

**POSITIONSPAPIER ZUR VERERDUNG
VON ABFÄLLEN AUS ABFALL-
WIRTSCHAFTLICHER SICHT**

**POSITIONSPAPIER
ZUR VERERDUNG VON ABFÄLLEN
AUS ABFALLWIRTSCHAFTLICHER SICHT**

Christian ROLLAND

BE-187

Wien, September 2001

Autor

Christian Rolland (Umweltbundesamt)

MitarbeiterInnen

Thomas Angerer (Umweltbundesamt)

Karin Büchl-Krammerstätter (Wiener Umwelthanwaltschaft)

Eva Persy (Wiener Umwelthanwaltschaft)

Uwe Lahl (Kapitel 6: Ökologische Bewertungsansätze)

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien
Eigenvervielfältigung

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, August 2001

Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)

ISBN 3-85457-581-5

PRÄAMBEL

Neben der mechanisch-biologischen Vorbehandlung und der Kompostierung wurden in letzter Zeit neuartige biologische Abfallbehandlungsverfahren entwickelt. Als Synonym für diese Verfahren wird derzeit der Begriff „Vererdung“ verwendet. Es handelt sich dabei um Verfahren, die aus mineralischen und organischen Abfällen bzw. Materialien über biologische Umwandlungsprozesse bewuchsfähige Materialien herstellen.

Im Juni 1999 hat der Beirat für Abfallwirtschaft und Altlastensanierung im BMUJF eine Stellungnahme zu diesen Vererdungsverfahren erarbeitet. Aufbauend auf diese Stellungnahme hat sich das Umweltbundesamt entschlossen, sich diesen Verfahren zu widmen und die gegenwärtige „Vererdungspraxis“ sowie eventuelle Schwachstellen dieser „Vererdungsverfahren“ darzustellen. Weiters sollten bestehende Wissensdefizite und notwendiger Regelungsbedarf aufgezeigt werden. Reine Mischverfahren von verschiedenen mineralischen Abfällen wie z.B. Bodenaushüben sind nicht Thema dieses Positionspapiers.

Bei der Ausarbeitung des vorliegenden Positionspapiers zeigte sich bald, dass dieses Thema auch für die Wiener Umweltschutzbehörde von großem Interesse ist. Die Wiener Umweltschutzbehörde hat sich daher entschlossen, gemeinsam mit dem Umweltbundesamt diesen Bericht zu erstellen und zur gegenwärtigen Vererdungspraxis Position zu beziehen.

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	5
2	VERERDUNGSVERFAHREN – VERFAHREN ZUR HERSTELLUNG VON ERDEN AUS ABFÄLLEN	7
2.1	Verfahren nach Prof. Husz	7
2.1.1	<i>Einsatzstoffe</i>	8
2.1.2	<i>Verfahrensverlauf</i>	9
2.1.3	Einsatzgebiet.....	13
2.1.4	Herstellung von Erden aus Altlastabfällen der Berger-Deponie.....	13
2.2	Waste-Soil-Complexing (WSC) – Verfahren.....	15
2.2.1	Einsatzstoffe	15
2.2.2	<i>Verfahrensverlauf</i>	15
2.2.3	<i>Einsatzgebiet</i>	18
2.2.4	<i>Methanoxidation</i>	18
2.3	<i>Biokeram-Verfahren</i>	19
2.3.1	<i>Einsatzstoffe</i>	20
2.3.2	<i>Verfahrensverlauf</i>	20
2.3.3	<i>Einsatzgebiet</i>	22
2.4	Klärschlammvererdung mit Schilf	22
3	SYSTEMVERGLEICH VERERDUNG, KOMPOSTIERUNG UND MECHANISCH-BIOLOGISCHE VORBEHANDLUNG	24
3.1	Eingesetzte Abfälle.....	24
3.2	Verfahrensschritte.....	25
3.3	Abluftemissionen	25
3.4	Anorganische Schadstoffkonzentrationen	26
3.5	Anwendungsgebiete	28
4	VERERDUNG VON POTENZIELL SCHADSTOFFBELASTETEN ABFÄLLEN IN HINBLICK AUF DIE ZIELE UND GRUNDSÄTZE DES AWG	29
4.1	Gefahrenminderung	29
4.1.1	Gefahrenminderung durch Vermischung	30
4.1.2	Gefahrenminderung durch den Rotteprozess	30
4.1.3	Gefahrenminderung durch den Stabilisierungsprozess.....	31
4.1.4	Schlussfolgerung betreffend die Gefahrenminderung	31

4.2	Schonung von Deponieraum.....	31
4.3	Schonung von Rohstoffen.....	32
4.4	Schonung von Energieressourcen	32
4.5	Ökologische Zweckmäßigkeit	32
4.6	Ökonomische Zweckmäßigkeit.....	33
4.7	Schlussfolgerung zum Kapitel 4.....	33
5	VERRINGERUNG DER ALSAG-EINNAHMEN DURCH VERERDUNG	34
6	ÖKOLOGISCHE BEWERTUNGSANSÄTZE DER RESTMÜLL- BZW. KLÄRSCHLAMMVERERDUNG	35
6.1	Lokale Auswirkungen	35
6.1.1	Methodisches Vorgehen.....	35
6.1.2	Emissionsverhalten	36
6.1.3	Ergebnis und Bewertung.....	39
6.1.4	Sensitivitätsbetrachtung	40
6.2	Ökologische Bewertung	43
6.2.1	Methodisches Vorgehen.....	43
6.2.2	Materialeinsatz	44
6.2.3	Wirkungsbilanz und Bewertung	45
6.2.4	Sensitivitätsbetrachtung	47
6.2.4.1	Einsatzstoffe	47
6.2.4.2	Weitere Gutschriften für die erzeugte Erde	48
6.3	Fazit	50
7	KRITISCHE ANMERKUNGEN ZUR GEGENWÄRTIGEN VERERDUNGSPRAXIS.....	52
7.1	Produktdesign und Verdünnung von Schadstoffen.....	52
7.2	Emissionsminderungsmaßnahmen.....	54
7.2.1	Abschätzung der Abluft bei der Vererdung von Restmüll und restmüllähnlichen Abfällen	54
7.2.2	Sicker- und Prozesswasser.....	59
7.2.3	Schlussfolgerungen	60
8	FORDERUNGEN	61
8.1	Beschränkung des Inputs auf gering belastete Abfälle und Ausschluss von potenziell schadstoffbelasteten Abfällen wie Restmüll61	
8.2	Keine Verdünnungsstrategien	61

8.3	Erzeugung hochwertiger Erden	61
8.4	Durchführung von Stoffflussanalysen	62
8.5	Nachweis der Unbedenklichkeit des Erdeneinsatzes aus Sicht des vorsorgenden Boden- und Umweltschutzes.....	62
8.6	Erden müssen Bodenfunktionen erfüllen	62
8.7	Neuregelung der Altlastenbeiträge	63
8.8	Rechtlicher Regelungsbedarf für Vererdungsanlagen	63
9	ZUSAMMENFASSUNG	65
10	LITERATURVERZEICHNIS	67
11	ABBILDUNGSVERZEICHNIS	70
12	TABELLENVERZEICHNIS	71
13	ANHANG	73

1 EINLEITUNG

Durch die Deponieverordnung wurde die mechanisch-biologische Vorbehandlung von Abfällen als Ausnahme vom allgemeinen Verbrennungsgebot für Abfälle, deren Anteil an organischem Kohlenstoff (TOC) mehr als 5 Masseprozent beträgt, anerkannt (§ 5 Z 7 lit f DepVO). Demnach dürfen auch über den 1.1.2004 hinaus Abfälle, sofern der obere Heizwert (H_o) unter 6.000 kJ/kg liegt, auf gesonderten Bereichen in einer Massenabfalldeponie abgelagert werden. Um dieser Anforderung gerecht zu werden, muss der Abfall, sofern er nicht ohne weitere Auftrennung thermisch behandelt wird, mechanisch-biologisch vorbehandelt werden.

Nur das Rottegut aus der mechanisch-biologischen Vorbehandlung - nicht hingegen die heizwertreiche Fraktion - soll künftig deponiert werden, sodass sich die mechanisch-biologische Vorbehandlung als Vorbehandlungsschritt in Bezug auf eine nachfolgende Deponierung darstellen wird. Die Anstrengungen der Betreiber von mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlagen zielen darauf ab, den Schwellenwert von 6.000 kJ/kg einzuhalten, um spätestens zum 1.1.2004 die nachfolgende Deponierung zu ermöglichen.

Jüngste Entwicklungen zeigen, dass das Rottegut auch zur Herstellung von Erden verwendet wird. Dabei zeigt sich aktuell u.a. folgendes Bild: Derzeit werden in einem biologischen Vorbehandlungsschritt Abfälle mit mineralischen Stoffen vermengt, einer Freilandrotte und einem Stabilisierungsprozess unterzogen, wobei sich für das Ergebnis des Gesamtprozesses am Markt die Bezeichnung „Erden“ zu etablieren beginnt. Als Synonym für diese Verfahren wird derzeit vielfach der Begriff „Vererdung“ verwendet. Daneben werden „Erden“ auch durch reine Mischverfahren verschiedener mineralischer Materialien hergestellt. Diese Verfahren werden in diesem Positionspapier nicht unter dem Begriff „Vererdung“ subsummiert und in diesem Positionspapier auch nicht behandelt.

Da auch Restmüll und das Rottegut aus der mechanisch-biologischen Vorbehandlung für die Vererdung verwendet werden, könnte die Abfallwirtschaft in Österreich durch diese Entwicklung massiv bestimmt werden. Damit wäre es möglich, dass bedeutsame Abfallströme von dem durch die Deponieverordnung geschaffenen Ordnungssystem nicht erfasst würden. Dies hätte auch bedeutsame abgaben- und abfallrechtliche Folgen. Die derzeitige Praxis zeigt, dass einzelne Abfallbehandlungsanlagen einen Verwertungsstatus über Anlagengenehmigungsbescheide oder über Feststellungsbescheide erreichen wollen, auch wenn sie Materialien einsetzen, die nicht die Anforderungen des vorsorgenden Umweltschutzes erfüllen.

Von Seiten des BMLFUW ist eine Verordnung für Erden aus Abfällen geplant. Eine Grundlagenstudie für diese „Erdenverordnung“ wurde 2000 abgeschlossen, eine Kurzfassung soll demnächst veröffentlicht werden.

Die soeben erlassene Kompostverordnung enthält bereits Vorgaben für die Herstellung von Erden aus Abfällen, in dem sie bestimmt, dass selbst Müllkompost, der nach den Anforderungen der Kompostverordnung hergestellt wurde, grundsätzlich nicht zur Herstellung von Erden verwendet werden darf. Als einzige Ausnahme ist die Vor-Ort-Herstellung einer Rekultivierungsschicht auf Deponien, nicht jedoch auf Bodenaushubdeponien, zulässig. Die maximale Aufbringungsmenge ist hierbei auf 200 t TM pro ha begrenzt. Da die Ausarbeitung einer Erden-Verordnung noch einige Jahre in Anspruch nehmen wird, sollen diese Vorgaben nach den Intentionen des BMLFUW möglichst rasch durch die Festlegung von Verwertungsgrundsätzen im Bundesabfallwirtschaftsplan 2001 abgesichert werden.

Da die Abläufe während des gesamten Vererdungsprozesses bislang nicht ausreichend untersucht worden sind, hat der Wissenschaftliche Rat für Altlastensanierung und Abfallwirtschaft im BMLFUW eine Stellungnahme zur Vererdung erarbeitet. Darauf aufbauend wurde das vorliegende Positionspapier erstellt, welches im Wesentlichen die Darstellung der derzeitigen Vererdungsinitiativen in Österreich und grundlegende Anmerkungen zu dieser Entwicklung aus der Sicht des Umweltschutzes enthält. Es sollen dadurch hauptsächlich jene offenen Fragen aufgeworfen werden, die bei der sich nunmehr abzeichnenden Verrechtlichung dieses Bereiches (Erlassung bezughabender Verordnungen durch den Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft) Beachtung finden sollten. Im Kapitel 6 wurde ein erster Versuch einer ökologischen Bewertung der Restmüll- und Klärschlammvererdung zur Erzeugung von Erden zur Rekultivierung von Deponien durchgeführt.

Im September 1999 wurde ein Entwurf dieses Positionspapiers an Fachleute im Bereich Abfallwirtschaft und Bodenkunde zur fachlichen Stellungnahme ausgesandt. Bis 04.03.2000 sind 20 Stellungnahmen eingegangen (siehe Tabelle 24 im Anhang). Aufgrund dieser Stellungnahmen wurde der Entwurf zu dem hier vorliegenden Positionspapier überarbeitet.

Die Kapitel 2 und 3 wurden bereits im Herbst 1999 fertig gestellt. Redaktionsschluss für den hier vorliegenden Bericht war August 2001.

2 VERERDUNGSVERFAHREN – VERFAHREN ZUR HERSTELLUNG VON ERDEN AUS ABFÄLLEN

Im Folgenden werden Vererdungsverfahren vorgestellt, die die Erzeugung von bewuchsfähigen Materialien zum Ziel haben.

Die nachstehenden Verfahrensbeschreibungen beruhen ausschließlich auf Mitteilungen der Hersteller bzw. Betreiber der Verfahren oder wurden aus der verfügbaren Literatur entnommen. Die Verfahrensbeschreibung der Betreiber sind im Folgenden kursiv dargestellt. Es handelt sich um jene vier Verfahren, die den Autoren derzeit bekannt sind.

2.1 Verfahren nach Prof. Husz

Prof. Husz hat ein patentrechtlich geschütztes Vererdungsverfahren entwickelt, das in Österreich zur Zeit auf der Deponie „Langes Feld“ im 21. Wiener Gemeindebezirk (siehe Abbildung 1), in Sulzau (Salzburg) und auf der Deponie St. Pölten zur Anwendung kommt. Die Anlage in Sulzau wird von der Porr Umwelttechnik und von der Fa. Deisl betrieben. Auf der Deponie St. Pölten (Betreiber Stadtgemeinde St. Pölten) werden seit Juli 1999 Erden für die Rekultivierung erzeugt.



Abbildung 1: Anlage zur Herstellung von Erden aus Abfällen am Langen Feld

Die Vererdung am Langen Feld obliegt der ARGE Vererdung, einer Arbeitsgemeinschaft der Firmen Porr Umwelttechnik, Grün + Bilfinger, Hinteregger & Söhne und Teerag-Asdag. Die Vererdung am Langen Feld erfolgt in Zusammenarbeit mit der Fa. Öko-Datenservice GesmbH, einem Institut für angewandte Landschafts- und Bodenkunde. Der Institutsleiter der Öko-Datenservice ist Prof. Husz.

Da die Deponie „Langes Feld“ bescheidmäßig bis 2010 mit einer 2 m dicken Rekultivierungsschicht abzudecken ist, werden etwa 1,5 bis 2 Millionen m³ Erden benötigt.

2.1.1 Einsatzstoffe

In diversen Firmeninformationen werden folgende Materialien als Einsatzstoffe angeführt.

- **Organische Abfallstoffe:** Klärschlamm, Papierfaserschlämme, Sägespäne, Rinde, zerkleinertes Abfallbauholz, Papier/Kartonagen, Mist, Abfälle der Obst- und Gemüseverarbeitenden Lebensmittelindustrie (Dattelkerne, Kaffee- und Reischalen).
- **Anorganische Abfallstoffe:** Sande, Schluffe, Tone, gemahlener/gesiebter Bauschutt oder Ziegel, Abraummaterial (von Steinbrüchen, Schotterwerken, Bergwerken)
- **Zuschlagstoffe:** Naturgips, Kalk, Dolomit, Magnesiumkarbonat, Rohphosphate

Prof. Husz beschreibt Papierfaserschlämme folgendermaßen: „Papierfaserschlämme sind mechanisch abgetrennte Fasern und Schwebstoffe des Papierfabrikabwassers. Die Faserstoffe weisen einen hohen Anteil an organischer Substanz mit weitem C/N-Verhältnis (ca. 50) auf und sind mit Kupfer und organischen Schwefelverbindungen belastet, möglicherweise sind Fungizide bzw. Bakterizide sowie Phenole enthalten. Die Schwefelverbindungen sind geruchsintensiv und teilweise toxisch für Mikroorganismen (HUSZ, 1994).“

In der Patentschrift zu diesem Verfahren wird angeführt, dass die Erfindung auch die Möglichkeit bietet, Abfallstoffe wie kontaminierten Bodenaushub, Fluss- und Seesedimente oder imprägniertes Altbauholz zu verwerten. Daneben werden noch Abfälle aus Entstaubungsanlagen, Industrierückstände wie Gips, Filterkuchen und Schlämme angeführt.

Von der ARGE „Vererdung Langes Feld“ werden vor allem Klärschlamm, Friedhofsabfälle, Stroh, Baum- und Strauchhäcksel, Sägespäne mit Sand, Lehm und Ton verarbeitet. Die Fa. Öko-Datenservice hat für den Zeitraum 1993 bis 1997 folgende Materialaufstellung veröffentlicht:

- | | |
|--------------------|------------------------|
| • Faserschlämme | 25.050 t |
| • Klärschlämme | 102.300 t |
| • Strukturmaterial | 141.000 m ³ |
| • Sand, Lehm | 154.000 t |
| • Friedhofsabfälle | 104.000 m ³ |

In Summe wurden in diesem Zeitraum nach Angaben der Fa. Öko-Datenservice 418.000 m³ Erden erzeugt.

1998 und 1999 wurden über 600.000 t Altlastenmaterial aus der Berger-Deponie auf die Deponie „Langes Feld“ geliefert, wovon nach Angaben der Porr Umwelttechnik rund 1/3 vererdet wurde bzw. zur Vererdung bereitgehalten wird (siehe Kapitel 2.1.4).

Restmüllkomposte werden von der ARGE „Vererdung“ zur Zeit nicht eingesetzt. Die Porr-Umwelttechnik distanziert sich in ihrer Stellungnahme von einer Vererdung von Restmüllkomposten. Andere Mitglieder der ARGE „Vererdung“ haben im Rahmen eines Fachgesprächs am 8. November 1999 durchaus Überlegungen zum Einsatz von Restmüllsplittingfraktionen angestellt.

2.1.2 Verfahrensverlauf

Dipl.-Ing. SCHOLLER von der Öko-Datenservice hat folgende Verfahrensbeschreibung übermittelt:

„Im Unterschied zu Kompostierungsverfahren wird beim Vererdungsverfahren nach Prof. Husz kein Bodenverbesserungsmittel, sondern Oberbodenmaterial hergestellt. Die im bodenkundlichen Sinn hergestellten Erden können direkt Bodenfunktionen in der Landschaft übernehmen. Der Verfahrensverlauf zur Vererdung nach Husz ist in Abbildung 2 dargestellt.“

Mögliche Eingangsstoffe werden im Labor der Öko-Datenservice GmbH mittels speziell dafür abgestimmter Methoden laboranalytisch untersucht und auf ihre Eignung für die Vererdung beurteilt. Dabei werden ca. 120 Parameter erhoben.

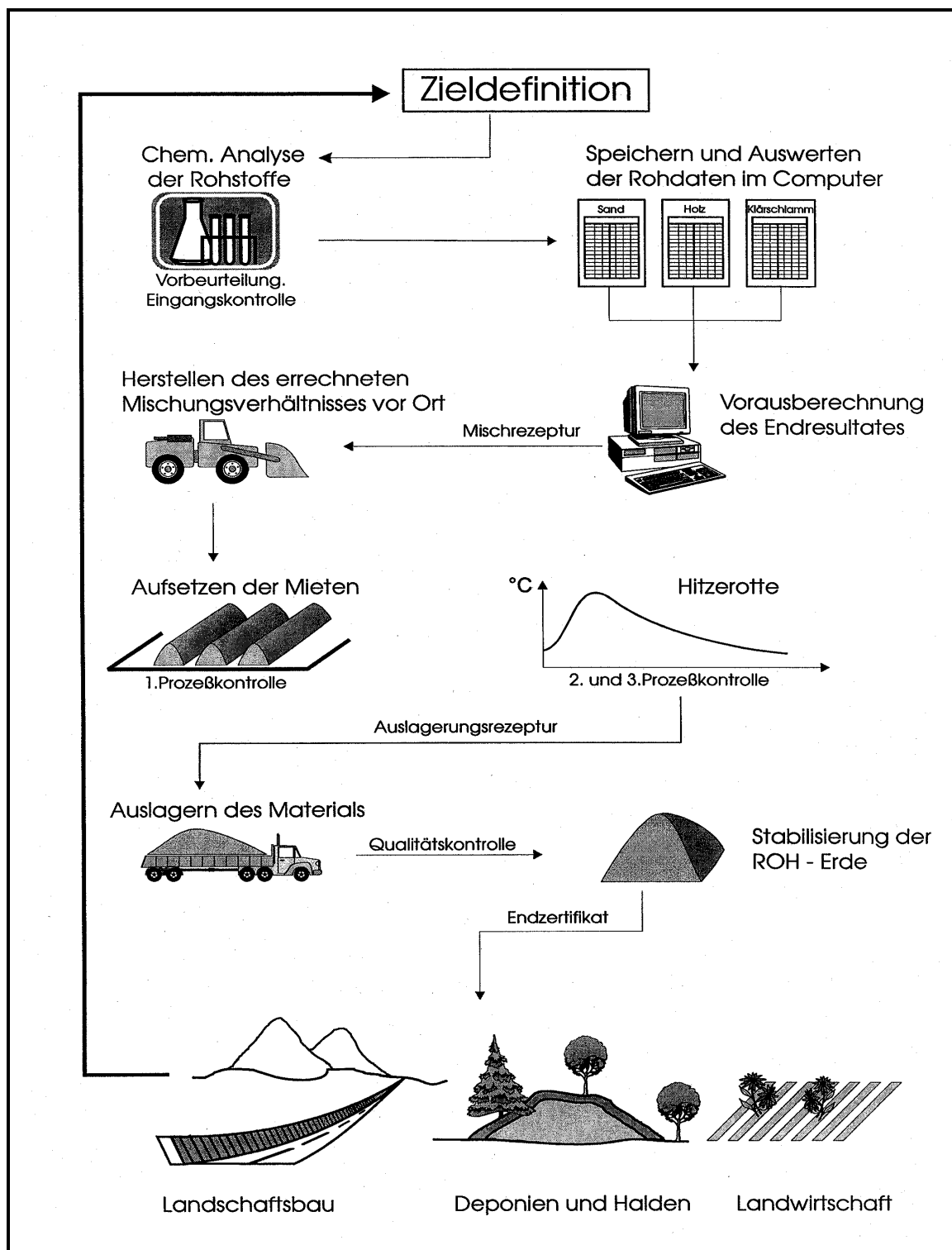


Abbildung 2: Verfahrensverlauf der Vererdung nach Husz (Informationsmaterial der Fa. Öko-Datenservice, 1999)

In Tabelle 1 ist als Beispiel das Analyseergebnis eines Papierfaserschlammes dargestellt. Wie aus Tabelle 1 ersichtlich, werden Nährstoffe, Spurenelemente und Problemstoffe in 4 Fraktionen (wasserlöslich (I), austauschbar (II), nachlieferbar (III))

und Gesamtgehalte (IV)), Trockensubstanzgehalt, elektrische Leitfähigkeit, pH-Werte, AOS, Stickstoffformen etc. erhoben.

Tabelle 1: Analyseergebnis eines Papierfaserschlammes (FORSTINGER, 1997)¹⁾

Merkmal	Dim.			I	II	III	IV
				wasser-löslich	austausch-bar	nachliefer-bar	Gesamt-gehalt
			mg/100g				
Bindig. Schwere		522,02	Ca	49,27	382,91	8483,8	9282,0
Leitfähigkeit	mS/cm	0,984	Mg	9,21	30,56	53,4	185,9
Kalkgehalt	%	19,00	K	8,75	38,57	8,6	70,4
Wassergehalt	%	52,52	Na	58,67	34,64	7,53	101,56
Reaktion (w)		7,27	NH ₄ N	1,47	15,29		
Reaktion (a)		7,27	H	<0,01	<0,01		
Austauschkap. (T)	Mval%	25,20	Al	<0,01	0,39	187,6	742,6
Basensättigung	% v.T	100,00	PO ₄	17,52	92,46	166,8	453,0
Aktiver T-Ant.	% v.T		NO ₃ N	0,13			
Ca-Anteil an T	% v.T	75,82	SO ₄	57,9			
Mg-Anteil an T	% v.T	9,97	Cl	26,15			
K-Anteil an T	% v.T	3,91	HCO ₃				
Na-Anteil an T	% v.T	5,98	SiO ₃	25,30	16,84	161,4	
NH ₄ -Anteil an T	% v.T	4,33	BO ₃	0,15	0,58	1,05	2,3
H ⁺ -Anteil an T	% v.T	<0,01					
Al-Anteil an T	% v.T	0,17	mg/kg				
Pot. Säureanteil	% v.T		Fe	1,80	16,19	142	956
Abb. Org. Subst.	%	67,10	Mn	7,69	39,10	258	382
Ges. Kohlenstoff	%	36,27	Cu	0,43	0,83	9,9	221
Ges. Stickstoff	%	0,664	Zn	0,63	0,86	123,8	209,8
Org. Stickstoff	%	0,647	Co	<0,01	0,41	0,05	1,50
Min. Stickstoff	mg%	16,9	Mo	<0,01	1,66	0,55	3,72
H ₂ O-lösl. Stkst	mg%	1,6	B	0,28	1,07	1,9	4,2
Pfl.verf. Stkst.	mg%		Sn				
Nachliefb. Stkst.	mg%		Se				
CN-Verhältnis		54,6	Br				
Humusqualität			J				
Biol. Aktivität			F				
Rel. H ₂ O-Kapaz.	%Gew.		As	0,22	1,36	0,10	2,23
H ₂ O Speicher-Kapazität	Mm		Ni	0,36	1,32	0,10	5,92
Prod.Grenze	%Vol.		Cr	0,09	0,44	1,47	18,4
Durchl. Grenze	%Vol.		Pb	<0,01	3,24	2,51	44,2
Glühverlust	%Gew.		Cd	0,03	<0,01	0,03	0,16
Verdicht. Gefahr	0-5		Hg				0,06
			Tl				
			V	<0,01	0,23	1,28	4,44

¹⁾ Organische Schadstoffe werden routinemäßig nicht untersucht

Auf Grundlage der laboranalytischen Untersuchungen wird mittels eines speziellen Computerprogramms ein solches Mischungsverhältnis der Einsatzstoffe errechnet, dass nach dem Vererdungsprozess Oberbodenmaterial in vordefinierter Qualität erhalten wird. Die so ermittelte Rezeptur wird zu Mieten (siehe Abbildung 3 und Abbildung 4) aufgeschichtet und als Hitzerotte bis zum Abklingen der exothermen Phase geführt.



