	2,52E+00	0,416	1,05E+00 g Ethylen-Äq./Mg
<b>Photooxidantienbildungspotential (POCP)</b>					<b>1,05E+00 g Ethylen-Äq./Mg</b>
<b>Säurebildner</b>					
Stickoxide	4,10E-01	9,00E-01	3,69E+01	0,7	2,58E+01 g SO <sub>2</sub> -Äq./Mg
Ammoniak	3,00E-04	5,40E-04	2,70E-02	1,88	5,08E-02 g SO <sub>2</sub> -Äq./Mg
Schwefeldioxid	1,40E-02	2,43E-02	1,26E+00	1	1,26E+00 g SO <sub>2</sub> -Äq./Mg
<b>Versauerungspotential (AP)</b>					<b>2,71E+01 g SO<sub>2</sub>-Äq./Mg</b>
<b>Energie (Diesel)</b>	1,70E+01	3,70E+01	1,53E+03	0,045 MJ/g	<b>6,89E+01 MJ/Mg</b>

Die Ergebnisse zeigen einen in Relation zum eigentlichen Entsorgungsvorgang geringen Transporteffekt.

Transporteffekte (Lastschriften) werden als Argument PRO dezentrale MBA-Lösungen angeführt. Dezentrale Splitting-Varianten nach österreichischer Rechtslage verkürzen den Transport auf der Ebene der Restabfallbehandlung und verringern (in der Regel) den Outputstrom zur Deponie. Dieser Vorteil wird allerdings anteilig kompensiert durch längere Transporte für die Ersatzbrennstoff-Fraktion.

Bezieht man mit ein, daß für alle Varianten die Möglichkeit des Umschlags und des Bahntransports besteht, erwächst aus dem Transportaspekt kein ökologischer Vorteil für die jeweils betrachteten Varianten (und Untervarianten).

Diese Einschätzung kippt, wenn die Ersatzbrennstoffe auf internationaler Ebene einer Vermarktung zugeführt werden. Hier erreicht der ökologische Effekt (Lastschrift), der mit dem Transport verbunden ist, bei Entfernungen oberhalb von 800 km (für die Kategorie Versauerungspotential) die Quellenstärke, die aus der eigentlichen Verbrennung des Abfalls in einer MVA resultiert.

### 5.6.5 Gutschriften für die Deponierung

Verschiedene Ökobilanzen, die in der letzten Zeit veröffentlicht wurden, zeigen gegenüber unseren Ergebnissen bessere bis deutlich bessere Bilanzergebnisse für Splittingkonzepte

gegenüber der Müllverbrennung (46, 67). Der aus unserer Sicht wesentliche Grund für diese Diskrepanz sind für die Kategorie Treibhauseffekt die eingerechneten **Gutschriften für das Deponieren von Kohlenstoffverbindungen**. In diesen Untersuchungen (67) wird abgeschätzt, welcher Anteil des deponierten Kohlenstoffs schwer abbaubar ist. Dieser Kohlenstoff wird als dauerhaft der Biosphäre entzogener Kohlenstoff gewertet und (umgerechnet in CO<sub>2</sub>) den Splittingkonzepten als **Entlastung der Treibhausbildung** gutgeschrieben.

Wir haben mit diesem Ansatz Sensitivitätsbetrachtungen durchgeführt und können feststellen, daß hierdurch die Ergebnisse insgesamt (für GWP) kippen und die Splittingkonzepte gegenüber der Monoverbrennung besser abschneiden.

Kritisch am Ansatz der Deponiegutschriften ist die Frage der Abbaubarkeit zu sehen. Es ist u.E. zu hinterfragen, ob eine derartige Kohlenstoffsенke für den Teilschritt Deponierung fachlich berechtigt ist.

So wäre ein Ansatz ebenso berechtigt, ausgehend vom Vorsorgegedanken des Umweltschutzes, eine mittel- bis langfristige vollständige Mobilisierbarkeit des organischen Kohlenstoffs in Form von CSB, CO<sub>2</sub> und CH<sub>4</sub> zu unterstellen, wofür verschiedene wissenschaftliche Untersuchungen sprechen. In diesem Fall würde der schwer abbaubare Kohlenstoff als Lastschrift in die Bilanz einzustellen sein. Hierdurch würde sich das Ergebnis für die Splittingvarianten nachhaltig verschlechtern.

Wir haben in unseren Berechnungen diese Annahme nicht getroffen, konnten uns aber auch nicht dazu entschließen, die Deponierung als Gutschrift für die Kategorie Treibhauspotential anzusetzen. Dies letztlich auch vor dem Hintergrund, daß bei einer derartigen Bilanzierung das Deponieren von Kohlenstoff ähnlich gut abschneidet wie die energetische oder stoffliche Verwertung von Kohlenstoffverbindungen.

Wir haben daher den deponierten schwerabbaubaren Kohlenstoff als bilanzneutral (weder Gut- noch Lastschrift) in unserer Berechnung eingesetzt.

### 5.6.6 Gutschrift Stromauskopplung

Die folgende Tabelle zeigt exemplarisch für ausgewählte Parameter die Bandbreite von Lastschriften, die mit der Strombereitstellung verbunden sind.

Tab. 42: Lastschriften für ausgewählte Parameter (inkl. Vorkette) für unterschiedlichen Netzstrom in mg/kWh (86)

Parameter	Wasserkraft (A)	Mix (D)	Mix (GUS)
SOx	8,50E+02	1,28E+05	1,73E+06
NOx	6,10E+03	1,38E+05	6,70E+05
HCl	1,70E+01	4,72E+03	1,18E+05
CO	3,70E+03	3,91E+04	2,74E+05
NM VOC	2,00E+02	3,12E+03	3,90E+04
CO <sub>2</sub>	2,78E+06	1,70E+08	2,74E+08
CH <sub>4</sub>	3,70E+03	1,90E+05	9,10E+05
N <sub>2</sub> O	6,20E+01	4,57E+03	9,83E+03

Man erkennt einerseits die sehr geringen Lastschriften, die mit der Strombereitstellung aus regenerativen Quellen wie Wasserkraft verbunden sind. Die Lastschriften für den nationalen Strommix in Deutschland (Grundlast), der zu wesentlichen Teilen aus Kohlekraftwerken stammt, fallen deutlich höher aus. Und man erkennt die wiederum deutlich höheren Last-

schriften, die aus dem Strommix der GUS-Staaten resultieren. Letzteres ist über die geringeren Wirkungsgrade und die Standards der dortigen Abgasreinigung zu erklären.

In Österreich war der nationale Strommix durch eine hohe Bereitstellung aus regenerativen Quellen geprägt (rund 50 % Wasserkraft). Diese Situation ist aber, ähnlich wie in den meisten anderen Mitgliedsländern der EU, durch die Liberalisierung des Strommarktes in Bewegung geraten. Mittelfristig ist damit zu rechnen, daß sich ein einheitlicher europäischer Strommix einstellt, der auch billige Importe aus z.B. den GUS-Staaten mit einbezieht.

Wir haben daher unsere Berechnungen auf der Basis von folgendem europäischen Strommix durchgeführt:

- 30 % regenerativ bzw. Atomkraft,
- 25 % Braunkohle (Emissionsstandard EU/A/D),
- 30 % Steinkohle (Emissionsstandard EU/A/D),
- 15 % Öl / Gas (Emissionsstandard EU/A/D).

Die Einbeziehung eines relevanten Anteils kostengünstigen Stroms aus Osteuropa würde die Lastschriften für Stromverbrauch bzw. Gutschriften für Strombereitstellung deutlich erhöhen. Umgekehrt würde die Berechnung der Strombereitstellung vor der Liberalisierung des Strommarktes auf der Basis des nationalen österreichischen Strommix die Last- bzw. Gutschriften deutlich verringern. Dieser Effekt hätte beachtliche Auswirkungen auf die zahlenmäßigen Bilanzergebnisse.

Allerdings würden sich die Ergebnisse für die unterschiedlichen Stromerzeugungsverfahren (MVA, Kraftwerk) *relativ* zueinander nicht verändern, da alle mit den gleichen Stromgut- bzw. Lastschriften zu rechnen wären. Anders verhält es sich für den relativen Vergleich zwischen Verfahren der Energieerzeugung und der Stoffherzeugung (Zementwerk).

Der Vorteil bei der Verwendung der obigen Prognose des europäischen Strommixes gegenüber der aktuellen Situation in Österreich besteht auch darin, daß hierdurch eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit anderen europäischen Nachbarländern (bzw. den dort durchgeführten Ökobilanzen) ermöglicht wird. So entsprechen die verwendeten Daten in etwa dem deutschen Strommix.

### 5.6.7 Gutschrift NE-Metallabtrennung

Die Abtrennung von NE-Metallen wurde für alle betrachteten Varianten unterstellt, da die NE-Abtrennung ökobilanziell beachtliche Gutschriften nach sich zieht. Da die Abtrennung von NE-Metallen (Aluminium) gegenwärtig nur bei der MVA (Schlackeaufbereitung) und einzelnen MBA-Varianten umgesetzt ist (Oberpullendorf, Aßlar/D), können sich im Rahmen von Einzelfallbetrachtungen ohne NE-Metallabscheidung Ergebnisverschiebungen ergeben.

### 5.6.8 Energetische Verwertung

Eine hohe Ergebnisrelevanz für die Wirkungskategorie Humantoxizität/Carcinogene, Humantoxizität/toxische Schwermetalle, und zwar sowohl auf lokaler als auch auf globaler Betrachtungsebene, haben die Emissionen bei energetischer Verwertung von MBA-Abfällen in Industrieanlagen. Diese Anlagen verfügen nicht über der MVA vergleichbare Filtereinrichtungen. Daher schneidet in (46) die Splittingvariante unter Einbeziehung des Zementwerkes vergleichsweise ungünstig ab. Allerdings ist die in (46) unterstellte erhöhte Emission bei Abfallmitverbrennung in Zementwerken als überhöht kritisiert worden. In (67) wird so gerechnet, als ob die Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen in Industrieanlagen zu **keinen** gegenüber Regelbrennstoffen erhöhten Emissionen führt. Dies ist z.B. für flüchtige Schwermetalle wie Quecksilber, folgt man den vorliegenden Erfahrungen für Zement- und Kraftwerke, nicht zu erwarten. Dieser Ansatz in (67) führt daher zu einer zu positiven Darstellung der Splittingvarianten gegenüber einer mit derartigen Filtertechniken ausgerüsteten Monoverbrennung. Da das verwendete Modell zur Wirkungsaggregation (Guinee (92)) die Schwermetalle ver-

gleichsweise hoch bewertet (für Humantoxizität), würden sich bei Berücksichtigung der mit der energetischen Verwertung verbundenen Zusatzemissionen andere Ergebnisse einstellen (vergl. auch Abschnitt 5. 6. 11).

Wir haben unsere Berechnungen auf der Basis vorliegender Betriebswerte und über verfügbare Transferfaktoren (Stoffflußanalyse) durchgeführt. Hieraus folgte, je nach Anlagenstandard und Parameter, eine erhöhte Emission gerade in der Kategorie Schwermetalle.

### 5.6.9 Emissionsstandard MBA

Eine große Ergebnisrelevanz weist der für die MBA-Filtertechnik unterstellte Wirksamkeit des Abluftfilters auf. Wir haben dies durch die Variante 2A bis C gezeigt. Diese Ergebnisrelevanz ist insbesondere für die Kategorie POCP (Sommersmog) gegeben.

In (67) werden sehr hohe Abscheideleistungen des Biofilters unterstellt, so für den gesamten TOC eine Abscheideleistung von 82 % und für die über die Abluft emittierte NMVOC-Gesamtfracht ein Wert von 95 g/Mg. Derartige Abscheideleistungen für den Biofilter werden von uns als nur schwierig im Praxisbetrieb erreichbar eingeschätzt (87, 88). Wir haben daher mit aus unserer Sicht als realistisch angesehenen Filterwirkungsgraden gerechnet (Variante 2B). Die Variation des Filterwirkungsgrades im Bereich von 50 bis 95 % hat beachtliche Auswirkungen auf die lokale Quellenstärke der MBA und die Gesamtbilanz (u.a. für die Kategorie POCP).

Der Autor von (67) hält den von ihm angesetzten hohen Wirkungsgrad für zutreffend. Allerdings nur für optimierte Biofilter mit Luftwäscher (u.U. saurer Wäscher) und temperaturgesteuertem Containerbiofilter (evtl. in Etagenbauweise) in professionellem Betrieb. Weist aber darauf hin, daß diese Annahmen in den nächsten Jahren durch Messungen an bestehenden Anlagen überprüft werden müssen.

Neben der Kategorie POCP ist natürlich auch aus toxikologischer Sicht eine Reduzierung der Organikfrachten aus der MBA angezeigt. Für die Aufklärung der Toxizität des TOC ist für die Bewertung eine Aufklärung der Einzelstoffzusammensetzung erforderlich. Die folgende Tabelle zeigt einen Vergleich der Aufschlüsselung eines MBA-TOCs mit einem MVA-TOC.

Aufgrund des in beiden Bereichen (MBA, MVA) gegebenen Anteils an toxischen Einzelstoffen ist eine Forderung nach Minimierung der Emissionen sicherlich gerechtfertigt. Die obige Tabelle enthält keine Hinweise, daß die dargestellten TOCs nach unterschiedlichem Standards zu regulieren wären.

Hinzu kommt, daß die TOC-Fracht der MVA Mannheim vor der Nachrüstung auf das Niveau der 17. BImSchV untersucht wurde. Heute weisen die meisten deutschen und österreichischen MVAs TOC-Werte im Abgas von um 1 mg/m<sup>3</sup> auf. So liegen die TOC-Werte im Mittel nach (61) für 38 deutsche MVAs aktuell bei 1,37 mg/m<sup>3</sup>, der TOC der MVA Mannheim wird von dort mit < 1 mg/m<sup>3</sup> angegeben (89).

