

Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft
vertreten durch das
Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie
Sachgebiet: Abfalltechnik/Sonderabfälle

Zwischenbericht Nr.: 1
Berichtszeitraum: 08/2001-02/2002
Seitenzahl: 223
Tabellen (Anzahl): 127
Abbildungen (Anzahl): 12
Sonstige Anlagen: -

zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben:

Die Klimarelevanz der Abfallwirtschaft im Freistaat Sachsen

Aktenzeichen: 13-8802.3523/103

von:

Autorin:

Dipl.-Biol. Barbara Zeschmar-Lahl

Durchführende Institution:

BZL Kommunikation und Projektsteuerung GmbH

Projektleiterin:

Dipl.-Biol. Barbara Zeschmar-Lahl

3. September 2002

Inhaltsverzeichnis (Übersicht)

1	Aufgabenstellung	1
2	Festlegung des Ziels und des Rahmens der Untersuchung (Studie Teil 1 – Verfahrensvergleich)	1
3	Methodische Umsetzung	10
4	Modellierung der Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen (Sachbilanz)	48
5	Wirkungsabschätzung	122
6	Untersuchte Systeme	123
7	Ergebnisse	126
8	Sensitivitätsanalyse	141
9	Weitere klimarelevante Verfahren der Abfallwirtschaft	147
10	Optimierungspotenziale	190
11	Zusammenfassung	193
12	Literaturverzeichnis	194

Inhaltsverzeichnis

1	Aufgabenstellung	1
2	Festlegung des Ziels und des Rahmens der Untersuchung (Studie Teil 1 – Verfahrensvergleich)	1
2.1	Hintergrund zur Bearbeitung der Fragestellung	3
2.1.1	Das Kyoto-Protokoll	3
2.1.2	Die wichtigsten Treibhausgase aus anthropogenen Quellen	4
2.2	Klimarelevanz der Abfallwirtschaft	8
3	Methodische Umsetzung	10
3.1	Intergovernmental Panel On Climate Change (IPCC)	10
3.1.1	Treibhauspotenziale nach IPCC-Richtlinie „Good Practice and Uncertainty Management in National Greenhouse Inventories“	10
3.1.2	IPCC-Richtlinie „Good Practice and Uncertainty Management in National Greenhouse Inventories“	11
3.2	Verwendete Methode	12
3.2.1	Funktionelle Einheit	13
3.2.2	Parameter und CO ₂ -Äquivalenzfaktoren	13
3.2.3	Berechnung der klimarelevanten CO ₂ -Emission aus Abfällen	14
3.2.4	Berechnung der Nicht-CO ₂ -Emission aus Abfällen	15
3.2.5	Modifizierung der IPCC-Standardwerte für deutschen Restabfall	17
3.2.6	Modifizierung der IPCC-Standardwerte für sächsischen Restabfall	19
3.2.6.1	Sortieranalysen	19
3.2.6.2	Gehalt an regenerativem Kohlenstoff	22
3.2.6.3	Heizwert des Restabfalls	25
3.2.7	Anteil an regenerativem C in der heizwertreichen Fraktion aus MBA	25
3.2.8	Anteil an regenerativem C im Stabilat aus MBS	26
3.3	Systemgrenzen	27
3.4	Randbedingungen	29
3.4.1	Energieverbrauch bzw. zur Energieeffizienz	29
3.4.2	Technischer Standard der Anlage	31
3.4.3	„Senken“ für CO ₂	31
3.5	Datensätze für Last- und Gutschriften für Verbräuche und erzeugte Outputgüter ..	33
3.5.1	Lastschriften Energieverbrauch	33
3.5.2	Lastschriften Betriebsmittelverbrauch	35
3.5.3	Lastschriften Transporte	36
3.5.4	Gutschriften Energie(rück)gewinnung	37
3.5.4.1	Elektrischer Strom	38
3.5.4.2	Wärmeenergie	42

3.5.4.3	Prozessdampf	45
3.5.5	Gutschrift für Metallrückgewinnung.....	45
3.5.6	Gutschriften für erzeugte Salzsäure	46
3.5.7	Sonstige Gutschriften.....	47
4	Modellierung der Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen (Sachbilanz)	48
4.1	Restabfallverbrennung in der MVA	48
4.1.1	Berechnung der klimarelevanten Emission der Restabfallverbrennung nach IPCC	49
4.1.1.1	Klimarelevante CO ₂ -Emissionen.....	49
4.1.1.2	Klimarelevante Nicht-CO ₂ -Emissionen	50
4.1.2	Modifizierung der IPCC-Standardwerte für die Restabfallverbrennung in Sachsen.....	51
4.1.3	Ergebnisse von Ökobilanzstudien.....	51
4.1.4	Modellierung der Restabfallverbrennung in der MVA.....	51
4.1.4.1	MVA1.....	52
4.1.4.2	MVA2.....	54
4.1.4.3	MVA3.....	56
4.1.5	Herkunft und Qualität der Daten	58
4.2	MBA und Deponierung des Rotterückstandes (Splitting-MBA).....	59
4.2.1	Modul Splitting-MBA	59
4.2.1.1	Stoffflüsse von MBA-Splitting-Anlagen	59
4.2.1.2	Emissionsstandard Splitting-MBA.....	62
4.2.2	Modul Zementwerk	64
4.2.2.1	Verfahrensüberblick und technischer Standard	65
4.2.2.2	Anforderungen an Ersatzbrennstoffe im Zementwerk	67
4.2.2.3	Emissionen klimarelevanter Gase	68
4.2.2.4	Berechnung der Emissionen klimarelevanter Gase nach IPCC	69
4.2.3	Modul Kraftwerk	70
4.2.3.1	Verfahrensüberblick und technischer Standard	70
4.2.3.2	Anforderungen an Ersatzbrennstoffe im Kraftwerk.....	71
4.2.3.3	Berechnung der Emissionen klimarelevanter Gase nach IPCC	73
4.2.3.3.1	Klimarelevante CO ₂ -Emissionen	73
4.2.3.3.2	Klimarelevante Nicht-CO ₂ -Emissionen	74
4.2.3.4	Emissionen klimarelevanter Gase im Regelbetrieb	75
4.2.3.5	Energieeffizienz / Energetischer Wirkungsgrad	77
4.2.4	Modul SVZ	80
4.2.4.1	Verfahrensüberblick und technischer Standard	80
4.2.4.2	Emissionen klimarelevanter Gase	81
4.2.5	Deponierung des MBA-Reststoffes (Rottegut)	84
4.2.6	Ergebnisse von Ökobilanzstudien.....	87
4.2.7	Modellierung der MBA-Splitting-Verfahren	87
4.2.7.1	Modellierung der Splitting-MBA	87
4.2.7.1.1	Massenbilanz.....	87
4.2.7.1.2	Spezifische Energieverbräuche	88
4.2.7.1.3	Emissionskonzentrationen in der MBA-Abluft	89
4.2.7.1.4	Deponierung des Rottegutes	89
4.2.7.2	Modellierung der Zementwerke	90

4.2.7.3	Modellierung der Kraftwerke	93
4.2.7.3.1	Modellierung der Emissionen klimarelevanter Gase bei Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen aus heizwertreicher MBA-Fraktion im Kraftwerk	95
4.2.7.4	Modellierung des SVZ	96
4.2.7.5	Untersuchte MBA-Verfahrenskombinationen	97
4.2.7.6	Herkunft und Qualität der Daten	98
4.3	Restabfallstabilisierung (MBS) und Vergasung im SVZ	99
4.3.1	Modul Mechanisch-biologische Stabilisierungsanlage (MBS)	99
4.3.1.1	Verfahrensüberblick und technischer Standard	99
4.3.1.2	Abluft-/Abwasserreinigung	100
4.3.1.3	Klimarelevante Emissionen	101
4.3.2	Modul SVZ	101
4.3.3	Modellierung der Stabilisierungsverfahren	102
4.3.3.1	Untersuchte MBS-Varianten	102
4.3.3.2	Herkunft und Qualität der Daten	104
4.4	Holzabfallverbrennung	105
4.4.1	Rechtlicher Rahmen	106
4.4.1.1	Altholzverordnung	106
4.4.1.2	4. BImSchV/13. BImSchV/17. BImSchV	107
4.4.1.3	EEG/BiomasseV	108
4.4.1.4	Europäisches Abfallverzeichnis	109
4.4.1.5	Sächsisches SMUL: Handlungsanleitung „Entsorgung von Holzabfällen im Freistaat Sachsen“	109
4.4.2	Verfahrensüberblick und technischer Standard	109
4.4.3	Klimarelevante Emissionen	110
4.4.4	Berechnung der klimarelevanten Emission nach IPCC	112
4.4.5	Modifizierung der IPCC-Standardwerte für die Holzabfallverbrennung in Deutschland ..	113
4.4.6	Emissionen von Holzverbrennungsanlagen (HoVA)	114
4.4.7	Modellierung der Verbrennung in einer Holzabfallverbrennungsanlage	117
4.4.8	Herkunft und Qualität der Daten	119
4.5	Transporte	119
5	Wirkungsabschätzung	122
6	Untersuchte Systeme	123
6.1	System 1: Restabfallbehandlung	123
6.2	System 2: Holzabfallverbrennung	124
6.3	Nicht vergleichend untersuchte Verfahren	125
7	Ergebnisse	126
7.1	System 1: Restabfallbehandlung	126
7.1.1	Darstellung der Ergebnisse	126
7.1.2	Diskussion der Ergebnisse	135

7.2	System 2: Holzabfallbehandlung	137
7.2.1	Darstellung der Ergebnisse.....	137
7.2.2	Diskussion der Ergebnisse	139
7.3	Spezifischer Beitrag.....	139
7.4	Ökologische Bedeutung.....	140
8	Sensitivitätsanalyse	141
8.1	Einfluß der Energieeffizienz auf das Gesamtergebnis	141
8.2	Einfluß der Zusammensetzung des Restabfalls auf das Gesamtergebnis	141
8.3	Einfluß der substituierten Energie auf das Gesamtergebnis	142
8.4	Einfluß von Ammoniak auf das Gesamtergebnis	144
8.5	Einfluß der Transporte auf das Gesamtergebnis	145
9	Weitere klimarelevante Verfahren der Abfallwirtschaft	147
9.1	Klärschlammmitverbrennung in Braunkohlekraftwerken	147
9.1.1	Berechnung der klimarelevanten CO ₂ -Emission nach IPCC.....	148
9.1.2	Modifizierung der IPCC-Standardwerte für die Klärschlammverbrennung in Deutschland 149	
9.1.3	Klimarelevante Emissionen der Klärschlammverbrennung	150
9.1.4	Ergebnisse von Ökobilanzstudien.....	151
9.2	Bioabfallvergärung und energetische Biogasverwertung	155
9.3	Bioabfallkompostierung	157
9.3.1	Verfahrensüberblick und technischer Standard.....	157
9.3.2	Klimarelevante Emissionen.....	157
9.3.3	Emissionsminderung.....	159
9.3.4	Ergebnisse von Ökobilanzstudien.....	159
9.4	Holzvergasung	162
9.5	Deponierung, Deponieentgasung und energetische Gasverwertung	164
9.5.1	Überblick und technischer Standard	164
9.5.2	Berechnung der klimarelevanten Emission nach IPCC	166
9.5.3	Gasbildungspotenzial und klimarelevante Emissionen	167
9.5.4	Deponiegasbehandlung und -nutzung.....	169
9.5.5	Klimarelevanz der Deponiegasbehandlung	172
9.5.6	Fazit Deponien.....	173
9.6	Sonderabfallbehandlung/-verwertung	174
9.6.1	Biologische Bodenbehandlung	174
9.6.2	Bodenwäsche (pyhsikalisch-chemisch-biologisch).....	175
9.6.3	Thermische Bodenbehandlung	176
9.6.4	Sonderabfallverbrennung.....	177
9.6.4.1	Berechnung der klimarelevanten Emission nach IPCC	177

9.6.4.2 Weitere klimarelevante Faktoren	178
9.6.5 Sonderabfalldeponierung	178
9.6.6 Sonderabfallbehandlung: Weitere Verfahren (CPB)	179
9.6.7 Ergebnisse von Ökobilanzen	179
9.6.8 Fazit Sonderabfallbehandlung	181
9.7 Innovative Verfahren	182
9.7.1 Pyrolyse (Entgasung)	182
9.7.2 Hochtemperaturverfahren	185
9.7.2.1 KWU-Schmel-Brenn-Verfahren	185
9.7.2.2 Noell-Konversionsverfahren	186
9.7.2.3 Thermostelect-Verfahren	187
9.7.2.4 RCP (Recycled Clean Products)	187
9.7.2.5 Vergleichende Betrachtung der Hochtemperaturverfahren	188
10 Optimierungspotenziale	190
10.1 Deponien	190
10.2 Energienutzungskonzepte	190
10.3 Anlagenstandard	191
10.4 Bioabfallbehandlung	191
10.5 Klärschlamm	191
10.6 Minimierung des Transportaufwandes	192
10.7 Verzahnung von Klimaschutz mit anderen Schutzzielen	192
11 Zusammenfassung	193
12 Literaturverzeichnis	194

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1:	CO ₂ –Emissionen verfügbarer Energiebereitstellungstechniken in g CO ₂ /kWh _{el}	30
Abb. 2:	CO ₂ -Freisetzung und Energieeffizienz moderner Kraftwerke (42);.....	78
Abb. 3:	Spezifische CO ₂ -Emissionen von Kraftwerken ohne und mit Kraft-Wärme-Kopplung (42); CHP = Kraft-Wärme-Kopplung	80
Abb. 4:	SVZ: technischer Aufbau Vergasung und Gasverwertung (79).....	81
Abb. 5:	Gemessene Flüchtigen-Ausbeute verschiedener Brennstoffe (123)	83
Abb. 6:	Anzahl geförderter Holzfeuerungsanlagen in Sachsen und ihre Gesamtnennwärmeleistung (141).....	105
Abb. 7:	Bildungsmöglichkeiten von NO _x und zu erwartende NO _x -Konzentrationen in Abhängigkeit von der Verbrennungstemperatur und der Art des Brennstoffs, nach (162)	116
Abb. 8:	Ergebnisse des Systems 1: Restabfallbehandlung	126
Abb. 9:	Struktur der Ergebnisse für die MVA-Variante 1	127
Abb. 10:	Struktur der Ergebnisse für die MVA-Variante 2	128
Abb. 11:	Struktur der Ergebnisse für die MVA-Variante 3	128
Abb. 12:	Anzahl der Siedlungsabfalldeponien im Freistaat Sachsen (205, ergänzt).....	165

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1:	Veränderungen in der Erdatmosphäre, des Klimas und biologischer und physikalischer Indikatoren im 20. Jahrhundert ((8), dort Table SPM-1); Angabe von Vertrauensintervallen, sofern von der jeweiligen Arbeitsgruppe angegeben.	5
Tab. 2:	Die wichtigsten vom Menschen verursachten Treibhausgase im Überblick	7
Tab. 3:	Direkte Treibhauspotenziale (Global Warming Potentials (GWPs)) für Gase, deren Lebensdauer adäquat charakterisiert werden konnte, auf der Basis des Treibhauseffektes der atmosphärischen Emission von 1 kg CO ₂ (18).....	11
Tab. 4:	Betrachtete Treibhausgase und in dieser Studie verwendete CO ₂ -Äquivalenzfaktoren über 100 Jahre	14
Tab. 5:	IPCC: Standarddaten der IPCC-“Gute-Praxis“-Richtlinie für die Berechnung der klimarelevanten CO ₂ -Emissionen von verschiedenen Abfallverbrennungsanlagen (ohne Krankenhausabfälle).....	15
Tab. 6:	Emissionsfaktoren für N ₂ O aus verschiedenen Abfallverbrennungsanlagen (Table 5.7 in (28); Daten Deutschland von Johnke (29)) (ohne Krankenhausabfälle); n.v. = nicht verfügbar.....	16
Tab. 7:	Untere Heizwerte von Restabfall Anfang der 90er Jahre	17
Tab. 8:	Berechnung des mittleren Ausbrandgrades von deutschen MVAs.....	18
Tab. 9:	Ergebnisse von Sortieranaysen in sächsischen Gebietskörperschaften (alle Angaben bezogen auf die Frischsubstanz).....	20

Tab. 10:	Vergleich der Sortieranalysen verschiedener sächsischer Kommunen ohne ZAZ mit dem von Kost (35) nach vier Sortierkampagnen modellierten Restabfall;	22
Tab. 11:	Abschätzung des Kohlenstoffgehaltes von Sortierfraktionen	23
Tab. 12:	Gehalte an C_{gesamt} und $C_{\text{regenerativ}}$ im sächsischen Restabfall (Frischsubstanz), hier: Stadt (eigene Schätzung)	23
Tab. 13:	Gehalte an C_{gesamt} und $C_{\text{regenerativ}}$ im sächsischen Restabfall (Frischsubstanz), hier: Land (eigene Schätzung).....	24
Tab. 14:	Heizwertberechnung des modellierten sächsischen Restabfalls	25
Tab. 15:	Anteil regenerativen Kohlenstoffs in typischen heizwertreichen Fraktionen nach Ersatzbrennstoffaufbereitung	26
Tab. 16:	Heizwert von sowie Gehalt an $C_{\text{regenerativ}}$ und C_{gesamt} im Stabilat nach biologischer Trocknung mit 15 % Restfeuchte (modell. nach BRAM1 in (48), Anh., Tab. A 6-9).....	27
Tab. 17:	Festlegung der Systemgrenzen für Vergleich	29
Tab. 18:	CO ₂ -Emissionen pro Kilowattstunde von verschiedenen Energieerzeugern nach jeweils aktuell best verfügbarer Technik ((42), hier Table 2)	31
Tab. 19:	Wirksamkeit von Sekundärmaßnahmen zur NO _x -Reduzierung im Abgas von Verbrennungsanlagen (44)	32
Tab. 20:	Vergleich der Vorketten für deutsches Erdgas („Erdgas D frei D“) und „Erdgas-GUS“ (46)	34
Tab. 21:	Verwendete Lastschriften für den Verbrauch von Erdgas-GUS, Erdgas-D und Heizöl, nach (46)	34
Tab. 22:	Verwendete Lastschrift (Gesamtemissionen) für den Dieserverbrauch von Dieselaggregaten, in mg/kg Diesel (Dichte = 0,824 kg/l, Hu = 41,326 MJ/kg)	35
Tab. 23:	Emissionen zur Berechnung der Lastschriften für den Betriebsmittelverbrauch der Rauchgasreinigung I	36
Tab. 24:	Emissionen zur Berechnung der Lastschriften für den Betriebsmittelverbrauch der Rauchgasreinigung II	36
Tab. 25:	Verwendete Lastschrift für Transporte in mg/Mg · km, nach GEMIS 4.0	37
Tab. 26:	Freistaat Sachsen: Bruttostromerzeugung nach Quellen (1999 und 2000)	38
Tab. 27:	Modellierung eines sächsischen Strommixes 2000, nach GEMIS 4.0 (inkl. Vorketten); Emissionen in mg/kWh _{el}	40
Tab. 28:	Emissionswerte zur Berechnung der Gut- bzw. Lastschriften für verbrauchte bzw. bereitgestellte elektrische Energie, mit Vorketten	41
Tab. 29:	Energieverbrauch sächsischer Haushalte in den Jahren 1998 bis 2000	42
Tab. 30:	Vergleich der Anteile an Energieträgern an der Raumwärmebereitstellung; Bezug: Energieträger (PJ/a); Sachsen 1995: Energieträgereinsatz bezogen auf den Wohnungsbestand.....	43
Tab. 31:	Einsatz von Energieträgern (in TJ) für die Erzeugung von Fernwärme in Sachsen	43
Tab. 32:	Emissionen für die Berechnung der Gutschriften für bereitgestellte Wärmeenergie zur Substitution von Fernwärme bzw.	

	Kleinfeuerungsanlagen auf Basis von Öl und Gas (siehe Tab. 21) sowie Braunkohlebriketts (GEMIS 4.0), inkl. Vorketten [mg/MJ]	44
Tab. 33:	Gutschriften für zur Verwertung ausgeschleuste Metalle (GEMIS 4.0)	46
Tab. 34:	Emissionen zur Berechnung der Gutschrift für die erzeugte Salzsäure (GEMIS 4.0; modelliert über Natronlauge (NaOH-mix D) modelliert)	46
Tab. 35:	Energieauskopplungskonzepte sowie Wirkungsgrade _{el} deutscher MVAs (67).....	49
Tab. 36:	Wirkungsgrade deutscher MVAs mit Fernwärmeauskopplung(67).....	49
Tab. 37:	Eingabedaten der MVA1; wenn nicht anders angegeben, bezogen auf Mg MVA-Input (= Restabfall)	53
Tab. 38:	Eingabedaten der MVA2; Bezug: Mg MVA-Input, wenn nicht anders angegeben	55
Tab. 39:	Klimarelevante Grenzwerte der 17. BImSchV und daraus abgeleitete Emissions-Eingabedaten der MVA3	56
Tab. 40:	Eingabedaten der MVA3; wenn nicht anders angegeben, bezogen auf Mg MVA-Input (= Restabfall)	57
Tab. 41:	Übersicht über Stoffflüsse von Outputfraktionen österreichischer MBAs in kg, ausgehend von 1.000 kg Inputmaterial (FS); fehlende Mengen zu 1.000 Mg (z.B. Störstoffe) sind nicht ausgewiesen	60
Tab. 42:	Übersicht über Stoffflüsse von Outputfraktionen deutscher MBAs (Splitting-Anlagen), in kg, ausgehend von 1.000 kg Inputmaterial Restabfall (FS) (79).....	61
Tab. 43:	Hauptqualitäten von Ersatzbrennstoffen (86).....	62
Tab. 44:	Emissionsfaktoren für Lachgas und Methan für MBAs (3 Anlagen) (88)	63
Tab. 45:	Reingasmessungen (nur klimarelevante Parameter) an der MBS Rennerod	64
Tab. 46:	Massenbilanz der Klinker- bzw. Zementherstellung, bezogen auf 1 Mg Klinker	66
Tab. 47:	Spannweite des in Europa gegebenen Umweltschutzstandards an Zementwerken (klimarelevante Daten) sowie beste verfügbare Technik für Zementwerke, Bezugssauerstoffgehalt = 10 Vol.-% O ₂	67
Tab. 48:	IPCC: Emissionsfaktoren für Zementöfen (105); n.v. = nicht verfügbar.....	70
Tab. 49:	Überblick über die Massenströme von Kohlekraftwerken (107)	71
Tab. 50:	IPCC: Standard-Emissionsfaktoren (ohne Abgasreinigung) für Nicht-CO ₂ -Emissionen aus dem Energiesektor (112, 113)	74
Tab. 51:	IPCC: Emissionsfaktoren für Kohlekraftwerke, in Abhängigkeit vom Brennstoff und Feuerungstyp (114); n.v. = nicht verfügbar	75
Tab. 52:	Emissionen klimarelevanter Gase von Steinkohlekraftwerken , in mg/Nm³ (Auswahl aus (LCP BRef, Table 4.8, S. 181)).....	76
Tab. 53:	Spezifische Emissionen klimarelevanter Gase von Steinkohlekraftwerken , in g/MJ (Auswahl aus (LCP BRef, Table 4.9, S. 182)); WG = Wirkungsgrad	76
Tab. 54:	Emissionen klimarelevanter Gase von Braunkohlekraftwerken , in mg/Nm³ (Auswahl aus (LCP BRef, Table 4.10, S. 183)).....	77

Tab. 55:	Spezifische Emissionen klimarelevanter Gase von Braunkohlekraftwerken , in g/MJ (Auswahl aus (LCP BRef, Table 4.11, S. 184)); WG = Wirkungsgrad	77
Tab. 56:	Energieeffizienz von Kohlekraftwerken und damit verbundene Emissionen an Treibhausgasen (42, dort Table 4.1).....	79
Tab. 57:	Input-Output-Bilanz für das Modul SVZ (129), nur klimarelevante Daten	82
Tab. 58:	Überschreitensregelung gemäß Anhang 4 der AbfAbIV für MBA-Deponiegut.....	84
Tab. 59:	Klimarelevante Emissionen von Deponien für MBA-Rottegut in Abhängigkeit von der Wirksamkeit der Methanoxidationsschicht, Bezug: im GB ₂₁ -Test gebildetes Methan: 0,6 – 2,6 kg CH ₄ /Mg MBA-Rottegut (GWP CH ₄ = 23)	86
Tab. 60:	Modellierung der Massenbilanz der Splitting-MBA (129); Input: Restabfall, Hu = 8.500 MJ/Mg	87
Tab. 61:	Modellierung der Massenbilanz der Ersatzbrennstoff-Aufbereitung nach Splitting-MBA, Zielpfad Kraftwerk oder Zementwerk bzw. SVZ; Bezug: Tab. 60 88	
Tab. 62:	Stromverbräuche in kWh/Mg heizwertreiche Fraktion für die Aufbereitung zum einsatzfähigen Ersatzbrennstoff, in kWh/Mg heizwertreiche Fraktion (129).....	89
Tab. 63:	Verwendete Abluftkonzentrationen im Reingas der MBA-Anlage hinter RTO	89
Tab. 64:	Für die Modellierung der Zementwerke verwendete Daten.....	91
Tab. 65:	Für die Modellierung der drei Kraftwerke verwendete Daten	94
Tab. 66:	CO-Konzentrationen im Abgas nordrhein-westfälischer Steinkohlekraftwerke; alle Anlagen Trockenfeuerung und < 50 MW; Daten aus dem LUA-Emissionskataster 1994 im Rahmen des Projektes (69)	96
Tab. 67:	Untersuchte MBA-Varianten (Splitting), die Prozentangaben beziehen sich auf den Anlageninput (FS); nicht ausgewiesen sind Wasserverlust und Abbau der organischen Substanz sowie die abgetrennten Fe- und NE-Metalle und Störstoffe.....	98
Tab. 68:	Wichtige technische Daten der RTO-Anlage der Fa. Herhof, hier: Anlage der MBS Rennerod (91)	101
Tab. 69:	Verwendete Input-Daten für das Modul SVZ (129), nur klimarelevante Daten	102
Tab. 70:	Massenbilanz der MBS (modelliert auf der Basis von (129)); Input: Restabfall, Hu = 8.500 MJ/Mg	103
Tab. 71:	Untersuchte MBS-Varianten (Stabilisierung).....	104
Tab. 72:	Bestehende und vorgesehene Grenzwerte für (Alt)Holzverbrennungsanlagen	108
Tab. 73:	Einteilung der Holzfeuerungen / Altholzverbrennungsanlagen.....	110
Tab. 74:	Treibhausgasemissionen verschiedener Brennstoffe, unter der Voraussetzung einer vollständigen Umsetzung ((42), dort sind unterschiedliche Quellen für die angegebenen Bereiche zitiert)	111

Tab. 75:	Kenndaten von Hölzern und Holzabfällen (44, Table 5.1)	111
Tab. 76:	Standardheizwerte für Biomasse-Brennstoffe (155).....	112
Tab. 77:	Standard-Emissionsfaktoren (ohne Abgasreinigung) für Nicht-CO ₂ - Emissionen aus Biomasse (156)	113
Tab. 78:	Emissionsfaktoren für Nicht-CO ₂ -Emissionen für Industrief Feuerungen auf Basis von Holzbrennstoffen, in Abhängigkeit vom Feuerungstyp (157); n.v. = nicht verfügbar.....	113
Tab. 79:	Anteil fossilen Kohlenstoffs in Spanplatten (nicht PVC-beschichtet), in kg/kg Spanplatte	114
Tab. 80:	Emissionen von Biomasse-befeuerten Verbrennungsanlagen (BRef LCP, Table 5.3)	115
Tab. 81:	Mittlere Emissionsfaktoren und die in Baden-Württemberg installierte Leistung von Holzfeuerungen in verschiedenen Leistungs- bzw. Anwendungsbereichen (163).....	116
Tab. 82:	Emissionsfaktoren in mg/MJ eingesetzten Brennstoff für Holzfeuerungen (166).....	117
Tab. 83:	Kenndaten Holzverbrennung für Holzhackschnitzel (BRef LCP, hier Table 5.2).....	117
Tab. 84:	Für die Modellierung der Holzverbrennungsanlage verwendete Daten	120
Tab. 85:	Für die Modellierung der MVA_100/MVA_50 verwendete Daten	121
Tab. 86:	Übersicht über die untersuchten Varianten im System 1: Restabfallbehandlung.....	123
Tab. 87:	Übersicht über die untersuchten Varianten im System 2: Holzabfallbehandlung	124
Tab. 88:	Zusammenfassung der Ergebnisse für die untersuchten Varianten im System 1: Restabfallbehandlung, in kg CO ₂ -Äq./Mg bzw. kg NH ₃ /Mg Restabfall (Hu = 8.500 MJ/Mg, 28 % C, davon 75 % regenerativ), inkl. Transporte.....	127
Tab. 89:	Ergebnisse für die modellierten der Müllverbrennungsanlagen, in kg CO ₂ - Äq./Mg bzw. kg NH ₃ /Mg Restabfall (Summenabweichungen aufgrund von Rundungsdifferenzen)	129
Tab. 90:	Einzelbeiträge der Module für die modellierten MBA-Varianten, hier energetische Verwertung im Zementwerk oder im SVZ, in kg CO ₂ -Äq./Mg bzw. kg NH ₃ /Mg Restabfall (Summenabweichungen aufgrund von Rundungsdifferenzen)	130
Tab. 91:	Ergebnisse für die modellierten MBA-Varianten, hier energetische Verwertung im Kraftwerk, in kg CO ₂ -Äq./Mg bzw. kg NH ₃ /Mg Restabfall (Summenabweichungen aufgrund von Rundungsdifferenzen).....	132
Tab. 92:	Ergebnisse für die modellierten MBS-Varianten, hier energetische Verwertung im SVZ, Staub ins SVZ oder in MVA, in kg CO ₂ -Äq./Mg bzw. kg NH ₃ /Mg Restabfall (Summenabweichungen aufgrund von Rundungsdifferenzen)	134