Abbildung 3: Mieten auf der Deponie „Langes Feld“

Treten Geruchsemissionen auf, können kurzfristig die Mieten abgedeckt und behandelt, langfristig die Rezepturen verändert werden. Während der Hitzerottephase, die ca. 8 Wochen dauert, werden täglich die Mietentemperatur, O₂-, CO₂- und CH₄-Gehalte und bei Bedarf auch die NH₃-Gehalte gemessen. Nach der achtwöchigen Rotte erfolgt eine weitere Zugabe von mineralischen Stoffen. Nach der Hitzerottephase durchläuft das Material eine mehrmonatige Stabilisierungsphase zur Bildung höherer Huminstoff-Polymere sowie von Ton-Humuskomplexen. Zwischen dem Aufsetzen der Mieten und dem Ende der Stabilisierungsphase erfolgen mehrere Prozess- und Qualitätskontrollen. Wenn das Endprodukt den Vorgaben (eingangs erwähnte Parameter und seuchenhygienische Vorschriften) entspricht, wird von einer akkreditierten Prüfanstalt ein Endzertifikat ausgestellt. Damit wird bescheinigt, dass das Material keinerlei Gefahrenpotenzial aufweist und wie natürlich gewachsenes Bodenmaterial eingesetzt werden kann (SCHOLLER 1999).“



Abbildung 4: Angestochene Miete auf der Deponie „Langes Feld“

2.1.3 Einsatzgebiet

Nach Angaben der Fa. Öko-Datenservice kann das erzeugte Oberbodenmaterial in der Landwirtschaft, im Gartenbau und Landschaftsbau, zur Deponieoberflächenabdeckung (Erosionsstabilität, Methanoxidation, Niederschlagsspeicher, etc.) eingesetzt werden (SCHOLLER, 1999).

2.1.4 Herstellung von Erden aus Altlastabfällen der Berger-Deponie

Das Verfahren wurde auch schon zur Vererdung von Altlastengut eingesetzt: Einen Großauftrag erhielt die ARGE „Vererdung Langes Feld“ im Zuge der Räumung der Altlast Berger-Deponie. Eine detaillierte Beschreibung der Sanierung findet man in der Anfragebeantwortung des Bundesministers für Inneres, Mag. SCHLÖGL (Zahl: 5020/AB XX.GP) auf die parlamentarische Anfrage der Abgeordneten Dr. Keppelmüller, Brix, Grabner und Genossen (Zahl: 5311/J XX.GP). Dieser Anfragebeantwortung ist zu entnehmen, dass die Arbeitsgemeinschaft „Vererdung Langes Feld“ organische Abfälle und Sägemehl bis zur Eluatklasse III b übernahm.

Die verarbeiteten Fraktionen waren

- Sägemehl
- „Organische Schwerfraktion“: Diese bestand aus den organischen Abfällen der Berger-Deponie, die im Bereich der Berger-Deponie von der sogenannten „Leichtfraktion“,

bestehend durchwegs aus Kunststoffabfällen, Textilien, Spukstoffen etc., abgetrennt wurde.

BMI SCHLÖGL (1999) führt in seiner Anfragebeantwortung folgende **Verfahrensschritte** an:

- Bergung der Abfälle und Trennung der Fraktionen noch im Bereich der Berger-Deponie;
- Zuordnung der getrennten Fraktionen;
- Verladung der Abfälle;
- Transport zur Deponie Langes Feld;
- Siebung der Fraktionen im Bereich der Deponie Langes Feld durch eine speziell für die Abfälle der Berger-Deponie konstruierte Anordnung verschiedener Siebe;
- Labortechnische Untersuchung der Abfälle für die speziellen Vererdungsvorgänge;
- Nicht geeignetes Vererdungsmaterial und Siebrückstände wurden auf externe Deponien verbracht und nicht im Bereich des Langen Feldes deponiert;
- Grobteile wie Holz, Betonbrocken, kiesiges Material etc. sind mittels Recyclinganlagen stofflich verwertet bzw. konsensgemäß deponiert worden;
- Geeignetes Vererdungsmaterial wurde laut Rezeptur der Öko-Datenservice GmbH in der Anlage am Langen Feld vererdet und abschließend als Abdeckschicht im Bereich der Deponie Langes Feld aufgebracht.

Nach BMI SCHLÖGL (1999) wurden insgesamt 604.763 Tonnen an Vererdungsmaterial aus der Altlast Berger-Deponie auf die Deponie Langes Feld geliefert (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Masse des Vererdungsmaterials aus der Berger-Deponie (SCHLÖGL, 1999)

Fraktionen	Masse
Schwerfraktion - Sortiersuch	119,52 t
Schwerfraktion, Ausgangsmenge Berger - Deponie bis 30.9. 1998	414.472,34 t
Sägemehl, Ausgangsmenge Berger - Deponie bis 30.9.1998	190.172,07 t
Summe Berger Deponie bis 30.9.1998	604.763,93 t

Von den insgesamt 604.763,93 t Vererdungsmaterial wurden 42.762 t nach Aussiebung wieder von der Deponie Langes Feld abtransportiert und externen Deponien zugeführt. Daraus ergibt sich, dass insgesamt **562.001 t Abfälle** aus der Berger-Deponie am Langen Feld quasi verwertet wurden (SCHLÖGL, 1999).

In der Stellungnahme der Porr AG vom 4. Oktober 1999 wurde dem Umweltbundesamt folgende Mengenbilanz für das Berger-Material übermittelt:

42.762 t wurden auf Restmülldeponien verbracht

119.670 t Sägemehl wurden in die Vererdung eingebracht

52.434 t Sägemehl werden zur laufenden Einbringung in die Vererdung bereitgehalten

151.434 t Holz, Betonbrocken, kiesiges Material wurden mittels Recyclinganlagen stofflich verwertet bzw. konsensgemäß deponiert.

5.632 t der sogenannten Schwerfraktion wurden in die Vererdung eingebracht

232.832 t der sogenannten Schwerfraktion wurden zur Herstellung von Zwischenabdeckmaterial verwendet, das z.T. eingesetzt wurde, z.T. zum Einsatz bereitgehalten wird (ZORZI, 1999)

(Stand September 1999)

Von den in Summe angelieferten 604.764 t Berger-Material, wurden bis September 1999 125.302 t vererdet und 52.434 t für die Vererdung bereitgehalten. 427.028 t wurden anderwertig behandelt bzw. deponiert.

Detaillierte chemischen Analysen dieser Altlastenmaterialien sind den Autoren nicht bekannt.

2.2 Waste-Soil-Complexing (WSC) – Verfahren

2.2.1 Einsatzstoffe

Nach Dr. Martin Wellacher von der Fa. Komptech werden folgende Fraktionen als Eingangsmaterialien eingesetzt:

- *Restmüll, gesiebt und magnetabgeschieden*
- *Klärschlamm, ausgefault und entwässert auf mindestens 30% TS*
- *Grünschnitt, zerkleinert*
- *Altholz, ohne Störstoffe*
- *Bodenaushub, der im Zuge des Deponieausbaus anfällt.*

2.2.2 Verfahrensverlauf

Dr. Martin Wellacher hat folgende Verfahrensbeschreibung (siehe auch Abbildung 5) übermittelt:

„Der Restmüll aus der kommunalen Sammlung wird in einer Aufbereitungsanlage in Graz einer Siebung bei 60 mm und einer Magnetscheidung unterzogen.

Für die Rotte werden die Eingangsmaterialien zu unbelüfteten Dreiecksmieten auf dem Deponiekörper aufgesetzt. Eine kompaktierte Altholzschicht als Unterlage ermöglicht die problemfreie Manipulation der für das Verfahren eingesetzten Maschinen. Als Strukturmaterial werden der Restabfall-Feinfraktion (<60 mm) Altholz bzw. Restmüll-überkorn (<60 mm und >10 mm) zugesetzt. Für Klärschlamm wird als Strukturmaterial zerkleinerter Grünschnitt oder Altholz verwendet. Die Mieten werden anfangs 2 bis 4 Mal wöchentlich und mit Abklingen der Hitzerotte einmal wöchentlich umgesetzt (siehe Abbildung 6 und Abbildung 7). Eine Ablufferfassung oder Behandlung findet nicht statt. In der Mietenschicht kommt es zu einer biologischen Oxidation des aus dem Deponiekörper entweichenden Methangases und der darin enthaltenen Geruchsstoffe. Die Fähigkeit der Methanoxidation und die Verbesserung der Gesamtemission der Deponie wurde in einem Gutachten von Univ.-Prof. Lechner (Abteilung Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur) nachgewiesen.

Nach Angaben der Verfahrensinhaber verdunstet aufgrund der hohen Temperaturen (bis zu 80°C) in den Mieten, der vergrößerten Oberfläche und der Saugfähigkeit von Mieten und Untergrund zwischen 70 und 97% des auf die Anlage fallenden Niederschlagswassers. Es wird dadurch eine starke Reduzierung der Sickerwassermenge der Deponie erreicht.

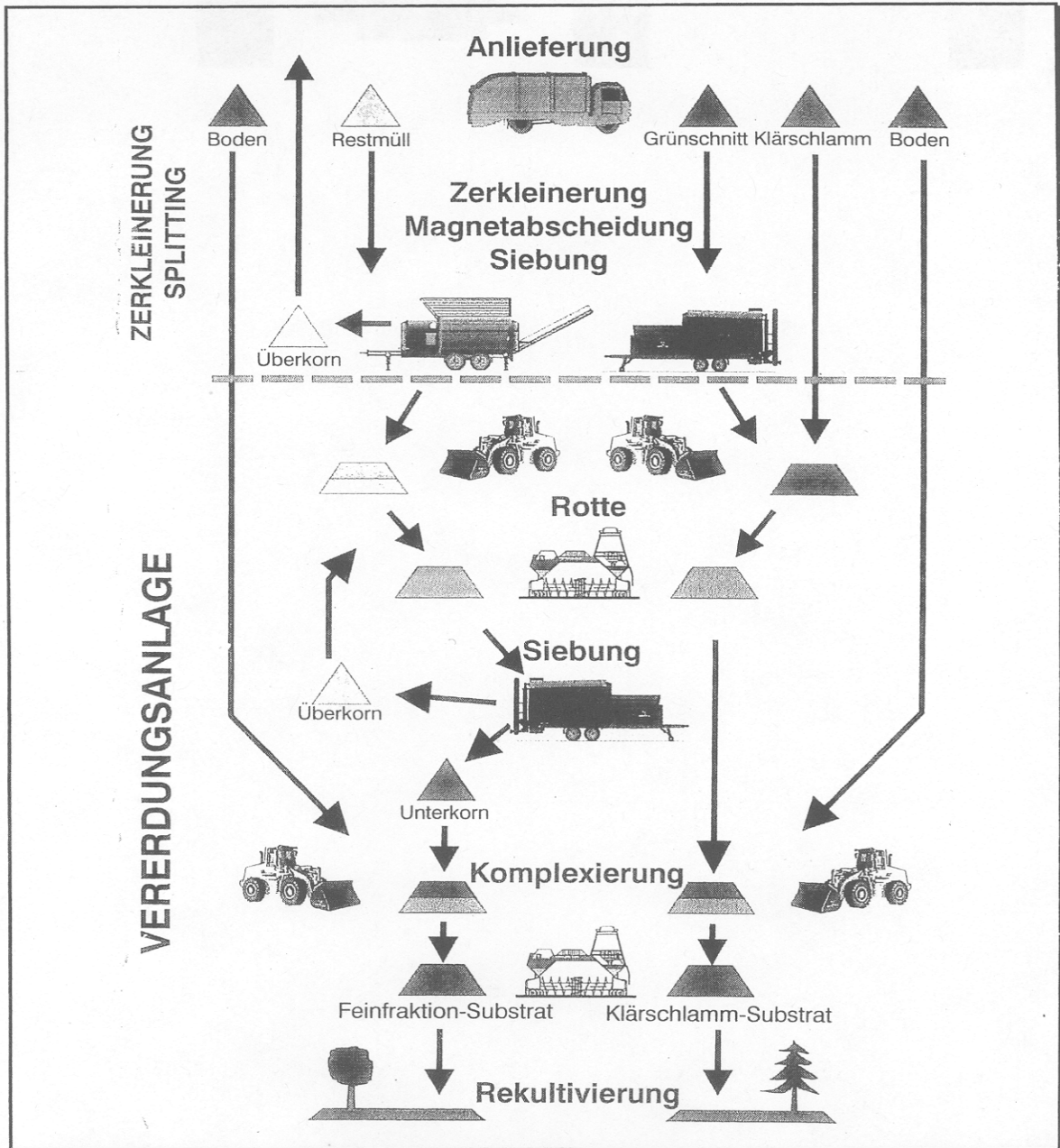


Abbildung 5: Verfahrensverlauf des WSC-Verfahrens (Firmeninformationen der Fa. Komptech)

Nach einer Rottedauer von 4 bis 15 Wochen wird das Restabfall-Rotteendprodukt abgesiebt (<10 mm), mit Boden versetzt und mit der **Komplexierung** begonnen. Das **Überkorn** (>10 mm) wird neben dem Altholz als Strukturmaterial für die angelieferte Restabfall-Feinfraktion rezykliert. Die Feinfraktion der abschließenden Siebung bei 10 mm wird mit Boden vermischt, der im Zuge des Deponieausbaus anfällt. Auf einen Teil vorbehandelten Restabfall kommen ungefähr zwei bis drei Teile Boden, Material aus den Klärschlammleihen wird mit ungefähr vier bis fünf Teilen Bodenaushub vermischt (WELLACHER, 1999).



Abbildung 6: Wenden einer Restmüllmiets auf der Deponie Frohnleiten

Nach Angaben der Verfahrensinhaber kommt es im Zuge der Komplexierung durch die noch vorhandene mikrobielle Aktivität, durch die Reaktionsfähigkeit der gebildeten Huminstoffe sowie durch periodische Durchmischungsvorgänge zur Bildung organo-mineralischer Verbindungen, wie z.B. Huminstoff-Kationen-Komplexen. Die Bedeutung dieser organo-mineralischen Verbindungen für den Boden liegt vor allem darin, dass die organischen Stoffe Mineralpartikel aneinander binden und so ein stabiles Aggregatgefüge bilden (KOMPTECH). Nach einer Gesamtbearbeitungszeit von 3 - 4 Monaten, abhängig vom Prozessverlauf, werden die Substrate auf ihre Qualität geprüft und für die weitere Anwendung freigegeben (WELLACHER, 1999).



Abbildung 7: Frisch gewendete Miete auf der Deponie Frohnleiten

2.2.3 Einsatzgebiet

Das Endprodukt soll vorerst im Rahmen der Rekultivierung der Deponie Frohnleiten eingesetzt werden.

2.2.4 Methanoxidation

Nach Betreiberangaben ist die Methanoxidation ein positiver Nebeneffekt im Zuge der Vererdung auf der Deponie Frohnleiten. Die Abteilung Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur hat zuvor die Methanoxidation bereits im Labormaßstab untersucht. Demnach sind prinzipiell folgende Voraussetzungen für eine Methanoxidation wichtig:

- Das Vorhandensein sogenannter methanotropher Mikroorganismen,
- deren ausreichende Versorgung mit Sauerstoff
- ein geeignetes Trägermedium, das eine ausreichende Nährstoffversorgung und Besiedlungsmöglichkeit bietet
- ein physiologisch bedingter, notwendiger Wassergehalt und passende Milieubedingungen im Medium (HUMER, LECHNER; 1998)

Tabelle 3: Milieubedingungen methanotropher Bakterien (HUMER, LECHNER; 1998)

Parameter	Bedingungen	Anmerkung
pH-Wert	5 – 8,5	Sehr tolerant
Sauerstoffversorgung	Optimales stöchiometrisches Verhältnis: CH ₄ :O ₂ = 1:2	Angepasste Stämme liefern auch unter mikroaerophilen Verhältnissen hohe Abbauraten (bei ca. 2% O ₂ in der Bodenluft)
Wassergehalt	> 13% der max. Wasserkapazität	Obere Grenze wird durch das Wechselspiel luft-/wassergefüllte Poren bestimmt
Temperatur	Psychrophile Arten: 5–15°C Mesophile Arten: 20-35°C Thermophile Arten: bis 65°C	Können durch exotherme Oxidationsprozesse in einem gewissen Bereich Temperatur selbst beeinflussen
Methanversorgung	Aktive Population nimmt mit steigendem Methangehalt zu	Reagieren auf unterschiedliches Methanangebot sehr flexibel
Hemmstoffe	z.B. Ammonium	Hohe NH ₄ -Konzentrationen im Trägersubstrat sollten vermieden werden
Bodenzustand	Ausreichendes Luftporenvolumen und Wasserspeichervermögen, gute Nährstoffversorgung	Trägersubstrat soll auch bei hohen Wassergehalten noch ein ausreichendes Luftporenvolumen aufweisen

2.3 Biokeram-Verfahren

Nach Angaben von Dipl.-Ing. Willi Leipold hat die Fa. Ökokeram 1989 mit der Entwicklung dieses Verfahrens begonnen. Nach einem Probetrieb steht die Anlage seit 1997 aufgrund massiver Geruchsprobleme und dadurch bedingter Anrainerbeschwerden still. Der Genehmigungsantrag nach § 29 AWG wurde von der Fa. Ökokeram mittlerweile zurückgezogen.

Die Fa. Ökokeram bildet mit der Fa. Freund Recycling eine HandelsgesmbH. Die Fa. Freund ist hauptsächlich mit der Aufbereitung von Stahlwerksschlacke beschäftigt. Ziel ist es, eine eisenreiche Fraktion zurückzugewinnen, die wieder in der Stahlerzeugung eingesetzt wird. Aus der Aufbereitung von Hochofenschlacke fällt eine Fraktion Keramiksand an, die zur Erzeugung des Biokeramsubstrates eingesetzt werden kann (LEIPOLD, 1999b).

2.3.1 Einsatzstoffe

Nach Angaben von Dipl.-Ing. Leipold kamen folgende Stoffe zum Einsatz:

- **Keramiksand:** Produkt der Hochofenschlackenaufbereitung mit folgender durchschnittlicher Zusammensetzung: 38% SiO₂, 12% Al₂O₃, 31% CaO, 12% MgO, 2,5% MnO, 0,6% FeO, 0,7% TiO₂, 0,2% Na₂O, 1,8% K₂O, 0,6% S, 0,06% P
- **Kommunaler Klärschlamm:** Gut ausgefauter Schlamm aus Faultürmen
- **Zellulosefaserschlamm:** Papier- oder Zellstofffaserschlämme
- **Zuschlagstoffe:** Bentonit, Talk, Zeolithe (LEIPOLD, 1999a)

2.3.2 Verfahrensverlauf

Dipl.-Ing. Willi Leipold von der Fa. Ökokeram hat folgende Verfahrensbeschreibung übermittelt:

„Die Komponenten Faserschlamm bzw. Klärschlamm wurden jeweils mit dem Keramiksand vorgemischt, sodass eine Fraktion Faserschlamm-Sand und eine Fraktion Klärschlamm-Sand entstand. Die beiden Fraktionen wurden in einer geschlossenen Halle in Form von einfachen Schüttungen bis zu 4 m Höhe zwischengelagert. Da die Fa. Ökokeram bestrebt war, nur gut ausgefauten Klärschlamm anzunehmen, sollten nach Ansicht der Fa. Ökokeram keine Rotteprozesse einsetzen. Da es aber dennoch zu biologischen Aktivitäten kam und aufgrund der hohen Schüttungen auch Faulprozesse stattfanden, wurde nachträglich eine Biofilteranlage (siehe Abbildung 8) eingebaut.



Abbildung 8: Biofilteranlage

Nach ungefähr drei bis vier Wochen wurden die zwischengelagerten Fraktionen in einem Zwangsmischer aufgegeben (siehe auch Abbildung 9). Diese Mischung enthielt ca. 20% Faserstoffe, 20% Klärschlamm und 60% Keramiksand. Das Mischverhältnis orientierte sich einerseits an den physikalisch-chemischen Eigenschaften, wie Dichte, Struktur, Wassergehalt, chemische Gehalte etc. und andererseits an den Erfordernissen des Ausbringens z.B. Schüttwinkel und vor allem am Zweck des Kultursubstrates wie Begrünung, Rekultivierung, gewerbliche Ausbringung. Die Zugabe von Zuschlagstoffen (Bentonit, Talk, Zeolithe) ermöglichte eine optimale Einstellung des Wasserhaltevermögens.



Abbildung 9: Aufgabeeinrichtungen für die Einsatzstoffe vor dem Zwangsmischer

Für das Endprodukt wurde eine möglichst homogene Mischung bzw. Verteilung von Nährstoffen mit den bodenbildenden Trägersubstanzen angestrebt. Die Trägersubstanzen sollten die Funktion des Wasserhaltevermögens und der biologischen Aktivität über einen möglichst langen Zeitraum garantieren.

Das erzeugte Substrat wurde in einer geschlossenen Halle zwischengelagert oder sofort auf die zu begrünende Fläche ausgebracht. Die Ausbringung des Substrates erfolgte in der Hanglage in einer Stärke von 20 bis 50 cm und in der Ebene in 30 cm dicken Schichten.



Abbildung 10: Bioporsubstrat auf der Halde Donawitz

Erzeugt wurden zwei verschiedene Substrate, die sich qualitativ unterschieden. Das Produkt Biopor war nur für die Rekultivierung von Deponien gedacht und wies höhere Schadstoffgehalte als das Produkt Biokeram auf. Die Schadstoffgehalte von Biokeram richteten sich nach den Steiermärkischen Bodenschutzgrenzwerten (LEIPOLD, 1999a)."

2.3.3 Einsatzgebiet

Nach Dipl.-Ing. LEIPOLD (1999b) war das bisherige Einsatzgebiet in erster Linie die Schlackendeponie Donawitz. Daneben ist man bestrebt, das Substrat auch zur Rekultivierung des Erzberges in Eisenerz einzusetzen. Das Biokeram-Substrat wurde aber auch schon zur Böschungsbegrünung im Bereich der Phyrnautobahn, zur Rekultivierung von Industrieflächen, im Sportstättenbau und in der Dachbegrünung eingesetzt. Nach Dipl.-Ing. LEIPOLD von der Fa. Ökokeram wären der Gartenbau, Wein- und Obstbau, Almenbegrünung und Skipistenbegrünung weitere interessante Einsatzgebiete.

2.4 Klärschlammvererdung mit Schilf

Die Klärschlammvererdung mit Schilf wurde im Rahmen von Pilotprojekten im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung durch Joanneum Research untersucht. Aufbauend auf die Untersuchungsergebnisse wurde eine Publikation zur

Klärschlammvererdung mit Schilf von REINHOFER & BERGHOLD (1998) erstellt, in der die Klärschlammvererdung mit Schilf wie folgt beschrieben wird:

Die Klärschlammvererdung mit Schilf ist eine flächenhafte Methode der Klärschlamm-entwässerung und Schlammstabilisierung in mit Schilf bepflanzten Becken. Die Bauweise der Becken ähnelt jener herkömmlicher Trockenbeete mit einer Filterschicht aus Sand und Schotter sowie einer Drainage. Der Klärschlamm wird in bestimmten Mengen und Intervallen über einen Zeitraum von mehreren Jahren direkt in die Schilfbecke gepumpt. Über das Filtersystem fließt ein Teil des Wassers aus dem Klärschlamm in die Kläranlage zurück. Die Wirkungsmechanismen in einem Vererdungsbecken ergeben sich aus dem Zusammenwirken von Schilf, Mikroorganismen, Klärschlamm und Filtermaterial. Die Schlüsselfunktion dazu stellen die direkten und indirekten Wirkungen des Schilfs dar. Die Durchwurzelung des Klärschlammkörpers ermöglicht einerseits einen Wasserentzug durch die Wurzeln, auch aus den unteren Schichten. Andererseits lockern die Wurzeln die Klärschlamm-schichten auf und halten die Poren offen bzw. vergrößern den Porenraum. Dadurch wird neben einer besseren Entwässerung auch eine bessere Entlüftung möglich. Weiters erfolgt durch die Wurzeln selbst eine Abgabe von Sauerstoff was zu aeroben Verhältnissen im unmittelbaren Wurzelbereich führt. Weiterer Sauerstoffeintrag erfolgt durch die auf Halmenbewegungen beruhende Rissbildung im Klärschlamm. Durch den Bestandsabfall des Schilfs erfolgt ein zusätzlicher Eintrag von abbaubarer organischer Masse in den Klärschlamm. Hierbei handelt es sich zum Großteil um langsam abbaubare Stoffe, die den Klärschlamm zusätzlich strukturieren. Probleme kann es bei einer Beschickung im Winter geben, da die Anlage zufrieren kann und der eingebrachte Schlamm sich nur wenig entwässert. Es besteht die Gefahr, dass in der so aufgestauten Klärschlamm-schicht beim Auftauen im Frühjahr Faulvorgänge mit einhergehender Geruchsentwicklung stattfinden. Eine Möglichkeit dem zu entgehen, ist die Speicherung des Klärschlammes in der Zeit von November bis April in einem zu errichtenden Schlamm-speicher (REINHOFER & BERGHOLD, 1998).

Die Klärschlammvererdung mit Schilf ist nach Ansicht von REINHOFER & BERGHOLD (1998) insbesondere für Kläranlagen unter 1.000 Einwohnergleichwerten eine Möglichkeit zur Behandlung von Klärschlamm. In der Steiermark gibt es z.B. kleinere Anlagen in Heiligenkreuz am Waasen, Weinitzen, Großhart und Mühlen (REINHOFER & BERGHOLD, 1998). Die Firma PURE-Abwassertechnik hat in der BRD aber bereits eine größere Anlage mit einer Kapazität von 30.000 Einwohnergleichwerten, einer Fläche von 15.000 m² und einer Betriebszeit von 30 Jahren gebaut (PURE-Report).

3 SYSTEMVERGLEICH VERERDUNG, KOMPOSTIERUNG UND MECHANISCH-BIOLOGISCHE VORBEHANDLUNG

Die mechanisch-biologische Vorbehandlung von Abfällen und auch die Kompostierung wird in Österreich seit geraumer Zeit praktiziert. Verfahren zur Vererdung von Abfällen sind erst in den letzten Jahren entwickelt worden, sie gewinnen aber immer mehr an Bedeutung.

