



Klimarelevanz der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung

Dr. Barbara Zeschmar-Lahl

GLIEDERUNG

1.	HINTERGRUND	2
2.	ÖSTERREICHISCHES MAßNAHMENPROGRAMM ABFALLWIRTSCHAFT	2
3.	DIE ROLLE DER MBA IN DER ÖSTERREICHISCHEN ABFALLWIRTSCHAFT	5
4.	KLIMAEFFEKTE DER MECHANISCH-BIOLOGISCHEN ABFALLBEHANDLUNG.....	7
4.1.	EMISSIONEN AN KLIMARELEVANTEN GASEN	7
4.1.1.	Abgasreinigung.....	9
4.1.2.	Offene Nachrotte	13
4.1.3.	Ablagerung der Rottefraktion	14
4.1.4.	Energie- und Stoffbedarf.....	18
4.1.5.	Transporte	19
4.2.	EINSPARUNG AN EMISSIONEN KLIMARELEVANTER GASE	20
4.2.1.	Vermeidung der Bildung und Freisetzung von Deponiegas	20
4.2.2.	Deponiegasentsorgung.....	22
4.2.3.	Einsparung an Emissionen durch Verdrängung fossiler Energieträger bei der Aufbringung von Energie und Raumwärme	23
4.2.4.	Einsparung an Emissionen durch Substitution von Primärrohstoffen	28
4.3.	GESAMTSCHAU	28
4.4.	VERGLEICH MIT ERGEBNISSEN ANDERER ÖKOBILANZ-STUDIEN	30
5.	FAZIT.....	31
6.	QUELLENVERZEICHNIS	32



1. Hintergrund

Die Europäische Union und ihre Mitgliedstaaten haben sich 1997 in Kyoto zu einer Reduktion der Treibhausgase um 8 % verpflichtet. Im Rahmen des so genannten *burden sharing agreement* wurde dabei für Österreich ein Reduktionsziel von 13 % für die sechs Kyoto-Gase festgelegt [1], vgl. Tab. 1. Durch die Ratifizierung des Kyoto-Protokolls und dessen Inkrafttreten am 16.02.2005 ist dieses Ziel auch völkerrechtlich verbindlich. Um das Reduktionsziel zu erreichen, enthält die österreichische Klimaschutzstrategie Programme für verschiedene Maßnahmenbereiche, u.a. für die Abfallwirtschaft, vgl. Tab. 2.

Tab. 1: Kyotogase, Reduktionsziel für Österreich: 13 % in der Summe

	Bezugsjahr 1990 für Reduktionsziel		
Bezeichnung	Kohlendioxid, fossil	Methan	Lachgas
Chemische Formel	CO₂	CH₄	N₂O
Treibhauspotential	1	21	310
	Bezugsjahr 1995 für Reduktionsziel		
Bezeichnung	Halogenierte Fluorkohlenwasserstoffe	Perfluorierte Kohlenwasserstoffe	Schwefelhexafluorid
Abkürzung/Formel	H-FKW	PFKW	SF₆
Treibhauspotential	zwischen 140 (H-FKW 152a) und ~12.000 (H-FKW 23)	zwischen 6.500 (CF ₄) und 9.200 (C ₃ F ₆)	24.000

2. Österreichisches Maßnahmenprogramm Abfallwirtschaft

Die Klimaschutzstrategie im Bereich Abfallwirtschaft besagt [1]: *Die Umsetzung der Deponieverordnung wird eine weitere maßgebliche Reduktion sowohl von Methan-, als auch von CO₂-Emissionen bewirken, da nur mehr entsprechend behandelte Abfälle abgelagert werden dürfen (entweder mit einem TOC < 5 % oder mechanisch-biologisch vorbehandelt mit einem Heizwert von < 6.000 kJ/kg). Das größte Treibhausgas-Reduktionspotential im Bereich der Abfallwirtschaft hat die Verbrennung von Abfällen bei maximaler Wärme- und Stromauskoppelung. Bis 2010 wird im*



Trendszenario eine Reduktion um 1,4 Mio. t gegenüber 1990 auf 4,8 Mio. t CO₂-Äquivalent erwartet (Studie Brunner/Fehringner [2]).

Tab. 2: Ist-Emissionen und Trend-/Zielwerte für 2010 nach Emissionsquellen in Mio. Tonnen CO₂-Äquivalent pro Jahr [1]

Maßnahmenbereich/Maßnahmen im Inland	1990	1999	2000	Trend 2010	Redukt.-potential	Ziel 2010
1. Raumwärme und sonstiger Kleinverbrauch ^① (CO ₂ +N ₂ O+CH ₄)	14,60	14,89	14,17	14,5	4,0	10,5
2. Energieaufbringung (Elektrizitäts- u. Wärmeerzeugung, Raffinerien; CO ₂ +N ₂ O+CH ₄)	14,44	12,97	12,18	14,5	2,1	12,4
3. Abfallwirtschaft (CH ₄ +N ₂ O+CO ₂)	6,26	5,31	5,33	4,8	1,1	3,7
4. Verkehr (CO ₂ +N ₂ O+CH ₄)	12,32	16,59	17,53	20,0	3,7	16,3
5. Industrie und produzierendes Gewerbe (CO ₂ +N ₂ O+CH ₄ ; inkl. Prozesse, ohne Strombezug)	21,71	22,46	23,15	22,0	1,25	20,75
6. Landwirtschaft (CH ₄ +N ₂ O)	5,60	4,93	4,81	4,8	0,4	4,4
7. „Fluorierte Gase“ (H-FKW, PFKW, SF ₆)	1,74 ^②	1,60	1,74	3,0	1,2	1,8
sonstige CO ₂ -, CH ₄ - und N ₂ O- Emissionen (vor allem Lösemittelverwendung)	0,97	0,95	0,84	0,8	0,1	0,7
<i>Summe Inland</i>	<i>77,64</i>	<i>79,73</i>	<i>79,75</i>	<i>84,4</i>	<i>13,85</i>	<i>70,55</i>
Zielwert gemäß EU-Lastenaufteilung zum Kyoto-Protokoll						67,55

① Die offizielle Emissionsinventur des UBA weist in dieser Kategorie neben den heizenergiebedingten Emissionen von Haushalten, Betrieben und Dienstleistungen auch Kleinverbräuche aus Maschineneinsatz in der Land- und Forstwirtschaft aus (2000 ca. 1,7 Mio. t CO₂-Äquivalent)

② Basisjahr 1995

*Dies beruht vor allem auf der Erhöhung des Anteils der Restmüllverbrennung (MVA) sowie der Vorbehandlung von Abfällen in **mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA)**. Allein aus dem Bereich des Restmülls wird von einer Reduktion der CH₄- und CO₂-Emissionen um 0,84 Mio. t CO₂-Äquivalent ausgegangen [BMUJF, Hackl/Mauschitz 1999 [3]]. Das Standardszenario unterstellt dabei eine Restmüllbehandlung im Verhältnis 50 % MVA und **50 % MBA** (1996: 34 % MVA). Weitere Trendreduktionen i.H.v. zumindest 0,5 Mio. t werden durch den erhöhten*



Anteil der Verbrennung in den übrigen Bereichen der Abfallwirtschaft (Industrie und Gewerbe) erwartet.

Im dazugehörigen Maßnahmenprogramm wird die Festlegung und gesetzliche Verankerung des **Standes der Technik** für mechanisch-biologische Vorbehandlungsanlagen (**TA MBA**) als *teilweise umgesetzt* angegeben. Die TA MBA [4] ist allerdings bislang noch nicht auf den Status einer rechtsverbindlichen Verordnung gehoben worden.

Seit Beschluss der Klimastrategie haben sich nach Hackl [5] verschiedene Faktoren entwickelt, die das Zahlenmaterial der Klimastrategie auf dem Abfallsektor signifikant beeinflussen:

- Veränderung bei den Zuordnungskriterien zu den Maßnahmebereichen (Abfallwirtschaft, Energieaufbringung, Raumwärme) seit 2002
- Nationaler Allokationsplan (NAP) zum Emissionszertifikatengesetz (EZG): Mitverbrennung von Abfällen oder daraus erzeugten Brennstoffen wird nicht dem Maßnahmenbereich Abfallwirtschaft, sondern dem Bereich Raumwärme, Energieaufbringung oder Industrie und produzierendes Gewerbe zugeordnet.
- Kleine Novelle Deponieverordnung vom Jänner 2004 [6] mit Erhöhung des maximal zulässigen Brennwertes von MBA-Deponiegut um 10 % wird Treibhausgasemissionen aus Deponien wieder ansteigen lassen.
- Seit 1998 verbesserte Datenqualität über Gehalt an abbaubarem Kohlenstoff in Abfällen [3, 7] und dadurch Verbesserung der Deponiegasprognosen.

Diese Einflüsse machen nach Hackl [5] eine Novellierung der Klimastrategie notwendig, die allerdings erst für Anfang 2005 erwartet wird. So könnte wegen der geringeren Gehalte an abbaubarem Kohlenstoff in Abfällen, der verbesserten Deponiegasfassung und weiter steigender Nutzung der Mitverbrennung von Abfällen und Ersatzbrennstoffen der Zielwert an CO₂-Emissionensäquivalenten für die Abfallwirtschaft für 2010 gesenkt werden. Auf der anderen Seite führen ein steigendes Aufkommen an Abfällen sowie an kommunalen und industriellen Klärschlämmen, ebenso der Einfluss des Allokationsplans und auch die angesprochene Erhöhung des Heizwertes für MBA-Deponiegut (s.u.) zu einer gegenläufigen Tendenz [5].



3. Die Rolle der MBA in der österreichischen Abfallwirtschaft

Im Jahr 2004 waren in Österreich 16 MBA-Anlagen mit unterschiedlichem Standard in Betrieb [8], vgl. Tab. 3. Ihre Kapazität betrug rund 609.000 t/a [9] und soll bis zum Jahr 2010 auf rund 717.000 t/a ausgebaut werden [5]. Dies entspricht nicht einmal der Hälfte der bereits im Jahr 2004 verfügbaren MVA-Kapazität von rund 1,49 Mio. t. Mit Inbetriebnahme der Wiener MVA Pfaffenau im Jahr 2008 wird die Verbrennungskapazität auf rund 1,73 Mio. t ansteigen.

Tab. 3: Mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlagen im Jahr 2004 [9]

Standort	Betreiber	Kapazität, t pro Jahr
2401 Fischamend	Rottner Rudolf Ing. GmbH	27.000
2624 Breitenau	Reinhalteverband "Grüne Tonne" Neunkirchen GmbH	45.000
2751 Wöllersdorf-Steinabrückl	Wiener Neustädter Stadtwerke und Kommunalservice GmbH	27.000
4030 Linz	Stadtbetriebe Linz GmbH	85.000
4175 Herzogsdorf	Deponiebetriebs Zellinger GmbH	15.000
4560 Inzersdorf im Kremstal	Bezirksabfallverband Kirchdorf	12.000
4974 Ort im Innkreis	Müllverwertungs- und Mülldeponiebetriebs GmbH	15.000
5101 Bergheim	SAB - Salzburger Abfallbeseitigung GmbH	145.000
5700 Zell am See	Zemka GmbH	27.000
6330 Kufstein	Thöni Industriebetriebe GmbH	9.500
7350 Oberpullendorf	Umweltdienst Burgenland GmbH	54.000
8492 Halbenrain	.A.S.A. Abfallservice GmbH & Co Nfg KG Graz (ehem. Entsorga)	70.000
8643 Allerheiligen im Mürztal	AWV Mürzverband	25.000
8842 Frojach-Katsch	Abfallwirtschaftsverband Murau	14.000
8940 Liezen	Abfallwirtschaftsverband Liezen	31.000
8966 Aich	Abfallwirtschaftsverband Schladming	7.000
Summe		608.500



Moderne mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen können, bei aller Unterschiedlichkeit im Detail, grob in zwei Behandlungsverfahren unterteilt werden:

- **Endrotteverfahren** mit biologischer Stabilisierung vor oder nach Abtrennung einer heizwertreichen Fraktion. Letztere wird verbrannt oder ggf. nach weiterer Aufbereitung verwertet (z.B. im Zement- oder Stahlwerk), der biologisch stabilisierte Rest wird deponiert.
- **Stabilisierungsverfahren** mit biologischer Trocknung des Abfalls auf < 15 % Wasser und damit Teilstabilisierung ("Trockenstabilisierung") sowie anschließender thermischer Behandlung/Verwertung dieser heizwertreichen Fraktion. Heizwertarme Stoffe wie Eisen- und Nichteisenmetalle, mitunter auch Glas werden abgetrennt und zur Verwertung verbracht oder im Falle von Inertien deponiert.