Tab. 93:	Zusammenfassung der Ergebnisse für die untersuchten Varianten im System 2: Holzabfallbehandlung, in kg CO ₂ -Äq./Mg Restabfall	137
Tab. 94:	Ergebnisse für die untersuchten Varianten im System 2: Holzabfallbehandlung, in kg CO ₂ -Äq./Mg bzw. kg NH ₃ /Mg Holzabfall	138
Tab. 95:	Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) 2000 für klimarelevante Parameter für den Freistaat Sachsen verglichen mit der Bundesrepublik.....	140
Tab. 96:	Zusammensetzung und Heizwerte verschiedener Restabfälle.....	141
Tab. 97:	Ergebnisse der Sensitivitätsbetrachtung „Veränderter Heizwert für MVAs“; hier: Ergebnisse für die CO ₂ -Emission in Abhängigkeit vom Heizwert, in kg CO ₂ -Äq./Mg Restabfall.....	142
Tab. 98:	Emissionen zur Berechnung der Gutschriften für bereitgestellte Wärmeenergie zur Substitution von Kleanfeuerungsanlagen (Strom/feste Brennstoffe im Verhältnis 60:40) sowie Heizungsmix (ohne Fernwärme), jeweils 15 % Leitungsverluste, und von Fernwärme aus Kohlefeuerung (60 % Steinkohle), mit Vorketten	143
Tab. 99:	Veränderung der Ergebnisse für die untersuchten Varianten, in kg CO ₂ -Äq./Mg Restabfall/Holzabfall, unter Einbeziehung verschiedener angenommener CO ₂ -Äquivalenzfaktoren für Ammoniak.....	145
Tab. 100:	Einfluß des Transportes auf das Ergebnis für die modellierten MVA-Varianten; Angaben in kg CO ₂ /Mg Abfall, S: Transport über Schiene	146
Tab. 101:	Einfluß des Transportes auf das Ergebnis für die modellierten MBA-Varianten.....	146
Tab. 102:	Klärschlammmanfall und Verbleib in den einzelnen Bundesländern im Jahr 1998 (175).....	147
Tab. 103:	Effekt der Mitverbrennung von Klärschlamm (10 %) in einem Steinkohlekraftwerk, in mg/Nm ³ (45, Table 8.5)	150
Tab. 104:	Emissionswerte Kraftwerk Franken II (Steinkohle) für Treibhausgase, Tagesmittelwerte bei Klärschlamm-Anteil 5 % TS (184)	151
Tab. 105:	CO ₂ -Bilanz der Variante zur thermischen Klärschlammverwertung (gekoppelt mit Mineraldüngung in der Landwirtschaft), in Mg CO ₂ ; Bezug: 7.248 Mg Klärschlamm des Klärwerks Düsseldorf Süd (30 % TS, 23 % C-Gehalt)	153
Tab. 106:	CO ₂ -Bilanz der Variante zur landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung (gekoppelt mit alternativer Stromerzeugung) in Mg CO ₂ ; Bezug: 7.248 Mg Klärschlamm des Klärwerks Düsseldorf Süd (30 % TS, 23 % C-Gehalt)	153
Tab. 107:	CO ₂ -Emissionen der verglichenen Verwertungsvarianten für Klärschlamm; Ergebnisse in kg/Mg Klärschlamm (TS).....	154
Tab. 108:	Nutzungspotenziale an Bio-, Klär- und Deponiegas verschiedener Substrate (194).....	156
Tab. 109:	Bilanzergebnisse für die Behandlung von Bioabfällen aus Haushalten (195), in kg CO ₂ -Äq./Mg Bioabfall (negative Zahl = Umweltentlastung)	156

Tab. 110:	Technische und umweltrelevante Merkmale von Bioabfallkompostierungsverfahren (196); d = Tage, w = Wochen, m = Monate	157
Tab. 111:	Klimarelevante Emissionen bei offener Bioabfallkompostierung (197); aktualisiert; Annahme: 45 % FS, Summe CO ₂ -Äq. ist ohne CO ₂ -C	158
Tab. 112:	Klimarelevante Emissionen (Rohgas) in kg/Mg TS bei geschlossener Bioabfallkompostierung (Tafelmietenkompostierung) (198); durchschnittlich 50% TS (Bereich: 37-68 %)	158
Tab. 113:	Gasförmige Emissionen von Kompostanlagen für biogene Abfälle; Abluftkonzentration: mittlere Werte aus 10 untersuchten Anlagen; Behandlungsdauer: 3 – 18 Tage (199)	158
Tab. 114:	Spezifische Energieverbräuche von Bioabfallkompostierungsverfahren (196).....	159
Tab. 115:	CO ₂ -Einsparung als Folge der Substitution mineralischer Nährstoffe durch Bioabfallkompost (196).....	160
Tab. 116:	Kompostierung von Bioabfall verglichen mit der Erfassung und Verbrennung über die Restabfalltonne; Ergebnis GWP, in kg CO₂-Äq./Mg FS (197), ergänzt	160
Tab. 117:	Marktübersicht Altholz-Vergasungsverfahren ((200), ergänzt)	163
Tab. 118:	Prognose des mittleren Emissionsintervalls von Siedlungsabfalldeponien zu verschiedenen Zeitpunkten.....	167
Tab. 119:	Klimarelevante Verbindungen im Deponiegas (in mg/m ³ , bezogen auf luftfreies Deponiegas).....	168
Tab. 120:	Stand der Deponiegaserfassung und energetischen Nutzung in den Gebietskörperschaften des Freistaates Sachsen (Stand 2000 (166))	170
Tab. 121:	Sonderabfallverbrennung in Deutschland verglichen mit Sonderabfalldeponierung im Ausland: Ökobilanzieller Vergleich von AVG- und Referenzszenario (220);	180
Tab. 122:	Veränderung des Bilanzergebnis für die Abfallentsorgung in der AVG-Anlage bei Substitution von Wärme aus Einzelfeuerungsanlagen (EFA)	180
Tab. 123:	Massenbilanz der Pyrolyse von 1 Mg Restabfall ((221), Table 27)	182
Tab. 124:	Heizwerte von Pyrolysegas und -koks von Restabfall und Klärschlamm ((221), Table 30).....	183
Tab. 125:	Zusammensetzung von Pyrolysegas in Abhängigkeit von der Temperatur (221, Table 28)	183
Tab. 126:	Status der Pyrolysetechnik für Abfälle im Jahr 1999 (221, Table 29)	184
Tab. 127:	Vergleich der vier Hochtemperaturverfahren mit der Müllverbrennungsanlage Rugenberger Damm in Hamburg: Maximale im Kondensationsbetrieb nutzbare elektrische Arbeit ODER maximale auskoppelbare Dampfarbeit, jeweils in MWh/Mg Abfall bei Hu = 2,68 MWh/Mg _{Abfall} (236)	189

Abkürzungen

1,1,1-Tri-chlorethan	Methylchloroform (CH_3CCl_3)
a	Jahr (annum)
AbfAbIV	Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerungsverordnung – AbfAbIV)
AVG	Abfall-Verwertungs-Gesellschaft mbH, Hamburg
BAT	best available techniques (s.a. BVT)
BlmSchV	Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes
BRef	BRef = BAT Reference Documents , sog. „BVT-Merkblätter“ nach IPCC
BVT	beste verfügbare Techniken (s.a. BAT)
C_2F_6	Perfluorethan (Perfluoraethan)
CaCO_3	Calciumcarbonat (Salz für Rauchgasreinigung)
CaO	Calciumoxid (Salz für Rauchgasreinigung)
Ca(OH)_2	Calciumhydroxid (Salz für Rauchgasreinigung)
CCl_4	Tetrachlorkohlenstoff (= R 10)
CF_4	Perfluormethan
CFC	Hydrofluorocarbons (HFC, Fluorkohlenwasserstoffe)
CH_4	Methan
CO	Kohlenmonoxid
CO_2	Kohlendioxid
DeNOx	Stickoxidentfernung
DK I	Deponieklasse I nach TA Siedlungsabfall (entspricht in etwa einer Boden- und Bauschuttdeponie)
DK II	Deponieklasse II nach TA Siedlungsabfall (entspricht in etwa einer „normalen“ Hausmülldeponie)
EBS	Ersatzbrennstoff
EDW	Einwohnerdurchschnittswert
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
Fe-Metalle	Eisenmetalle
FKW	Fluorkohlenwasserstoffe, auch HFC
FS	Frischsubstanz
GHG	Greenhouse gas, Treibhausgas
GWP	Treibhauspotenzial (GWP = global warming potential); erfasst den durch Emissionen an Stoffen, die zum Treibhauseffekt beitragen (CO_2 -Äquivalente), bewirkten Beitrag zur Veränderung des globalen Weltklimas.
GtC	Gigatonnen Kohlenstoff (1 Gigatonne = 1 Million Tonnen)
H_2O	Wasser
HCFC	teilhalogenierte Fluorchlorkohlenwasserstoffe
HCl	Salzsäure / Chlorwasserstoff
HFC	Fluorkohlenwasserstoffe, auch FKW
H_o, H_u	oberer Heizwert, unterer Heizwert

HoVA	Holzverbrennungsanlage
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IPPC	Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) = IVU-Richtlinie (= Richtlinie des Rates 96/61/EG vom 24.09.96 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung)
kWh	Kilowattstunde; Energieeinheit: 1 kWh = 3,6 Megajoule (MJ)
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
MA	Mechanische Abfallbehandlung(sanlage), mechanische Aufbereitung
MBA	Mechanisch-biologische Abfallbehandlung(sanlage)
MBS	Mechanisch-biologische Stabilisierung(sanlage)
mg	Milligramm = 1 Tausendstel Kilogramm
Mg	Megagramm, früher: Tonne (t) = Tausend Kilogramm
Mg/a	Megagramm pro Jahr (Megagramm per annum, früher: Jahrestonnen)
MJ	Megajoule; Energieeinheit: 1 MJ = 0,278 kWh
MJ/Mg	Megajoule pro Megagramm (Einheit für Heizwert)
MVA	Müllverbrennungsanlage
N ₂ O	Lachgas (Distickstoffoxid)
NaOH	Natriumhydroxid (Salz für Rauchgasreinigung)
NE-Metalle	Nichteisenmetalle
NH ₃	Ammoniak
NMVOC	flüchtige Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe
NO ₂	Stickstoffdioxid
NO _x	Stickoxide
O ₃	Ozon
ODP	Ozonabbaupotenzial (ODP = ozone depletion potential)
PFC	Perfluorkohlenstoffe, siehe CF ₄ und C ₂ F ₆
POCP	Photooxidanzienbildungspotenzial (POCP = photochemical ozone creation potential)
ppm	1 Molekül pro 1 Millionen anderer Moleküle (parts per million)
R 11	Trichlorfluormethan (CCl ₃ F), CFC-11
R 12	Dichlordifluormethan (CCl ₂ F ₂)
R 113	Trichlortrifluorethan (C ₂ Cl ₃ F ₃)
R 123	Dichlortrifluorethan (C ₂ HCl ₂ F ₃)
R 22	Monochlordifluormethan (CHF ₂ Cl)
RGR	Rauchgasreinigung
RTO	regenerative thermische Oxidation (thermisch-regenerative Abgasbehandlung)
SCR	Selektive katalytische Reduktion (von NO _x zu N ₂)
SNCR	Selektive nicht-katalytische Reduktion (von NO _x zu N ₂)
SVZ	Sekundärrohstoffverwertungszentrum Schwarze Pumpe
TJ	Terajoule = 1 Million Megajoule
TOC	gesamter organischer Kohlenstoff (total organic carbon)
TS	Trockensubstanz

1 Aufgabenstellung

„Die Klimarelevanz der Abfallwirtschaft im Freistaat Sachsen“ ist anhand verschiedener Verfahren und Verfahrenskombinationen zur Verwertung, Behandlung und Beseitigung von Abfällen zu untersuchen und zu bewerten (1).

Auftraggeber ist das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie.

Die Aufgabenstellung untergliedert sich in vier Teile:

Teil 1: Vergleich der Verfahren und Verfahrenskonzepte (Verfahrensvergleich)

Teil 2: Vergleich von Anlagenstandorten im Freistaat Sachsen (Anlagenvergleich)

Teil 3: Untersuchungen zu Holzabfällen im Freistaat Sachsen (Holzabfallkonzept)

Teil 4: Klimarelevanz sächsischer Abfallwirtschaftsmaßnahmen

Der vorliegende Zwischenbericht beinhaltet die Ergebnisse des **Teil 1**. Er dient als Basis für die Bearbeitung der Teile 2 und 4. Teil 3 wird parallel zu Teil 1 von der BIWA Consult GbR, Freiberg, bearbeitet (2).

2 Festlegung des Ziels und des Rahmens der Untersuchung (Studie Teil 1 – Verfahrensvergleich)

Ziel der gesamten Studie (Teile 1 bis 4) ist, die gestellte Aufgabe „Die Klimarelevanz der Abfallwirtschaft im Freistaat Sachsen“ anhand verschiedener Verfahren und Verfahrenskombinationen zur Verwertung, Behandlung und Beseitigung von Abfällen zu untersuchen und zu bewerten.

Ziel von Teil 1 der hier durchzuführenden Studie ist es, die in der Ausschreibung (1) genannten Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen bzgl. ihrer technischen Randbedingungen im Hinblick auf die Freisetzung und/oder Einsparung von Stoffen, die einen Beitrag zur Veränderung des globalen Weltklimas in Form des sog. Treibhauseffekts (GWP = global warming potential) hervorrufen (= klimarelevanten Emissionen) näher zu beschreiben. Ziel des Teils 1 der Studie ist nicht ein Vergleich von im Freistaat Sachsen existierenden oder geplanten konkreten Anlagen, sondern von *Verfahren*.

Laut Ausschreibung (1) sind die folgenden Verfahren darzustellen und zu bewerten:

1. Restabfallverbrennung in der MVA,
2. MBA und Deponierung des Rotterückstandes,
3. Restabfallstabilisierung (MBS) und Vergasung im SVZ,
4. Holzabfallverbrennung/-vergasung,
5. Klärschlammmitverbrennung in Braunkohlekraftwerken,

6. Bioabfallvergärung und energetische Biogasverwertung,
7. Bioabfallkompostierung,
8. Deponierung, Deponieentgasung und energetische Gasverwertung,
9. Sonderabfallbehandlung/-verwertung,
10. Innovative Verfahren.

Teil 1 beinhaltet die Entwicklung von „Verfahrens-Steckbriefen“, anhand derer eine Berechnung der klimarelevanten Emissionen für die jeweiligen Verfahren und darauf aufbauend konkreter Anlagen in Teil 2 der Studie ermöglicht wird.

Die Modellierung dieser „Verfahrens-Steckbriefe“ ist das zentrale Ziel des Verfahrensvergleichs.

Als Methode für die Modellierung dieser „Verfahrens-Steckbriefe“ soll dabei, soweit sinnvoll, auf die IPCC-Vorgaben (s.u.) zurückgegriffen werden. Da sich diese letztlich auf eine Stoffflussanalyse der einzelnen Sektoren der Abfallwirtschaft beschränken, werden ergänzend ökobilanzielle Berechnungen mit der Berücksichtigung von Lastschriften für Verbräuchen und Emissionen und Gutschriften für erbrachte Nutzen der Verfahren durchgeführt.

Als klimarelevante Emission wird die Freisetzung von fossilem CO₂ sowie von Stoffen, die über ein höheres Treibhauspotenzial als CO₂ verfügen und die in abfallwirtschaftlichen Verfahren in relevanten Mengen emittiert werden, definiert.

Anhand der Auswertung vorhandener Daten, Datenbankabfragen und Literaturrecherche werden verfahrensspezifischen Daten erhoben und zu einem Steckbrief verdichtet. Auf Basis dieser „Verfahrens-Steckbriefe“ wird die Berechnung der klimarelevanten Emissionen durchgeführt.

Zugleich dient der Verfahrensvergleich in Teil 1 als Basis für den in Teil 2 der Studie vorgesehenen Anlagenvergleich. In diesem Teil 2 werden für die genannten Verfahren die „klimarelevanten“ Daten der zu betrachtenden Anlagen im Freistaat Sachsen ermittelt (anlagenspezifisch). Die standortspezifischen Daten werden mit den verfahrensspezifischen Daten des Teil 1 der Studie verknüpft. Dabei wird keine schematische Übertragung der Daten aus der allgemeinen Verfahrensbetrachtung auf die Anlagen im Freistaat Sachsen vorgenommen, sondern die in Frage kommenden Anlagen werden mit ihren eigenen anlagen- und standortspezifischen Datensätzen (wie u.a. Verkehrsanbindung, Stromauskopplung, Kraft-/Wärme-Kopplung etc.) berechnet, die im Rahmen einer Standort- und Anlagenrecherche abgefragt werden.

Die Berechnungsergebnisse für die einzelnen Verfahren werden, soweit dies sinnvoll ist, miteinander verglichen und diskutiert. Bereits jetzt erkennbare Optimierungspotenziale werden in Kapitel 10 dargestellt.

2.1 Hintergrund zur Bearbeitung der Fragestellung

2.1.1 Das Kyoto-Protokoll

Auf der Rio-Konferenz 1992 wurden fünf wegweisende internationale Vereinbarungen für eine nachhaltige Entwicklung von mehr als 160 Teilnehmerländern beschlossen, darunter auch die sog. Klimaschutz-Konvention. Sie bildet die völkerrechtliche Vertragsgrundlage für den internationalen Klimaschutz. Die Klimaschutz-Konvention trat drei Monate nach Unterzeichnung durch den 50. Vertragsstaat am 21.03.1994 in Kraft und ist mittlerweile von mehr als 160 Staaten und der Europäischen Gemeinschaft ratifiziert worden. Auf den folgenden Konferenzen der Vertragsstaaten (zuletzt vom 07.-09.11.2001 in Marrakesch) ging es darum, die Verpflichtungen der Konvention fortzuentwickeln und zu verschärfen.

Hierbei stellt die 3. Vertragsstaaten-Konferenz in Kyoto 1997 einen Meilenstein in der Umsetzung der Klimaschutz-Konvention dar. Das am 11.12.1997 unterzeichnete Kyoto-Protokoll enthält erstmals rechtsverbindliche Begrenzungs- und Verringerungsverpflichtungen für die Industrieländer. So haben sich die Industrieländer verpflichtet, ihre Treibhausgas-Emissionen im Zeitraum von 2008 bis 2012 gegenüber den Emissionen von 1990 um durchschnittlich wenigstens 5 % zu senken, wobei die EU ihre Emissionen durchschnittlich um 8 % senken muss. Dabei waren für einzelne Länder unterschiedliche Ziele vereinbart worden (3). Die EU-Mitgliedstaaten und die Gemeinschaft haben das Protokoll am 29.04.1998 unterzeichnet. Bis Oktober 1998 waren alle westlichen Industrieländer außer den USA und Rußland sowie eine Reihe wichtiger Entwicklungsländer gefolgt. Die endgültige Fassung (final version) des Kyoto-Protokolls (4) ist mittlerweile verfügbar. Das Protokoll muss nun von den Vertragsstaaten ratifiziert werden, damit es allgemeine Gültigkeit erlangt. Nach den Beschlüssen der Klimakonferenz in Bonn müssen die Industrieländer zu Hause einen „signifikanten Anteil“ ihrer Emissionsreduktionen erbringen, der Rest kann auch im Ausland erbracht werden. Die Bundesrepublik will ihre Treibhausgasemissionen im Zeitraum von 2008 bis 2012 um 21 % unter das Emissionsniveau von 1990 senken, davon sind bereits 18 % erbracht (5). Die Umrüstung bzw. Stilllegung stark emittierender Betriebe in Ostdeutschland dürfte hier allerdings die Hauptarbeit geleistet haben, in den übrigen EU-Ländern ging es in dem selben Zeitraum um 4 % in die Höhe (6).

Zum Nachweis ihrer CO₂-Einsparungen haben die Vertragsstaaten gemäß den Verpflichtungen der Klimakonvention jährlich Treibhausgasinventare zu erstellen (7). Das IPCC hat hierfür eine Handreichung erstellt (siehe Kap. 3.1).

2.1.2 Die wichtigsten Treibhausgase aus anthropogenen Quellen

Die auf die Erde einfallenden Sonnenstrahlen erwärmen die Erdoberfläche, die diese Energie in Form langwelliger Infrarotstrahlung ins All zurückstrahlt. Die „Treibhausgase“ in der Atmosphäre wirken wie das Glasdach eines Treibhauses: es verhindert die vollständige Abstrahlung der Infrarotstrahlung (Wärme) in den Weltraum, sondern reflektiert diese vielmehr zur Erde. Dadurch findet eine zusätzliche Erwärmung statt.

Dieser natürliche Treibhauseffekt hat auf der Erde überhaupt Leben möglich gemacht, denn andernfalls läge die mittlere Temperatur auf der Erde bei etwa -18°C . Die wichtigsten natürlichen Treibhausgase (**GHG = greenhouse gas**) sind Wasserdampf (H_2O), Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4), Lachgas (N_2O) und troposphärisches¹ Ozon (O_3). Dazu kommen eine Reihe indirekt klimawirksamer Spurengase (sog. Vorläufersubstanzen) wie Kohlenmonoxid (CO), die Stickoxide (NO_x) sowie die flüchtigen organischen Verbindungen ausgenommen Methan (NMVOC = non-methane volatile organic compounds). Diese Gase absorbieren die Infrarotstrahlung selbst nur in geringem Ausmaß, sind aber in der Atmosphäre chemisch aktiv und fördern die Bildung und verlängern die Lebensdauer von klimawirksamen Gasen wie Methan oder Ozon.

Menschliche Aktivitäten haben zu einer deutlichen Erhöhung der Treibhausgase und Aerosole (insbesondere Schwefeldioxid, (SO_2)) in der Erdatmosphäre seit der vorindustriellen Zeit geführt. Die atmosphärischen Konzentrationen der oben genannten **GHG**-Schlüsselsubstanzen (CO_2 , CH_4 , N_2O und O_3) haben in den 90er Jahren Höchstwerte erreicht, hauptsächlich verursacht durch die Verbrennung fossiler Energieträger, die landwirtschaftliche Nutzung und Veränderungen in der Flächennutzung (Abholzung der Tropenwälder). Weltweit gelten die 90er Jahre als wärmste Dekade überhaupt, und das Jahr 1998 als das wärmste Jahr seit Beginn der Aufzeichnung von Temperaturmessungen (1861 – 2000).

Tab. 1 fasst die wichtigsten Indikatoren für einen globalen Klimawechsel nach IPCC (8) zusammen, ist aber nicht erschöpfend. Nicht alle der aufgeführten beobachteten Veränderungen sind nach IPCC zwingend nur allein auf menschlichen Einfluß zurückzuführen, es kann sich auch um eine natürliche Varianz handeln. Bei den in der Tabelle angegebenen Vertrauensbereichen handelt es sich um eine von der jeweils relevanten IPCC-Working Group explizit vorgenommene Abschätzung.

Zahlreiche Indikatoren lassen also darauf schließen, dass die Temperaturen der letzten Jahre höher lagen als jemals in den letzten 1.000 Jahren. Wenn keine Maßnahmen zur Reduktion der GHG-Emissionen ergriffen werden, wird nach verschiedenen Klimamodellen die mittlere Temperatur bis zum Jahr 2100 weltweit um $1,4$ bis $5,8^{\circ}\text{C}$ ansteigen (9). Tab. 2 aggregiert Informationen zu den wichtigsten Treibhausgasen.

¹ Troposphäre = unterste Atmosphärenschicht

Tab. 1: Veränderungen in der Erdatmosphäre, des Klimas und biologischer und physikalischer Indikatoren im 20. Jahrhundert ((8), dort Table SPM-1); Angabe von Vertrauensintervallen, sofern von der jeweiligen Arbeitsgruppe angegeben.

Indikator	Beobachtete Veränderung
<i>Konzentrationsindikatoren</i>	
Atmosphärische CO ₂ -Konzentration	280 ppm ² für den Zeitraum 1000 – 1750 gegenüber 368 ppm im Jahr 2000 (31 ± 4% Zunahme)
Terrestrischer Biosphären-CO ₂ -Austausch	Kumulative Quelle von rund 30 GtC ³ zwischen 1800 und 2000; aber während der 1990er Jahre eine Nettoabnahme von rund 14 ± 7 GtC
Atmosphärische Methan-Konzentration (CH ₄)	700 ppb ² für den Zeitraum 1000 – 1750 gegenüber 1.750 ppb im Jahr 2000 (151 ± 25% Zunahme)
Atmosphärische Lachgas-Konzentration (N ₂ O)	270 ppb ² für den Zeitraum 1000 – 1750 gegenüber 316 ppb im Jahr 2000 (17 ± 5% Zunahme)
Troposphärische Ozon-Konzentration (O ₃)	Zunahme um 37 ± 15% für den Zeitraum 1000 – 1750, variiert je nach Region
Stratosphärische Ozon-Konzentration (O ₃)	Abnahme von 1970 bis 2000, variiert mit Höhe und geografischer Breite
Atmosphärische Konzentration von HFCs, PFCs und SF ₆	weltweite Zunahme innerhalb der letzten 50 Jahre
<i>Wetterindikatoren</i>	
Weltweite Oberflächentemperatur	hat im Verlauf des 20. Jahrhunderts um 0,6±0,2°C zugenommen; Festlandbereiche haben sich stärker erwärmt als die Ozeane (sehr wahrscheinlich)
Oberflächentemperatur der nördlichen Halbkugel	hat im Verlauf des 20. Jahrhunderts mehr zugenommen als während jedes anderen Jahrhunderts in den letzten 1.000 Jahren; 1990er-Dekade die wärmste dieses Jahrtausends (wahrscheinlich)
Oberflächentemperatur im Tagesverlauf (Bereich)	Bereich ist geringer geworden von 1950 bis 2000 auf dem Festland; die Tiefsttemperaturen der Nacht haben doppelt so viel zugenommen wie die Tageshöchsttemperaturen (wahrscheinlich)
Heiße Tage/Hitzeindex	zugenommen (wahrscheinlich)
Kalte / Frosttage	haben für beinahe alle Landregionen im Verlauf des 20. Jahrhunderts abgenommen (sehr wahrscheinlich)

² 1 Molekül pro 1 Millionen anderer Moleküle (ppm = 10⁻⁶, ppb = 10⁻⁹, ppt = 10⁻¹²). Die Angabe wird aber auch zum Vergleich von Volumina verwendet. Dies wird mit dem kleinen „v“ in der Einheit ppm_v angedeutet. 1 ppm_v bedeutet also 1 Volumenanteil pro 1 Millionen Volumenanteilen.

³ GtC = Gigatonnen Kohlenstoff; 1 Gigatonne = 10⁹ Tonnen = 1 Milliarde Tonnen

Indikator	Beobachtete Veränderung
Niederschläge über dem Festland	haben im Verlauf des 20. Jahrhunderts auf der nördlichen Halbkugel um 5-10% zugenommen (sehr wahrscheinlich), obwohl in einigen Regionen zurückgegangen (z.B. Nord- und Westafrika und Teile des Mittelmeeres)
Schwere Unwetter	haben in mittleren und hohen nördlichen Breitengraden zugenommen (wahrscheinlich).
Häufigkeit und Schwere von Trockenheit	Zunehmende Trockenheit im Sommer und damit assoziiertes Auftreten von Dürre in einigen wenigen Jahren (wahrscheinlich). In einigen Regionen, wie Teilen von Asien und Afrika, hat man eine Zunahme der Häufigkeit und Intensität von Dürreperioden in den letzten Jahrzehnten beobachtet.
<i>Biologische und physikalische Indikatoren</i>	
Mittlerer globaler Meeresspiegel	hat während des 20. Jahrhunderts mit einer Rate von durchschnittlich von 1 bis 2 mm pro Jahr zugenommen
Dauer der Eisdecke auf Flüssen und Seen	hat während des 20. Jahrhunderts in mittleren und hohen Breitengraden der Nordhalbkugel um ca. 2 Wochen abgenommen (sehr wahrscheinlich)
Ausdehnung und Dicke des arktischen Eises	Rückgang der Dicke um 40% in den letzten Jahrzehnten im Spätsommer zum Frühherbst (wahrscheinlich) und Rückgang bei der Ausdehnung um 10-15% seit den 1950ern im Frühling und Sommer
Nicht-polare Gletscher	weit verbreiteter Rückzug im Verlauf des 20. Jahrhunderts
Schneedecke	Abnahme der Fläche um 10% seit die weltweite Beobachtung mittels Satelliten in den 1960ern verfügbar wurde (sehr wahrscheinlich)
Dauerfrost	teilweises Auftauen, Erwärmen und Abbauen in den polaren, subpolaren und bergigen Regionen
El Niño-Ereignisse	wurden häufiger, andauernder und intensiver während der letzten 20 bis 30 Jahre verglichen mit den vorhergehenden 100 Jahren
Wachstumsperiode	Verlängerung um ca. 1 bis 4 Tage pro Jahrzehnt während der letzten 40 Jahre auf der nördlichen Halbkugel, speziell in höheren Breitengraden
Verbreitung von Pflanzen und Tieren	Verbreitung von Pflanzen, Insekten, Vögeln und Fischen dehnt sich polwärts und in höher gelegene Gebiete aus
Brut- und Blühzeit, Wanderungen	frühere Pflanzenblüte, frühere Rückkehr der Zugvögel, früherer Beginn der Brutsaison, früheres Auftreten von Insekten auf der Nordhalbkugel
Ausbleichen der Korallenriffe	zunehmende Häufigkeit, insbesondere während El Niño-Ereignissen

Tab. 2: Die wichtigsten vom Menschen verursachten Treibhausgase im Überblick

Treibhausgas	Wichtigste Emissionsquellen
CO ₂ -klimarelevant	Verbrennung fossiler Brenn- und Treibstoffe (Erdöl, Erdgas, Kohle), Abholzung / Brandrodung
Methan (CH ₄)	<u>Landwirtschaft</u> : Produkt der Vergärung des Futters durch Mikroorganismen im Verdauungstrakt der Nutztiere. <u>Reisanbau</u> : Produkt der anaeroben Zersetzung organischer Substanzen (unter Luftabschluß in überfluteten Reisfeldern) <u>Abfallwirtschaft</u> : Deponiegas
Kohlenmonoxid (CO)	Produkt unvollständiger Verbrennung von organischer Substanz
Lachgas (N ₂ O)	<u>Landwirtschaft</u> : mikrobielle Umwandlung von Stickstoffdünger zu Lachgas unter anaeroben Bedingungen
Stickoxide NO _x (als NO ₂)	Verbrennungsprodukt (auch aus dem Stickstoffgehalt der „normalen“ Luft)
Flüchtige Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (NMVOC)	flüchtige organische Substanzen, teils natürlichen Ursprungs (z.B. Terpene), teils industriell erzeugt und eingesetzt (Lösemittel)
Tetrachlorkohlenstoff (CCl ₄)	früher: Grundbaustein für die Synthese von R11/R12; Einsatz oberhalb 0,1 % (Masse) nur noch in Produkten für den gewerblichen Verwender und darüber hinaus nur in geschlossenen Anlagen zulässig.
R 11	früher: Treibgas für PUR-Schaumstoffe; Einsatz seit 1.1.1995 verboten (Altlast)
R 113	früher: Oberflächenreinigung und -entfettung im Bereich Elektronik, Elektrotechnik, Luft- und Raumfahrt; daneben auch Brillen-, Schmuck- und Optikindustrie sowie Feinmechanik, Kugellagerindustrie und Fernsprechtechnik (Altlast)
R22	früher: Kältemittel in Klimaanlage; Kältemittel R502 (Gemisch aus 52% R115 und 48% R 22) in Großkälteanlagen in Handel und Gewerbe
R123	Kältemittel bei im Niederdruckbereich arbeitenden Turbowasserkühlmaschinen (10)
R12	früher: Kältemittel für Kältegeräte; Einsatz seit 1.1.1995 verboten
1,1,1-Trichlorethan (Methylchloroform)	früher: Lösemittel, seit 1996 verboten
Perfluormethan	Hauptemissionsquelle: Aluminiumhütten (11); zum Plasmaätzen und Reinigen in der Halbleiterproduktion und als Tieftemperatur-Kältemittel (12)
Perfluorethan	Hauptemissionsquelle: Aluminiumhütten (11); zum Plasmaätzen und Reinigen in der Halbleiterproduktion (12)

Treibhausgas	Wichtigste Emissionsquellen
Ammoniak (als NH₃) (13)	<u>Ammoniak technisch:</u> - Chemische Industrie: Als Rohstoff bei der Herstellung von Kunststoffen, Farbstoffen und vielen anderen Produkten. - Chemisch-technische Industrie: Für die Herstellung von Reinigern. - Gummi- und Kautschukindustrie: Zum Verhindern des Koagulierens von Latices bei der Gewinnung und beim Transport. - Mineralölindustrie: Zur Verminderung der Korrosionen in Destillationskolonnen und Wärmeaustauschern. - Textilindustrie: Für die Garnveredelung. - Energiewirtschaft: Zum Entsticken und Entschwefeln von Rauchgasen. (SCR = Selective Catalytic Reduction). <u>Ammoniak destilliert:</u> - Für Kälteanlagen. Zur Herstellung von Reinstgasen und Electronic Grade Chemikalien. Zur Härtung von Metallen (Nitrierhärtung)

In Deutschland gilt für die vollhalogenierten FCKW, Tetrachlorkohlenstoff und 1,1,1-Trichlor-ethan ein grundsätzliches Herstellungs- und Verwendungsverbot (ausgenommen Herstellung von Medikamenten, sowie für Labor- und Analysezwecke). Für die teilhalogenierten FCKW gelten Ausnahmen, die jährlich neu von der EU-Kommission festgelegt werden.