Tab. 43: Beispielhafter Vergleich der Aufschlüsselung eines MBA-TOCs (65) mit einem MVA-TOC (90); Fracht in g/Mg

Fracht in g/Mg	MBA Kufstein / Abluft nach Containerbiofilter	MVA Mannheim / Reinaluft
TA Luft, Summe 2.3 (Carcinogene)	0,032	0,098
TA Luft, Summe Klasse 1 gesamt	2,7	0,13
TA Luft, Summe Klasse 2 gesamt	70,6	0,42
TA Luft, Summe Klasse 3 gesamt	30,7	4,94
nicht zuordnenbar zu einer Klasse	0,0	0,51
nicht identifizierte organische Stoffe	195,3	1,70
TOC gesamt	299,3	7,80

Da die in dieser Studie verwendeten Daten des Umweltbundesamtes (Pilotanlage Kufstein) zudem nur die Emissionen aus der Hauptrotte (nicht der Nachrotte und Aufbereitung) erfassen, dürften diese Daten auch eher als unterer Bereich der MBA-Gesamtemission anzusehen sein.

#### 5.6.10 Ozonabbaupotential (ODP)

In vielen Ökobilanzen wird die ODP-Problematik nicht einbezogen (67). Die folgende Abbildung zeigt die erhaltenen globalen Berechnungsergebnisse für die Kategorie ODP (Luftpfad). 1B ist die Monoverbrennung in der existierenden MVA Wels. In der Splittingvariante 2B verfügt die MBA über einen optimierten Biofilter mit Ammoniakwäscher, die Verbrennung der hochkalorischen Fraktion erfolgt in der Anlage Lenzing, für die Deponierung wurde die theoretische Optimalvariante angesetzt. In der Variante 2C erfolgt die Abluftreinigung in der MBA eine thermische Abluftreinigung, die für FCKW-Beladungen der MBA-Abluft eine hohe Mineralisierungsleistung besitzt.

Diese ungünstigen Ergebnisse für Splittingkonzepte hängen unserer Berechnung nach mit den FCKW/FKW-Emissionen aus der MBA zusammen. FCKW werden im Rahmen der biologischen Abluftreinigung nicht entfernt. Auf die mögliche Abhängigkeit der Höhe der emittierten Fracht vom Anlageninput wurde oben bereits hingewiesen.

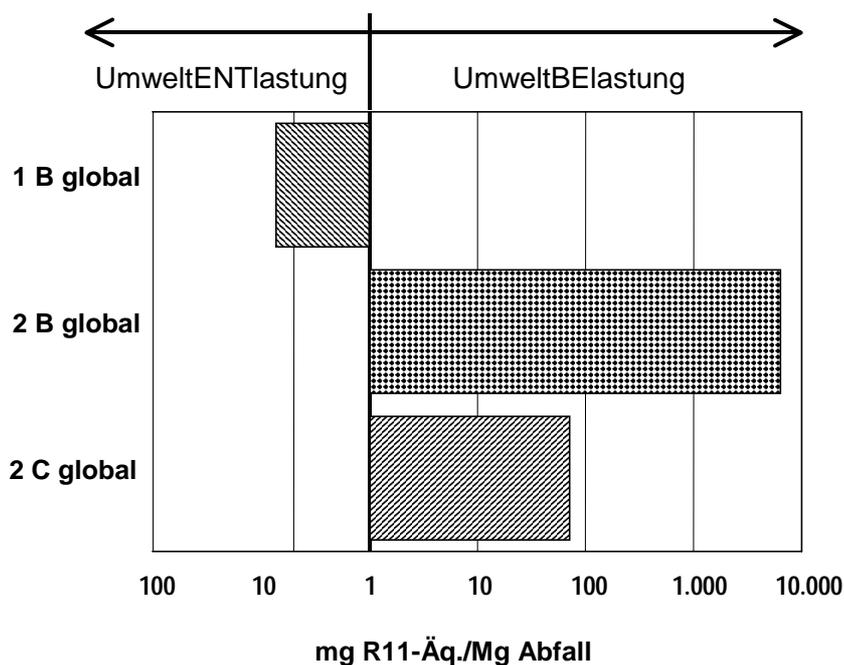


Abb. 15: Globale Ergebnisse für ODP für die Variante B der Splittinglösung 2B (MBA: Biofilter mit Ammoniakwäscher) und 2C (MBA: thermischer Filter) verglichen mit denen der Monoverbrennung in der existierenden MVA Wels (Luftpfad) (1B)

### 5.6.11 Humantoxizität

Im Rahmen der Diskussion über den Ökobilanzvergleich wird häufig die folgende Abbildung verwendet, die auf Grundlage der Ergebnisse von (67) erstellt wurde.

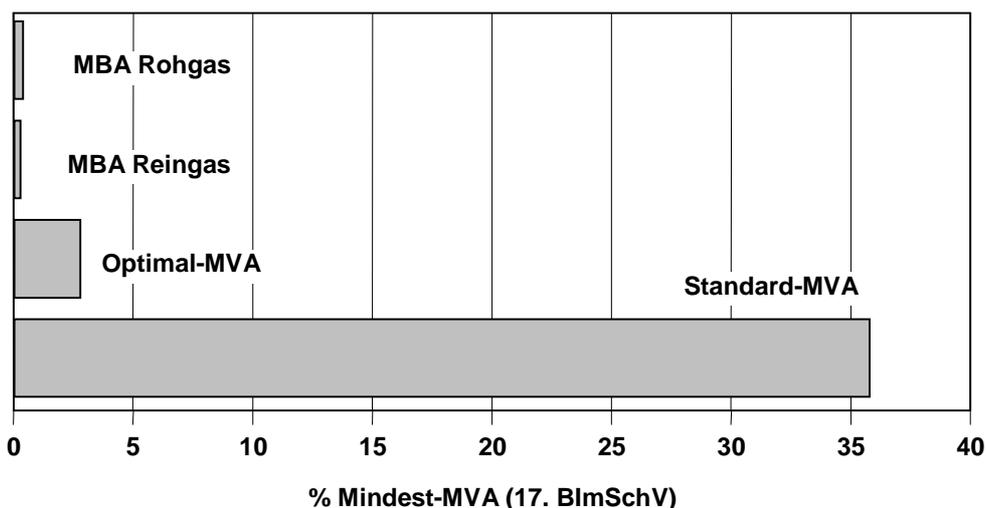


Abb. 16: Bewertung der Abluftemissionen von MBA und MVA (nach IGW, fußend auf Ergebnissen in (67)); Humantoxizität (Methode nach Guinee et al., 1996 (92))

Diese Ergebnisse sind mit den Ergebnissen in dieser Studie nicht vergleichbar, weil für die Erfassung der Kategorie „Humantoxizität“ unterschiedliche Bewertungsmodelle herangezogen wurden. Dennoch verwundert, daß die Ergebnisse für die Kategorie „Humantoxizität“ in beiden Studien derartig weit auseinander liegen.

Wir haben in der folgenden Tabelle berechnet, welcher Parameter für dieses Ergebnis in (67) im wesentlichen verantwortlich ist.

Tab. 44: Cr-VI als verantwortlicher Parameter für die Ergebnisse in Abb. 12

	MBA Reingas	Mindest- MVA	Standard- MVA	Optimal- MVA
Anteil Cr-VI am Gesamtergebnis	96,7 %	99,0 %	99,1 %	98,9 %

Es ist offensichtlich, daß lediglich der Parameter „Emission von Cr-VI“ das Ergebnis bestimmt. Daher muß die Sensitivitätsbetrachtung die Belastbarkeit der Basisdaten untersuchen.

Die Emissionen an Cr-VI sowohl für die MBA als auch für die MVA sind in (67) nicht gemessen, sondern pauschal abgeschätzt worden. Die Annahme war, daß 2 % der Emissionen an Cr<sub>gesamt</sub> als Cr-VI emittiert werden. Der Cr<sub>gesamt</sub>-Meßwert für Emissionen aus der MVA liegt in der Regel unterhalb der Nachweisgrenze. In (67) wird daher mit der jeweiligen Nachweisgrenze des Bestimmungsverfahrens gerechnet. Somit handelt es sich nicht um echte Meßwerte, die in die Berechnung eingehen. Daher ist kritisch zu hinterfragen, auf welchem Niveau die Chromemissionen tatsächlich liegen.

Im Falle der in dieser Studie betrachteten MVA Wels wurde vom beauftragten Laboratorium mit gesteigerter Nachweisgrenze untersucht, so daß echte Meßwerte zur Verfügung standen, die allerdings deutlich **unter** der oben betrachteten Optimal-MVA lagen (Faktor 3). Dies ist eine Erklärung für die Ergebnisdiskrepanzen (91).

Der Ansatz, den Cr-VI-Anteil mit pauschal 2 % der Cr<sub>gesamt</sub>-Emissionen anzusetzen, stellt sicherlich eine Hilfsgröße dar in Ermangelung belastbarer Messungen. Er dürfte auch unserer Schätzung nach in der richtigen Größenordnung liegen.

In unseren Berechnungen legen wir ebenfalls einen Wert von 2 % zugrunde. Da Cr-VI für unser Bewertungsmodell (carcinogene Stoffe, s.o.) aber nicht diesen dominierenden Einfluß ausübt, ist die objektiv gegebene Datenunsicherheit in der Regel nicht derartig ergebnisrelevant wie bei (67). So liegt der Anteil des Cr-VI am Ergebnis für beispielsweise die Variante 1B bei 2,5 %.

Der dominierende Einfluß des Cr-VI bei den Untersuchungen von (67) resultiert letztlich aus der methodischen Entscheidung, ein bestimmtes Bewertungsmodell (92) für die Kategorie „Humantoxizität“ einzusetzen. Hier liegt die weitere Ursache für die Ergebnisdiskrepanzen. Uns erscheint eine Diskussion über dieses Modell angezeigt. Insbesondere wäre die verwendete Literaturquelle für den Toxizitätsfaktor von Cr-VI zu recherchieren. Weiter scheint es uns angezeigt, die reale Emissionssituation (für die relevanten Chrom-Spezies) für die betrachteten Abfallbehandlungsverfahren näher aufzuklären.

Würde für die humantoxikologische Bewertung die Berechnungsergebnisse für Cr-VI herausgerechnet, ergäbe sich das folgende Ergebnis.

Tab. 45: Aufschlüsselung des Wirkungsbilanzergebnisses in (67), Angaben in g Toxizitätsäquivalente /Mg Abfall

	MBA Reingas	Mindest- MVA	Standard- MVA	Optimal- MVA
Chrom-III	263	132.000	48.000	3.400
Arsen	0,2	12.000	700	120
Blei	13	18.000	5.700	1.100
Quecksilber	120	8.000	1.600	800
PCDD/F	15	14.000	4.300	140
Sonstiges	888,8	8.000	700	240
Summe ohne Cr-VI	1.300	192.000	61.000	5.800

Man erkennt, daß die Ergebnisse ohne Cr-VI durch die Schwermetallemissionen aus der MVA geprägt sind. Weiter zeigt die obige Tabelle, daß es bei den deutlich niedrigeren Werten für die MBA-Abluft gegenüber der MVA-Abluft bleibt. Die Diskrepanz zu den in dieser Untersuchung erhaltenden Ergebnissen verbleibt auf den ersten Blick.

Nun muß man bei obiger Tabelle berücksichtigen, daß hier MBA-Reingas mit unterschiedlichen MVA-Reingasen verglichen wird. Bezogen auf die funktionelle Einheit Entsorgung von 1 Mg Restabfall ist den MBA-Werten u.a. noch die Entsorgung der hochkalorischen Fraktion in einer Verbrennungsanlage hinzuzufügen. Hierdurch würden sich die obigen Ergebnisse natürlich deutlich relativieren, insbesondere wenn im Falle der energetischen Verwertung auch die auf den Abfalleinsatz zurückzuführenden Zusatzemissionen eingerechnet werden (vergl. auch Abschnitt 5. 6. 8 „Energetische Verwertung“ und das angesprochene Problem der Nachweisgrenzen für diskontinuierlich zu bestimmende Schwermetallkonzentrationen im Abgas).

### 5.6.12 MVA-Schlacken / Wasserpfad

Wir haben im Rahmen dieser Sensitivitätsbetrachtung im Falle einer für Österreich theoretischen Verwertung der Schlacke im Straßenbau den Wasserpfad für zwei Kategorien näher betrachtet. Am wichtigsten scheint uns hier die Kategorie toxische Schwermetalle zu sein.

In (93) werden insbesondere die negativen Einflüsse von MVA-Schlacken herausgearbeitet, wenn selbige zur Verwertung z.B. im Straßenbau eingesetzt werden.

Wir haben in unserer Untersuchung diesen Aspekt ebenfalls erfaßt, kommen aber zu anderen Ergebnissen. Hintergrund ist das von uns durchgeführte Einbeziehen von Regelbaustoffen. Wenn MVA-Schlacken als Baustoff verwertet werden, so ersetzen sie Regelbaustoffe. Diese Regelbaustoffe sind nicht inert, sie weisen ebenfalls Elutionswerte auf, die den Elutionswerten von Schlacken gegenüberzustellen (abzuziehen) sind. Als Regelbaustoff wird Straßenaufbruch/Bauschutt angesetzt. Hierdurch vermindern sich die negativen Auswirkungen auf den Wasserpfad beträchtlich (Bilanzebene).

Weiters haben wir vergleichsweise gut aufbereitete (gealterte) Schlacken angesetzt. In der Praxis werden auch weniger gut aufbereitete Schlacken eingesetzt.