Je nach Anlagenkonfiguration kann die thermisch verwertbare Fraktion weiter aufgetrennt (mittelkalorisch, hochkalorisch) oder durch weitere Techniken wie Nah-Infrarot-Detektion stofflich verwertbare Fraktionen (verschiedene Kunststoffe) abgetrennt werden.

Alle österreichischen MBA-Anlagen arbeiten nach dem Prinzip des Endrotteverfahrens. Während in der Vergangenheit in den meisten Fällen keine heizwertreiche Fraktion abgetrennt wurde – oder wenn doch, dann wurde auch diese deponiert –, hat sich seit Inkrafttreten des Ablagerungsverbots nach DVO die Zielsetzung geändert [10]. Heute fallen an den österreichischen MBA-Anlagen in Abhängigkeit von der Betriebsweise und von der eingesetzten Abfallmenge rund ein Drittel des Eingangsmaterials als Deponiefraktion an, ein weiteres Drittel als heizwertreiche Fraktion(en), sowie in geringeren Mengen Eisen- und eventuell Nichteisenmetall. Das restliche Drittel verlässt die Anlage im Wesentlichen über den Abgasstrom [8].

Die Angaben über die aus diesen Anlagen ausgeschleusten Mengen an heizwertreicher Fraktion und damit an Bedarf an thermischer Behandlungs-/Verwertungs-kapazität variieren. Basierend auf einem Anteil an heizwertreicher Fraktion von 50 % des Inputs errechnet Hackl [5] ein Aufkommen von knapp 360.000 t/a. Laut Umweltkontrollbericht 2004 [8] beträgt der Output an heizwertreicher Fraktion der österreichischen MBA-Anlagen hingegen lediglich ein Drittel, das ergibt knapp 240.000 t/a.



Die neue Linzer MBA-Anlage erzeugt dagegen 30 % hochkalorische Fraktion (vor allem Kunststoffe) und 15 % mittelkalorische Fraktion, in Summe also 45 % des Inputs, die thermisch verwertet oder behandelt werden. Welche Mengen heizwertreicher Fraktion aus MBA-Anlagen zukünftig ausgeschleust werden, ist nur schwer abzuschätzen. Die Kleine Novelle Deponieverordnung mit der Anhebung des Brennwert-Grenzwertes für Deponiegut um 10 % könnten eine Reduzierung der heizwertreichen Fraktion in entsprechender Höhe nach sich ziehen. Genaue Zahlen oder Abschätzungen liegen noch nicht vor.

4. Klimateffekte der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung

Die Klima-Effekte der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung setzen sich aus folgenden Bausteinen zusammen:

➤ Emissionen an klimarelevanten Gasen

- mit dem Abgas der Anlage (gefasst und nicht gefasst),
- aus der Ablagerung der Rottefraktion,
- indirekt infolge des Bedarfs der Anlage an Energie und Stoffen für Aufbereitung, Immissionsschutz (Abgasreinigung), Konfektionierung der heizwertreichen Fraktion(en) (z.B. Pelletierung).
- aus den Transportvorgängen (Bilanzierung nach NAP im Transportsektor).

➤ Einsparung an Emissionen klimarelevanter Gase durch

- Verzicht auf Deponierung des unbehandelten Abfalls,
- Verdrängung fossiler Energieträger bei der Aufbringung von Energie und Raumwärme (Bilanzierung nach NAP jeweils dort),
- Substitution von Primärrohstoffen (Eisen, ggf. Aluminium, ggf. Kunststoffe) (Bilanzierung nach NAP im Sektor Industrie und produzierendes Gewerbe).

4.1. Emissionen an klimarelevanten Gasen

Die abgasseitigen Emissionen sind in besonderem Maß von der Anlagentechnologie und dem Abgasreinigungsstandard abhängig. Im Jahr 2004 schätzte das Umweltbundesamt die Emissionsfracht an organischen Kohlenstoffverbindungen im Rohgas



österreichischer MBA-Anlagen auf ca. **0,4 bis 2 kg/t** Abfall, wobei bei schlechter Prozessführung auch höhere Emissionen auftreten können [8].

Altanlagen, die ihre Hauptrotte offen und ungesteuert betreiben, können im Extremfall mehrere Hundert oder Tausend Gramm **Methan** pro t Abfall emittieren [11]. Bei einem GWP von 21 kann dies ggf. zu klimarelevanten Emissionen von über 10 bis 100 kg CO₂-Äq./t Abfall führen. Messungen in dieser Größenordnung an österreichischen MBA-Anlagen sind aber nicht bekannt. Ökobilanzielle Berechnungen zeigen, dass die bei Freilandrotten oder unzureichend mit Sauerstoff versorgten eingehausten Systemen oder auch Vernässungen im Biofilter möglichen Methankonzentrationen von 1 bis > 50 g/m³ für den Treibhauseffekt von MBA-Konzepten einen ergebnisprägenden Einfluss haben [12].

Klimarelevant sind auch **FCKW** im Restabfall. In der Vergangenheit wurden R12 (GWP 8.500) und R22 (GWP 1.700) jeweils im Bereich zwischen 1 Milligramm und 1 Gramm sowie bis zu 11 Gramm R11 (GWP 4.000) pro Tonne Abfall (TS) nachgewiesen [13]. Diese Verbindungen werden bereits bei der mechanischen Behandlung, aber auch im Rahmen der Rotte aus dem Abfall freigesetzt. So wurden hohe FCKW-Emissionen im Rohgas (hinter dem Rottemodul) der MBA-Pilotanlage Kufstein (0,2 - 0,4 mg/Nm³ pro FCKW [14]) und im Rohgas und der Hallenabluft der MBA-Anlage Siggerwiesen gemessen, vgl. Tab. 4.

Tab. 4: FCKW-Frachten im Rohgas der MBA Siggerwiesen (3 Messungen) [14]

	GWP [15]	Rohgas hinter Rot- tetrommel			Rohgas hinter Rot- tetrommel			Hallenabluft		
		mg/m ³	g/t Input	kg CO ₂ - Äq./t	mg/m ³	g/t Input	kg CO ₂ - Äq./t	mg/m ³	g/t Input	kg CO ₂ - Äq./t
R 11 (CCl ₃ F)	4.000	12,0	8,5	34,0	9,0	4,1	16,4	0,3	0,4	1,6
R 12 (CCl ₂ F ₂)	8.500	16,0	11,3	96,1	0,5	0,2	1,7	0,3	0,4	3,4
R 113 (C ₂ Cl ₃ F ₃)	5.000	n.n	n.n		< 0,1	< 0,05		n.n	n.n	
R114 (C ₂ F ₄ Cl ₂)	9.300	n.n	n.n		0,4	0,2	1,9	0,3	0,4	3,72
Summe				130,1			20,0			8,7



Da die nachgeschaltete Abgasreinigung mittels Biofilter in der Anlage Siggerwiesen die FCKW kaum zurückhalten wird, ergeben sich für die untersuchten Einzelproben beträchtliche Emissionsfrachten von in Summe **30 bis 140 kg CO₂-Äq. pro Tonne Abfall**.

In wieweit FCKW heute noch in größerem Umfang im Restabfall und infolgedessen im Abgas von MBA-Anlagen auftreten, ist nicht abzuschätzen. Zwar werden diese FCKW heute nicht mehr verwendet, doch können Produkte, in denen sie eingesetzt wurden, teilweise eine Lebensdauer von 10 Jahren und mehr (Hartschaumprodukte im Baubereich: bis zu 50 Jahre) aufweisen.

4.1.1. Abgasreinigung

Noch vor kurzem verfügten die in Österreich in Betrieb stehenden MBA-Anlagen generell nur über geringe oder keine Abgasreinigungsaggregate. Nach wie vor setzen die meisten Anlagen nur Biofilter ein, Verbindlich einzuhaltende Emissionsgrenzwerte sind derzeit nur bei manchen MBA-Anlagen vorgeschrieben. Es ist aber zu erwarten, dass in den nächsten Jahren auch bei Altanlagen Maßnahmen zur Verbesserung der Abgaserfassung und -reinigung gesetzt werden [8].

Nach MBA-Richtlinie hat zumindestens die Intensivrotte in einem geschlossenen oder umhausten System stattzufinden, wobei die Rotteabluft vollständig einer Abgasreinigung und Ableitung über Kamin zuzuführen ist. Das gefasste Abgas muss die in Tab. 5 angeführten Grenzwerte einhalten. Zum Vergleich sind die Grenzwerte der deutschen 30. BImSchV [16] wiedergegeben.

Die oben angesprochenen Emissionsfrachten von 400 bis 2.000 g organischen Kohlenstoffs pro t Abfall [8] sind nach MBA-Richtlinie nicht mehr zulässig. Allerdings sind die Anforderungen an die Reinigung des gefassten Abgases in Österreich deutlich weniger streng als in Deutschland. So ist hier für das klimarelevante Lachgas (GWP 310!) kein verbindlicher Grenzwert vorgegeben, es wird vielmehr auf den Einzelfall und dann als Kann-Bestimmung abgestellt. Und beim Schlüsselparameter TOC – dem pro Tonne Abfall maximal emittierten Kohlenstoff – dürfen MBA-Anlagen hier auf die Fracht bezogen beinahe doppelt so viel organische Substanzen emittieren wie Anlagen in Deutschland. Der TOC beinhaltet nicht nur Methan – dieses kann im Ab



gas von eingehausten Systemen auftreten, wenn die Rotte unzureichend mit Sauerstoff versorgt wird –, sondern auch andere klimarelevante Verbindungen.

Die Grenzwerte der MBA-Richtlinie sind, wenn sie denn für eine Anlage verbindlich im Genehmigungsbescheid festgeschrieben werden, nur durch eine Behandlung des Abgases einhaltbar. Hierfür sind verschiedene Techniken im Einsatz bzw. verfügbar.

Tab. 5: Emissionsgrenzwerte der MBA-Richtlinie und der deutschen 30. BImSchV

	MBA-Richtlinie (A) [4]	30. BImSchV (D) [16]
1. Organische Stoffe angegeben als Gesamtkohlenstoff		
• Halbstundenmittelwert (HMW)	40 mg/m ³	40 mg/m ³
• Tagesmittelwert (TMW)	20 mg/m ³	20 mg/m ³
• Massenverhältnis	100 g/t Abfall ①	55 g/t Abfall
2. Stickstoffoxide angegeben als Stickstoffdioxid (NO ₂)	②	
• Halbstundenmittelwert (HMW)	150 mg/m ³	-
• Tagesmittelwert (TMW)	100 mg/m ³	-
3. Ammoniak	20 mg/m ³	30 mg/m ³ ④
4. Dioxine/Furane (2-, 3-, 7-, 8-TCDD-Äquivalent (I-TEF))	0,1 ng/m ³ ③	0,1 ng/m ³
5. Gesamtstaub	10 mg/m ³	10 mg/m ³ (TMW) 30 mg/m ³ (HMW)
6. Geruchsstoffe	500 GE/m ³	500 GE/m ³
7. Sonstige Parameter / Distickstoffoxid (Lachgas, N ₂ O)	⑤	100 g/t Abfall

① auf der Basis der Monatsmengen

② Wenn auf Grund der angewandten Abluftreinigungstechnologie die Entstehung von Stickstoffoxiden (NO_x) nicht auszuschließen ist.

