

Ergebnisse von Forschungsvorhaben zur mechanisch-biologischen Behandlung von zu deponierenden Abfällen

K. Soyez, D. Thrän, M. Koller, T. Hermann

Das vom BMBF geförderte Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ wurde 1999 weitgehend abgeschlossen. Es war 1995 mit dem Ziel angetreten, den „Stand der Technik“ bei der biologisch-mechanischen Abfallbehandlung zu beschreiben, das langfristige Deponieverhalten des behandelten Abfalls zu untersuchen und Parameter zur Beschreibung des Behandlungserfolges zu finden. Nachfolgend werden die wichtigsten Ergebnisse dargestellt. Sie bilden eine fundierte wissenschaftliche Basis für die anstehenden Fragen der politischen Entscheidungsfindung.

23 Technischer Stand der MBV-Anlagen

Hinsichtlich der Anlagentechnik wurden sieben verschiedene technische Konzeptionen vom 8,5-Liter-Labormaßstab bis zur Großanlage mit einer Kapazität von 150.000 Jahrestonnen erprobt (Tabelle 1). Die große Bandbreite der untersuchten Anlagentechnik, sowohl bei der Stofftrennung als auch bei der biologischen Behandlung, erlaubt nun eine übergreifende Beurteilung der Leistungsfähigkeit der mechanisch-biologischen Vorbehandlung:

- Unabhängig von der Verfahrenskonzeption wird die Abtrennung und energetische Verwertung der heizwertreichen Fraktion als vorteilhaft gesehen.
- Die eingesetzten Zerkleinerungsaggregate unterschieden sich in ihrer Wirkung sehr stark: Während Walzenmühlen kaum eine Zerkleinerung brachten, zeigten Rotttrommeln und Hammermühlen bessere Ergebnisse.
- Zur Stofftrennung wird eine große Bandbreite von Siebschnitten eingesetzt. Eine signifikante Anreicherung der abbaubaren Organik im Unterkorn läßt sich durch die Kombination aus Zerkleinerung und Siebung nicht erzielen. Die systematische Stofftrennung bedarf daher ergänzender Trennverfahren.

- In der biologischen Behandlungsstufe sind alle untersuchten Verfahren – in Abhängigkeit von der Rottedauer - in der Lage, weitgehend stabilisierte Produkte zu erzeugen (Abbildung 1). Beim Einsatz gesteuerter Intensivrottesysteme wird dafür ein Zeitraum von 12-16 Wochen benötigt.
- Vergärungsverfahren bedürfen einer aufwendigeren Stoffstromtrennung. Für die abgetrennten Fraktionen sind geeignete Verwertungswege vorzusehen. Aus der biologischen Behandlungsstufe kommen nur sehr geringe Mengen zur Ablagerung (teilweise unter 10% des Restabfalls), die gut stabilisiert sind. Bei mehrstufigen Verfahren kann auf die aerobe Nachbehandlung verzichtet werden.
- Aerobe Verfahren können - im Gegensatz zu Vergärungsverfahren - abwasserfrei betrieben werden.

Tab. 1 Maßstab und gerätetechnische Ausstattung der am Verbund beteiligten MBA

TV	Anlage / Standort	Typ *	Betriebsform	Geräteausstattung	
				Mechanik	Biologie
2/1	Quarzbichl (Kreis Bad Tölz)	G	Umstellungsbetrieb	Walzen- und Schneckenmühle, Homogen. in Rottetrommel, Trommelsieb (150mm), Spannwellensieb (40–60mm), Magnetscheider	Ursprünglich belüftete Tafelmieten; umgestellt auf Rottecontainer und Kleinrotteboxen mit temperaturgest. Belüftung;
		V	Batchbetrieb	Hammer-, Kaskaden- und Schneidmühle	Einstufige Trochbelüftung (BRV) in Kombination mit verschiedenen Nachrottesystemen (Miete, Rottebox)
2/3	Scharfenberg (Kreis OPR)	V	Batchbetrieb	Hammermühle, Trommelsiebe 20 u. 60mm	Prozeßgesteuerte Rottecontainer
2/4	Horn (Kreis Düren)	G	Einfahren der Anlage (150.000 Mg/a)	Trommelsiebe 350 u. 180 mm Walzenmühle, Hammerbrecher Magnetscheider, Homogenisierungstrommel	gekapselter Rottetunnel; Nachrotte in unbelüfteter Miete auf der Deponie
2/5	Leichtweiß-Institut / TU Braunschweig	L/V	Batchbetrieb (140 l – 14 m ³)	Siebung (80 mm), Zerkleinerung	alternierende Behandlung in speziell konstruierten, statischen oder rotierenden Bioreaktoren
2/6	Dr.-Ing. Stefan (Essen)	V	Batchbetrieb (je 5 m ³)	Shredder (80 u. 150mm)	alternierende Behandlung nach dem 3-A-Verfahren
2/7	BTN (Nordhausen)	L	Batchbetrieb (je 8,5 l)	Naßtrennung	ein- bis dreistufige Vergärung nach dem BTN-Verfahren
2/8	Fraunhofer-Institut (Stuttgart)	L	Batchbetrieb (je 30 l)	Siebung, Windsichter Naßtrennung	zweistufige Vergärung nach dem Schwarting-Uhde-Verfahren