Die Sensitivitätsbetrachtung zeigt, daß die Ergebnisse kippen, wenn weniger optimale Randbedingungen angenommen werden. Für den Wasserpfad ist die Verwertung der MVA-Schlacken für die Varianten, wo auf MVAs zurückgegriffen wird, der entscheidende, ergebnisrelevante Faktor (und hier die für die Schlackeverwertung angenommenen Randbedingungen).

Weiters stellt sich für die Gesamtbewertung aus unserer Sicht ein grundsätzliches Problem. In den bekannten Modellansätzen zur Bewertung der Schlackeverwertung wird berechtigterweise auf die erforderlichen langen Betrachtungszeiträume verwiesen. Im Falle der Splittingkonzepte und der Verbrennung in Industrieanlagen sind die Schwermetalleinträge über den Abfalleinsatz aber ebenfalls gegeben. Diese gelangen in Reststoffe (Schlacken, Aschen, Stäube) oder in Produkte (Gips, Klinker, Zement). Auch diese Stoffe gelangen mittel- bis langfristig in den Einfluß des Wasserpfades. Gegenwärtig ist offen, welche Stoffe in welchem Umfang über lange Betrachtungszeiträume zur Elution neigen.

Auch die obertägige Deponie kann hier langfristig nicht als emissionsneutral und auslaugresistent angesehen werden (93).

Für die Bewertung wäre es daher sinnvoller zu betrachten, in welchem Umfang die im Abfall enthaltenen Schwermetalle ausgeschleust und dauerhaft (Untertagedeponie) dem Wasserpfad entzogen werden. Hier liegen die entscheidenden Vorteile für MVA-Konzepte, da die angereicherten Salze und Stäube in die Untertagedeponie (Salzstollen u.ä.) eingebracht werden. So werden 80–90 % des im Abfall enthaltenen Cadmiums über Stäube und Salze aus der MVA ausgebracht (94). Ein ähnlicher Standard könnte erreicht werden, wenn Schwermetall-konzentrierte Stäube etc. aus der Rauchgasreinigung im Fall der Abfallmitverbrennung in Industrieanlagen ebenfalls ausgeschleust und dauerhaft der Biosphäre entzogen werden.

Insgesamt denken wir, daß bezüglich des Wasserpfades und der Auslaugung von Schwermetallen große Unsicherheiten bei der Prognose Deponie/Reststoffe/MBA-Fraktion/Schlacke vorhanden sind. Allerdings sind uns im Rahmen der laufenden Diskussion keine Argumente bekannt geworden, die auf eine günstigere Deponierungseigenschaft von MBA-Fraktion gegenüber Schlacken (oder umgekehrt) schließen lassen. Dies gilt insbesondere, wenn man noch einbezieht, daß zwischen Deponiegut und Zielpfad der Emission eine mit definierten Wirkungsgraden arbeitende Sickerwasseraufbereitung geschaltet ist.

Bezogen auf die obige Sensitivitätsanalyse ist die Betrachtung des Wasserpfades in Bezug auf die Abfallverbrennung in MVAs für Österreich weniger relevant, da die MVA-Schlacke deponiert und nicht verwertet wird. Diese Praxis sollte beibehalten werden, weil sich ansonsten für den Wasserpfad, je nach den technischen Randbedingungen (s.o.), die Ergebnisse verschlechtern können.

Insgesamt scheint es daher gerechtfertigt, angesichts der aktuellen österreichischen Praxis für die zu vergleichenden Varianten den Wasserpfad **nicht** miteinzubeziehen.

### 5.6.13 Vergärung als Behandlungsschritt der MBA

Die Vergärung ist bisher in Österreich nicht Bestandteil der existierenden MBA-Anlagen. Daher wurde eine Vergärung nicht in die Berechnung einbezogen.

Die Erfahrungen mit der Vergärungsanlage in der MBA Bassum/D zeigen, daß der Energiegewinn (Strom) in etwa die erforderlichen Energieverbräuche der Anlage selbst kompensiert (17).

Somit würde die Einbeziehung einer Vergärung die Ergebnisse für Splittingvarianten deren Ergebnisse in Relation zur Bezugsvariante verbessern.

### 5.6.14 Transport von Reststoffen zur Beseitigung

Im allgemeinen weisen die Transporte von Reststoffen (Stäube, Salze) aus der MVA keine Ergebnisrelevanz auf. Für Österreich ist aber zu berücksichtigen, daß die Entfernungen zu Untertagedeponien (in Deutschland) in etwa, je nach angefahrterer Anlage, 800–1.100 km betragen.

Die folgende Tabelle zeigt die Transportemissionen (per Lkw, EURO2) für einen Strecke von 1.100 km (inkl. Alpenüberquerung) als Maximalabschätzung von Transportauswirkungen des Reststofftransports zu einer Untertagedeponie.

Die Tabelle gibt die Lastschriften für den Transport von 1 Mg Reststoffen wieder. Für die Abfallverbrennung ist maximal mit 30–50 kg Reststoffen pro Mg Abfall zu rechnen.

Es wird deutlich, daß der Aspekt des Transportes von gefährlichen Abfällen keine Ergebnisrelevanz aufweist.

Tab. 46: Wirkungsabschätzung des Transportes von Österreich nach Deutschland über 1.100 km inkl. 200 km Steigung (inkl. Vorkette)

Emissionen Luftpfad	Emissi- onsfakto- ren für +/- 0% in g/Mg·km	Emissi- onsfakto- ren für +/- 4% in g/Mg·km	Emissio- nen Transport in g/Mg	Wirkungs- abschätzung Aggregations- faktoren	Wirkungsabschätzung Ge- samtergebnis global (jeweils pro Mg Abfall)
<b>Carcinogene Stoffe</b>					
Benzol	5,00E-04	9,90E-04	6,55E-01	1,30E-07 g/m <sup>3</sup>	5,04E+06 m <sup>3</sup> /Mg
Benzo(a)pyren	5,00E-05	6,50E-05	5,90E-02	5,88E-09 g/m <sup>3</sup>	1,00E+07 m <sup>3</sup> /Mg
<b>Summe carcinogene Stoffe</b>					<b>1,50E+07 m<sup>3</sup>/Mg</b>
<b>Treibhausrelevante Stoffe</b>					
CO <sub>2</sub> -klimarel.	5,50E+01	1,06E+02	7,14E+04	1	7,14E+04 g CO <sub>2</sub> -Äq./Mg
CH <sub>4</sub>	7,00E-04	1,23E-03	8,85E-01	21	1,86E+01 g CO <sub>2</sub> -Äq./Mg
CO	5,50E-02	1,09E-01	7,20E+01	3	2,16E+02 g CO <sub>2</sub> -Äq./Mg
N <sub>2</sub> O	2,40E-03	3,31E-03	2,85E+00	310	8,84E+02 g CO <sub>2</sub> -Äq./Mg
NMHC	2,80E-02	5,10E-02	3,58E+01	11	3,94E+02 g CO <sub>2</sub> -Äq./Mg
<b>Treibhauspotential (GWP)</b>					<b>7,29E+04 g CO<sub>2</sub>-Äq./Mg</b>
<b>Photooxidantienbildende Stoffe</b>					
Methan	7,00E-04	1,23E-03	8,85E-01	0,007	6,20E-03 g Ethylen-Äq./Mg
NMHC	2,80E-02	5,10E-02	3,58E+01	0,416	1,49E+01 g Ethylen-Äq./Mg
<b>Photooxidantienbildungspotential (POCP)</b>					<b>1,49E+01 g Ethylen-Äq./Mg</b>
<b>Säurebildner</b>					
Stickoxide	4,10E-01	9,00E-01	5,54E+02	0,7	3,88E+02 g SO <sub>2</sub> -Äq./Mg
Ammoniak	3,00E-04	5,40E-04	3,82E-01	1,88	7,18E-01 g SO <sub>2</sub> -Äq./Mg
Schwefeldioxid	1,40E-02	2,43E-02	1,76E+01	1	1,76E+01 g SO <sub>2</sub> -Äq./Mg
<b>Versauerungspotential (AP)</b>					<b>4,06E+02 g SO<sub>2</sub>-Äq./Mg</b>
<b>Energie (Diesel)</b>	1,70E+01	3,70E+01	2,29E+04	0,045 MJ/g	<b>1,03E+03 MJ/Mg</b>

### 5.6.15 Massenbilanz der MBA

Unsicherheiten bestehen nach wie vor, zu welcher Stoffstromaufteilung die österreichische  $H_0$ -Regelung, je nach eingesetztem Abfallinput und MBA-Verfahrenstechnik, in der Praxis führt. In unserer Studie wurden als wesentliche Grundlage die Daten aus den Versuchsserien an der Pilotanlage Kufstein verwendet (siehe auch Tabelle 19 und 23).

Beispielsweise wurde für die strategische Umweltprüfung (SUP) „Wiener Abfallwirtschaftsplan“ kürzlich eine andere Stoffaufteilung unterstellt (95).

Modell-MBA für den SUP-Prozeß:

- Input (Restmüll, Sperrmüll, Straßenkehricht) 100 % FS
- Output (hochkalorische Fraktion; > 50mm): ca. 60 % FS
- Output (hochkalorische Fraktion; 18 bis 50mm): ca. 16 % FS
- Output (Deponiefraktion; < 18mm): ca. 12 % FS
- Metalle: ca. 3 % FS

Wie ausgeführt, stellt die  $H_0$ -Regelung für das ökobilanzielle Gesamtergebnis für MBA-Konzepte die entscheidende Positivanforderung dar. Die  $H_0$ -Regelung stellt sicher, daß die Energieträger im Restmüll, abstrahiert man einmal vom Rotteverlust, weitgehend in die hochkalorische Fraktion transferiert werden müssen (Anforderung an die mechanische Verfahrenstechnik). Der ökologische Positiveffekt tritt dadurch ein, daß diese hochkalorische Fraktion dann zur Energiegewinnung genutzt werden kann.

### 5.6.16 Fazit der Sensitivitätsbetrachtung

Die Sensitivitätsbetrachtung hat gezeigt, daß die von uns getroffenen Annahmen und Randbedingungen realistisch sind und die Ergebnisse stabil bleiben, wenn sich die betrachteten Anlagenstandards in der in der Praxis gegebenen Schwankungsbreite verändern.

Die zwecks Vereinfachung und größerer Transparenz durchgeführten „Abschneidungen“ sind ohne bedeutende Ergebnisrelevanz für das Gesamtfazit der Untersuchung.

Weiters wird dargestellt, warum sich die hier erhaltenen Ergebnisse in Teilbereichen von aktuellen Studien mit vergleichbarer Fragestellung unterscheiden. Dies liegt im wesentlichen an zwei Gründen:

- die spezifisch österreichische Situation (vgl. z. B. Schlackeverwertung, Deponieverordnung, ...)
- die unterschiedlichen Modellansätze (Deponie als Kohlenstoffsene, Humantoxizität, Zusatzemissionen bei der industriellen Abfallmitverbrennung einbezogen).

## 6 HANDLUNGSBEDARF UND ZUKÜNFTIGE ROLLE DER MBA IN ÖSTERREICH

Die gegenständliche Untersuchung zeigt, daß die Konzepte der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Kombination mit der Verbrennung heizwertreicher Fraktionen verglichen mit der Monoverbrennung zu ökologisch akzeptablen Ergebnissen führen können, wenn **alle** Behandlungsschritte auf **hohem Niveau** entsprechend dem Stand der Technik stattfinden.

In den folgenden Kapiteln 6.1 bis 6.3 wird näher auf wichtige Anforderungen an einzelne Behandlungsschritte eingegangen.

### 6.1 Mechanisch-biologische Behandlung der Abfälle

#### 6.1.1 Betriebsanlage – Emissionsschutz

Um einen ökologisch akzeptablen Standard zu erreichen muß im Gegensatz zum Ist-Zustand bei der MBA in Zukunft eine Verminderung der luftseitigen Emissionen erfolgen.

Insbesondere muß die Emission von

- NMVOC,
- Methan und
- $\text{NH}_3$  reduziert werden.

Die Frachten dieser Stoffe sollten auf das Niveau reduziert werden, wie es für die MVA in Österreich gesetzlich festgeschrieben ist. Entsprechende thermische Abgasreinigungen für MBA-Anlagen sind gegenwärtig in Deutschland in der Erprobung oder in den Praxisbetrieb eingeführt.

Bei Einsatz von Biofiltern muß eine NO-,  $\text{N}_2\text{O}$ -Bildung unbedingt vermieden werden, wie überhaupt auf mögliche Sekundäremissionen nach jeder Abluftreinigung zu achten ist.

#### 6.1.2 Deponie

Abfälle aus einer MBA müssen die geltenden Anforderungen nach Deponieverordnung erfüllen (insbesondere  $H_o < 6.000 \text{ kJ/kg TS}$ ; siehe Kapitel 2.1.2).

Zusätzlich müssen die abzulagernden Abfälle noch folgende Bedingung erfüllen:

- Atmungsaktivität  $AT_4 < 5 \text{ mg O}_2/\text{g TS}$  (bzw. auch  $GB_{21}$ )

Um die Emission an Methan auf Deponien, die mit mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen befüllt werden zu minimieren, muß eine Methanoxidationsschicht mit sehr hohen Wirkungsgraden aufgebracht werden. Aus den ökobilanziellen Berechnungen ergeben sich akzeptable Ergebnisse, wenn mit einem Wirkungsgrad oberhalb von 80 % gerechnet wird.

Unsicherheiten verbleiben, da man momentan das langfristige Verhalten von Schlacken und MBA-Deponiefraction noch nicht befriedigend vergleichen kann.