③ Wenn auf Grund der angewandten Abluftreinigungstechnologie die Entstehung von PCDD und/oder PCDF nicht auszuschließen ist.

④ TA Luft

⑤ In Abhängigkeit von den geplanten Technologien und den zu behandelnden Abfällen sind insbesondere auch alle treibhausrelevante Gase (z. B. N₂O) in die Betrachtung der möglichen Emissionen einzubeziehen und gegebenenfalls zu begrenzen. ...

4.1.1.1. Abgasreinigung mittels Biofilter

In Österreich setzen die meisten Anlagen nach wie vor nur Biofilter zur Reinigung des gefassten Abgases ein. Biofilter sind aber hierfür nur bedingt geeignet, da u. a. der Abbaugrad für Methan unter den vorliegenden Bedingungen bei nahezu Null liegt



und biologisch schwer abbaubare Verbindungen des MBA-Abgases wie BTEX-Aromaten und FCKW mäßig bis gar nicht abgebaut werden [8].

Biofilter können sogar eine **Quelle für Klimagase** darstellen. So kann infolge von Vernässungen im Biofilter Methan auch in der Reinluft auftreten. Methan wird vom Biofilter praktisch nicht zurückgehalten, auch nicht durch ein Biofilter-Biowäscher-System [17]. Nach Schlegelmilch et al. [18] müssten Biofilter auch unter optimalen Betriebsbedingungen zur Oxidation von Methan etwa um den Faktor 200 größer sein als herkömmliche Biofilter für den Geruchsabbau.

Hohe Stickstoffgehalte in der Rohluft können zudem zur Filterschädigung und damit verbunden zur Teiloxidation von Ammoniak (NH_3) zu Lachgas (N_2O) führen. Dies belegt z.B. die erstmals publizierte lückenlose Stickstoffbilanz eines Biofilters an einer deutschen MBA (RABA Bassum) von Cuhls [19, 20]. Von den durchschnittlich 620 g Stickstoff/t Input wurden etwa 300 g NH_3 -N/t im Biofilter umgesetzt. Der Verbleib des abgeschiedenen Ammoniaks wurde bislang aus Unkenntnis als Nitrat oder N_2 vermutet. Cuhls konnte zeigen, dass aufgrund der massiven Überfrachtung und Akkumulation von Stickstoffverbindungen im Biofilter eine quantitative Bildung von NO (190 g NO-N/t Abfall) und N_2O (130 g N_2O -N) aus dem abgeschiedenen Ammoniak erfolgte. In der Rotte bereits gebildetes Lachgas kann vom Biofilter in der gegenwärtig betriebenen Form nicht abgebaut werden [21]. Eine saure Wäsche des Abgases vor dem Biofilter kann die Bildung von Lachgas aber verhindern.

Die Auswirkungen der mangelnden Methanrückhaltung und der Lachgasbildung im Biofilter auf die Klimabilanz einer MBA sind erheblich. Die von Cuhls festgestellten Lachgasfrachten hinter Biofilter von 130 g N_2O -Stickstoff pro Tonne Abfall (ohne sauren Wäscher) entsprechen 204 g N_2O /t Abfall oder umgerechnet **63,3 kg CO_2 -Äq./t Abfall**.

Die in Deutschland zulässige Emissionsfracht für Lachgas von 100 g/t Abfall bedeutet immerhin noch eine zulässige Freisetzung von **31 kg CO_2 -Äq./t Abfall**. Nach Soyez [22] würden die ökologischen Vorteile (hier: nur Klimarelevanz) der von ihm betrachteten MBA (Standard 30. BImSchV) bei einer Emission von etwa 500 g N_2O /t Abfall gerade aufgehoben werden. Unabhängig von der Frage, wie Soyez



seine MBA modelliert hat, zeigt dieses Beispiel doch, welcher Stellenwert der Begrenzung der Lachgasemissionen aus der MBA zukommt.

Für biologische und mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen kann die Emissionsminderung mittels eines optimierten Biofilters lediglich im Hinblick auf die Reduzierung der Geruchsstoffkonzentrationen in den gefassten Emissionen als Stand der Technik angesehen werden [23]. Für andere abgasseitige Emissionen wie Bioaerosole und ausgewählte organische Schadstoffe gilt dies aber nicht. Mit einer gut eingestellten Biowäscher-Biofilter-Kombinationen kann allerdings die in den Biofilter eingebrachte Stickstofffracht gesenkt und damit das Risiko einer Lachgasbildung minimiert werden.

4.1.1.2. Abgasbehandlung mittels regenerativer thermischer Oxidation (RTO)

Die Grenzwerte der 30. BImSchV sind mittels thermischer bzw. thermisch-regenerativer Abgasreinigung sicher einzuhalten. Dies zeigen u.a. Messungen an der RTO (LARA) an der Trockenstabilat®-Anlage Rennerod (Fa. Herhof) von u.a. vom Betreiber, vom TÜV Hessen und vom Umweltbundesamt Wien [24, 25]. Messungen an der mechanisch-biologischen Splittinganlage (RABA) Bassum mit der RTO der Firma Haase Energietechnik AG (VocsiBox®) ergaben gleichfalls gute Resultate [26]. Allerdings wurde bei den durchgeführten Messungen an 3 von 68 Tagen der Frachtgrenzwert der 30. BImSchV für organische Stoffe von 55 g C/t MBA-Input überschritten. Bei einer von fünfzehn diskontinuierlichen Messungen wurde zudem der Lachgas-Frachtgrenzwert von 100 g/t MBA-Input überschritten.

Es konnte zudem deutlich gezeigt werden, dass Lachgas durch eine RTO in der Regel nicht abgebaut werden kann. Daher ist ggf. das Vorschalten eines sauren Wäschers zur Abscheidung von Stickstoffverbindungen erforderlich.

Lediglich eine der österreichischen MBA-Anlagen (Wiener Neustadt) verfügt neben einem sauren Wäscher und Biofilter auch über ein regeneratives thermisches Abgasreinigungssystem [8].



4.1.2. Offene Nachrotte

Die Einhaltung des Fracht-Grenzwertes für TOC von 100 g/t Abfall wird nach MBA-Richtlinie anhand von Messungen des gefassten Abgases überprüft. Diffuse Emissionen sowie die Emissionen aus einer offenen Nachrotte sind damit nicht erfasst. Auf Antrag des Betreibers kann die zuständige Behörde im Einzelfall eine offene Nachrotte ohne Abgaserfassung und Abgasreinigung genehmigen, wenn das Material mindestens vier Wochen gerottet hat, den AT₄-Wert von 20 mg O₂/g TS unterschreitet und durch sonstige betriebliche Maßnahmen sichergestellt ist, dass schädliche Umwelteinwirkungen sowie nachteilige Einflüsse auf die biologische Behandlung (insbesondere durch die Witterung) vermieden werden. Schädliche Umwelteinwirkungen können insbesondere sein: Kontamination des Bodens oder Grundwassers durch Abwasser (z. B. Sickerwasser, Prozesswasser, Kondenswasser) und Kontamination der Luft (z. B. durch Geruch, Staub, Keime, organische Stoffe, Ammoniak, Lachgas). Bei einer offenen Nachrotte ist zudem zu beachten, dass aktiv belüftete Nachrotteverfahren zur Bildung von Lachgas neigen und eine unzureichende Belüftung zusätzliche Emissionen von Methan und Geruchsstoffen verursacht [27].

Messungen zu Emissionen an klimarelevanten Gasen wie Methan und Lachgas bei einer offenen Nachrotte sind bislang nicht publiziert, gelten aber als wesentliches Problem der Nachrotte [28, 29]. Weiter heißt es [28]:

*In Österreich sind keine Studien zu Emissionen aus der Nachrotte verfügbar. In drei Studien über Anlagen in Siggerwiesen, Neu Kufstein und Allerheiligen wurde die Nachrotte nicht berücksichtigt. In einer aktuellen Studie über Abluftbehandlungsanlagen der MBA wurde die Nachrotte an den untersuchten Anlagen explizit ausgeschlossen (WINDSPERGER UND STEINLECHNER, 2001 [17]). Über eine MBA mit zehnwöchiger Rottephase, bei der die letzten Wochen als Nachrotte angesehen werden können, wird derzeit ein Bericht erstellt. Nach telefonischer Auskunft kann mit einer Teilpublikation evtl. bis Mitte 2003 gerechnet werden. Erste Ergebnisse zeigen Rohgas-Kohlenstofffrachten von **25 - 35 g TOC/Mg** während der Nachrotte.*

Unter der Annahme, dass 10 % des TOC [30] auf Methan entfallen, ergibt dies eine Methanemission von 2,5 bis 3,5 g C/t Abfall entsprechend 3,3 bis 4,7 g CH₄/t,



umgerechnet **70 bis 98 g CO₂-Äq./t Abfall**. Diese Zahl ist aber eher die Untergrenze, wie Untersuchungen an einer offenen Bioabfallkompostierung nahelegen. Dort wurde Methan – unabhängig vom Umsetzungsintervall – hauptsächlich während der ersten 20 Rottetage (= Intensivrotte) gebildet, mit kumulierten Frachten von ca. 140 bis 420 g Methan/t FS. In der restlichen Zeit (Nachrotte, 30. bis 52. Rottetag) sank die CH₄-Bildung deutlich ab; sie belief sich aber immerhin noch auf etwa 15 bis 20 g Methan/t FS [31], was **315 bis 420 g CO₂-Äq./t Abfall** für eine drei- bis fünfwöchige offene Nachrotte entspricht.

Dagegen stiegen in der gleichen Untersuchung die Lachgasemissionen erst nach 20 Tagen stark an, wobei die höchsten kumulierten Emissionen bei dreitägigem Umsetzrhythmus auftraten (ca. **65 g N₂O/t FS** für den Zeitraum ab 30. bis 52. Tag bzw. rund 80 g N₂O/t FS ab 20. bis 52. Tag), vgl. Bild 1 Dies entspricht einer Emission von **20 bis 25 kg CO₂-Äq./t Abfall** für eine drei- bis fünfwöchige offene Nachrotte.