Im Kapitel 2 wurden bereits verschiedene Verfahrensvarianten der Vererdung vorgestellt. In diesem Kapitel werden die Unterschiede bzw. Gemeinsamkeiten von der mechanisch-biologischen Vorbehandlung, der Kompostierung und der Vererdung herausgearbeitet.

Dies erfolgt anhand einer Gegenüberstellung der Einsatzstoffe, der Verfahrensschritte, der Abluftemissionen, der anorganischen Schadstoffgehalte und der Anwendungsgebiete. Soweit für die Vererdung bei einzelnen dieser Prüfkriterien noch keine Daten vorliegen, wird die Vererdung der mechanisch-biologischen Vorbehandlung gleichgestellt, sofern vergleichbare Abfälle behandelt werden.

3.1 Eingesetzte Abfälle

In Tabelle 4 sind die eingesetzten Abfälle der verschiedenen Verfahrensvarianten aufgelistet. Ein Vergleich zeigt, dass es zur Zeit kaum Unterschiede beim Abfalleinsatz gibt. Restmüll, Klärschlamm, Friedhofsabfälle findet man sowohl als Inputabfall von mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlagen und Kompostierungsanlagen als auch bei der Vererdung. Eine gemeinsame Kompostierung von Restmüll, Klärschlamm, Friedhofsabfällen, Grasschnitt etc. ist jedoch nicht die Regel. Durch die KompostVO wird die Vermischung unterschiedlich schadstoffbelasteter Abfälle unterbunden, indem genau geregelt wird, welche Abfälle miteinander kompostiert werden dürfen. Vererdungsverfahren setzen im Vergleich zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung und zur Kompostierung einen höheren Anteil an mineralischen Abfällen ein.

Tabelle 4: *Eingesetzte Abfälle bei mechanisch-biologischer Vorbehandlung, Kompostierung und Vererdung*

	Eingesetzte Abfälle
Mechanisch-biologische Vorbehandlung	Restmüll, Klärschlamm, Friedhofsabfälle, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, kontaminiertes Erdreich, Papier und Pappe etc.
Kompostierung (gem. KompostVO)	Restmüll, Klärschlamm, Friedhofsabfälle, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle Grasschnitt, Strauch- und Baumschnitt, Obst, Gemüse, Ernterückstände etc.
Vererdungsanlage „Langes Feld“ (Vererdung nach Husz)	Klärschlamm, Papierfaserschlamm, Friedhofsabfälle, Altlastenmaterialien, zerkleinertes Abfallbauholz, Sande, Tone etc.
WSC-Verfahren (Vererdungsverfahren)	Restmüll, Klärschlamm, Grünschnitt, Altholz, Bodenaushub
Biokeram-Verfahren (Vererdungsverfahren)	Klärschlamm, Papierfaserschlamm, Keramiksand

3.2 Verfahrensschritte

Die möglichen Verfahrensschritte sind in Tabelle 5 angeführt. Vergleicht man die Verfahrensschritte des WSC-Verfahrens mit den möglichen Verfahrensschritten der mechanisch-biologischen Anlagen, so findet man viele Gemeinsamkeiten. Eine Besonderheit der Vererdungsverfahren sind, neben der Zumischung größerer Mengen mineralischer Materialien, die sogenannten Stabilisierungs- bzw. Komplexierungsphasen. Nach Angaben der Verfahrensentwickler der Erdenherstellung kommt es in diesen Phasen zur Bildung verschiedener Komplexverbindungen (Kationen-Humuskomplexe, Ton-Humuskomplexe etc). Diese Prozessphasen sind nach Ansicht der Autoren noch zu wenig untersucht, sodass die Zusammenhänge noch nicht nachvollziehbar sind und hier noch Forschungsbedarf besteht.

Tabelle 5: Verfahrensschritte der mechanisch-biologischen Vorbehandlung, Kompostierung und Vererdung in Österreich

	mögliche Verfahrensschritte
Mechanisch-biologische Vorbehandlung	Zerkleinerung, Magnetscheidung, Siebung, Mischung und Homogenisierung, Rotte, etc.
Kompostierung	Zerkleinerung, Magnetscheidung, Siebung, mischen und homogenisieren, Rotte, etc.
Vererdungsanlage „Langes Feld“ (Vererdung nach Husz)	Siebung, Mischen der organischen und mineralischen Eingangsstoffe, Freilandrotte, Zumischen von Zuschlagstoffen, Stabilisierungsphase
WSC-Verfahren	Magnetscheidung, Siebung (60 mm), Freilandrotte der organischen Eingangsstoffe, Siebung (10 mm), Mischung mit Bodenaushub, Komplexierung
Biokeram-Verfahren	Mischen von Keramiksand und Klärschlamm bzw. Keramiksand und Papierfaserschlamm, Feuchtigkeitsausgleich, Mischen

3.3 Abluftemissionen

Untersuchungen über Abluftemissionen (ANGERER & REISENHOFER, 1999; CUHLS & DOEDENS, 1999; CUHLS & DOEDENS, 1998a; CUHLS & DOEDENS, 1998b; CUHLS et al, 1998a; CUHLS et al, 1998b; CUHLS et al, 1997a; CUHLS et al., 1997b; HÄUSLER & ANGERER, 1999; HÄUSLER & ANGERER, 1998; LAHL et al, 1998; UBA Berlin, 1999) bei mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlagen zeigen, dass sich im Normalbetrieb im Rohgas maßgebliche Frachten von folgenden Schadstoffen befinden (siehe auch Kapitel 7.2.1):

- NH₃
- Methan
- Ketone (2-Butanon, Aceton)
- Aldehyde (Acetaldehyd)
- Benzol
- Toluol
- Xylol
- NO, N₂O
- Terpene (Limonen, α -Pinen, β -Pinen)
- Acetate (Ethylacetat)
- Alkane
- FCKW (R12 Dichlordifluormethan)
- CKW

Untersuchungen von CUHLS & DOEDENS (1998a) haben zudem ergeben, dass sich in der Abluft krebserzeugende, persistente oder klimarelevante Umweltchemikalien, wie FCKW, Benzol, Phenol und Kresol, befinden, die einen Biofilter nahezu ungemindert durchströmen. Hinzu kommt noch, dass in der Abluft vorhandenes NH_3 im Biofilter die Bildung von N_2O (klimarelevant) und NO verursachen kann (CUHLS & DOEDENS 1999).

Daher ist im Falle der biologischen Behandlung von Restmüll und vergleichbaren Abfällen eine Abluftbehandlung durch einen Biofilter nicht ausreichend.

Für Vererdungs- und Kompostierungsanlagen liegen den Autoren keine vergleichbaren Abluftmessungen vor. Da die Verfahrenstechnik der mechanisch-biologischen Verfahren, der Kompostierung und der Vererdung vergleichbar sind, ist mit ähnlichen Emissionen zu rechnen, sofern vergleichbare Abfälle (im Wesentlichen Restmüll und Klärschlamm) behandelt werden. Die Emissionen bei der Vererdung von Altlastenmaterialien, sind abhängig von der Kontamination der Altlast und können derzeit nicht abgeschätzt werden, da den Autoren keine Abluftmessungen bekannt sind. Bezüglich der grundsätzlichen Bedenken der Autoren zur Vererdung derartiger Abfällen wird auf Kapitel 4, 7 und 8 verwiesen.

Tabelle 6: Ablufterfassung und -behandlung

	Ablufterfassung	Abluftbehandlung
Mechanisch-biologische Vorbehandlung	einige Anlagen verfügen über eine Ablufterfassung, andere nicht.	einige Anlagen verfügen über eine Abluftbehandlung (Biofilter), andere nicht.
Kompostierung	einige Kompostierungsanlagen verfügen über eine Ablufterfassung, andere nicht	einige Kompostierungsanlagen verfügen über eine Abluftbehandlung, andere nicht
Vererdungsanlage „Langes Feld“ (Vererdung nach Husz)	keine	keine
WSC-Verfahren	keine	keine
Biokeram-Verfahren	Ablufterfassung des Zwischenlagers	Biofilter für Abluft aus Zwischenlager

3.4 Anorganische Schadstoffkonzentrationen

Schwermetallanalysen des Outputs von 11 österreichischen mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlagen wurden 1997 von ANGERER veröffentlicht. Die einzelnen Analysenwerte sind in Tabelle 7 dem Grenzwert für Komposte der Qualität B der KompostVO gegenübergestellt. Abfälle der Kompostqualität B können im Landschaftsbau eingesetzt werden, sofern sie aus Ausgangsmaterialien der Tabellen 1 und 2 der Anlage 1 der Kompostverordnung hergestellt wurden. Müllkomposte, die der Qualitätsklasse B entsprechen, dürfen nur zur Rekultivierung von Deponien (ausgenommen Bodenaushubdeponien) und zur Biofilterherstellung eingesetzt werden.

Die allenfalls niedrigeren Schwermetallkonzentrationen der erzeugten Erden aus Abfällen können in einen direkten Vergleich nicht Eingang finden, weil sich diese erst aus der Zumischung von mineralischen Abfällen (z.B. Bodenaushub, Sande) ergeben.

Sämtliche Grenzwerte wurden nur von der MBA Roppen und Aich-Assach unterschritten. Der Output der MBA Fischamend weist nur eine geringfügige Überschreitung beim Parameter Blei auf. Die MBA Aich-Assach unterschritt die Grenzwerte, weil damals im

Verbandsgebiet keine separate Erfassung für biogene Abfälle stattfand, sondern Bioabfälle gemeinsam mit Restmüll in der „Biomixtonne“ erfasst und behandelt wurden (ROLLAND & GRECH 2000).

Der Mittelwert der Schwermetallkonzentrationen in den mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen liegt bei den Elementen Nickel und Blei über den Grenzwerten KompostVO.

Tabelle 7: Anorganische Schadstoffkonzentrationen des Outputs von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen und Grenzwerte der Qualitätsklasse B (gem. KompostVO)

MBA	Anorganische Schadstoffgesamtgehalte in mg/kg TM						
	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	Cu	Zn
Oberpullendorf	3,6	285	2,1	253	224	306	990
Fischamend	0,7	112	<0,1	84	268	161	339
Pöchlarn	2,1	278	1,2	133	289	278	762
Gerling	2,7	215	1	200	357	247	904
Inzersdorf	3,8	344	2,6	243	273	500	973
Ort im Innkreis	3,8	206	1,5	141	197	277	878
Siggerwiesen	1	49	4,1	18	6,4	208	398
Roppen	1,4	103	1	90	98	218	489
Allerheiligen	2,6	292	1,1	188	177	447	769
Frojach/Katsch	6,1	209	1,1	149	963	227	235
Aich Assach	1,9	24	-	24	75	210	430
Mittelwerte	2,7	192	1,7	138	266	280	652
Qualitätsklasse B	3	250	3	100	200	500	1800

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass

- die Schadstoffkonzentrationen der untersuchten mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfälle im Bereich der Grenzwerte für Komposte der Qualität B gem. KompostVO liegen. Durch die Herabsetzung des Grenzwertes für Pb auf 200 mg/kg TM in der endgültigen Fassung der KompostVO wird es für die MBA-Materialien schwieriger die Kompostqualität B zu erreichen.
- die Qualität durch die Beimengung von getrennt gesammelten organischen Materialien positiv beeinflussbar ist. Diese Verdünnungsmöglichkeit ist zu unterbinden.

3.5 Anwendungsgebiete

Die mechanisch-biologische Vorbehandlung ist bislang ein der Deponierung vorgeschaltetes Verfahren. Dementsprechend vorbehandelte Abfälle werden auf geeigneten Deponien abgelagert.

Komposte können entsprechend der Kompostverordnung in Abhängigkeit ihrer Qualität in der Landwirtschaft, im Landschaftsbau, zum Biofilterbau, zur Rekultivierung und zur Erdenherstellung eingesetzt werden. Die Verwendung von Müllkompost ist entsprechend der Kompostverordnung nur in eingeschränkten Mengen zur Rekultivierung von Deponien, ausgenommen Bodenaushubdeponien, und im Biofilterbau zulässig. Die Verwendung von Müllkompost zur Erdenherstellung wird auf die Vorortherstellung einer Deponieoberflächenabdeckung, nicht jedoch auf Bodenaushubdeponien, mit stark begrenzten Massenanteilen (de facto 200 t TM pro ha) beschränkt.

Müllkomposte konnten entsprechend den Bodenschutzgesetzen und den Klärschlamm- und Müllkompostverordnungen der einzelnen Bundesländer auch auf landwirtschaftliche Böden aufgebracht werden. Durch die Kompostverordnung des BMLFUW wird der Einsatz von Müllkomposten nunmehr strenger reglementiert.

Die Verfahrensentwickler der Vererdungsverfahren streben vielfältige Anwendungsmöglichkeiten an, die in Abhängigkeit von der Qualität der Erden von der Deponieoberflächenabdeckung bis zum Gartenbau und der Skipistenbegrünung reichen.

In der Tabelle 8 sind die beabsichtigten Anwendungsgebiete für die Abfälle aus der mechanisch-biologischen Vorbehandlung, für Müllkomposte (gem. KompostVO) und für die Erden aus den verschiedenen Vererdungsverfahren dargestellt.

Tabelle 8: Anwendungsgebiete

	Anwendungsgebiete
Mechanisch-biologische Vorbehandlung	Ausschließlich Deponie
Komposte gem. KompostVO	Landwirtschaft, Landschaftsbau, Deponieoberflächenabdeckung, Biofilterbau, Herstellung von Erden
Vererdung nach Prof. Husz	Angestrebte Anwendungsgebiete: Landwirtschaft, Gartenbau, Landschaftsbau, zur Deponieoberflächenabdeckung (SCHOLLER, 1999)
WSC-Verfahren	Angestrebte Anwendungsgebiete: Landschaftsbau, Rekultivierung von Bergbaugebieten, Deponieoberflächenabdeckung (KOMPTECH 1999)
Biokeram-Verfahren	Angestrebte Anwendungsgebiete: Gartenbau, Wein- und Obstbau, Almenbegrünung, Sportstättenbau, Skipistenbegrünung, Böschungsbegrünung, Dachbegrünung, Rekultivierung von Industrieflächen und Bergbaugebieten

4 VERERDUNG VON POTENZIELL SCHADSTOFFBELASTETEN ABFÄLLEN IN HINBLICK AUF DIE ZIELE UND GRUNDSÄTZE DES AWG

Die Ziele und Grundsätze der österreichischen Abfallwirtschaft sind im § 1 des Abfallwirtschaftsgesetzes definiert. Demnach ist die oberste Priorität der Schutz von Mensch und Umwelt, die Schonung natürlicher Ressourcen sowie der Verbleib emissionsneutraler Rückstände unter gleichzeitiger Schonung von Deponieraum. Umweltbelastungen sind durch geeignete Maßnahmen zur Vermeidung, Verwertung, sonstigen Behandlung und Ablagerung von Abfällen auf ein Minimum zu reduzieren. Die Abfallmengen und deren Schadstoffgehalt sind so gering wie möglich zu halten. Abfälle sind stofflich oder thermisch zu verwerten, soweit dies ökologisch vorteilhaft und im Vergleich zu anderen Behandlungsverfahren nicht unverhältnismäßig teuer ist. Nicht verwertbare Abfälle sind so zu behandeln, dass die Rückstände möglichst reaktionsarm und konditioniert abgelagert werden können.

Diese Ziele und Grundsätze der österreichischen Abfallwirtschaft sollen im Folgenden herangezogen werden, um die **Vererdung von potenziell schadstoffbelasteten Abfällen, wie Filterstäube, Altlastenmaterialien, Restmüll und restmüllähnliche Abfälle etc.**, zur Diskussion zu stellen. Für diesen speziellen Fall werden in Anlehnung an die Ziele und Grundsätze des AWG folgende Fragen herangezogen:

- Kann mit Hilfe dieses Verfahrens nachweislich eine Gefahrenminderung erreicht werden, sodass von den schadstoffbelasteten Abfällen keine Umweltbelastung mehr ausgeht?
- Ist eine Einsparung von Deponieraum möglich?
- Werden Rohstoffe und Energieressourcen geschont?
- Ist das Verfahren ökologisch zweckmäßig oder wären andere Verfahren zur Behandlung dieser Abfälle zu bevorzugen?
- Ist das Verfahren ökonomisch (betriebs- und volkswirtschaftlich) zweckmäßig?

Eine eingehende Diskussion dieser Fragen bedarf einer Vielzahl wissenschaftlich abgesicherter Daten, die im Moment noch nicht vorhanden sind. Für eine genauere Bewertung müssen daher noch weitere Untersuchungen der Vererdungsprozesse und –methoden auf einer abgesicherten wissenschaftlichen Basis durchgeführt werden.

Nachstehend können daher nur grundsätzliche Denkanstöße zur Vererdung von potenziell schadstoffbelasteten Abfällen, wie Restmüll und restmüllähnliche Abfälle, Altlastenmaterialien etc., formuliert werden.

4.1 Gefahrenminderung

Wenn man die Verfahrenstechnik der Vererdung analysiert, so können aus abfallwirtschaftlicher Sicht vereinfacht drei Prozessphasen unterschieden werden: eine Vermischung der Einsatzstoffe, ein Rotteprozess und ein Stabilisierungsprozess. Für den Fall, dass potenziell schadstoffbelasteten Abfälle vererdet werden, muss mit diesen drei Prozessphasen eine Gefahrenminderung sichergestellt werden.

4.1.1 Gefahrenminderung durch Vermischung

Durch die Vermischung von potenziell schadstoffbelasteten Abfällen mit gering belasteten Abfällen wird in der Regel eine Gefahrenminderung durch Verdünnung erreicht, wobei allerdings die gesamte Schadstofffracht unverändert bleibt. Dies widerspricht nach Ansicht der Autoren dem Vermischungsverbot nach § 17 Abs. 1a AWG.

Auch RECHBERGER & BRUNNER (1999) sprechen sich in ihrer Stellungnahme gegen Verdünnungsmethoden aus. Ihrer Ansicht nach sind geringe Schadstoffkonzentrationen nicht durch eine Verdünnung mit „sauberen“ Materialien zu erzielen, sondern durch eine Abreicherung. Das heißt, dass durch verfahrenstechnische Maßnahmen Schadstoffe aus den behandelten Abfällen entfernt und in einem festen Rückstand aufkonzentriert werden müssen. Damit besteht einerseits die Möglichkeit diese Rückstände langfristig wieder als Ressource zu nutzen, andererseits können Schadstoffe, wie Cadmium, die man nicht mehr in den Stoffkreislauf einbringen will, der Biosphäre entzogen werden.

4.1.2 Gefahrenminderung durch den Rotteprozess

Die Rotte ist ein aerober biologischer Prozess, bei dem bestimmte organisch abbaubare Substanzen abgebaut werden. Durch die Rotte werden dem organischen Abbau zugängliche Verbindungen zu CO₂ und H₂O sowie zu anderen organischen Stoffen umgewandelt.

Nach LAHL et al. (1998) werden viele Xenobiotika (z.B. PCB, PAK etc.) von Mikroorganismen oder Pflanzen nicht vollständig zu CH₄, CO₂, H₂O oder anderen natürlichen Stoffwechselprodukten abgebaut, sondern es verbleiben Rückstände, die nur noch durch andere Mechanismen (chemisch-physikalischer Abbau) weiter „zerlegt“ werden. Ein Teil dieser „unverdaulichen“ Reste wird von den am Stoffwechsel beteiligten Organismen metabolisch „verpackt“ (als Konjugat, z.B. in Form eines β-Glucosids oder eines Glucosylamins) und in ihren Zellen abgelagert. Sie werden jedoch spätestens beim biologischen Abbau des Organismus nach dessen Absterben wieder freigesetzt (LAHL et al. 1998).

Ein weiterer Weg für den Verbleib von Xenobiotika ist nach LAHL et al. (1998) die kovalente Bindung der gebildeten sekundären Zwischenprodukte an chinoide Struktureinheiten z.B. an die Huminstoffe. Man spricht hier von „bound residues“ oder auch (insbesondere bezogen auf die Metaboliten) von „terminal residues“. Die Huminstoffmatrix stellt für die „bound residues“ eine Art Zwischenlager dar. Aus diesen hochpolymeren Huminstoffen können die „bound residues“ je nach Milieubedingungen über Jahre hinweg bzw. Jahre später wieder freigesetzt werden und kehren dann in den Biokreislauf zurück. So zeigen verschiedene Arbeiten, dass die im Boden (d.h. in der Huminstruktur) gebundenen Xenobiotika bzw. ihre Metaboliten nicht nur von Kulturpflanzen, sondern auch von Bodentieren wieder aufgenommen werden können (LAHL et al. 1998).

Nach GERBL-RIEGER et al. (1999) und MOSTBAUER (1998b) ist grundsätzlich davon auszugehen, dass in biogenen Abfällen auch potenziell human-, tier- und pflanzenpathogene Krankheitserreger auftreten können. Es ist daher sicherzustellen, dass durch eine „Heißrotte“ im thermophilen Bereich infektiöse Mikroorganismen abgetötet werden. Ein beschränktes Risiko der Bildung von Bio-Aerosolen ist aber nach MOSTBAUER (1998b) in jedem Fall, auch nach einer Heißrotte, gegeben z.B. durch allergene Schimmelpilze und Endotoxine.

Nach GERBL-RIEGER et al. (1999) stellt das Auftreten von Keimen bei der biologischen Abfallbehandlung ein Arbeitsschutzproblem dar: Untersuchungen über die Keimbelastung im Bereich der Vererdungsanlagen und im Verlauf der Vererdung liegen den Autoren nicht vor.

4.1.3 Gefahrenminderung durch den Stabilisierungsprozess

In dieser Prozessstufe kommt es nach Angaben der Verfahrensentwickler zur Bildung von höheren Huminstoff-Polymeren sowie von organo-mineralischen Verbindungen wie z.B. Ton-Humuskomplexen. In weiterer Folge soll nach Angaben der Hersteller möglichst bodenidentisches Material entstehen, das direkt Bodenfunktionen in der Landschaft übernehmen könne.

Um die Gefahrenminderung durch den Stabilisierungsprozess beurteilen zu können, wird es daher unter anderem entscheidend sein, ob Schadstoffe stabil gebunden werden, unter welchen Umständen sie ausgewaschen werden und in welchen Konzentrationen toxische und cancerogene Schwermetalle oder organische Verbindungen von Pflanzen aufgenommen werden. Die chemischen Abläufe des Stabilisierungsprozesses sind nach Ansicht der Autoren noch zu wenig untersucht, sodass hier Forschungsbedarf besteht.

4.1.4 Schlussfolgerung betreffend die Gefahrenminderung

Die Frage der Zerstörung bzw. Immobilisierung von Schadstoffen bei der Vererdung kann aufgrund mangelnden Datenmaterials zur Zeit nicht beurteilt werden.

Es ist jedenfalls sicherzustellen, dass die Ausbringung von Erden aus Abfällen mit keinen Gefahren für die Umwelt verbunden ist. Daher müssen auf diesem Gebiet noch eingehendere Untersuchungen auf einer breiten wissenschaftlichen Basis durchgeführt werden.

Univ.-Prof. Bursch vom Institut für Tumorbio-logie-Krebsforschung der Universität Wien weist in seiner Stellungnahme darauf hin, dass für eine toxikologische Bewertung des Risikos für Umwelt und Mensch unter anderem die genaue Kenntnis der Exposition gegenüber Stoffen notwendig ist, d.h. im gegenständlichen Fall Angaben über:

1. Art und Konzentration potenzieller Schadstoffe im Vererdungsprodukt
2. deren biologische Abbaubarkeit
3. die Auslaugung dieser Stoffe aus dem Vererdungsprodukt und anschließende Verteilung in der unbelebten und belebten Umwelt. Insbesondere ist die Gefahr der Anreicherung im Nahrungsnetz und infolgedessen auch die Belastung des Menschen zu beurteilen; diese ist bei persistenten und lipophilen Stoffen besonders hoch (z.B. halogenierte Kohlenwasserstoffe, PAK).

Liegen solche Angaben nicht vor, ist die toxikologische Bewertung von Vererdungsprodukten nicht möglich. Diese Feststellung schließt aber nicht ein, dass die Vorlage von Daten zu Punkt 1 – 3 für eine toxikologische Risikobewertung ausreichend ist (BURSCH 1999).

Solange keine überzeugenden Untersuchungen und nachvollziehbare Ergebnisse über die Gefahrenminderung durch die Vererdung vorliegen, kann dem auch im AWG verankerten Vorsorgeprinzip nicht Rechnung getragen werden. Demnach ist jenen Abfallbehandlungstechniken der Vorzug zu geben, die wissenschaftlich abgesichert sind und zu einer Gefahrenminderung beitragen.

4.2 Schonung von Deponieraum

Durch die Herstellung von Erden aus Abfällen kann insofern Deponieraum geschont werden, als diese Erden als Produkte ausgebracht werden; eine Vererdung von Abfällen, die bisher auf Grund ihres Gefährdungspotenzials in gesicherten Deponien abgelagert werden

mussten und deren Verwertung in der Natur, wäre aber ein erheblicher Rückschritt für die österreichische Abfallwirtschaft und ist daher abzulehnen.

4.3 Schonung von Rohstoffen

Aufgrund zunehmender Bodenerosion und eines erhöhten Bedarfs an Rekultivierungsmaßnahmen (Deponien und Bergbaugebiete) wird in Zukunft verstärkt bewuchsfähiges Material benötigt. Die Erzeugung von bewuchsfähigem Material ist nur dann sinnvoll, wenn im Sinne des Vorsorgeprinzips eine Gefährdung von Mensch und Natur ausgeschlossen werden kann.

Solange dieser Nachweis nicht erbracht ist, ist der Einsatz von Erden aus potenziell schadstoffbelasteten Abfällen, wie Restmüll und restmüllähnlichen Abfällen, generell, auch für das Einsatzgebiet Deponierekultivierung, abzulehnen.

4.4 Schonung von Energieressourcen

Nach derzeitigem Diskussionsstand sollen Müllkomposte als Bestandteil zur direkten Herstellung einer Deponieoberflächenabdeckung mit strengen Mengenbeschränkungen zur Vererdung zugelassen werden. Werden brennbare Abfälle einer thermischen Behandlung zugeführt, so kann zusätzlich Energie gewonnen und Energieressourcen geschont werden.