2.2 Klimarelevanz der Abfallwirtschaft

Die Emission von Treibhausgasen in den Mitgliedsstaaten der EU betrug im Jahr 1990 rund 155 Mio. Tonnen (1 Tonne = Megagramm, Mg) CO₂-Äquivalente, was ungefähr 5 % aller Treibhausgasemissionen ausmachte. Diese Emissionen stammen hauptsächlich vom Methan, und das wiederum größtenteils aus Deponien; Emissionen aus den Abfalltransporten sind darin nicht erfasst. Ohne weitere Maßnahmen wird die Methanemission von Deponien von 1990 bis 2010 EU-weit um rund 2 % zunehmen (auf rund 140 Mio. Mg CO₂-Äq./a). Knapp die Hälfte (rund 67 Mio. Mg CO₂-Äq./a) soll durch Reduktionsmaßnahmen in den drei unten genannten Sektoren vermieden werden können (14). Für Deutschland wurden errechnet, dass die **Methan**emissionen aus der Deponierung von 1,842 Mio. Mg im Jahr 1990 auf 1,892 Mio. Mg im Jahr 2010 ansteigen würden (Zunahme um 3 %), wenn keine Maßnahmen ergriffen werden. Man geht davon aus, dass der Abfallsektor zahlreiche Möglichkeiten zur Senkung der Methanemissionen bei niedrigen Kosten eröffnet (14). Hier werden insbesondere folgende Maßnahmen angesprochen:

- Fernhalten biologisch abbaubarer Abfälle von Deponien und Nutzung alternativer Verfahren wie Kompostierung oder Verbrennung,
- Sammlung und Verbrennung von Deponiegas und
- verbesserte Oxidation von flüchtigen Deponiegasbestandteile durch die Deponieabdeckung.

Die größten Reduktionspotenziale für Methanemissionen sieht AEA (14) für Deutschland in

- abfallpolitischen Maßnahmen (waste diversion): **789.000 Mg CH₄**, sowie
- Umsetzung der EU-Deponierichtlinie (z.T. erfolgt durch die Abfallablagerungsverordnung, in Kraft seit 1.3.2001, Schließung der Lücken durch die Deponieverordnung, Referentenentwurf liegt vor (15)): **228.000 Mg CH₄**,
- vermehrte Oberflächenabdichtung von Deponien und Oxidation der flüchtigen Bestandteile: **67.000 Mg CH₄** und w₂
- vermehrte Nutzung von Deponiegas: **2.000 Mg CH₄**.

In der Summe sollen in Deutschland in 2010 somit gegenüber dem Basisszenario („keine Maßnahmen“) 1.086.000 Mg CH₄ eingespart werden können. Wesentliche Stellschraube sollen also die abfallpolitischen Maßnahmen (darunter die Umsetzung der EU-Deponierichtlinie) sein (Summe = 1.017.000 Mg CH₄). Deren Einsparpotenziale werden gegenüber dem Basisszenario („keine Maßnahmen“) in Deutschland wie folgt abgeschätzt:

- Verbrennung: 762.800 Mg CH₄,
- mechanisch-biologische Restabfallbehandlung: 152.600 Mg CH₄,
- Kompostierung / anaerobe Vergärung: jeweils 50.900 Mg CH₄.

Die Einsparungen bei der Verbrennung beziehen sich nur auf die nicht freigesetzten Methanmengen aus der Deponierung. Der Ersatz von fossilem durch regeneratives CO₂ in der Strom- und Wärmeversorgung wird nicht im Abfall-, sondern im Energiesektor bilanziert.

3 Methodische Umsetzung

3.1 Intergovernmental Panel On Climate Change (IPCC)

3.1.1 Treibhauspotenziale nach IPCC-Richtlinie „Good Practice and Uncertainty Management in National Greenhouse Inventories“

Der weltweite Stand der wissenschaftlichen Forschung zum Klimawechsel wird periodisch durch das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) zusammengefasst. Der letzte umfassende Bericht erschien 1995 (16). Die Endfassung des dritten Klimareports ist Ende September 2001 vom IPCC verabschiedet worden (IPCC Third Assessment Report - Climate Change 2001: Synthesis Report) und kann als Textfassung von der IPCC-Homepage heruntergeladen werden (17)). Verfügbar sind derzeit die folgenden aktuellen Berichte der drei Arbeitsgruppen (WG = Working Group):

WG I: „Climate Change 2001: The Scientific Basis“ (18)

WG II: „Climate Change 2001: Impacts, Adaptation and Vulnerability“ (19)

WG III: „Climate Change 2001: Mitigation“ (20).

Das IPCC hat bereits in den Jahren 1992 („Climate Change 1992“), 1994 („Climate Change 1994“) und zuletzt 1995 (21) Daten zum Treibhauspotenzial (GWP = Global Warming Potential) der einzelnen Treibhausgase veröffentlicht. Das Treibhauspotenzial gibt Auskunft über die Treibhauswirkung der einzelnen Gase im Vergleich mit CO₂ und über einen definierten Zeitraum, wobei für die Berichterstattung über nationale Treibhausgasinventare (s.u.) auf einen Zeitraum von 100 Jahren abgestellt wird (Treibhauspotenzial CO₂ = 1).

Tab. 3 gibt die direkten Treibhauspotenziale verschiedener GHG über unterschiedliche Zeithorizonte wieder, wobei diese von der atmosphärischen Lebensdauer der verschiedenen Gase abhängen. Die GWP-Werte der einzelnen Treibhausgase für den üblicherweise verwendeten Zeithorizont von 100 Jahren haben sich im Verlauf der zunehmenden Erkenntnis teilweise deutlich verändert. Selbst für die Literaturquelle (16), auf die sich die meisten derzeitigen Klimaberechnungen beziehen, sind unterschiedliche Angaben im Umlauf (s.u.).

Für die Erstellung nationaler Treibhausgas-Inventare dient die diesbezügliche IPCC-Richtlinie aus dem Jahre 1996, die mittlerweile überarbeitet wurde. Die überarbeitete Fassung der IPCC-Richtlinie wurde in Form eines Arbeitsbuches (Workbook) (22) veröffentlicht. Diese besteht aus drei Hauptteilen:

- **Berichtsinstruktionen:** THE GREENHOUSE GAS INVENTORY REPORTING INSTRUCTIONS
- **Handbuch:** THE GREENHOUSE GAS INVENTORY WORKBOOK
- **Referenzhandbuch:** THE GREENHOUSE GAS INVENTORY REFERENCE MANUAL.

Tab. 3: Direkte Treibhauspotenziale (Global Warming Potentials (GWPs)) für Gase, deren Lebensdauer adäquat charakterisiert werden konnte, auf der Basis des Treibhauseffektes der atmosphärischen Emission von 1 kg CO₂ (18)

Treibhausgas GHG	GWP 1994	GWP 1995	GWP 2001 über		
	100 Jahre	100 Jahre	100 Jahre	20 Jahre	500 Jahre
Kohlendioxid (CO ₂)	1	1	1	1	1
Methan ^{a)} (CH ₄)	24,5	21	23	62	7
Kohlenmonoxid (CO)			3 (23)		
Lachgas (N ₂ O)	320	310	296	275	156
Stickoxide (NO _x (als NO ₂))			8 (23)		
Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (NMVOC)			11 (23)		
Tetrachlorkohlenstoff (CCl ₄)	1.400	1.400 (24)	1.300 (27)		
R 11 (CCl ₃ F)	4.000	4.000 (24)	4.600 (25) 3.800 (26) 3.500 (27)		
R 113 (C ₂ Cl ₃ F ₃)	5.000	5.000 (24)	6.000 (25) 4.800 (26) 4.200 (27)		
R 22 (CHF ₂ Cl)	1.700	1.700 (24)	1.900 (25) 1.500 (27)		
R 123 (C ₂ HCl ₂ F ₃)	93	93 (24)	120 (25) 90 (26)		
R 12 (CCl ₂ F ₂)	8.500	8.500 (24)	10.600 (25) 8.100 (26) 7.300 (27)		
1,1,1-Trichlorethan = Methylchloroform (CH ₃ CCl ₃)	110	110 (24)	140 (25) 100 (27)		
Perfluormethan (CF ₄)	6.300	6.500	5.700	3.900	8.900
Perfluorethan (C ₂ F ₆)	12.500	9.200	11.900	8.000	18.000
Ammoniak (NH ₃)	nicht bestimmt				

^{a)} Die Methan-GWPs enthalten einen indirekten Beitrag von stratosphärischer Wasser- und Ozonproduktion

^{b)} angepasste Werte, beinhalten indirekte Effekte

3.1.2 IPCC-Richtlinie „Good Practice and Uncertainty Management in National Greenhouse Inventories“

Zusätzlich zum Workbook für die Erstellung nationaler Treibhausinventare hat das IPCC die Richtlinie „Good Practice and Uncertainty Management in National Greenhouse Inventories“ (28) verabschiedet, die auf der 16. IPCC-Vollversammlung in Montreal vom 1.-8. Mai 2000

angenommen wurde. Diese Richtlinie erläutert, was „gute Praxis“ bei der Erstellung nationaler Treibhausgas-Inventare ist, wie also bevorzugt methodisch vorgegangen werden soll, und basiert auf den Vorgaben der überarbeiteten 1996er IPCC-Richtlinie.

In Kapitel 5 der IPCC-„Gute-Praxis“-Richtlinie – „Abfall“ – ist im Unterabschnitt 5.3 die Ermittlung der klimarelevanten Emissionen auf nationaler Ebene für den Abfallbereich dargestellt. Weitere Berührungspunkte bestehen zu den Kapiteln 2 (Energie) und 3 (Industrielle Prozesse). Behandelt werden dort die direkten Treibhausgase Kohlendioxid, Methan, Lachgas, HFCs (Halogenierte Fluorkohlenwasserstoffe), PFCs (Perfluorkohlenwasserstoffe) und SF₆ (Schwefelhexafluorid). Die Emissionen der Vorläufersubstanzen Kohlenmonoxid, Stickoxide und NMVOC waren nicht Gegenstand in dieser Phase der „guten Praxis“, könnten aber Teil des zukünftigen Arbeitsprogrammes werden.

Für die Ermittlung der klimarelevanten Gase CO₂ und N₂O werden drei Berechnungsformeln entwickelt, eine ist für CO₂ und zwei sind alternativ für N₂O und andere Treibhausgase zu verwenden. Weiter werden in der „Gute-Praxis“-Richtlinie des IPCC Daten und Konventionen geliefert, die für die folgende Berechnung, sofern keine spezifischen nationalen Daten vorliegen, herangezogen werden sollen.

3.2 Verwendete Methode

Für die folgende Ermittlung der Klimarelevanz von Abfallbehandlungsverfahren soll überwiegend auf die o.g. IPCC-Richtlinie zurückgegriffen werden. Mit der vorgeschlagenen Methode des IPCC werden nur die wichtigsten energetischen bzw. klimarelevanten Effekte abgebildet (s.o.). Außerdem hat die Richtlinie eine andere Zielsetzung: Sie will weniger einzelne Verfahren vergleichen als vielmehr Emittentengruppen und –sektoren, um dort Input und Output zu bilanzieren und Veränderungen im Output im Hinblick auf die Erreichung der Reduktionsziele für einzelne Länder zu erfassen.

Für Teil 1 der Studie wurde mit dem Auftraggeber vereinbart, weitere Parameter aufzunehmen, die ebenfalls abfallwirtschaftlich relevant sein können. In der Einzelfallanwendung in Teil 2 wird sich dann zeigen, in wie weit entsprechende Daten zur Verfügung stehen, um zu belastbaren Aussagen für die sächsische Abfallwirtschaft zu gelangen.

Methodisch werden in Teil 1 verschiedenen Verfahren der Abfallbehandlung betrachtet und miteinander verglichen. Jeder Behandlungsweg, der verglichen werden soll, ist in der gleichen Weise und mit derselben Detaillierungstiefe zu modellieren. Es gilt das Prinzip der Nutzengleichheit, d.h. es sind jeweils auch die Systeme zu modellieren, die denselben Nutzen auf anderem Weg (andere Rohstoffe, andere Verfahren) erzeugen (Äquivalenzsystem). Die Erzeugung der äquivalenten Nutzen wird dem jeweiligen Verfahren gutgeschrieben (z.B. Verdrängung anderer Stromerzeuger).

Bei den thermischen Verfahren wird in Teil 1 jeweils von der vollständigen Substitution der Regelbrennstoffe durch den zu betrachtenden Abfall ausgegangen. Es wird keine Mischfeuerung aus Regelbrennstoff und Abfall modelliert, sondern nur der jeweilige Teilstrom betrachtet (quasi als Mono-Verbrennung). Im Falle einer Mitverbrennung mit fossilen Regelbrennstoffen ergeben sich dementsprechend verringerte Werte bei der Umweltentlastung.

3.2.1 Funktionelle Einheit

Die funktionelle Einheit für die weiteren Betrachtungen ist eine Tonne (ein Megagramm, Mg) an Abfall: z.B. Restabfall oder Holzabfall – jeweils als **Frischsubstanz** berechnet.

Dies hat zwei Gründe: Zum einen wird bei der Berechnung der klimarelevanten Emissionen für die nationalen Treibhausgasinventare mit Frischsubstanz gerechnet, zum anderen beziehen sich die Angaben zu den Abfallmengen ebenfalls auf Frischsubstanz (jeweils ausgenommen Klärschlamm).

3.2.2 Parameter und CO₂-Äquivalenzfaktoren

Als Parameter werden in Teil 1 die in Tab. 4 wiedergegebenen Parameter erfasst und bewertet. Gerechnet wird mit den CO₂-Äquivalenzfaktoren des IPCC für den Bilanzzeitraum von 100 Jahren. Es werden dabei die jeweils aktuellsten Zahlen herangezogen. So ist z.B. mit dem „IPCC Third Assessment Report - Climate Change 2001“ der CO₂-Äquivalenzfaktor für Lachgas (N₂O) von 310 auf 296 gesenkt und für Methan von 21 auf 23 erhöht worden.

Für Ammoniak (NH₃) wurde bislang kein GWP-Äquivalenzfaktor festgesetzt. Dennoch wird NH₃ mitgeführt, da es sich um ein in abfallwirtschaftlichen Verfahren relevantes Treibhausgas handelt. Im Rahmen der Sensitivitätsbetrachtung wird der Einfluß von Ammoniak auf das Gesamtergebnis unter der Annahme verschiedener CO₂-Äquivalenzfaktoren für NH₃ untersucht.

Tab. 4: Betrachtete Treibhausgase und in dieser Studie verwendete CO₂-Äquivalenzfaktoren über 100 Jahre

Treibhausgas	GWP 2001 über 100 Jahre	
	(Quelle)	
Kohlendioxid (CO ₂)	1	(18)
Methan (CH ₄)	23	(18)
Kohlenmonoxid (CO)	3	(23)
Lachgas (N ₂ O)	296	(18)
Stickoxide (NO _x (als NO ₂₂))	8	(23)
Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (NMVOC)	11	(23)
Tetrachlorkohlenstoff (CCl ₄)	1.300	(24)
R 11 (CCl ₃ F)	4.600	(25)
R 113 (C ₂ Cl ₃ F ₃)	6.000	(25)
R 22 (CHF ₂ Cl)	1.900	(25)
R 123 (C ₂ HCl ₂ F ₃)	120	(25)
R 12 (CCl ₂ F ₂)	10.600	(25)
1,1,1-Trichlorethan = Methylchloroform (CH ₃ CCl ₃)	140	(25)
Perfluormethan (CF ₄)	5.700	(18)
Perfluorethan (C ₂ F ₆)	11.900	(18)

3.2.3 Berechnung der klimarelevanten CO₂-Emission aus Abfällen

Im Falle der Verbrennung von Abfällen mit Energierückgewinnung sind die resultierenden Emissionen laut IPCC im Sektor Energie zu erfassen. Zur Berechnung wird aber u.a. auf Kapitel 6 Abfall verwiesen. Die Formel für die Berechnung der Freisetzung von klimarelevantem CO₂ aus der Verbrennung von Abfällen (ohne Energierückgewinnung) nach IPCC lautet:

$$\text{CO}_2\text{-Emission [Gg/a]} = \sum_i (IW_i \cdot CCW_i \cdot FCF_i \cdot EF_i \cdot 44/12) \quad [\text{Gleichung 5.11}]$$

wobei gilt:

Nummerierung des IPCC

i = Abfallart (Restabfall, Sonderabfall, Klinikmüll, Klärschlamm)

IW_i = Menge an verbrannter Abfallart i pro Jahr [Gg/a]

CCW_i = Organikfraktion in Abfallart i ⁴

FCF_i = Anteil an fossilem C in Abfallart i ⁵

EF_i = Grad des Ausbrandes der Verbrennungsanlage für Abfallart i

$44/12$ = Umrechnung von C zu CO₂

⁴ z.B. 0,4 = 40 %

⁵ In der Gleichung 5.11 bezieht sich FCF_i auf die Abfallart, in Table 5.6 mit den Default-Werten wird aber klar, dass es sich um Prozent bezogen auf den Kohlenstoffanteil und nicht bezogen auf den gesamten Abfall handelt.

Aus der Gleichung 5.11 von IPCC ist ersichtlich, dass für die Berechnung der jeweiligen klimarelevanten Gesamtemission an CO₂ der Anteil des aus biogenem Material stammenden CO₂s herauszurechnen ist. Im Falle des Fehlens eigener, nationaler Werte hat das IPCC in seiner Richtlinie Standardwerte für verschiedene Abfallarten für CCW, FCF und EF vorgegeben. Die konkreten Vorgaben des IPCC für die verschiedenen Abfallarten werden bei den jeweiligen Behandlungsanlagen behandelt. Tab. 5 zeigt eine Übersicht (Table 5.6 in (28)).

Tab. 5: IPCC: Standarddaten der IPCC-„Gute-Praxis“-Richtlinie für die Berechnung der klimarelevanten CO₂-Emissionen von verschiedenen Abfallverbrennungsanlagen (ohne Krankenhausabfälle)

	Restabfall	Klärschlamm	Sonderabfall
C-Gehalt des Abfalls	33 – 50 % des Abfalls (Frischsubstanz)	10 – 40 % des Klärschlammes (Trockensubstanz)	1 – 95 % des Abfalls (Frischsubstanz)
Standard	40 %	30 %	50 %
Fossiler C als % des C-Gehaltes	30 – 50 %	0 %	90 – 100 %*
Standard	40 %		90 %
Effektivität Verbrennung	95 – 99 %		95 – 99,5 %
Standard	95 %	95 %	99,5 %

* Der Anteil an fossilem C kann geringer ausfallen, wenn C aus Verpackungen und ähnlichem Material enthalten ist („The fossil carbon may be reduced if it includes carbon from packaging material and similar materials“) (28). Dies gilt natürlich nur für Verpackungsmaterial aus Papier/Pappe/Karton, nicht für Kunststoffe.

3.2.4 Berechnung der Nicht-CO₂-Emission aus Abfällen

Im Sektor Energie, in dem die aus der Verbrennung von Abfällen mit Energierückgewinnung resultierenden Emissionen erfasst werden sollen, gibt es einen Entscheidungsbaum für die Ermittlung der Nicht-CO₂-Emissionen aus stationärer Verbrennung (Figure 2.3 in (28)). Dieser präferiert als erste Handlungsoption die Abschätzung der Emissionen aus direkt gemessenen Daten. Falls keine Messungen verfügbar sind, sind entsprechende Ableitungen anhand der Daten zu Brennstoffen und Emissionsfaktoren zu erstellen.

Für die Berechnung der Emissionen anderer Treibhausgase als CO₂ aus der Abfallverbrennung hat das IPCC beispielhaft für Lachgas zwei Formeln dargestellt, die alternativ angewandt werden können. Diese lauten:

$$\text{N}_2\text{O-Emission [Gg/a]} = \sum_i (\text{IW}_i \cdot \text{EF}_i) \cdot 10^{-6} \quad \text{[Gleichung 5.12]}$$

wobei gilt:

Nummerierung des IPCC

i = Abfallart (Restabfall, Sonderabfall, Klinikmüll, Klärschlamm)

IW_i = Menge an verbrannter Abfallart i pro Jahr [Gg/a]

EF_i = Aggregierter N₂O-Emissionsfaktor je Abfallart i (kg N₂O/Gg)

oder

$$\text{N}_2\text{O-Emission [Gg/a]} = \sum_i (\text{IW}_i \cdot \text{EC}_i \cdot \text{FGV}_i) \cdot 10^{-9} \quad [\text{Gleichung 5.13}]$$

wobei gilt:

Nummerierung des IPCC

i = Abfallart (Restabfall, Sonderabfall, Klinikmüll, Klärschlamm)

IW_i = Menge an verbrannter Abfallart i pro Jahr [Gg/a]

EC_i = N_2O -Emissionskonzentration im vom Abfall i stammenden Abgas [mg/m^3]

FGV_i = spezifisches Abgasvolumen aus der Verbrennung des Abfall i [m^3/Mg]

Tabelle 5.7 der „Gute-Praxis“-Richtlinie des IPCC (s.u.: Tab. 6. (29)) gibt Auskunft über zu verwendende Standard-Emissionsfaktoren für N_2O für die verschiedenen Abfallarten je nach Feuerungstyp für die Anwendung der Gleichung 5.12.

Für die Berechnung anderer klimarelevanter Gase enthält die „Gute-Praxis“-Richtlinie des IPCC keine Emissionsfaktoren. **Sie sind anlagenspezifisch zu ermitteln.** Alternativ kann auf die Formel 5.13 zurückgegriffen werden.

Tab. 6: Emissionsfaktoren für N_2O aus verschiedenen Abfallverbrennungsanlagen (Table 5.7 in (28); Daten Deutschland von Johnke (29)) (ohne Krankenhausabfälle); n.v. = nicht verfügbar

	Restabfall kg N_2O /Gg Abfall (Trockensubstanz)	Klärschlamm kg N_2O /Gg Abfall (Trockensubstanz)	Sonderabfall kg N_2O /Gg Abfall (Trockensubstanz)
Rostfeuerung allg.	5,5 – 11 (Ø)	400 (Japan) (nass)	n.v.
Deutschland	5,5 - 66		
Drehrohrofen allg.	n.v.	n.v.	
Deutschland			210 - 240
Wirbelschicht allg.	240 – 660 (Japan) (nass)		n.v.
Deutschland		800	

Für Stickoxide und Ammoniak im Abgas thermischer Behandlungsanlagen ist eine Differenzierung vorzunehmen. Bei allen Verbrennungsprozessen stammen die Stickstoffoxide (NO_x = Summe NO + NO_2), aus dem im Brennstoff enthaltenen Stickstoff und, je nach Verbrennungstemperatur auch anteilig aus der Oxidation des Luftstickstoffs. Bei der Entstehung der Stickstoffoxide wird unterschieden in

- Thermisches NO : Bildung durch Oxidation des Luftstickstoffes erst ab ca. 1.300°C ;
- Promptes NO : Bildung nur bei sehr hohen Temperaturen (1.500°C) in Anwesenheit von Kohlenwasserstoffradikalen (z.B. bei Gasturbinen).
- Brennstoff NO : Bildung hauptsächlich aus Stickstoffverbindungen des Brennstoffs.

Für Verbrennungsanlagen, die im Bereich unter 1.000°C operieren, ist damit die emittierte NO_x- und NH₃-Fracht vollständig als Funktion des Eintrags mit dem Brennstoff zu sehen.

Für Zementwerke sind die emittierte NH₃- und NO_x-Fracht und der Chemikalienbedarf für die NO_x-Reduktion zu je 50 % auf den Input und auf den Luftstickstoff anzurechnen (30). Für Sonderabfall- und Hochtemperaturverbrennungsverfahren gilt dies gleichfalls.

3.2.5 Modifizierung der IPCC-Standardwerte für deutschen Restabfall

Nach IPCC-Gute-Praxis-Handbuch sollen im Falle des Fehlens nationaler Daten die vorgegebenen Standardwerte herangezogen werden. Eine aktuelle bundesweite Hausmüllanalyse liegt nicht vor. Aufgrund verschiedener abfallwirtschaftlicher Maßnahmen (getrennte Bioabfallsammlung, getrennte Erfassung von Verpackungen, darunter ein Großteil an Kohlenstoffträgern, über das DSD) erscheint der vorgegebene Standardwert von 40 % Kohlenstoff im Restabfall sehr hoch. So würde ein derartiger Kohlenstoffgehalt im Abfall zu einem unteren Heizwert von 15.000 – 20.000 MJ/Mg führen. Tatsächlich ist es aber so, dass bereits der Anfang der 90er Jahre der zur Beseitigung gelangende Restabfall (neue Bundesländer) einen Hu im Bereich von 7.500 – 9.700 MJ/Mg aufgewiesen hat, – und das war vor der Einführung der oben genannten abfallwirtschaftlichen Maßnahmen (Tab. 7). In den alten Bundesländern dürfte der Heizwert des Restabfalls noch niedriger gelegen haben. Diese Annahme gründet insbesondere auf der dort viel stärker etablierten Rücknahmesysteme und getrennten Erfassung von Altstoffen einerseits und dem hohen Anteil an Einzelfeuerungsanlagen andererseits.

Tab. 7: Untere Heizwerte von Restabfall Anfang der 90er Jahre
berechnet für Restabfall nach Reimann 1992, zit. in (31); TS-Angaben auf FS
umgerechnet mit 35 % Wasser (untere Werte) bzw. 20 % Wasser (obere Werte)

Element	Faktor	Modell-Restabfall, untere Werte		Modell-Restabfall, obere Werte	
		kg/Mg FS	MJ/Mg FS	kg/Mg FS	MJ/Mg FS
C	34,4	182	6.261	320	11.008
H	93,9	26	2.441	40	3.756
S	10,5	1,95	20	4	42
N	6,3	1,3	8	10	66
O	-10,3	104	-1.071	176	-1.813
Wasser	-2,44	350	-854	200	-488
Summe		665	6.806	750	12.571

Hausmüll bzw. Restabfall, der derzeit zur Beseitigung gelangt, dürfte einen Heizwert aufweisen, der sich im Bereich von **7.000 – 10.000 MJ/Mg** bewegt. Daraus lässt sich ein C-Gehalt von 200 bis maximal 300 kg C/Mg Restabfall an ableiten.

Johnke vom Umweltbundesamt macht eine andere Abschätzung: Nach IPCC werden je Mg (FS) verbrannten Restabfalls **557 kg** fossiles CO₂ freigesetzt (s.o.). Hinzu kämen 836 kg regeneratives CO₂, die nicht in die Bilanz eingehen. In der Summe wäre dies eine Emission von 1.393 kg CO₂/Mg Restabfall. Für die CO₂-Emission der Restabfallverbrennung ist dieser Wert Johnke zufolge (23) nicht realistisch. Er argumentiert wie folgt:

Aus Messungen des CO₂-Anteils im Abgas von Siedlungsabfallverbrennungsanlagen sei bekannt, dass überschlägig ca. 10 Vol.-% CO₂ im Abgas zu Grunde gelegt werden könnten. Multipliziert mit der Dichte von 1,9768 kg CO₂/m³ und einem mittleren Abgasvolumen von 5.500 m³ (trocken) pro Mg Abfall ergäbe das 1.087 kg CO₂/Mg verbrannten Restabfalls (FS).

Die von der IPCC-Richtlinie vorgegebenen Standardwerte würden also zu einem rund 28 % zu hohen CO₂-Ergebnis für die Restabfallverbrennung führen.

Rechnet man die von Johnke berechnete CO₂-Emission auf Kohlenstoff (= 1.087/3,57) zurück, ergibt dies einen Gesamt-Kohlenstoffgehalt von 296,5 kg/Mg (FS). Weiter ist aber noch der Grad des Ausbrandes zu berücksichtigen. IPCC setzt hier einen Ausbrand von standardmäßig 95 % an. Dieser scheint für deutsche MVAs eher zu niedrig zu sein, wie folgende Abschätzung in Tab. 8 zeigt.