## 6.2 Verbrennung der Abfälle

### 6.2.1 Müllverbrennungsanlage

Um das hohe Niveau der thermischen Abfallbehandlung in MVAs zu halten ist es insbesondere erforderlich, daß

- am in Österreich erreichten Emissionsstandard festgehalten wird (Wels, Spittelau, Flötzersteig),
- an der Vorbehandlung und Deponierung der Schlacke festgehalten wird und
- die untertägige Deponierung der MVA-Stäube und -Salze beibehalten wird.

### 6.2.2 Industrielle Mitverbrennung

Um einen ökologisch akzeptablen Standard zu erreichen muß im Gegensatz zum Ist-Zustand bei der industriellen Mitverbrennung in Zukunft eine Verminderung der luftseitigen Emissionen erfolgen.

Dies bedeutet insbesondere, daß

- eine Abscheidung und Ausschleusung (zur UTD) von Schwermetallen gegeben sein muß bzw. eine Nachrüstung von Anlagenteilen erforderlich sein wird.

Weitere Abgasreinigungen, je nach Einzelfall, sind erforderlich für

- Quecksilber, Cadmium
- NO<sub>x</sub>,
- SO<sub>2</sub>,
- HCl,
- Staub.

Schließlich sollte insbesondere im Fall der Abfallmitverbrennung im Zementprozeß die Schwermetallbelastung der Ersatzbrennstoffe so niedrig sein, daß keine signifikante Erhöhung der Klinkerbelastung eintritt. Höher mit Schwermetallen belastete Ersatzbrennstoffe (Abfälle) sollten nur dann zum Einsatz gelangen, wenn die Stoffführung im Zementprozeß derart erfolgt, daß gezielt ein hochbelasteter Teilstrom und damit ein ausreichend hoher Anteil an Schwermetallen ausgeschleust und im Zielpfad Untertagedeponie entsorgt wird.

## 6.3 Schlußbemerkungen

Es war nicht Aufgabe der Untersuchung, zu entscheiden, welche Entsorgungsvariante (MVA oder Kombinationskonzepte mit MBA) die ökologisch bessere ist. So ist dieser Vergleich allein deshalb schwierig, weil im Falle der MVA auf existierende im Routinebetrieb bewährte Anlagen zurückgegriffen werden kann, während im Falle einer optimierten MBA mit Modellen und Annahmen gearbeitet werden muß.

Die MBA ist, diese einfache Feststellung sei erlaubt, für Österreich ein Faktum. Daher ist eine weitaus interessantere Frage zu beantworten: Wie kann die MBA auf ein akzeptables ökologisches Niveau angehoben werden? Hierbei ist nicht nur die MBA selbst, sondern sind auch die nachgelagerten Entsorgungsschritte zu betrachten.

Den wichtigsten Effekt zur Erzielung akzeptabler Ergebnisse im Falle von Konzepten der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Kombination mit der Verbrennung heizwertreicher Fraktionen hat die österreichische Heizwertregelung ( $H_o < 6.000 \text{ kJ/kg TS}$ ) für die Deponiefraktion, da hierdurch ein hohes Niveau der Verwertung (quantitativ) erreicht wird.

Als Nachteil von Kombinationslösungen verbleibt bei aller Optimierung der einzelnen Behandlungsschritte die geringe Schadstoff-Konzentrierungseffizienz verglichen mit der MVA-Lösung (96).

Insgesamt werden hohe Umweltschutzanforderungen kritisiert, weil sie zu zusätzlichen Kosten insbesondere von Konzepten der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Kombination mit der Verbrennung heizwertreicher Fraktionen führen werden. Der gewünschte Wettbewerb zwischen unterschiedlichen Alternativen der Restmüllentsorgung muß aber auf vergleichbarem ökologischen Niveau stattfinden, wenn es nicht zu Wettbewerbsverzerrungen kommen soll.

## 7 ANHANG

### Anhang A

Eingabedaten Variante 1

<b>Monoverbrennung, Modul MVA</b>	<b>1A</b>	<b>1B</b>	<b>1C</b>	
spezifisches Abgasvolumen (massenbez.)	6.000	6.000	6.000	m <sup>3</sup> /Mg
spez. Abgasvolumen (energiebez.)	0,65	0,65	0,65	m <sup>3</sup> /MJ
Heizwert (Hu) Abfall	9.500	9.500	9.500	MJ/Mg Abfall aus Vorbehandlung
Anteil Vegetabilien, Holz, Papier und andere nachwachsende Rohstoffe an Organikfraktion	65	65	65	%
Transportentf. Abfall zur/aus Vorbehandlung	50	50	50	km/Mg Abfall aus Vorbehandlung
Transportentf. Schlacke	100	100	100	km/Mg Schlacke
Schlackekontakt mit Niederschlagswasser über 50 a	0	0	0	l/Mg Schlacke
<u>Output</u>				
Schlacke	320	320	320	kg/Mg
Fe	15	15	15	kg/Mg
NE	3	3	3	kg/Mg
Strom	588	588		kWh/Mg
Fernwärme			7.200	MJ/Mg
Emissionen Hausmüllverbrennung und Emissionen durch Abfall zur Verwertung im Abfallabgasteilstrom (Annahme: kein Unterschied); Betriebswerte Jahresmittel, mg/m <sup>3</sup>				
	1A	1B	1C	
<b>Carcinogene Stoffe:</b>				
Arsen	5,00E-02	8,40E-04	8,40E-04	
Beryllium	5,00E-02	1,00E-05	1,00E-05	
Cadmium	2,50E-02	4,00E-05	4,00E-05	
Chrom ges.	5,00E-02	3,90E-04	3,90E-04	
Cr-VI (2% Cr.-ges)	1,00E-03	7,80E-06	7,80E-06	
Nickel	5,00E-02	5,00E-05	5,00E-05	
PCDD/F (ITE)	5,00E-08	5,00E-08	5,00E-08	
<b>Toxische Schwermetalle:</b>				
Arsen	5,00E-02	8,00E-04	8,00E-04	
Beryllium	5,00E-02	1,00E-05	1,00E-05	
Blei	5,00E-02	1,70E-03	1,70E-03	
Cadmium	2,50E-02	4,00E-05	4,00E-05	
Chrom	5,00E-02	3,90E-04	3,90E-04	
Nickel	5,00E-02	5,00E-05	5,00E-05	
Quecksilber	2,50E-02	7,00E-05	7,00E-05	
Thallium	2,50E-02	1,00E-05	1,00E-05	
<b>Treibhausrelevante Stoffe:</b>				
CO <sub>2</sub> -ges	1,48E+05	1,48E+05	1,48E+05	
CO <sub>2</sub> -klimarel.	5,18E+04	5,18E+04	5,18E+04	
CO	5,00E+01			
NM VOC	5,00E+00	5,00E-01	5,00E-01	
<b>Ozonrelevante Stoffe:</b>	-	-	-	
<b>Photooxidantienbildende Stoffe:</b>				
NM VOC	5,00E+00	5,00E-01	5,00E-01	

Säurebildner:			
Stickoxide NOx (als NO2)	1,25E+02 <sup>@</sup>	5,20E+01	5,20E+01
Chlorwasserstoff	1,00E+01	2,50E-03	2,50E-03
Schwefeldioxid	5,00E+01	5,00E-01	5,00E-01
Fluorwasserstoff	6,00E-01	1,00E-04	1,00E-04
Ammoniak (als NH3)	5,00E+00	1,50E+00	1,50E+00
Eutrophierend wirkende Stoffe:			
Stickoxide NOx (als NO2)	1,25E+02 <sup>@</sup>	5,20E+01	5,20E+01
Ammoniak (als NH3)	5,00E+00	1,50E+00	1,50E+00

<sup>@</sup> Wert überschreitet den österreichischen NOx-Grenzwert für MVA von 100 mg/m<sup>3</sup>

## Anhang B

Eingabedaten Variante 2

MBA + Kraftwerk	MBA			Kraftwerk					
	2A	2B	2C	2A	2B	2C			
spezifisches Abgasvolumen (massenbez.)	6.000	6.000	3.000	5.000	5.000	5.000	m <sup>3</sup> /Mg		
Heizwert (Hu) Abfall				14.290	14.290	14.290	MJ/Mg Abfall		
Heizwert (Hu) Regelbrennstoff				10.000	10.000	10.000	MJ/Mg Regelbr.		
Anteil Vegetabilien, Holz, Papier und andere nachwachsende Rohstoffe an Organikfraktion				55	55	55	%		
Transportentf. Abfall zur/aus Vorbeh.	20	20	20	210	210	210	km/Mg Abfall		
wenn Deponie, emitt. Deponiegasmenge über 50 a	10	10	10				m <sup>3</sup> /Mg		
wenn Deponie, emitt. Sickerwassermenge über 50 a	100	100	100				l/Mg		
<u>Input</u>									
Strom	45	40	60				kWh		
Diesel	1,8	1,8	1,8				kg		
Transport Diesel	0	0	0	0	0	0	MJ/Mg Abfall		
<u>Output</u>									
Material für Kraftwerk	525	525	525				kg/Mg		
Fe	15	15	15				kg/Mg		
NE	3	3	3				kg/Mg		
Strom				300	300	300	kWh/Mg Abfall		
Fernwärme				8.400	8.400	8.400	MJ/Mg Abfall		
Energieäquivalenzfaktor				1	1	1			
	MBA	MBA	MBA	Kraftwerk		Kraftwerk		Kraftwerk	
	2A	2B	2C	2A		2B		2C	
	Emissionen, in mg/m <sup>3</sup>			Emissionen Betriebswerte, Jahresmittelwerte in mg/m <sup>3</sup>					
				bei Ein- satz von Regel- brenn- stoff	im Ab- fallab- steilstrom bei Mit- verbren- nung	bei Ein- satz von Regel- brenn- stoff	im Ab- fallab- steilstrom bei Mit- verbren- nung	bei Ein- satz von Regel- brenn- stoff	im Ab- fallab- steilstrom bei Mit- verbren- nung
Carcinogene Stoffe:									
Arsen	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-04	1,00E-04	1,00E-04	1,00E-04	1,00E-04	1,00E-04
Beryllium				1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05

Cadmium	1,50E-06	1,50E-06	1,50E-06	5,00E-05	5,00E-05	5,00E-05	5,00E-05	5,00E-05	5,00E-05
Chrom ges.				1,20E-04	1,20E-04	1,20E-04	1,20E-04	1,20E-04	1,20E-04
Cr-VI				2,40E-06	2,40E-06	2,40E-06	2,40E-06	2,40E-06	2,40E-06
Nickel	2,00E-04	2,00E-04	2,00E-04	1,00E-04	1,00E-04	1,00E-04	1,00E-04	1,00E-04	1,00E-04
Benzo(a)pyren	1,50E-05	1,50E-05	1,50E-06						
Benzol	1,50E-05	1,50E-05	1,50E-06						
Chloroform	2,00E-02	2,00E-02	2,00E-03						
Ethanal (Acetaldehyd)	3,00E-01	3,00E-01	3,00E-02						
PCDD/F (ITE)	5,00E-10	5,00E-10	5,00E-10	5,00E-08	5,00E-08	5,00E-08	5,00E-08	5,00E-08	5,00E-08
Tetrachlorethen	8,00E-03	8,00E-03	8,00E-04						
Tox. Schwermetalle:									
Arsen	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-04	1,00E-04	1,00E-04	1,00E-04	1,00E-04	1,00E-04
Beryllium				1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05
Blei	3,30E-05	3,30E-05	3,30E-05	1,50E-04	1,50E-04	1,50E-04	1,50E-04	1,50E-04	1,50E-04
Cadmium	1,50E-06	1,50E-06	1,50E-06	5,00E-05	5,00E-05	5,00E-05	5,00E-05	5,00E-05	5,00E-05
Chrom				1,20E-04	1,20E-04	1,20E-04	1,20E-04	1,20E-04	1,20E-04
Nickel	2,00E-04	2,00E-04	2,00E-04	1,00E-04	1,00E-04	1,00E-04	1,00E-04	1,00E-04	1,00E-04
Quecksilber	1,40E-03	1,40E-03	1,40E-03	1,00E-03	1,00E-03	1,00E-03	1,00E-03	1,00E-03	1,00E-03
Thallium				1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05
Treibhausrel. Stoffe:									
CO <sub>2</sub> -ges	1,20E+04	1,20E+04	3,00E+04	1,62E+05	1,62E+05	1,62E+05	1,62E+05	1,62E+05	1,62E+05
CO <sub>2</sub> -klimarel.	nicht rel.	nicht rel.	1,00E+04	1,62E+05	7,29E+04	1,62E+05	7,29E+04	1,62E+05	7,29E+04
CH <sub>4</sub>	5,00E+01	5,00E+01	5,00E+00	1,50E+00	1,50E+00	1,50E+00	1,50E+00	1,50E+00	1,50E+00
CO	2,00E+02	2,00E+02	1,00E+00	5,00E+00	5,00E+00	5,00E+00	5,00E+00	5,00E+00	5,00E+00
N <sub>2</sub> O	5,60E+01	1,00E+00							
Rest-NMVOC	1,50E+02	7,50E+01	1,50E+01	2,50E-01	2,50E-01	2,50E-01	2,50E-01	2,50E-01	2,50E-01
CCl <sub>3</sub> F (R 11)	3,95E-01	3,95E-01	7,90E-03						
C <sub>2</sub> Cl <sub>3</sub> F <sub>3</sub> (R 113)	3,30E-01	3,30E-01	6,60E-03						
CCl <sub>2</sub> F <sub>2</sub> (R 12)	2,30E-01	2,30E-01	4,60E-03						
Ozonrelevante Stoffe:									
C <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub> F <sub>4</sub> (R 114)	2,20E-01	2,20E-01	4,40E-03						
CCl <sub>3</sub> F (R 11)	3,95E-01	3,95E-01	7,90E-03						
CCl <sub>2</sub> F <sub>2</sub> (R 12)	2,30E-01	2,30E-01	4,60E-03						
C <sub>2</sub> Cl <sub>3</sub> F <sub>3</sub> (R 113)	3,30E-01	3,30E-01	6,60E-03						
Photooxidantienbild. Stoffe:									
Methan	5,00E+0	5,00E+0	5,00E+0						