4.5 Ökologische Zweckmäßigkeit

Aus Sicht der Autoren ist bereits bei den Eingangsabfällen die ökologische Zweckmäßigkeit für das jeweilige Verfahren zu prüfen. Wichtig ist hier vor allem, dass die Eingangsabfälle geringe Schadstoffkonzentrationen aufweisen und nachweislich positive Eigenschaften in das Endprodukt Erde miteinbringen.

Im Fall der Vererdung von potenziell schadstoffbelasteten Abfällen erfolgt zumeist eine Zumischung von gering belasteten Materialien zu den höher belasteten Abfällen zu erwarten. Dadurch werden saubere Inputstoffe mit Schadstoffen kontaminiert. Schadstoffe, die bereits in aufkonzentrierter Form vorlagen, werden dadurch wieder verdünnt. Dadurch werden zwar die Schadstoffkonzentrationen verringert, die Schadstoffgesamtbelastung bleibt jedoch gleich. Problematisch ist das vor allem bei persistenten Schadstoffen, wie Quecksilber, Cadmium und Blei, die keine Funktion im Pflanzenstoffwechsel erfüllen und in Abhängigkeit von der Konzentration und Bindungsform störend und toxisch wirken.

Neben anorganischen Schadstoffen, sind auch die organischen Schadstoffbelastungen nicht außer Acht zu lassen. Das Wissen über das Verhalten der organischen Schadstoffe im Boden ist – gemessen an den Kenntnissen zu Schwermetallen – gering. Es wäre daher bedenklich, wenn im Rahmen der Verwertung von Vererdungsprodukten organische Schadstoffe in der Umwelt verteilt würden, deren Struktur, Menge, Toxikologie und Persistenz im Boden noch nicht eindeutig geklärt ist.

Solange diese Problematik nicht geklärt ist, sind im Sinne des Vorsorgeprinzips andere wissenschaftlich untersuchte Verfahren für die Behandlung von potenziell schadstoffbelasteten Abfällen einzusetzen, die wissenschaftlich abgesichert nur geringe Stoffflüsse in die Umwelt freisetzen.

4.6 Ökonomische Zweckmäßigkeit

Nach Angaben der ARGE „Vererdung Langes Feld“ liegen die Kosten für die Vererdung am Langes Feld zwischen 350 und 800 ATS/t. Zum Vergleich ist festzuhalten, dass die Behandlungskosten einer MVA bei ca. 1.300 ATS/t beginnen. Müllverbrennungsanlagen, die aufgrund vorhandener, strenger gesetzlicher Regelungen über ein aufwendiges Rauchgasreinigungssystem verfügen müssen, können daher betriebswirtschaftlich nicht mit Anlagen zur Herstellung von Erden aus Abfällen konkurrieren.

Betriebswirtschaftlich scheinen sich Vererdungsverfahren zu rechnen. Die volkswirtschaftlichen Kosten für eventuell notwendige Sanierungen sind derzeit aber nicht abschätzbar. Beim Einsatz von Abfällen mit erhöhten Schadstoffgehalten, kann es in Abhängigkeit von Struktur, Menge, Toxikologie, Persistenz und Mobilisierbarkeit der Schadstoffe zu schädlichen Umweltwirkungen kommen, die Sanierungskosten nach sich ziehen.

4.7 Schlussfolgerung zum Kapitel 4

Die Fortschritte der österreichischen Abfallwirtschaft gründen sich u.a. auf das Vorsorgeprinzip. Demnach sollen nur solche Stoffe zurückbleiben, deren Ablagerung kein Gefährdungspotenzial für nachfolgende Generationen darstellen. Solange die wissenschaftliche Basis und die Datenlage nicht entsprechend abgesichert sind, widerspricht die Anwendung dieser Technologie bei potenziell schadstoffbelasteten Abfällen jedenfalls dem Vorsorgeprinzip.

5 VERRINGERUNG DER ALSAG-EINNAHMEN DURCH VERERDUNG

Kulturfähige Erde im Sinne der ALSAG-Novelle 2000 ist nicht kontaminiertes bodenidentisches oder bodenähnliches mineral-organisches Material, das in den wesentlichen Merkmalen natürlich entstandenem Boden entspricht und relevante Bodenfunktionen (z.B. Lebensraum-, Filter-, Puffer- und Transformatorfunktionen) übernehmen kann. Nicht als kulturfähige Erden gelten reine Mischungen von feinkörnigen mineralischen Substraten mit Nährstofflieferanten, z.B. Sand mit Klärschlamm. Bei Einsatz von organischen Ausgangsmaterialien sind diese vorher einem Humifizierungsprozess (wie Kompostierung oder Vererdung) zu unterziehen.

Entsprechend der ALSAG-Novelle 2000 besteht für Deponierekultivierungsschichten von maximal 2 m sowie für Verfüllungen und Geländeanpassungen keine Beitragspflicht, wenn folgende Voraussetzungen erbracht werden:

- die Rekultivierungsschicht wird aus kulturfähiger Erde (gem. § 2 Abs. 5 ALSAG) hergestellt, wobei Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle (einschließlich Abfälle aus der mechanisch-biologischen Behandlung) nicht als Ausgangsmaterialien verwendet werden, und
- die Herstellung erfolgt nach detaillierten Plänen eines konkreten Projekts, wobei die relevanten Bodenfunktionen (z.B. Lebensraum-, Filter-, Puffer- und Transformatorfunktion) gewährleistet und die Anforderungen der Anlage 1 (der ALSAG-Novelle 2000) eingehalten werden.

Solange Rekultivierungsschichten mit Abfällen im Rechtssinn hergestellt werden, besteht nur unter den oben angeführten Bedingungen keine Altlastenbeitragspflicht. Wenn Erden aus Abfällen durch eine Abfall-Ende-Verordnung oder, wie die derzeitige Praxis auch zeigt, durch Feststellungsbescheide zum Produkt werden, so hat dies auch zur Folge, dass die verordnungskonforme Verwendung dieses Produktes auf einer Deponie, etwa zu Zwecken der Rekultivierung oder Methanoxidation, die Verpflichtung zur Entrichtung des Altlastenbeitrags nicht (mehr) auslöst. Gleiches gilt für das mehr als einjährige Zwischenlagern dieser Produkte sowie für die Verfüllung von Geländeunebenheiten und das Vornehmen von Geländeanpassungen einschließlich der Einbringung dieser Produkte in geologische Strukturen sowie für das Einbringen in einen Deponiekörper, auch wenn damit deponietechnische oder andere Zwecke verbunden sind; sofern dies dagegen mit Abfällen im Rechtssinn erfolgt, ist die ALSAG-Beitragspflicht dagegen sehr wohl gegeben (vgl. §§ 2 Abs 5 Z 1, 3 Abs 1 Z 1 bis 3 ALSAG).

Falls das Produktregime für eine große Anzahl an Massenabfällen geöffnet wird, die bisher auf Deponien abgelagert wurden, könnte sich das Aufkommen an Altlastenbeiträgen erheblich verringern, wodurch Projekte zur Sicherung oder Sanierung von Altlasten in weit geringerem Ausmaß gefördert werden könnten.

6 ÖKOLOGISCHE BEWERTUNGSANSÄTZE DER RESTMÜLL- BZW. KLÄRSCHLAMMVERERDUNG

Die folgenden Berechnungen zur ökologische Bewertung der Restmüll- bzw. der Klärschlammvererdung wurden von Dr. Uwe Lahl (BZL GmbH) durchgeführt. Die ökologische Bewertung stellt einen ersten Versuch der Bewertung der Vererdung von Restmüll und Klärschlamm dar. Das Einsatzgebiet der erzeugten Erden bleibt bei dieser Berechnung auf die Rekultivierung von Deponien beschränkt. Auf Grund der schlechten Datenlage können nur einige Aspekte einer ökologischen Bewertung gezeigt werden. So mussten die Emissionen aus Messungen bei mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen modelliert werden, da bisher keine Emissionsmessungen bei Vererdungslagen durchgeführt wurden. Schwierig gestaltet sich auch die Zuordnung von ökobilanziellen Gutschriften. Auch intensive Diskussionen mit Betreibern von Vererdungsanlagen, welche Gutschriften man den erzeugten Erden zuordnen kann, führten zu keinem verwertbaren Ergebnis.

Bei der hier vorliegenden ökologischen Bewertung handelt es sich daher um einen ersten Versuch die Restmüll- bzw. Klärschlammvererdung ökologisch zu bewerten.

Um die durchgeführte ökologische Bewertung einem „Critical Review“ zu unterziehen, wurde sie an die Betreiber und Verfahrensentwickler zweier vergleichbarer Vererdungsanlagen zur Stellungnahme versandt. Bis jetzt ist jedoch keine fachliche Stellungnahme dazu eingelangt.

Für die ökologische Bewertung von abfallwirtschaftlichen Verfahren sind zwei Betrachtungsebenen von Bedeutung:

- lokale Auswirkungen,
- ökobilanzielle Ergebnisse.

6.1 Lokale Auswirkungen

Die lokalen Auswirkungen erfassen die Elemente und Verbindungen, die im Rahmen der abfallwirtschaftlichen Behandlung freigesetzt und in die angrenzende Nachbarschaft emittiert werden.

6.1.1 Methodisches Vorgehen

Diese Betrachtungsebene ist die gängige Arbeitsebene für die Erteilung von behördlichen Erlaubnissen und Genehmigungen. Hierbei wird u. a. untersucht, ob die Emission (bzw. die resultierenden Immissionen) definierte Grenzwerte einhalten oder überschreiten.

Diese Arbeitsebene wurde in den letzten Jahren ergänzt durch die Umweltverträglichkeitsuntersuchung. Hierbei werden zwar ebenfalls schwerpunktmäßig die lokalen Auswirkungen untersucht. Es wird aber einerseits der Betrachtungswinkel auf Auswirkungen unterhalb der normierten Grenzwerte erweitert und andererseits werden Wechselwirkungen zwischen den betrachteten Schadstoffen und Medien einbezogen.

Ausgangspunkt all dieser Betrachtungen ist die Quellenstärke bzw. die auf eine definierte Bezugseinheit normierte Quellenstärke eines abfallwirtschaftlichen Behandlungsverfahrens.

Als Bezugseinheit hat sich die Betrachtung der Behandlung von 1.000 kg Abfall (1 t) bewährt (funktionelle Einheit).

Da die einzelnen Schadstoffe unterschiedliche Wirkungen entfalten und bei gleicher Wirkung eine unterschiedliche Wirkungsintensität besitzen, ist für die Bewertung eine Aggregation auf sog. Wirkungskategorien hilfreich. Diese Aggregation kann sowohl bei der Bewertung lokaler Effekte erfolgen als auch bei der ökologischen Bewertung herangezogen werden.

Für die Erfassung der lokalen Auswirkungen werden die folgenden Wirkungskategorien aggregiert:

- Humantoxizität / carcinogene Stoffe,
- Humantoxizität / toxische Schwermetalle,
- Sommersmog-verursachende Stoffe (POCP¹),
- Versauerungspotenzial (AP²).

Die Aggregation für carcinogene Stoffe und toxische Schwermetalle erfolgt anhand der Methode der kritischen Volumina. Bezugswerte sind toxikologisch abgeleitete Wirkungsschwellenwerte; für carcinogene Stoffe wird hierbei auf das Regelwerk der US-EPA zurückgegriffen. Die toxischen Schwermetalle werden über Einzelgrenzwerte berechnet, die nach einer Analyse der jeweiligen Belastbarkeit der Grenzwerte festgelegt wurden. Details und Literaturangaben können KETELSEN et al. (1998) entnommen werden.

Die Kategorie POCP erfasst die Substanzen, die zur Gesamtwirkung „Sommersmog“ beitragen (Photooxidantien). Bekanntlich werden hierunter viele organische Stoffe subsumiert. Die Aggregation erfolgt gewichtet nach der Wirksamkeit der einzelnen Stoffe bezogen auf Ethylen (als Ethylen-Äquivalente) (KETELSEN et al. 1998).

Das Versauerungspotenzial erfasst die Abgabe von Protonen an wässrige Umweltmilieus. Die Aggregation erfolgt entsprechend der Stöchiometrie der jeweiligen Säurebildner, normiert auf SO₂.

6.1.2 Emissionsverhalten

Die Fachgespräche mit den Betreibern von in Österreich vorhandenen Vererdungsanlagen erbrachten keine Erkenntnisse über das Emissionsverhalten dieser Anlagen. Bisher wurden derartige Messungen nicht routinemäßig bzw. überhaupt nicht durchgeführt. Daher können zum gegenwärtigen Zeitpunkt diese Emissionen nur modelliert werden.

Je nach Art des für die Vererdung eingesetzten Ausgangsmaterials werden die eintretenden Emissionen unterschiedlich sein. So werden im Falle der Vererdung von Restmüll neben den Reaktionsprodukten aus der Behandlung insbesondere flüchtige Schadstoffe (wie Hg, FCKW, CKW, Phthalate, vergl. LAHL et al. 1998) zu betrachten sein. Im Falle der Klärschlammvererdung werden demgegenüber die flüchtigen Reaktionsprodukte als Emissionen dominieren.

Im Folgenden werden die zu erwartenden Emissionen zweier Vererdungsanlagen (Klärschlammvererdung, Restmüllvererdung) näher betrachtet. Tabelle 9 zeigt die von den Autoren erwartete Quellenstärken, bezogen auf die eingangs genannte funktionelle Einheit von 1 t Restmüll bzw. Klärschlamm.

Natürlich können die Zahlen der Tabelle 9 nur Anhaltspunkte für eine genauere Messung sein. Die in Tabelle 9 dargelegten Zahlen folgen der Annahme, dass sich die Reaktionen

¹ photochemical ozone creation potential

² acidification potential

und Emissionen in den Vererdungsanlagen wie die Rohgaswerte einer mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlage (vgl. ANGERER & REISENHOFER 1999) verhalten, wobei den veränderten Inputmaterialien durch Vernachlässigung oder Berücksichtigung (flüchtige toxische Stoffe) und inputabhängige Zu- bzw. Abschläge für die Reaktionsprodukte Rechnung getragen wurde. Diese Annahmen wurden mit Betreibern von Vererdungsanlagen diskutiert.

Tabelle 9: Emissionen aus der Klärschlamm- und Restmüllvererdung

Behandlungsphase	Schadstoff	Emissionsfracht in g/t für	
		Restmüllvererdung	Klärschlammvererdung
Zwischenlager bis zur Behandlung	Methan	Kein	10
	N ₂ O	Zwischenlager	0,5
Aufbereitung	Methan	0,5	1
	NH ₃	0,1	0,5
Freilandrotte	Methan	900	1.400
	NMVOC	700	500
	N ₂ O	300	340
	NH ₃	380	600
	Hg	0,02	0,02
	Pb	0,001	0,001
	Acetaldehyd	95	95
	Methanal	0,17	0,17
	Trichlormethan	0,11	
	1,1,1-Trichlorethan	0,11	
	Trichlorethen	0,16	
	Tetrachlorethen	0,05	
	R11	2,4	
	R12	1,4	
	R113	2,0	
R114	1,3		

In der Klärschlammvererdungsanlage kommen nach Betreiberangaben auf einen Teil organische Abfälle (Klärschlamm, Altholz, Friedhofsabfälle) 2 bis 3 Teile anorganische Materialien zum Einsatz. Im Fall der Restmüllvererdung wird zunächst ein Siebschnitt durchgeführt. 40 % des Inputs gelangen zur Verbrennung (Annahme: zur Anlage Lenzing), der Rest geht in die Vererdung. Im Verlauf des Verfahrens erfolgt eine Vermischung mit anstehendem Bodenmaterial im Verhältnis 1 : 3. Tabelle 10 und Tabelle 11 zeigen eine von den Autoren angenommene mittlere Input/Outputbilanz für diese Anlagen.

Tabelle 10: Geschätzte Massenbilanz für Klärschlammvererdungsanlagen

Klär-schlamm-vererdung	Menge [t]	Wasser-gehalt [kg/t]	Organik FS [kg/t]	davon Kohlenstoff (FS) [kg/t]	Glührück-stand (FS) [kg/t]	Anteil Klärschlamm (%)
Input	1	300	300	200	400	65
Output	0,85	300	150	100	550	

Tabelle 11: Geschätzte Massenbilanz für Restmüllvererdungsanlagen

Restmüll-vererdung	Menge [t]	Wassergehalt [kg/t]	Organik FS [kg/t]	davon Kohlenstoff (FS) [kg/t]	Hu [MJ/t]
Restmüll	1	347	380	234	9.500
Input zur Vererdung	0,6	400			7.200

Die Autoren nehmen an, dass es verfahrenstechnisch nicht gelingt, die Rotte vollständig aerob zu halten. Dies ist eine Erfahrung, die sich aus vielen Untersuchungen von in der abfallwirtschaftlichen Praxis betriebenen Freilandrotten herausgestellt hat (ZESCHMARLAHL et al. 1999). Diese Annahme gilt für die Klärschlammvererdung aufgrund des gegenüber Restmüll eher kompakteren, weniger luftdurchlässigen Materials (Klärschlamm-mischung) sicherlich in besonderer Weise. Schließlich wird diese Annahme durch eine Dissertation von FORSTINGER (1997) zur Vererdung nach Husz bestätigt. In drei Versuchsmieten wurde, in Abhängigkeit von Umsetzungsvorgängen, ein Anstieg des Methangehaltes bis in den Bereich von 7 % festgestellt. In günstigen Phasen nach der Umsetzung der Mieten gehen die Methangehalte bis auf 0,1 % zurück. Der rechnerische mittlere Methangehalt liegt bei 3 bis 5 %. Es wird daher angenommen, dass während der Behandlungsphase im Mittel je 1.000 kg Abfallinput (vergl. Tabelle 10 und Tabelle 11) 2.000 m³ an Abgas gebildet wird (CO₂ < 10 %). Bei einem mittleren Methangehalt von 0,1 % in diesem Rotteabgas ergibt sich eine Fracht von rund 1.400 g/t Input. Die angenommenen 0,1 % entsprechen den günstigsten gemessenen Werten in den genannten Probemieten. Sie sind auch entsprechend den Erfahrungen in sonstigen Freilandmieten nur schwer über die gesamte Behandlungsdauer einzuhalten. In der Praxis werden die Emissionen daher eher höher liegen.

Die geschätzten NH₃-Emissionen wurden für die Klärschlammvererdung gegenüber der Pilotanlage Kufstein leicht erhöht angenommen. Dies ergibt sich aus dem Einsatzmaterial und der Verfahrensführung. In der Dissertation von FORSTINGER (1997) war der Stickstoff während der Heißrottephase weitgehend als sorbiertes Ammonium gebunden. Die NH₄⁺-Konzentrationen lagen in dieser Zeit im Bereich von 0,5 bis 1,5 kg/t. Es gibt ein vom pH-Wert gesetzmäßig abhängiges Gleichgewicht zwischen NH₄⁺ und NH₃. Je höher der pH-Wert, desto höher der NH₃-Anteil. Die Folge davon ist, dass im alkalischen Milieu NH₄⁺ zu NH₃ umgewandelt und als Gas in die Atmosphäre abgegeben wird.

6.1.3 Ergebnis und Bewertung

Tabelle 12 zeigt die Emissionen der Tabelle 9 aggregiert für die Wirkungskategorien Humantoxizität / carcinogene Stoffe, Humantoxizität / toxische Schwermetalle, Sommersmog (POCP) und Versauerungspotenzial berechnet für die Vererdung von 1 t Klärschlamm.

Tabelle 12: Lokale Emissionen (Quellenstärke) der Klärschlammvererdung, nach Wirkungskategorien aggregiert

Wirkungskategorie	Zahlenwert	Einheit
Humantoxizität / carcinogene Stoffe	1,92 E+08	m ³ /t
Humantoxizität / toxische Schwermetalle	4,01 E+07	m ³ /t
Sommersmogbildungspotenzial (POCP)	2,18 E+05	mg Ethylen-Äq./t
Versauerungspotenzial	1,13 E+06	mg SO ₂ -Äq./t

Zur Bewertung dieser Quellenstärke wird in Tabelle 13 zum Vergleich die Quellenstärke für die Verbrennung von 1 t Klärschlamm in der Wirbelschichtanlage der EBS (Wien) angegeben.

Tabelle 13: Lokale Emissionen (Quellenstärke) der Klärschlammverbrennung, nach Wirkungskategorien aggregiert

Wirkungskategorie	Klärschlamm in Wirbelschichtanlage der EBS	Einheit
Humantoxizität / carcinogene Stoffe	5,84E+07	m ³ /t
Humantoxizität / toxische Schwermetalle	5,94E+07	m ³ /t
Sommersmogbildungspotenzial	keine Daten	mg Ethylen-Äq./t
Versauerungspotenzial	1,88E+05	mg SO ₂ -Äq./t

Der Vergleich zeigt, dass die Klärschlammverbrennung zu in der Regel niedrigeren bis deutlich niedrigeren lokalen Umweltauswirkungen führt als die Vererdung in ihrem abgeschätzten Emissionsverhalten (bis auf toxische Schwermetalle). Da die Unterschiede z.T. eine halbe Größenordnung und mehr umfassen, wird auch deutlich, wie wichtig eine regelmäßige Emissionsüberwachung und eine Reduzierung der Emissionen durch effektive Abluftreinigung wäre.

Tabelle 14 zeigt den Vergleich der lokalen Emissionen, nach Wirkungen aggregiert, für die Restmüllvererdung und die Restmüllbehandlung in einer modernen mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlage (im Folgenden kurz MBA), die die Vorgaben der österreichischen Deponieverordnung bereits erfüllt (siehe LAHL, ZESCHMAR-LAHL & ANGERER 2000). Da eine derartige Anlage, die auf die Einhaltung der ab 2004 vorgeschriebenen Vorgaben der Deponieverordnung ausgerichtet ist, gegenwärtig noch nicht existiert, musste eine Modell-MBA simuliert werden. Man hätte sicherlich auch auf eine existierende noch nicht nachgerüstete MBA zurückgreifen können. Dies wäre aber im Querbezug mit der Klärschlammverbrennung kritisiert worden, da auch dort keine Altanlage als Referenzszenario gewählt wurde. Die Details der gewählten Modell-MBA, die auch über eine optimierte Abluftreinigung verfügt, sind in LAHL, ZESCHMAR-LAHL & ANGERER (2000) enthalten.

Bezugseinheit für diese Berechnung ist auch hier die jeweilige Behandlung von 1 t (hier Restmüll).

Tabelle 14: Lokale Emissionen (Quellenstärke) der Restmüllvererdung und der Restmüllbehandlung in einer mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlage (hier kurz MBA), nach Wirkungskategorien aggregiert

Wirkungskategorie	Restmüll- vererdung	Restmüll- behandlung in MBA	Einheit
Humantoxizität / carcinogene Stoffe	1,97E+08	3,63E+06	m ³ /t
Humantoxizität / toxische Schwermetalle	4,95E+07	1,26E+07	m ³ /t
Sommersmogbildungspotenzial	6,31E+05	5,10E+03	mg Ethylen-Äq./t
Versauerungspotenzial	8,47E+05	2,09E+05	mg SO ₂ -Äq./t

Auch diese Gegenüberstellung macht die vergleichsweise höheren Emissionen der Vererdungsverfahren deutlich. Die Ursachen liegen in der technisch aufwendigen und ausgefeilteren Abluftfiltertechnik moderner MBA-Anlagen begründet.

6.1.4 Sensitivitätsbetrachtung

Die Basisdaten der Abschätzungen in Tabelle 9 entstammen Untersuchungen an einem eingehausten System. Messdaten zum Emissionsverhalten von MBA-Freilandrotten unterliegen zahlreichen Einfluss- und Störgrößen, welche bisher messtechnisch nicht befriedigend geklärt werden konnten.

Neben der gegenwärtig nicht gegebenen Verfügbarkeit von eigenen Messungen seitens der Betreiber von Vererdungsanlagen (in Österreich) ist ein zusätzliches methodisches Problem anzusprechen. Freilandrotten sind u.E. messtechnisch derzeit nicht exakt zu beschreiben:

- Zunächst muss ein Versuchsobjekt (Miete) über mehrere Tage aufgesetzt werden. Dies kann bedeuten, dass die Hauptemission bereits vor der eigentlichen Messung stattgefunden hat. Dieses Phänomen wurde erstmalig in Niedersachsen (D) am Beispiel der ehemaligen MBA Nienburg festgestellt (LAHL et al. 1998). Auch die oben angesprochenen Vererdungsversuche haben gezeigt, dass die Prozesse bereits innerhalb von Stunden in Gang gesetzt sind (FORSTINGER 1997).
- Das Emissionsverhalten der Rotte ist sehr stark von Witterungseinflüssen abhängig. Hierzu gehört nicht nur die Umgebungstemperatur. So können Trockenphasen zum Stillstand der Rotte und Niederschlagsperioden zum Vernässen (und in der Folge zum „Umkippen“ der gesamten Rotte ins anaerobe Milieu) führen. Dieses Phänomen wurde umfänglich an der Freilandrotte in Nauen (D) festgestellt (ZESCHMAR-LAHL et al. 1999). Dort wurden die Messungen abgebrochen und die Ergebnisse als nicht repräsentativ eingestuft, was sicherlich kritisch zu hinterfragen ist, da zu einer repräsentativen Bewertung auch die ungünstigeren Witterungszustände gehören.
- Hohe Windgeschwindigkeiten haben einen bisher wenig untersuchten Einfluss auf Freilandrotten. So kann eine Windepisode von wenigen Stunden eine Luftdurchströmung bewirken (bei guter Luftgängigkeit der Rotte), die in einem gekapselten System erst über Monate erreicht wird.
- Der Luftdruck ist eine bisher weitgehend vernachlässigte Einflussgröße. Aus der Altlastenuntersuchung ist der sog. „Lung-Effekt“ bekannt. Eine witterungsbedingte Erniedrigung des Luftdrucks führt zu extremen Emissionen oberhalb einer

Altlastenoberfläche. Im umgekehrten Fall würde im Falle einer Messung u. U. eine Nullemission festgestellt werden, nur weil die Strömungsverhältnisse sich umgekehrt haben. Ähnliche Effekte sind an den Mietenoberflächen von Freilandrotten gegeben.

- Unter die Rubrik Witterungseinflüsse fallen auch die Wintermonate mit hohem Schneefall. Den Autoren sind bisher keine Untersuchungen bekannt, die diesen Effekt (Abdeckung, Feuchte, Verdampfungsenthalpie) untersucht haben.