Tab. 8: Berechnung des mittleren Ausbrandgrades von deutschen MVAs

Reststoff	Aufkommen (32)	C-Gehalt, mittel (33)	C vom Restabfall	Anteil
Schlacke	218 kg/Mg (TS)	28.000 mg/kg	6,10 kg/Mg	
Flugstaub	16,8 kg/Mg	15.100 mg/kg	0,25 kg/Mg	
RGR-Salze	18,2 kg/Mg	44.000 mg/kg	0,80 kg/Mg	
Summe Reststoffe			7,15 kg/Mg	2,4 %
C im Abgas (s.o.)			296,5 kg/Mg	97,6 %
C im Abfall			303,7 kg/Mg	100,0 %

Danach gelangen nur etwa die Hälfte des von IPCC angesetzten Kohlenstoffes (2,4 anstelle von 5 %) als Unverbranntes in die Reststoffe. Für Deutschland könnte daher auch mit einem theoretischen mittleren Ausbrandgrad von 97,5% gerechnet werden. Obwohl es sich hier nur um eine grobe Abschätzung handelt, wird für die weitere Berechnung ein Ausbrand von 97,5 % angesetzt. Der danach errechnete C-Gehalt im Abfall (**304 kg C/Mg FS**) liegt immer noch im oberen Bereich der Bandbreite der für Siedlungsabfall angegebenen Kohlenstoffanteile von 280 bis 400 kg C pro Mg Abfall (TS; Mittelwerte) entsprechend 182 bis 340 kg C pro Mg FS (31). Der C-Anteil im **deutschen** Restabfall könnte daher somit deutlich niedriger angesetzt werden als der Vorgabewert aus der IPCC-Richtlinie.

3.2.6 Modifizierung der IPCC-Standardwerte für sächsischen Restabfall

3.2.6.1 Sortieranalysen

Ein Ansatz zur Ermittlung des Gehaltes an Kohlenstoff in sächsischem Restabfall und insbesondere des Anteils an regenerativem Kohlenstoff besteht darin, die verfügbaren Daten zur Zusammensetzung von Restabfall mit den bekannten Daten zur Herkunft des Kohlenstoffs in den verschiedenen Abfallfraktionen zu verknüpfen. Hierzu wurde eine Umfrage unter den sächsischen Gebietskörperschaften bzgl. Sortieranalysen des Restabfalls durchgeführt sowie auf Literatur zurückgegriffen.

Tab. 9 zeigt die Ergebnisse der Umfrage in aggregierter Form. Wiedergegeben sind der Mittelwert und der Medianwert der verfügbaren Datenkollektive. Es sei darauf hingewiesen, dass dieses **keine flächendeckende Erfassung** darstellt. Außerdem überwiegen in der Tabelle die Kommunen bzw. untersuchten Wohngebiete ohne getrennte Bioabfallsammlung. Tendenziell könnte daher der Anteil an Organik im Restabfall sachsenweit niedriger ausfallen. So betrug im Jahr 2000 der Anteil der Bevölkerung, der an die getrennte Bioabfallsammlung angeschlossen ist, nur 50 % (34).

Zur Einordnung der ermittelten Daten (Mittelwert, Median) wird ein Vergleich mit Untersuchungen von Kost (35) von der TU Dresden in vier sächsischen Kommunen herangezogen (Tab. 10). Kost hat die Restabfallzusammensetzung in Bautzen (RAVON), Zwickau (ZAZ) sowie Dresden und Pirna (beide ZAOE), jeweils unterschieden nach ländlicher und städtischer Siedlungsform, untersucht. Aufgrund der Datenlage ist davon auszugehen, dass in die Arbeit von Kost die Ergebnisse der gleichen Zwickauer Sortieranalysen eingeflossen sind, wie auf die Anfrage der Kommunen/Zweckverbände mitgeteilt wurden. Daher sind in Tab. 9 Mittelwert und Median ohne und mit den Zwickauer Sortieranalysen (ZAZ) wiedergegeben. In Tab. 10 sind die Daten der sächsischen Kommunen ohne die des ZAZ verwendet worden.

Tab. 9: Ergebnisse von Sortieranalysen in sächsischen Gebietskörperschaften (alle Angaben bezogen auf die Frischsubstanz)

MFH = Mehrfamilienhäuser EFH = Einfamilienhäuser GWA = Großwohnanlagen

örE	AWVC	EVV	ZAOE	ZAOE	ZAOE	ZAOE	ZAOE	ZAOE
Kommune	LK Freiberg	Stadt Plauen	Riesa	Triebischtal-Miltitz	Kreischa	Pirna-Sonnenstein	Bannewitz	LK Meißen
Gebietsstruktur	Stadt	Stadt	Stadt	Land	Land	Stadt	Land	Land
Bebauungsstruktur	MFH	GWA	MFH	EFH	MFH	GWA	EFH	EFH
Anschlußgrad	32%	81%	0%	0%	0%	0%	0%	25%
Bioabfallsammlung	(hier: ja)	(hier: ja)						(hier: nein)
Heizung	vorwiegend Ofenheizung	teils Ofen-, teils Fernheizung	überwiegend Ofenheizung	überwiegend Ofenheizung	MH und Ofenheizung	MH	überwiegend Ofenheizung	teils Ofen-, teils Fernheizung
Analyse → Fraktion ↓	Hochrech- nung 98	Hochrech- nung 98	Mittel aus 4 Jahreszeiten	Mittel aus 4 Jahreszeiten	Mittel aus 4 Jahreszeiten	Mittel aus 4 Jahreszeiten	Mittel aus 4 Jahreszeiten	Hochrech- nung 98
Fe-Metalle	2,8%	2,5%	2,8%	1,8%	1,2%	2,7%	1,5%	4,9%
NE-Metalle	0,6%	0,7%	0,8%	0,6%	0,7%	0,7%	0,3%	0,7%
PPK	4,0%	11,7%	4,1%	3,2%	4,8%	12,2%	5,9%	6,1%
Glas	5,0%	8,9%	5,4%	4,9%	5,5%	9,0%	4,5%	5,7%
KS gesamt	5,0%	6,0%	5,8%	3,9%	2,2%	5,7%	2,5%	5,1%
Organik	31,3%	42,4%	25,4%	19,1%	24,0%	46,4%	40,7%	21,5%
Holz	1,3%	0,5%	0,9%	0,6%	1,3%	2,6%	1,4%	0,9%
Textilien	4,8%	4,2%	2,4%	5,2%	6,1%	4,9%	4,3%	3,7%
Mineralstoffe	9,9%	2,7%	6,1%	3,2%	12,3%	3,5%	7,6%	11,9%
Verbunde	4,2%	6,3%	1,5%	1,4%	1,7%	5,5%	1,2%	3,8%
Schadstoffb. Prod.	0,8%	0,8%	0,4%	0,7%	1,1%	1,5%	1,3%	1,4%
Sonst./ Windeln	3,8%	6,6%	3,8%	1,2%	3,5%	2,0%	14,1%	6,0%
Fraktion < 10 mm	26,6%	6,7%	29,9%	41,5%	25,8%	1,4%	11,1%	28,5%
Mittelmüll			10,8%	12,7%	10,0%	1,3%	3,4%	

Tab. 9: Ergebnisse von Sortieranalysen in sächsischen Gebietskörperschaften (alle Angaben bezogen auf die Frischsubstanz); Fortsetz.

öRE	ZAW LK Leipziger Land (36)	ZAW Muldentäl- kreis	ZAZ Stadt Zwickau	ZAZ Zwickauer Land				
Kommune								
Gebietsstruktur			Mittelwert	Mittelwert				
Bebauungsstruktur		gemischt*						
Anschlußgrad	0%	0%	38% (hier: k.A.)	35% (hier: k.A.)				
Bioabfallsammlung		überw. Zentral-/Fern- wärme**			MITTELWERT SACHSEN	MEDIAN SACHSEN	MITTELWERT SACHSEN	MEDIAN SACHSEN
Heizung								
Analyse → Fraktion ↓	Mittel 2 Meßkamp.	Okt. 99			ohne ZAZ	ohne ZAZ	mit ZAZ	mit ZAZ
Fe-Metalle	1,6%	2,5%	0,8%	1,8%	2,4%	2,5%	2,2%	2,2%
NE-Metalle	0,4%	0,3%	0,3%	0,5%	0,6%	0,6%	0,5%	0,6%
PPK	4,4%	5,0%	2,8%	4,8%	6,1%	4,9%	5,7%	4,8%
Glas	4,2%	4,6%	2,4%	3,8%	5,8%	5,2%	5,3%	5,0%
KS gesamt	3,4%	5,0%	1,9%	3,4%	4,5%	5,0%	4,2%	4,5%
Organik	41,1%	37,9%	48,7%	46,4%	33,0%	34,6%	35,4%	39,3%
Holz	0,9%	0,8%	0,3%	0,6%	1,1%	0,9%	1,0%	0,9%
Textilien	2,8%	4,6%	3,8%	3,0%	4,3%	4,5%	4,1%	4,3%
Mineralstoffe	4,8%	4,7%	12,7%	6,6%	6,6%	5,4%	7,1%	6,3%
Verbunde	1,9%	2,4%	2,3%	3,1%	3,0%	2,2%	2,9%	2,3%
Schadstoffb. Prod.	0,5%	0,9%	1,0%	0,9%	0,9%	0,9%	0,9%	0,9%
Sonst./ Windeln	4,7%	6,0%	7,7%	9,6%	5,2%	4,3%	5,7%	5,4%
Fraktion < 10 mm	29,7%	25,2%	15,7%	15,8%	22,6%	26,2%	21,5%	25,5%
Mittelmüll					7,7%	10,0%	7,7%	10,0%

* 3,7% GWA, 27,3% Innen, 14,7% offene Bebauung, 54,3% a.B.

** 11,8% Geschäftsmüll im Hausmüll

Tab. 10: Vergleich der Sortieranalsen verschiedener sächsischer Kommunen ohne ZAZ mit dem von Kost (35) nach vier Sortierkampagnen modellierten Restabfall; zur besseren Vergleichbarkeit wurden die Daten der sächsischen Kommunen auf wasserfreien Zustand umgerechnet (anhand der Angaben zum Wassergehalt bei Kost)

	Stadt			Land		
	örE Mittelwert	örE Median	Kost modell.	örE Mittelwert	örE Median	Kost modell.
Fe-Metalle	<u>2,7%</u>	<u>2,7%</u>	<u>4,7%</u>	2,2%	1,7%	2,3%
NE-Metalle	0,7%	0,7%	0,8%	0,5%	0,5%	0,7%
PPK	<u>7,1%</u>	<u>7,0%</u>	<u>13,8%</u>	<u>4,4%</u>	<u>4,4%</u>	<u>5,6%</u>
Glas	7,1%	7,1%	8,8%	4,9%	4,8%	4,7%
KS gesamt	<u>4,8%</u>	<u>4,9%</u>	<u>8,3%</u>	3,1%	3,1%	5,3%
Organik	14,9%	15,1%	12,3%	12,6%	12,7%	13,8%
Holz	1,1%	0,9%	1,8%	0,9%	0,8%	2,2%
Textilien	<u>3,3%</u>	<u>3,6%</u>	<u>8,3%</u>	<u>3,5%</u>	<u>3,6%</u>	<u>5,7%</u>
Mineralstoffe	5,5%	4,8%	4,0%	<u>7,4%</u>	<u>6,2%</u>	<u>11,3%</u>
Verbunde	3,7%	4,1%	6,4%	1,8%	1,5%	3,0%
Schadstoffbel. Prod.	0,9%	0,8%	0,5%	1,0%	1,0%	0,9%
Stoffe a.n.g./Windeln	2,0%	1,9%	5,0%	3,0%	2,7%	4,8%
Fraktion < 10 mm	11,0%	11,4%	10,4%	18,4%	18,4%	20,9%
Mittelmüll	<u>2,5%</u>	<u>2,5%</u>	<u>15,0%</u>	<u>3,6%</u>	<u>4,1%</u>	<u>18,8%</u>
Summe (wasserfrei)	67,3%	67,6%	72,5%	67,1%	65,5%	68,3%

Die Ergebnisse der Sortieranalsen der örE und die Modellierung von Restabfall durch Kost zeigen deutliche Abweichungen (doppelt unterstrichen) insbesondere bei den Anteilen an Mittelmüll, PPK und Textilien. Dies belegt noch einmal die Schwierigkeit, auf Grundlage der verfügbaren Daten einen repräsentativen „sächsischen Restabfall“ zu modellieren. Im Folgenden wird vornehmlich auf die Modellierung von Kost zurückgegriffen, da für seine Sortierfraktionen Daten zur Elementarzusammensetzung (C, H, O, N, S) und zum Wassergehalt vorliegen.

3.2.6.2 Gehalt an regenerativem Kohlenstoff

Für die einzelnen Sortierfraktionen kann ein mittlerer Kohlenstoffgehalt angesetzt und der darin enthaltene Anteil an nachwachsendem Kohlenstoff abgeschätzt werden. Dieser Abschätzung liegen keine konkreten Messungen, sondern Plausibilitätsüberlegungen, wie z.B. auch in (37) vorgenommen, zugrunde. Diese Daten können mit den Ergebnissen für die Sortierfraktionen aus sächsischen Kommunen verknüpft werden, um eine Abschätzung über den Gehalt an regenerativem bzw. gesamten Kohlenstoff im sächsischen Restabfall zu erhalten.

Tab. 11: Abschätzung des Kohlenstoffgehaltes von Sortierfraktionen

	TS-Gehalt in % der FS (ca.)	Anteil C in %TS (38)	davon C regenerativ (geschätzt)	Frischsubstanz		
				C regene- rativ	C fossil	C gesamt
Fe-Metalle	100%	0%	0%	0,0%	0,0%	0,0%
NE-Metalle	100%	0%	0%	0,0%	0,0%	0,0%
PPK	89%	50%	95%	42,3%	2,2%	44,5%
Glas	100%	0%	0%	0,0%	0,0%	0,0%
KS gesamt	85%	75%	1%	0,6%	63,1%	63,8%
Organik	41%	50%	100%	20,5%	0,0%	20,5%
Holz	85%	49%	95%	39,6%	2,1%	41,7%
Textilien	80%	51%	65%	26,5%	14,3%	40,8%
Mineralstoffe	100%	0%	0%	0,0%	0,0%	0,0%
Verbunde	85%	56%	20%	9,5%	38,1%	47,6%
Schadstoffbel. Prod.	100%	50%	0%	0,0%	50,0%	50,0%
Stoffe a.n.g./Windeln	50%	90% (39)	90%	40,5%	4,5%	45,0%
Fraktion < 10 mm	68%	50%	98% (40)	33,3%	0,7%	34,0%
Mittelmüll	41%	50%	80% (41)	16,4%	4,1%	20,5%

Tab. 12: Gehalte an C_{gesamt} und C_{regenerativ} im sächsischen Restabfall (Frischsubstanz), hier: Stadt (eigene Schätzung)

STADT	C gesamt im Restabfall (FS)			C regenerativ im Restabfall (FS)		
	örE	örE	KOST	örE	örE	KOST
	Mittelwert	Median	modell.	Mittelwert	Median	modell.
Fe-Metalle	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
NE-Metalle	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
PPK	3,6%	3,5%	6,1%	3,4%	3,3%	5,8%
Glas	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
KS gesamt	3,6%	3,7%	5,3%	0,0%	0,0%	0,1%
Organik	7,5%	7,6%	2,5%	7,5%	7,6%	2,5%
Holz	0,5%	0,5%	0,7%	0,5%	0,4%	0,7%
Textilien	1,7%	1,8%	3,4%	1,1%	1,2%	2,2%
Mineralstoffe	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Verbunde	2,1%	2,3%	3,0%	0,4%	0,5%	0,6%
Schadstoffbel. Prod.	0,5%	0,4%	0,3%	0,0%	0,0%	0,0%
Stoffe a.n.g./Windeln	1,8%	1,7%	2,3%	1,6%	1,5%	2,0%
Fraktion < 10 mm	5,5%	5,7%	3,5%	5,4%	5,6%	3,5%
Mittelmüll	1,3%	1,3%	3,1%	1,0%	1,0%	2,5%
Summe	27,9%	28,4%	30,2%	20,9%	21,1%	19,9%
Anteil bezogen auf C gesamt				75,0%	74,4%	65,7%

Tab. 13: Gehalte an C_{gesamt} und $C_{\text{regenerativ}}$ im sächsischen Restabfall (Frischsubstanz), hier: Land (eigene Schätzung)

LAND	C gesamt im Restabfall (FS)			C regenerativ im Restabfall (FS)		
	örE Mittelwert	örE Median	KOST modell.	örE Mittelwert	örE Median	KOST modell.
Fe-Metalle	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
NE-Metalle	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
PPK	2,2%	2,2%	2,5%	2,1%	2,1%	2,4%
Glas	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
KS gesamt	2,4%	2,4%	3,4%	0,0%	0,0%	0,0%
Organik	6,3%	6,4%	2,8%	6,3%	6,4%	2,8%
Holz	0,4%	0,4%	0,9%	0,4%	0,4%	0,9%
Textilien	1,8%	1,8%	2,3%	1,2%	1,2%	1,5%
Mineralstoffe	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Verbunde	1,0%	0,9%	1,4%	0,2%	0,2%	0,3%
Schadstoffbel. Prod.	0,5%	0,5%	0,5%	0,0%	0,0%	0,0%
Stoffe a.n.g./Windeln	2,7%	2,4%	2,2%	2,4%	2,2%	1,9%
Fraktion < 10 mm	9,2%	9,2%	7,1%	9,0%	9,0%	7,0%
Mittelmüll	1,8%	2,1%	3,9%	1,4%	1,6%	3,1%
Summe	28,2%	28,2%	26,9%	23,0%	23,0%	19,9%
Anteil bezogen auf C gesamt				81,5%	81,8%	73,8%

Nach der verfügbaren Datenlage (keine flächendeckenden Sortieranaysen!) bewegt sich Gesamt-Kohlenstoffgehalt im sächsischen Restabfall in städtischen Regionen im Bereich von 28 % - 30 %, wovon rund **66 - 75 % regenerativen Ursprungs** sind. Die Daten der örE und von Kost ergeben hier, trotz unterschiedlicher Modellierung, relativ gute Übereinstimmungen.

Dies trifft auch auf die Ergebnisse den ländlichen Bereich betreffend zu. Danach bewegt sich Gesamt-Kohlenstoffgehalt im sächsischen Restabfall in ländlichen Regionen im Bereich von 27 % - 28 %, wovon **74 - 82 % regenerativen Ursprungs** sind.

Die Daten zum Gesamt-Kohlenstoffgehalt bewegen sich in der gleichen Größenordnung wie der von Johnke abgeleitete Wert. Der errechnete Anteil an regenerativem Kohlenstoff liegt deutlich über dem IPCC-Standardwert von 60%.

Für die weitere Berechnung wird daher – wie oben abgeleitet – ein Restabfall mit einem Kohlenstoffgehalt von 280 kg C/Mg FS (= 28 % C) angesetzt.

Der Anteil an regenerativem Kohlenstoff wird dagegen auf 75 % und an fossilem Kohlenstoff auf 25 %, jeweils bezogen auf den Gesamt-Kohlenstoffgehalt gesetzt.

3.2.6.3 Heizwert des Restabfalls

Der Heizwert des sächsischen Restabfalls wird nach folgender Formel berechnet:

$$Hu \text{ [MJ/Mg FS]} = 34,4 \cdot C + 93,9 \cdot H + 10,5 \cdot S + 6,3 \cdot N - 10,3 \cdot O - 2,44 \cdot \text{Wasser}$$

Tab. 14: Heizwertberechnung des modellierten sächsischen Restabfalls

Element	C	H	S	N	O	Wasser	Summe
Faktor	34,4	93,9	10,5	6,3	-10,3	-2,44	
Modell- Restabfall	280	18	2	7	197	350	
Hu in MJ/Mg FS	9.632	1.690	21	44	-2.033	-854	8.500

Für die weitere Berechnung wird von einem **unteren Heizwert** des Restabfalls von rund **8.500 MJ/Mg FS** ausgegangen.

3.2.7 Anteil an regenerativem C in der heizwertreichen Fraktion aus MBA

In der hier modellierten MBA wird die heizwertreiche Fraktion vor der biologischen Behandlung abgetrennt. Bei der weiteren Aufbereitung zu einem Ersatzbrennstoff gelangen die Heizwertträger (Kohlenstoffträger), die überwiegend aus Kunststoffen (fossiles C), Holz (regeneratives C) und Holzwerkstoffen (überwiegend regeneratives C) sowie Verbunden aus Papier/Pappe/Karton (überwiegend regeneratives C) bestehen, größtenteils in diese hochkalorische Fraktion.

Tab. 15 gibt einen Überblick über den Gehalt an Gesamt-Kohlenstoff in der heizwertreichen MBA-Fraktion nach Ersatzbrennstoffaufbereitung sowie eine Berechnung des Anteils an regenerativem C.

Wie zu erwarten, weist die aufbereitete hochkalorische Fraktion (Hu 14.500 MJ/Mg) einen höheren Kohlenstoffgehalt auf als der unbehandelte Restabfall (44 – 48% gegenüber 28 %). Nach Tab. 15 ist der Kohlenstoff in der hochkalorischen MBA-Splittingfraktion zu 52 – 58 % (Mittelwert: 55 %) regenerativen Ursprungs, während 42 – 48 % aus fossilen Quellen stammen. Im Vergleich zum unbehandelten Restabfall (75:25, vgl. Seite 24) hat in der MBA-Splittingfraktion der Anteil des fossilen Kohlenstoffs im Verhältnis zum regenerativen C eher zugenommen. Diese Veränderung dürfte vor allem auf die Anreicherung der Kunststoffe in der hochkalorischen Fraktion zurückzuführen sein.

Tab. 15: Anteil regenerativen Kohlenstoffs in typischen heizwertreichen Fraktionen nach Ersatzbrennstoffaufbereitung
(berechnet anhand von Daten aus (35, Anhang 5; Hu nach Anhang 8, Tabelle 49: **14.500 MJ/Mg**); Umrechnung auf Frischsubstanz mit Daten von Kost; C-Gehalt und Anteil regeneratives C siehe Tab. 11

	BRAM3, Land	BRAM11, Stadt	C reg. BRAM3, FS	C reg. BRAM11, FS	C gesamt BRAM3, FS	C gesamt BRAM11, FS
Fe-Metalle	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
NE-Metalle	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
PPK	39,7%	40,9%	16,8%	17,3%	17,7%	18,2%
Glas	0,5%	0,3%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
KS gesamt	32,4%	21,4%	0,2%	0,1%	20,7%	13,6%
Organik	2,8%	3,7%	0,6%	0,8%	0,6%	0,8%
Holz	3,5%	1,0%	1,4%	0,4%	1,5%	0,4%
Textilien	7,6%	7,2%	2,0%	1,9%	3,1%	2,9%
Mineralstoffe	0,9%	0,7%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Verbunde	2,0%	5,5%	0,2%	0,5%	1,0%	2,6%
Schadstoffbel. Prod.	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Stoffe a.n.g./Windeln	1,6%	5,3%	0,6%	2,1%	0,7%	2,4%
Fraktion < 10 mm	9,0%	0,5%	3,0%	0,2%	3,1%	0,2%
Mittelmüll	0,0%	13,5%	0,0%	2,2%	0,0%	2,8%
Summe	100,0%	100,0%	24,8%	26,1%	48,2%	43,9%
Anteil C reg. an C gesamt			51,5%	58,2%		

3.2.8 Anteil an regenerativem C im Stabilat aus MBS

Bei der Zerkleinerung und innerhalb der fünf- bis siebentägigen Stabilisierung des Restabfalls findet vorrangig ein Strippen des Wassers sowie der leichtflüchtigen Organik (auch biologisch nicht abbaubare Stoffe wie z.B. FCKW) statt. Dabei dürfte auch ein anteiliger Abbau der biologisch leicht abbaubaren Organik stattfinden. Die Heizwertträger (Kohlenstoffträger) aber gelangen größtenteils ins Stabilat. Dieses enthält überwiegend Kunststoffe (fossiles C), Holz (regeneratives C) und Holzwerkstoffe (überwiegend regeneratives C) sowie Verbunde aus Papier/Pappe/Karton (überwiegend regeneratives C). Auch die abbaubare Organik (Küchen- und Gartenabfälle etc.) gelangt ins Stabilat.

Tab. 16: Heizwert von sowie Gehalt an $C_{\text{regenerativ}}$ und C_{gesamt} im Stabilat nach biologischer Trocknung mit 15 % Restfeuchte (modell. nach BRAM1 in (48), Anh., Tab. A 6-9)

Fraktion	Anteil im Stabilat	Hu (wf)	Hu Anteil	$C_{\text{regenerativ}}$ Stabilat, FS	C_{gesamt} Stabilat, FS
Fe-Metalle	0,0%	0	0	0,0%	0,0%
NE-Metalle	0,0%	0	0	0,0%	0,0%
PPK	9,3%	14.271	1.327	3,9%	4,1%
Glas	5,0%	0	0	0,0%	0,0%
KS gesamt	12,0%	29.115	3.494	0,1%	7,7%
Organik	7,0%	16.365	1.146	1,4%	1,4%
Holz	3,9%	17.327	676	1,5%	1,6%
Textilien	14,0%	19.591	2.743	3,7%	5,7%
Mineralstoffe	20,0%	0	0	0,0%	0,0%
Verbunde	7,0%	14.477	1.013	0,7%	3,3%
Schadstoffbel. Prod.	0,1%	19.289	19	0,0%	0,1%
Stoffe a.n.g./Windeln	3,2%	19.289	617	1,3%	1,4%
Fraktion < 10 mm	11,5%	8.976	1.032	3,8%	3,9%
Mittelmüll	7,0%	10.461	732	1,1%	1,4%
Summe	100,0%		12.800	17,6%	30,7%

Wie zu erwarten, weist das modellierte Stabilat einen höheren Kohlenstoffgehalt auf als der unbehandelte Restabfall (31 statt 28 % C). Zugleich ist eine deutliche Steigerung des Heizwertes zu verzeichnen, die insbesondere auf die Entfrachtung des Stabils von Mineralstoffen und anderen Nicht-Heizwertträgern zurückzuführen ist.

Nach Tab. 16 ist der Kohlenstoff im Stabilat zu ca. 58 % regenerativen Ursprungs, während 42 % aus fossilen Quellen stammen. Im Vergleich zum unbehandelten Restabfall (75:25, vgl. Seite 24) hat sich das Verhältnis zugunsten des fossilen Kohlenstoffs verändert, aber nicht so stark wie für den Ersatzbrennstoff aus der MBA. Dieses dürfte vor allem darauf zurückzuführen sein, dass im Stabilat nicht nur die Heizwertträger, sondern auch die (regenerative) Organik (Garten- und Küchenabfälle) enthalten sind, die während der Stabilisierung nur anteilig einem Abbau unterliegen.

3.3 Systemgrenzen

Die Berechnung der Emission von klimarelevantem CO_2 und anderen Treibhausgasen nach IPCC für den Sektor Abfall erfolgt anhand der Stoffflussanalyse: Aus der im Abfall enthaltenen Kohlenstoffmenge wird, nach Bereinigung um den regenerativen Anteil und Korrektur um das Ausbrandverhalten die zu erwartende Freisetzung in Form von CO_2 berechnet. Für andere klimarelevante Gase (N_2O , CO) gibt es vergleichbare Ansätze (s.u.).

Dieser Ansatz gilt – s.o. – allerdings nur für die Berechnung reiner Verbrennungsverfahren zur **Abfallbeseitigung**. Nach den Vorgaben zur Berichterstattung über die nationalen Treibhausinventare ist die **Verbrennung von Abfällen zu Energiezwecken** im Sektor **Energie** der IPCC-Richtlinie zu berücksichtigen (CO₂ from stationary combustion). Abfall soll dort als „anderer Brennstoff“ geführt werden. Die Emissionen sollen nicht im Abfallkapitel erfasst werden, um Doppelzählung zu vermeiden (28, hier Kap. Energy, Abschnitt 5.3.2). Der Verbrauch fossiler Energieträger für die Initial- und Stützfeuerung ist danach ebenfalls im Energiesektor zu erfassen. Der Bedarf an Zusatzbrennstoff beträgt in der Regel weniger als 3 % des Inputs (heizwertbezogen) und kann höchstens bei der Sonderabfallverbrennung höher ausfallen (28, hier Kap. Energy, Abschnitt 5.3.2).

Bei der durchzuführenden Studie (Teil 1) handelt es sich um einen Vergleich abfallwirtschaftlicher Verfahren, die auch nicht-thermische Prozesse umfassen. Daher sind nicht nur die mit den Treibhausgas-Emissionen der einzelnen Prozesse verbundenen Aufwändungen an Energie und Material sowie der daraus resultierende Nutzen in Form des Ersatzes anderer Treibhausgas-relevanter Prozesse zur Bereitstellung von Energien (Strom, Wärme, Prozessdampf) zu berücksichtigen. Vielmehr ist auch die Bereitstellung von *Stoffen* wie Zement/Klinker, Methanol, Fe-/NE-Metalle, HCl einzubeziehen. Auf die Modellierung der stofflichen Verwertung von Altpapier/Papierschlamm und Altkunststoffen/Kunststoffgranulaten aus Restabfall wird verzichtet, da es sich bei entsprechenden Verfahren um Einzelanlagen (MBA Münster) handelt oder um solche, die bislang erst in anderen Bereichen der Abfallwirtschaft (LVP-Fraktion des DSD, z.B. in SORTEC-Anlagen) eingesetzt wurden. Für die durchzuführende Studie sind die bereitgestellten Energien und Stoffe als Gutschriften zu modellieren (siehe Kap. 3.2.5).

Die Ermittlung der Klimarelevanz von Abfallbehandlungsverfahren kann methodisch auch anders erfolgen. Die Frage nach der „richtigen“ Methode wird sich insbesondere dann stellen, wenn abfallwirtschaftliche Verfahren im Vergleich unterschiedlich abschneiden. Die Kontroverse um die richtige Methode der Berechnung von Energie oder Umweltauswirkungen ist ein altes Thema. Hier kann man sich auf den Standpunkt stellen, dass bis hin zu den Vorketten für die Gewinnung der Rohstoffe, aus denen die Anlagen, Maschinen und Aggregate gebaut werden, die dann die Abfälle behandeln, *alles* zu erfassen wäre. Danach wären für die vorzunehmende Betrachtung umfängliche Ökobilanzen durchzuführen. Entsprechende Ökobilanzen zeigen allerdings, dass gerade für die hier in Frage kommenden Verfahren der Einfluß der Emissionen aus dem Sektor Baustoffbedarf auf das Gesamtergebnis von untergeordneter Bedeutung ist (26). Nach IPCC werden diese Beiträge im Übrigen den erzeugenden Branchen zugerechnet. Daher wurde auch in der vorliegenden Studie diese Emissionen außerhalb der Systemgrenze gestellt.