* L = Laboranlage; V = Versuchsanlage; G = Großanlage

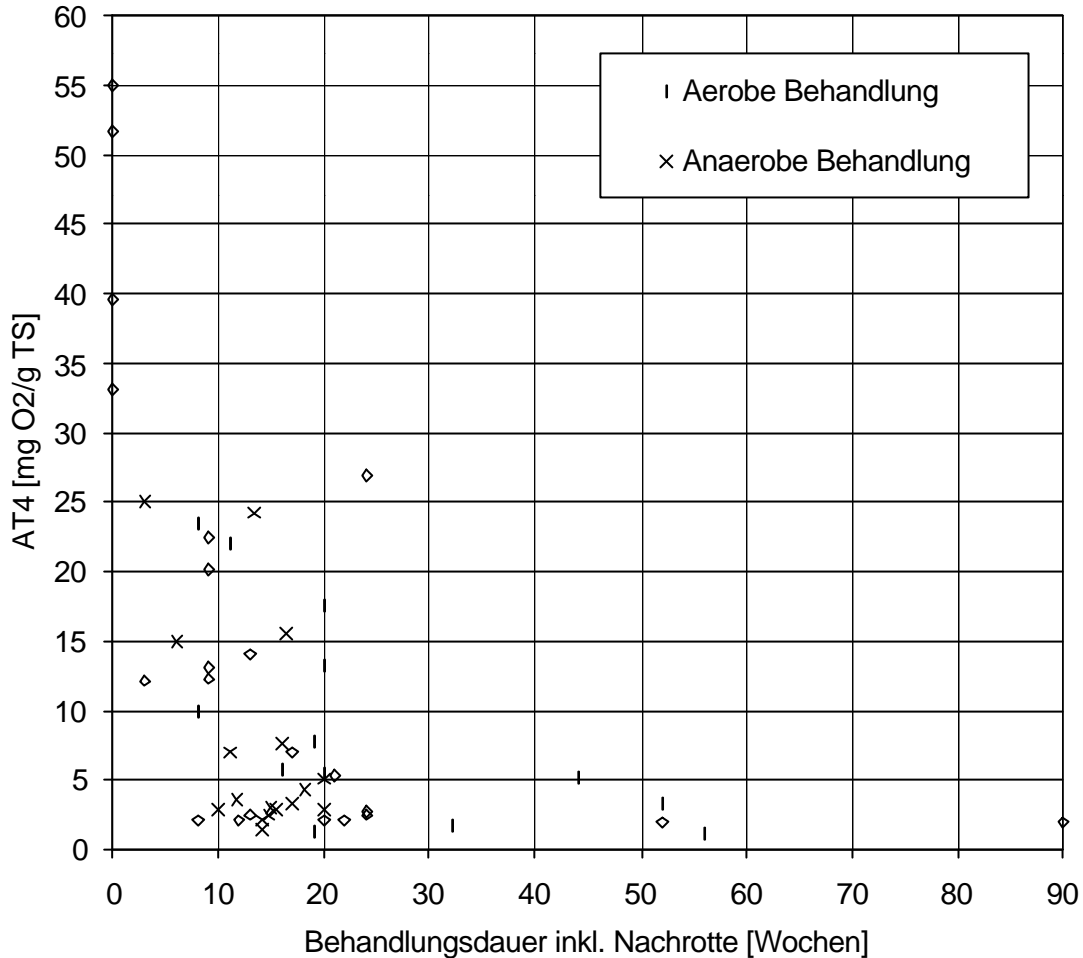


Abb. 1 Zusammenstellung der im Verbundvorhaben gemessenen AT_4 -Werte in Abhängigkeit von der Rottedauer

24 Beschreibung des Behandlungsergebnisses

Zur Beschreibung des Behandlungserfolges wurden über 20 verschiedene chemische, biochemische und biologische Parameter getestet. Gesucht wurden Meßgrößen, die mit den Gas- und Sickerwasseremissionen im Deponiesimulationsreaktor (s.u.) korrelieren.

Als geeignet erwiesen sich folgende Parameter:

- Gasbildung in 21 Tagen (GB_{21})
- Biologischer Sauerstoffverbrauch in vier Tagen (AT_4)
- TOC im Eluat
- Cellulose-Lignin-Quotient (C/L-Verhältnis)

Der AT_4 (Abbildung 2) erreicht zwar eine niedrigere Korrelation mit der Gasbildung im Deponiesimulationsreaktor als der GB_{21} , ist allerdings schneller und unempfindlicher in der Bestimmung. Das C/L-Verhältnis beschreibt - da sich der Ligninanteil während der biologischen Behandlung praktisch nicht ändert - den Grad des Cellulose-Abbaus. Von Anfangswerten um 4,0 in unbehandeltem Restabfall sinkt er mit zunehmender Stabilisierung auf Werte um 0,5.