Das folgende Foto zeigt am Beispiel der Restmüllvererdung die eintretenden Emissionen während des Umsetzens der Mieten. Auch diese Emissionen – teilweise sichtbar am freigesetzten Wasserdampf - entziehen sich den bilanzierenden Messungen.



Abbildung 11: Offene Restmüllmiete auf der Deponie Frohnleiten während des Umsetzens der Mieten

- Schließlich ist die Probenahme selbst anzusprechen. Viele in der Literatur zum Thema Freilandrotte enthaltene Daten entstammen Messungen mit sog. Probenahmehauben, Kaminen etc. Abbildung 12 zeigt diese Systeme als Prinzipskizze.

Das Problem bei derartigen Probenahmesystemen ist die Beeinflussung der Abluftströmung durch die Probenahme selbst. So führt die Probenahme, vereinfacht gesprochen, zu einem Strömungswiderstand. Dieser wiederum führt dazu, dass aus der beprobten Fläche eine geringere Abluftmenge ins Probenahmegefäß strömt, als ohne diesen Widerstand eintreten würde. Daher müssen derartige Probenahmeverfahren zu systematisch verfälschten Mindermessungen führen. In welchem Umfang dies eintritt, ist nicht untersucht und dürfte von Einzelfall zu Einzelfall großen Schwankungen unterliegen.

In den letzten Monaten sind aufgrund der oben formulierten Kritik eine Reihe von Versuchen unternommen worden, dieses Defizit bei der Probenahme zu lösen. Aber auch Systeme, die beispielsweise durch aktive Durchlüftung des Probenahmegefäßes versuchen, den Widerstand zu reduzieren, können ebenfalls zu Fehlmessungen führen. Hier besteht die Gefahr, dass über die Miete unbelastete Frischluft angesaugt wird.

Aus den genannten Gründen sind die meisten der in der Literatur zum Emissionsverhalten von Freilandrotten enthaltenen Daten u. E. nicht verwendbar (nicht repräsentativ). Dies gilt sowohl für die Ermittlung der Konzentrationswerte in der Abluft, die aus den Mieten austritt, als auch für die Ermittlung der Luftmengen, die unter Freilandbedingungen die Miete durchströmen.

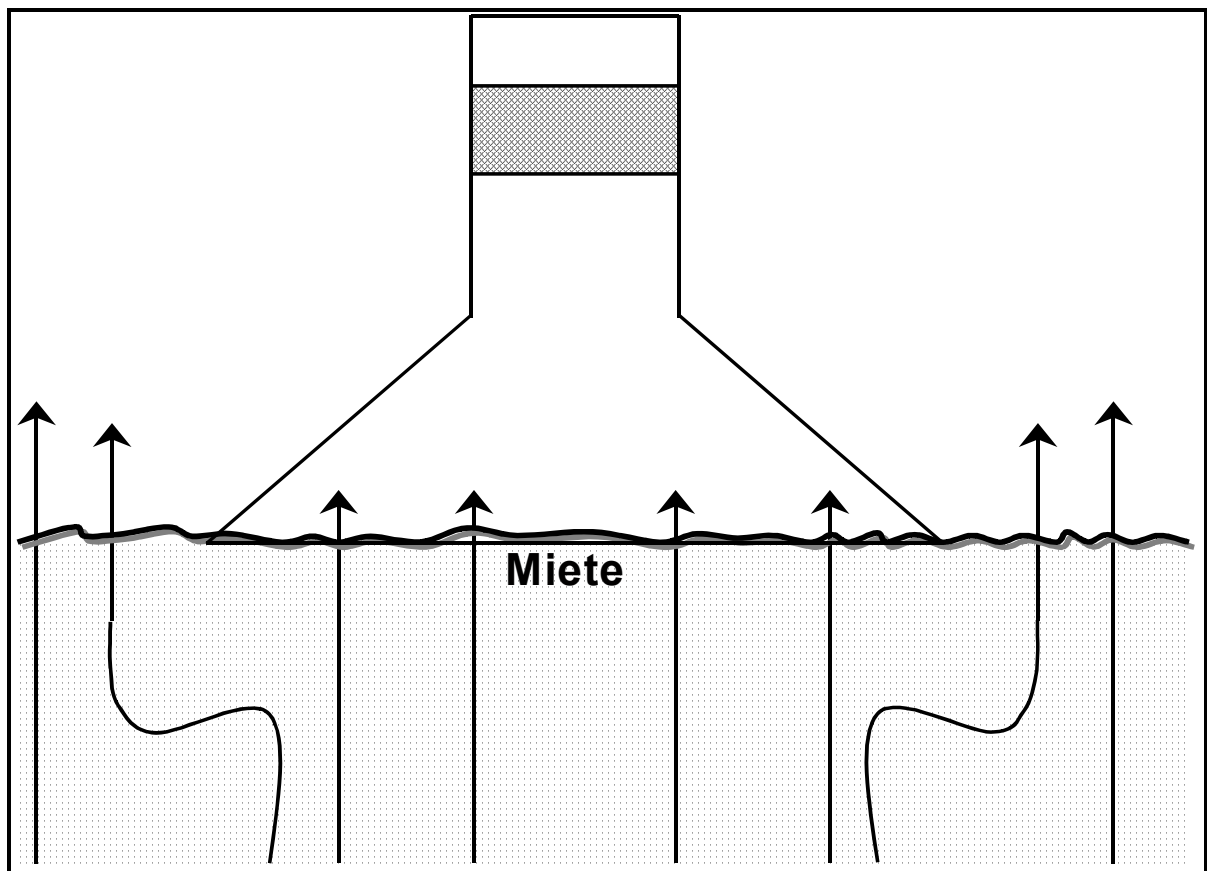


Abbildung 12: Prinzip der Probenahme der Abluft bei einer Freilandrotte (eigene Grafik)

Insgesamt setzt sich daher zunehmend die Auffassung durch, dass nur die Einhausung der Freilandrotte (für den Probenahmezeitraum) repräsentative Messwerte ergeben kann. Somit sind die Werte für eingehauste Systeme auch sicherlich die realistischeren Daten, um das Emissionsverhalten von Freilandrotten für Vererdungsverfahren abzuschätzen.

Eine Verwendung der Literaturdaten für das angebliche Emissionsverhalten von Freilandrotten in Deutschland (im Wesentlichen die über Jahre durchgeführten Messungen der TU Braunschweig (Spillmann/Collins) zum Kaminzugverfahren hätten deutlich niedrigere Emissionsraten zur Folge und würde die Gesamtergebnisse stark beeinflussen.

6.2 Ökologische Bewertung

Für die Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen stehen verschiedene Instrumente zur Verfügung. Aus dem Genehmigungsrecht ist hier insbesondere auf die Umweltverträglichkeitsuntersuchung zu verweisen. Die Stärke des UVU-Ansatzes ist seine Erfassung und Bewertung der **lokalen** Umweltauswirkungen. Dies ist aber auch zugleich seine Schwäche, da überregionale bzw. globale Wechselwirkungen ebenso ausgeblendet werden wie die ökologischen Folgen der In- und Outputstoffströme (Lebenswege); auch die Nutzen, die aus den jeweiligen Prozessen stammen (Energie, Stoffe, Dienstleistungen), werden bei diesem Ansatz ausgeblendet. Hier liefert die Ökobilanz (syn. Lebensweganalyse, **Life Cycle Assessment**, LCA) Hinweise, an welche sich die weiteren Schritte orientieren.

6.2.1 Methodisches Vorgehen

Die Ökobilanz wurde in den letzten Jahren methodisch intensiv diskutiert und ist zwischenzeitlich international in verschiedene Normen bzw. Normentwürfe gefasst worden. Nach heutigem Stand (2000) der Normung muss eine Ökobilanz enthalten:

- die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens (DIN EN ISO 14040: Produkt-Ökobilanzen. Prinzipien und allgemeine Anforderungen. August 1997)
- die Sachbilanz (DIN EN ISO 14041: Ökobilanz. Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz. November 1998)
- die Wirkungsabschätzung (DIN EN ISO 14042: Ökobilanz. Wirkungsabschätzung. Entwurf, Januar 1999, und ISO/FDIS 14042 (Norm-Entwurf), Ausgabe November 1999 (englisch))
- die Auswertung der Ergebnisse (DIN EN ISO 14043: Ökobilanz. Auswertung. Entwurf, Februar 1999, und ISO/FDIS 14043 (Norm-Entwurf), Ausgabe November 1999 (englisch)).

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. Auf Grund der mangelhaften Datenlage wird eine Ökobilanz nicht durchgeführt, sondern belegbare Aspekte einer solchen in der Folge angeführt. Für die Prüfung dieser Ergebnisse sollen u.a. auch Sachverständigenurteile (critical review) berücksichtigt werden.

Bezüglich der betrachteten Wirkungen wird zusätzlich zu den bereits auf lokaler Ebene untersuchten Kategorien auf drei weitere Kategorien zurückgegriffen, die nur sinnvoll auf der Bilanzenebene zu bewerten sind:

- Kumulierte Primärenergie,
- Treibhauseffekt (GWP³),
- Eutrophierungspotenzial (NP⁴).

Die kumulierte Primärenergie stellt das Ergebnis der Energieverbräuche und Energiegewinnung in MJ/t Input dar. Damit die unterschiedlichsten Energieformen (Strom, Wärme, Hu) miteinander vergleichbar gemacht werden können, wird jeweils berechnet, welche Primärenergiemenge (inkl. Vorkette) mit dem jeweiligen Wert verbunden ist. Diese Primärenergiemengen werden zu einem Gesamtergebnis aufaddiert (KETELSEN et al. 1998).

³ global warming potential

⁴ nitrification potential

Für die Erfassung des Treibhauspotenzials werden alle treibhauswirksamen Emissionen auf ein einheitliches CO₂-Äquivalent umgerechnet (KETELSEN et al. 1998).

Das Eutrophierungspotenzial erfasst die „düngende“ Wirkung auf die Vegetation. Die Faktoren für die einzelnen eutrophierend wirkenden Substanzen wurden anhand von Laborversuchen ermittelt (KETELSEN et al. 1998). Es wird auf ein einheitliches PO₄-Äquivalent berechnet.

6.2.2 Materialeinsatz

Die folgende Sachbilanz stellt keine in allen Punkten normgerechte Ökobilanz dar. Hierfür sind methodische Fragen verantwortlich, aber auch Verfahrensfragen der Untersuchung (u.a. kein critical review) und die sehr schmale Datenbasis, die für das Untersuchungsobjekt Vererdungsanlage zu konstatieren ist. Die folgenden Berechnungen und Betrachtungen finden aber in Anlehnung an die vorgegebenen Anforderungen statt (Analyse der Umweltbelastung nach dem LCA-Princip).

Die folgende Untersuchung setzt sich auf der Materialeinsatzebene aus den modellierten Umwelteffekten des Vererdungsverfahrens sowie deren Gut- und Lastschriften zusammen.

Die Umwelteffekte der betrachteten Anlage wurden bereits in Tabelle 9 im Abschnitt „Lokale Auswirkungen“ abgehandelt. Diese Auswirkungen sind auch für die Berechnung der ökologischen Bewertung zugrunde zu legen.

Als Lastschrift fallen insbesondere die Verbräuche an Infrastruktur und Betriebsmitteln ins Gewicht. In dieser Berechnung wurde darauf verzichtet, den genutzten Infrastrukturbereich zu bilanzieren (Wege, Straßen, Maschinen und Geräte). Vergleichbaren Untersuchungen haben gezeigt, dass diese Aufwendungen, über die gesamte Nutzungszeit bilanziert, keine große Ergebnisrelevanz haben. Dies gilt insbesondere für die zu betrachtende Anlage, da hier keine aufwendige Technik und Infrastruktur festzustellen ist.

Als Verbrauchsmittel sind Sande, Schluffe, Tone, Naturgips, Kalk und vieles mehr zu nennen. Sofern es sich bei diesen Materialien um Stoffe handelt, die alternativ zum Vererdungsverfahren für andere Zwecke einsetzbar sind, so wären die mit der konventionellen Herstellung dieser Stoffe verbundenen Emissionen und Rohstoffverbräuche dem Vererdungsverfahren entsprechend der eingesetzten Mengen anzulasten (Lastschrift). Tabelle 15 zeigt entsprechende Datensätze aus der Datenbank GEMIS für ausgewählte Inputmaterialien.

Tabelle 15: „Ökologische Rucksäcke“ verschiedener für das Vererdungsverfahren eingesetzter Rohstoffe, Bezug 1.000 kg Einsatzstoff (Daten nach GEMIS)

Einsatzstoffe	Treibhauseffekt	Versauerungspotenzial
Dolomit	1,1 E+07 mg CO ₂ -Äq./t	8,4 E+04 mg SO ₂ -Äq./t
Kies	1,1 E+07 mg CO ₂ -Äq./t	5,5 E+04 mg SO ₂ -Äq./t
Mergel	1,2 E+07 mg CO ₂ -Äq./t	8,6 E+04 mg SO ₂ -Äq./t
Sand	6,7 E+06 mg CO ₂ -Äq./t	4,8 E+04 mg SO ₂ -Äq./t
Faserholz	3,5 E+07 mg CO ₂ -Äq./t	3,3 E+05 mg SO ₂ -Äq./t
Kalk (CaO)	1,1 E+09 mg CO ₂ -Äq./t	4,6 E+05 mg SO ₂ -Äq./t

Für diese Untersuchung wird angenommen, dass für die Vererdung nur Abfallstoffe eingesetzt werden, die keine sonstigen Absatzmöglichkeiten aufweisen, somit also

alternativlos nur für die Abfallbeseitigung tauglich sind. Diese Annahme ist sehr optimistisch und stellt eine sehr günstige Randbedingung für das zu betrachtende Verfahren dar, da mit dieser Annahme alle Zuschlagstoffe mit Null in die Bilanz eintreten. In der weiter unten folgenden Sensitivitätsbetrachtung wird untersucht, wie sich das Ergebnis verändert, wenn diese Annahme unzutreffend wäre.

Als weitere Lastschrift sind die Energieverbräuche durch das Behandlungsverfahren zu bilanzieren. Hier wird ein mit einem Betreiber abgestimmter Verbrauch von Dieselmotorkraftstoff im Bereich von 2 kg/t und ein Stromverbrauch von 5 kWh/t angenommen.

Als Gutschrift ist der ökologische Wert des erzeugten Produktes zu bilanzieren. Nun stellt die erzeugte Erde kein knappes Gut dar. Für die Rekultivierung der Deponieoberfläche könnte sie z.B. auch dem örtlichen Bodenmarkt entnommen werden. Somit sind die mit dieser Alternativstrategie der Deponierekultivierung verbundenen ökologischen Auswirkungen zu bilanzieren. Für die Gewinnung des Bodens ist konservativ von einem Dieselmotorkraftstoffverbrauch (und den damit verbundenen Emissionen) von 0,5 kg/t auszugehen. Für den Antransport zur Deponie wird wiederum pessimistisch eine Transportentfernung von 50 km und ein Transport per Sattelaufleger (28 t/Fahrzeug, eine Strecke) angenommen. Das Verhältnis Abfallinput zu erzeugter Erde wird für die Klärschlammvererdung mit 1 : 0,85 und für die Restmüllvererdung mit 1 : 0,50 angesetzt.

Mit Betreibern von Vererdungsanlagen wurde intensiv diskutiert, welche anderen weiteren Gutschriften man dem erzeugten Produkt zurechnen könnte. Im Kern ist mit dieser Frage der objektive Nutzen des Verfahrens angesprochen. Dieser Aspekt wird daher ebenfalls in der Sensitivitätsbetrachtung näher betrachtet. Die Möglichkeiten (und Berechtigung) weiterer Gutschriften wird daher im Rahmen einer Sensitivitätsbetrachtung untersucht.

6.2.3 Wirkungsbilanz und Bewertung

Tabelle 16 zeigt die erhaltenen bilanzierten Berechnungsergebnisse für die betrachteten Vererdungsverfahren.

Tabelle 16: Ergebnisse der bilanzierten Berechnungen für das betrachtete Vererdungsverfahren, nach Wirkungen aggregiert (Bezugseinheit 1 t Klärschlamm bzw. Restmüll)

Kategorie	Restmüll- vererdung	Klärschlamm- vererdung	Einheit
Kumulierte Primärenergie	-5,98 E+03	1,46 E+02	MJ/t
Humantoxizität / carcinogene Stoffe	5,74 E+07	1,93 E+08	m ³ /t
Humantoxizität / toxische Schwermetalle	-6,53 E+07	4,13 E+07	m ³ /t
Sommersmogbildungspotenzial (POCP)	5,42 E+05	2,21 E+05	mg Ethylen-Äq./t
Treibhauspotenzial (GWP)	-2,14 E+08	1,53 E+08	mg CO ₂ -Äq./t
Versauerungspotenzial	-2,48 E+05	1,18 E+06	mg SO ₂ -Äq./t
Eutrophierungspotenzial	6,77 E+04	1,89 E+05	mg PO ₄ -Äq./t

Der Vergleich von Tabelle 16 mit Tabelle 12 zeigt, dass für die Klärschlammvererdung die Emissionen der Abfallbehandlung selbst den dominierenden Einfluss für das Bilanzergebnis darstellt. Die Gut- und Lastschriften halten sich in etwa die Waage; daher liegen die Zahlenwerte in Tabelle 16 und die in Tabelle 12 auch sehr nahe beieinander, was für die ökologische Bewertung eines abfallwirtschaftlichen Behandlungsverfahrens eher ungewöhnlich ist. Von besonderer Bedeutung ist, dass die Gutschriften für das Behandlungsergebnis (Erde) sehr niedrig ausfallen.

Im Falle der Restmüllvererdung ergeben sich für die meisten der betrachteten Kategorien negative Zahlenwerte, also deutlich günstigere Bilanzergebnisse (Umweltentlastungen). Dies rührt nicht aus etwaigen günstigeren Bilanzergebnissen des Restmüllvererdungsverfahrens selbst her. Hier ergeben sich kaum Unterschiede in der Bilanzstruktur gegenüber der Klärschlammvererdung. Die Ergebnisse erklären sich vielmehr über die vor der Vererdung abzutrennende hochkalorische Fraktion und deren Verwertung in einer thermischen Anlage (hier Lenzing).

Neben der Untersuchung der Relation der Gut- und Lastschriften in der Bilanz ist es für die Bewertung auch hilfreich, das Bilanzergebnis als solches zu bewerten. Hierfür wird im Allgemeinen auf sog. Referenzszenarien zurückgegriffen. So könnten die zur Vererdung eingesetzten Klärschlämme alternativ einer thermischen Entsorgung zugeführt werden. Beispielsweise wird der Klärschlamm aus der Wiener Hauptkläranlage in Wirbelschicht-Verbrennungsanlagen (EBS) entsorgt. Diese Anlagen sind mit hochwertigen Rauchgasreinigungstechniken ausgerüstet. Die Überschussenergie aus der Verbrennung wird mittels Kraft-Wärme-Kopplung ins Strom- und Fernwärmenetz eingespeist. Die Fernwärme wird im Rahmen der Grundlastversorgung Wiens ganzjährig abgesetzt.

Die Berechnungen für dieses Referenzszenario wurden auf der Basis der vorhandenen Überwachungsergebnisse und Betriebsdaten der Wiener Anlagen durchgeführt (TIKOVSKY 2000). Unter Abzug der Stützfeuerung und sonstiger Energieverbräuche verbleibt je t Klärschlamm (36 % TS) ein Netto-Energieüberschuss von 98 kWh Strom und 2.500 MJ Wärme. Hieraus errechnen sich entsprechende Gutschriften.

Als Referenzszenario für die Restmüllvererdung bietet sich alternativ die Entsorgung über eine mechanisch-biologische Vorbehandlungsanlage an. In dieser Studie wird unter dem Referenzszenario eine mechanisch-biologische Vorbehandlungsanlage herangezogen, die die Vorgaben der österreichischen DeponieVO bereits erfüllt. Für diese Anlage ist daher für die Deponiefraktion ein oberer Heizwert von 6.000 MJ/t TS einzuhalten. Weiters werden die biologischen Prozesse in eingehausten Systemen durchgeführt und die entstehende Abluft gefasst und effektiv gereinigt. Diese Anlagen sind gegenwärtig erst in der Planung, als Pilotanlage vorhanden (Kufstein) oder im Bau. Daher kann für diese Betrachtung noch auf keine großtechnische Anlage zurückgegriffen werden. Es werden daher Daten aus einer anderen Untersuchung verwendet, wo die Ökobilanzierung einer modernen mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlage im Detail durchgeführt wurde (LAHL, ZESCHMAR-LAHL, ANGERER 2000).

Tabelle 17 zeigt die Bilanzergebnisse für die Referenzszenarien.

Insgesamt zeigt diese Betrachtung (Tabelle 17 vergl. mit Tabelle 16), dass es gängige Referenzszenarien gibt, die zu deutlich günstigeren Ergebnissen führen, als Restmüll- und Klärschlammvererdung.

Tabelle 17: Ergebnisse der bilanzierten Berechnungen für die Klärschlammverbrennung in der EBS und der Restmüllbehandlung in einer modernen mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlage (in der Tabelle kurz MBA), nach Wirkungskategorien aggregiert)

Kategorie	Restmüll-MBA	Klärschlamm-verbrennung	Einheit
Kumulierte Primärenergie	-7.190	-3.976	MJ/t (FS)
Humantoxizität / carcinogene Stoffe	-1,62E+08	-1,61E+07	m ³ /t (FS)
Humantoxizität / toxische Schwermetalle	-1,20E+08	-3,82E+06	m ³ /t (FS)
Sommersmogbildungspotenzial (POCP)	-7,84E+04	-5,27E+04	mg Ethylen-Äq./t (FS)
Treibhauspotenzial (GWP)	-3,66E+08	-3,32E+08	mg CO ₂ -Äq./t (FS)
Versauerungspotenzial	-9,87E+05	-3,63E+05	mg SO ₂ -Äq./t (FS)
Eutrophierungspotenzial	-2,93E+04	-2,53E+03	mg PO ₄ -Äq./t (FS)

6.2.4 Sensitivitätsbetrachtung

Von Bedeutung für die Sensitivitätsbetrachtung sind zwei Einflussgrößen:

- Welche Lastschriften werden für die sonstigen benötigten Einsatzstoffe angesetzt?
- Welche weiteren / verbesserten Gutschriften lassen sich für die erzeugten Erden finden?

6.2.4.1 Einsatzstoffe

Folgt man den Angaben eines Betreibers einer Klärschlammvererdungsanlage, so liegt der Mengenanteil der sonstigen Einsatzstoffe wie Sand, Schluff, Ton, Lehm im Bereich von 60 bis 75 %, je nach eingesetzten organischen Abfallstoffen.

Sollte es sich hierbei ganz oder anteilig um Materialien handeln, die einen alternativen Marktwert aufweisen würden, so wären selbige als Lastschrift zu quantifizieren.

Handelte es sich um Einsatzstoffe, die als minderwertige Massenprodukte anzusehen sind, wie Gesteine, Sande etc., so wäre hier lediglich der Aufwand zu bilanzieren, der anfällt, um das Produkt der Lagerstätte zu entnehmen. Werden höherwertige Produkte eingesetzt (Faserholz, Kalk o.a.), so fallen die ökologischen Rucksäcke deutlich höher aus, weil die Ressourcenverbräuche und Emissionen in Folge der Aufarbeitungsprozesse für diese Einsatzstoffe einzurechnen sind. So würde die Zugabe derartiger Stoffe (z.B. CaO) im Bereich mehrerer Prozent das Ergebnis der Bilanzberechnung stark beeinflussen (verschlechtern, für einzelne Kategorien). Dies gilt nicht für den Einsatz von minderwertigen Massenprodukten.

Tabelle 18 zeigt eine Maximalabschätzung für den Zusatz von 75 % Sand. Man erkennt, dass das Bilanzergebnis in der zweiten Stelle nach dem Komma vom Zahlenwert her sich erhöht (leichte Zunahme der Umweltbelastung durch Lastschrift) die Bilanzergebnisse aber insgesamt stabil bleiben würden. Daher ist das Abschneiden bezüglich des Effektes „Einsatzstoffe“ berechtigt gewesen.

Tabelle 18: Sensitivitätsbetrachtung für das Einbeziehen von Einsatzstoffen; Bezugseinheit ist 1 t Klärschlamminput in die Vererdungsanlage

Kategorie	Bilanzergebnis ohne Einsatzstoffe (vergl. Tabelle 16)	Lastschrift 75 % Sand	Bilanzergebnis mit Einsatzstoffen	Einheit
Treibhauseffekt	1,53 E+06	5,0 E+06	1,58 E+06	mg CO ₂ -Äq./t
Versauerungspotenzial	1,18 E+06	3,6 E+04	1,22 E+06	mg SO ₂ -Äq./t

6.2.4.2 Weitere Gutschriften für die erzeugte Erde

In Bewertungsansätzen der letzten Jahre wurde das Deponieren von Kohlenstoffverbindungen (nach erfolgter mechanisch-biologischer Behandlung) als Gutschrift (für die Kategorie Treibhauspotenzial) angesetzt (ÖKO-INSTITUT 1997; WALLMANN 1999). In Analogie zu diesen Studien könnte auch für die Vererdung der im Produkt gebundene Kohlenstoff als auf lange Sicht der Atmosphäre entzogen angesehen werden.

Dieser Ansatz wäre, wenn von einer dauerhaften Persistenz der organischen Stoffe auszugehen wäre, zutreffend. Dies scheint im vorliegenden Fall zweifelhaft, da die als Huminstoffe und sonstige bodenbildende Moleküle vorhandenen Kohlenstoffverbindungen einem stetigen Um- und Abbau unterliegen. Von einer dauerhaften Persistenz des im Vererdungsprodukt gebundenen Kohlenstoffs kann daher nicht ausgegangen werden.

Dennoch soll im Folgenden der Effekt einer derartigen Gutschrift abgeschätzt werden: Es stellt sicherlich eine optimistische Abschätzung dar, dass über einen Betrachtungszeitraum von 50 Jahren 30 kg C je t Abfallinput in der Bodenmatrix gebunden bleibt (vergl. Tabelle 9). Dies würde der Persistenz von rund einem Drittel des im Vererdungsprodukt enthaltenen Kohlenstoffs über diesen Betrachtungszeitraum entsprechen. Aus dieser Annahme würde eine Gutschrift von 1,1 E+08 CO₂-Äq./t Input resultieren, was das Bilanzergebnis für die Kategorie Treibhauseffekt in Tabelle 16 deutlich verändern würde, wie Tabelle 19 zeigt. Es würde sich zwar weiterhin ein positives Gesamtergebnis einstellen, das als Umweltbelastung einzustufen wäre. Dieses Ergebnis wäre aber deutlich niedriger als ohne Berücksichtigung der genannten Gutschrift. Daher ist zu untersuchen, ob eine derartige Gutschrift ökologisch gerechtfertigt ist.