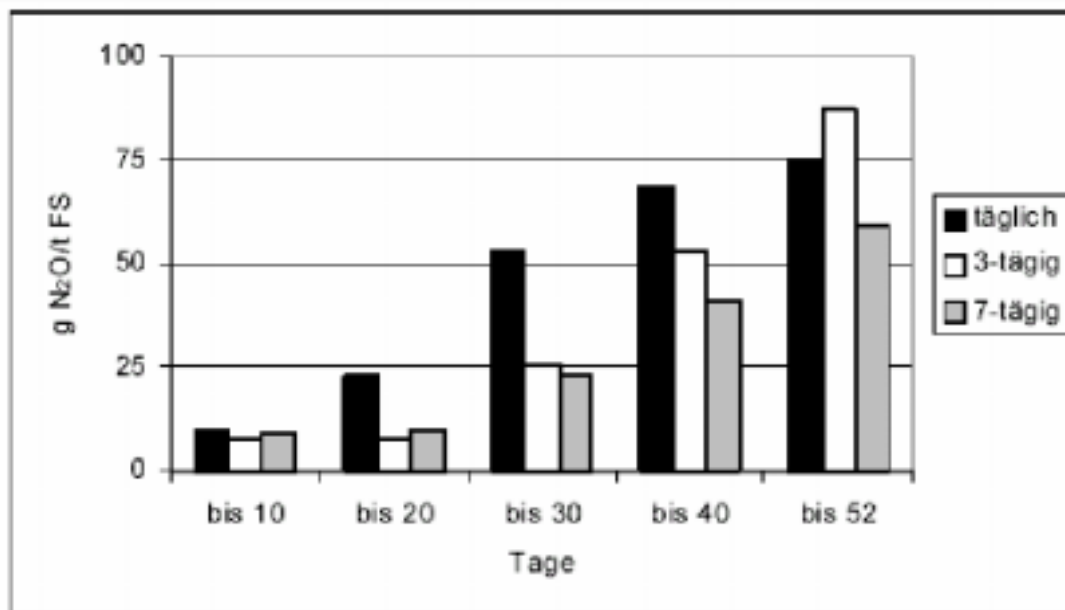


Bild 1: Kumulierte N₂O-Emissionen aus Bioabfall [31]

4.1.3. Ablagerung der Rottefraktion

Nach Deponieverordnung (DVO) sind Abfälle möglichst reaktionsarm abzulagern. Daher darf der organisch abbaubare Kohlenstoff (bestimmt als Glühverlust) 5 % TS im Deponiegut nicht überschreiten. Dieser Wert ist grundsätzlich nur durch eine



thermische Behandlung der Abfälle zu erreichen. Abfälle aus mechanisch-biologischer Vorbehandlung dürfen trotz Überschreitung des TOC-Grenzwertes in gesonderten Kompartimenten von Massenabfalldeponien abgelagert werden, wenn der Brennwert (oberer Heizwert, Ho) der Abfälle 6.000 MJ/t TS unterschreitet [4]. Um die Gasbildung und Sickerwasserbelastung bei der anschließenden Ablagerung zu begrenzen, hat das Deponiegut weitere Stabilitätskriterien zu erfüllen. Die vom Umweltbundesamt [32, 33] 1998 vorgeschlagenen Stabilitätsparameter für Atmungsaktivität und Gasbildung/Gasspende wurden in der MBA-Richtlinie von 2002 und der kleinen Novelle Deponieverordnung von 2004 nur teilweise übernommen, wie Tab. 6 zeigt. Zum Vergleich sind die Grenzwerte der deutschen Abfallablagerungsverordnung mit aufgenommen.

Tab. 6: Grenzwerte für organische Stoffe und Stabilitätsparameter für MBA-Deponiegut

Parameter	als	UBA 1998 [32]	als	MBA- Richtlinie 2002 [4]	Kleine No- velle DVO 2004 [6]	AbfAbIV D [34]	Einheit
Gesamtes org. C	TOC	-	TOC	-	-	≤ 18 oder	Masse-%
Brennwert	Ho	≤ 6.000	Ho	≤ 6.000	≤ 6.600	≤ 6.000	MJ/t TS
Atmungsaktivität	AT7	≤ 9 und	AT7	-	-	-	mg O ₂ /g TS
Atmungsaktivität	AT4	≤ 5	AT4	≤ 7	≤ 7	≤ 5	mg O ₂ /g TS
		sowie		sowie	sowie	oder	
Gasbildung	GB28	≤ 7 oder	GB21	≤ 20 oder	≤ 20 oder	≤ 20	NI/kg TS
Gasspendensumme	GS90	≤ 20	GS21	≤ 20	≤ 20	-	NI/kg TS
Eluatbelastung	TOC	-	TOC	-	-	≤ 250	mg/l

Es zeigt sich, dass bereits in der MBA-Richtlinie von 2002 nicht die aus fachlicher Sicht vom UBA geforderten strengen Stabilitätsgrenzwerte zur Minimierung der Gasbildung festgelegt worden sind:

- Der AT₄-Wert wurde um 40 % über dem empfohlenen Wert festgelegt.
- Der Messzeitraum für die maximal zulässige Gasbildung wurde um 25 % (von 28 auf 21 Tage) gesenkt und zugleich der empfohlene Wert für die zulässige Gasbildung beinahe verdreifacht (Erhöhung von 7 auf 20 NI/kg TS).



- Der vom UBA empfohlene Wert für die Gasspendensumme wurde nur scheinbar übernommen. So wurde der Messzeitraum auf 23 % (von 90 auf 21 Tage) verkürzt, was faktisch einer Erhöhung der insgesamt zulässigen Gasspendensumme gleichkommt.
- Die in der MBA-Richtlinie 2002 bereits angekündigte Anhebung des maximal zulässigen Brennwertes um 10 % wird fachlich nicht begründet. In der Realität sind sogar noch höhere Werte möglich, siehe Kleine Novelle DVO 2004, Punkt 20:
*Liegt der aus der Sammelprobe erhaltene Brennwert für die Abfallcharge bei höchstens 6.000 kJ/kg TS, so gilt das Brennwertkriterium als erfüllt. Überschreitet der erhaltene Brennwert den Wert von 6.000 kJ/kg TS, so ist eine Mehrfachuntersuchung der Abfallcharge erforderlich. Hierfür sind aus derselben Abfallcharge maximal fünf weitere Feldproben ... zu ziehen. Es ist ein Beurteilungswert als arithmetischer Mittelwert aus den Ergebnissen aus allen Sammelproben zu ermitteln, wobei maximal das Ergebnis einer Sammelprobe auf Basis eines anerkannten Ausreißertests eliminiert werden darf. Überschreitet der Beurteilungswert den Wert von 6.600 kJ/kg TS nicht und liegt kein Ergebnis aus einer Sammelprobe nach allfälliger Ausreißerelimination über **7.200 kJ/kg TS** vor, so gilt das Brennwertkriterium als erfüllt.*
- Der TOC im Eluat ist in Österreich nicht begrenzt, nach DVO Tabelle 8 ist er für Massenabfalldeponien im Genehmigungsverfahren festzulegen, wenn dieser Parameter für die abzulagernden Abfälle relevant ist.

In der MBA-Praxis hat sich nach Untersuchungen in Deutschland [35] der TOC-Eluat-Grenzwert von ≤ 250 mg/l als *schärfster* Grenzwert herauskristallisiert, gefolgt vom AT₄-Wert von ≤ 5 mg/g TS. Der Grenzwert für GB₂₁ von ≤ 20 NI/kg TS gilt als der *weichste* Parameter der AbfAbIV. Da in Österreich der TOC im Eluat nicht (oder nur im Einzelfall) begrenzt ist, der AT₄-Grenzwert höher liegt als in Deutschland und damit weniger streng ist, unterliegt das Deponiegut österreichischer MBA-Anlagen weniger strengen Anforderungen als das deutscher Anlagen. Hinzu kommt die Erhöhung des maximal zulässigen Brennwertes im Deponiegut um 10 %.

Die maximal noch zu erwartende Restgasemission auf Deponien für mechanisch-biologisch behandelte Abfälle kann sich nicht, wie bei unbehandeltem Restabfall, auf die Abschätzung des Gasbildungspotentials anhand des Kohlenstoffgehalt [7] stüt



zen. Aufgrund der Veränderung während der biologischen Behandlung würde eine derartige Abschätzung ggf. zu Überbefunden führen [35]. Das Restgaspotential von (deutschem) MBA-Rottegut beträgt nach Fricke et al. [36] < 10 bis 45 Nm³/t TS bzw. 15 bis 35 Nm³/t TS nach Dach et al. [37, 38]. Bei einem Wassergehalt von ca. 35 % entspricht dies einem **Restgaspotential von < 6,5 bis 29 Nm³/t Frischsubstanz**. Zum Vergleich: Für unbehandelt abgelagerten Restabfall werden 170 bis 270 m³/t FS und im Mittel 210 m³/Mg t an Deponiegas angenommen.

Im Folgenden wird davon ausgegangen, dass die MBA-Rottefraktion den Grenzwert für die Gasbildung GB₂₁ von 20 NI/kg TS einhält. Im GB₂₁-Test hängt der Methangehalt des gebildeten Gases von der Behandlungsdauer ab. Zu Beginn beträgt er 50 bis 60 Vol.-% (Maximum: 64 %) und nimmt gegen Ende auf ca. 40 Vol.-% ab [39].

Setzt man für das o.g. Restgaspotential einen rechnerischen Methangehalt von im Mittel 10 Vol.-% (bei Dichte von Methan von 0,72 kg/m³ sind das **0,5 bis 2,1 kg CH₄/t**) an, beträgt die zu erwartende Restemission von MBA-Rottegut **10 bis 44 kg CO₂-Äq./t** (FS) allein aus Methan. Dieses Methan soll durch eine so genannte Methanoxidationsschicht oxidiert und damit klimaanwirksam gemacht werden. Die Wirksamkeit der Methanoxidationsschicht beträgt – bei Optimierung – maximal 40 % [40]. Das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) gibt sogar nur 10 % als Standardfaktor an [41]. Bei einer nicht vollständig ausgebildeten oder nicht richtig funktionierenden Methanoxidationsschicht (Risse in der Abdeckung, tiefe Temperaturen im Winter) kann die Emission an klimarelevantem Methan durchaus deutlich höher ausfallen. Tab. 7 zeigt eine grobe Abschätzung.

Tab. 7: Klimarelevante Emissionen von Deponien für MBA-Rottegut in Abhängigkeit von der Wirksamkeit der Methanoxidationsschicht, Bezug: im GB₂₁-Test gebildetes Methan: 0,9 – 4,2 kg CH₄/t MBA-Rottegut

Wirksamkeit der Methanoxidationsschicht	40 %	10 %	pro t MBA-Rottegut
Restemission an Methan	0,56 – 2,53	0,84 – 3,8	kg CH ₄
entsprechend	11,8 – 53,1	17,7 – 79,6	kg CO ₂ -Äq.
Emission an CO ₂ aus Methanoxidation	0,4 – 1,7	0,1 – 0,4	kg CO ₂
Summe Emission	6,1 – 27,4	8,9 – 40,0	kg CO₂-Äq.



Je nach Wirksamkeit der Methanoxidationsschicht kann die Deponierung von MBA-Rottegut durchaus Emissionen in Höhe von bis zu 40 kg CO₂-Äq./t Rottegut (**13 kg CO₂-Äq./t Abfall**) zur Folge haben.

Diese Abschätzung ist eher konservativ. Andere Autoren berechnen die klimarelevanten Emissionen von deponiertem MBA-Rottegut (Rottezeit: 3 bis 4 Monate, ca. 30 % Wassergehalt, Einhaltung der deutschen Grenzwerte) sogar mit etwa **87 kg CO₂-Äq./t MBA-Rottegut** [42]. Setzt man 40 kg CO₂-Äq./t Rottegut entsprechend 13 kg CO₂-Äq./t Abfall an, würden die österreichischen MBAs bei einer Jahreskapazität von 600.000 bis 700.000 t rein rechnerisch **6.800 bis 9.100 t CO₂-Äq. pro Jahr** allein aus der Ablagerung des Rottegutes emittieren. Diese Zahlen verändern sich natürlich u.a. je nach Mengensplit der Anlagen (Annahme hier: ein Drittel des Inputs wird Rottegut), nach dem Restgehalt an organischer Substanz (vgl. die Erhöhung des Brennwertkriteriums) und nach Wirksamkeit der Methanoxidationsschicht (mehr als 40 % sind allerdings unrealistisch, s.o.).

Für weitere treibhausrelevante Gase, die im gebildeten Restgas enthalten sein können, wären vergleichbare Berechnungen anzustellen. Hierüber fehlen aber belastbare Informationen. Aus Kompostierungsversuchen werden allerdings erhöhte Emissionen an Lachgas berichtet [20, 21].

4.1.4. Energie- und Stoffbedarf

Die spezifischen Energieverbräuche von MBA-Anlagen decken eine große Spannbreite ab, da sie direkt von der Anlagenkonzeption, vom Anlagenstandard und vom Aufwand für die weitere Behandlung/Verwertung/Deponierung der Outputgüter abhängen.

Die Lastschriften (Deutschland, inkl. Vorketten) für die benötigten Energieträger betragen rund 675 g CO₂-Äq. pro kWh_{el} für Strom, 2 kg CO₂-Äq. pro m³ Erdgas und 4 kg CO₂-Äq. pro kg Diesel [44].