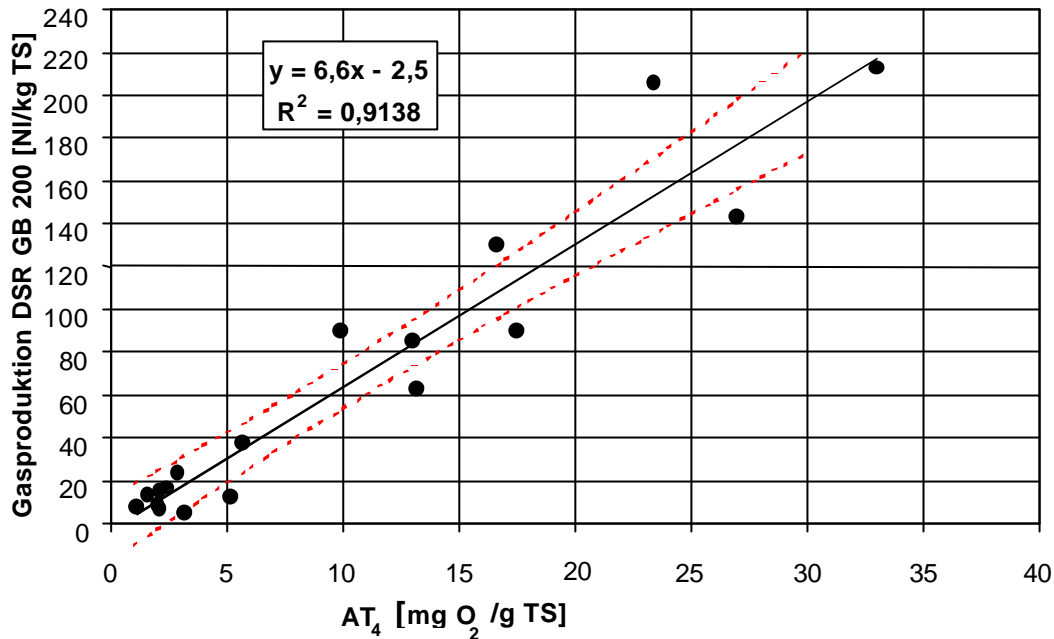


Abb. 2 Korrelation zwischen AT₄ und Gasbildung im Deponiesimulationsreaktor

Auch die meßtechnischen Unsicherheiten dieser biologischen Parameter wurden entscheidend reduziert: Nach der Standardisierung z.B. der AT₄-Bestimmungsmethode wurde im Laborvergleich ein Variationskoeffizient von 13% erreicht.

25 Emissionen der MBV-Anlagen

Zur Bestimmung der Abluftemissionen der MBV wurden von der Universität Hannover verschiedene großtechnische Anlagen untersucht. Bei aeroben Behandlungsverfahren treten relevante gasförmige Emissionen überwiegend während des Temperaturanstieges zu Beginn des Rotteprozesses auf. Während der ersten zwei Wochen der Behandlung werden daher gekapselte Anlagenkonzepte und geschlossene Abluftfassungen empfohlen.

Das Rohgas der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung enthält etwa 600 Gramm organischen Kohlenstoff (Doedens, Cuhls 1998) und stellt ein Vielstoffgemisch dar, das durch prozeßspezifische Stoffgruppen gekennzeichnet ist:

- Kohlendioxid und Methan als Produkte des biologischen Abbaus
- Organische Verbindungen, die während der Abbauprozesse aus vorhandenen Stoffen metabolisiert oder neu gebildet werden
- Leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe, die aus dem Abfall ausgestrikt werden
- Prozeßbedingt überwiegend nicht in der Abluft enthalten sind Schwermetalle und schwerflüchtige organische Verbindungen, da diese im Abfall verbleiben.
- Keimemissionen durch biologische Prozesse

Damit stellt sich das charakteristische Emissionsprofil einer MBV-Anlage anders dar als das einer Müllverbrennungsanlage (MVA), in der ein Hochtemperaturprozeß stattfindet, d.h. die organischen Schadstoffe weitgehend eliminiert werden und gleichzeitig mittel- und schwerflüchtige anorganische Stoffe in die Abluft gelangen. Weiterhin weisen die emittierten Abluftströme auch auf die prozeßspezifische Verfahrenstechnik hin: Ein erhöhter Kohlenstoffgehalt der Abluft einer MVA ist Indiz für ei-

nen unvollständigen Verbrennungsprozeß, der u.a. auch die Bildung persistenter organischer Verbindungen impliziert. Der Kohlenstoff-Grenzwert für MVA umfaßt damit auch Aspekte der Qualitätskontrolle. Einen vergleichbaren geeigneten Parameter zur Qualitätskontrolle des MBV-Prozesses stellt der Parameter „Methan“ dar, der auf einen unvollständigen aeroben Abbau hinweist.