Tabelle 19: Sensitivitätsbetrachtung zum Effekt der Kohlenstofffixierung im Rahmen der Klärschlammvererdung

Kategorie	Bilanzergebnis ohne Gutschrift (vergl. Tabelle 16)	Gutschrift für im Boden fixierten Kohlenstoff	Bilanzergebnis mit Gutschrift	Einheit
Treibhauseffekt	1,53 E+08	1,1 E+08	4,3 E+07	mg CO ₂ -Äq./t

Da – der bisherigen Konvention folgend – der nicht-fossile Kohlenstoff aus den Bilanzen zur Berechnung des Treibhauspotenzials ausgenommen wird, ist der obige Zahlenwert auf den fossilen Kohlenstoffanteil zu reduzieren. Die eingesetzten Abfallstoffe im Falle der Klärschlammvererdung setzen sich im Wesentlichen aus nicht-fossilen Kohlenstoffträgern zusammen (Klärschlamm, Friedhofsabfälle, Holzschnitzel). Der fossile Anteil dürfte sicherlich im Bereich von wenigen Prozent liegen. Dies bedeutet, dass eine Gutschrift für in der Bodenmatrix gebundenen Kohlenstoff keine Ergebnisrelevanz hätte.

Es bleibt die kritische Auseinandersetzung mit der genannten Konvention für nicht-fossilen Kohlenstoff. Sie beruht auf dem Grundsatz, dass ohne das Verbrennen von fossilen Energieträgern (und das Freisetzen zusätzlicher sonstiger Klimagase) das Weltklima nicht gefährdet wäre.

Somit wäre weder der bei einer abfallwirtschaftlichen Maßnahme freigesetzte noch der im Produkt gebundene nicht-fossile Kohlenstoff zu berücksichtigen. Dies war auch der Grund, weshalb der während der Rottephase als CO₂ freigesetzte Kohlenstoff in die Bilanzergebnisse von Tabelle 16 nicht eingeflossen ist. Würde man die fixierten nicht-fossilen Kohlenstoffmengen dennoch einbeziehen (als Gutschrift), so müsste man, um gleiche Randbedingungen der Berechnungen sicherzustellen, auch die CO₂-Emissionen aus der Rotte einbeziehen (als Lastschrift). Selbige liegen aber insgesamt bei rund 6,2 E+08 mg CO₂-Äq./t und würden damit die Gutschriften aus der Kohlenstofffixierung überkompensieren, sodass sich das Bilanzergebnis gegenüber den Werten der Tabelle 16 verschlechtern würde.

Daher kann auch bezüglich des hier betrachteten Effekts das Bilanzergebnis als stimmig eingestuft werden.

Unter dem Aspekt Gutschriften für das erzeugte Produkt wäre abschließend zu betrachten, ob der in der erzeugten Erde enthaltene Pflanzennährstoff eine Ergebnisrelevanz besitzt. Es ist zunächst unzweifelhaft, dass die erzeugten Erden Pflanzennährstoffe wie Phosphor- oder Stickstoffverbindungen enthalten. Der überwiegende Teil dieser Verbindungen ist pflanzenverfügbar und wird daher eine düngende Wirkung entfalten. Einsparungen an Minerladünger kann also gegeben sein. Selbiges ergibt dann über den Substitutionseffekt eine rechnerische Gutschrift (der Rucksäcke der eingesparten Düngemittelmengen).

Es ist aber die Frage zu untersuchen, ob diese Gutschrift für die hier in Rede stehenden Vererdungsverfahren berechtigt ist. So werden die erzeugten Erden nicht im Landbau, sondern für die Rekultivierung von Deponien eingesetzt. Es erscheint zweifelhaft, ob im Falle der alternativen Verwendung von ortstypischen gewachsenen Böden als Rekultivierungsschicht von Deponien ein Bedarf an Kunstdünger für die Anpflanzung ortsüblicher Vegetation gegeben ist.

Die folgende Tabelle enthält exemplarisch für die Kategorie Treibhauseffekt eine Berechnung der Nährstoff-Gutschriften für Komposte, die im Pflanzenbau eingesetzt werden können.

Tabelle 20: Berechnung der Gutschriften für den Anteil verfügbarer Pflanzennährstoffe in Komposten (RÖSCH 1996)

	N in kg/t Kompost	P₂O₅ in kg/t Kompost	K₂O in kg/t Kompost	MgO in kg/t Kompost	CaO in kg/t Kompost	Gutschrift Treibhauseffekt in mg CO ₂ - Äq./t Kompost
Pflanzenkompost	7,2	3,0	2,8	8,5	5,4	7,00 E + 06
Bioabfallkompost	10	8,2	8,2	5,6	4,1	1,20 E + 07

Es kann davon ausgegangen werden, dass die Vererdungsprodukte aus dem Restmüll unterhalb der Werte für Bioabfallkomposten liegen. Für Erden aus Klärschlamm dürften die Gehalte an Pflanzennährstoffen (auf die t Klärschlamminput bezogen, ohne Verdünnung mit den genannten Zuschlagsstoffen) eher oberhalb der Werte für Bioabfallkomposte liegen – aber insgesamt in dem oben dargestellten Bereich.

Der Vergleich mit den Bilanzergebnissen der Tabelle 16 macht deutlich, dass bei hohen Nährstoffgehalten durchaus eine Veränderung des Bilanzergebnisses „nach dem Komma“

hervorgerufen werden kann. Im Falle der hier betrachteten Verfahren hat dies aber nur eine geringfügige Auswirkung auf das Gesamtergebnis, auch wenn die Gutschrift für den Pflanzennährstoffgehalt höher ausfällt als die eigentliche Bodengutschrift (für die Kategorie Treibhauseffekt). Dennoch ist dieser Effekt für andere ökobilanzielle Fragestellungen, die bei der Biomassenutzung in der Landwirtschaft von Bedeutung sind, von größerer Relevanz.

6.3 Fazit

Die folgende Abbildung zeigt das Ergebnis der ökologischen Bewertung der Klärschlammvererdung für die Wirkungskategorie Treibhauspotenzial. Der große Pfeil gibt die lokalen Emissionen für die jeweilige Wirkungskategorie wieder. Aufgrund des niedrigen Technisierungsstandards fallen weitere Lastschriften sehr gering aus (kleinere Pfeile Lastschriften). Aber auch die Gutschriften fallen sehr niedrig aus (kleiner Pfeil in entgegengesetzter Richtung), sodass das Gesamtergebnis der Bilanz zahlenmäßig der lokalen Umweltbelastung nahe kommt und auch in der Bilanz eine hohe Umweltbelastung darstellt.

Die Ergebnisse für die anderen Wirkungskategorien stellen sich vergleichbar dar.

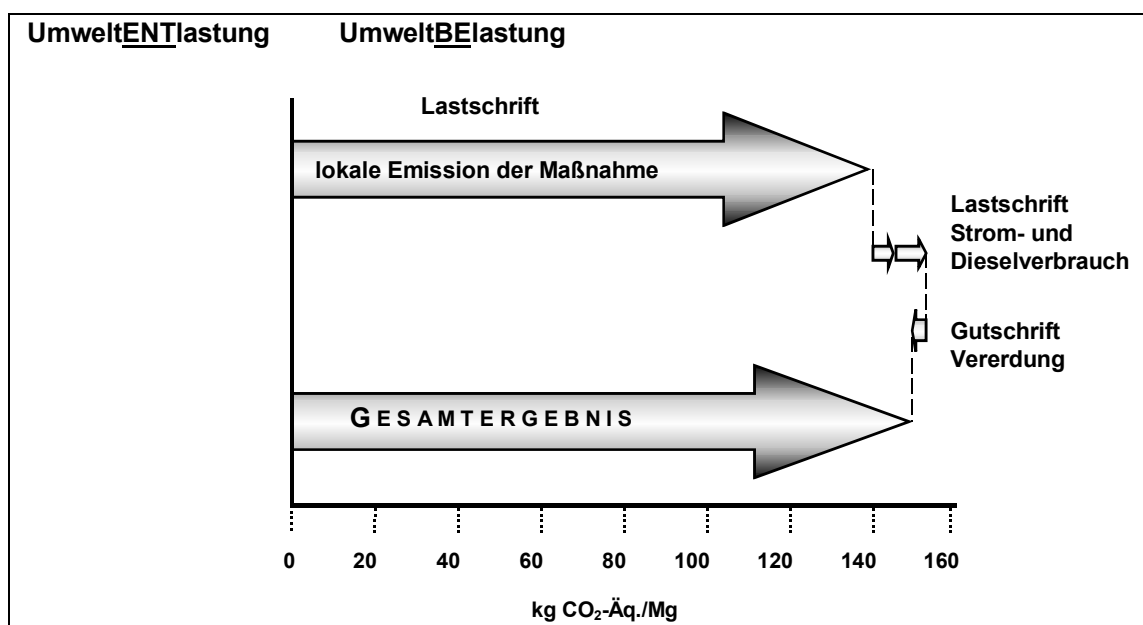


Abbildung 13: Ergebnis der bilanzierten Bewertung des Klärschlammvererdungsverfahrens für die Wirkungskategorie Treibhauspotenzial (in die Berechnung eingeflossene Treibhausgase: NMOVC, CH₄, N₂O)

Man erkennt insgesamt, dass die betrachteten Vererdungsverfahren mit höheren lokalen Emissionen verbunden sind. Ökobilanzielle Gutschriften konnten in diesem ersten Versuch der ökobilanziellen Bewertung nur in einem geringen Ausmaß definiert und einbezogen werden.

Wie bereits am Beginn dieses Kapitels erwähnt, handelt es sich hierbei um einen ersten Versuch einer ökologischen Bewertung. Die durchgeführten Berechnungen zeigen, dass Entsorgungsalternativen vorhanden sind, die bei niedrigen lokalen Emissionen über eine Energieauskopplung die Bereitstellung stofflich verwertbarer Abfallbestandteile einen zweifelsfreien ökologischen Nutzen aufweisen. Dies wird am

Beispiel des Referenzszenarios der Klärschlammverbrennung in der Wiener EBS-Anlage und der modellierten Restmüllentsorgung in einer modernen mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlage gezeigt. Die grundsätzlichen Bedenken zur Vererdung von potenziell schadstoffbelastet Abfällen (siehe Kapitel 4) werden durch diese ökologische Bewertung bestärkt.

7 KRITISCHE ANMERKUNGEN ZUR GEGENWÄRTIGEN VERERDUNGSPRAXIS

7.1 Produktdesign und Verdünnung von Schadstoffen

Bei der Herstellung von Erden aus Abfällen werden vielfach natürlich gewachsene Böden zum Vorbild genommen und es wird eine Rezeptur aus höher und geringer belasteten Abfällen und Rohstoffen erstellt, um die erwünschte Erde zu erhalten. Dadurch werden unbelastete Einsatzstoffe oder gering belastete Abfälle mit Schadstoffen erstmals oder stärker belastet werden. Aufgrund der erforderlichen Vermischung von Abfällen mit anderen oder Rohstoffen besteht zusätzlich die Gefahr, dass stark belastete Abfälle über ein großzügiges Mischungsverhältnis im Endprodukt „Erde aus Abfall“ untergebracht werden.

Besondere Bedeutung kommt dabei den Schwermetallkonzentrationen zu. Diese werden offenbar bei den derzeitigen Vererdungsmethoden nur durch Verdünnung reduziert. Für die Proponenten der Vererdung ist diese Verdünnung ein „natürlicher“ und für die Herstellung von Erden ein geradezu notwendiger Prozess. So wird in Firmeninformationen zum Vererdungsverfahren nach Husz auf die Schwermetallproblematik wie folgt eingegangen:

„Schwermetalle sind teilweise von lebensnotwendiger Funktion im Stoffwechsel der Biosysteme, deren Fehlen zu Mangelerscheinungen, Überschuss zu Vergiftungen führt. Einige Schwermetalle haben jedoch keine eindeutige Lebensfunktion und wirken nur störend und giftig. Solche Problemschwermetalle können zum Großteil abgetrennt werden.“

Eine Abtrennung problematischer Schwermetalle und die Steuerung des Verbleibs „nützlicher“ Schwermetalle als Spurenelemente in der erzeugten Erde ist aufgrund der den Autoren zur Verfügung gestellten Unterlagen derzeit nicht nachvollziehbar. In einem persönlichen Gespräch erklärte Prof. Husz, dass Pb und Cd durchaus problematisch seien, in der von ihm produzierten Erde durch die Auswahl geeigneter Einsatzabfälle und Rohstoffe aber streng limitiert würden und demnach nur in sehr geringen Konzentrationen vorkommen würden.

Die Fa. Ökokeram schreibt in einer Broschüre zur Schwermetallproblematik folgendes:

„Infolge der Mischung des Kommunalschlammes mit den beschriebenen funktionellen Komponenten ist die ursprüngliche Schwermetallbelastung im Klärschlamm letztendlich im Produkt Biokeram zu einer positiven Spurenelementgabe geworden. Als Beispiel seien hier nur die Elemente Blei und Quecksilber genannt.“

Diese Metalle sind allerdings als toxische Elemente einzustufen, die keine Bedeutung im Pflanzenstoffwechsel haben. Blei und Quecksilber sind allgemein anerkannte toxische Schadstoffe, sodass nicht nachvollziehbar ist, weshalb sie als positive Spurenelemente angesehen werden können.

In einer Informationsbroschüre der Fa. Komptech findet sich zum Thema Schwermetalle folgendes:

„Das Vorhandensein verschiedener Schwermetalle ist Voraussetzung für ein gesundes Pflanzenwachstum.“

Als Beispiele werden die Funktionen von Kupfer, Mangan und Zink beschrieben. Auf die Schwermetalle Blei, Cadmium und Quecksilber wird aber nicht eingegangen.

FORSTINGER (1997) geht in ihrer Dissertation zum Thema „Vererdung von Reststoffen in der Papierindustrie“ auf das Problem der Schwermetalle folgendermaßen ein:

„Die Metalle Zink und Blei lagen von Anfang an in einem problemlosen Bereich, ebenso die anderen Schwermetalle. Lediglich Kupfer erreichte und überschritt knapp die Bodengrenz- bzw. Empfehlungswerte bis 6.5.1992. Im Zuge der Zuschlagstoffzugabe wurde auch dies

korrigiert und erreichte bis 12.5. Werte, welche unterhalb der Höchstgrenzen (Gesamtgehalte) für Böden, berechnet auf Basis Trockensubstanz, lagen."

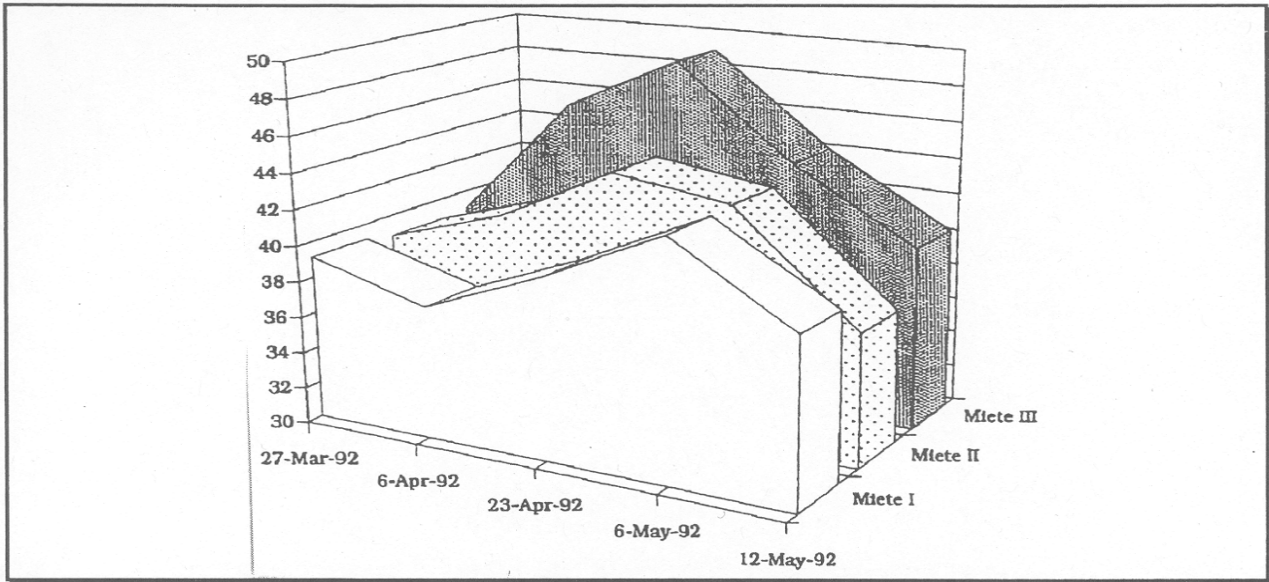


Abbildung 14: Pb gesamt in mg/kg TS (FORSTINGER, 1997)

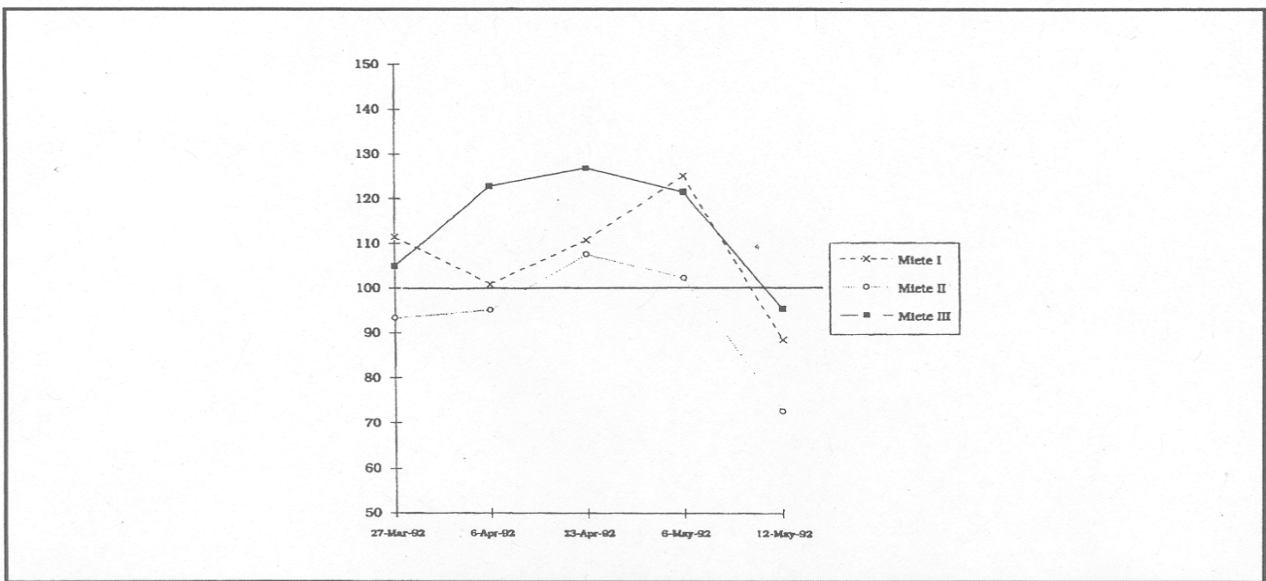


Abbildung 15: Cu gesamt in mg/kg TS (FORSTINGER, 1997)

Abbildung 14 und Abbildung 15 zeigen gut, dass die Pb- bzw. Cu-Gehalte mit Zugabe der Zuschlagstoffe am 6. Mai deutlich absinken. Die Zu- und Abnahme der Schwermetallgehalte in der Zeit von 27. März bis zum 6. Mai dokumentiert sehr gut die Schwierigkeit einer repräsentativen Probenahme, denn eigentlich sollten die Schwermetallgehalte stetig ansteigen, weil organische Substanz im Verlauf der Rotte bei gleichbleibender Schwermetallmenge abgebaut wird.

ansteigen, weil organische Substanz im Verlauf der Rotte bei gleichbleibender Schwermetallmenge abgebaut wird.

Wie aus der Stellungnahme des *Wissenschaftlichen Rates für Abfallwirtschaft und Altlastensanierung* und aus etlichen Stellungnahmen zum Entwurf dieses Positionspapiers ersichtlich (DEHOUST 1999, BURSCH 1999, HUTER 1999, RECHBERGER & BRUNNER 1999), herrscht große Besorgnis, dass durch vermehrte Anwendung von Vererdungsverfahren, bei denen durch ökologisch unakzeptable Vermischungen von belasteten mit gering verunreinigten Abfällen Materialien erhalten werden, die sodann nicht mehr deponiert werden müssen, sondern „verwertet“ werden können, die Ziele und Grundsätze einer modernen Abfallwirtschaft unterlaufen werden.

Die Fortschritte der österreichischen Abfallwirtschaft gründen sich u.a. auf das Vorsorgeprinzip. Demnach sollen nur solche Stoffe zurückbleiben, deren Ablagerung kein Gefährdungspotenzial für nachfolgende Generationen darstellt. Abfallwirtschaftspolitische Zielsetzung muss es daher sein, jeden Abfall der bestgeeigneten Behandlung zu unterziehen, d.h. Materialströme im Sinne einer nachhaltigen Wirtschaftsweise, soweit dies ökologisch sinnvoll ist, zu verwerten und so effizient wie möglich durch Schließen von Kreisläufen zu nutzen, andernfalls Schadstoffe zu isolieren, konzentrieren und in eine umweltgerechte Senke zu bringen. Es existieren heute abfallwirtschaftliche Verfahren, die dank hoher Technologie und nicht geringen Kosten nur mehr minimale Stoffflüsse in die Umwelt zur Folge haben. Es muss daher jedenfalls verhindert werden, dass Abfälle mit relevanten Schadstoffgehalten über den Umweg der Vererdung einer Verwertung zugänglich gemacht werden und die Schadstoffe somit in der Umwelt verteilt werden.

7.2 Emissionsminderungsmaßnahmen

Den Autoren sind keine umfassenden und exakten Abluft- und Abwassermessung bei Vererdungsanlagen bekannt. Werden bei der Vererdung klassische Abfälle der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung, wie Restmüll und Klärschlamm, eingesetzt, so ist nach Ansicht der Autoren mit Emissionen zu rechnen, wie sie bei mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen auftreten. Studien (ANGERER & REISENHOFER, 1999; CUHLS & DOEDENS, 1999; CUHLS & DOEDENS, 1998a; CUHLS & DOEDENS, 1998b; CUHLS et al, 1998a; CUHLS et al, 1998b; CUHLS et al, 1997a; CUHLS et al., 1997b; HÄUSLER & ANGERER, 1999; HÄUSLER & ANGERER, 1998; LAHL et al, 1998; UBA Berlin, 1999) auf dem Gebiet der mechanisch-biologischen Restmüllbehandlung haben gezeigt, dass eine Ablufterfassung und -behandlung zweifelsohne notwendig ist, besonders in den ersten Wochen der Hauptrotte. Daher sind auch an Vererdungsanlagen, die ebenso wie mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen Restmüll, Klärschlamm und ähnlich belastete Abfälle behandeln, dieselben Anforderungen zu stellen.

7.2.1 Abschätzung der Abluft bei der Vererdung von Restmüll und restmüllähnlichen Abfällen

Bei biologischen Abfallbehandlungsverfahren standen lange Zeit nur Geruchsemissionen und –issionen im Vordergrund. Nunmehr werden auch die Emissionen von organischen Luftschadstoffen untersucht.

Die derzeit praktizierten Verfahren zur Vererdung verfügen über keine Abluftbehandlung. Lediglich das Zwischenlager des Biokeramverfahrens verfügt über einen Biofilter. Die

Geruchsprobleme am Langen Feld wurden durch die Abdeckung mit Holzschnitzeln in der Höhe von einigen Zentimetern verringert. Detaillierte Emissionsmessungen wurden bei den derzeit praktizierten Vererdungsverfahren nicht durchgeführt.

Die Emissionen von Vererdungsanlagen können derzeit nur über Emissionsmessungen bei mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlagen abgeschätzt werden. Dies erscheint dann zulässig, wenn vergleichbare Abfälle behandelt werden.

Die Zusammensetzung der Rotteabluft aus mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlagen wurde bereits vielfach untersucht. Untersuchungen von CUHLS & DOEDENS (1999) haben gezeigt, dass sich weit über 300 Einzelsubstanzen in der Rotteabluft von mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlagen befinden. Bei den organischen Abluftkomponenten handelt es sich sowohl um klassische Umweltchemikalien, als auch um Metabolite, die als Zwischenprodukte des biologischen Abbaus in die Abluft ausgetragen werden können. Der überwiegende Anteil an der charakteristischen Gesamtfracht an organischen Stoffen resultiert aus den Paraffinkohlenwasserstoffen (Alkane), den Alkylbenzolen (Aromaten) und den Alkylalkoholen. Daneben sind Terpene und einzelne Aldehyde, Ketone, Ester und organische Säuren von Bedeutung.

Bei der Bewertung der Abluftemissionen von mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlagen zeichnet sich ab, dass auf organische Stoffe ein besonderes Augenmerk zu legen ist. Unter den organischen Abluftbestandteilen von mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlagen findet man **krebserzeugende Stoffe** wie Benzol, 1,2-Dichlorethan und Trichlorethen sowie Stoffe mit begründetem **Verdacht auf krebserzeugendes Potenzial** wie Acetaldehyd, Chlormethan, Cyclohexanon, Dichlormethan, Formaldehyd, Naphthalin, Phenol, Tetrachlorethen, Tetrachlormethan und Trichlormethan (CUHLS & DOEDENS, 1998a).

Das Umweltbundesamt hat an drei österreichischen mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlagen Abluftmessungen durchgeführt. Ein Überblick über das Schadstoffinventar der Abluft (Rohluft, Reinluft nur in Kufstein) ist in drei Berichten des UBA dargestellt (HÄUSLER, ANGERER 1999; ANGERER, REISENHOFER 1999; HÄUSLER, ANGERER 1998).

Eine Auswahl von Parametern in Bezug auf die oben angeführten Messungen des UBA ist in Tabelle 21 bis Tabelle 23 dargestellt. Bei der Bewertung der Messergebnisse ist zu berücksichtigen, dass die angegebenen Konzentrationen in den Tabellen nicht auf einheitliche CO₂- bzw. O₂- Konzentrationen bezogen wurden.