Rest-NMVOC	1 1,50E+0 2	1 7,50E+0 1	0 1,50E+0 1	2,50E-01	2,50E-01	2,50E-01	2,50E-01	2,50E-01	2,50E-01
Säurebildner:									
Stickoxide NOx (als NO <sub>2</sub> )			2,00E+0 1	4,00E+0 1	4,00E+0 1	4,00E+01	4,00E+0 1	4,00E+0 1	4,00E+01
Chlorwasserstoff				2,50E-02	2,50E-02	2,50E-02	2,50E-02	2,50E-02	2,50E-02
Schwefeloxide SOx (als SO <sub>2</sub> )	2,00E+0 0	2,00E+0 0	1,00E+0 0	2,00E+0 1	2,00E+0 1	2,00E+01	2,00E+0 1	2,00E+0 1	2,00E+01
Fluorwasserstoff				5,00E-02	5,00E-02	5,00E-02	5,00E-02	5,00E-02	5,00E-02
Ammoniak (als NH <sub>3</sub> )	4,00E+0 1	1,00E+0 1	1,00E+0 0	1,50E+0 0	1,50E+0 0	1,50E+00	1,50E+0 0	1,50E+0 0	1,50E+00
N <sub>2</sub> O	5,60E+0 1	1,00E+0 0							
eutrophierend wirkende Stoffe:									
Stickoxide NOx (als NO <sub>2</sub> )			2,00E+0 1	4,00E+0 1	4,00E+0 1	4,00E+01	4,00E+0 1	4,00E+0 1	4,00E+01
Ammoniak (als NH <sub>3</sub> )	4,00E+0 1	1,00E+0 1	1,00E+0 0	1,50E+0 0	1,50E+0 0	1,50E+00	1,50E+0 0	1,50E+0 0	1,50E+00

## Anhang C

Eingabedaten Variante 3

MBA + Kraftwerk	MBA			Kraftwk.		
	3A	3B	3C	3A-3C		
spezifisches Abgasvolumen (massenbez.)	3.000	3.000	3.000	5.000	m <sup>3</sup> /Mg	
Heizwert (Hu) Abfall				14.290	MJ/Mg Abfall	
Heizwert (Hu) Regelbrennstoff				10.000	MJ/Mg Regelbr.	
Anteil Vegetabilien, Holz, Papier und andere nachwachsende Rohstoffe an Organikfraktion				55	%	
Transportentf. Abfall zur/aus Vorbeh.	20	20	20	210	km/Mg Abfall	
wenn Deponie, emitt. Deponiegasmenge über 50 a	30	10	10		m <sup>3</sup> /Mg	
wenn Deponie, emitt. Sickerwassermenge über 50 a	100	100	100		l/Mg	
<b>Input</b>						
Strom	60	60	60		kWh	
Diesel	1,8	1,8	1,8		kg	
Transport Diesel	0	0	0	0	MJ/Mg Abfall	
<b>Output</b>						
Material für Kraftwerk	525	525	525		kg/Mg	
Fe	15	15	15		kg/Mg	
NE	3	3	3		kg/Mg	
Strom				300	kWh/Mg Abfall	
Fernwärme				8.400	MJ/Mg Abfall	
Energieäquivalenzfaktor				1		
	MBA	Kraftwerk	Kraftwerk	Deponie	Deponie	Deponie
	3A-3C	3A-3C	3A-3C	3A	3B	3C
	Emissionen, in mg/m <sup>3</sup>					
		bei Einsatz von Regelbrennstoff	im Abfallabgausteilstrom bei Mitverbrg.	Lastschrift Deponie, mg/Mg Abf.	Lastschrift Deponie, mg/Mg Abf.	Lastschrift Deponie, mg/Mg Abf.

carcinogene Stoffe:						
Arsen	1,00E-05	1,00E-04	1,00E-04			
Beryllium		1,00E-05	1,00E-05			
Cadmium	1,50E-06	5,00E-05	5,00E-05			
Chrom ges.		1,20E-04	1,20E-04			
Cr-VI		2,40E-06	2,40E-06			
Nickel	2,00E-04	1,00E-04	1,00E-04			
1,2-Dichlorethan				2,25E+01	7,50E+00	7,50E+00
Benzo(a)pyren	1,50E-06					
Benzol	1,50E-06			4,50E+01	1,50E+01	1,50E+01
Chloroform	2,00E-03			4,50E+00	1,50E+00	1,50E+00
Dichlormethan				1,13E+02	3,75E+01	3,75E+01
Ethanal (Acetaldehyd)	3,00E-02					
PCDD/F (ITE)	5,00E-10	5,00E-08	5,00E-08			
Pentachlorphenol (PCP)				4,50E-01	1,50E-01	1,50E-01
Tetrachlorethen	8,00E-04			2,25E+01	7,50E+00	7,50E+00
Tetrachlorkohlenstoff				5,18E-03	1,73E-03	1,73E-03
Vinylchlorid				3,15E+01	1,05E+01	1,05E+01
Toxische Schwermetalle:						
Arsen	1,00E-05	1,00E-04	1,00E-04			
Beryllium		1,00E-05	1,00E-05			
Blei	3,30E-05	1,50E-04	1,50E-04			
Cadmium	1,50E-06	5,00E-05	5,00E-05			
Chrom		1,20E-04	1,20E-04			
Nickel	2,00E-04	1,00E-04	1,00E-04			
Quecksilber	1,40E-03	1,00E-03	1,00E-03			
Thallium		1,00E-05	1,00E-05			
Treibhausrelevante Stoffe:						
CO <sub>2</sub> -ges	3,00E+04	1,62E+05	1,62E+05	2,25E+02	7,50E+01	7,50E+01
CO <sub>2</sub> -klimarel.	1,00E+04	1,62E+05	7,29E+04			
CH <sub>4</sub>	5,00E+00	1,50E+00	1,50E+00	1,42E+07	2,63E+06	5,25E+05
CO	1,00E+00	5,00E+00	5,00E+00	2,25E+01	7,50E+00	7,50E+00
Rest-NMVOC	1,50E+01	2,50E-01	2,50E-01	2,25E+05	7,50E+04	7,50E+04
CCl <sub>4</sub>				5,18E-03	1,73E-03	1,73E-03
CCl <sub>3</sub> F (R 11)	7,90E-03			2,25E+02	7,50E+01	7,50E+01
C <sub>2</sub> Cl <sub>3</sub> F <sub>3</sub> (R 113)	6,60E-03			1,35E+01	4,50E+00	4,50E+00
CCl <sub>2</sub> F <sub>2</sub> (R12)	4,60E-03			2,70E+02	9,00E+01	9,00E+01
Ozonrelevante Stoffe:						
CHClF <sub>2</sub> (R 22)						
CH <sub>3</sub> CCl <sub>3</sub> (HC 140a)				9,00E+00	3,00E+00	3,00E+00
C <sub>2</sub> ClF <sub>5</sub> (R 115)						
C <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub> F <sub>4</sub> (R 114)	4,40E-03			1,35E+01	4,50E+00	4,50E+00
CCl <sub>3</sub> F (R 11)	7,90E-03			2,25E+01	7,50E+00	7,50E+00
CCl <sub>2</sub> F <sub>2</sub> (R 12)	4,60E-03			2,70E+01	9,00E+00	9,00E+00
C <sub>2</sub> Cl <sub>3</sub> F <sub>3</sub> (R 113)	6,60E-03			1,35E+01	4,50E+00	4,50E+00
CCl <sub>4</sub>				5,18E-03	1,73E-03	1,73E-03
CHCl <sub>2</sub> F (R 21)				2,25E+01	7,50E+00	7,50E+00
Photooxidantienbild. Stoffe:						
Methan	5,00E+00			1,42E+07	2,63E+06	5,25E+05
Ethan				4,50E-03	1,50E-03	1,50E-03
Ethylen				1,35E-02	4,50E-03	4,50E-03
Rest-NMVOC	1,50E+01	2,50E-01	2,50E-01	2,25E+05	7,50E+04	7,50E+04
Säurebildner:						

Stickoxide NOx (als NO2)	2,00E+01	4,00E+01	4,00E+01			
Chlorwasserstoff		2,50E-02	2,50E-02			
Schwefeloxide SOx (als SO2)	1,00E+00	2,00E+01	2,00E+01			
Fluorwasserstoff		5,00E-02	5,00E-02			
Ammoniak (als NH3)	1,00E+00	1,50E+00	1,50E+00	4,50E+01	1,50E+01	1,50E+01
eutroph. wirkende Stoffe:						
Stickoxide NOx (als NO2)	2,00E+01	4,00E+01	4,00E+01			
Ammoniak (als NH3)	1,00E+00	1,50E+00	1,50E+00	4,50E+01	1,50E+01	1,50E+01

## Anhang D

### Eingabedaten Variante 4

	MBA	Kraftwerk	MVA	Kraftwerk	Kraftwerk				
	4A-D	4A	4B	4C	4D				
MBA + Kraftwerk	4A-D	4A	4B	4C	4D				
spezifisches Abgasvolumen (massenbez.)	3.000	5.000	6.000	14.840	14.840	m³/Mg			
Heizwert (Hu) Abfall		14.290	14.290	14.290	14.290	MJ/Mg Abfall			
Heizwert (Hu) Regelbrennstoff		10.000		28.000	28.000	MJ/Mg Regelbr.			
Anteil Vegetabilien, Holz, Papier und andere nachwachsende Rohstoffe an Organikfraktion		55	55	55	55	%			
Transportentf. Abfall zur/aus Vorbeh.	20	210	35	210	210	km/Mg Abfall			
wenn Deponie, emitt. Deponiegasmenge über 50 a	10					m³/Mg			
wenn Deponie, emitt. Sickerwassermenge über 50 a	100					l/Mg			
<u>Input</u>									
Strom	60					kWh			
Diesel	1,8					kg			
Transport Diesel	0	0	0	0	0	MJ/Mg Abfall			
<u>Output</u>									
Material für Kraftwerk	525					kg/Mg			
Fe	15					kg/Mg			
NE	3					kg/Mg			
Strom		300	884	1.536	1.400	kWh/Mg Abfall			
Fernwärme		8.400		0	0	MJ/Mg Abfall			
Energieäquivalenzfaktor		1		1	1				
	MBA	Kraftwerk		MVA	Kraftwerk		Kraftwerk		
	4A-D	4A		4B	4C		4D		
	Emissionen, in mg/m³								
		bei Ein- satz von Regel- brenn- stoff	im Ab- fallab- ga- steil- strom bei Mit- verbren- nung						
Carcinogene Stoffe:									
Arsen	1,00E-05	1,00E-04	1,00E-04	8,40E-04	8,40E-04	2,00E-02	1,00E-02	4,30E-05	2,20E-05
Beryllium		1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05				
Cadmium	1,50E-06	5,00E-05	5,00E-05	4,00E-05	4,00E-05	8,40E-05	3,60E-04	2,80E-06	1,20E-05
Chrom ges.		1,20E-04	1,20E-04	3,90E-04	3,90E-04	3,50E-04	2,40E-03	2,30E-04	1,60E-03
Cr-VI		2,40E-06	2,40E-06	7,80E-06	7,80E-06	7,00E-06	4,80E-05	4,60E-06	3,20E-05