Für Endrotte-MBA-Anlagen ohne RTO liegt der Energiebedarf bei 40 bis 74 kWh plus 1,08 kg Diesel pro Tonne Abfall. Dies entspricht in Summe **27 bis 50 kg CO₂-Äq./t** Abfall an direkten und indirekten Emissionen klimarelevanter Gase.



Tab. 8: Energieaufwand von MBA-Splittinganlagen

	MBA-Endrotteanlage, nur Biofilter [12]	MBA-Splittinganlage mit RTO [[43], zit in [44]]
Betrieb Anlage	40 bis 73 kWh/t Abfall	55 kWh/t Abfall
Zerkleinerung hwFr → Einsatz Fluff im Zementwerk		27 kWh/t hwF = 9 kWh/t Abfall
Anpелletierung Fluff → Einsatz im Kraftwerk		60 kWh/t hwF = 20 kWh/t Abfall
RTO		25 kWh/t
Summe elektrische Energie	40 bis 73 kWh/t Abfall	89 bis 100 kWh/t Abfall
RTO		3,5 m ³ Gas/t Abfall
Diesel ^① Umsetzen/Einbau	1,3 l/t Abfall (= 1,08 kg)	2,4 l/t Rottegut = 0,8 l/t Abfall (0,67 kg)

① Dichte Diesel: 0,833 kg = 1,0 l

Für moderne MBA-Splittinganlagen mit RTO summiert sich der Energiebedarf in diesem Modellfall auf 89 bis 100 kWh elektrische Energie plus 3,5 m³ Gas plus 0,67 kg Diesel. In Summe belaufen sich die aus dem Energieverbrauch der MBA-Anlage resultierenden direkten und indirekten Emissionen an klimarelevanten Gasen auf rund **60 bis 68 kg CO₂-Äq./t Abfall**.

Je nach Zwischenlagerung und Transport der heizwertreichen Fraktion wird diese zu Ballen gepresst und mit Draht und ggf. auch noch Folie (PE) umwickelt. Der Beitrag dieser Stoffe zur indirekten Emission an Klimagasen ist jedoch zu vernachlässigen. Beide Materialien können nach Gebrauch stofflich (Draht) oder energetisch (Folie) verwertet werden. Sie werden daher als irrelevant für die Bilanz ausgeklammert.

Die Betriebsmittel für die Abgasreinigung in den verwertenden thermischen Anlagen betragen in der Regel deutlich unter 10 % der Klimarelevanz der untersuchten Varianten [12] und werden daher ebenfalls aus der Betrachtung ausgeklammert.

4.1.5. Transporte

Aus verschiedenen Ökobilanz-Studien ist bekannt, dass die Transporte von Abfällen bzw. Ersatzbrennstoffen und den bei der Abfallbehandlung anfallenden Reststoffen einen erheblichen Einfluss auf das Bilanzergebnis haben können. Dies zeigt sich



insbesondere bei Abfallarten, deren Raumgewicht nur wenig Kohlenstoffträger oder anderer nutzbarer Bestandteile aufweisen, letztlich also viel "nutzlose" Masse transportiert wird (Beispiel wasserreiche Abfälle wie Klärschlämme). Die Ergebnisse zweier Studien zur ökobilanziellen Bewertung von MBA-Konzepten [44, 45] zeigen einen in Relation zum eigentlichen Entsorgungsvorgang geringen Transporteffekt. Dezentrale MBA-Splittingvarianten verkürzen den Transport auf der Ebene der Restabfallbehandlung und verringern (in der Regel) den Outputstrom zur Deponie. Dieser Vorteil wird allerdings anteilig kompensiert durch längere Transporte für die heizwertreiche Fraktion zur energetischen Verwertungsanlage. Allerdings beträgt der Beitrag der Transporte in der Regel weniger als 10 % der Klimateffekte einer MBA-Variante [44].

4.2. Einsparung an Emissionen klimarelevanter Gase

4.2.1. Vermeidung der Bildung und Freisetzung von Deponiegas

Den weitaus größten Beitrag an Deponiegasemissionen hat Methan. Im Folgenden soll abgeschätzt werden, in welcher Größenordnung sich die eingesparten Emissionen an Methan bewegen.

Das IPCC gibt folgende Standardmethode für die Berechnung der deponiebürtigen Methanemissionen (Ebene 1) an [41]:

$$\text{CH}_4\text{-Emissionen (t/a)} = [(\text{MSW}_T \cdot \text{MSW}_F \cdot L_0) - R] \cdot (1 - \text{OX})$$

wobei gilt

MSWT = gesamtes jährliches Abfallaufkommen [t/a]

MSWF = Anteil am Jahresaufkommen, der deponiert wird [%]

L_0 = Methanbildungspotenzial [t CH₄/Mg Abfall] (s.u.)

R = erfasstes und verbranntes/energetisch genutztes Methan [kg/a]

OX = Oxidationsfaktor (Wirksamkeit Methanoxidationsschicht); Standard: 0,1

Diese Formel kann für 1 Tonne deponierten Restabfalls wie folgt vereinfacht werden:

$$\text{Methan-Emissionen (t CH}_4\text{/t Abfall)} = (L_0 - R) \cdot 0,9$$

Das Methanbildungspotenzial wird nach folgender Formel berechnet:



L_0 = Methanbildungspotenzial [$MCF : DOC \cdot DOC_F \cdot F \cdot 16 / 12$ (t CH₄/t Abfall)]

wobei gilt

- MCF = Methankorrekturfaktor; Standard je nach Ablagerungsart: 0,4 (ungeordnete, flache Ablagerung) bis 1,0 (geordnete Deponie)
- DOC = abbaubarer organischer Kohlenstoff [Fraktion (t C/t Abfall)]
- DOC_F = Freisetzungsrate für DOC, Standard: 0,5 bis 0,6 (inkl.) bzw. 0,77 (ohne Lignin)
- F = Anteil Methan im Deponiegas (Volumenanteil), Standard: 0,5

Die einzelnen Parameter, die in die Berechnung eingehen, sind teilweise mit Unsicherheitsmargen von > 50 % versehen [41], z.B. der Methankorrekturfaktor. Der DOC für österreichischen Restabfall beträgt – vereinfacht – nach [7] 0,12 t C/t Abfall. Weiters wird davon ausgegangen, dass im Jahr 2005 alle österreichischen Deponien als "geordnet" anzusehen sind. Der Methankorrekturfaktor MCF wird daher mit 1,0 angesetzt. Die Freisetzungsrate für DOC wird standardmäßig mit 0,5 und der Methananteil ebenfalls standardmäßig mit 0,5 verwendet.

Das Methanbildungspotenzial L_0 für die Ablagerung österreichischen Restabfalls auf geordneten Deponien im Jahre 2005 beträgt damit:

$$L_0 = 1 \cdot 0,12 \cdot 0,5 \cdot 0,5 : 16 / 12 \text{ Mg CH}_4/\text{Mg Abfall} = 0,04 \text{ t CH}_4/\text{t Abfall}$$

entsprechend 40 kg Methan/t Restabfall oder **0,84 t CO₂-Äq./t Restabfall**.

Der Großteil der österreichischen Deponien, in denen Abfälle mit Gasbildungspotential abgelagert wurden, verfügt über eine aktive Deponiegasabsaugung [8, 46]. Das abgesaugte Deponiegas wird verbrannt, teilweise mit Energiegewinnung. Genauere Zahlenangaben liegen nicht vor [46]. Es wird nach vorsichtiger Schätzung mit einem Anteil von 50 % des gebildeten Methans gerechnet. Das ergibt folgende Methanemission:

$$\text{Methan-Emissionen (t CH}_4/\text{t Abfall)} = 40 \text{ kg CH}_4/\text{t} \cdot 0,5 \cdot 0,9 = 18 \text{ kg CH}_4/\text{t Abfall}$$

entsprechend **378 kg CO₂-Äq./t Abfall**.

Diese direkte Klimagasemission von rund 0,378 t CO₂-Äq./t Abfall aus der Deponierung wird durch die Behandlung in einer mechanisch-biologischen Abfallbehand



lungsanlage vermieden. Auf der anderen Seite entfällt die Möglichkeit der thermischen Nutzung, z.B. Verbrennung dieses Gases in Kesseln zur Wärmeeerzeugung oder in Gasmotoren zur Stromerzeugung. Nach Butz [47] können die Emissionen aus der Deponiegasfassung und Verbrennung mit Energienutzung, z.B. Deponiegasverstromung mittels eines Gasmotors, als klimaneutral eingestuft werden, da wie bei der Verbrennung ohne Energienutzung Kohlendioxid aus biogen-organischen Quellen freigesetzt wird. *„Da bei der energetischen Nutzung des Deponiegases fossile Energieträger substituiert werden, wird ein Beitrag zur Minderung der Treibhausgasemissionen aus anderen Bereichen, z.B. Energieerzeugung geleistet. Da das GWP von Methan, abhängig vom Betrachtungszeitraum, ein Vielfaches des Kohlendioxids beträgt, ist die Gutschrift für die Substitution fossiler Brennstoffe bei Energienutzung jedoch gegenüber der Verminderung der Methanemissionen als der kleinere Beitrag zum Klimaschutz zu werten.“* Diese Einschätzung wurde durch eine ökobilanzielle Studie für den Freistaat Sachsen (D) bestätigt [44].

4.2.2. Deponiegasentsorgung

In der Abgasreinigung mit thermisch-regenerativer Oxidation (RTO) wird als Anfahr- und Stützfeuerung Erdgas benötigt, vgl. Abschnitt 4.1.4. Dem Treibhauseffekt durch den Gasverbrauch sind aber die Umweltentlastungen durch die Abgasreinigung gegenüber zu stellen. Hier ist im Wesentlichen die Mineralisierung der im Rohgas enthaltenen FCKW und des Methans anzusprechen. Bei Nutzung von Deponiegas als Brennstoff ist zusätzlich der Treibhauseffekt gutzuschreiben, der ansonsten in Folge einer diffusen Ableitung des Deponiegases entstehen würde. Im Fall der deutschen MBA Aßlar wird Deponiegas aus der nahegelegenen Deponie des Landkreises genutzt. Deponiegasanalysen zeigten, dass es sich hierbei um ein thermisch nicht nutzbares Schwachgas mit einem Methangehalt von rund 20 bis 25 % handelte. Ohne Nutzung in der RTO hätte dieses thermisch behandelt werden müssen, was einen weiteren energetischen Aufwand nach sich gezogen hätte. Bei ökobilanzieller Betrachtung sind daher für die Mineralisierung klimarelevanter Verbindung und der Entsorgung des Deponiegases entsprechende Gutschriften zu erteilen.

Der klimaentlastende Effekt der RTO in der MBA Rennerod von in Summe -2,7 kg CO₂-Äq. je t behandelten Abfalls wird durch die Gutschrift für die Mineralisierung von



FCKW (-8,68 kg CO₂-Äq./t) dominiert. Ein Absinken der FCKW-Gehalte im Rohgas kann allerdings zu einem Aufzehren dieser Gutschriften führen.

Die Bilanzergebnisse fallen besonders günstig aus (-77,8), wenn Deponieschwachgas eingesetzt wird, welches bisher emittiert wurde, was aber am Standort der untersuchten MBA Aßlar nicht der Fall ist. Gleichwohl sind diese Fälle aber insgesamt in Deutschland nicht selten, da Schwachgas kostenintensiv thermisch behandelt werden muss. Eine energetische Verwertung von Schwachgas ist nicht möglich.

Ergeben sich am Standort andere Konstellationen, werden sich natürlich auch die Bilanzergebnisse für den Fall der Deponiegasnutzung ändern. Wird Deponiegas für die RTO verwendet, welches zuvor energetisch verwertet wurde, ist genau zu bilanzieren. So zeigt die Modellrechnung in [44], dass bei einem mittleren Wirkungsgrad der verstromenden Anlage die größere Klimaentlastung erreicht wird, wenn das Deponiegas nicht in der RTO eingesetzt, sondern effizient verstromt wird.