Aus Klimagesichtspunkten ist weiterhin zu beachten, dass Abfallbehandlung an Standorten stattfindet. Die Emission von Treibhausgasen führt nur global, nicht aber lokal zu meßbaren Treibhauseffekten (vom Beitrag zur Photooxidanzienbildungspotenzial (Methan, NMVOC) und Versauerungspotenzial (NO_x, NH₃) einmal abgesehen). Diese Standorte müssen von

den jeweiligen Abfällen aber erreicht werden, z.B. mittels Lkw oder Schienenverkehr. Zudem sind Wert- und Reststoffe abzutransportieren. Mit diesen Transporten sind entsprechende klimarelevante Emissionen verbunden, die spätestens in einer standortspezifischen, vergleichenden Bewertung (Teil 2 der Studie) je nach Transportentfernung und verwendetem Verkehrsmittel Ergebnisrelevanz haben können. Die klimarelevanten Emissionen des Transportes sind daher ebenfalls zu modellieren (siehe Kap. 4.5).

Für die folgenden Betrachtungen (Teil 1 der Studie) gelten folgende Systemgrenzen, die für die einzelnen Anlagentypen jeweils angepasst werden

Tab. 17: Festlegung der Systemgrenzen für Vergleichsverfahren

Innerhalb der Systemgrenze	Außerhalb der Systemgrenze
Abfallbehandlung in der Anlage	Erstellung der Anlage
Einsatz von Zusatz-Energie inkl. Vorketten	Erstellung der Erzeugungsanlagen und Leitungen
Einsatz von Betriebsstoffen (z.B. für Abgasreinigung) inkl. Vorketten	Erstellung der Erzeugungsanlagen inkl. deren Emissionen
Bereitstellung von Energie in Form von Strom, Wärme, Prozessdampf	Erstellung der Erzeugungsanlagen
Bereitstellung von Stoffen und Produkten	Erstellung der Erzeugungsanlagen

Die erforderlichen Transporte liegen ebenfalls innerhalb der Systemgrenze:

- Anlieferung/Transport des Inputs zur Erstbehandlungsanlage
- Transporte innerhalb von Anlagenkombinationen (z.B. MBA – Zementwerk)
- Transport der Outputgüter Ersatzbrennstoff innerhalb der Anlagen (z.B. MBA – Zementwerk) und der Abfälle zur Beseitigung.

Zur Klimarelevanz der Transporte wird im Folgenden auch eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt (vgl. Abschnitt 8.5). Auf die Modellierung der Transporte mengenmäßig wenig relevanter Inputströme (z.B. Betriebsstoffe) oder Outputströme (Fe, NE) kann aus Vereinfachungsgründen verzichtet werden.

3.4 Randbedingungen

Die Klimarelevanz von Abfallbehandlungsverfahren hängt von verschiedenen „Stellgrößen“ wie Energieeffizienz, technischer Standard und Senkenfunktion ab.

3.4.1 Energieverbrauch bzw. zur Energieeffizienz

Aus Klimagesichtspunkten ist es nicht gleichgültig, ob 1 Mg Abfall mit einer Energieeffizienz von 20 oder von 70 % verbrannt wird, denn die erzeugte Energie substituiert andere

Energieträger, die anteilig auch aus fossilen Quellen stammen und klimarelevantes CO₂ freisetzen. Bei energieautarken thermischen Verfahren wird der C-Gehalt als Energieträger eingesetzt. Hier ist die Frage, wieviel Energie aus einem gegebenen C-Gehalt „herausgeholt“ werden kann, bevor der Kohlenstoff als CO₂ emittiert wird, für die Klimarelevanz von entscheidender Bedeutung. So kann z.B. der Energiebedarf eines Zementwerkes für das gleiche Verfahren (Trockenverfahren) um 20 % und mehr nach oben abweichen, je nach Standard: als BAT-Wert (Best Available Techniques, = beste verfügbare Techniken (BVT) nach IPPC-Richtlinie) gilt ein Energiebedarf von 3.000 MJ/Mg Klinker, Anlagen im Mittelfeld benötigen rund 3.600 MJ/Mg Klinker, was einen um 20 % höheren Ausstoß an energiebürtigen Treibhausgasen zur Folge hat.

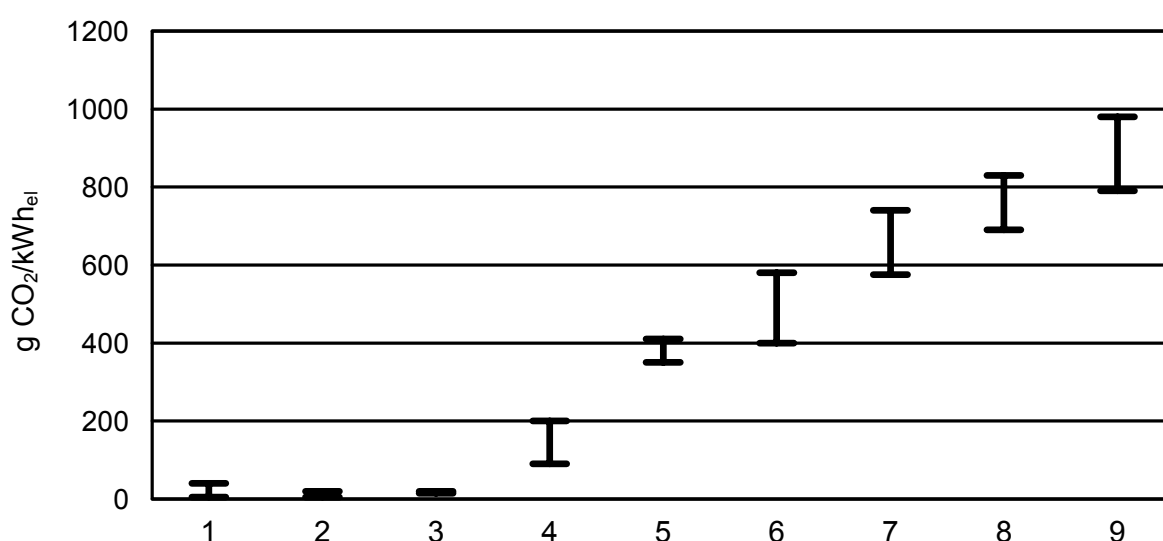


Abb. 1: CO₂-Emissionen verfügbarer Energiebereitstellungstechniken in g CO₂/kWh_{el} (42, dort Fig. 15),
 1 = Kernkraft, 2 = Windkraft, 3 = Wasserkraft, 4 = Photovoltaik, 5 = Gasturbinen mit Kreislaufführung, 6 = Gasturbinen ohne Kreislaufführung, 7 = Öl, 8 = Kraftwerk mit integrierter Vergasung/Verbrennung, 9 = Kohlekraftwerk

Für Verfahren der Energieerzeugung gilt dies analog. Abb. 1 zeigt die Spannbreite der CO₂-Emissionen pro erzeugter Kilowattstunde für verschiedene Energiebereitstellungstechniken, Tab. 18 die Emission an Treibhausgasen für verschiedene Energieträger nach best verfügbarer Technik (42).

Ohne Berücksichtigung dieser Effekte wären unter Klimagesichtspunkten solche Verfahren zu bevorzugen, die fossilen Kohlenstoff in gebundener Form langfristig aus dem atmosphärischen Kreislauf entfernen, z.B. in Form der (Untertage-)Deponierung von Kunststoffabfällen (Senke). Dies widerspräche nicht nur den Zielen einer nachhaltigen Entwicklung, sondern auch dem umwelt- und energiepolitischen Vorgaben z.B. in Deutschland (Verbot der Ablagerung von Heizwertträgern (43)). Die Modellierung der Last- und Gutschriften ist von hoher Ergebnisrelevanz und ist daher zu begründen (siehe Kap. 3.2.5).

Tab. 18: CO₂-Emissionen pro Kilowattstunde von verschiedenen Energieerzeugern nach jeweils aktuell best verfügbarer Technik ((42), hier Table 2)

Energieträger/-erzeuger	Quelle	g CO ₂ /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

Für nicht energieautarke sowie stoffliche Behandlungs- und Verwertungsverfahren gelten die Aussagen zum Energieverbrauch bzw. zur Energieeffizienz analog.

3.4.2 Technischer Standard der Anlage

Alle thermischen Verfahren emittieren in Abhängigkeit vom Prozess und vom Input (Abfall, aber auch Verbrennungsluft mit hohem Stickstoffgehalt) weitere klimarelevante Gase, deren Emission letztlich eine Frage des technischen Standards der jeweiligen Anlage (Verbrennungsführung, Emissionsminderungsmaßnahmen) ist.

Tab. 19 gibt die Wirksamkeit von Sekundärmaßnahmen zur NO_x-Reduzierung im Abgas von Verbrennungsanlagen wieder (44).

Diese Aussage gilt sinngemäß auch für nicht-thermische Verfahren. Hier sind insbesondere die Emissionen von Methan, Stickstoffverbindungen (Lachgas) und persistenten organischen Verbindungen (z.B. FCKW) aus offenen Behandlungsverfahren angesprochen.

3.4.3 „Senken“ für CO₂

Abfallbehandlungsverfahren stellen in unterschiedlichem Ausmaß „Senken“ für CO₂ dar. Klimarelevant sind hier die Senken für CO₂ aus fossilem C. Für Verbrennungsverfahren sind bereits erste Techniken verfügbar (Adsorption, Absorption, Kryoverfahren, Membranverfahren), aber diese Verfahren sind derzeit noch nicht Stand der Technik und müssten im Falle ihrer Realisierung auch das Problem des Verbleibs des „gefangenen“ CO₂s lösen (45).

Andere Verfahren gelten per Definition als Senken, z.B. der die Deponie für nicht abbaubare organische Verbindungen.

Tab. 19: Wirksamkeit von Sekundärmaßnahmen zur NO_x-Reduzierung im Abgas von Verbrennungsanlagen (44)

Sekundär- maßnahme	NO _x -Red.- Rate, allg.	Andere Performance-Paramter		Anmerkungen
		Parameter	Wert	
Selective catalytic reduction (SCR)	80 –95 %	Betriebstemperatur	350 – 450 °C (high-dust) 180 – 200 °C (tail-gas)	- Der Ammoniakschlupf nimmt mit zunehmendem NH₃/NO_x – Verhältnis zu. Dies kann zu Problemen führen, z.B. einem zu hohen Stickstoffgehalt in der Flugasche; ein Problem, das durch die Nutzung eines größeren Katalysatorvolumens und/oder Verbesserung der Mischung von NH₃ und NO_x im Rohgas gelöst werden kann. - Unvollständige Reaktion von NH₃ mit NO_x kann zur Bildung von Ammoniumsulfaten führen, die sich im weiteren Verlauf des Abluftstroms ablagern können, z.B. auf dem Katalysator oder dem Luftvorwärmer; sie kann auch zur Zunahme von Ammoniak im Abwasser der Rauchgasentschwefelung führen, im Reinigungswasser des Luftvorwärmers, und zu erhöhter NH₃-Konzentration in der Flugasche. - Die Reisezeit des Katalysators beträgt 4-5 Jahre für Kohlefeuerungen, 7-10 Jahre für Ölfeuerungen, und mehr als 10 Jahre für Gasfeuerungen.
		Additiv	Ammonium, Harnstoff	
		NH ₃ /NO _x Verhältnis	0,8 – 1,0	
		Ammoniumschlupf	< 20 mg/Nm ³	
		Verfügbarkeit	> 98 %	
		Energieverbrauch in % der Energiekapazität	0,5 % (high-dust) 2 % (tail gas)	
		Druckabfall beim Katalysator	4-10 (10 ² Pa)	
Selective non- catalytic reduction (SNCR)	30–50 (80) %	Betriebstemperatur	850 – 1.050°C	Obwohl einige Betreiber NO_x-Reduktionsraten von über 80 % berichten, ist die allgemeine Erfahrung, dass die Reduktionskapazität von SNCR im Allgemeinen bei 30-50 % liegt, im Mittel über verschiedene Betriebszustände. Weitere NO_x-Reduktionen können erreicht werden durch spezielle Kessel erreicht werden [CIEMAT].
		Additiv	Ammonium, Harnstoff	
		NH ₃ /NO _x Verhältnis	1,5 – 2,5	
		Verfügbarkeit	> 97 %	
		Energieverbrauch in % der Energiekapazität	0,1 – 0,3 %	
		Verweilzeit im Temp.-Bereich	0,2 – 0,5 sec.	

3.5 Datensätze für Last- und Gutschriften für Verbräuche und erzeugte Outputgüter

Alle zu betrachtenden Verfahren benötigen Energie in Form von Strom und Treibstoffen für Transporte und teilweise auch für Aggregate. Eine Reihe der Verfahren erzeugt aber auch einen Überschuß an Energie in Form von Strom, Wärme und/oder Prozessdampf, oder schleust verwertbare Stoffe aus bzw. dient der Erzeugung von Produkten. Die in dieser Studie verwendeten Last- und Gutschriften werden im Folgenden dargestellt.

3.5.1 Lastschriften Energieverbrauch

Bei den zu betrachtenden Verfahren werden neben dem Abfall als (weitere) Energieträger eingesetzt:

- Strom
- Erdgas
- Heizöl EL
- Diesel für Aggregate.

Es wird davon ausgegangen, dass der **Strom**, der bezogen wird, genau so zu bewerten ist wie der Strom, der ggf. ausgekoppelt wird. Daher wird methodisch im Folgenden bei den thermischen Verfahren, die elektrischen Strom bereitstellen, die Lastschrift für den verbrauchten Strom nicht unter den Lastschriften ermittelt, sondern die Gutschrift für den ausgekoppelten Strom um den eigenen Energieeigenbedarf reduziert.

Dies dient im Wesentlichen der Vereinfachung des Rechenganges und ist für die modellierten Verfahren auch unproblematisch. Zudem liegen oftmals nur Daten zur Nettoenergieauskopplung vor. Bei einer standortspezifischen Modellierung könnte ggf. die bezogene und die ausgekoppelte elektrische Energie unterschiedlich bewertet werden (z.B. Bezug von „grünem Strom“, aber Ersatz von Kohlestrom). Allerdings stellt sich die Frage, ob dieses nicht eher rein rechnerischer Natur ist und die Netto-Betrachtung nicht wesentlich realitätsnäher ist.

Die Datenbasis für die Modellierung der Last- bzw. Gutschriften für Strom werden in Abschnitt Gutschriften Energie(rück)gewinnung wiedergegeben.

Die Lastschrift für den Verbrauch von Erdgas und Heizöl EL wird anhand der Daten aus GEMIS 4.0 (46) modelliert. Dabei ist als Besonderheit das in Sachsen überwiegend verwendete Gas aus den GUS-Staaten zu berücksichtigen. Dieses hat einen höheren Heizwert als deutsches Erdgas (35,9 statt 32 MJ/m³), dafür ist die Belastung über die Vorkette auch deutlich höher. In Abstimmung mit dem Auftraggeber wird der Datensatz für GUS-Erdgas verwendet.

Tab. 20: Vergleich der Vorketten für deutsches Erdgas („Erdgas D frei D“) und „Erdgas-GUS“ (46)

Treibhausrelevante Stoffe	Vorkette GUS-Erdgas*		Vorkette deutsches Erdgas	
	[1 m³ = 10,0 kWh bzw. 35,9 MJ]		[1 m³ = 9,4 kWh bzw. 33,8 MJ]	
	mg/MJ	mg/m³	mg/MJ	mg/m³
CO ₂ -klimarelevant	13.565	486.984	2.005	67.769
Methan (CH ₄)	396	14.216	36	1.217
Kohlenmonoxid (CO)	47	1.687	3	101
Lachgas (N ₂ O)	0,6	22	0,1	3
Stickoxide NO _x (als NO ₂)	75	2.693	4	135
Rest-NM VOC	8	287	0,2	7
Perfluormethan	0,000005	0,00018	0,00002	0,00068
Perfluorethan	0,000001	0,00004	0,000002	0,00007
Ammoniak (als NH ₃)	0,00003	0,0011	0,00001	0,0003

* Daten aus GEMIS; GUS-Erdgas in Sachsen lt. LfUG: 1 m³ = 10,7 kWh bzw. 36,8 MJ

Tab. 21: Verwendete Lastschriften für den Verbrauch von Erdgas-GUS, Erdgas-D⁶ und Heizöl⁷, nach (46)

Treibhausrelevante Stoffe	Emissionen GUS-Gas (mg/m³ Gas)	Emissionen Erdgas (mg/m³ Gas)	Emissionen Heizöl (mg/l Öl)
	inkl. Vorketten [1 m³ = 10,0 kWh bzw. 35,9 MJ]	inkl. Vorketten [1 m³ = 9,4 kWh bzw. 33,8 MJ]	inkl. Vorketten [1 l = 11,8 kWh bzw. 42,6 MJ]
CO ₂ -klimarelevant	2.471.180	1.931.886	3.094.798
Methan (CH ₄)	14.216	1.217	3.020
Kohlenmonoxid (CO)	1.687	101	515
Lachgas (N ₂ O)	22	3	7
Stickoxide NO _x (als NO ₂)	2.693	135	1.335
Rest-NM VOC	287	7	672
Perfluormethan	0,00018	0,00068	0,00031
Perfluorethan	0,00004	0,00007	0,00004
Ammoniak (als NH ₃)	0,0011	0,0003	0,055

⁶ Brennstoffbilanz: Erdgas D frei D: 89 % Erdgas-D für Haushalte und Kleinverbraucher, 7 % Erdgas GUS, 1 % Erdgas Norwegen, Rest jeweils unter 1%

⁷ Brennstoffbilanz: 89 % Öl-leicht-D für Haushalte und Kleinverbraucher, 2 % Öl-schwer-GUS, 2 % Öl-schwer-OPEC, Rest jeweils unter 1,5%

In abfallwirtschaftlichen Anlagen sind des weiteren Dieselaggregate z.B. als Radlader oder Umsetzer (in MBAs oder auf Deponien) im Einsatz. Für die Modellierung der Lastschriften für den Verbrauch derartiger Dieselaggregate wurde auf die Datenbank GEMIS 4.0 (47), und dort auf die Daten für „Dieselmotor-Landwirtschaft“ zurückgegriffen (da dieses das einzige Dieselaggregat ist, das nicht stationär und nicht im Verkehrsbereich betrieben wird). Für diese Aggregate sind die Daten für einen Nutzungsgrad von 100 % angegeben (1 MJ Heizwert = 1 MJ Kraft). Da die Berechnung der Emissionen über die Eingabe des Treibstoffverbrauchs erfolgt, ist eine Umrechnung auf einen Nutzungsgrad nicht erforderlich. Es werden die Daten für die Gesamtemissionen verwendet.

Tab. 22: Verwendete Lastschrift (Gesamtemissionen) für den Dieserverbrauch von Dieselaggregaten, in mg/kg Diesel (Dichte = 0,824 kg/l, Hu = 41,326 MJ/kg)

Treibhausrelevante Stoffe	Direkte Emissionen Dieselaggregate (mg/kg Diesel) (47)	Gesamtemissionen Dieselaggregate (mg/kg Diesel) (47)
CO ₂ -klimarelevant	3.169.250	3.843.723
Methan (CH ₄)	131	3.655
Kohlenmonoxid (CO)	8.943	9.540
Lachgas (N ₂ O)	131	153
Stickoxide NO _x (als NO ₂)	41.272	43.484
Rest-NM VOC	131	1.072
Perfluormethan	-	0,00004
Perfluoraethan	-	0,000005
Ammoniak (als NH ₃)	-	0,0003
CO ₂ -Äquivalente	3.569.351	4.361.232

3.5.2 Lastschriften Betriebsmittelverbrauch

Bei den thermischen Verfahren werden verschiedene Betriebsmittel zur Abgasreinigung eingesetzt, wie Aktivkohle, Neutralisationsmittel für Halogene (NaOH oder Ca(OH)₂) und in der Rauchgasentschwefelung (CaCO₃, Ca(OH)₂, CaO) oder Additive zur Stickoxidminderung (Ammoniak, Harnstoff). Für diese Betriebsmittel wurden die in Tab. 23 wiedergegebenen Lastschriften angesetzt (nach GEMIS 4.0 und (48)). Für NaOH (50%) wurden die Daten für einen deutschen Mix (66 % Amalgam-/34 % Diaphragma-Verfahren) in GEMIS verwendet. Die Eingabedaten sind ggf. entsprechend der Konzentration der Betriebsmittel umzurechnen.

Tab. 23: Emissionen zur Berechnung der Lastschriften für den Betriebsmittelverbrauch der Rauchgasreinigung I

Emissionen	Emission Aktivkohle 100 % in mg/kg (48)	Emission NaOH 50 % in mg/kg (49)	Emission Ammoniak 100 % in mg/kg (50)	Emission Harnstoff 100 % in mg/kg (50)
CO ₂ -klimarel.	-3,00E+04	4,54E+05	2,01E+06	8,40E+05
CH ₄	2,10E+04	7,19E+02	4,95E+03	4,77E+03
CO		2,43E+02	8,85E+02	8,70E+02
N ₂ O	1,00E+01	1,37E+01	1,82E+01	2,61E+01
NO _x	1,57E+03	4,41E+02	1,52E+03	1,43E+03
Rest-NMVOC	1,50E+01	2,20E+01	1,20E+02	8,76E+01
Perfluormethan		7,57E-03	1,85E-04	4,01E-04
Perfluorethan		9,51E-04	2,32E-05	5,04E-05
Ammoniak		1,07E-02	5,94E-04	1,71E-03

Tab. 24: Emissionen zur Berechnung der Lastschriften für den Betriebsmittelverbrauch der Rauchgasreinigung II

Emissionen	Emission CaCO ₃ -Mehl 100 % in mg/kg (51)	Emission CaO fein 100 % in mg/kg (52)	Emission Ca(OH) ₂ 100 % in mg/kg (53)
CO ₂ -klimarel.	4,36E+04	1,07E+06	8,04E+05
CH ₄	9,35E+01	1,02E+03	7,46E+02
CO	3,66E+01	2,34E+04	1,77E+04
N ₂ O	1,67E+00	1,06E+01	7,63E+00
NO _x	1,42E+02	6,40E+02	4,76E+02
Rest-NMVOC	4,42E+00	3,55E+01	2,63E+01
Perfluormethan	9,31E-04	9,89E-04	4,67E-04
Perfluorethan	1,17E-04	1,24E-04	5,86E-05
Ammoniak	2,05E-04	6,73E-04	4,99E-04

3.5.3 Lastschriften Transporte

Die Lastschrift für Transporte per Lkw und per Bahn wird ebenfalls anhand der Daten aus GEMIS 4.0 (54, 55) modelliert. Dabei wurde aus dem Mix für Abfalltransporte aus GEMIS 4.0 nur der Lkw-Typ EURO3 ausgewählt, da dieser derzeit Standard ist. Die anderen Lkw-Typen (EURO2 und EURO4) unterscheiden sich hinsichtlich ihrer spezifischen Emissionen von

NO_x, CO und NMVOC nur geringfügig und bzgl. der übrigen Treibhausgase gar nicht, so dass aus Vereinfachungsgründen nur EURO3 modelliert wurde.

Für die Berechnung der Modellanlagen in Teil 1 wurde lediglich ein Lkw-Transport angesetzt. Für Teil 2 sind je nach Standortgegebenheiten auch Transporte per Bahn einzubeziehen. Tab. 25 gibt die verwendeten Lastschrift für Transporte auf der Straße und auf der Schiene in mg pro Tonnenkilometer wieder.

Für Teil 1 werden Hin- und Rückfahrt allein dem jeweiligen Transportgut zugerechnet. Für Teil 2 sind ggf. gekoppelte Transportprozesse zu berücksichtigen.

Tab. 25: Verwendete Lastschrift für Transporte in mg/Mg · km, nach GEMIS 4.0

Treibhausrelevante Stoffe	Lkw-Emission (54) in mg/Mg · km (nur EURO3)	Bahn-Emission (55) in mg/Mg · km
CO ₂ -klimarelevant	99.454	36.378
Methan (CH ₄)	114	156
Kohlenmonoxid (CO)	116	34,3
Lachgas (N ₂ O)	2,7	1,67
Stickoxide NO _x (als NO ₂)	465	39,2
Rest-NMVOC	61	3,33
Perfluormethan	0,0000297	0,0000133
Perfluorethan	0,0000037	0,0000017
Ammoniak (als NH ₃)	0,37	0,000076

3.5.4 Gutschriften Energie(rück)gewinnung

Abfallbehandlungsverfahren mit einem thermischen Behandlungsschritt sind in der Lage, gewonnene Überschussenergie auszukoppeln und damit Energie, die auf Basis fossiler Kohlenstoffträger erzeugt wurde, zu ersetzen. Diese substituierten Energieträger (einschließlich Vorketten) hätten ihrerseits zu klimarelevanten Emissionen geführt, die nun aufgrund der Verwendung von Abfällen als Energieträger nicht mehr bzw. nur in reduziertem Maße anfallen. Den thermischen Verfahren wird hierfür eine Gutschrift für die vermiedenen Emissionen zugeschrieben, die sich natürlich in einer ökobilanziellen Berechnung um die eigenen (klimarelevanten) Emissionen wieder verringern.

Die Gutschriften, die für die Auskopplung von Energie in Form von Strom, Wärme und/oder Prozessdampf erteilt werden, haben maßgeblichen Einfluß auf das Gesamtergebnis einer abfallwirtschaftlichen Maßnahme. Im Folgenden werden die Gutschriften für die Energierückgewinnung dargestellt.

3.5.4.1 Elektrischer Strom

Die Stromproduktion in Sachsen zeigt für das Jahr 2000 eine deutliche Abweichung gegenüber der Stromproduktion in der Bundesrepublik. Bundesweit war der größte Bruttostromlieferant 1999 die Kernenergie (35,8 %), gefolgt von Braunkohle und Steinkohle (25,7 bzw. 34,6 %). In Sachsen dagegen erfolgte die Bruttostromerzeugung (17.905 GWh (56)) im gleichen Jahr zu über 70 % auf der Basis von Braunkohle (Grundlastkraftwerke Boxberg und Lippendorf, insgesamt 12.603 GWh). Weitere relevante Energieträger waren Erdgas (18,2 %) und Wasserkraft einschließlich Pumpspeicherwerke (5,4 %). Im Jahr 2000 konnte die in Sachsen erzeugte Strommenge sogar deutlich gesteigert werden, insbesondere durch eine annähernde Verdopplung des aus Braunkohle erzeugten Stromes (von 12.603 auf 22.590 GWh (57)). Kernenergie spielte in Sachsen demhingegen keine Rolle (Tab. 26).

Tab. 26: Freistaat Sachsen: Bruttostromerzeugung nach Quellen (1999 und 2000)

Energieträger	S A C H S E N (56, 57)						Deutsch-land, Anteil insgesamt 2000 (58)
	erzeugte Menge		Anteil (%) an Erzeugung		Anteil (%) insgesamt		
	1999	2000	1999	2000	1999	2000	
Braunkohle	12.603	22.590	70,4%	81,3%	67,8%	81,3%	25,7%
Erdgas	3.250	3.211	18,2%	11,6%	17,5%	11,6%	9,8%
Wasserkraft	964*	923	5,4%*	3,3%	5,2%*	3,3%	1,8%**
Heizöl	135	57	0,8%	0,2%	0,7%	0,2%	0,7%
Steinkohle	30	24	0,2%	0,1%	0,2%	0,1%	24,6%
Kernenergie	-		0,0%		0,0%		35,8%
Sonstige	923**	985	5,2%**	3,5%	5,0%**	3,5%	1,5%
Bruttostrom-erzeugung	17.905	27.790	100,0%	100,0%	96,5%	100,0%	100%
Stromimport	676	0			3,6%		
Gesamt	18.581	27.790			100,0%	100,0%	

* einschließlich Pumpspeicherwerke

** inkl. Windenergie (Summenbildung in Sachsen unterscheidet sich von der für Deutschland)

Für eine verfahrensspezifische Betrachtung der Stromgutschriften für thermische Behandlungsverfahren ist die Frage zu klären, welche Art von Strom der aus Abfall erzeugte Strom ersetzt. So ist die entscheidende Frage, ob z.B. MVA-Strom tatsächlich im Netzverbund **Grundlastkraftwerke** (anteilig) verdrängt. Müllverbrennungsanlagen werden im Netzverbund zumeist **nicht** im Grundlastbereich mitgefahren, weil sie sich in der Regel von ihrer Verfügbarkeit her nicht für die Grundlast eignen. Weiter ist zu beachten, dass die Strommenge aus MVAs vergleichsweise gering ist und eher die teuren Spitzen- und Mittellastkraftwerke in ihrer Leistungsabfrage am Markt zurückdrängen wird.

In Sachsen wurden im Jahr 2000 knapp 97 % der geförderten Braunkohlemenge (20,8 Mio. Mg) zur Erzeugung von **Grundlaststrom** eingesetzt (81,3 % des produzierten Stroms). Mit Wirkungsgraden von über 42 % produzierten diese Kraftwerke insgesamt 22.590 GWh Strom (57). In den **Mittellastkraftwerken** wurde vorwiegend auf Gasbasis Strom hergestellt. Die weiteren Energieträger waren Heizöl (57 GWh), Wasserkraft (923 GWh), Steinkohle (24 GWh) sowie sonstige Energieträger (985 GWh).

Zu den Kraftwerken, die Strom insbesondere im Spitzenlastbereich produzieren, zählen nach Angaben des Umweltbundesamtes (58) die teuren Heizöl-Kraftwerke. Gas-Kraftwerke bzw. Gas- und Dampfkraftwerke werden dagegen im Spitzen- sowie im Mittellastbereich eingesetzt. Danach würde der mittels Verbrennung von Abfällen in Sachsen erzeugte Strom vorrangig den in sächsischen Spitzenlastkraftwerken bzw. im Falle eines Exportes in andere (Bundes-)Länder vermutlich dort auch zuerst zur Substitution der dortigen Spitzenlastkraftwerke dienen. Im Falle eines Importes (wie zuletzt 1999) würde sicherlich auch zuerst der vom deutschen Kraftwerkspark erzeugte Spitzenlaststrom (Heizöl-Kraftwerke) und erst danach der Strommix ersetzt werden.

Was mit dem zusätzlichen Strom z.B. aus einer MVA oder einer Holzabfallverbrennungsanlage tatsächlich geschieht, kann daher nur auf die jeweilige Einzelfallsituation hin ermittelt werden. Sicherlich wird hierbei in unterschiedlichem Umfang auch Grundlaststrom mit betroffen sein. Ein pauschaler Ansatz wäre hier zu einfach gewählt und wird der Situation im Einzelfall und dadurch insgesamt nicht gerecht.

Ein Ansatz wäre, die Gutschrift für erzeugten Strom je nach anteiligem Ersatz von Grund- bzw. Mittel-/Spitzenlaststrom zu erteilen, wobei man standardmäßig – d.h. bei Fehlen anlagenspezifischer Daten – konservativ von 100 % Grundlast-Ersatz ausgehen könnte.