Keimuntersuchungen über den Sortierbändern der großtechnischen Anlage in Horm haben zudem gezeigt, daß die Gesamtkeimbelastung in Menge und Zusammensetzung (90% Pilze) der von Wertstoffsartieranlagen gleicht. Mit einer mittleren Belastung von 75.000 KBE Schimmelpilzen pro m³ ergibt sich gemäß der LASI-Leitlinie für den Arbeitsschutz in biologischen Abfallbehandlungsanlagen die Notwendigkeit für weitergehende hygienische Maßnahmen sowie für die Optimierung der organisatorischen und technischen Schutzmaßnahmen. Meßtechnische Vereinfachungen würden sich ergeben, wenn die in den Untersuchungen ermittelte Korrelation zwischen Pilzen und Feinstaub der Partikelgröße 2-5 µm mit belastbaren Daten abgesichert werden kann. Bei Routinemessungen, z.B. im Rahmen der arbeitsmedizinischen Vorsorge, könnte dann auf die bewährte Meßgröße „Staubgehalt“ zurückgegriffen werden.

26 Emissionen auf der Deponie

Das Deponieverhalten des gerotteten Abfalls wurde in 84 Deponiesimulationsreaktoren (DSR) untersucht, in die insgesamt 22 m³ MBV-Material eingebaut wurden. Die Reaktoren stellen Deponie-Modellsysteme dar, an denen Aussagen über die Emissionsverläufe und -qualitäten gewonnen werden können.

Durch die Abtrennung der heizwertreichen Fraktion und eine drei- bis viermonatige biologische Behandlung läßt sich eine Einbaudichte von über 1 Mg/m³ (trocken) erreichen. Die hydraulische Leitfähigkeit des eingebauten Materials liegt im Bereich von 10⁻⁸ m/s. Nun ist zu prüfen, ob diese Werte auch im Deponiebetrieb erreicht bzw. dort sogar noch verbessert werden können. Dort ergibt sich durch die Strukturveränderung des Materials auch die Notwendigkeit, neue Verfahren für den Einbau der Abfälle zu erproben, da der bisherige Abfalleinbau mit Kompaktoren dafür nicht geeignet erscheint.

In den Simulationsreaktoren war das Emissionspotential der Sickerwasserbelastung von MBV-Material gegenüber dem von unbehandelten Abfällen um ca. 90% reduziert. Weiterhin konnte der bei den Abfällen bestimmte Parameter „biologischer Sauerstoffverbrauch in vier Tagen (AT4)“ mit den nach der Ablagerung ermittelten Sickerwasserbelastungen korreliert werden (Tabelle 2).

Das Gasbildungspotential von MBV-Material wird auf 20-40 NI/kg TS geschätzt und beträgt damit 10% des Gasbildungspotentials von unbehandeltem Abfall. Für eine 20 m hohe Deponie ergeben sich dann noch Restgasemissionen von weniger als 2 l/m²/h. Das darin enthaltene Methan kann ohne aktive Entgasungsmaßnahmen allein durch die Methanoxidation in einer gasdurchlässigen Deponiedeckschicht zu 90-95% eliminiert werden.

Tab. 2 Wertebereiche relevanter Alternativparameter in Abhängigkeit von der Zielgröße Sickerwasserbelastung (Höring et al 1999)

mittlere Sickerwasserbelastung TOC [mg/l]	TOC Eluat [mg/l]	AT ₄ [mg O ₂ /gTS]
< 600	< 200	< 5
600 - 1000	200 - 300	
1000 - 2000	300 - 500	5 - 20
> 2000	> 500	10 - 50

mittlere Sickerwasserbelastung ges. N [mg/l]	ges. N Eluat [mg/l]	AT ₄ BMBF [mg O ₂ /gTS]
200 - 400	30 - 50	< 5
400 - 1000	50 - 100	5 - 20
> 1000	100 - 250	> 20

27 Ökologische Verfahrensbewertung

Ökosystemare Gesamtbetrachtungen untersuchen das Belastungsprofil von MBV und anschließender Ablagerung sowohl im nationalen Kontext als auch im Vergleich zur Müllverbrennung. Dabei zeigt sich, daß die Abfallbehandlung und -ablagerung, unabhängig vom Entsorgungsweg, nur zu weniger als 1% an der nationalen Gesamtbelastung¹ beteiligt ist. Diese Belastungen lassen sich reduzieren, wobei als wesentliche Einflußfaktoren auf die ökologische Gesamtbeurteilung die Rahmenbedingungen beim Einsatz von Energieträgern und bei der Verwertung von ausgeschleusten Stoffströmen und der Verbleib von Einzelsubstanzen mit hohem Wirkungspotential ermittelt wurden. Je umfangreicher das realisierte Stoffstrommanagement ist, d.h. je mehr Stoffströme und Energieträger in die Produktionssphäre zurückgeführt werden, um so mehr bestimmen die dort jeweils herrschenden Einsatz- und Substitutionsmöglichkeiten die ökologische Gesamtbilanz.