4.2.3. Einsparung an Emissionen durch Verdrängung fossiler Energieträger bei der Aufbringung von Energie und Raumwärme

Moderne mechanisch-biologische Splittinganlagen haben einen Bedarf an elektrischer Energie von 80 bis 100 kWh/t Abfall. Auf der anderen Seite wird aus Restabfällen eine heizwertreiche Fraktion erzeugt, die energetisch verwertet werden kann. Der Teil des Kohlenstoffgehaltes von Restabfall, der aus Biomasse stammt, gilt dabei als klimaneutral. In den letzten Jahren ist es in Österreich durch die Einführung der getrennten Sammlung von Bioabfall und durch die verstärkte Sammlung von Papier und Pappe zu einer deutlichen Reduzierung des (vornehmlich regenerativen) organischen Anteils im Abfall gekommen [7]. So ist der Gehalt an biologisch abbaubarem Kohlenstoff von 200 kg pro t im Jahr 1990 auf rund 120 kg pro t feuchten Restmüll gesunken. Dies dürfte für mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen zur Folge haben, dass die Masse der abgetrennten heizwertreichen Fraktion geringer ausfällt, insbesondere weil weniger Pappe, Pappe und Karton anfällt. Der Heizwert der hochkalorischen Fraktion dürfte dagegen aber insgesamt steigen, da der Kunststoffanteil zunehmen wird. So liegt der unteren Heizwert (Hu) von Kunststoffen bei 30.000 bis 36.500 MJ/t (FS), während Papier (PPK) einen Hu von 11.000 bis 14.000 MJ/t (FS) aufweist [48].



Die heizwertreiche Fraktion oder Fraktionen können z.B. als Ersatzbrennstoff in Kraftwerken und Zementwerken oder als Reduktionsmittel im Hochofen genutzt werden. Hier sind allerdings Forderungen der Abnehmer hinsichtlich der Korngröße, Stückigkeit, der maximal zulässigen Belastung mit Chlor (wegen möglicher Chlorkorrosion der Wärmetauscher oder wegen der Begrenzung des Chlorgehaltes von Zement) oder mit Schwermetallen (Katalysatorgift Arsen, Emissionsproblematik insbesondere bei Quecksilber) zu beachten. Davon abstrahiert, ersetzt die hochkalorische Fraktion fossile Energieträger wie Kohle, Erdöl oder Erdgas, deren Emissionen (über den gesamten Lebenszyklus) damit eingespart werden. Die Klimaentlastung gilt allerdings nur für den Anteil an regenerativem Kohlenstoff in der heizwertreichen Fraktion, und dieser dürfte ja – s.o. – in den letzten Jahren in österreichischem Abfall rückläufig sein.

Eine grobe Kalkulation der CO₂-Emissionen soll die Einsparung an Treibhausgasemissionen verdeutlichen: Steinkohle (Hu = 27.000 MJ/t) hat einen Emissionsfaktor von 2,5 t CO₂/t (ohne Vorkette). Setzt man für die heizwertreiche Fraktion einen Hu von 15.000 MJ/t an und geht weiterhin davon aus, dass das Energieaustauschverhältnis von Steinkohle und heizwertreicher Fraktion gleich 1 ist – d.h. 1 MJ heizwertreiche Fraktion ersetzt 1 MJ Steinkohle –, wird 1 t Steinkohle durch 1,8 t heizwertreiche Fraktion ersetzt.

1 t heizwertreiche Fraktion mit einem Hu von 15.000 MJ/t dürfte einen Kohlenstoffgehalt von 40 % in der Trockenmasse aufweisen (Wassergehalt FS: ca. 15 %). Dieser dürfte zu 40 % und mehr aus nachwachsenden Rohstoffen, also nicht fossilem Kohlenstoff (wie Papier, Pappe, Karton, Holz), bestehen [49]. Der Emissionsfaktor für 1 t heizwertreiche Fraktion (FS) beträgt damit $(400\text{kg} \cdot 60\% \cdot 85\% \cdot 44/12 =)$ **0,75 t klimarelevantes CO₂**. D.h. statt der 2,5 t klimarelevanten CO₂s aus einer Tonne Steinkohle werden rein rechnerisch nur 1,35 t klimarelevantes CO₂ aus 1,8 t heizwertreicher Fraktion freigesetzt. Die Einsparung beträgt in diesem Fall rund **640 kg CO₂/t heizwertreiche Fraktion**. Die Ergebnisse verändern sich natürlich mit dem Heizwert und dem Anteil an regenerativem Kohlenstoff in der heizwertreichen Fraktion. So gibt Wengenroth [50] von der Firma Herhof eine spezifische fossile CO₂-Emission von nur 0,354 t CO₂/t (24 g CO₂/MJ) Trockenstabilat® bei einem regenerativen Anteil von knapp 67 % an.



In vielen Fällen wird die thermische Kapazität von Kraftwerken bei Einsatz einer heizwertreichen Fraktion erhöht. Bei gleichbleibenden Abnahmemengen im Versorgungsgebiet wird daher die Produktion anderer Stromerzeuger heruntergefahren. Da im Einzelnen schlecht nachzuvollziehen ist, welche Werke nun mit geringerer Last betrieben werden, wird die Gutschrift über einen Energiemix des Versorgungsgebietes bzw. des ganzen Landes bewertet. In Österreich ist der nationale Strommix durch eine hohe Bereitstellung aus regenerativen Quellen geprägt (rund 50 % Wasserkraft), die nur geringe CO₂-Emissionen pro kWh verursacht, vgl. Tab. 9.

Tab. 9: CO₂-Emissionen pro Kilowattstunde von verschiedenen Energieerzeugern nach jeweils aktuell **best verfügbarer Technik** [[51], hier Table 2]

Energieträger/-erzeuger	Quelle	g CO₂/kWh_{el}
Kohle	Verbrennung	900
Gas	Verbrennung	400
Kernkraft	Urananreicherung	4 – 8 (EU), 46 (USA)
Wind	Bauwerk	10 - 30
Photovoltaik	Bauwerk	100 - 200
Wasserkraft		18

Diese Situation ist aber, ähnlich wie in den meisten anderen Mitgliedsländern der EU, durch die Liberalisierung des Strommarktes in Bewegung geraten. Mittelfristig ist damit zu rechnen, dass sich ein einheitlicher europäischer Strommix einstellt, der auch billige Importe aus z.B. den GUS-Staaten mit einbezieht. Tab. 10 gibt die Emissionswerte für den deutschen Kraftwerksmix wieder.

Tab. 10: Emissionswerte zur Berechnung der Gut- bzw. Lastschriften für verbrauchte bzw. bereitgestellte elektrische Energie, mit Vorketten

Emissionen inkl. Vorketten	GWP	Strommix D, Kraftwerksmix nach GEMIS 4.0 (g/kWh_{el})	Strommix D, Kraftwerksmix nach GEMIS 4.0 (g CO₂-Äq./kWh_{el})
CO ₂ -klimarelevant	1	627	627
Methan (CH ₄)	21	1,53	32,13
Lachgas (N ₂ O)	310	0,024	7,44
Summe			666,6



Pro kWh_{el} erzeugter elektrischer Energie wäre damit ein CO₂-Äquivalent von 0,67 kg gutzuschreiben, wobei das CO₂ aus dem fossilen C-Anteil der heizwertreichen Fraktion als Emission wieder abzuziehen ist. Setzt man ein Kraftwerk mit einem elektrischen Wirkungsgrad von 40 % an, werden aus einer Tonne (FS) heizwertreicher Fraktion mit 15.000 MJ (= 4.167 kWh) rund 1.667 kWh_{el} erzeugt und zugleich 0,75 t klimarelevantes CO₂ emittiert (s.o.), entsprechend 0,45 kg fossiles CO₂/kWh_{el}. In der Bilanz verbleibt damit eine Klimaentlastung von rund (0,67–0,45 =) 0,22 kg CO₂-Äq./kWh_{el}. bzw. 367 kg CO₂-Äq./t heizwertreiche Fraktion (**122 kg CO₂-Äq./t Abfall**). Beträgt der Wirkungsgrad des Kraftwerks nur 35 %, sinkt die Stromausbeute auf 1.458 kWh_{el}, bei einer spezifischen Emission von 0,51 kg fossilem CO₂. bzw. 204 kg CO₂-Äq./t heizwertreiche Fraktion (**68 kg CO₂-Äq./t Abfall**). Damit würde die Klimaentlastung in Bezug auf den gewählten Kraftwerksmix auf 0,14 kg CO₂-Äq./kWh_{el} sinken.

Diese Werte ist nicht absolut, sondern hängen u.a. vom modellierten Strommix ab. Je "schmutziger" der Strom erzeugt wurde (z.B. alte ineffiziente Kraftwerke, GUS-Strom), desto größer die Klimaentlastung durch die heizwertreiche Fraktion. Je "sauberer" der Strommix (z.B. viel Wind-, Wasser- und Atomkraft, sehr effiziente Gaskraftwerke), desto geringer fällt die Klimaentlastung aus. So wird z.B. für ein modernes Gaskraftwerk (CCGT = combined cycle gas turbines), dessen Wirkungsgrad sich im Bereich um 55 % bewegt [52], mit einer Emission von nur noch 0,37 kg CO₂-Äq./kWh_{el} gerechnet. Theoretisch ist sogar der Fall denkbar, dass der Einsatz der heizwertreichen Fraktion in der Bilanz zu einer Klimabelastung führt, weil der verdrängte Strom nur aus Quellen mit geringer CO₂-Emission stammt (viel Atomkraft und Windenergie).

Weiterhin sind auch Gutschriften für die von den verwertenden thermischen Anlagen zusätzlich oder ausschließlich abgegebene Wärmeenergie zu berücksichtigen. Diese hängen zum Einen von der Absatzmöglichkeit der Wärme am Markt ab, konkret von der Frage, ob die erzeugte Wärme ganzjährig oder nur in Spitzenzeiten, z.B. in den Wintermonaten, absetzbar ist. Zum Anderen geht es auch hier um die Frage, welche Wärmeenergiequelle verdrängt wird. So weist die Bereitstellung von Wärmeenergie für die Gebäudeheizung eine erhebliche Spannweite an klimarelevanten Emissionen von knapp 0,06 bis 1,5 kg CO₂-Äq./MJ auf, wie Tab. 11 zeigt. Für die Berechnung



der Gutschrift ist – wie bei der elektrischen Energie, s.o. – nur der regenerative Anteil der heizwertreichen Fraktion anzurechnen (40 %).