Nickel	2,00E-04	1,00E-04	1,00E-04	5,00E-05	5,00E-05	6,10E-04	2,00E-03	2,00E-02	6,60E-02
Benzo(a)pyren	1,50E-06								
Benzol	1,50E-06								
Chloroform	2,00E-03								
Ethanal (Acetaldehyd)	3,00E-02								
PCDD/F (ITE)	5,00E-10	5,00E-08							
Tetrachlorethen	8,00E-04								
Tox. Schwermetalle:									
Arsen	1,00E-05	1,00E-04	1,00E-04	8,00E-04	8,00E-04	2,00E-02	1,00E-02	4,30E-05	2,20E-05
Beryllium		1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05		2,00E-05		
Blei	3,30E-05	1,50E-04	1,50E-04	1,70E-03	1,70E-03	6,40E-04	2,50E-03	3,70E-04	1,40E-03
Cadmium	1,50E-06	5,00E-05	5,00E-05	4,00E-05	4,00E-05	8,40E-05	3,60E-04	2,80E-06	1,20E-05
Chrom		1,20E-04	1,20E-04	3,90E-04	3,90E-04	3,50E-04	2,40E-03	2,30E-04	1,60E-03
Nickel	2,00E-04	1,00E-04	1,00E-04	5,00E-05	5,00E-05	6,10E-04	2,00E-03	2,00E-02	6,60E-02
Quecksilber	1,40E-03	1,00E-03	1,00E-03	7,00E-05	7,00E-05	4,80E-03	3,30E-02	2,70E-03	1,80E-02
Thallium		1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05				
Treibhausrel. Stoffe:									
CO <sub>2</sub> -ges	3,00E+0 4	1,62E+0 5	1,62E+0 5	1,25E+0 5	1,25E+0 5	1,53E+0 5	1,53E+0 5	1,53E+0 5	1,53E+0 5
CO <sub>2</sub> -klimarel.	1,00E+0 4	1,62E+0 5	7,29E+0 4	5,63E+0 4	5,63E+0 4	1,53E+0 5	6,89E+0 4	1,53E+0 5	6,89E+0 4
CH <sub>4</sub>	5,00E+0 0	1,50E+0 0	1,50E+0 0			1,50E+0 0	1,50E+0 0	1,50E+0 0	1,50E+0 0
CO	1,00E+0 0	5,00E+0 0	5,00E+0 0			5,00E+0 0	5,00E+0 0	5,00E+0 0	5,00E+0 0
Rest-NMVOG	1,50E+0 1	2,50E-01	2,50E-01	5,00E-01	5,00E-01	2,50E-01	2,50E-01	2,50E-01	2,50E-01
CCl <sub>3</sub> F (R 11)	7,90E-03								
C <sub>2</sub> Cl <sub>3</sub> F <sub>3</sub> (R 113)	6,60E-03								
CCl <sub>2</sub> F <sub>2</sub> (R12)	4,60E-03								
Ozonrel. Stoffe:									
C <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub> F <sub>4</sub> (R 114)	4,40E-03								
CCl <sub>3</sub> F (R 11)	7,90E-03								
CCl <sub>2</sub> F <sub>2</sub> (R 12)	4,60E-03								
C <sub>2</sub> Cl <sub>3</sub> F <sub>3</sub> (R 113)	6,60E-03								
Photooxidantienbildende Stoffe:									
Methan	5,00E+0 0								
Rest-NMVOG	1,50E+0 1	2,50E-01	2,50E-01	5,00E-01	5,00E-01	2,50E-01	2,50E-01	2,50E-01	2,50E-01
Säurebildner:									
Stickoxide NO <sub>x</sub> (als NO <sub>2</sub> )	2,00E+0 1	4,00E+0 1	4,00E+0 1	5,20E+0 1	5,20E+0 1	1,00E+0 2	1,00E+0 2	3,50E+0 2	3,50E+0 2
Chlorwasserstoff		2,50E-02	2,50E-02	2,50E-03	2,50E-03	5,00E-03	4,40E+0 0	5,00E-01	4,43E+0 2
Schwefeloxide SO <sub>x</sub> (als SO <sub>2</sub> )	1,00E+0 0	2,00E+0 1	2,00E+0 1	5,00E-01	5,00E-01	9,30E+0 1	2,36E+0 2	1,40E+0 1	3,60E+0 1
Fluorwasserstoff		5,00E-02	5,00E-02	1,00E-04	1,00E-04	5,00E-02	5,00E-02	5,00E-02	5,00E-02
Ammoniak (als NH <sub>3</sub> )	1,00E+0 0	1,50E+0 0	1,50E+0 0	1,50E+0 0	1,50E+0 0	1,50E+0 0	1,50E+0 0	2,00E+0 0	2,00E+0 0
eutroph. wirkende Stoffe:									
Stickoxide NO <sub>x</sub> (als NO <sub>2</sub> )	2,00E+0 1	4,00E+0 1	4,00E+0 1	5,20E+0 1	5,20E+0 1	1,00E+0 2	1,00E+0 2	3,50E+0 2	3,50E+0 2
Ammoniak (als NH <sub>3</sub> )	1,00E+0 0	1,50E+0 0	1,50E+0 0	1,50E+0 0	1,50E+0 0	1,50E+0 0	1,50E+0 0	2,00E+0 0	2,00E+0 0

Anhang E

## Eingabedaten Variante 5

	MBA		MVA		Zementwerk				
MBA + MVA + Zementwerk	5A	5B	5A	5B	5A	5B			
spezifisches Abgasvolumen (massenbez.)	3.000	3.000	6.000	6.000	2.500	2.500	m³/Mg Klinker		
spez. Energiebedarf					3.500	3.500	MJ/Mg Klinker		
Heizwert (Hu) Abfall			11.400	11.400	18.500	18.500	MJ/Mg Abfall		
Anteil Steinkohle an spez. Energiebed. im Regelbetrieb					100	100	%		
Anteil Vegetabilien, Holz, Papier und andere nachwachsende Rohstoffe an Organikfraktion			65	65	48	48	%		
Transportentf. Abfall zur/aus Vorbeh.	20	20	35	35	100	100	km/Mg Abfall		
Schlackeaufkommen			200	200			kg/Mg Abfall		
Transportentfernung Schlacke			100	100			km/Mg Schlacke		
wenn Deponie, emitt. Deponiegasmenge über 50 a	10	10					m³/Mg		
wenn Deponie, emitt. Sickerwassermenge über 50 a	100	100					l/Mg		
<u>Input</u>									
Strom	60	60					kWh		
Diesel	1,8	1,8					kg		
Transport Diesel	0	0	0	0	0	0	MJ/Mg Abfall		
<u>Output</u>									
Material für MVA	315	315					kg/Mg		
Schlacke MVA	200	200					kg/Mg		
Material für Zementwerk	210	210					kg/Mg		
Fe	15	15					kg/Mg		
NE	3	3					kg/Mg		
Strom			705	705			kWh/Mg Abfall		
Energieäquivalenzfaktor					1	1			
	MBA	MVA		Zementwerk		MVA		Zementwerk	
	5A-B	5A		5A		5B		5B	
	Emissionen, in mg/m³								
		bei Einsatz von Regelbrennstoff	im Abfallabgasstrom bei Mitverbrennung	bei Einsatz von Regelbrennstoff	im Abfallabgasstrom bei Mitverbrennung	bei Einsatz von Regelbrennstoff	im Abfallabgasstrom bei Mitverbrennung	bei Einsatz von Regelbrennstoff	im Abfallabgasstrom bei Mitverbrennung
Carcinogene Stoffe:									
Arsen	1,00E-05	8,40E-04	8,40E-04	3,40E-05	5,00E-06	8,40E-04	8,40E-04	3,40E-05	5,00E-06
Beryllium		1,00E-05	1,00E-05			1,00E-05	1,00E-05		
Cadmium	1,50E-06	4,00E-05	4,00E-05	2,60E-05	2,90E-05	4,00E-05	4,00E-05	2,60E-05	2,90E-05
Chrom ges.		3,90E-04	3,90E-04	1,70E-04	5,70E-04	3,90E-04	3,90E-04	1,70E-04	5,70E-04
Cr-VI		7,80E-06	7,80E-06	4,25E-05	1,43E-04	7,80E-06	7,80E-06	4,25E-05	1,43E-04
Nickel	2,00E-04	5,00E-05	5,00E-05	4,20E-04	5,70E-04	5,00E-05	5,00E-05	4,20E-04	5,70E-04
Benzo(a)pyren	1,50E-06								
Benzol	1,50E-06			1,00E+0	1,00E+0			1,00E+0	1,00E+00

				0	0			0	
Chloroform	2,00E-03								
Ethanal (Acetaldehyd)	3,00E-02								
PCDD/F (ITE)	5,00E-10	5,00E-08							
Tetrachlorethen	8,00E-04								
Tox. Schwermetalle:									
Arsen	1,00E-05	8,00E-04	8,00E-04	3,40E-05	5,00E-06	8,00E-04	8,00E-04	3,40E-05	5,00E-06
Beryllium		1,00E-05	1,00E-05			1,00E-05	1,00E-05		
Blei	3,30E-05	1,70E-03	1,70E-03	3,10E-03	3,19E-03	1,70E-03	1,70E-03	3,10E-03	3,19E-03
Cadmium	1,50E-06	4,00E-05	4,00E-05	2,60E-05	2,90E-05	4,00E-05	4,00E-05	2,60E-05	2,90E-05
Chrom		3,90E-04	3,90E-04	1,70E-04	5,70E-04	3,90E-04	3,90E-04	1,70E-04	5,70E-04
Nickel	2,00E-04	5,00E-05	5,00E-05	4,20E-04	5,70E-04	5,00E-05	5,00E-05	4,20E-04	5,70E-04
Quecksilber	1,40E-03	7,00E-05	7,00E-05	1,30E-02	2,30E-02	7,00E-05	7,00E-05	1,30E-03	2,30E-03
Thallium		1,00E-05	1,00E-05			1,00E-05	1,00E-05		
Treibhausrel. Stoffe:									
CO <sub>2</sub> -ges	3,00E+04	1,04E+05	1,04E+05	1,31E+05	1,31E+05	1,04E+05	1,04E+05	1,31E+05	1,31E+05
CO <sub>2</sub> -klimarel.	1,00E+04	3,64E+04	3,64E+04	1,31E+05	6,81E+04	3,64E+04	3,64E+04	1,31E+05	6,81E+04
CH <sub>4</sub>	5,00E+00								
CO	1,00E+00			7,20E+01	7,20E+01			7,20E+01	7,20E+01
Rest-NMVOC	1,50E+01	5,00E-01	5,00E-01	1,90E+01	1,90E+01	5,00E-01	5,00E-01	1,90E+01	1,90E+01
CCI <sub>3</sub> F (R 11)	7,90E-03								
C <sub>2</sub> CI <sub>3</sub> F <sub>3</sub> (R 113)	6,60E-03								
CCI <sub>2</sub> F <sub>2</sub> (R12)	4,60E-03								
Ozonrel. Stoffe:									
C <sub>2</sub> CI <sub>2</sub> F <sub>4</sub> (R 114)	4,40E-03								
CCI <sub>3</sub> F (R 11)	7,90E-03								
CCI <sub>2</sub> F <sub>2</sub> (R 12)	4,60E-03								
C <sub>2</sub> CI <sub>3</sub> F <sub>3</sub> (R 113)	6,60E-03								
Photooxidantienbildende Stoffe:									
Methan	5,00E+00								
Rest-NMVOC	1,50E+01	5,00E-01	5,00E-01	1,90E+01	1,90E+01	5,00E-01	5,00E-01	1,90E+01	1,90E+01
Säurebildner:									
Stickoxide NO <sub>x</sub> (als NO <sub>2</sub> )	2,00E+01	5,20E+01	5,20E+01	9,00E+02	9,00E+02	5,20E+01	5,20E+01	1,00E+02	1,00E+02
Chlorwasserstoff		2,50E-03	2,50E-03	1,21E+00	2,48E+00	2,50E-03	2,50E-03	1,21E+00	2,48E+00
Schwefeloxide SO <sub>x</sub> (als SO <sub>2</sub> )	1,00E+00	5,00E-01	5,00E-01	2,14E+01	2,78E+01	5,00E-01	5,00E-01	2,14E+01	2,78E+01
Fluorwasserstoff		1,00E-04	1,00E-04			1,00E-04	1,00E-04		
Ammoniak (als NH <sub>3</sub> )	1,00E+00	1,50E+00	1,50E+00	3,00E+00	3,00E+00	1,50E+00	1,50E+00	3,00E+00	3,00E+00
eutrophierend wirkende Stoffe:									
Stickoxide NO <sub>x</sub> (als NO <sub>2</sub> )	2,00E+01	5,20E+01	5,20E+01	9,00E+02	9,00E+02	5,20E+01	5,20E+01	1,00E+02	1,00E+02
Ammoniak (als NH <sub>3</sub> )	1,00E+00	1,50E+00	1,50E+00	3,00E+00	3,00E+00	1,50E+00	1,50E+00	3,00E+00	3,00E+00

Anhang F

## Eingabedaten Variante 6

	MBA		MVA	Kraftwerk	
MBA (Stabilat) + MVA oder + Kraftwerk	6A	6B	6A	6B	
spezifisches Abgasvolumen (massenbez.)	3.000	3.000	6.000	5.000	m <sup>3</sup> /Mg
Heizwert (Hu) Abfall			11.500	11.500	MJ/Mg Abfall
Heizwert (Hu) Regelbrennstoff				10.000	MJ/Mg Abfall
Anteil Vegetabilien, Holz, Papier und andere nachwachsende Rohstoffe an Organikfraktion			50	50	%
Transportentf. Abfall zur/aus Vorbeh.	20	20	35	210	km/Mg Abfall
Transportentf. Schlacke			100		km/Mg Abfall
<b>Input</b>					
Strom	40	40			kWh
Diesel	1,8	1,8			kg
Transport Diesel			0	0	MJ/Mg Abfall
<b>Output</b>					
Material für MVA	692				kg/Mg
Schlacke MVA			200		kg/Mg
Material für Kraftwerk		692			kg/Mg
Fe	15	15			kg/Mg
NE	3	3			kg/Mg
Strom			712	216	kWh/Mg Abfall
Fernwärme				6.050	MJ/Mg Abfall
<b>Emissionen, in mg/m<sup>3</sup></b>					
	MBA	MVA		Kraftwerk	
	6A-B	6A		6B	
		bei Einsatz von Regelbrennstoff	im Abfallabgas- teilstrom bei Mitverbrennung	bei Einsatz von Regelbrennstoff	im Abfallabgas- teilstrom bei Mitverbrennung
<b>Carcinogene Stoffe:</b>					
Arsen	1,00E-05	8,40E-04	8,40E-04	1,00E-04	1,00E-04
Beryllium		1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05
Cadmium	1,50E-06	4,00E-05	4,00E-05	5,00E-05	5,00E-05
Chrom ges.		3,90E-04	3,90E-04	1,20E-04	1,20E-04
Cr-VI		7,80E-06	7,80E-06	2,40E-06	2,40E-06
Nickel	2,00E-04	5,00E-05	5,00E-05	1,00E-04	1,00E-04
Benzo(a)pyren	1,50E-06				
Benzol	1,50E-06				
Chloroform	2,00E-03				
Ethanal (Acetaldehyd)	3,00E-02				
PCDD/F (ITE)	5,00E-10	5,00E-08	5,00E-08	5,00E-08	5,00E-08
Tetrachlorethen	8,00E-04				
<b>Toxische Schwermetalle:</b>					
Arsen	1,00E-05	8,00E-04	8,00E-04	1,00E-04	1,00E-04
Beryllium		1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05
Blei	3,30E-05	1,70E-03	1,70E-03	1,50E-04	1,50E-04
Cadmium	1,50E-06	4,00E-05	4,00E-05	5,00E-05	5,00E-05
Chrom		3,90E-04	3,90E-04	1,20E-04	1,20E-04