Mit Hilfe der ökobilanziellen Gesamtbetrachtung lassen sich auch Wechselwirkungen zwischen dem technischen Leistungsstand und der Umwelt darstellen und Kompromissituationen innerhalb der MBV-Technik lösen: Beispielweise kann - unter Berücksichtigung der Methanoxidationskapazität von Deponie-Deckschichten - das verfahrensspezifische Treibhauspotential minimiert werden, indem das Optimum aus technischem Aufwand und deponieseitigen Restemissionen ermittelt wird (Abbildung 3).

¹ gemessen in den Wirkungskategorien globale Erwärmung, Ozonabbau, Sommersmog, Versauerung, Eutrophierung, kurz- und langfristige Kanzerogene, Humantoxizität und kritische Volumina

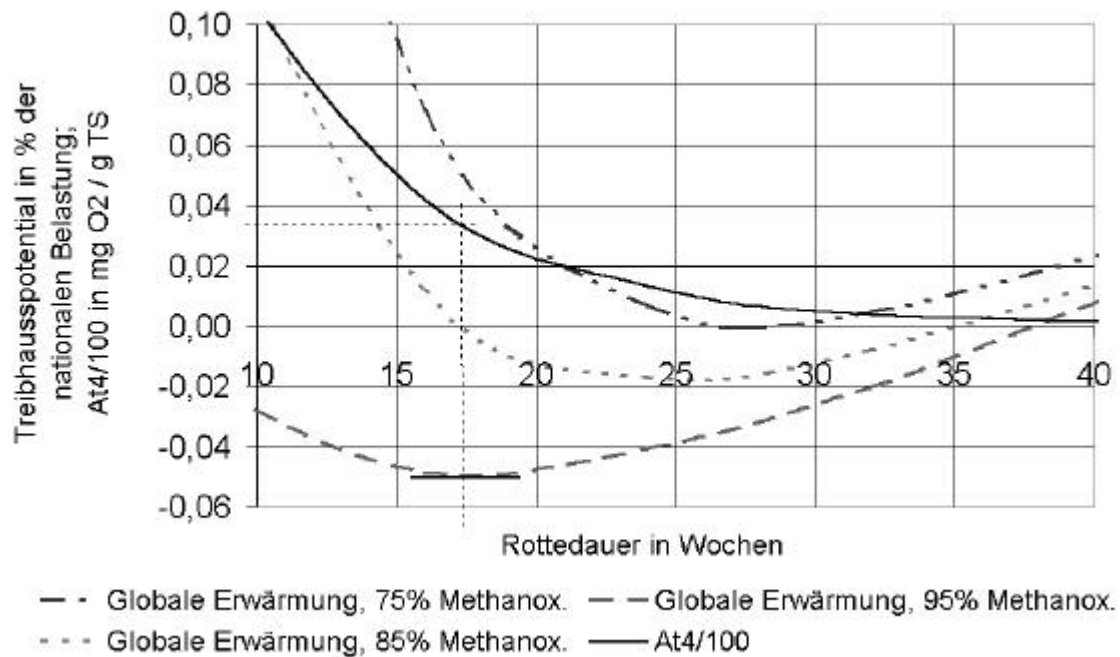


Abb. 3 Einfluß der Methanoxidationskapazität von Deponie-Deckschichten auf den Zusammenhang von Rottedauer und Treibhauspotential

Darstellen lassen sich weiterhin die kumulierten Umwelteffekte der Abluftemissionen von MBV-Anlagen (Abbildung 4). Bezeichnet sind die Stoffe und Stoffgruppen, die auf die Kategorien Treibhauseffekt (GWP), Ozonabbau (ODP), Versauerung (AP), Eutrophierung (NP), photochemischer Sommersmog (PCOP), kritische Volumen, Toxizitäten (aquatische -AETP, terrestrische - TETP, Human - HTP) einen wesentlichen Einfluß haben. Für die Einordnung dieser Stoffe und Stoffgruppen ist zu berücksichtigen, daß einerseits der Anteil der MBV an den nationalen Gesamtbelastungen in den einzelnen Wirkungskategorien unterschiedlich ausfällt, andererseits die Wirkungskategorien auch umweltpolitisch unterschiedlich gewichtet werden.