Tab. 11: Emissionen zur Berechnung der Gutschriften für bereitgestellte Wärmeenergie zur Substitution von Kleinfeuerungsanlagen (Strom/feste Brennstoffe im Verhältnis 60:40) sowie Heizungsmix (ohne Fernwärme), jeweils 15 % Leitungsverluste, und von Fernwärme aus Kohlefeuerung (60 % Steinkohle), mit Vorketten, in Gramm pro MJ Wärme [44]

Wärmebereitstellung	Summe kg CO ₂ -Äq. /MJ _{th}
Kleinfeuerungsanlagen-Mix ① ② für Deutschland	0,262
Heizungs-Mix ② (ohne Fernwärme für Deutschland)	0,146
Wärme aus Holzpellets ② (84%, + 8 % Diesel) [53]	0,023
Fernwärme aus Kohlefeuerung ③ (60 % Steinkohle) [53]	0,054
Fernwärme aus Steinkohlefeuerung ③ nach [54]	0,105

- ① nur Heizungen auf Basis von Strom (60 %) und festen Brennstoffen (40%), 15 % Leitungsverluste
- ② bei Holzfeuerung nur Holzpellets mit fossilem C (nach GEMIS 4.0)
- ③ keine Leitungsverluste, da Direkteinspeisung

Setzt man ein Kraftwerk mit einem thermischen Wirkungsgrad von 40 % an, werden aus einer Tonne (FS) heizwertreicher Fraktion mit 15.000 MJ rund 6.000 MJ_{th} Wärme erzeugt und zugleich 0,75 t fossiles CO₂ emittiert (s.o.), entsprechend 0,125 kg fossiles CO₂/MJ_{th}. Beträgt der Wirkungsgrad des Kraftwerks nur 30 %, sinkt die Wärmeausbeute auf 4.500 MJ_{th}, bei einer spezifischen Emission von 0,167 kg fossilem CO₂/MJ_{th}. Diese Wärmeenergie kann unterschiedliche Wärmelieferanten substituieren. Besonders vorteilhaft ist die Substitution eines Kleinfeuerungsanlagen-Mixes, der spezifische Emissionen von 0,262 kg CO₂-Äq./MJ_{th} aufweist (Einsparung 95 bis 137 g CO₂-Äq./MJ_{th} entsprechend 429 bis 822 kg CO₂-Äq./t heizwertreiche Fraktion oder **143 bis 274 kg CO₂-Äq./t Abfall**). Je höher der thermische Wirkungsgrad, desto höher fällt auch die Klimaentlastung durch Ersatz von Kleinfeuerungsanlagen aus.

Besonders effektiv sind hier Kraft-Wärme-Kopplungs-Anlagen, die die Einsparpotentiale (bei unveränderter Emission aus der heizwertreichen Fraktion) kombinieren.



4.2.4. Einsparung an Emissionen durch Substitution von Primärrohstoffen

In MBA-Anlagen werden in der Regel Eisenmetalle, mitunter auch Nichteisenmetalle oder Kunststoffe abgeschieden und einer Verwertung zugeführt. Der Aufwand, um eine für die Vermarktung erforderliche saubere Trennung der Fraktionen zu erreichen, ist beträchtlich und führt nicht immer zum gewünschten Ergebnis. Auf der anderen Seite sind die erzielbaren Einsparungen an klimarelevanten Emissionen insbesondere bei NE-Metallen beachtlich, da die Gewinnung der Primärrohstoffe mit erheblichen Umweltbelastungen verbunden ist. So liegt der Primärenergiebedarf für die Sekundäraluminiumerzeugung bei nur 10 bis 12 % desjenigen der Primärerzeugung durch die strombasierte Schmelzflusselektrolyse, die immerhin 14 bis 18 kWh elektrische Energie pro kg Al benötigt. Eine Nichteisenmetall-Abtrennung ist aber bislang an keiner österreichischen MBA-Anlage installiert.

Ähnliche Einspareffekte können sich zukünftig für die weitestgehend sortenreine Abtrennung von stofflich verwertbaren Kunststoffen ergeben. Damit wären Gutschriften für die Primärproduktion von Kunststoffen zu erteilen, die aufgrund der hohen Klimaeffekte der Primärkunststoffproduktion und der ausgeschleusten Mengen an Kunststoffen zukünftig ergebnisrelevant werden können. Eine weitergehende Kunststoffaufbereitung ist an keiner österreichischen MBA-Anlage installiert. Für die MBA Linz ist mittelfristig der Bau einer Reduktionsmittelaufbereitungsanlage (RMA) für den Einsatz von Kunststoffen im Stahlwerk geplant [55].

4.3. Gesamtschau

Die Klimarelevanz der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung hängt sehr stark von der Behandlungskonzeption, der technischen Ausgestaltung und dem Verbleib der Outputgüter ab. Die einzelnen Aspekte klimarelevanter Emissionen oder Einsparungen, die zuvor diskutiert wurden, sollen im Folgenden aggregiert werden. Es handelt sich dabei aber nicht um eine echte Bilanz oder echte Ökobilanz, vgl. Abschnitt 4.4. Eine derartige Analyse kann nur anhand konkret definierter Varianten durchgeführt werden. Die Gesamtschau soll aber zeigen, wo bei der MBA die "klimarelevanten" Stellschrauben sind, auch wenn sich die Entlastungseffekte nicht in der Abfallwirtschaft, sondern in anderen Maßnahmenbereichen ergeben.



Tab. 12: **Größenordnungen** der Last- und Gutschriften für Treibhausgasemissionen bei mechanisch-biologischer Abfallbehandlung, nur Splittinganlagen mit Deponierung der Rottefraktion

Lastschrift (Klimabelastung)	Größenordnung kg CO₂-Äq./t Abfall	Gutschrift (Klimaentlastung)	Größenordnung kg CO₂-Äq./t Abfall
MBA-Altanlagen (Endrotte, keine energetische Nutzung der heizwertreichen Fraktion, nur Biofilter)		Vermeidung Deponiegasbildung	-378
Emissionen:			
• Methan	> 10 bis > 100		
• FCKW	30 bis 140		
• Lachgas hinter Biofilter	bis 60		
Energie- und Stoffbedarf MBA-Betrieb	27 bis 50		
Emissionen Transporte	Anteil < 10 %		
Summe (maximal)	130 bis 350		-378
Differenz (maximal)			-28 bis -148
Differenz ohne Deponie-Gutschrift	130 bis 350		
MBA-Neuanlagen (mit RTO)		Vermeidung Deponiegasbildung	-378
Lachgas-Grenzwert D	30	Deponiegasentsorgung RTO	0 bis -78
offene Nachrotte, Methan	< 0,5	Einsparung bei konventioneller Stromerzeugung	<-70 bis -120
offene Nachrotte, Lachgas	20 bis 25	Einsparung durch Wärme	-100 bis > -300
Deponierung Rottefraktion, Methan (Langzeit)	13 bis 29	Einsparung Primärrohstoffe	???
Energie- und Stoffbedarf MBA-Betrieb	60 bis 68		
Emissionen Transporte	<i>Anteil < 10 %</i>		
Summe (maximal)	120 bis 150		-550 bis -900
Differenz (maximal)			-430 bis -750
Differenz ohne Deponie-Gutschrift			-50 bis -350



4.4. Vergleich mit Ergebnissen anderer Ökobilanz-Studien

Verschiedene Studien haben die Klimarelevanz von mechanisch-biologischen Splittinganlagen sowie Stabilisierungsanlagen mit energetischer Verwertung der erzeugten heizwertreichen Fraktion untersucht. Eine Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes Wien [45] zu den Entwicklungspotentialen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Österreich, an der die Autorin mitgearbeitet hat, kommt zu vergleichbaren Ergebnissen.

Nach [12] aus dem Jahr 1998 bewegen sich die Klimaentlastungseffekte (= negative Werte) für die modellierten MBA-Splitting-Anlagen mit anschließender energetischer Verwertung im Bereich von knapp -44 bis über -160 kg CO₂-Äq./t Restabfall (K-Werte sind Bezeichnungen aus der zitierten Studie):

- Splitting-MBA, Fluff (K2.3) oder Pellets (K2.4) ins Zementwerk: -130 bis -140 kg CO₂-Äq./t MBA-Input
- Splitting-MBA, Fluff ins Kraftwerk/Wirbelschicht (K2.2): -44 bis -160 kg CO₂-Äq./t MBA-Input.

Eine andere Studie [42], die sich mit spezifischen Emissionsfaktoren und der Energiebilanz verschiedener Verfahren der Restabfallbehandlung befasst hat, kommt zu folgenden spezifischen Emissionen in kg CO₂/t Restabfall (die Spannweite ergibt sich aus unterschiedlich modellierten Restabfallqualitäten):

- MBA (Splitting) + Deponie: $+95$ kg CO₂/t (→ Klimabelastung)
- MBS (Stabilat) + Rostfeuerung mit Kraft-Wärme-Kopplung: -7 bis -197 kg CO₂/t
- Rostfeuerung mit Kraft-Wärme-Kopplung: -83 bis -294 kg CO₂/t.

Die Daten in Tab. 12 liegen damit im Bereich, der auch von anderen Autoren mit anderen Ansätzen ermittelt wurde, und sind damit nicht inplausibel.



5. Fazit

Die Daten in Tab. 12 geben nur Größenordnungen wieder und sind keine absoluten Zahlen. Sie lassen aber erkennen, dass die Klimaeffekte mechanisch-biologischer Abfallbehandlungsanlagen, die *keine* heizwertreiche Fraktion zur energetischen Verwertung ausschleusen und die die Anforderungen der MBA-Richtlinie *nicht* erfüllen, insbesondere durch die Emissionen an Methan, Lachgas und FCKW geprägt sind, während der Energie- und Stoffbedarf einen etwas geringeren Einfluss auf das Ergebnis hat. Dass diese Anlagen dennoch in der Bilanz ein teils knappes Ergebnis der Klimaentlastung erreichen können, liegt an den Gutschriften für die vermiedene Deponiegasbildung. Da die Ablagerung von unbehandeltem Restabfall in Österreich seit dem 1.1.2004 nicht mehr zulässig ist, kann auch argumentiert werden, dass diese Gutschriften zu entfallen haben, da sie keine realistische Variante mehr darstellt.

Für die moderne MBA mit RTO fallen die direkten Treibhausgasemissionen niedriger aus – obwohl die offene Nachrotte und die Deponierung der Rottefraktion doch erheblich zur Emission an Lachgas und Methan beitragen. Dafür steigt der Energie- und Stoffbedarf für die Aufbereitung und die Emissionsminderung der Splitting-Anlage. Die Gutschriften aus der Einsparung von Strom **plus** Wärme (und ggf. der Deponiegasentsorgung mittels RTO) können aber so hoch ausfallen, dass die Splitting-MBA auch ohne die Gutschriften für vermiedene Deponiegasbildung ein teils deutliches klimaentlastendes Ergebnis aufweist. Entscheidend hierfür ist die Frage der energetischen Verwertung der heizwertreichen Fraktion. Nur wenn die verwertenden Anlagen energieeffizient sind, macht der Einsatz der heizwertreichen Fraktion in diesen Anlagen auch aus Gründen des Klimaschutzes Sinn. Denn die Konzepte Splitting-MBA plus energetische Verwertung müssen sich immer noch an der direkten Restabfallverbrennung in hocheffizienten Müllverbrennungsanlagen mit Wärme-, Strom- und Dampfkopplung (MVA Dürnrrohr) oder Kraft-Wärme-Kopplung und jeweils Wertstoffausschleusung (MVA Spittelau), messen lassen.