Nickel	2,00E-04	5,00E-05	5,00E-05	1,00E-04	1,00E-04
Quecksilber	1,40E-03	7,00E-05	7,00E-05	1,00E-03	1,00E-03
Thallium		1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05
Treibhausrelevante Stoffe:					
CO <sub>2</sub> -ges	3,00E+04	1,25E+05	1,25E+05	1,62E+05	1,62E+05
CO <sub>2</sub> -klimarel.	1,00E+04	6,25E+04	6,25E+04	1,62E+05	8,10E+04
CH <sub>4</sub>	5,00E+00			1,50E+00	1,50E+00
CO	1,00E+00			5,00E+00	5,00E+00
Rest-NMVOC	1,50E+01	5,00E-01	5,00E-01	2,50E-01	2,50E-01
CCl <sub>3</sub> F (R 11)	7,90E-03				
C <sub>2</sub> Cl <sub>3</sub> F <sub>3</sub> (R 113)	6,60E-03				
CCl <sub>2</sub> F <sub>2</sub> (R12)	4,60E-03				
Ozonrelevante Stoffe:					
C <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub> F <sub>4</sub> (R 114)	4,40E-03				
CCl <sub>3</sub> F (R 11)	7,90E-03				
CCl <sub>2</sub> F <sub>2</sub> (R 12)	4,60E-03				
C <sub>2</sub> Cl <sub>3</sub> F <sub>3</sub> (R 113)	6,60E-03				
Photooxidantienbild. Stoffe:					
Methan	5,00E+00				
Rest-NMVOC	1,50E+01	5,00E-01	5,00E-01	2,50E-01	2,50E-01
Säurebildner:					
Stickoxide NO <sub>x</sub> (als NO <sub>2</sub> )	2,00E+01	5,20E+01	5,20E+01	4,00E+01	4,00E+01
Chlorwasserstoff		2,50E-03	2,50E-03	2,50E-02	2,50E-02
Schwefeloxide SO <sub>x</sub> (als SO <sub>2</sub> )	1,00E+00	5,00E-01	5,00E-01	2,00E+01	2,00E+01
Fluorwasserstoff		1,00E-04	1,00E-04	5,00E-02	5,00E-02
Ammoniak (als NH <sub>3</sub> )	1,00E+00	1,50E+00	1,50E+00	1,50E+00	1,50E+00
Eutrophierend wirkende Stoffe:					
Stickoxide NO <sub>x</sub> (als NO <sub>2</sub> )	2,00E+01	5,20E+01	5,20E+01	4,00E+01	4,00E+01
Ammoniak (als NH <sub>3</sub> )	1,00E+00	1,50E+00	1,50E+00	1,50E+00	1,50E+00

## 8 LITERATUR

- 1 IBA GMBH, Hannover, BZL GMBH, Oyten, CUTEC GMBH, Clausthal-Zellerfeld (1998): Möglichkeiten der Kombination von mechanisch-biologischer und thermischer Behandlung von Restabfällen. F + E- Vorhaben Nr. 1471 114 im Auftrag des BMBF/UBA.
- 2 MOSTBAUER P. et al. (1998): Grundlagen für eine Technische Anleitung zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Abfällen. In: Report 151 des Umweltbundesamtes.
- 3 REPUBLIK ÖSTERREICH (Hrsg.): Bundesgesetz über die Vermeidung und Behandlung von Abfällen (Abfallwirtschaftsgesetz-AWG), BGBl. Nr. 325/1990, Wien, 1990
- 4 REPUBLIK ÖSTERREICH (Hrsg.): Verordnung über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung), BGBl. Nr. 164/1996, Wien, 1996
- 5 HARANT M., HOFER M., LORBER K. E., NELLES M., RANINGER B. (1997): Stand und Perspektiven für die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung in Österreich. Vortrag im Rahmen des IRC 1997. Hamburg
- 6 HOLZER, C. (1996): Rechtliche Rahmenbedingungen für die Deponierung. In: DepoTech 1996 – Abfallbehandlung, Deponietechnik und Altlastenproblematik. Rotterdam: Balkema.
- 7 ANGERER T., HOLZER C., KOSSINA I. (1998). Grundlagen für eine Technische Anleitung für die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung (MBA) in Österreich. In: DepoTech 1998 – Abfallbehandlung, Deponietechnik, Entsorgungsbergbau und Altlastenproblematik. Rotterdam: Balkema.
- 8 REPUBLIK ÖSTERREICH (Hrsg.): Verordnung betreffend Qualitätsanforderungen an Kompost aus Abfällen (Entwurf), Wien, Mai 2000.
- 9 MOSTBAUER P. et al. (1998): Grundlagen für eine Technische Anleitung zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Abfällen. In: Report 151 des Umweltbundesamtes.
- 10 ANGERER T., FRÖHLICH M. (1999): Technologien und Konzepte der Abluftreinigung bei mechanisch-biologischen Anlagen zur Vorbehandlung von Restmüll. In: Interner Bericht IB-617 des Umweltbundesamtes.
- 11 LOIDL M. (2000): TA MBA für Österreich. In: 3. Niedersächsische Abfalltage – Mit MBA-Technik ins nächste Jahrtausend. 08. bis 09. März 2000, Oldenburg.
- 12 NELLES M. (1998): Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung zur Umsetzung der Deponieverordnung, Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Montanistischen Wissenschaften, Montanuniversität Leoben, 1998, modifiziert.
- 13 ANGERER T., HANUS-ILLNAR A., KOSSINA I. (1999): Mehr Umweltschutz. Österreich erarbeitet ein Anforderungsprofil für die mechanisch-biologische Abfallbehandlung. In: Müllmagazin 2, 47–52.
- 14 ANGERER T. (1997): Stand der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung vor der Deponierung (MBRVD) in Österreich, Diplomarbeit am Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik, Montanuniversität Leoben, 1997.

- 15 ROLLAND C. (2000): Vererdung von Abfällen. In: Interner Bericht IB-615 des Umweltbundesamtes.
- 16 UMWELTBUNDESAMT (1999): Recherche bei den Betreibern.
- 17 ZESCHMAR-LAHL B., JAGER J., KETELSEN K., LAHL U., SCHEIDL K., STEINER M., HECKMANN A. (2000): Mechanisch-biologische Abfallbehandlung in Europa. Hrsg.: VKS e.V., A.S.A. e.V., Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, 2000.
- 18 NELLES M. et al. (1998): Endbericht zum Pilotprojekt „Möglichkeiten und Grenzen des Restmüllsplittings am Beispiel der Abfallbehandlungsanlage Kuftstein“. Dezember 1998.
- 19 BUNDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ, (BUS; heute: BUWAL), Hrsg.: Ökobilanzen von Packstoffen, SchrR Umweltschutz, BUS-24, Bern 1984.
- 20 HABERSATTER, K.: Ökobilanz von Packstoffen – Stand 1990; Hrsg.: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Schriftenreihe Umwelt, Nr. 132 (BUWAL-132), Bern 1991.
- 21 PROJEKTGRUPPE ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFT: Produktlinienanalyse: Bedürfnisse, Produkte und ihre Folgen. Kölner Volksblatt Verlag, Köln, 1987.
- 22 DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (SRU): Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Metzler-Poeschel, Stuttgart, 1996.
- 23 GIEGRICH J., MAMPEL U., DUSCHA M, ZAZCYK R., OSORIO-PETERS S., SCHMIDT T.: Auswertung in produktbezogenen Ökobilanzen. Evaluation von Bewertungsmethoden, Perspektiven. In: Umweltbundesamt / C.A.U. / IFEU: Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen. UBA-Texte 23/95.
- 24 KINDLER H., NIKLES A.: Energieaufwand zur Herstellung von Werkstoffen. BUWAL-Schriftenreihe Umwelt Nr. 132, 1991.
- 25 AHBE S., BRAUNSCHWEIG A., MÜLLER-WENK R.: Methodik für Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Schriftenreihe Umwelt, Nr. 133, Bern 1990.
- 26 ARBEITSGRUPPE ÖKOBILANZEN (UMWELTBUNDESAMT): Ökobilanzen für Produkte. Bedeutung, Sachstand, Perspektiven. UBA-Texte 38/92.
- 27 SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry): Guidelines for Life-cycle Assessment: A „Code of Practice“. From the SETAC Workshop held at Sesimbra, Portugal, 31.3.-3.4.1993, Edition 1, August 1993.
- 28 FLEISCHER G.: Ökobilanz – ein Instrument zur objektiven Bestimmung der ökologisch günstigeren Entsorgungsvariante. TU Berlin, 1995.
- 29 DIN EN ISO 14040: Produkt-Ökobilanzen. Prinzipien und allgemeine Anforderungen. August 1997.
- 30 DIN EN ISO 14041: Ökobilanz. Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz. November 1998.
- 31 DIN EN ISO 14042: Ökobilanz. Wirkungsabschätzung. Entwurf, Januar 1999, und ISO/FDIS 14042 (Norm-Entwurf), Ausgabe November 1999 (englisch).
- 32 DIN EN ISO 14043: Ökobilanz. Auswertung. Entwurf, Februar 1999, und ISO/FDIS

- 14043 (Norm-Entwurf), Ausgabe November 1999 (englisch).
- 33 Entwurf, DIN EN ISO 14042, Punkt 5.3:  
„Die nachstehenden Anforderungen gelten für die Auswahl der Wirkungskategorien, Indikatoren und Modelle:
- Die Auswahl der Wirkungskategorien, Indikatoren und Modelle muß in Übereinstimmung mit dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen der Ökobilanz-Studie stattfinden.
  - Die Quellen für Wirkungskategorien, Indikatoren und Modelle müssen angegeben werden.
  - Die Auswahl der Wirkungskategorien, Indikatoren und Modelle muß begründet werden.
  - Für die Wirkungskategorien und Indikatoren müssen korrekte und beschreibende Namen vorgesehen werden.
  - Die Auswahl der Wirkungskategorien muß unter Berücksichtigung des Ziels und des Untersuchungsrahmens einen umfassenden Satz von mit dem zu untersuchenden Produktsystem verbundenen Umweltthemen widerspiegeln.
  - Der Umweltwirkungsmechanismus und das Modell, das die Sachbilanzergebnisse und den Indikator als Grundlage für die Charakterisierungsfaktoren in Beziehung zueinander setzt, müssen beschrieben werden.
  - Es muß beschrieben werden, warum die Anwendung des Modells für die Ableitung des Indikators im Zusammenhang mit Ziel und Untersuchungsrahmen der Studie als geeignet angesehen wird.“
- 34 FLEISCHER G., SCHMIDT W.-P.: Ökologische Bilanzierung. In: Recycling-Handbuch. Strategien - Technologien - Produkte. Hrsg.: Nickel W., VDI-Verlag, 1996, hier Kap. 7, S. 389 – 420.
- 35 ARGE BZL GMBH, Oyten (D) / ZI DIPL.-ING. K. SCHEIDL, Eisenstadt (A): Durchführung einer Evaluierung für die Errichtung einer Abfallbehandlungsanlage für die im Raum Linz anfallenden Abfälle - Verfahrensauswahl, im Auftrag vom Amt für Natur- und Umweltschutz, Magistrat der Landeshauptstadt Linz, 1998/99.
- 36 BZL GMBH, Oyten, DR.-ING. A. NOTTRODT GMBH, Hamburg, THERMOCHEM GMBH, Aachen: Arbeitshilfe Kreislaufwirtschaft, erstellt im Auftrag des Landesumweltamtes NRW, November 1998, Fassung vom März 2000
- 37 UBA-TEXTE 38/92, UBA-TEXTE 23/95, UBA-TEXTE 24/95, UBA-TEXTE 26/97, HABERSATTER 1991, SETAC 1993.
- 38 EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY: <http://www.eea.eu.int/>
- 39 INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC) (1996): Climate Change 1995 – The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel On Climate Change, J.T., Houghton et. al. (Eds.), Cambridge.
- 40 CML (1992): HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J.B.; HUPPES, G.; LANKREIJER, R.M.; UDO DE HAES, H.A.; WEGENER SLEESWIJK, A.; ANSEMS, A.M.M.; EGGELS, P.G.; VAN DUIN, R.; GOEDE, H.P.: Environmental Life Cycle Assessment of Products, Background and Guide, Centre of Environmental Science (CML), Leiden.
- 41 CML (1996): GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; VAN OERS, L.; VAN DE MEENT, D.;