In Abstimmung mit dem Auftraggeber wird im Folgenden **ein sächsischer Strommix** modelliert. Tab. 27 zeigt, wie bei der Modellierung dieses sächsischen Strommixes vorgegangen wurde. Die Anteile am Sachsen-Mix sind Tab. 26 entnommen.

Für Braunkohle wurde ein Mix aus Lausitzer und Mitteldeutscher Braunkohle im Verhältnis ihrer Fördermenge im Jahr 2000 (heizwertbezogen: Kohle Revier Mitteldeutschland : Kohle Revier Lausitz = $[8.733 \text{ Mg} \cdot 11.000 \text{ MJ/Mg}] : [14.697 \text{ Mg} \cdot 8.650 \text{ MJ/Mg}] = 1 : 1,3$) gerechnet (einschließlich der jeweiligen Vorketten). Für Gas (GuD) wurden die Daten für ein Gas-GuD-Werk zur Nur-Strombereitstellung verwendet (59). Für Heizöl wurden mangels verfügbarer Daten zur Nur-Stromgewinnung die Daten aus Tab. 21 verwendet, für Steinkohle wurde deutsche Vollwert-Steinkohle angesetzt (Vorkette: Steinkohle-Mix Deutschland, frei Kraftwerk), für Wasserkraft wurde ein Großkraftwerk (nach GEMIS 4.0) herangezogen (Vorkette aus Wasserkraft/Canada).

Tab. 27: Modellierung eines sächsischen Strommixes 2000, nach GEMIS 4.0 (inkl. Vorketten); Emissionen in mg/kWh_{el}

Treibhausrelevante Stoffe in mg/kWh _{el}	Emissionen Braunkohle*	Emissionen GuD-Gas-KW brutto (groß)	Emissionen Wasserkraft	Emissionen Heizöl EL	Emissionen Steinkohle	Emissionen sonstige, wie Strommix D, Kraftwerksmix	Sachsen-Mix 2000
Anteil „Sachsen-Mix“	81,3%	11,6%	3,3%	0,2%	0,1%	3,5%	
CO ₂ -Klimarelevant	9,71E+05	4,02E+05	3,86E+04	3,09E+05	9,32E+05	6,27E+05	8,61E+05
Methan (CH ₄)	3,42E+01	1,09E+03	5,44E+01	3,01E+02	5,02E+03	1,53E+03	2,15E+02
Kohlenmonoxid (CO)	1,95E+02	4,09E+02	5,22E+01	5,13E+01	2,09E+02	2,05E+02	2,15E+02
Lachgas (N ₂ O)	2,72E+01	1,81E+01	8,60E-01	6,67E-01	4,80E+01	2,39E+01	2,51E+01
NO _x (als NO ₂)	7,08E+02	7,52E+02	8,29E+01	1,33E+02	5,04E+02	5,68E+02	6,86E+02
Rest-NM VOC	1,37E+01	4,75E+01	2,51E+00	6,70E+01	3,63E+01	3,80E+01	1,82E+01
Perfluormethan	2,49E-05	4,59E-05	1,92E-04	3,07E-05	3,52E-05	9,80E-05	3,54E-05
Perfluorethan	3,13E-06	5,77E-06	2,42E-05	3,86E-06	4,42E-06	1,23E-05	4,45E-06
Ammoniak (als NH ₃)	9,29E-05	1,65E-04	1,02E-03	5,47E-03	1,80E-04	6,03E-04	1,61E-04

* Lausitzer Braunkohle und mitteldeutsche Braunkohle, heizwertbezogen gewichtet

Als problematisch erwies sich der relativ hohe Anteil an „sonstigen“ Energieträgern von 3,5 % (2000). Da eine weitere Aufdifferenzierung nach Energieträgern nicht verfügbar war, wurde dieser Anteil ersatzweise über den bundesdeutschen Kraftwerksmix modelliert.

Für die Inanspruchnahme von elektrischem Strom aus dem Grundlastbereich werden Lastschriften bzw. für die Substitution entsprechende Gutschriften aus dem sächsischen Strommix erteilt. Es wäre aber auch denkbar, den sächsischen Strommix erst dann für die Berechnung von Gutschriften heranzuziehen, wenn der in Spitzenlastkraftwerken (Heizöl, Steinkohle, sonstige Energieträger) in Sachsen erzeugte Strom (Tab. 26) bereits verdrängt worden wäre. Alternativ wären dann aber auch Stromexporte zu modellieren, die bundesweit erzeugten Spitzenlaststrom substituierten.

Für eine ggf. zu berücksichtigende Inanspruchnahme/Substitution von Mittel-/Spitzenlaststrom könnten Spitzenlastkraftwerke auf Basis von Heizöl rechnerisch substituiert werden (Anteil Bruttostromerzeugung in Sachsen in 2000: 0,2). Damit wäre aber der Bereich des Mittellast nicht erfasst. Vereinfachend könnte man daher im Falle einer (anteiligen) Substitution von Mittel-/Spitzenlaststrom auch davon ausgehen, dass diese durch alle Energieträger ausgenommen Kernenergie bereitgestellt wird (Tab. 28). Zwar führt die Kernkraft in der EU über die Urananreicherung auch zu klimarelevanten Emissionen von immerhin 4 bis 8 g CO₂/kWh_{el} (42), was ca. 1 Prozent der Emissionen von Gaskraftwerken und weniger als einem halben Prozent der Emission von Kohlekraftwerken (alle jeweils mit

BAT⁸-Standard) entspricht. Dieses könnte man aber als nicht ergebnisrelevant vernachlässigen.

Standardmäßig wird in den folgenden Berechnungen von einer Substitution der Grundlast ausgegangen. Die Modellierung eines ggf. substituierten Spitzen- und Mittellaststroms wird, sofern entsprechende Daten verfügbar sind, in Teil 2 der Studie vorgenommen. Aufgrund der Nettobetrachtung (Bereitstellung von Strom nach Abzug des Eigenbedarfes) werden für die Anlagen Verbrauch und Bereitstellung von elektrischer Energie mit dem gleichen Datensatz berechnet.

Tab. 28 gibt die verwendeten Emissionswerte für den sächsischen Strommix im Vergleich mit dem deutschen Kraftwerksmix wieder.

Tab. 28: Emissionswerte zur Berechnung der Gut- bzw. Lastschriften für verbrauchte bzw. bereitgestellte elektrische Energie, mit Vorketten

Emissionen inkl. Vorketten	Sächsischer Strommix 2000, nach Tab. 27 (mg/kWh_{el})	Strommix D, Kraftwerksmix nach GEMIS 4.0 (mg/kWh_{el})	Strommix D, Mittel- und Spitzenlast*, Basis GEMIS 4.0 (mg/kWh_{el})
CO ₂ -klimarelevant	860.607	627.048	846.514
Methan (CH ₄)	215	1.530	2.066
Kohlenmonoxid (CO)	215	205	277
Lachgas (N ₂ O)	25	24	32
Stickoxide NO _x (als NO ₂)	686	568	766
Rest-NM VOC	18	38	51
Perfluormethan	0,00004	0,00010	0,00013
Perfluorethan	0,000004	0,000012	0,000017
Ammoniak (als NH ₃)	0,00016	0,0006	0,0008
CO₂-Äq. gesamt	879.322	674.908	911.126

* Strommix (abzgl. 35 % Kernenergie-Strom); Anteil Kernenergie-Strom in 1997 und 1999: 36 %, in 1998: 34 % (58)

Die berechneten CO₂-Äquivalente liegen deutlich höher als in Studien z.B. für die EU angesetzt. Dort wird z.B. mit 370.000 mg CO₂-Äq./kWh_{el} für ein modernes Kraftwerk (CCGT = combined cycle gas turbines) gerechnet, dessen Wirkungsgrad sich im Bereich um 55 % bewegt (14). Angaben, ob in diesem Wert auch die Vorketten sowie die Leitungs- und sonstigen Verluste enthalten sind, liegen nicht vor.

⁸ BAT = Best Available Techniques, = beste verfügbare Techniken (BVT) nach IPPC-Richtlinie

3.5.4.2 Wärmeenergie

Die Gutschrift für die abgegebene Wärmeenergie hängt 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. Dies wird im Folgenden bei der Berechnung über den Anteil der Jahresbetriebsstunden, in denen eingespeist werden kann, berücksichtigt.

Zum anderen hängt die Gutschrift für die abgegebene Wärmeenergie davon ab, welche Wärmeenergie sie verdrängt. Hier geht es vornehmlich um die Bereitstellung von Energien für die Gebäudeheizung. Tab. 29 zeigt den Energieverbrauch der Haushalte in den Jahren 1998 bis 2000 (56, 57). Besonders auffällig ist die Reduzierung des Braunkohlebrikett-Verbrauchs von 282.000 Mg im Jahr 1998 auf 162.000 Mg im Jahr 2000.

Tab. 29: Energieverbrauch sächsischer Haushalte in den Jahren 1998 bis 2000

Verbrauch Haushalte	1998	1999	2000		1998	1999	2000
Braunkohlebriketts	5.533	3.822	3.132 TJ		282	198	162 1.000 Mg
leichtes Heizöl	17.093	16.153	16.538 TJ		400	378	387 1.000 Mg
Flüssiggas	1.934	1.689	1.876 TJ		42	36	40 1.000 Mg
Stadtgas	33	27	0 TJ		2	2	0 Mio. m ³
Erdgas, Erdölgas	44.732	45.880	45.243 TJ		1.410	1.446	1.426 Mio. m ³
nachwachsende Rohstoffe (Holz ...)	9	75	101 TJ		9	75	101 TJ
sonstige	56	56	56 TJ		56	56	56 TJ
Strom	19.351	20.356	20.756 TJ		5.375	5.654	5.766 GWh
Fernwärme	17.130	15.738	14.232 TJ		17.130	15.738	14.232 TJ
Summe	105.871	103.796	101.934 TJ				

Für die Berechnung des sächsischen Kleinf Feuerungsanlagen-Mixes wäre eine Differenzierung der Daten zum Stromverbrauch in Raumwärmebereitstellung und sonstige Zwecke erforderlich. Die Datenlage erlaubt diese Unterteilung nicht. Daher kann der Anteil Strom, der auf Elektroheizungen (Nachtspeicherheizungen) entfällt, nicht berechnet werden. Ein Vergleich mit einem anderen ostdeutschen Bundesland zeigt, dass Stromheizungen allerdings nur eine untergeordnete Rollen spielen (Tab. 30). Der Anteil Elektroheizungen wurde daher in der folgenden Tabelle für Sachsen mit Null angesetzt.

Unter Berücksichtigung der jeweiligen spezifischen Emissionen von Gas- und Ölfeuerungen für die Gebäudeheizung kann ein Kleinf Feuerungsanlagen-Mix errechnet werden, der durch die ausgekoppelte Wärmeenergie von thermischen Anlagen ersetzt wird (Tab. 32). Die verwendeten spezifischen Emissionsdaten hierfür sind GEMIS 4.0 entnommen (60). Des weiteren wird die Substitution von Braunkohlebrikett-Heizungen (Verbrauch der Haushalte in 2000: 3.132 TJ bzw. 162.000 Mg; vgl. Tab. 30) modelliert. Zusätzlich wird ein Standort mit

Fernwärmeversorgung über Braunkohle berücksichtigt. Tab. 32 gibt die verwendeten Emissionsdaten für die Berechnung der Gutschriften für bereitgestellte Wärmeenergie zur Substitution von Braunkohlebrikett-Heizungen bzw. von Fernwärme aus Braunkohle bzw. Kelfeuerungsanlagen (26 % Öl- + 74 % Erdgasfeuerung (61)) wieder. Es wäre auch möglich, andere Gebäudeheizungs-Mixe, die substituiert werden sollen, zu modellieren (vgl. Abschnitt 8.3).

Tab. 30: Vergleich der Anteile an Energieträgern an der Raumwärmebereitstellung; Bezug: Energieträger (PJ/a); Sachsen 1995: Energieträgereinsatz bezogen auf den Wohnungsbestand

Bundesland, Jahr	Heizöl (EL)	Erdgas	Fern- wärme	Strom	Festbrennstoffe (Steinkohle, Braunkohle, Holz)
Hessen, o.J. (62)	50 %	37 %	5 %	5 %	3 %
NRW, 1995 (63)	19,1 %	34,2 %	4,2 %	37,4 %	5,1 %
Sachsen-Anhalt, 2000 (64)	19 %	35 %	30 %	1 %	15 %
Baden-Württ., 1998 (65)	57,4 %	31 %	5,4 %	0 %	6,2 %
Mittelwert	36,4 %	34,3 %	11,2%	10,9 %	7,3 %
Sachsen 2000 (57)	20,4 %	58,0 %*	17,5 %	[0 %]	4,1 %**
Sachsen 1999 (56)	19,4 %	57,0 %*	18,9 %	[0 %]	4,7 %**
Sachsen 1995 (66)	10,2 %	22,0 %	24,6 %	3,7 %	39,5 %***
* Summe Erdgas, Flüssiggas und Stadtgas					
** überwiegend Braunkohlebriketts					
*** 37,8 % Kohle plus 1,7 % sonstige					

Die Fernwärme in Sachsen wird vorwiegend in Heizkraft- und Fernheizwerken auf Gasbasis hergestellt (57), gefolgt von Braunkohle, wie Tab. 31 zeigt.

Tab. 31: Einsatz von Energieträgern (in TJ) für die Erzeugung von Fernwärme in Sachsen

Energieträger	Steinkohle roh	Braunkohle roh	Briketts	andere Braunkohle- Produkte	Heizöl leicht	Heizöl schwer	Stadtgas	Erdgas	nachwachsende Rohstoffe
TJ/a (2000)	577	5.858	2	910	1.752	409	110	21.588	64
Anteil am Input	1,8%	18,7%	0,0%	2,9%	5,6%	1,3%	0,4%	69,0%	0,2%

Je nach Standort der MVA besteht die Möglichkeit, den erzeugten Dampf in ein Fernwärmenetz einzuspeisen, welches mit Gasfeuerung betrieben wird. In diesem Fall ist die substituierte Fernwärmeenergie, die mittels Gas erzeugt wurde, zu modellieren.

Ja nach Standortgegebenheiten können auch andere Fernwärmelieferanten substituiert werden, z.B. Braunkohle oder Heizöl leicht. Braunkohlen wird in Sachsen in zwei Revieren gefördert. In Teil 1 war vorgesehen, mit einem Mix dieser beiden Kohlearten im Verhältnis ihrer Fördermenge im Jahr 2000 (heizwertbezogen: Kohle Revier Mitteldeutschland: Kohle Revier Lausitz = $[8.733 \text{ Mg} \cdot 11.000 \text{ MJ/Mg}] : [14.697 \cdot 8.650 \text{ MJ/Mg}] = 1 : 1,3$) zu rechnen. Zur Berechnung der Fernwärme, die in Braunkohlekraftwerken ausgekoppelt wird, wurde auf Daten in GEMIS 4.0 zurückgegriffen und angepasst. Dabei ergaben sich allerdings mehrere Probleme: Zum einen waren nur Daten für Braunkohle aus dem Revier Lausitz verfügbar. Zum anderen waren lediglich Daten für die Strombereitstellung, insbesondere Kraft-Wärme-Kopplung verfügbar, nicht aber für die Auskopplung von Heizenergie – und zwar endenergiebezogen. Die in GEMIS enthaltenen Gutschriften wurden für Stromerzeugung sowie ausgekoppelte Wärme auf Basis einer substituierten Ölheizung erteilt, nicht auf der Basis einer Mischfeuerung von Öl- und Gasheizung. Daher sind die Werte in Tab. 32 für Braunkohlefeuerung nicht mit den anderen Daten vergleichbar.

Tab. 32: Emissionen für die Berechnung der Gutschriften für bereitgestellte Wärmeenergie zur Substitution von Fernwärme bzw. Kleinfeuerungsanlagen auf Basis von Öl und Gas (siehe Tab. 21) sowie Braunkohlebriketts (GEMIS 4.0), inkl. Vorketten [mg/MJ]

Emissionen inkl. Vorketten	Emissionen in mg/MJ			
	Sachsen-Mix* [26 % Öl- + 74 % GUS-Erdgas- feuerung]	Braunkohle- briketts Revier Lausitz*	Braunkohle- briketts Mitteldeut- sches Revier*	<u>elektrische</u> Energie aus Braunkohle- Feuerung**
CO ₂ -klimarelevant	69.826	106.949	105.173	165.908
Methan (CH ₄)	311	275	192	-163
Kohlenmonoxid (CO)	38	4.086	4.288	-30
Lachgas (N ₂ O)	0,5	0,8	0,6	7
Stickoxide NO _x (als NO ₂)	64	94	83	116
Rest-NM VOC	10	295	471	-34
Perfluormethan	0,00001	0,000052	0,000052	0
Perfluorethan	0,000001	0,000006	0,000006	0
Ammoniak (als NH ₃)	0,0004	0,001034	0,001002	-0,0031
CO₂-Äq. gesamt	77.867	129.765	128.469	164.818

* endenergiebezogen

** Lausitzer Kohle, Kraft-Wärme-Kopplung; nicht endenergiebezogen, sondern Angaben beziehen sich auf Strom- plus Wärmeerzeugung (Substitution einer Ölheizung), daher nicht mit anderen Daten vergleichbar

In vergleichbaren Studien wird der Kleinfeuerungsanlagen-Mix einschließlich der oder ausschließlich über Gas- und Ölfeuerungen modelliert (vgl. Abschnitt 8.3). Aufgrund der vorhandenen Struktur der Raumwärmeversorgung in Sachsen wird auch in der vorliegenden Studie davon ausgegangen, dass die ausgekoppelte Wärmeenergie Gas- und Ölfeuerungen verdrängt, wobei die Modellierung das obige Verhältnis von 26 % Öl- zu 74 % Erdgasfeuerung berücksichtigt (Tab. 32). Die sonstigen festen Brennstoffe sind im Einzelfall zu berücksichtigen.

3.5.4.3 Prozessdampf

Für die Berechnung der Gutschrift für den Prozessdampf wird angenommen, dass der abgegebene Dampf ebenfalls zur Energiebereitstellung genutzt wird. Für die Berechnung der Gutschrift wird, sofern keine spezifischen Daten vorliegen, der sächsische Kraftwerksmix (vgl. Tab. 28) herangezogen, wobei die Dauer der Einspeisung (in Jahresbetriebsstunden) sowie bei Stromerzeugung der energetische Wirkungsgrad des abnehmenden Kraftwerks zu berücksichtigen ist. Der Mittelwert der 16 deutschen MVAs, die Prozessdampf auskoppeln, liegt bei 44 % mit einer Standardabweichung von 19 %, die Spannbreite reicht von 5 bis 73 % (67). Bei den in Teil 1 der Studie durchgeführten Berechnungen wird standardmäßig ein Wert von 35 % eingesetzt, der in Teil 2 der Studie anlagenspezifisch zu variieren ist. Im Falle der direkten Nutzung von Prozessdampf ist die Gutschrift ebenfalls anlagenspezifisch zu modellieren.

In der zitierten Studie von AEA (14) für die EU wird mit 370.000 mg CO₂-Äq./kWh_{th} für ein modernes Kraftwerk (CCGT = combined cycle gas turbines) gerechnet (Wirkungsgrad im Bereich um 55 %). Angaben, ob in diesem Wert auch die Vorketten sowie die Leitungs- und sonstigen Verluste enthalten sind, liegen nicht vor.

3.5.5 Gutschrift für Metallrückgewinnung

Durch den Einsatz von Sekundäreisen- und -nichteisenmetallen können die mit dem Einsatz von Primärmetallen verbundenen klimarelevanten Emissionen ersetzt werden. Die Gutschriften für die Eisenmetall-Rückgewinnung sind relevant für MVAs (Auslese von Dosenschrott) und zusätzlich auch von Nichteisen-Metallen für MBA/MBS (Sekundäraluminium).

Tab. 33 gibt die Daten wieder, wie sie für die Gutschriftenberechnung für die abgetrennten Metalle auf der Basis von GEMIS 4.0 verwendet werden.

Tab. 33: Gutschriften für zur Verwertung ausgeschleuste Metalle (GEMIS 4.0)

Treibhausrelevante Stoffe	Emissionseinsparung durch Metallrecycling in	
	mg/Mg Fe	mg/Mg NE (Aluminium)
CO ₂ -klimarel.	924.693.420	1.588.290.975
Methan (CH ₄)	3.599.039	2.723.692
Kohlenmonoxid (CO)	23.193.170	8.303.095
Lachgas (N ₂ O)	24.450	38.729
Stickoxide NO _x (als NO ₂)	1.382.045	2.415.227
Rest-NMVOC	69.705	161.498
Perfluormethan	9,46	16.508,31
Perfluoraethan	1,19	1.651,04
Ammoniak (als NH ₃)	14,59	142,00

3.5.6 Gutschriften für erzeugte Salzsäure

Es ist technisch möglich, das im Rahmen der Abgasreinigung von MVAs abgeschiedene HCl mittels HCl-Wäsche abzuscheiden, zu reinigen und aufzukonzentrieren und am Markt abzusetzen. Damit kann konventionell erzeugte Salzsäure substituiert werden. Die folgende Tabelle zeigt die verwendeten Emissionen zur Berechnung der Gutschrift für die erzeugte Salzsäure. Allerdings standen in GEMIS 4.0 keine Daten für Salzsäure zur Verfügung. Da die Produktion von Salzsäure mit der Produktion von Natronlauge gekoppelt ist, wurden die Daten für die Bereitstellung von Salzsäure über die für Natronlauge (NaOH-mix D, vgl. Tab. 23) verfügbaren Daten modelliert. Dieses Vorgehen ist auch in anderen ökobilanziellen Berechnungen angewendet worden (68).

Tab. 34: Emissionen zur Berechnung der Gutschrift für die erzeugte Salzsäure (GEMIS 4.0; modelliert über Natronlauge (NaOH-mix D) modelliert)

Emissionen	Gutschrift Salzsäure (30 %ig), modelliert über NaOH (mg/kg HCl)
CO ₂ -klimarel.	335.455
CH ₄	531
CO	179
N ₂ O	10,1
NO _x	326
Rest-NMVOC	16,3
Perfluormethan	0,0056
Perfluorethan	0,0007
Ammoniak	0,008

3.5.7 Sonstige Gutschriften

- Klinkererzeugung bzw. Klinkerersatz

Der erzeugte Klinker wird dem Verfahren Zementerzeugung gutgeschrieben. Dies erfolgte in vorangegangenen Ökobilanzen (48, 69) immer für den Klinker „an sich“, also unabhängig von der Frage, wie der Klinker erzeugt worden war. So hätte ein nach dem Nassverfahren erzeugter Klinker mit einem Energiebedarf von 5.000 MJ/Mg Klinker die gleiche Gutschrift erhalten wie ein Klinker, der nach einem modernen Verfahren mit einem spezifischen Energiebedarf von lediglich 3.000 MJ/Mg Klinker erzeugt worden wäre. Da in diesem Teil der Studie zwei Zementwerke modelliert werden, von denen eines BAT-Standard aufweist, wird die Gutschrift für den erzeugten Klinker für beide Zementwerke nur für die Emissionen berechnet, die bei Erzeugung des Klinkers nach dem BAT-Standard aufgetreten wären.

Für die erzeugten Kraftwerksstäube, die als Zuschlag in der Spezialzementerzeugung Klinker ersetzen, wird die Verdrängung von „konventionell“ erzeugtem Klinker unterstellt, also angenommen, dass der Kraftwerksstaub Klinker aus einem mittleren europäischen Zementwerk verdrängt. Die Gutschriften für diese Klinker („konventionell“, „BAT“) werden entsprechend der Eingabedaten in Tab. 64 modelliert. Dieser Weg wurde auch gewählt, da GEMIS 4.0 keine Daten zum Klinker liefert, sondern lediglich zum fertigen Zement (Hochofen- oder Portlandzement).

- Methanol

Im Falle des SVZ werden die Emissionen aus der Methanolerzeugung dem Prozess wieder gutgeschrieben, da keine Daten für eine anderweitige Modellierung wie z.B. bei den Zementwerken verfügbar sind. Die in GEMIS 4.0 verfügbaren Daten zur Methanolherstellung sind auf der Basis von Erdgas bilanziert. Die Autoren schränken allerdings selbst ein (70): „Die Bilanzierung der Methanolherstellung ist vom verwendeten Rohstoff abhängig, somit ist eine Übertragung der Kennziffern auf andere Einsatzstoffe nicht möglich.“

4 Modellierung der Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen (Sachbilanz)

4.1 Restabfallverbrennung in der MVA

Ende 2000 waren in der Bundesrepublik Deutschland 61 Anlagen zur thermischen Behandlung von Rest-Siedlungsabfällen in Betrieb (davon 2 Anlagen in der Inbetriebnahmephase) mit einer jährlichen Kapazität von etwa 14 Mio. Mg. In fünfzehn Anlagen wird kommunaler Klärschlamm gemeinsam mit Rest-Siedlungsabfall thermisch behandelt. In der Regel werden die Rostschlacken einer Aufbereitung zugeführt und einschließlich Eisenschrott stofflich verwertet (71). Als Feuerungssystem kommen Rostfeuerung, Drehrohröfen und Wirbelschichtfeuerung zum Einsatz.

Der angelieferte Müll wird unter Zugabe von Luft(sauerstoff) verbrannt. Dafür wird – in Abhängigkeit insbesondere vom Aschegehalt – eine Verbrennungsluftmenge von 3.000 bis 4.500 m³/Mg (trocken) benötigt, das entstehende Rauchgasvolumen liegt bei 3.500 bis 5.500 m³/Mg (trocken, 11 % O₂). Alle Anlagen verfügen über Abgasreinigungen, die entsprechend den Anforderungen der 17. BImSchV ausgestattet sind. Die Abgasreinigung besteht in der Regel aus Staubabscheider (Zyklon, Multizyklone, Massenabscheider) oder Staubfilter (elektrostatische, Elektro- oder Gewebefilter), Rauchgaswäsche (trocken, quasitrocken, nass) und Reduktion/Oxidation (Dioxin- und Stickoxidminderung). Die meisten Anlagen werden abwasserfrei betrieben.

Nach § 5 Abs. 4 Punkt 4 BImSchG sind die Betreiber von genehmigungsbedürftigen Anlagen verpflichtet, entstehende Wärme für ihre Anlagen selbst zu nutzen oder an Dritte abzugeben, soweit dies nach Art und Standort der Anlage technisch möglich und zumutbar ist. Nach 17. BImSchV § 8 müssen Abfallverbrennungsanlagen die aus der Verbrennung entstehende Wärme, falls sie sie nicht selbst nutzen oder an Dritte zur Nutzung abgeben können, zur Stromerzeugung nutzen, falls eine elektrische Klemmleistung von mehr als 0,5 MW erzeugbar ist.

Alle in Betrieb befindlichen deutschen MVAs verfügen über eine Energienutzung (Strom, Fernheizung). Eine Befragung unter den MVA-Betreibern Deutschlands (67) zeigt, dass die Kraft-Wärme-Kopplung für die MVA nicht die Ausnahme, sondern die Regel ist, wie Tab. 35 zeigt. MVAs mit reiner Stromauskopplung sind deutlich in der Unterzahl.

Die Daten in Tab. 35 und Tab. 36 sind nicht ganz deckungsgleich, wurden aber aus der zitierten Untersuchung so übernommen.

Tab. 35: Energieauskopplungskonzepte sowie Wirkungsgrade_{el} deutscher MVAs (67)

Energieauskopplungs-konzept	nur Strom	Strom-Fernwärme	Fernwärme-Prozessdampf	Strom-(Fernwärme)-Prozessdampf	nur Prozessdampf
Anzahl der MVAs	7	34	1	5	10
davon mit Angaben zum Wirkungsgrad _{el}	6	27		4	
Wirkungsgrad Stromauskopplung im Mittel [Bereich]	14 (± 4) % [11 – 21 %]	10 (± 4) % [0 – 18 %]	-	11 (± 2) % [9 – 14 %]	11 (± 2) % [9 – 14 %]

Tab. 36: Wirkungsgrade deutscher MVAs mit Fernwärmeauskopplung(67)

Energieauskopplungs-konzept	Fernwärme	nur Prozessdampf
Anzahl der MVAs	38	19
davon mit Angaben zum Wirkungsgrad _{th}	35	10
Wirkungsgrad im Mittel [Bereich]	21 (± 12) % [0,26 – 54 %]	44 (± 19) % [5 – 73 %]

4.1.1 Berechnung der klimarelevanten Emission der Restabfallverbrennung nach IPCC

4.1.1.1 Klimarelevante CO₂-Emissionen

Für Restabfall geht das IPCC von folgenden Daten aus:

- 1.) Kohlenstoffgehalt von Restabfall: 33 – 50 % (FS), Standard-Wert: 40 % (FS)
- 2.) Fossiler Kohlenstoff als % des gesamten Kohlenstoffs: 30 – 50 %, Standard-Wert: 40 %
- 3.) Effektivität der Umsetzung: 95 – 99 %, Standard-Wert: 95 %
- 4.) Umrechnung von C (Molmasse 12) auf CO₂ (Molmasse 44) = Faktor 3,67

Unter Verwendung der Standardwerte beträgt der Gehalt an *fossilem* Kohlenstoff im Restabfall also (40 % · 40 % =) 16 % und erreicht maximal (50 % · 50 % =) 25 % der Frischsubstanz. Der Anteil an *regenerativem* C beträgt umgekehrt (40 % · 60 % =) 24 % bzw. maximal (50 % · 70 % =) 35 % der Frischsubstanz.

Aus den Standard-Werten errechnet sich die klimarelevante CO₂-Emission für die Restabfallverbrennung in Deutschland wie folgt:

$$\begin{aligned}\text{CO}_2\text{-Emission}_{\text{Restabfall}} [\text{Gg/a}] &= \text{IW}_{\text{Restabfall}} \cdot 40 \% \cdot 40 \% \cdot 95 \% \cdot 3,67 \\ &= \text{IW}_{\text{Restabfall}} \cdot 0,557\end{aligned}$$

Da CO₂ ein GWP von 1 hat, ist damit zugleich schon die klimarelevante Emission ermittelt: Nach IPCC werden je Mg verbrannten Restabfalls 557 kg fossiles CO₂ freigesetzt.