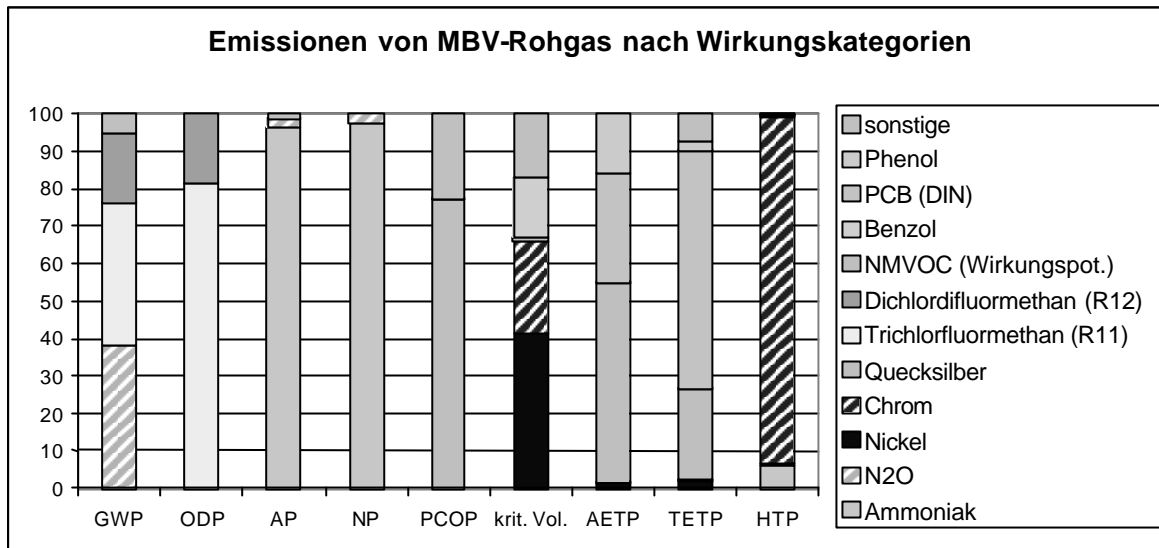


Abb. 4 Emissionen von MBV-Rohgas nach Wirkungskategorien

Dabei zeigt sich, daß die Wirkungskategorien Treibhauspotential (GWP), Ozonabbau (ODP), Sommersmog (PCOP) und die terrestrische Toxizität maßgeblich von organischen Kohlenstoffemissionen beeinflusst werden. Die übrigen ökobilanziellen Wirkungskategorien sind nicht durch organische Verbindungen bedingt und weisen mit deutlich unter einem Promille nur sehr geringe Anteile an den nationalen Gesamtbelastungen auf. Bezüglich der relevanten Wirkungskategorien ergibt sich folgendes Bild:

- Treibhauspotential (GWP): Unter den klimarelevanten Stoffgruppen spielt das Methan, das während des Anlagenbetriebes entsteht, keine nennenswerte Rolle. Relevant sind die Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe (FCKW) R11 und R12 sowie Lachgas. Bezüglich FCKW ist wegen der gesetzlichen Situation davon auszugehen, daß diese Materialien mittelfristig nicht mehr im Abfall vorkommen, da FCKW inzwischen weitgehend durch andere Stoffe abgelöst wurden. Bis dahin sind geeignete Übergangstechnologien notwendig. Lachgas entsteht bei der unvollständigen Oxidation von Ammoniak im Biofilter. Hier muß primär die Ammoniakbildung durch geeignete Maßnahmen der Prozeßführung unterbunden werden, z.B. durch die Einstellung des günstigsten Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnisses, was vor allem beim Einsatz von Klärschlämmen zu beachten ist. Dennoch entstandenes Ammoniak sollte durch Maßnahmen der Gasreinigung eliminiert werden. Dafür sind Verfahren wie die saure Gaswäsche Stand der Technik. Damit ergeben sich auch erhebliche Entlastungen bei Eutrophierungs- und Versauerungspotential.
- Ozonabbaupotential (ODP): Den hohen Stellenwert der FCKW beim ODP unterstreicht die Notwendigkeit von Technologien, die die Stoffe fassen und beseitigen, solange sie noch mit dem Abfall in die MBV-Anlagen eingetragen werden. Die Wirkungsgrade der Abluftbehandlung mit Biofiltern sind vergleichsweise gering.
- Sommersmogpotential (PCOP): Bezüglich des PCOP ist ebenfalls ein großer Einfluß der organischen Verbindungen feststellbar (in Abbildung 4 summarisch ausgewiesen als „NMVOC“). Sie werden teilweise mikrobiell gebildet und können in vielen Fällen durch Biofilter eliminiert werden. Für einzelne Stoffe konnte gezeigt werden, daß sie mit natürlichen Belastungen vergleichbar sind, so liegt die Terpen-Emission einer Anlage mit einer Jahreskapazität von 100.000 Tonnen Restabfall in der gleichen Größenordnung wie die eines 100 Hektar großen Waldes (CUHLS 2000).