- VERMEIRE, T.; RIKKEN, M: LCA impact assessment of toxic releases, Centre of Environmental Science, Leiden University (CML), National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Bilthoven, The Netherlands.
- 42 ARBEITSGEMEINSCHAFT SYSTEMVERGLEICH RESTABFALLBEHANDLUNG HESSEN (ITU GmbH, Öko-Institut, TH Darmstadt) (1994): Systemvergleich Restabfallbehandlung. Vergleichende Untersuchung zu den Umweltauswirkungen unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung. Dieburg/Darmstadt.
- 43 FRANKE, B.; FRANKE, A.; KNAPPE, F. (1992): Vergleich der Auswirkungen verschiedener Verfahren der Restmüllbehandlung auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit, Endbericht, ifeu - Institut für Energie und Umweltforschung Heidelberg GmbH.
- 44 FRAUNHOFER INSTITUT FÜR LEBENSMITTELTECHNOLOGIE UND VERPACKUNG: Verwertung von Kunststoffabfällen aus Verkaufsverpackungen in der Zementindustrie. Ökologische Analyse nach dem LCA-Prinzip; erstellt im Auftrag des Verein Deutscher Zementwerke. 1997.
- 45 FEHRINGER R., RECHBERGER H., PESONEN H.-L., BRUNNER P.H.: Auswirkungen unterschiedlicher Szenarien der thermischen Verwertung von Abfällen in Österreich (ASTRA), Endbericht im Auftrag der ARGE Thermik, Wien, November 1997.
- 46 ÖKO-INSTITUT E.V.: Systemvergleich unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung im Kreis Neuwied. Gutachten im Auftrag der Kreisverwaltung Neuwied, 18.12.1997.
- 47 US EPA, United States Environmental Protection Agency: IRIS Substance List, <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/subst-fl.htm>, 1998, sowie stand-alone-download (wird vierteljährlich aktualisiert)
- 48 US EPA: Health Effects Assessment Summary Tables. FY - 1991 Annual, Washington 1991
- 49 WMO (World Meteorological Organization), 1995.
- 50 HEYDE, M., KREMER, M.: Recycling an Recovery of Plastics from Packagings in Domestic Waste – LCA-type Analysis of Different Strategies. LCA Documents. Ecoinforma-press, 1999
- 51 TROGE A.: Umweltpolitische Rahmenbedingungen für nachhaltiges Wirtschaften mit Polymeren. Vortrag bei der Tagung des Franz-Patat-Zentrums „Nachhaltige Polymere – Konzepte auf dem Prüfstand.“ Braunschweig, 22.4.1997.
- 52 HARANT M: Stoffflußanalyse bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung vor der Deponierung, Dissertation am Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik, Montanuniversität Leoben, Februar 1999.
- 53 SCHEIDL, pers. Mitt. v. 7.11.1999.
- 54 BZL GMBH, Oyten/DPU GMBH, Essen: Beurteilung der Umweltverträglichkeit von thermischen Entsorgungsmaßnahmen. Studie im Auftrag des MURL NRW, 1999/2000
- 55 Daten für EBS: Mittelwerte aus Datenreihen (BZL/DPU 1999/2000) sowie INFA 1999 und Trienekens 1999
- 56 SCHACHERMAYER E., BAUER G., RITTER E., BRUNNER P.H. (1995): Messung der

- Güter- und Stoffbilanz einer Müllverbrennungsanlage. Bundesministerium für Umwelt, Wien: Monographien, Bd. 56
- 57 LAHL U., ZESCHMAR-LAHL B., STUBENVOLL J. (1997): Restmüllmitverbrennung in Anlagen zur Zementerzeugung. In: Bericht 097 des Umweltbundesamtes.
- 58 Daten aus persönlichen Mitteilungen des Betreibers (Fernwärme Wien) und der Stadt Wien.
- 59 Daten aus persönlichen Mitteilungen des Betreibers (WAV).
- 60 ÖKO-INSTITUT e.V./ DPU GmbH in: Volrad Wollny: Ausgangslage und Rahmenbedingungen für eine ökologische Lösung des Verpackungsproblems. BEW-Seminar 908K02D.
- 61 ÖKO-INSTITUT e.V./DPU GmbH: Vergleich der rohstofflichen und energetischen Verwertung von Verpackungskunststoffen. Studie im Auftrag der Arbeitsgemeinschaft Verpackung und Umwelt (AGVU), Darmstadt/Essen, November 1999.
- 62 Emissionsdaten berechnet aus Emissionskataster NRW (15 Anlagen, mittlere Betriebswerte), Düsseldorf 1994.
- 63 IGW/WAR/DREES & SOMMER: Vergleich Restabfallbehandlung, im Auftrag der APG Lippe mbH, 1996.
- 64 HARANT M.: Persönliche Mitteilung, 1999.
- 65 ANGERER T., REISENHOFER A.: Abluftemissionen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung – Pilotanlage Kufstein. In: Bericht BE – 126 des Umweltbundesamtes, 1999.
- 66 CLEMENS, J., CUHLS, C., BENDICK, D., GOLDBACH, H., DOEDENS, H.: Emissionen von Treibhausgasen aus der Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlung. BMBF-Statusseminar Sep. 1999.
- 67 WALLMANN R.: Ökologische Bewertung der Mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung und der Müllverbrennung auf Basis von Energie- und Schadgasbilanzen. ANS-Heft 38, 1999.
- 68 ANGERER T., REISENHOFER A. (1999): Abluftemissionen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung – Pilotanlage Kufstein. In: Bericht 126 des Umweltbundesamtes, sowie weitere unveröffentlichte Messungen des Umweltbundesamtes
- 69 DOEDENS, H.: Stellungnahme der Arbeitsgemeinschaft Stoffstromspezifische Abfallbehandlung (A.S.A.) zum UBA-Bericht „Ökologische Vertretbarkeit der mech.-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung“ Hannover, den 20. 09. 1999
- 70 Fachgespräch des Bundesumweltministeriums zu technischen Fragen der Behandlung von Abluft aus mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen (MBA) am 17.4.2000 im Umweltbundesamt in Berlin
- 71 WENGENROTH K. (Herhof Umwelttechnik GmbH): Möglichkeiten der Abluftreinigung jenseits des Biofilters – Konsequenzen aus den Anforderungen der 29. BImSchV. Vortrag auf dem Seminar "Die neuesten Entwicklungen zur TA Siedlungsabfall" im BEW Bildungszentrum für die Entsorgungs- und Wasserwirtschaft, Duisburg-Rheinhausen, 28./29.3.2000

72 Entwurf der Neunundzwanzigsten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über mechanisch-biologische Behandlungsanlagen für Siedlungsabfälle und andere Abfälle mit biologisch abbaubaren Anteilen - 29. BImSchV), vom 13.4.2000

73 So nennt Rechberger die folgenden Ergebnisse für ausgewählte Schwermetalle:

	Cd	Hg	Pb	Zn
MBA / ind. Mitverbrennung	32 %	28 %	21 %	16 %
MVA Spittelau	43 %	51 %	18 %	25 %

Angabe der Stoffkonzentrierungseffizienz (%) für die Kombination aus mechanisch-biologischer Anlage und industrieller Mitverbrennung mit weitergehender Rauchgasreinigung (Stand der Technik wie Lenzing) im Vergleich zur Rostfeuerung (Stand Spittelau) In: Rechberger, H.: Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft. Dissertation. Wiener Mitteilungen Bd. 158. Institut für Wassergütekunde und Abfallwirtschaft. TU Wien 1999.

74 BEZ, J., HEYDE, M., GOLDHAN, G.: Waste Treatment in Product Specific Life Cycle Inventories. Int. J. LCA 3 (2) 100 – 105 (1998).

75 BACCINI P., BRUNNER P.H.: Metabolism of the Anthroposphere. Springer-Verlag, Heidelberg, 1991.

76 berechnet aus internen Meßberichten für die Anlage in Lünen (Nordrhein-Westfalen/D).

77 berechnet aus UNIPEDE (Internationale Union der Erzeuger und Verteiler elektrischer Energie), Brüssel: Emission of trace species by coalfired power plants in Europe, 1997.

78 FEHRINGER R., RECHBERGER H., BRUNNER H.P.: Positivlisten für Reststoffe in der Zementindustrie: Methoden und Ansätze (PRIZMA). Endbericht, im Auftrag der Vereinigung der österreichischen Zementindustrie. Wien, im Dezember 1999

79 aus: HACKL A., MAUSCHITZ G.: Klimarelevanz der Abfallwirtschaft. Hrsg.: Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien, Band 11, 1998.

80 WINKLER H.-D.: Praxis der energetischen Verwertung von Abfällen in Nordrhein-Westfalen. In: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): Zementwerke – NOx-Minderung – Abfallverwertung. Fachtagung am 2.7.1998 in Wackersdorf, Dokumentation, S. 65–98, 1998.

81 GALLENKEMPER, B., BRAUNGART, M. et al.: Untersuchung zur Umwelt- und Gesundheitsverträglichkeit von Substitut-Brennstoffen. Rethmann Entsorgung, Dieselstr. 3, 44805 Bochum, 1999

82 BACHER P.: Betriebsergebnisse mit einer SCR-Pilotanlage. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz. Fachtagung, 2.7.1998, Wackersdorf.

83 HBEFA, Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs Version 1.1 (1995): INFRAS AG, Mühlemattstrasse 45, Ch-3007 Bern.

84 HBEFA, Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs Version 1.2 (1999): INFRAS AG, Mühlemattstrasse 45, Ch-3007 Bern.

85 BUNDESAMT FÜR ENERGIEWIRTSCHAFT: Ökoinventare von Energiesystemen,

3. Auflage. Zürich, (1996).
- 86 ÖKO-INSTITUT: Gesamt-Emissions-Modell integrierter Systeme, Freiburg (1998).
- 87 DOEDENS H., CUHLS C., COLLINS H.-J., FRICKE K. (Untergruppe der BWK-Arbeitsgruppe 5.1 Restabfall): Immissionsschutzrechtliche Anforderungen an die mechanisch-biologische Vorbehandlung (MBV) aufgrund der Emission von Stäuben, anorganischen und organischen Stoffen. BWK MBA Immissionsschutz 09-07, Entwurf.doc, 06.09.99.
- 88 A.S.A. e.V.: Stellungnahme zum UBA-Bericht „Ökologische Vertretbarkeit“ der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung (Stand Juli 1999)“, 20.9.1999.
- 89 ENERGIE- UND WASSERWERKE RHEIN-NECKAR AG (RHE), Mannheim: Mitteilung vom 11.4.2000
- 90 JAY K., STIEGLITZ L.: Identification and quantification of volatile organic components in emissions of waste incineration plants. Chemosphere Vol 30, No. 7, 1249–1260, 1995.
- 91 SCHEIDL K.: Eigene Untersuchungen, zit. in: ARGE BZL GMBH, Oyten (D) / ZI DIPL.-ING. K. SCHEIDL, Eisenstadt (A).
- 92 GUINNEE, J.R., HEIJUNGS, L. V., OERS, D. V. DE. et al: LCA-Impact assessment of toxic releases, Generic modelling of fate, exposure and effects for ecosystems and human beings with data for about 100 chemicals, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (Hrsg.), Niederlande, Publication-Nr 21/1996.
- 93 ÖKO-INSTITUT: Gutachterliche Stellungnahme zu Planrechtfertigung, Standort- und Sicherheitsfragen der geplanten Sonderabfalldeponie im Regierungsbezirk Arnsberg. Endbericht, Freiburg/Darmstadt (1993).
- 94 MVA Bielefeld-Herford GmbH, der Immissionsschutzbeauftragte: Umweltbericht 1998.
- 95 LEWIS T. (2000): e-mail vom 31.05.2000.
- 96 So nennt Rechberger die folgenden Ergebnisse für ausgewählte Schwermetalle:

	Cd	Hg	Pb	Zn
MBA / ind. Mitverbrennung	32 %	28 %	21 %	16 %
MVA Spittelau	43 %	51 %	18 %	25 %

Angabe der Stoffkonzentrierungseffizienz (%) für die Kombination aus mechanisch-biologischer Anlage und industrieller Mitverbrennung mit weitergehender Rauchgasreinigung (Stand der Technik wie Lenzing) im Vergleich zur Rostfeuerung (Stand Spittelau) In: Rechberger, H.: Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft. Dissertation. Wiener Mitteilungen Bd. 158. Institut für Wassergü-  
te- und Abfallwirtschaft. TU Wien 1999.

Variante	Untervariante	Technik
1	A	MVA - Energie: Stromauskopplung wie MVA Wels MVA - Emissionen: kostenoptimierte Neuanlage
	B	MVA - Energie: Stromauskopplung wie MVA Wels MVA - Emissionen: wie MVA Wels
	C	MVA - Energie: Prozessdampfbereitstellung, verdrängtes Kohlekraftwerk MVA - Emissionen: wie MVA Wels
2	A	<b>MBA: Status quo Biofilter (MBA Kufstein)</b> Verbrennung: Anlage Lenzing Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	B	<b>MBA: optimierter Biofilter mit Ammoniakwäscher</b> Verbrennung: Anlage Lenzing Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	C	<b>MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung &gt; 90 %), Abluftkreislaufführung</b> Verbrennung: Anlage Lenzing Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
3	A	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung Verbrennung: Anlage Lenzing <b>Deponierung: ungünstigere Variante (10 %, 30 m<sup>3</sup>/Mg)</b>
	B	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung Verbrennung: Anlage Lenzing <b>Deponierung: Optimalvariante, aber Methanoxidationsschicht, im Winter nicht optimal (50 %, 10 m<sup>3</sup>/Mg)</b>
	C	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung Verbrennung: Anlage Lenzing <b>Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m<sup>3</sup>/Mg)</b>
4	A	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: Anlage Lenzing</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	B	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: MVA Wels</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	C	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: Kraftwerk (Schmelzkammerfeuerung) mit vorgeschalteter Pyrolysetrommel</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	D	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: Kraftwerk (Wirbelschicht) mit niedrigem Emissionsstandard (nur bei Abscheidung von Säurebildnern)</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
5	A	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: EBS+: konventionelles Zementwerk EBS-: MVA Wels</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
	B	MBA: thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: EBS+: optimiertes Zementwerk EBS-: MVA Wels</b> Deponierung: Theoretische Optimalvariante (95 %, 10 m <sup>3</sup> /Mg)
6	A	MBA: Stabilatanlage / thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: MVA Wels</b> Deponierung: entfällt für MBA-Output
	B	MBA: Stabilatanlage / thermischer Filter (Reinigungsleistung > 90 %) mit Abluftkreislaufführung <b>Verbrennung: Anlage Lenzing</b> Deponierung: entfällt für MBA-Output