4.1.1.2 Klimarelevante Nicht-CO₂-Emissionen

Das wichtigste Nicht-CO₂-Treibhausgas für die Restabfallverbrennung ist Lachgas (N₂O). Das IPCC geht von einem N₂O-Emissionsfaktor für Rostfeuerungsanlagen von durchschnittlich 11 kg N₂O/Gg Abfall (trocken) aus (Bereich: 5,5 – 66). Für Drehrohröfen war kein Emissionsfaktor verfügbar, für Wirbelschichtöfen nur Werte aus Japan: 240 – 660 kg N₂O/Gg Abfall (nass). Daraus errechnet sich die klimarelevante N₂O-Emission für die Restabfallverbrennung in Deutschland nach Gleichung 5.12 für

- Rostfeuerungsanlagen bei einem TS-Gehalt des Abfalls von 75 % (Mittelwert nach Reimann, dort: 15 – 35 % Wasser (31):

$$\begin{aligned}\text{N}_2\text{O-Emission} &= \text{IW}_{\text{Restabfall}} [\text{Gg/a}] \cdot \text{EF}_{\text{Restabfall}} [\text{kg N}_2\text{O/Gg}] \cdot 10^{-6} \\ &= \text{IW}_{\text{Restabfall}} \cdot 0,75 \cdot 11 \cdot 10^{-6} \text{ kg N}_2\text{O/Gg Abfall} \\ &= \text{IW}_{\text{Restabfall}} \cdot 8,25 \cdot 10^{-6} \text{ kg N}_2\text{O/Gg Abfall}\end{aligned}$$

- Wirbelschichtöfen (Mittelwert der Werte aus Japan):

$$\begin{aligned}\text{N}_2\text{O-Emission} &= \text{IW}_{\text{Restabfall}} \cdot \text{EF}_{\text{Restabfall}} \cdot 10^{-6} \\ &= \text{IW}_{\text{Restabfall}} \cdot 450 \cdot 10^{-6} \text{ kg N}_2\text{O/Gg Abfall}\end{aligned}$$

Alternativ kann die N₂O-Emission für die Restabfallverbrennung in deutschen Anlagen nach Gleichung 5.13 berechnet werden. Hierfür sind die jeweiligen Emissionskonzentrationen und das spezifische Abgasvolumen heranzuziehen. Johnke (23) gibt für Einzelmessungen an Rostfeuerungsanlagen einen Konzentrationsbereich von 1 – 12 mg N₂O/m³ an und rechnet mit einem Durchschnitt von 1 – 2 mg/m³ (unten: 1,5) sowie einem mittleren spezifischen Abgasvolumen von 5.500 Nm³/Mg. Danach errechnet sich die N₂O-Emission von Rostfeuerungsanlagen wie folgt:

$$\begin{aligned}\text{N}_2\text{O-Emission}_{\text{Restabfall}} &= \text{IW}_{\text{Restabfall}} \cdot \text{EC}_{\text{Restabfall}} \cdot \text{FGV}_{\text{Restabfall}} \cdot 10^{-9} \\ &= \text{IW}_{\text{Restabfall}} \cdot 1,5 \cdot 5.500 \cdot 10^{-9} \\ &= \text{IW}_{\text{Restabfall}} \cdot 8,25 \cdot 10^{-6}\end{aligned}$$

Aus diesen Daten beträgt die N₂O-Emission für die Restabfallverbrennung in deutschen Anlagen auf 1 Mg Abfall bezogen für

- Rostfeuerungsanlagen 0,00825 mg N₂O/Mg Abfall
- Wirbelschichtofen (1 Anlage, Japan) 0,45 mg N₂O/Mg Abfall.

Diese Werte sind noch mit dem CO₂-Äquivalenzfaktor des IPCC von 296 für Lachgas zu multiplizieren. Danach beträgt die N₂O-Emission für die Restabfallverbrennung in deutschen Anlagen auf 1 Mg Abfall bezogen für

- Rostfeuerungsanlagen 2,4 mg CO₂-Äquivalente/Mg Abfall
- Wirbelschichtofen (1 Anlage, Japan) 133 mg CO₂-Äquivalente /Mg Abfall.

4.1.2 Modifizierung der IPCC-Standardwerte für die Restabfallverbrennung in Sachsen

In Abschn. 3.2.6 wurde der Versuch unternommen, einen Sachsen-spezifischen Restabfall zu modellieren. Anhand der verfügbaren Daten wurde abgeschätzt, dass der „mittlere Sachsen-Restabfall“ einen Kohlenstoffgehalt von 28 % (280 kg/Mg) aufweist, die zu 75 % aus regenerativen Quellen stammen. Der Heizwert wurde mit 8.500 MJ/Mg angesetzt.

Mit dem Auftraggeber wurde abgestimmt (72), für den Fall, dass keine spezifischen Input- und Emissionsdaten zur Verfügung stehen, den mittleren Ausbrandgrad von deutschen MVAs (vgl. Tab. 8) sowie den korrigierten Wert für C im Restabfall (28 % C, davon 25 % fossil, vgl. Abschnitt 3.2.6) und daraus resultierend CO₂ für die weitere Berechnung heranzuziehen.

Klimarelevante CO₂-Emission für die Restabfallverbrennung im Falle des Fehlens anlagenspezifischer Daten, bezogen auf 1 Mg:

$$\begin{aligned}\text{CO}_2\text{-Emission}_{\text{Restabfall}} &= 28 \% \cdot 25 \% \cdot 97,5 \% \cdot 44/12 \\ &= 250 \text{ kg CO}_2 \text{ fossil/Mg Restabfall} \\ &= \underline{\underline{250.250.000 \text{ mg CO}_2 \text{ fossil/Mg Restabfall.}}}\end{aligned}$$

4.1.3 Ergebnisse von Ökobilanz-Studien

Nach (73) bewegt sich das Klimaentlastungspotenzial für die Restabfallverbrennung im Bereich von –210 bis –220 kg CO₂-Äq./Mg Restabfall. Hierbei handelte es sich um Rostfeuerungsanlagen mit einem energetischen Wirkungsgrad von 20 % bei reiner Verstromung bzw. 8 % Verstromung plus 27 % Fernwärmebereitstellung ($\Sigma = 35 \%$).

4.1.4 Modellierung der Restabfallverbrennung in der MVA

Für alle Müllverbrennungsanlagen wurde eine Rostfeuerung unterstellt. Als Maßnahme der Emissionsminderung für NO_x wird entweder SCR oder SNCR eingesetzt. Tab. 19 auf Seite 32 gibt einen Überblick über diese beiden Verfahren.

Die Berechnung der klimarelevanten Emissionen bezogen auf die **funktionelle Einheit von 1 Mg Restabfall** erfolgt anhand der gemessenen Emissionskonzentrationen. Wo derartige Meßwerte nicht zur Verfügung standen, wurden sie modelliert (insbesondere MVA3). Des weiteren wurde beim Fehlen von Daten auf die Standardwerte von IPCC bzw. die mit dem Auftraggeber vereinbarten Standardwerte zurückgegriffen.

Als Standardwert für die Berechnung in EXCEL wird für den Anteil an regenerativem C im Input ($100 \% - 40 \% = 60 \%$) eingetragen. Dieser Wert kann bei Vorliegen anlagenspezifischer Daten überschrieben werden.

Das Berechnungsmodell arbeitet mit den unten genannten prozessspezifischen sowie emissionsbezogenen Daten.

Es fallen Lastschriften an für

- die Emission klimarelevanter Gase, für CO₂ bereinigt um den Anteil aus regenerativem C im Ersatzbrennstoff,
- den Verbrauch an Energieträgern (Gas, Heizöl, Strom) und
- den Verbrauch an Betriebsstoffen (Rauchgasreinigung).

Es fallen Gutschriften an für

- die Auskopplung von Energie (Strom, Fernwärme, Prozessdampf) und
- das Ausschleusen von Stoffen zur Verwertung (Fe, NE u.a.).

Weitere Details zu den Anlagenkonzepten werden im Folgenden dargestellt.

4.1.4.1 MVA1

Variante:	Rostfeuerung (in Anlehnung an MVA Bielefeld (32, 74))
Emissionsschutz:	Die MVA liegt emissionsseitig im oberen Viertel bundesdeutscher Anlagen. Die Abgasreinigung erfolgt mittels quasitrockener REA und SCR.
Energienutzung:	Die MVA verfügt über eine Kraft-Wärme-Auskopplung. Der thermische Wirkungsgrad (brutto) beträgt 19,0 %, der elektrische Wirkungsgrad (brutto) 11,1 %. Der ausgekoppelte Strom ersetzt überwiegend Mittel- und Spitzenlastkraftwerke (70 %). Die ausgekoppelte Wärme ist über den gesamten Betriebszeitraum absetzbar. Die Fernwärme der MVA1 ersetzt Fernwärme, die zu 80 % aus Steinkohle und zu 20 % aus Erdgas gewonnen wurde. Die Anlage liegt vom Energiekonzept her im Mittelfeld.
Reststoffe:	Die MV-Schlacken werden verwertet.

Tab. 37: Eingabedaten der MVA1; wenn nicht anders angegeben, bezogen auf Mg MVA-Input (= Restabfall)

Spezifische Kenngrößen				
Spezifisches Abgasvolumen (massenbezogen)		4.800	Nm³/Mg	
Spezifisches Abgasvolumen (energiebezogen)		0,564	Nm³/MJ	
Input				
Restabfall (funktionelle Einheit)		1	Mg FS	
Heizwert (Hu)		8.500	MJ/Mg	
Anteil C regenerativ am C-Gehalt des Restabfalls		75 ^{a)}	%	
Strom (Eigenbedarf)		90,0	kWh/Mg	
Gas (Stützfeuerung)		11,0	m³/Mg	
Heizöl (Stützfeuerung)		1,0	l/Mg	
Aktivkohle		0,16	kg/Mg	
Ca(OH) ₂ für RGR		6,00	kg/Mg	
NaOH für RGR		2,80	kg/Mg	
Ammoniak für SCR		0,62	kg/Mg	
Output				
Energie			Nettoabgabe	an Abnehmer
Strom	300 kWh/Mg		210 kWh/Mg	7.670 h/a
Substituierter Strom: Grundlast			100,0 %	
elektrischer Wirkungsgrad (brutto)			11,1 %	
Fernwärme	1.841 MJ/Mg		1.841 MJ/Mg	7.670 h/a
thermischer Wirkungsgrad (brutto)			19,0 %	
energetischer Gesamtwirkungsgrad (netto)			21,5 %	
Abfall zur Verwertung				
Schlacke				0,256 Mg/Mg
Fe				0,040 Mg/Mg
NE				0,000 Mg/Mg
Abfall zur Beseitigung (für Berechnung Transporte)				
# SAD/UTD				0,035 Mg/Mg
Emissionskonzentrationen		in mg/Nm³	Emissionen in mg/Mg Abfall	
CO ₂ -gesamt		208.542 ^{c)}	999.748.946	
CO ₂ -klimarelevant		52.135 ^{c)}	249.937.237	
Kohlenmonoxid (CO)		6,50	31.161	
Lachgas (N ₂ O)			0,008 ^{e)}	
Stickoxide NO _x (als NO ₂)		29,20	139.985	
Rest-NM VOC		0,10 ^{d)}	479	
Ammoniak (als NH ₃)		0,12	575	
a) siehe Abschn. 3.2.6.2			b) siehe Abschn. 4.1.2	
c) Berechnung: 280 kg C/Mg, 4.800 m³/Mg, 97,5 % Ausbrand = 208.542 mg CO ₂ /m³, davon 25 % fossil; Stützfeuerung Gas (fossil) + 559 mg/m³ aus Heizöl (fossil) werden separat berechnet			d) TOC, halbe Nachweisgrenze	
			e) nach IPCC-Richtlinie, Standardwert für Rostfeuerungsanlagen	

Die obigen Betriebsdaten (außer CO₂) sind bezogen auf einen Input von MVA1 (Hu = 12.500 MJ/Mg) und stellen für niedrigere Heizwerte eine eher konservative Betrachtung dar. Es wurde davon ausgegangen, dass der Bedarf für die Energieversorgung (z.B. Strom für Saugzuggebläse) heizwertproportional abnimmt. Für andere Betriebsmittel wird dies nicht in diesem Umfang der Fall sein (Betriebsmittel für Rauchgasreinigung).

4.1.4.2 MVA2

Variante:	Rostfeuerung (in Anlehnung an MVB Borsigstraße, Hamburg (siehe (75)))
Emissionsschutz:	Die MVA liegt im oberen Viertel bundesdeutscher Anlagen. Die Abgasreinigung erfolgt mittels Flugstromadsorption, Verdampfungskühler, Gewebefilter, zweistufiger HCl-Wäsche, SO ₂ -Wäsche und Nass-Elektrofilter. Die NO _x -Minderung erfolgt bereits in der Feuerung durch Eindüsung von Ammoniakwasser. Das abgeschiedene HCl wird gereinigt, aufkonzentriert und verkauft.
Energienutzung:	Es wird Heißdampf ausgekoppelt. Nach Abzug der für den Eigenbedarf der Anlage benötigten Dampfmenge (etwa 15,2 % bezogen auf den Energie-Input) wird der erzeugte Dampf ganzjährig in das benachbarte HKW (16-bar-Schiene) zur Nutzung bei industriellen und kommunalen Verbrauchern eingespeist. Der Dampf aus der MVA2 deckt die Grundlast im 16-bar-Dampfnetz, Lastspitzen werden durch die Einspeisung von Dampf aus einem erdgasbefeuerten Mitteldruck-Kessel am Standort ausgeglichen. Der Strombedarf von MVA2 beträgt 10,6 kWh/1.000 MJ Abfall. Der Wirkungsgrad der energetischen Verwertung (thermisch plus elektrisch) beträgt 62,4 % (netto).
Reststoffe:	Die MV-Schlacken werden aufbereitet und nach mindestens dreimonatiger Lagerung im Straßenbau verwertet.

Tab. 37 gibt die verwendeten Eingabedaten für die MVA1, Tab. 38 für die MVA2 wieder.

Die Gutschrift für die ausgekoppelte Fernwärme wurde über die Emissionen der Fernwärmebereitstellung am Standort berechnet. Anhand der Bilanzdaten aus der verwendeten Studie zur MVB ((75) dort Anhang, Tabelle 1-5) wurde der verdrängte Steinkohlekessel modelliert (vgl. Tab. 98). Die Gutschrift für die erzeugte Salzsäure wurde über Chlor modelliert, da in GEMIS keine Daten zur Salzsäure zur Verfügung standen (vgl. Tab. 34).

Tab. 38: Eingabedaten der MVA2; Bezug: Mg MVA-Input, wenn nicht anders angegeben
 Anmerkung: zur Modellierung wurden die Daten für Energiebedarf und –auskopplung, die für die Verbrennung von DSD-Kunststoff berechnet wurden, für den niedrigeren Heizwert von Restabfall extrapoliert

Spezifische Kenngrößen				
Spezifisches Abgasvolumen (massenbezogen)		4.800 ^{a)}	Nm³/Mg	
Spezifisches Abgasvolumen (energiebezogen)		0,564	Nm³/MJ	
Input				
Restabfall (funktionelle Einheit)		1	Mg FS	
Heizwert (Hu)		8.500	MJ/Mg	
Anteil C regenerativ am C-Gehalt des Restabfalls		75 ^{b)}	%	
Strom (Eigenbedarf)		90	kWh/Mg	
Dampf (Eigenbedarf)		siehe Nettoabgabe		
Aktivkohle		0,16	kg/Mg	
Ca(OH)₂ für RGR		0,42	kg/Mg	
NaOH für RGR		23,20	kg/Mg	
Ammoniakwasser/Hydroxylamin (NH₄OH/NH₂OH für DeNOx) ^{c)}		34,65	kg/Mg	
Output				
Energie		<i>Nettoabgabe an Abnehmer</i>		
Strom	-0,31 ^{d)} kWh/Mg	-90,41 kWh/Mg	8.760 h/a	
Verbraucher Strom: Grundlast		100,0 %		
elektrischer Wirkungsgrad (netto)		-3,8 %		
Fernwärme	k.A. MJ/Mg	5.950 MJ/Mg	8.760 h/a	
thermischer Wirkungsgrad (netto)		70,0 %		
energetischer Gesamtwirkungsgrad (netto)		62,4 %		
Abfall zur Verwertung				
Salzsäure (HCl) (30 %ig)		0,04 kg/Mg		
Schlacke		0,062 Mg/Mg		
Fe		0,0065 Mg/Mg		
NE		0,000 Mg/Mg		
Abfall zur Beseitigung (für Berechnung Transporte)				
# SAD/UTD		0,012 Mg/Mg		
Emissionskonzentrationen		in mg/Nm³	Emissionen in mg/Mg Abfall	
CO₂-gesamt		208.542 ^{e)}	999.748.750	
CO₂-klimarelevant		52.135 ^{e)}	249.937.188	
Kohlenmonoxid (CO)		5,5	26.367	
Lachgas (N₂O)			0,008 ^{f)}	
Stickoxide NOx (als NO₂)		92,5	443.445	
Rest-NM VOC		0,1 (TOC)	479	
Ammoniak (als NH₃)		0,12 ^{g)}	575	
a) wie MVA1		b) modelliert in Abschn. 3.2.6.2		
c) modelliert als Ammoniakwasser, mit 40 % NH₃		d) Der substituierte Dampf hat auch noch Strom erzeugt, muss also hier als Lastschrift abgezogen werden.		
e) Berechnung: 280 kg C/Mg, 4.800 m³/Mg, 97,5 % Ausbrand = 208.542 mg CO₂/m³, davon 25 % fossil		f) nach IPCC-Richtlinie, Standardwert für Rostfeuerungsanlagen		
g) angenommen				

4.1.4.3 MVA3

Variante:	Rostfeuerung (Modellanlage)
Emissionsschutz:	Die MVA hält die Grenzwerte der 17. BImSchV ein (halbe Grenzwerte), vgl. Tab. 39. Die Abgasreinigung erfolgt mittels quasitrockener REA und SCR.
Energienutzung:	Die MVA koppelt lediglich Strom aus. Dieser ersetzt nicht den deutschen Strommix, sondern Strom aus Grundlastkraftwerken (100 %). Der elektrische Wirkungsgrad (brutto) beträgt 22,7 %, der energetische Gesamtwirkungsgrad 10,7 %.
Reststoffe:	Die MV-Schlacken werden verwertet. Es wird kein Dosenschrott abgetrennt und verwertet.

Tab. 39: Klimarelevante Grenzwerte der 17. BImSchV und daraus abgeleitete Emissions-Eingabedaten der MVA3

Parameter	Grenzwert 17. BImSchV (Tagesmittelwert)	Eingabewert
TOC	10 mg/Nm ³	5 mg/Nm ³
CO	50 mg/Nm ³	25 mg/Nm ³
NOx	200 mg/Nm ³	100 mg/Nm ³
Ammoniak (als NH ₃)		3 mg/Nm ^{3*}
weitere		wie MVA1
* angenommener Ammoniak-Schlupf nach ((30), Tab. VI.2)		

Die folgende Tabelle gibt die verwendeten Eingabedaten für die MVA3 wieder.

Tab. 40: Eingabedaten der MVA3; wenn nicht anders angegeben, bezogen auf Mg MVA-Input (= Restabfall)

Spezifische Kenngrößen		
Spezifisches Abgasvolumen (massenbezogen)	4.800	Nm³/Mg
Spezifisches Abgasvolumen (energiebezogen)	0,564	Nm³/MJ
Input		
Restabfall (funktionelle Einheit)	1	Mg FS
Heizwert (Hu)	8.500	MJ/Mg
Anteil C regenerativ am C-Gehalt des Restabfalls	75 ^{a)}	%
Strom (Eigenbedarf)	150	kWh/Mg
Gas (Stützfeuerung)	12,0	m³/Mg
Heizöl (Stützfeuerung)	2,0	l/Mg
Aktivkohle	0,16	kg/Mg
Ca(OH) ₂ für RGR	3,00	kg/Mg
NaOH für RGR	1,40	kg/Mg
Ammoniak für SCR	0,62	kg/Mg
Output		
Energie		<i>Nettoabgabe an Abnehmer</i>
Strom	535 kWh/Mg	385 kWh/Mg 8.760 h/a
elektrischer Wirkungsgrad (brutto)		22,7 %
Substituierter Strom: Grundlast		100,0 %
thermischer Wirkungsgrad (brutto)		-4,8 %
energetischer Gesamtwirkungsgrad (netto)		10,7 %
Abfall zur Verwertung		
Schlacke		0,256 Mg/Mg
Fe		0,000 Mg/Mg
NE		0,000 Mg/Mg
Abfall zur Beseitigung (für Berechnung Transporte)		
# SAD/UTD		0,035 Mg/Mg
Emissionskonzentrationen	in mg/Nm³	Emissionen in mg/Mg Abfall
CO ₂ -gesamt	208.542 ^{b)}	999.748.750
CO ₂ -klimarelevant	52.135 ^{b)}	249.937.188
Kohlenmonoxid (CO)	25,0 ^{c)}	119.850
Lachgas (N ₂ O)		0,008 ^{d)}
Stickoxide NO _x (als NO ₂)	100,0 ^{c)}	479.400
Rest-NM VOC	5,0 ^{c)}	23.970
Ammoniak (als NH ₃)	3 ^{e)}	14.382

a) modelliert in Abschn. 3.2.6.2

b) Berechnung: 280 kg C/Mg, 4.800 m³/Mg, 97,5 % Ausbrand = 208.542 mg CO₂/m³, davon 25 % fossil; Stützfeuerung Gas (fossil) + 559 mg/m³ aus Heizöl (fossil) werden separat berechnet

c) halbe Tagesmittelwerte 17. BImSchV

d) nach IPCC-Richtlinie, Standardwert für Rostfeuerungsanlagen

e) angenommener Ammoniak-Schlupf nach (30, Tab. VI.2)

4.1.5 Herkunft und Qualität der Daten

Für die Berechnung der klimarelevanten Emissionen der Restabfallverbrennung in der MVA wurden drei Anlagen berechnet bzw. modelliert:

MVA1

Für die MVA1 wurden Daten der MVA Bielefeld herangezogen; sie sind größtenteils in den jährlich veröffentlichten Umweltberichten enthalten (32). Angaben zum Betriebsmittelverbrauch sowie zur Verwendung der erzeugten Energie/Fernwärme entstammen einer schriftlichen Mitteilung des Immissionsschutzbeauftragten der MVA Bielefeld (74).

Die Datenqualität ist sehr gut.

MVA2

Für die MVA2 wurden Daten der Ökobilanz-Studie des Fraunhofer-Instituts für Verfahrenstechnologie und Verpackung für die MVB Borsigstraße in Hamburg herangezogen (75) und an den veränderten Input angepasst (niedrigerer Heizwert). Die dort verwendeten Daten zur Anlage entstammen überwiegend Betreiberangaben.

Die Datenqualität ist gut bis sehr gut.

MVA3

Die MVA3 wurde modelliert, um ungünstigere Annahmen als für die MVA1 zu simulieren. So wurde emissionsseitig die Einhaltung der Grenzwerte der 17. BImSchV (halbe Grenzwerte) unterstellt, was sich in einem reduzierten Betriebsmittelverbrauch (Ca(OH)_2 für RGR) niederschlägt. Außerdem wurde lediglich eine Auskopplung von Strom angesetzt, nicht aber von Wärme oder Prozessdampf.

Die Datenqualität ist mittel.

4.2 MBA und Deponierung des Rotterückstandes (Splitting-MBA)

Diese Verfahrenskombination beinhaltet folgende Verfahrensmodule; die Verwertungsmodule sind alternativ zu aktivieren.

- Splitting-MBA inkl. Ersatzbrennstoffaufbereitung
- energetische Verwertung der hochkalorischen Fraktion im Zementwerk
- energetische Verwertung der hochkalorischen Fraktion im Kraftwerk
- Verwertung der hochkalorischen Fraktion im SVZ
- thermische Behandlung der Schwergutfraktion in einer MVA (siehe Abschnitt 0)
- Ablagerung der Deponiefraktion auf einer Reststoff-Deponie.

4.2.1 Modul Splitting-MBA

4.2.1.1 Stoffflüsse von MBA-Splitting-Anlagen

Aus dem Betrieb der technischen MBAs, deren Behandlungsziel ein Splitting des Restabfalls in mehrere Fraktionen, darunter auch mindestens eine heizwertreiche Fraktion, ist, liegen einige Erfahrungen vor, wie sich Stoffströme qualitativ und quantitativ ergeben könnten. Allerdings sind diese Erfahrungen an Anlagen gewonnen worden, die **vor** Inkrafttreten der AbfAbIV in Betrieb gegangen sind und deren Hauptziel die Erzeugung einer ablagerungsfähigen Rottefraktion ist.

Hier hilft zuerst ein Blick auf die Anlagen in Österreich. Dort wurde vor Jahren mit der Deponieverordnung (76) und dem Altlastensanierungsgesetz (AlSaG) (77) ein finanzieller Anreiz geschaffen, den Organikgehalt/Heizwert im Deponiegut zu minimieren. So müssen abzulagernde, unvorbehandelte Abfälle spätestens ab dem 01.01.2004 einen TOC-Gehalt < 5 % (TS) einhalten, mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle dürfen nur mit einem oberen Heizwert (H_o) < 6.000 MJ/Mg abgelagert werden. Zusätzlich belegt das AlSaG die Ablagerung von Abfällen mit einer Abgabe (78). Die auf Deponiegut zu entrichtenden Beiträge wurden in den letzten Jahren sukzessive erhöht und können ab 2004 im höchsten Fall 1.400 öS/Mg (ca. 100 €/Mg) Deponiegut AlSaG-Beitrag betragen (zusätzlich zur Ablagerungsgebühr). Tab. 41 zeigt eine Gegenüberstellung von Stoffflussanalysen an österreichischen MBAs und eine Modellierung österreichischer Anlagen.

Betrachtet man die „brennbaren Stoffströme“ (leicht + schwer) aus den gezeigten Beispielen, so liegen die Anteile der heizwertreichen Fraktionen bei den Anlagen ohne Klärschlamm-Input zwischen **ca. 53 % und 62 %** des Inputs. Für die Anlagen mit Klärschlamm-Input (Aich-Assach, Zell am See und Allerheiligen) erniedrigt sich der Output an heizwertreichen Fraktionen auf 28 bis 31 % des Inputs.

Für die Deponiefraktion kehrt sich das Bild um: Die Anlagen ohne Klärschlamm-Verarbeitung setzen deutlich weniger als 20 % ihres Inputs als Deponiefraktion frei, während die Klärschlamm-verarbeitenden Anlagen 24 bis 36 % des Inputs als Deponiefraktion ausschleusen.

Tab. 41: Übersicht über Stoffflüsse von Outputfraktionen österreichischer MBAs in kg, ausgehend von 1.000 kg Inputmaterial (FS); fehlende Mengen zu 1.000 Mg (z.B. Störstoffe) sind nicht ausgewiesen

* 18,7 % des Inputs sind Klärschlamm (= KS), 7,3 % Grünschnitt (Häckselgut)

** 25 % des Inputs ist Klärschlamm (= KS)

*** 20 % des Inputs ist Klärschlamm (= KS)

Fraktion	Aich-Assach* (79)	Aller-heiligen** (80)	Zell am See*** (80)	Kufstein (80)	Lahl et al. (81)	Mittelwert alle	Mittelwert ohne KS-Input
Heizwertreiche Fraktion(en)	309	314	279	621	525	410	573
davon Leichtfraktion	309	113	249	382	525	316	454
davon heizwertr. Fr. aus Schwerfraktion ¹	-	201	30	239	-	157	239
Deponiefraktion	235	319	357	179	167	251	173
Fe-Metalle	10	11	23	11	15	14	13
Rotteverlust	431	356	341	189	290	321	240

¹ Siebschnitt nach Rotte

Für Deutschland wird sich dieses Bild leicht modifizieren, da über die statistischen Ausreißerregelungen in der AbfAbIV (82) und der Wahlfreiheit zwischen einzuhaltendem Ho- bzw. alternativ TOC-Wert ein höherer Anteil an Deponiefraktion als bei den österreichischen Anlagen möglich erscheint.

Tab. 42 zeigt eine Aufstellung von Stoffflussanalysen an deutschen MBAs (Splitting-Anlagen) aus dem Zeitraum 1999/2000, also vor Inkrafttreten der AbfAbIV. Danach variierte der Anteil der heizwertreichen Fraktion von 32 bis 48 % und lag im Mittel bei 39 %. Der Anteil der erzeugten Deponiefraktion lag im Mittel bei 34 % mit einer Spannweite von 29 bis 41 % des Inputs (jeweils ohne Erbenschwang, da dort nur Probetrieb).

Nach Fricke et al. (83) können die Stabilitätsparameter der AbfAbIV durch Feinabsiebung bei Siebschnitten von ca. 40 mm nach biologischer Behandlungsstufe eingehalten werden. Diese Fraktion entspricht einem Anteil von ca. 35 – 45 % des Anlageninputs. Die zusätzlich einzuhaltenden Parameter TOC/Glühverlust sind damit jedoch nicht gleichzeitig sicher einzuhalten. So weist die Deponiefraktion z.B. der Anlage Bassum einen Glühverlust von 30 – 35 Gew.-%, die der Anlage Quarzbichl von 40 Gew.-% auf (79). Für Glühverluste von 30 – 40 % bewegt sich der korrespondierende TOC-Gehalt im Bereich von 12 – 22 % TS (84). TOC-Gehalte oberhalb von 16 % korrelieren mit Ho-Werten oberhalb von 8.000 MJ/Mg (85)

und liegen damit außerhalb der Ausnahmeregel nach AbfAbIV. Das Verhältnis von Deponiefraktion zu hochkalorischer Fraktion wird sich daher zukünftig doch eher zugunsten der hochkalorischen Fraktion entwickeln (müssen), was bei der Anlagenmodellierung zu berücksichtigen ist.

Tab. 42: Übersicht über Stoffflüsse von Outputfraktionen deutscher MBAs (Splitting-Anlagen), in kg, ausgehend von 1.000 kg Inputmaterial Restabfall (FS) (79)

Splitting-Anlage	Erben- schwang@	Bassum	Lüneburg	Wetterau	Biberach/ Reinstetten	Düren (Horm), gepl.	Quarzbühl	Mittelwert©
Heizwertreiche Fraktion(en)	182	410	330	316	334	461	480	389
<i>davon hochkalorisch</i>	182	410	330	316	<i>171</i>	<i>355</i>	<i>280</i>	<i>269*</i>
<i>davon mittelkalorisch</i>	-	-	-	-	<i>163</i>	<i>106</i>	<i>200</i>	<i>156*</i>
Deponiefraktion	700	340	410	310	371	302	290	337
Fe-Metalle	27	10	20	19	14	12	30	18
Rotte-/Wasserverlust	91	210	210	305	229	225	200	230

@ vorläufig, aus dem Probetrieb © ohne Erbenschwang * nur kursive Werte

Als Konsequenz der seit 01.03.2001 in Kraft befindlichen Verordnungen zur Siedlungsabfallentsorgung (insbesondere AbfAbIV und 30. BImSchV (43)) ist für eine zukünftig genehmigungsfähige Splitting-MBA davon auszugehen, dass neben einer Deponiefraktion mindestens eine weitere, nämlich eine heizwertreiche Fraktion, ausgeschleust werden wird, die energetisch verwertet oder thermisch behandelt werden **muss**. Im Folgenden wird davon ausgegangen, dass diese heizwertreiche Fraktion **vor** der biologischen Behandlung abgetrennt wird. Die biologische Behandlung dient lediglich dazu, eine ablagerbare Deponiefraktion zu erreichen. Konzepte, in denen nach der Intensivrotte noch einmal eine heizwertreiche Fraktion abgesiebt wird, werden hier nicht berücksichtigt.