Tabelle 21: VOC in mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlagen (HÄUSLER, ANGERER 1999; ANGERER, REISENHOFER 1999; HÄUSLER, ANGERER 1998)

VOC					
Parameter	Allerheiligen (Tunnelabluft, Frühjahrsprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Winterprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Sommerprobe)	Siggerwiesen (Hallenabluft; Winterprobe)	Kufstein (Abluft- Rottemodul, Sommerprobe)
Alkane					
Cyclohexan [mg/Nm ³]	0,04 – 0,06	1,6 – 2,6	2,1 – 2,3	0,3	0,2 – 0,23
[g/h]	0,7 – 1,1	16,2 – 25,9	12,3 – 13,6	3,7 – 4,4	0,2 – 0,24
[g/t _{Abfall}]	0,3 – 0,4	1,2 – 1,9	1,0 – 1,1	0,3 – 0,4	1,04 – 1,23
n-Heptan [mg/Nm ³]	0,03 – 0,07	1,4 – 2,5	2,6 – 3,0	0,3	0,16 – 0,23
[g/h]	0,6 – 1,3	14,1 – 25,0	15,6 – 18,3	3,7 – 4,2	0,16 – 0,24
[g/t _{Abfall}]	0,2 – 0,5	1,0 – 1,8	1,2 – 1,5	0,3 – 0,4	0,83 – 1,23
n-Oktan [mg/Nm ³]	0,04 – 0,06	3,6 – 4,3	1,9 – 2,1	0,2 – 0,3	0,12 – 0,21
[g/h]	0,7 – 1,1	37,6 – 43,0	11,4 – 12,9	3,0 – 3,8	0,12 – 0,21
[g/t _{Abfall}]	0,3 – 0,4	2,7 – 3,0	0,9 – 1,0	0,3	0,62 – 1,1
n-Nonan [mg/Nm ³]	0,1	8,9 – 11,4	10,4 – 11,1	0,8 – 1,1	0,39 – 0,42
[g/h]	1,8 – 2,6	88,0 – 116	62,7 – 66,7	10,8 – 14,3	0,39 – 0,43
[g/t _{Abfall}]	0,7 – 1,0	6,3 – 8,3	5,0 – 5,3	0,9 – 1,2	2,02 – 2,25
n-Dekan [mg/Nm ³]	0,4 – 0,5	3,3 – 4,0	17,7 – 18,6	1,9 – 2,5	0,8 – 1,04
[g/h]	6,8 – 9,3	32,6 – 41,5	108 – 112	26,9 – 32,6	0,82 – 1,04
[g/t _{Abfall}]	2,6 – 3,6	2,3 – 3,0	8,6 – 8,9	2,4 – 2,9	4,29 – 5,4
n-Undekan [mg/Nm ³]	0,5	0,7 – 0,8	10,5 – 14,1	2,6 – 3,5	0,8 – 1,17
[g/h]	9,0 – 9,4	6,4 – 7,9	66,0 – 83,5	37,9 – 47,5	0,82 – 1,16
[g/t _{Abfall}]	3,5 – 3,6	0,5 – 0,6	5,2 – 66	3,3 – 4,2	4,29 – 6,07
n-Dodekan [mg/Nm ³]	0,2	0,2	2,6 – 4,9	1,9 – 2,2	0,29 – 0,42
[g/h]	2,9 – 3,3	1,6 – 2,0	16,3 – 29,2	27,2 – 29,3	0,3 – 0,42
[g/t _{Abfall}]	1,1 – 1,3	0,1	1,3 – 2,3	2,4 – 2,6	1,55 – 2,18
Terpene					
Campher [mg/Nm ³]	1,1	n.n.	0,3 – 1,2	0,4 – 0,5	0,35 – 0,63
[g/h]	20,4 – 20,9	n.n.	1,8 – 6,9	5,2 – 5,9	0,36 – 0,64
[g/t _{Abfall}]	7,8 – 8,0	n.n.	0,1 – 0,5	0,5	1,88 – 3,31
α-Pinen [mg/Nm ³]	1,1 – 1,2	7,6 – 9,1	8,8 – 9,7	1,8 – 2,3	0,86 – 1,02
[g/h]	19,1 – 21,5	74,4 – 92,2	55,3 – 58,4	24,4 – 29,9	0,88 – 1,02
[g/t _{Abfall}]	7,3 – 8,3	5,3 – 6,6	4,4 – 4,6	2,1 – 2,6	4,61 – 5,29

β-Pinen [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	1,2 – 1,4 22,4 – 25,2 8,6 – 9,7	1,9 – 2,8 18,6 – 28,2 1,3 – 2,0	10,1 – 11,6 63,8 – 68,6 5,1 – 5,4	1,2 – 1,7 17,6 – 22,1 1,5 – 1,9	1,03 – 1,33 1,06 – 1,32 5,52 – 6,9
Limonen [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	17,7 – 18,5 327 – 338 125 – 130	28,2 – 36,4 278 – 380 19,9 – 27,2	56,7 – 62,1 336 – 392 26,6 – 31,1	30,8 – 41,9 443 – 571 38,8 – 50,0	10,9 – 13,5 11,2 – 13,5 58,3 – 70
<i>Aromaten</i>					
Benzol [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,02 – 0,04 0,4 – 0,7 0,1 – 0,3	0,2 – 0,3 2,4 – 3,0 0,2	0,6 3,7 – 3,9 0,3	0,3 – 0,4 4,4 – 4,8 0,4	< 0,12 - -
Toluol [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,2 – 0,3 3,5 – 4,7 1,3 – 1,8	6,5 – 7,1 65,5 – 70,2 4,7 – 5,0	14,9 – 16,9 88,1 – 105 7,0 – 8,3	1,7 – 2,2 23,3 – 28,7 2,0 – 2,5	0,57 – 0,58 0,57 – 0,6 2,95 – 3,12
Ethylbenzol [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,07 – 0,1 1,3 – 1,8 0,5 – 0,7	2,6 – 3,5 25,8 – 36,1 1,8 – 2,6	6,9 – 7,5 43,3 – 45,5 3,4 – 3,6	1,5 – 1,9 19,9 – 25,5 1,7 – 2,2	0,21 – 0,25 0,21 – 0,26 1,1 – 1,3
m-, p-Xylol [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,2 3,0 – 3,8 1,1 – 1,5	6,2 – 8,6 61,0 – 90,3 4,4 – 6,5	18,8 – 20,3 118 – 122 9,3 – 9,7	4,6 – 5,7 62,5 – 75,7 5,5 – 6,6	0,51 – 0,55 0,52 – 0,55 2,73 – 2,89
o-Xylol [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,06 – 0,1 1,1 – 1,8 0,4 – 0,7	1,5 – 2,2 14,5 – 23,2 1,0 – 1,7	5,3 – 6,1 33,6 – 36,3 2,7 – 2,9	1,0 – 1,3 14,3 – 16,6 1,2 – 1,5	0,2 – 0,25 0,2 – 0,26 1,04 – 1,34
Styrol [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,05 – 0,06 0,9 – 1,1 0,3 – 0,4	0,2 – 0,4 1,7 – 4,0 0,1 – 0,3	3,7 – 4,9 23,1 – 28,8 1,8 – 2,3	0,3 – 0,5 4,8 – 6,2 0,4 – 0,5	0,18 – 0,19 0,18 – 0,19 0,95 – 0,98

Tabelle 22: Acetate und Ketone in mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlagen (HÄUSLER, ANGERER 1999; ANGERER, REISENHOFER 1999; HÄUSLER, ANGERER 1998)

Acetate und Ketone					
Parameter	Allerheiligen (Tunnelabluft, Frühjahrsprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Winterprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Sommerprobe)	Siggerwiesen (Hallenabluft; Winterprobe)	Kufstein (Abluft- Rottemodul, Sommerprobe)
Acetate					
n-Butylacetat [mg/Nm ³]	< 0,01	2,1 – 2,7	2,4 – 2,6	0,5 – 1,1	0,35 – 0,36
[g/h]	< 2,2	20,9 – 26,9	15,0 – 16,6	7,1 – 15,3	0,36
[g/t _{Abfall}]	< 0,8	1,5 – 1,9	1,2 – 1,3	0,6 – 1,3	1,9
iso-Butylacetat [mg/Nm ³]	n.n.	2,1 – 2,5	1,1 – 1,3	n.n. – 0,2	n.n.
[g/h]	n.n.	20,9 – 24,5	6,9 – 8,1	n.n. – 3,0	n.n.
[g/t _{Abfall}]	n.n.	1,5 – 1,8	0,5 – 0,6	n.n. – 0,3	n.n.
tert. Butylacetat [mg/Nm ³]	< 0,1	0,5 – 0,7	1,1 – 1,2	< 0,7	n.n.
[g/h]	< 2,2	5,2 – 6,7	7,2 – 7,4	< 9,4	n.n.
[g/t _{Abfall}]	< 0,8	0,4 – 0,5	0,6	< 0,8	n.n.
Ethylacetat [mg/Nm ³]	0,4 – 1,1	4,6 – 5,6	20,0 – 21,2	1,6 – 1,9	0,68 – 0,7
[g/h]	7,4 – 19,9	45,0 – 55,0	126 – 135	20,5 – 27,9	0,7
[g/t _{Abfall}]	2,8 – 7,6	3,2 – 3,9	10,0 – 10,7	1,8 – 2,4	3,6
Ketone					
Aceton [mg/Nm ³]	4,5 – 6,4	9,7 – 14,2	51,8 – 53,8	36,8 – 45,5	27,6 – 29,9
[g/h]	79,5 – 115	95,1 – 139	330 – 340	531 – 621	27,5 – 30,8
[g/t _{Abfall}]	30,5 – 44,0	6,8 – 10,0	26,2 – 26,9	46,5 – 54,4	143,1 – 160,3
2-Butanon [mg/Nm ³]	20,8 – 27,5	1,8 – 2,8	21,4 – 22,0	22,4 – 25,3	6,6 – 7,3
[g/h]	370 – 495	18,0 – 27,5	135 – 141	319 – 346	6,6 – 7,5
[g/t _{Abfall}]	142 – 190	1,3 – 2,0	10,7 – 11,2	28,0 – 30,3	34,3 – 39
2-Hexanon [mg/Nm ³]	< 0,7	n.n. – 3,4	0,9	n.n. – 0,3	0,05 – 0,08
[g/h]	< 11,7	n.n. – 33,8	5,5 – 5,6	n.n. – 4,2	0,05 – 0,08
[g/t _{Abfall}]	< 4,5	n.n. – 2,4	0,4	n.n. – 0,4	0,27 – 0,41

Tabelle 23: NH_3 , PCDD/F und PCB in mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlagen (HÄUSLER, ANGERER 1999; ANGERER, REISENHOFER 1999; HÄUSLER, ANGERER 1998)

Parameter	Allerheiligen (Tunnelabluft, Frühjahrsprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Winterprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Sommerprobe)	Siggerwiesen (Hallenabluft; Winterprobe)	Kufstein (Abluft- Rottemodul, Sommerprobe)
NH_3 [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	-	11,5 – 21,1 118 – 216 8,5 – 15,5	-	147 – 209 2095 – 2922 183 – 256	80 – 100 83,2 – 104,7 433,3 – 545,5
TEQ PCDD/F [pgTE/Nm ³] [ngTE/h] [ngTE/t _{Abfall}]	-	0,03 – 0,07 0,2 – 0,5 0,02 – 0,04	-	0,7 – 1,2 10,1 – 17,8 0,9 – 1,6	-
TEQ PCB [ngTE/Nm ³] [µgTE/h] [µgTE/t _{Abfall}]	-	0,02 – 0,03 0,1 – 0,2 0,01	-	0,007 – 0,008 0,05 – 0,1 0,004 – 0,01	-

Eine Erfassung und Reinigung der Abluft aus Vererdungsanlagen erscheint daher unverzichtbar, wenn die behandelten Abfälle mit jenen mechanisch-biologischer Abfallbehandlungsanlagen vergleichbar sind.

Um die bestehenden Wissensdefizite im Bereich der Emissionen von Vererdungsanlagen zu beheben, sind nach Ansicht der Autoren jedenfalls detaillierte Emissionsmessungen durchzuführen. Diese Emissionsmessungen sollten nicht nur bei Vererdungsanlagen durchgeführt werden, die Restmüll und restmüllähnliche Abfälle behandeln, sondern auch bei Vererdungsanlagen, die geringer belastete Abfälle, wie getrennt gesammelte biogene Abfälle, behandeln, um auch deren Emissionspotenzial zu bestimmen.

7.2.2 Sicker- und Prozesswasser

Ebenso wie bei der Abluft von Vererdungsanlagen liegen den Autoren keine Analysen von Sicker- und Prozesswasser vor, sodass auf allgemeine Aussagen zu Sicker- und Prozesswasser, das mit Restmüll und Klärschlamm in Kontakt war, zurückgegriffen werden muss. Wasser, das vor oder während der biologischen Behandlung mit Restmüll und restmüllähnlichen Abfällen in Kontakt war, ist ähnlich wie Sickerwasser aus Mülldeponien mit einer Vielzahl von Schadstoffen belastet und kann außerdem sehr geruchsintensiv sein. Bereits während der Lagerung kann aus Abfällen bei entsprechend hohem Wassergehalt sogenanntes „Presswasser“ austreten. Bei der biologischen Behandlung entsteht zusätzliches Wasser oder es wird Wasser zugeführt, weil für einen raschen Abbau die Feuchtigkeit erhöht werden muss. Dieses Wasser kann bei der Rotte verdunsten oder auch aus dem Rottegut als „Prozesswasser“ austreten. Die organische Belastung des Prozesswassers ist besonders am Beginn der biologischen Behandlung sehr hoch, nimmt jedoch mit zunehmender biologischer Stabilisierung stark ab. Da auch der pH-Wert ansteigt, ist die Gefahr einer nennenswerten Freisetzung von leicht mobilisierbaren oder komplexierbaren Schwermetallen (Zn, Cd, Cu, Ni) in der Nachrotte gering (MOSTBAUER et al. 1998a).

Beachten sollte man, dass es beim biochemischen Abbau von persistenten Xenobiotika häufig zur Einlagerung von sauerstoffhaltigen Substituenten kommt. Diese Metaboliten weisen eine höhere Polarität auf und sind damit auch besser wasserlöslich als ihre Ausgangssubstanzen und zudem ungleich schwieriger analytisch nachzuweisen (JAGER et al., 1997).

7.2.3 Schlussfolgerungen

Zusammenfassend ist daher zu fordern, dass für Vererdungsanlagen neben geeigneten Inputmaterialien ein verpflichtender Stand der Technik vorgeschrieben wird, der in Abhängigkeit von den Inputmaterialien Vorgaben hinsichtlich Bau und Betrieb, einschließlich der Luftschadstoffemissionen und der Prozesswässer enthalten soll.

8 FORDERUNGEN

8.1 Beschränkung des Inputs auf gering belastete Abfälle und Ausschluss von potenziell schadstoffbelasteten Abfällen wie Restmüll

Um die Zulässigkeit der Ausbringung der erzeugten Erden zu rechtfertigen, müssen hohe Anforderungen an den eingesetzten Abfall gestellt werden. Diese Anforderungen müssen bereits durch die eingesetzten Abfälle als solche gewährleistet sein und dürfen nicht erst durch Zumischung von unbelasteten Materialien erreicht werden.

Die Autoren sind der Ansicht, dass

- **Restmüll und restmüllähnliche Abfälle,**
- **kontaminierte Altlastenmaterialien**
- **kontaminierte Fluss- und Seesedimente**

keinesfalls für die Vererdung geeignet sind, da diese Abfälle erfahrungsgemäß mit einer Vielzahl von Schadstoffen belastet sein können. Der Einsatz von Restmüll und restmüllähnlichen Abfällen wird vor allem deswegen abgelehnt, weil diese Abfälle in ihrer Schadstoffzusammensetzung und –konzentration stark schwanken können. Die Autoren sprechen sich aus diesen Gründen generell gegen die Verwertung von Restmüll, auch in Form von Müllkompost gem. Kompostverordnung, aus. Die Autoren sind daher auch gegen den Einsatz von Müllkomposten zur Herstellung von Erden aus Abfällen. Eine Öffnung des Produktregimes für die oben angeführten Abfälle ist abzulehnen.

Es sollten in erster Linie nur Abfälle mit sehr geringen Schadstoffgehalten eingesetzt werden dürfen, deren besondere Eignung für die Vererdung nachgewiesen wurde. Dies wären z.B. sauberer Bodenaushub sowie getrennt gesammelte, nicht kontaminierte biogene Abfälle.

Die Herstellung von Erden aus Restmüll und kontaminiertem Altlastenmaterial ist jedenfalls abzulehnen.

8.2 Keine Verdünnungsstrategien

Die Verdünnung von hoch belasteten mit gering belasteten Komponenten – unter Verzicht auf nachgewiesene und nachvollziehbare Zerstörung oder Immobilisierung von Schadstoffen – zur Unterschreitung von Grenzwerten im Vererdungsprodukt ist abzulehnen.

Um Verdünnungsstrategien von vornherein zu unterbinden, könnten die Schadstoffkonzentrationen sämtlicher Einsatzstoffe in Abhängigkeit der gewünschten Endproduktqualität limitiert werden.

8.3 Erzeugung hochwertiger Erden

Durch die Aufbringung von Erden schlechterer Qualität werden bestimmte Gebiete längerfristig von einer höherwertigen Nutzung ausgeschlossen. Nach Ansicht der Autoren sollten aus hochwertigen Eingangsstoffen ausschließlich hochwertige Erdenprodukte erzeugt werden.

Erden schlechterer Qualität könnten nach Ansicht der Autoren höchstens zur Rekultivierung von Restabfall- und Massenabfalldeponien eingesetzt werden, wobei diese Erden weiterhin als Abfälle dem strengen Abfallregime unterliegen sollten. Erden mit einer schlechteren

Qualität als in der ALSAG-Novelle 2000 definiert, sollten auch nicht für die Oberflächenabdeckung von Deponien herangezogen werden.

Wie bereits in Kapitel 8.1 dargelegt, wird Erzeugung von Erden aus potenziell schadstoffbelasteten Abfällen, wie Restmüll, kontaminierte Altlastenmaterialien etc. generell abgelehnt. Auch die Rekultivierung von Deponien ist kein geeignetes Einsatzgebiet.

8.4 Durchführung von Stoffflussanalysen

Zur Bewertung von Abfallbehandlungsverfahren ist die Durchführung einer Stoffflussanalyse erforderlich. Die Stoffflussanalyse stellt eine „Momentaufnahme“ der wichtigen Flüsse und Lager eines Stoffes dar. Man kann damit nachvollziehen, welche Stoffströme im Prozess stattfinden. Im Bereich der Herstellung und Anwendung von Erden aus Abfällen wurde bislang eine derartige Untersuchung nicht durchgeführt und sollte jedenfalls erfolgen.

8.5 Nachweis der Unbedenklichkeit des Erdeneinsatzes aus Sicht des vorsorgenden Boden- und Umweltschutzes

Aus Gründen des vorsorgenden Boden- und Umweltschutzes ist sicherzustellen, dass gemäß den Zielen des AWG schädliche, nachteilige oder sonst das allgemeine menschliche Wohlbefinden beeinträchtigende Einwirkungen auf Menschen sowie auf Tiere, Pflanzen, deren Lebensgrundlagen und deren natürliche Umwelt so gering wie möglich gehalten werden. Folgende Fragen sind bislang noch offen:

- Wie sind Schadstoffe in den Erden dauerhaft fixiert?
- Unter welchen Bedingungen könnten diese Schadstoffe in den Erden wieder mobilisiert werden?
- Welche Mengen an Schadstoffen werden von Pflanzen aufgenommen und was geschieht weiter damit?
- Welche Schadstoffmengen könnten im Regelfall bzw. im Zuge eines worst-case-Szenarios (Überschwemmung, Starkregen etc.) ins Grundwasser ausgewaschen werden?
- Kann eine Anreicherung von Schadstoffen im Boden und im Nahrungsnetz ausgeschlossen werden?

8.6 Erden müssen Bodenfunktionen erfüllen

Es muss sichergestellt werden, dass die erzeugten Erden Bodenfunktionen erfüllen können und über ein Filter-, Speicher- und Puffervermögen etc. verfügen. Diese Eigenschaften müssen über geeignete Kennwerte festgelegt werden, denn ansonsten besteht die Gefahr, dass verschiedenste Abfälle vermengt werden, die Schadstoffgrenzwerte zwar einhalten, aber im eigentlichen Sinn mit Böden nicht vergleichbar sind.

Der Nachweis, dass Erden aus Abfällen diese Bodenfunktionen erfüllen, sollte jedenfalls von einem unabhängigen wissenschaftlichen Institut erbracht werden.

8.7 Neuregelung der Altlastenbeiträge

Durch die in den nächsten Jahren zunehmende Anzahl an Müllverbrennungsanlagen wird Restmüll verstärkt thermisch behandelt werden. Die dabei entstehenden Schlacken sind ebenso ALSAG-frei wie Erden aus Abfällen und Komposte nach Erlass der jeweiligen Abfall-Ende-Verordnungen. Sofern durch die geplante Abfall-Ende-Verordnung für Erden aus Abfällen das Produktregime für eine große Anzahl an Massenabfällen geöffnet wird, könnte sich das Aufkommen der ALSAG-Beiträge erheblich reduzieren, sodass sich der Gesetzgeber neue Finanzierungsmöglichkeiten für die Altlastensanierung und –sicherung überlegen muss.

Eine Alternative zum derzeitigen System wäre die Einhebung von Altlastenbeiträgen für sämtliche Materialien, die nur auf einer Deponie gelagert oder „verwertet“ werden dürfen und eine Staffelung der Altlastenbeiträge nach der Qualität und dem Gefährdungspotenzial der Abfälle.

8.8 Rechtlicher Regelungsbedarf für Vererdungsanlagen

Für Vererdungsanlagen gibt es derzeit noch keine über die allgemeinen gewerberechtlichen und abfallrechtlichen Bestimmungen hinausgehende Regelungen. Die in Kapitel 2 dargestellten Vererdungsmethoden sind genehmigungsrechtlich, soweit bekannt, wie folgt erfasst:

- Die Vererdungsanlage am Langen Feld, in welcher das Verfahren nach Prof. Husz praktiziert wird, ist laut Auskunft der Betreibergesellschaft in einer wasserrechtlichen Bewilligung für die Deponie aus 1991 gleichsam mitbewilligt; die Tätigkeit selbst wurde der Wasserrechtsbehörde lediglich angezeigt. Das Fehlen eines gesonderten Anlagenkonsenses wird damit begründet, dass die Vererdung nur den Eigenbedarf (Rekultivierung) decke.
- In Frohnleiten ist eine MBA in Kombination mit einer Vererdung nach dem WSC-Verfahren geplant. Von der Bezirkshauptmannschaft Graz-Umgebung wurde im Oktober 2000 ein Genehmigungsbescheid erteilt. Von der Rechtsabteilung III des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung wurde allerdings Einspruch erhoben, weil diese Anlage nach Ansicht der Rechtsabteilung III eine Genehmigung nach § 29 AWG benötigt (ROLLAND & GRECH 2001)
- Die Fa. Freund hat für die Erzeugung des Substrats Biokeram ein Genehmigungsverfahren nach § 29 AWG begonnen. Der erstinstanzliche Bescheid des Landeshauptmannes von Steiermark wurde von einzelnen Verfahrensparteien mit Berufung bekämpft. Mittlerweile hat die Fa. Freund den Genehmigungsantrag zurückgezogen.
- Bezüglich der verschiedenen Kleinanlagen, in denen die Klärschlammvererdung mit Schilf unternommen wird, sind den Autoren keine Anlagenkonsense bekannt.

Eine Festlegung von verbindlichen produkt- und anlagenbezogenen Anforderungen ist aus Sicht der Autoren notwendig. In der Kompostverordnung werden zwar Anforderungen an Komposte für den Anwendungsbereich Erdenherstellung festgelegt, die Herstellung von Erden aus Abfällen wird aber nicht geregelt. Nach Ansicht der Autoren sind jedenfalls konkretere, auf die Herstellung von Erden aus Abfällen abgestimmte Regelungen notwendig.

Angesichts der Umweltauswirkungen der betrachteten Anlagen und der abfallwirtschaftlichen Bedeutung ist es unerlässlich, für Anlagen zur Herstellung von Erden einen anlagenrelevanten Stand der Technik verbindlich festzulegen. Dies bedeutet, dass entsprechende verbindliche Regelungen zu erlassen sind, wobei diese auch die

Heranführung des vorhandenen Anlagenbestandes an diesen Stand der Technik vorzusehen hätten. In einer solchen verbindlichen Regelung sind Bestimmungen für Bau, Ausrüstung und Betriebsweise dieser Anlagen, einschließlich der Begrenzung der von ihnen ausgehenden Schadstoffemissionen, der Beweissicherung und Kontrolle und der Behandlung der prozessbedingt entstehenden Abwässer und Abfälle vorzusehen.

Für mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen liegt derzeit ein Richtlinienentwurf zur Regelung des anlagenbezogenen Stand der Technik vor. Da es bereits jetzt absehbar ist, dass mechanisch-biologische Vorbehandlungsanlagen in „Kombination“ mit Vererdungsanlagen gebaut werden, sollte der Anwendungsbereich dieser Richtlinie weit gefasst werden und auch die Vererdung und Kompostierung in diese Richtlinie miteinbezogen werden, sofern vergleichbare Einsatzstoffe in den Anlagen behandelt werden.

Die Festlegung eines anlagenbezogenen Stand der Technik ist eine notwendige Ergänzung zu produktbezogenen Anforderungen und sollte daher so rasch wie möglich vorgenommen werden.

Derzeitige Tendenzen Anlagen zur Herstellung von Erden, Müllkompostierungsanlagen und mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen zu kombinieren, führten bereits zu Problemen bei der Anlagengenehmigung. Nach Inkrafttreten der Kompost- und Erdenverordnung handelt es sich dabei um Anlagenkombinationen, die sowohl Kompost oder Erden herstellen als auch der Vorbehandlung vor der Deponierung dienen. Solche Anlagenkombinationen müssen jedenfalls nach § 29 AWG genehmigt werden, sofern die im AWG festgelegte Mengenschwelle von 10.000 t/a überschritten wird, da eine vollständige Verwertung des gesamten Materials nicht sichergestellt werden kann.