Die Klassifizierung der Emissionen in Wirkungskategorien zeigt deutlich, daß die bisher weitgehend eingesetzte Abluftreinigung mit Biofiltern Schwachstellen aufweist. Einerseits verfügen die bisher

eingesetzten Biofilter noch über erhebliche Optimierungspotentiale, da sie in der Regel nicht mit dem Ziel der Kohlenstoff-, sondern der Geruchsreduktion betrieben wurden und nun entsprechend anzupassen sind. Andererseits lassen sich die den Biofiltern zugrunde liegenden Reinigungsmechanismen nicht für alle ermittelten Schadstoffe anwenden, so daß für diese weitergehende Reinigungstechnologien anzustreben sind. Solche lassen sich nur dann wirtschaftlich betreiben, wenn die zu reinigenden Luftmengen gering gehalten werden. Gerade zu Beginn der Rotte werden die Mieten deutlich über den Sauerstoff bedarf hinaus belüftet, um die erzeugte Wärme abzuführen. Bei entsprechender Abluftkühlung lassen sich daher Teile der Luft im Kreis führen. Die konkrete Gestaltung, d.h. der jeweils benötigte Restsauerstoffgehalt, ist noch näher zu untersuchen.

28 Anlagenstandards

Bei der Festlegung von Anlagenstandards sind sowohl die Umweltverträglichkeit der Behandlung als auch die Umweltverträglichkeit nach der Ablagerung sicher zu stellen. Die vielfältigen Erkenntnisse des BMBF-Verbundvorhabens bieten die Möglichkeit der Ableitung von wissenschaftlich fundierten Standards:

Beispielsweise kann der AT_4 - neben den bereits in Tabelle 2 und Abbildung 3 dargestellten Korrelationen zur Sickerwasserbelastung und zum Treibhauspotential - auch mit ökosystemaren Bewertungsgrößen korreliert werden: Unbehandelter Restabfall mit einem AT_4 von 20-60 $mg\ O_2/gTS$ ist mit AT_4 -Werten von kaum abgebautem Streumaterial aus L-Horizonten von Waldböden vergleichbar. Dagegen entspricht der Abbauzustand des behandelten Restmülls demjenigen von humifizierter organischer Substanz in Oberböden (O- und A-Horizonte), die Atmungsaktivitäten von weniger als 6 $mg\ CO_2-C/gTOC$ aufweist. Bei einem AT_4 von maximal 5 mgO_2/gTS sind damit nicht nur geringe, in der Deponie abbaubare Methanemissionen, tolerierbare Sickerwasserbelastungen und eine Minimierung des Treibhauspotentials aus Behandlungsaufwand und deponieseitigen Methanemissionen in der ökologischen Gesamtbetrachtung zu erwarten. Die Abfälle weisen zudem einen Abbaugrad auf, der vergleichbar mit dem der organischen Substanz in Oberböden ist.

Der AT_4 von 5 mgO_2/gTS korrespondiert mit einem GB_{21} von maximal 20 $Nl/kgTS$, einem TOC im Eluat von maximal 200-300 mg/l und einem C/L-Verhältnis von maximal 0,5. Die entsprechenden Werte wurden teilweise in den Entwurf der geplanten Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Fortschreibung der TA Siedlungsabfall) übernommen (vergleiche Beitrag von RADDE in diesem Heft). Ergänzend sind Grenzwerte für die Abluftemissionen aus dem Anlagenbetrieb geplant. Diskutiert wird die Begrenzung des organischen Kohlenstoffs auf 55 Gramm pro Tonne behandeltem Material. Dieser Wert ist in Fachkreisen umstritten, da er sich nicht an den von den organischen Substanzen ausgehenden Umweltbelastungen orientiert sondern von der nach dem Grenzwert der 17.BImSchV zulässigen Abgasfracht einer MVA übertragen wurde.

Auch bei der Festlegung von Emissionsstandards für den Anlagenbetrieb lassen sich anhand der Ergebnisse des Verbundvorhabens ganzheitliche Betrachtungen anstellen: Zunächst ist für die Umweltverträglichkeit einer Minderungsmaßnahme zu fordern, daß der ökologische Nutzen der Maßnahme höher ist als der ökologische Aufwand. Das bedeutet, daß Aufwendungen nur so lange zweckmäßig sind, als der für die Minderung erforderliche Aufwand die Belastung des Rohgases nicht übersteigt.

Anhand der Rohgasemissionen lassen sich die zulässigen Emissionsäquivalente für die verschiedenen Wirkungskategorien bestimmen. Je höher die Reinigungsleistung der Minderungsmaßnahme, desto höher der zulässige Aufwand. Beispielhaft wurden dazu die maximal zulässigen Energieverbräuche bei Wirkungsgraden von 10 und 90 Prozent für die Wirkungskategorien Treibhauspotential, Ozonabbaupotential und Sommersmogpotential bestimmt (Tabelle 3). Eine gesamt-ökologisch gleichwertige oder bessere Reinigungsleistung wird nur dann erreicht, wenn die erforderliche Zusatzenergie für deren Betrieb diesen Betrag nicht übersteigt. Zu berücksichtigen ist der Heizenergiegehalt des Rohgases (z.B. in Form von Methan), da dieser Anteil nicht extern zugeführt werden muß. Dabei sind höhere Konzentrationen im Abgas durch Verringerung der Gasmengen bei gleichbleibender Fracht positiv zu bewerten. Die Ergebnisse zeigen, daß die Begrenzung des Einsatzes von thermischen Reinigungsanla-