6. Quellenverzeichnis

- 1 Nationale Klimastrategie für Österreich.
<http://gpool.lfrz.at/gpoolexport/media/file/klimate.pdf>
- 2 Brunner P.H., Fehringer R. et al: Reduktion von Treibhausgasen durch die Optimierung der Abfallwirtschaft. Bericht des Instituts für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, 1998
- 3 Hackl A., Mauschitz G.: Beiträge zum Klimaschutz durch nachhaltige Restmüllbehandlung (Klimarelevanz der Abfallwirtschaft II). Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend, und Familie Sektion III. Band 19/1999
- 4 Lebensministerium: Richtlinie für die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen. Wien, 1. März 2002 http://gpool.lfrz.at/gpoolexport/media/file/mba_richtlinie2.pdf
- 5 Hackl A.E.: Beitragspotentiale der Abfallwirtschaft zur österreichischen Klimastrategie. In: Kossina I. (Hrsg.): Abfallwirtschaft für Wien. TK-Verlag, 37–47, 2004
- 6 49. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, mit der die Deponieverordnung geändert wird. BGBl. II, 23.01.2004
http://gpool.lfrz.at/gpoolexport/media/file/2004_49_nov_deponievo.pdf
- 7 Rolland C., Scheibengraf M.: Biologisch abbaubarer Kohlenstoff im Restmüll. Umweltbundesamt, Berichte BE-236, Wien, 2003
<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/BE236.pdf>
- 8 Umweltbundesamt: Siebenter Umweltkontrollbericht – 3.11 Abfallwirtschaft.
http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltkontrolle/2004/0311_abfallwirtschaft.pdf
- 9 Umweltbundesamt: Abfallwirtschaftliche Anlagen- und Stoffdatenbank, Stand 2/2005
http://www.umweltbundesamt.at/umwelt/abfall/abfall_datenbanken/anlagendb/
- 10 Rolland C., Grech H.: Stand der Abfallbehandlung in Österreich im Hinblick auf das Jahr 2004. UBA-Berichte, BE-182, Wien, Jänner 2001
<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/BE182.pdf>
- 11 Doedens H. et al.: Bilanzierung von Umweltchemikalien bei der biologischen Vorbehandlung von Restabfällen. Phase 2: Emissionen, Schadstoffbilanzen und Abluftbehandlung. BMB+F Verbundvorhaben: Mechanisch-biologische Vorbehandlung von zu deponierenden Abfällen. 1999
- 12 IBA GmbH, Hannover, BZL GmbH, Oyten, CUTEC GmbH, Clausthal-Zellerfeld: Möglichkeiten der Kombination von mechanisch-biologischer und thermischer Behandlung von Restabfällen. F + E- Vorhaben Nr. 1471 114 im Auftrag des BMBF/UBA, 1998
- 13 Reinhardt T., Jager J.: Schadstoffbelastung der Abluft bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung und anschließenden Deponierung. Wiemer K., Kern M. (Hrsg.): Biologische Abfallbehandlung III. Kompostierung - Anaerobtechnik - Mechanisch-biologische Abfallbehandlung - Klärschlammverwertung, 845–906, 1996
- 14 Umweltbundesamt: Abluftemissionen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Pilotanlage Kufstein. Bericht BE-126, 1999
- 15 US EPA: Class I Ozone-Depleting Substances <http://www.epa.gov/ozone/ods.html>



- 16 Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen. Artikel 2 – Dreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen –30. BImSchV). 20.02.2001, BGBl. I S. 305
- 17 Windsperger A., Steinlechner S.: Technologie und Konzepte der Abluftreinigung bei mechanisch-biologischen Anlagen zur Vorbehandlung von Restmüll. SchrR des BMLFUW 10, 2001
- 18 Schlegelmilch M., Kleeberg K., Streese J., Stegmann R., Bockreis A., Steinberg I., Herold T.: Aktuelle Projekte im Bereich der Aktuelle Projekte im Bereich der biologischen Abluftbehandlung. VDI-Umweltforum: Biologische Abgasreinigung 2003, Leipzig, 8./9.10.2003, sowie Folien der Autoren zum Vortrag
- 19 Cuhls C.: Schadstoffbilanzierung und Emissionsminderung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Dissertation, Universität Hannover, FB Bauingenieur- und Vermessungswesen, 1999
- 20 Clemens J., Cuhls C.: Emissionen von Treibhausgasen bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. WLB Wasser, Luft, Boden, Heft 1–2, 51–52, 2001
- 21 Clemens H.J.: Lachgas ist ein Klimagas. In: ANS e.V. (Hrsg.): Abluftbehandlung bei MBA und Deponiebetrieb – Konsequenzen für die Praxis. 62. Informationsgespräch des ANS, Kaiserslautern, 25./26.9.2001, S. 201–209
- 22 Soyez K.: Klimarelevanz der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. In: Johnke B., Scheffran J., Soyez K.: Abfall, Energie, Klima. Erich-Schmidt-Verlag, Beiträge zur Umweltgestaltung A157, 110–126, 2004
- 23 Zeschmar-Lahl B.: Keim Problem? Bioaerosole verursachen Risiken für Beschäftigte und Anwohner von Abfallbehandlungsanlagen - doch es gibt Gegenstrategien. Müllmagazin 4, 32–44, 2004
- 24 Wengenroth K., Grünekle E.: Abgas- und Abluftbehandlung bei Trockenstabilat®-Anlagen. Hamburger Berichte 17, 47–64, 2001
- 25 BZL GmbH: Thermisch-regenerative Abgasreinigung für die mechanisch-biologische Abfallbehandlung. Studie im Auftrag der Herhof-Umwelttechnik GmbH, 2001. Download über die Webseite der Herhof-Umwelttechnik GmbH www.herhof.de, dort unter \Info-Center\Publikationen\Gutachten
- 26 Doedens H. et al. (ISAH) und Kahn R. et al. (HAASE ENERGIETECHNIK AG): Erprobung einer nichtkatalytischen thermischen Oxidation zur Behandlung von Abluft aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. BMBF-Verbundvorhaben, Teilvorhaben 1: Verfahrenstechnische Überprüfung der Anlagenkonzeption, Förderkennzeichen: 0330240, Teilvorhaben 2: Untersuchungen zur Führung des Abluftmanagements, Förderkennzeichen: 03361257. Download: http://www.haase-energietechnik.de/de/Products_and_Services/Gas_Engineering/VocsiBox/BMBF-Abschlussbericht_2.pdf
- 27 Butz W.: Entwicklung der MBA vor dem Hintergrund der Ablagerungsverordnung und der 30. BImSchV. Wasser, Luft, Boden (WLB), Heft 7–8, 2001 http://www.deponiestief.de/fachlit/mba/texte/butz_wlb7-8_2001.pdf



- 28 Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen: Arbeitshilfe zu § 16 der 30. BImSchV. Fachberichte LUA NRW 4/2003
http://www.lua.nrw.de/veroeffentlichungen/fachberichte/fach_2003_04/fachb4_2003.pdf
- 29 Wallmann R., Cuhls C., Clemens J., Scheelhaase T., Hake J.: Offene Nachrotte bei MBA gemäß § 16 der 30. BImSchV. Müll und Abfall 6, 276–281, 2003
- 30 gemessen bei der Kompostierung von Vergärungsresten; Quelle: Edelmann W.: Umweltaspekte der Verwertung von biogenen Abfällen in Vergärungsanlagen.
<http://www.arbi.ch/UMWELTASPEKTE%20edelmann.pdf>
- 31 Bundsgütegemeinschaft Kompost e.V.: Fachliche Fragestellungen zum Aerosol-Fachgespräch am 30.09.04. <http://www.bgkev.de/download/antwortfrage8.pdf>
- 32 Mostbauer P. et al.: Grundlagen für eine Technische Anleitung zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Abfällen. Umweltbundesamt, Reports R-151, Wien, 1998 <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/R151z.pdf>
- 33 Holzer C., Kossina I., Angerer T.: Grundlagen für eine Technische Anleitung für die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung (MBA) in Österreich. In: DepoTech 1998 – Abfallbehandlung, Deponietechnik, Entsorgungsbergbau und Altlastenproblematik. Rotterdam: Balkema, 93–102, 1998, sowie Vortragsfolien der Autoren
- 34 Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen. Artikel 1 – Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (AbfAbIV). 20.02.2001 (BGBl. I S. 305)
- 35 Fricke K., Münnich K., Ziehmann G., Turk T., Wallmann R.: Auswirkungen der Artikelverordnung auf die MBA- und Deponietechnik. In: Wiemer K., Kern M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung V, 559–590, 2001
- 36 Fricke K., Münnich K., Ziehmann G.: Auswirkungen der Ablagerungsverordnung. KA Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47) 12, 1813–1819, 2000, zit. in Fricke K., Münnich K., Ziehmann G., Turk T., Wallmann R., 2001, s.o.
- 37 Dach, J., Danhamer, H., Jager, J.: Ergebnisse eines Laborvergleichs zur Harmonisierung des Gärtestes für feste Siedlungsabfälle, Lechner, P. (Hrsg.), Methoden zur Charakterisierung der biochemischen Stabilität von organischer Substanz, S. 63–76, Waste Reports Nr. 4 des Instituts für Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien, 1996
- 38 Dach, J., Danhamer, H., Jager, J., Ergebnisse eines Laborvergleichs zur Harmonisierung des Gärtestes für feste Siedlungsabfälle, Müll und Abfall, 12, 762–771, 1997
- 39 Zeschmar-Lahl B., Jager J., Ketelsen K., Lahl U., Scheidl K., Steiner M., Heckmann A.: Mechanisch-biologische Abfallbehandlung in Europa. Hrsg.: VKS e.V., A.S.A. e.V., Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, 2000
- 40 Scharff H., Oonk H., Vroon R., Hensen A., Göschl R.: Verbesserte Methanoxidation durch Zwangsbelüftung unter einer Deponieabdeckung. Müll und Abfall 10, 591–595, 2001
- 41 Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC): Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Inventories. Report accepted by the IPCC Plenary at its 16th session held in Montreal, 1-8 May, 2000. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/gp/5_Waste.pdf



- 42 Fischer B., Fuchs A., Obid G.: Klimarelevanz verschiedener Restabfallbehandlungsverfahren. Müll und Abfall 10, 59–603, 1999
- 43 Deutsche Projekt Union (DPU), Köln: Obergutachten zur Sicherstellung der Entsorgungssicherheit des Landes Berlin ab 2005 im Rahmen des AWP-Prüfauftrags. Hauptbericht, erstellt für die Berliner Stadtreinigungsbetriebe (BSR), August 2001; Teilergebnis Ökologische Bewertung: BZL GmbH, Oyten
- 44 BIWA Consult, Freiberg (Sachsen), BZL GmbH, Oyten: "Klimarelevanz der Abfallwirtschaft im Freistaat Sachsen", im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, Dresden. Downloadhinweise hier:
<http://www.bzl.info/publikationen/studien.php>
- 45 Lahl U., Zeschmar-Lahl B., Angerer T.: Entwicklungspotentiale der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung – Eine ökologische Analyse. Umweltbundesamt: Monographien M-125, Wien, Juni 2000 <http://www.bzl.info/files/pdf/M125.pdf>
- 46 Umweltbundesamt: Kyoto-Fortschrittsbericht Österreich 2004
<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/BE245.pdf>
- 47 Butz W.: Klimarelevanz von Deponiegasemissionen. Deponiegas-Tagung, Trier, 1997,
http://www.deponie-stief.de/fachlit/buecher/trier1997/butz_trier1997.pdf
- 48 Würdinger E., Wagner J., Tränkler J., Rommel W.: Studie über die energetische Nutzung der Biomasseanteile in Abfällen. BfA-Texte Nr. 5, April 1998
- 49 Johnke B., zit. in Soyez K.: Klimarelevanz der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung, 2004, s.o.
- 50 Wengenroth K.: Herstellung erweiterter Biomasse aus Siedlungsabfällen. Bio- und Restabfallbehandlung VII, 335–345, 2003
- 51 Steen M.: Greenhouse gas emissions from fossil fuel fired power generation systems, Institute for Advanced Materials, Joint Research Centre, European Commission, 2001.
<http://www.jrc.nl/publ/EUR19754EN.pdf>
- 52 Bates J., Haworth A. (AEA Technology Environment), Abingdon: Economic Evaluation of Sectoral Emission Reduction Objectives for Climate Change: Economic Evaluation of Emission Reductions of Methane in the Waste Sector in the EU. Bottom-up Analysis, updated, Final Report (Updated version), March 2001.
http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/climate_change/waste.pdf
- 53 GEMIS 4.0: Energie: Heizen allgemein, 12. Option: Fernwärme – Kohle, Tabellen Brennstoffbilanz, Treibhausgase und Luftschadstoffe
- 54 Heyde M., Kremer M.: Thermische Verwertung heizwertreicher Abfälle in der Müllverbrennungsanlage Borsigstraße in Hamburg. Fraunhofer Institut für Verfahrenstechnologie und Verpackung, Freising (1999), hier Tabelle 1-5, umgerechnet auf 1 GJ
- 55 Linz Aktuell: Neue MBA in Betrieb. News vom 26. Jänner 2004
http://www.linz.at/Aktuell/aktuell_22644.asp?category=umwelt