9 ZUSAMMENFASSUNG

In den letzten Jahren wurden verschiedene Verfahren und Technologien zur Erzeugung von bodenähnlichen, bewuchsfähigen Materialien aus verschiedensten Abfällen entwickelt. Für diese bewuchsfähigen Materialien hat sich in letzter Zeit der Begriff „Erden aus Abfällen“ etabliert.

Bei der **Erzeugung von Erden aus Abfällen** kann man grob zwei Verfahrensvarianten unterscheiden. Einerseits werden Erden aus Abfällen durch reine Mischprozesse von mineralischen Materialien mit Materialien, die über einen gewissen Anteil an Organik verfügen (z.B. Torf oder Kompost) - dies entspricht z.B. dem typischen Herstellungsverfahren von „Blumenerde“ oder durch Mischungen von „rein“ mineralischen Abfällen erzeugt. Andererseits werden mineralische und organische Materialien vermischt und einem biologischen Prozess unterzogen, wobei sich für diese zweite Verfahrensvariante der Begriff Vererdung zu etablieren beginnt. Das hier vorliegende Positionspapier befasst sich ausschließlich mit den sogenannten Vererdungsverfahren, reine Mischverfahren werden nicht betrachtet.

Erden aus Abfällen werden derzeit aus Bodenaushub, getrennt gesammelten biogenen Abfällen, Friedhofsabfällen, Klärschlämmen, Papierfaserschlämmen, Altlastenmaterialien, Restmüll etc. hergestellt. Es werden also derzeit auch Abfälle eingesetzt, die mit Schadstoffen belastet sein können bzw. sind. Zur Anwendung kommen diese Erden derzeit größtenteils bei der Rekultivierung von Deponien und Halden.

Nach Ansicht der Autoren sollten nur hochwertige Erden erzeugt werden. Dazu sollten ausschließlich **hochwertigen Eingangsstoffen** eingesetzt werden, die nur sehr gering mit Schadstoffen belastet sind und deren besondere Eignung für die Vererdung nachgewiesen ist. Derzeit besteht allerdings die Gefahr, dass schadstoffbelastete Abfälle mit gering belasteten Abfällen vermischt werden. Solche **Verdünnungsstrategien sind abzulehnen**, weil dadurch unbelastete Einsatzstoffe oder gering belastete Abfälle erstmals oder stärker mit Schadstoffen belastet werden können. Es ist zu befürchten, dass stark belastete Abfälle über ein großzügiges Mischungsverhältnis im Endprodukt „Erde aus Abfall“ untergebracht werden. Abfälle mit relevanten Schadstoffgehalten dürfen keinesfalls über den Umweg Vererdung einer Verwertung zugänglich gemacht und die Schadstoffe somit in der Umwelt verteilt werden.

Für Vererdungsanlagen gibt es derzeit noch keine über die allgemeinen gewerberechtlichen und abfallrechtlichen Bestimmungen hinausgehende Regelungen. Eine Festlegung von verbindlichen **produkt- und anlagenbezogenen Anforderungen** ist aus Sicht der Autoren notwendig.

Aus Gründen des vorsorgenden Boden- und Umweltschutzes ist jedenfalls sicherzustellen, dass gemäß den Zielen des AWG schädliche, nachteilige oder sonst das allgemeine menschliche Wohlbefinden beeinträchtigende Einwirkungen auf Menschen sowie auf Tiere, Pflanzen, deren Lebensgrundlagen und deren natürliche Umwelt so gering wie möglich gehalten werden. Folgende Fragen sind jedenfalls zu klären:

- Wie sind Schadstoffe in den Erden dauerhaft fixiert?
- Unter welchen Bedingungen könnten diese Schadstoffe in den Erden mobilisiert werden?
- Welche Mengen an Schadstoffen werden von Pflanzen aufgenommen und was geschieht weiter damit?
- Welche Schadstoffmengen können im Regelfall bzw. im Zuge eines worst-case-Szenarios ins Grundwasser ausgewaschen werden?
- Kann eine Anreicherung von Schadstoffen im Boden und im Nahrungsnetz ausgeschlossen werden?

Die Fortschritte der österreichischen Abfallwirtschaft gründen sich u.a. auf das Vorsorgeprinzip. Demnach sollen nur solche Stoffe zurückbleiben, deren Ablagerung kein Gefährdungspotenzial für nachfolgende Generationen darstellt. Solange keine überzeugenden Untersuchungen, wissenschaftlich abgesicherten Daten und nachvollziehbare Ergebnisse zu den oben angeführten Fragen vorliegen, kann dem im AWG verankerten Vorsorgeprinzip nicht Rechnung getragen werden. Demnach ist jenen Abfallbehandlungstechniken der Vorzug zu geben, die wissenschaftlich abgesichert sind und dem Stand der Technik entsprechen.

10 LITERATURVERZEICHNIS

- ALTLASTEN UND ABRAUMDEPONIE LANGES FELD GESMBH: Langes Feld. Informationsbroschüre
- ANGERER T., REISENHOFER A. (1999): Abluftemissionen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung – Pilotanlage Kufstein. Bericht Band 126 des Umweltbundesamtes.
- ANGERER T. (1997): Stand der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung vor der Deponierung (MBRVD) in Österreich. Diplomarbeit am Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik, Montanuniversität Leoben
- ARBEITSGEMEINSCHAFT VERERDUNG LANGES FELD: Vererdung. Informationsbroschüre
- BURSCH, W. (1999): Stellungnahme zum Berichtsentwurf „Vererdung von Abfällen“ vom September 1999
- CUHLS C. et al. (1998 a): Leitfaden – Integration der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung in ein kommunales Abfallwirtschaftskonzept. Hrsg. Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW.
- CUHLS C. et al. (1998 b): Bilanzierung von Umweltchemikalien bei der biologischen Vorbehandlung von Restabfällen. In: BMBF-Statusseminar „Verbundvorhaben mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen“, Universität Potsdam, März 1998.
- CUHLS C. et al. (1997a): Abluftemissionen bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. In: Abfallwirtschafts Journal 5/1997.
- CUHLS C. et al. (1997b): Bilanzierung von Umweltchemikalien bei der biologischen Vorbehandlung von Restabfällen, Phase 1: Screening, Emissionsqualität und Stoffliste. Abschlußbericht, BMBF-Verbundvorhaben, FKZ:1490959.
- CUHLS C. & DOEDENS H. (1999): Emissionen bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung – Parameter, Meßtechnik und Bewertung. In: Bio- und Restabfallbehandlung III – biologisch • mechanisch • thermisch. Hrsg. K. Wiemer, M. Kern. Fachbuchreihe Abfall-Wirtschaft des Witzenhausen-Instituts. M.I.C. Baeza-Verlag, Witzenhausen.
- CUHLS, C. & DOEDENS, H. (1998a): Emissionen aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen. In: DepoTech 1998, Restabfallbehandlung-Deponietechnik-Entsorgungsbergbau und Altlastenproblematik. Hrsg. Dirk Hengerer, Karl-Erich Lorber, Michael Nelles & Georg L. F. Wöber. A. A. Balkema, Rotterdam.
- CUHLS C. & DOEDENS H. (1998b): Viel warme Luft. In: Müllmagazin, 4/1998.
- FORSTINGER, M. (1997): Vererdung von Reststoffen aus der Papierindustrie. Dissertation
- GERBL-RIEGER, S. et al. (1999): Keimemissionen aus biologischen Abfallbehandlungsanlagen. Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.
- HÄUSLER G., ANGERER T. (1999): Abluftemissionen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung – Anlage Allerheiligen. Bericht Band 138 des Umweltbundesamtes.
- HÄUSLER G., ANGERER T. (1998): Abluftemissionen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung – Anlage Siggerwiesen. Bericht Band 139 des Umweltbundesamtes.
- HUMER, M. & LECHNER, P. (1998): Substrate zur Methanoxidation auf Deponien. Vortrag am Frohnleitner Abfallwirtschaftstag (12.11. – 13.11.1998)
- HUSZ, G. (1994): Klärschlamm – Motivation zur Vererdung. Firmeninformation Öko-Datenservice GesmbH
- JAGER, J. et al. (1997): Emissionen aus mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen (MBA): Anorganische und organische Schadstoffe mit toxischem Wirkungspotenzial. Müll & Abfall (6): 333-341
- KETELSEN, K. et al. (1998): Möglichkeiten der Kombination von mechanisch-biologischer und thermischer Behandlung von Restabfällen. F + E- Vorhaben Nr. 1471 114 im Auftrag des BMBF/UBA. IBA GmbH, Hannover, BZL GmbH, Oyten, CUTEC GmbH, Clausthal-Zellerfeld

- KOMPTECH: W.S.C. Waste Soil Complexing; Ein neues Verfahren der Fa. Komptech-Prozeßentwicklung
- LAHL, U.; ZESCHMAR-LAHL, B.; SCHEIDL, K.; SCHARF, W.; KONRAD, W. (1998): Abluftemissionen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Monographie 104, UBA Wien
- LAHL, U. (1999): Stellungnahme zum Berichtsentwurf „Vererdung von Abfällen“ vom September 1999
- LAHL, U., ZESCHMAR-LAHL, B., ANGERER T. (2000): Möglichkeiten der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung – Systemvergleich. In: Interner Bericht IB-612 des Umweltbundesamtes, Wien.
- LEIPOLD, W. (1999a): Schreiben vom 19.05.1999 an das Umweltbundesamt
- LEIPOLD, W. (1999b): Stellungnahme zum Berichtsentwurf „Vererdung von Abfällen“ vom September 1999
- LUNZER, H. et al. (1998): Hausmülldeponien in Österreich. Bericht-130 UBA-Wien
- MOSTBAUER, P. et al. (1998a): Grundlagen für eine technische Anleitung zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Abfällen. Report-151, UBA Wien
- MOSTBAUER, P. (1998b): Hygienefragen in der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Bericht-95 UBA Wien
- N.N. (1996): Patenschrift: Verfahren zur Erzeugung von Erde
- NOTTRODT, A., LAHL, U., ZESCHMAR-LAHL, B. (1999): Ökologische Bewertung von Abfalltransporten aus dem europäischen Ausland. Studie im Auftrag der AVG Abfall-Verwertungs-Gesellschaft mbH, Hamburg
- ÖKO-DATENSERVICE: Firmeninformationen
- ÖKO-INSTITUT e.V. (1997): Systemvergleich unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung im Kreis Neuwied. Gutachten im Auftrag der Kreisverwaltung Neuwied
- PURE Abwassertechnik: PURE-Report: Alternativen in der Klärschlammwässerung
- RECHBERGER; H. & BRUNNER; P. (1999): Stellungnahme zur Vererdung.
- REINHOFER, M. & BERGHOLD, H. (1998): Klärschlammvererdung mit Schilf. Hrsg.: Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung IIIa und Fachabteilung Ic.
- ROLLAND, C.; GRECH, H. (2001): Stand der Abfallbehandlung in Österreich in Hinblick auf das Jahr 2004. BE 182 des Umweltbundesamtes.
- RÖSCH, C. (1996): Vergleich stofflicher und energetischer Wege zur Verwertung von Bio- und Grünabfällen. Forschungszentrum Karlsruhe, Wissenschaftliche Berichte FZKA 5857
- SCHLÖGL, K. (1999): Beantwortung der Parlamentarischen Anfrage 5311/J XX.GP der Abgeordneten Dr. Peter Keppelmüller, Brix, Grabner und Genossen an den Bundesminister für Inneres. Beantwortung durch die Zahl: 5020/AB XX.GP
- SCHOLLER; C. (1999): Schreiben vom 28.05.1999 an das Umweltbundesamt
- TIKOVSKY; F. (2000): Ökobilanzdaten der Klärschlamm-Wirbelschichtverbrennung der EBS. Fax vom 27. Jänner 2000
- UBA-BERLIN (1999): Bericht zur Ökologischen Vertretbarkeit der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen.
- WALLMANN R. (1999): Ökologische Bewertung der Mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung und der Müllverbrennung auf Basis von Energie- und Schadgasbilanzen. ANS-Heft 38
- WELLACHER, M. (1999a): Schreiben vom 17.05.1999 an das Umweltbundesamt
- ZESCHMAR-LAHL B. et al. (1999): Mechanisch-biologische Abfallbehandlung in Europa. Hrsg.: VKS e.V., A.S.A. e.V., Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin

ZORZI, M. (1999): Stellungnahme zum Berichtsentwurf „Vererdung von Abfällen“ vom September 1999

11 ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Anlage zur Herstellung von Erden aus Abfällen am Langen Feld.....	7
Abbildung 2: Verfahrensverlauf der Vererdung nach Husz (Informationsmaterial der Fa. Öko-Datenservice, 1999)	10
Abbildung 3: Mieten auf der Deponie „Langes Feld“	12
Abbildung 4: Angestochene Miete auf der Deponie „Langes Feld“	13
Abbildung 5: Verfahrensverlauf des WSC-Verfahrens (Firmeninformationen der Fa. Komptech).....	16
Abbildung 6: Wenden einer Restmüllmiete auf der Deponie Frohnleiten	17
Abbildung 7: Frisch gewendete Miete auf der Deponie Frohnleiten	18
Abbildung 8: Biofilteranlage	20
Abbildung 9: Aufgabeeinrichtungen für die Einsatzstoffe vor dem Zwangsmischer	21
Abbildung 10: Bioporsubstrat auf der Halde Donawitz.....	22
Abbildung 11: Offene Restmüllmiete auf der Deponie Frohnleiten während des Umsetzens der Mieten	41
Abbildung 12: Prinzip der Probenahme der Abluft bei einer Freilandrotte (eigene Grafik) ..	42
Abbildung 13: Ergebnis der bilanzierten Bewertung des Klärschlammvererdungsverfahrens für die Wirkungskategorie Treibhauspotenzial (in die Berechnung eingeflossene Treibhausgase: NMOVC, CH ₄ , N ₂ O)	50
Abbildung 14: Pb gesamt in mg/kg TS (FORSTINGER, 1997).....	53
Abbildung 15: Cu gesamt in mg/kg TS (FORSTINGER, 1997)	53

12 TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Analysenergebnis eines Papierfaserschlammes (FORSTINGER, 1997) ¹⁾	11
Tabelle 2: Masse des Vererdungsmaterials aus der Berger-Deponie (SCHLÖGL, 1999).....	14
Tabelle 3: Milieubedingungen methanotropher Bakterien (HUMER, LECHNER; 1998).....	19
Tabelle 4: Eingesetzte Abfälle bei mechanisch-biologischer Vorbehandlung, Kompostierung und Vererdung	24
Tabelle 5: Verfahrensschritte der mechanisch-biologischen Vorbehandlung, Kompostierung und Vererdung in Österreich	25
Tabelle 6: Ablufferfassung und –behandlung	26
Tabelle 7: Anorganische Schadstoffkonzentrationen des Outputs von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen und Grenzwerte der Qualitätsklasse B (gem. KompostVO).....	27
Tabelle 8: Anwendungsgebiete	28
Tabelle 9: Emissionen aus der Klärschlamm- und Restmüllvererdung	37
Tabelle 10: Geschätzte Massenbilanz für Klärschlammvererdungsanlagen	38
Tabelle 11: Geschätzte Massenbilanz für Restmüllvererdungsanlagen	38
Tabelle 12: Lokale Emissionen (Quellenstärke) der Klärschlammvererdung, nach Wirkungskategorien aggregiert	39
Tabelle 13: Lokale Emissionen (Quellenstärke) der Klärschlammverbrennung, nach Wirkungskategorien aggregiert	39
Tabelle 14: Lokale Emissionen (Quellenstärke) der Restmüllvererdung und der Restmüllbehandlung in einer mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlage (hier kurz MBA), nach Wirkungskategorien aggregiert.....	40
Tabelle 15: „Ökologische Rucksäcke“ verschiedener für das Vererdungsverfahren eingesetzter Rohstoffe, Bezug 1.000 kg Einsatzstoff (Daten nach GEMIS)	44
Tabelle 16: Ergebnisse der bilanzierten Berechnungen für das betrachtete Vererdungsverfahren, nach Wirkungen aggregiert (Bezugseinheit 1 t Klärschlamm bzw. Restmüll).....	45
Tabelle 17: Ergebnisse der bilanzierten Berechnungen für die Klärschlammverbrennung in der EBS und der Restmüllbehandlung in einer modernen mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlage (in der Tabelle kurz MBA), nach Wirkungskategorien aggregiert)	47
Tabelle 18: Sensitivitätsbetrachtung für das Einbeziehen von Einsatzstoffen; Bezugseinheit ist 1 t Klärschlamminput in die Vererdungsanlage.....	48
Tabelle 19: Sensitivitätsbetrachtung zum Effekt der Kohlenstofffixierung im Rahmen der Klärschlammvererdung	48
Tabelle 20: Berechnung der Gutschriften für den Anteil verfügbarer Pflanzennährstoffe in Komposten (RÖSCH 1996).....	49
Tabelle 21: VOC in mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlagen (HÄUSLER, ANGERER 1999; ANGERER, REISENHOFER 1999; HÄUSLER, ANGERER 1998).....	56
Tabelle 22: Acetate und Ketone in mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlagen (HÄUSLER, ANGERER 1999; ANGERER, REISENHOFER 1999; HÄUSLER, ANGERER 1998)	58

Tabelle 23: NH₃, PCDD/F und PCB in mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlagen (HÄUSLER, ANGERER 1999; ANGERER, REISENHOFER 1999; HÄUSLER, ANGERER 1998)59

Tabelle 24: Fachleute, die den Berichtsentwurf „Vererdung von Abfällen“ erhalten haben 75

13 ANHANG

Begriffsbestimmungen

Boden: Die ÖNORM L 1050 definiert Boden folgendermaßen: oberster Bereich der Erdkruste, der durch Verwitterung, Um- und Neubildung (natürlich oder anthropogen verändert) entstanden ist und weiter verändert wird; er besteht aus festen anorganischen (Mineralanteil) und organischen Teilen (Humus und Lebewesen) sowie mit Wasser, den darin gelösten Stoffen, und mit Luft gefüllten Hohlräumen und steht in Wechselwirkung mit Lebewesen.

Bodenverbesserungsmittel: Die ÖNORM S 2200 definiert Bodenverbesserungsmittel als Stoffe, die dem Boden zugegeben werden und deren Hauptaufgabe es ist, seine physikalischen und/oder chemischen Eigenschaften und/oder biologische Aktivität zu verbessern.

Erde aus Abfällen: Bodenidenties oder bodenähnliches merial-organisches Material, das in wesentlichen Merkmalen natürlich entstandenem Boden entspricht und relevante Bodenfunktionen (wie Lebensraum-, Filter-, Puffer- und Transformatorfunktion) übernehmen kann.

Kompost: Nach der ÖNORM S 2200 ist Kompost ein aus vorwiegend aerobem Ab- und Umbau organischer Substanz entstandenes Produkt.

Kultursubstrate: Kultursubstrate werden in der ÖNORM S 2021 als Mischungen aus organischen oder aus organischen und mineralischen Stoffen bezeichnet, die zur Anzucht und Kultivierung von Pflanzen dienen und mit Nährstoffen angereichert sein können. Kultursubstrate werden im Handel u.a. auch als „Blumenerde“ oder „Pflanzenerde“ bezeichnet.

Landschaftspflege: Herstellung, Erhaltung und Pflege einer vegetationsfähigen Bodenoberschicht auf Flächen, die nicht zur Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln vorgesehen sind.

Mechanisch-biologische Vorbehandlung: In der Deponieverordnung wird die mechanisch-biologische Vorbehandlung folgendermaßen definiert: 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 Abbaus der verbleibenden Abfälle durch Erhöhung der Verfügbarkeit und Homogenität. Ziel der biologischen Prozesse ist der weitgehende Abbau verbliebener organischer Substanzen.

Müllkompost: Nach der ÖNORM S 2022 (Gütekriterien für Müllkompost) ist Müllkompost ein Kompost, dessen Ausgangsmaterial vorwiegend Hausmüll ist. Müllkompost im Sinne der Kompostverordnung ist Kompost, der im wesentlichen aus Hausmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen aus der Systemmüllabfuhr (Restmüll) sowie kommunalen, gewerblichen und industriellen Schlämmen aus der Abwasserreinigung hergestellt wurde.

Restmüll: In Haushalten und vergleichbaren Einrichtungen gesammelter Müll, bei gleichzeitiger flächendeckender Sammlung von Problemstoffen, Altstoffen und biogenen Materialien.

Rotte: Aerob-biologischer Verfahrensschritt, der zu einem erheblichen Abbau organischer Stoffe führt und durch großen oder sehr großen Sauerstoffbedarf und deutlich erkennbare Wärmeentwicklung gekennzeichnet ist.

Sperrmüll: vorwiegend fester Abfall, der wegen seiner sperrigen Beschaffenheit (Form) oder Größe nicht durch ortsfeste Hausmüll-Sammelsysteme erfasst wird.

Xenobiotika: naturfremde Substanzen

Stellungnahmen zum Berichtsentwurf vom September 1999

Tabelle 24: *Fachleute, die den Berichtsentwurf „Vererdung von Abfällen“ erhalten haben*

Titel	Vorname	Nachname	Institution	Stellungnahme erhalten am
Dr.	Jürgen	Hahn	UBA Berlin/Abfall- und Abwasserwirtschaft	keine Stellungnahme erhalten
Univ.-Prof.	Werner	Lengyel	Universität für Bodenkultur	keine Stellungnahme erhalten
Univ.-Prof.	Werner	Wruss	TU-Wien Institut f. chem. Technologie anorganischer Stoffe	keine Stellungnahme erhalten
Univ.-Prof.	Manfred	Haider	HAI-SO GmbH	keine Stellungnahme erhalten
Univ.-Prof.	Friedrich	Wurst	TU-Wien Inst. F. angewandte Botanik, techn. Mikroskopie u. org. Rohstofflehre	keine Stellungnahme erhalten
Univ.-Prof.	Johann	Reitinger	TU-Wien Inst. F. Hydraulik, Gewässerkunde u. Wasserwirtschaft	keine Stellungnahme erhalten
Univ.-Prof.	Bernd	Schwaighofer	Universität für Bodenkultur Institut für angewandte Geologie	keine Stellungnahme erhalten
Univ.-Prof.	Heinz	Brandl	TU-Wien Institut für Grundbau und Bodenmechanik	keine Stellungnahme erhalten
Univ.-Prof.	Albert	Hackl		keine Stellungnahme erhalten
Univ.-Prof.	Bernhard	Raschauer	Universität Wien Inst. f. Staats- und Verwaltungsrecht	keine Stellungnahme erhalten
Univ.-Prof.	Helga	Kromp-Kolb	Universität für Bodenkultur Inst. für Meteorologie und Physik	keine Stellungnahme erhalten
Univ.-Prof.	Gerhard	Vogel	Wirtschaftsuniversität Wien Inst. für Technologie und Warenwirtschaftslehre	keine Stellungnahme erhalten
Univ.-Prof.	Karl-E.	Lorber	Montanuniversität Leoben Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik	keine Stellungnahme erhalten

Titel	Vorname	Nachname	Institution	Stellungnahme erhalten am
Univ.-Prof.	Peter	Lechner	Universität für Bodenkultur Inst. für Wasserversorgung, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft	keine Stellungnahme erhalten
Univ.-Prof.	Winfried	Blum	Universität für Bodenkultur Institut für Bodenforschung	keine Stellungnahme erhalten
Univ.-Prof.	Spyridon	Verginis	Universität Wien Institut für Geographie	keine Stellungnahme erhalten
Dr.	Peter	Dreher	Fraunhofer Institut	keine Stellungnahme erhalten
Dipl.-Ing.	Monika	Kisser	Niederösterreichische Umweltschutzanstalt	keine Stellungnahme erhalten
Dipl.-Ing.	Reinhold	Haider	Hydrologische Untersuchungsstelle Salzburg Ingenieurbüro für Wasserwirtschaft	keine Stellungnahme erhalten
Dipl.-Ing.	E.	Klaghofer	Bundesamt für Wasserwirtschaft Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt	keine Stellungnahme erhalten
Mag.		Hennlich	Verbindungsstelle der Bundesländer bei der NÖ Landesregierung	keine Stellungnahme erhalten
Dr.	Heinz-Ulrich	Bertram	Obmann des LAGA- Arbeitskreis Mineralische Reststoffe	keine Stellungnahme erhalten
Dr.	Bernhard	Raninger	RAB	keine Stellungnahme erhalten
Dipl.-Ing.	Willi	Leipold	Fa. Ökokeram	13.09.1999
Dipl.-Ing.	Wolfgang	Scharf	Innovative Umwelttechnik	17.09.1999
Obersenatsrat	Wolfgang	Steinbauer	MA 48	01.10.1999
Prof.-Dr.	Georg	Husz	Öko-Datenservice	04.10.1999
Dipl.-Ing.	Wolfgang	Hesoun	Porr AG Umwelttechnik	04.10.1999
Dipl.-Ing.	Florian	Amlinger	Kompost - Entwicklung & Beratung	04.10.1999
Dipl.-Ing.	Michael	Pollack	Ingenieurbüro für Boden- kunde und technische Chemie	04.10.1999
Herrn	Günter	Dehoust	Öko-Institut Darmstadt	04.10.1999
Univ.-Prof.	Rolf	Schulte-Hermann	Institut für Tumorbilogie u. Krebsforschung	05.10.1999

Titel	Vorname	Nachname	Institution	Stellungnahme erhalten am
Dr.	Harald	Hutterer	Gesellschaft für umweltfreundliche Abfallbehandlung GmbH	05.10.1999
Senatsrat	Helmut	Löffler	MA 22	13.10.1999
Dr.	Uwe	Lahl	BZL Kommunikation und Projektsteuerung GmbH	13.10.1999
Dr.	Karin	Büchl-Krammerstätter	Wiener Umwelthanwaltschaft	20.10.1999
Dr.	Claus	Bannick	Umweltbundesamt Berlin	27.10.1999
Dr.	Martin	Wellacher	Fa. Komptech	16.11.1999
Dr.	Otto	Huter	Deutscher Städtetag – Hauptgeschäftsstelle Berlin	19.11.1999
Univ.-Prof.	Paul	Brunner	TU-Wien Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft	09.12.1999
Dipl.-Ing.	Manfred	Assmann	VÖEB	20.12.1999
Dipl.-Ing.	Nikolaus	Müllechner	ÖWAV	21.12.1999
Sektionschef	Leopold	Zahrer	BMUJF Sektion III	04.02.2000