gen erwartungsgemäß vor allem durch das Treibhauspotential erfolgt; für alle anderen Wirkungskategorien liegen die zulässigen Energieverbräuche wesentlich höher. Die im Rohgas enthaltenen Kohlendioxid-Belastungspotentiale liegen bei etwa 10 Kilogramm klimarelevanter Kohlendioxid-Äquivalente pro Tonne Abfallinput, entsprechend dürfen etwa 3 Kilogramm fossiler Kohlenstoff für die Reinigungsleistung aufgebracht werden, ehe das Treibhauspotential über den Wert im Rohgas hinaus wieder ansteigt. Diese Grenze sollte auch von weitergehenden Reinigungstechnologien nicht überschritten werden.

Tab. 3 Maximal zulässige Energieverbräuche bei verschiedenen Abscheideleistungen

Wirkungskategorie	Abscheideleistung %	Max. zulässiger Energieaufwand ²⁾ /kWh/Mg Input/
Treibhauspotential (GWP) ¹⁾	10	1,9
	90	16,9
Ozonabbaupotential (ODP)	10	7560,8
	90	68047,1
Sommersmogpotential (POCP)	10	570,7
	90	5144,3

¹⁾ In das Treibhauspotential gehen die in der Abluft enthaltenen CO₂-Mengen nicht ein

²⁾ Angesetzt ist ein elektrischer Energieaufwand (der Direkteinsatz von fossiler Energie führt zu besseren Ergebnissen), Betriebsmittel sind nicht berücksichtigt.

29 Ausblick

Durch das BMBF-Verbundvorhaben wurde die mechanisch-biologische Abfallbehandlung umfassend untersucht. Nun steht ihre Integration in die bestehende Abfallwirtschaft an. Dabei ist zunächst zu klären, wie eine umweltverträgliche Behandlung und Entsorgung von Siedlungsabfällen in Hinblick auf die Forderungen einer nachhaltigen Entwicklung grundsätzlich gestaltet werden soll, daß sie einerseits Anreize zur weiteren Reduzierung der Abfallströme bietet, andererseits den Umgang mit dem verbleibenden Rest optimiert.

Forschungsbedarf ergibt sich dabei sowohl für die Kriterien einer zukunftsorientierten Technikgestaltung (z.B. Welche Behandlungskapazitäten sind kurz- und mittelfristig vorhanden und erforderlich? Durch welche administrativen, logistischen etc. Maßnahmen lassen sich die Abfallströme in die höherwertigen Behandlungsanlagen lenken?) als auch für konkrete Einzelfragen der MBV-Technologie (z.B. Welche Techniken sind geeignet, eine heizwertreiche Fraktion abzutrennen? Läßt sich die Abtrennung von heizwertreichen Fraktionen mit der Abtrennung anderer Wertstoffe kombinieren?) und die übergeordnete gesellschaftliche Thematik der nachhaltigen Abfallwirtschaft (z.B. Wodurch sind nachhaltige Stoffflußsysteme charakterisiert? Welche Faktoren beeinflussen die Akzeptanz welcher Abfallwirtschaftsmaßnahmen?).

30 Literatur

Die vollständigen Ergebnisse des Verbundvorhabens sind im Tagungsband „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ zusammengestellt, dem auch die hier präsentierten Abbildungen und Tabellen entnommen sind. Er kann bezogen werden bei der FG Ökotechnologie der Universität Potsdam, Park Babelsberg 14, 14482 Potsdam. Fax: 0331 – 9774433. Email: gfried@rz.uni-potsdam.de

Umweltbundesamt Berlin (III 4) (UBA) (1999): Bericht zur „Ökologischen Vertretbarkeit“ der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung. Berlin, Juli 1999.

CUHLS, C. 2000: mündliche Mitteilung am 17. April 2000.

RADDE, A. 2000: Entwicklung des Regelungsrahmens und Anforderungen an die MBA. In: Soyez, K. et al (Hg.): Die Zukunft der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Schriftenreihe des Zentrums für Umweltwissenschaften der Universität Potsdam. Heft 6.

SOYEZ, K.; KOLLER, M.; THRÄN, D. 2000: Kumulierte Umwelteffekte als Maßstab - Die Emissionen aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen lassen sich auf der Basis von umfassenden ökologischen Wirkungsabschätzungen minimieren. In: Müllmagazin 2/2000 (im Druck).

Anschrift der Autoren:

Dr. Konrad Soyez, Daniela Thrän, Matthias Koller, Tim Hermann
Universität Potsdam
Zentrum für Umweltwissenschaften
Forschungsgruppe Ökotechnologie
Park Babelsberg 14, Haus 7
D - 14482 Potsdam
Tel.: 0331/977-4477, Fax: 0331/977-4433
e-mail: koller@rz.uni-potsam.de