Wird die ausgeschleuste heizwertreiche Fraktion in einer MVA behandelt, ist keine weitere Aufbereitung erforderlich. Soll die heizwertreiche Fraktion energetisch verwertet werden, ist sie je nach Abnehmer (Zementwerk, Kraftwerk oder SVZ) weiter aufzubereiten (Ersatzbrennstoff-Herstellung). Entsprechend den Anforderungen der verwertenden Anlage werden Fe-/NE-Metalle, Störstoffe und eine Schwerfraktion ausgeschleust. Tab. 43 zeigt die Hauptqualitäten von Ersatzbrennstoffen für verschiedene Verwertungswege (86).

Tab. 43: Hauptqualitäten von Ersatzbrennstoffen (86)

	Anforderung	Aufbereitungs-schritte	Verwertungsweg
Qualität 1 Durch Siebung abgetrennte Fraktion aus Haus- und Gewerbeabfällen (Heizwertreiche Fraktion einer MBA)	• Heizwert > 11.000 MJ/Mg • ggf. Korngröße, z.B. < 300 mm	• ggf. Ausschluss ungeeigneter Inputströme • Nachzerkleinerung, Siebung	Müllverbrennungsanlagen mit Verwerterstatus, Pyrolyseanlagen etc.
Qualität 2	• Schwerstoffentfrachtet • Metallfreiheit • Größtkorn 20 bis 50 mm	• Siebter (Windsichter, Setzherd etc.) • Fe-/Ne-Scheider • Feinzerkleinerung (Schneidmühle, Granulatoren)	Wirbelschichtanlagen (Verbrennungsanlagen, Zementwerk Rüdersdorf) Hochofen
Qualität 3	• Definierte, geringe Korngröße (z.B. < 20 mm) zur Verbesserung des Transportverhaltens (rieselfähig, flugfähig); realisierbar durch Anpelletierung	• Pelletierung	Zementwerke, Braunkohlekraftwerke
Qualität 4	• Definierter (hoher) Heizwert	• Trocknung (Trommel-, Band-, Etagentrockner, ggf. biologische Trocknung vor der Aufbereitung)	Zementwerke
Qualität 5	• Brennstoff in kompakter Form mit definierten Anforderungen	• Pelletierung, ggf. Brikettierung	SVZ Schwarze Pumpe

4.2.1.2 Emissionsstandard Splitting-MBA

Mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlagen emittieren über den Abluftpfad beträchtliche Mengen an Organik, darunter auch Methan, sowie Ammoniak und Lachgas. Letzteres wird nicht nur während der Rotte gebildet, sondern im Rohgas der MBA vorhandenes Ammoniak kann weiterhin zur Bildung von Lachgas im Biofilter führen. Zudem hemmt Ammoniak den mikrobiologischen Abbau und damit die Reinigungsleistung im Biofilter (87, 88). In der Rotte bereits gebildetes Lachgas kann vom Biofilter in der gegenwärtig betriebenen Form nicht abgebaut werden (89).

Der Lachgas-Emissionsfaktor für Biofilter hinter MBA bewegt sich nach Messungen an vier Anlagen (Rottedauer < 1 bis 16 Wochen) im Bereich von 5 bis 745 g N₂O/Mg Frischsubstanz und liegt damit im gleichen Bereich wie die Abluft aus der Bioabfallkompostierung (88).

Tab. 44: Emissionsfaktoren für Lachgas und Methan für MBAs (3 Anlagen) (88)

	Lachgas in g N ₂ O/Mg FS		Methan in g CH ₄ /Mg FS	
	min.	max.	min.	max
Rohgas vor Biofilter	9	241	287	8.621
Reingas hinter Biofilter	26	474	307	8.750
Kompostierung	3 – 13	11 – 242	81 – 326	718 – 5.067

Clemens und Cuhls (88) schätzen, dass bei vollständiger mechanisch-biologischer Behandlung der zur Zeit unbehandelt abgelagerten Restabfallmengen im Jahr 2005 der Anteil der Lachgas-Emission aus der MBA bis zu 5 % und der von Methan bis zu 3 % an der Gesamtemission in Deutschland betragen kann.

Aus Gründen des Immissions- und Klimaschutzes enthält die 30. BImSchV in § 6 Emissionsgrenzwerte für die Abluft von MBA. Nach dem derzeitigen Entwicklungsstand der MBA und MBS stellen die folgenden Emissionsgrenzwerte (Monatsmittelwerte definiert als Frachten) die maßgeblichen bzw. limitierenden Faktoren für die Verfahrenstechnik dar:

- Distickstoffoxid (Lachgas)*: 100 mg/Mg
- Organische Stoffe (als Gesamtkohlenstoff)* 55 mg/Mg
- Geruchsstoffe 500 GE/m³

(* Monatsmittelwerte, definiert als Frachten bezogen auf die Einsatzstoffmenge).

Zur Zeit sind als Abluftbehandlungstechniken für die Abluft aus der mechanisch-biologischen Behandlung Wäscher mit anschließendem geschlossenem Biofilter verfügbar. Allerdings macht bereits der Grenzwert für Gesamtkohlenstoff einschließlich Methan eine thermische Abluftbehandlung – zumindestens für Teilströme der MBA-Abluft – zwingend erforderlich. Dazu ist es wichtig, die entstehenden Abluftmengen im Vergleich zu derzeit bestehenden MBA stark zu reduzieren, von derzeit teilweise > 10.000 m³/Mg auf Werte zwischen 3.000 und 5.000 m³/Mg.

Zwecks Einhaltung der Grenzwerte der 30. BImSchV werden MBAs zukünftig mit einer thermischen Abgasbehandlung auszustatten sein. Auf dem Markt etablieren sich derzeit thermisch-regenerativen Abgasbehandlungsanlagen (RTO) (90). Tab. 45 zeigt die nach RTO für die MBA zu erwartenden Reingaskonzentrationen. Die Daten stammen aus einem Untersuchungsprogramm für eine RTO-Anlage der Firma Herhof an der Mechanisch-biologischen Stabilisierungsanlage (MBS) Rennerod. Die Abnahmemessung an der MBS Dresden lag bis Redaktionsschluß noch nicht vor. Mangels verfügbarer Messungen an Splitting-Anlagen wird auch für MBA auf diese Meßwerte zurückgegriffen.

Tab. 45: Reingasmessungen (nur klimarelevante Parameter) an der MBS Rennerod

Reingas		MBS Rennerod (91)	Bemerkung
CO ₂ -gesamt	%	0,7	Reingas (Kontimessung)
CO ₂ -klimarel.	mg/Nm ³	617	errechnet aus CO ₂ -gesamt
Methan	mg/Nm ³	0,5	Reingas (Kontimessung)
CO	mg/Nm ³	8,4	Reingas (Kontimessung)
N ₂ O	mg/Nm ³	2	< NWG
NO _x (als NO ₂)	mg/Nm ³	30,7	Reingas (Kontimessung)
Rest-NMVOG	mg/Nm ³	2,3	gemessen als TOC
CCl ₂ F ₂ (R12)	mg/Nm ³	0,04*	Reingas
Ammoniak	mg/Nm ³	9,7	Abnahmemessung
Gesamt-C	mg/Nm ³	2,4	Abnahmemessung (Silicagel)
Gesamt-C	mg/Nm ³	10	genehmigter Wert

* Mittelwert 6 Messungen

Die RTO kann mittlerweile als Stand der Technik der Abluftreinigung bei mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen gelten. Andere Verfahren, insbesondere einfache Biofilter, sind nicht in der Lage, die Abluftgrenzwerte der 30. BImSchV sicher einzuhalten (s.o.). Allerdings können auch thermische Abluftbehandlungsverfahren bei höheren Ammoniakkonzentrationen in der Abluft eine Lachgasquelle darstellen (89).

4.2.2 Modul Zementwerk

Bundesweit sind derzeit 66 Zementöfen in Betrieb, 44 Anlagen verfügen auch über eine Klinkererzeugung. Von diesen 44 Anlagen können 31 Ersatzbrennstoffe (EBS) einsetzen. Der Anteil der Feuerungswärmeleistung, der über den Einsatz von EBS abgedeckt werden darf, reicht von 10 – 90 % (Median: 60 %) (92).

Die bislang genehmigte Gesamtkapazität zur Abfallmitverbrennung in deutschen Zementwerken beläuft sich auf 2.673.600 Mg/a bei Volllastbetrieb (8.000 h/a) (92). Setzt man einen realistischen Betrieb von 7.000 Jahresbetriebsstunden an (d.h. knapp 2,3 Mio. Mg/a) und zieht die bereits ausgeschöpften Mengen ab, verbleibt rein rechnerisch eine Kapazität von 1,3 Mio. Mg/a. Allerdings ist unklar, wie sich dieser Bereich insgesamt entwickeln wird. Der Absatz von Ersatzbrennstoffen aus Restabfall steht in Absatzkonkurrenz zu den hochwertigen Abfällen aus dem Gewerbe (93). Insgesamt dürften die inländischen Absatzmöglichkeiten für Ersatzbrennstoffe aus Siedlungsabfällen in der Zementindustrie eher bei maximal 1 Mio. Mg/a liegen.

4.2.2.1 Verfahrensüberblick und technischer Standard

Weltweit stehen zur Zementklinkerproduktion drei Verfahren zur Verfügung. Je nach Aufbereitung des Rohmehls unterscheidet man zwischen dem Nass-, dem Halbtrocken- und dem Trockenverfahren, welches den vergleichsweise niedrigsten spezifischen Energieverbrauch aufweist.

Den größten Anteil an der Klinkerherstellung in Deutschland hat das **Trockenverfahren**. Dabei werden die Rohmaterialien – Kalk (CaCO_3), Sand (SiO_2), Ton (Al_2O_3) und Eisen (Fe_2O_3) – zunächst in einer Mahltrocknung getrocknet und staubfein aufgemahlen. Das so entstandene Rohmehl wird im Zyklonvorwärmer im Gegenstrom unter Nutzung der Energie der Ofenabgase auf ca. 850 – 1000°C aufgeheizt, dabei getrocknet, entwässert und das CO_2 aus dem Kalkstein (CaCO_3) ausgetrieben. Den Vorgang der Entsäuerung des Calciumcarbonats bezeichnet man auch als „Calcinierung“.

Im Anschluß daran wird das aufgeheizte Rohmehl („Heißmehl“) bei 1.000°C dem Drehrohrofens aufgegeben und durch dessen Rotation durch den Ofen transportiert. Dabei wird es innig vermischt, und über einen mehrstufigen Reaktionsprozess entsteht der Zementklinker. Am Ofenauslauf befindet sich die Flamme, die sog. Primärfeuerung. Durch deren über 2.000°C heiße Verbrennungsgase wird der Klinker bei 1.450°C fertiggebrannt, wobei verschiedene Klinkermineralphasen entstehen. Diese befinden sich noch in einem instabilen hochreaktiven Zustand und müssen schnell abgekühlt werden. Dies passiert in der sog. Vorkühlzone am Ende des Drehofens sowie im sog. Klinkerkühler. Anschließend wird der Zementklinker unter Zusatz von u.a. Calciumsulfat (Gips/Anhydrit) zu Zement gemahlen. Es ist zu unterscheiden zwischen Verbundbetrieb und Direktbetrieb. Im Verbundbetrieb wird das Abgas nach dem Vorwärmer zum Trocknen des Mahlgutes verwendet und anschließend entstaubt. Im Direktbetrieb ist die Rohmühle außer Funktion, das Abgas wird im Verdampfungskühler mit Wasser gekühlt und direkt der Entstaubungsanlage zugeführt.

Die Abgasreinigung erfolgt bei Zementwerken in der Regel nur mittels Staubabscheidung. Ein Großteil der persistenten Schadstoffe (Schwermetalle) der Ofenabgase lagert sich im Vorwärmer und in der Mahltrocknung an das kalkhaltige Rohmehl an, das somit wie eine trockensorptive Rauchgasreinigung fungiert. Der mit dem Ofenabgas ausgetragene Rohmehlstaub wird über Staubfilter abgeschieden und im System zurückgeführt.

In Deutschland werden überwiegend Drehrohröfen mit mehrstufigen Zyklonvorwärmern eingesetzt. Moderne Zyklonvorwärmer sind neben der Primärfeuerung noch mit einer Sekundärfeuerung mit gesondertem Verbrennungsraum (Calcinator) ausgestattet. Die Klinkerkapazität deutscher Zementwerke mit Zyklonvorwärmeröfen mit ($n = 32$) oder ohne Calcinator ($n = 13$) beträgt 71.300 bzw. 34.800 Mg/d und ihr Anteil an der Gesamtklinkerkapazität in Deutschland damit rund 85 % (94). An zweiter Stelle folgen die Lepol-Öfen ($n = 18$) mit einer Klinkerkapazität von 18.610 Mg/d (14,7 %).

Die Herstellung von Zementklinker ist ein energieintensiver Prozess. Der **Bedarf an elektrischer Energie** beträgt rund 90 – 130 kWh/Mg Zement (94), was umgerechnet einem Bedarf von **72 – 104 kWh/Mg Klinker** entspricht.

Tab. 46: Massenbilanz der Klinker- bzw. Zementherstellung, bezogen auf 1 Mg Klinker

	nach BRef (95)	nach (94)
Input		
Rohmaterial	1.533 kg	1.550 kg
Brennstoff	84 kg	120 kg
Luft	1.312 kg	
elektrische Energie	72 – 104 kWh/Mg Klinker*	90 – 130 kWh/Mg Zement
<i>Gips, Schlacke, Flugasche für Zement</i>	333 kg	250 kg
Output		
Klinker	1.000 kg	
CO ₂	800 kg	870 kg
	• 539 kg vom Rohmaterial • 261 kg vom Brennstoff	
Zement	1.333 kg	1.250 kg

* errechnet aus Angabe für Zement

Der spezifische **thermische Energiebedarf** zur Herstellung von einer Tonne Zementklinker beträgt für deutsche Werke **im Mittel rund 3.600 MJ**. Dieser Wert variiert jedoch je nach Verfahren und Anlagenstandard. Zementwerke, die nach dem veralteten Nassverfahren betrieben werden (Belgien), weisen beispielsweise einen beinahe doppelt so hohen spezifischen Energieverbrauch auf wie Zementwerke, die nach dem modernen Trockenverfahren betrieben werden. So beträgt die Spannweite des spezifischen Energieverbrauchs für die Klinkerherstellung in Europa nach EIPPCB (96) < 3.000 - 5.000 MJ/Mg Produkt. Der BAT-Standard aus den BRefs der IPPC-Richtlinie (BRef = **BAT Reference Documents**, sog. „BVT-Merkblätter“ für alle wesentlichen Anlagenarten des Anhangs I der IVU-RL) nennt hier 3.000 MJ/Mg (95), nach dem strengerem Stand der Technik (97) dürften Werte unter 3.000 MJ/Mg erreichbar sein (vgl. Tab. 47). Dies belegt auch die Angabe des Europäischen Zementverbandes Cembureau, der im Jahr 1997 schon von einer erreichbaren Spannweite von 2.900 - 3.200 MJ/Mg berichtete (98). Der BRef für Zementwerke ist Anfang Januar 2002 von der Europäischen Kommission offiziell verabschiedet worden (99). Nach Angaben des VDZ aus dem Jahr 1996 soll der spezifische Energieverbrauch bis zum Jahr 2005 in allen Bundesländern sogar auf 2.800 MJ/Mg Klinker gesenkt werden (100).

Tab. 47: Spannweite des in Europa gegebenen Umweltschutzstandards an Zementwerken (klimarelevante Daten) sowie beste verfügbare Technik für Zementwerke, Bezugssauerstoffgehalt = 10 Vol.-% O₂

Parameter	Zementwerk real in EU (96)	Zementwerk BAT ⁹ (95)
Energieverbrauch in MJ/Mg Produkt (ohne Strom)	< 3.000 – 5.000	3.000
NO _x (als NO ₂)	< 200 – 3.000 mg/m ³	200 – 500 mg/m ³ (SNCR) 100 – 200 mg/m ³ (SCR)
SO _x (als SO ₂)	<10 – 3.500 mg/m ³	200 – 400 mg/m ³
CO	500 – 2.000 mg/m ³	k.A.
CO ₂	400.000 – 520.000 mg/m ³	k.A.
TOC	5 – 500 mg/m ³	k.A.

4.2.2.2 Anforderungen an Ersatzbrennstoffe im Zementwerk

Im Falle der Mitverbrennung in Zementwerken ist zwischen den Einsatzorten Primär- und Sekundärfeuerung zu unterscheiden.

Für die **Primärfeuerung** sind aufgrund der erforderlichen hohen Temperaturen, die erreicht werden müssen, Brennstoffe mit hohen Heizwerten erforderlich. Die Zementwirtschaft nennt hier Anforderungen im Bereich > 18.000 oder gar > 20.000 MJ/Mg. **Unterhalb dieser Heizwerte verringert sich das Energieaustauschverhältnis deutlich unter 1, was dazu führt, dass bei Einsatz von Ersatzbrennstoffen mit niedrigerem Energiegehalt der Bedarf an Regelbrennstoff relativ steigt** (101).

Für den Einsatz in der Sekundärfeuerung sind keine Anforderungen an einen Mindestheizwert bekannt. Allerdings ist beim Einsatz in der Sekundärfeuerung auf die Vollständigkeit der Verbrennungsführung kritisch hinzuweisen (CO, Unverbranntes). Zusätzlich zur Sekundärfeuerung gibt es auch eine Applikationsmöglichkeit für Abfälle über eine Wirbelschichtvergasung (Zementwerk Rüdersdorf). Auch in diesem Fall können Abfälle mit vergleichsweise niedrigem Heizwert verwertet werden. Die Zementindustrie hat allerdings bekundet, Ersatzbrennstoffe nur in der Primärfeuerung einsetzen zu wollen.

Weiter ist es erforderlich, dass der Ersatzbrennstoff eine hohe Homogenität und eine Stückigkeit aufweist, die es erlaubt, den Ersatzbrennstoff optimal in den Prozess einzubringen. Für die Primärfeuerung bedeutet dies Korngrößen im Bereich von 10 bis 30 mm. Da Störstoffe, beispielsweise Metallteile, zu Störungen des gesamten Prozesses bis hin zur Abschaltung der Anlage führen können, ist der Ersatzbrennstoff von Störstoffen zu befreien.

⁹ BAT = Best Available Techniques, = beste verfügbare Techniken (BVT) nach IPPC-Richtlinie

Neben Mindestheizwerten stellt der Prozess auch Anforderungen an die maximale Belastung mit Schadstoffen. Zu nennen sind insbesondere Quecksilber, Chrom und Chlorid. Quecksilber kann als flüchtiges Schwermetall zu Problemen mit den Reingasgrenzwerten führen. Chrom bzw. Chromat führt zu Arbeitsschutzproblemen beim Umgang mit Zement (102). Chlorid kann im Klinkerbrennprozess zu betrieblichen Problemen führen. Faulstich (103) nennt als stoffliche Voraussetzung für den Einsatz von Ersatzbrennstoffen im Zementprozess einen Chlorgehalt $< 1 \%$, einen Quecksilbergehalt von $< 0,02 \text{ mg/MJ}$ und einen Chromgehalt $< 3,7 \text{ mg/MJ}$.

Unter ökologischen Gesichtspunkten ist zudem eine Anpassung der technischen Voraussetzungen an den geänderten Anlageninput wie Erweiterung der Rauchgasreinigung mit Katalysator (SCR), Gewebe- oder Aktivkohlefilter erforderlich (103).

4.2.2.3 Emissionen klimarelevanter Gase

Zement entsteht durch eine Sinterungsreaktion von Kalk- und Ton-haltigen Ausgangsstoffen. Die wichtigsten Kalkkomponenten sind Kalkstein und Kreide, die beide überwiegend aus Calciumcarbonat (CaCO_3) bestehen. Für 1 Mg Klinker werden insgesamt etwa 1,55 Mg mineralische **Rohstoffe** benötigt. Die Rohmaterialien werden in einem bestimmten Verhältnis gemischt und fein vermahlen zu dem sog. Rohmehl. Dieses enthält ca. 31 – 35 % CO_2 in Carbonaten gebunden (94). Beim Brennen entweichen rund 0,54 Mg CO_2 . Dies entspricht einer Emission von **540 kg CO_2 /Mg Klinker**.

Ein weiterer beachtlicher Anteil klimarelevanter Emission stammt aus den **Brennstoffen** für die Feuerung. Der mittlere Energiebedarf für Trockenverfahren wird mit 3.600 MJ/Mg Klinker angegeben. Als Regelbrennstoff kommt zumeist Steinkohle zum Einsatz. Steinkohle hat einen unteren Heizwert von 28.960 MJ/Mg (Table 2.4 in (28)), laut GEMIS 4.0 beträgt er für Vollwert-Kohle aus Deutschland 28.557 MJ/Mg. Der Bedarf an Steinkohle wird mit 0,12 Mg/Mg Klinker angegeben (94). Der Kohlenstoffgehalt von Steinkohle beträgt 74,9 %.

Bei vollständiger Verbrennung von einem Mg Steinkohle (mit $H_u = 28.557 \text{ MJ/Mg}$) werden 2,75 Mg klimarelevantes CO_2 freigesetzt. Bei einem Energiebedarf von 3.600 MJ/Mg Klinker beträgt die Emission an klimarelevantem CO_2 rund **346 kg CO_2 klimarelevant/Mg Klinker**.

Die Emission an CO_2 aus der **Calcinierung** von CaCO_3 und dem Einsatz des Regelbrennstoffes Steinkohle beläuft sich, je nach Energiebedarf der Anlage, **in der Summe auf 800 bis 1.000 kg CO_2 /Mg Klinker**.

Für die Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen aus Abfällen ist einzubeziehen, dass es bei der normalen Ausstattung von Zementwerken aufgrund der höheren Schadstoffbelastungen des Ersatzbrennstoffes auch zu erhöhten Schadstoffemissionen kommen wird. Hierbei handelt es sich insbesondere um Schwermetalle und Chlor. Diese tragen jedoch nicht bzw.

nicht direkt zum Treibhauseffekt bei. Die meisten Schwermetalle und Chlor reichern sich in der Feststoffphase, d.h. im Klinker und im Staub an. Normalerweise wird der Filterstaub aus der Entstaubungsanlage wieder dem Rohmehl zugeführt. Um die Kreislaufbildung für Chlor und Schwermetalle zu unterbinden, wird ein Teil des Staubes ausgeschleust und dem Klinker in der Zementmühle zugemischt. Der Staub-Bypass führt zu einem erhöhten Energiebedarf.

4.2.2.4 Berechnung der Emissionen klimarelevanter Gase nach IPCC

Die IPCC-"Gute-Praxis"-Richtlinie (28) enthält in Kapitel 3 Industrie Anleitungen zur Berechnung der CO₂-Emissionen aus der Zementproduktion. Das größte Problem bei der Berechnung ist laut „Gute-Praxis“-Richtlinie der Umstand, dass die Anteile an Klinker im Zement und der Gehalt an CaO im Klinker variieren können.

„Gute Praxis“ ist laut Richtlinie, die CO₂-Emission aus den Daten der Klinkerproduktion und dem CaO-Gehalt des Klinkers zu berechnen und die Verluste aus dem Staub-Bypass (CKD = Cement Kiln Dust) zu korrigieren:

$$\text{Emission} = EF_{\text{Klinker}} \cdot \text{Klinkerproduktion} \cdot \text{Bypass-Korrekturfaktor} \quad [\text{Gleichung 3.1}]$$

Nummerierung IPCC

Dieser Ansatz geht davon aus, dass alles CaO aus einer Carbonatquelle (z.B. CaCO₃ im Kalk) stammt. Trifft dies nicht zu, ist der Emissionsfaktor EF_{Klinker} zu korrigieren.

Der Emissionsfaktor für Klinker wird wie folgt berechnet:

$$EF_{\text{Klinker}} = 0,785 \cdot \text{CaO-Gehalt im Klinker (massebezogen)} \quad [\text{Gleichung 3.3}]$$

Nummerierung IPCC

Die Zahl 0,785 ist das Mol-Verhältnis von CO₂ zu CaO im Rohmaterial Calciumcarbonat (CaCO₃). Der CaO-Gehalt ist anlagenspezifisch zu ermitteln, als Standardwert bei fehlenden Daten wird **65 %** vorgegeben. Der Gehalt an CaO in deutschem Portlandzementklinker variiert von 63,8 bis 70,1 % ((94), dort Tabelle 3).

Unter Verwendung des Standardwertes für den Gehalt an CaO errechnet sich der Emissionsfaktor_{Klinker} für CO₂ mit $(0,785 \cdot 0,65 =) 0,51 \text{ Mg/Mg Klinker}$.

Zum Staub-Bypass merkt IPCC an: Jeder Zementofenstaub (CKD), der nicht im Ofen recycelt wird, ist für das System als CO₂-Emission verloren. Die calcinierte oder teilweise calcinierte Carbonat-Fraktion oder „verlorener“ Zementofenstaub repräsentieren die Bildung von Calcinations-CO₂, welches nicht in die produzierte Klinkermenge einfließt. Für entwickelte Länder mit modernen Anlagen mit moderaten Recyclingraten für den Zementofenstaub dürfte dieses zusätzliche CO₂ ungefähr 1,5 bis 2 % des CO₂s, das für den Klinker berechnet wurde, betragen (104). Für die meisten Länder dürfte das praktische

Maximum an Extra-CO₂ 5 % des Klinker-abhängigen CO₂s nicht überschreiten. **Laut IPCC-„Gute-Praxis“-Richtlinie ist der „Verlust“ von CO₂ über den Klinker bei einem Staub-Bypass standardmäßig mit einem Aufschlag von 2 % auf die für den Klinker emittierte CO₂-Menge zu korrigieren.**

Eine Berechnung der klimarelevanten CO₂-Emissionen allein über die produzierte Zementmenge ist keine „gute Praxis“ nach IPCC. Vielmehr sind die Arten des produzierten Zementes zu berücksichtigen. Falls keine anlagenspezifischen Daten verfügbar sind und eine Differenzierung in Portlandzement- und andere Zementtypen nicht möglich ist, wird als **Standardwert ein Klinkeranteil von 75 %** an der Zementproduktion angesetzt. Wenn bekannt ist, dass die Zementproduktion praktisch ausschließlich **Portlandzement** umfasst, ist ein **Klinkeranteil von 95 %** an der Zementproduktion anzusetzen.

Für die Berechnung der Nicht-CO₂-Emissionen werden die folgenden Emissionsfaktoren angegeben (105).

Tab. 48: IPCC: Emissionsfaktoren für Zementöfen (105); n.v. = nicht verfügbar

Zementöfen	Emissionsfaktoren [kg/TJ Energieinput]				
	CO	CH ₄	NO _x	N ₂ O	NM VOC
Zement-/Kalkofen, Kohlefeuerung	79	1	527	n.v.	n.v.

Für die verfügbaren Minderungstechnologien für Zementöfen werden Minderungsraten angegeben. Diese basieren allerdings auf sehr alten Quellen (1980 – 1985) und ergeben lediglich für NO_x eine relevante Wirksamkeit (Minderung um 14 – 35 %).

4.2.3 Modul Kraftwerk

4.2.3.1 Verfahrensüberblick und technischer Standard

Die gesamte Brennstoffleistung der öffentlichen Kraftwerke und der Industriekraftwerke liegt im Bereich von 100.000 MW. Würden rein rechnerisch im Mittel 5 % des Brennstoffbedarfs, wie im Rahmen aktueller Projekte geplant, durch Ersatzbrennstoffe gedeckt, ergäbe sich eine Absatzmöglichkeit von rund 7,5 Mio. Mg/a (16.000 MJ/Mg). Gallenkemper und Braungart geben 6,9 Mio. Mg/a an (106). Die bereits heute genehmigte Kapazität für Abfallmitverbrennung beläuft sich allein im Bundesland NRW immerhin auf rund 3,2 Mio. Mg/a, die aber derzeit nur zu gut einem Drittel (1,11 Mio. Mg/a) ausgeschöpft werden (92). Allerdings ist dieses Szenario für viele Anlagen nur realistisch, wenn die Abfälle nicht direkt, sondern über geeignete Applikationsformen (Pyrolysetrommeln (Hamm), Satellitenrost (Saarland))

o.ä.) in die Kraftwerksanlagen eingebracht werden. Es laufen aber auch Versuche, die aufbereiteten Materialien direkt in den Brennraum zu applizieren (Ibbenbüren).

Tab. 49 zeigt einen Überblick über die Massenströme von modernen Kohlekraftwerken (107).

Tab. 49: Überblick über die Massenströme von Kohlekraftwerken (107)

	$\eta =$	Kohle/ Erd- gas g/MJ	Kalk g/MJ	CO ₂ g/MJ	SO ₂ mg/MJ	NO _x mg/MJ	Asche g/MJ	Gips g/MJ	Ab- wärme (Kühl- wasser) MJ/MJ
Kohlekraftwerk, Staubfeuerung, Dampfturbine,	45%	200	7	475	345*	345*	20	12	2,5
Kombinierte Druck-Wirbel- schichtfeuerung	48%	175	13**	420	305*	305*	32**		1,9
GuD- Kohlekraftwerk mit integrierter Kohlevergasung	59%	160		390	80	155	16***	2****	1,7
GuD-Erdgas- Kraftwerk	58%	60		165		150			1,1

* 200 mg/m³ Abgas (N., tr., 6 % O₂) ** Mol-Verhältnis Ca/S = 2 (Gemisch aus Asche, Gips, Kalk)

*** Schlacke ****Schwefel

Für die Betrachtung der Klimarelevanz ist die Art des Brennstoffes und die Art der Feuerung zu unterscheiden. Als Brennstoffe kommen Steinkohle (Hu ca. 25.000 MJ/Mg FS) oder die heizwertärmere Braunkohle (Hu ca. 8.650 – 11.000 MJ/Mg FS) in Betracht.

An Feuerungen stehen insbesondere zur Verfügung

- Staubfeuerung (Trockenfeuerung oder Schmelzkammer)
- Wirbelschichtfeuerung (zirkulierend oder stationär).

Für Staubfeuerungen gilt, dass der anfallende Kraftwerksstaub (Flugasche) in der Produktion von Spezialzementen eingesetzt werden kann und dort Klinker ersetzt.

4.2.3.2 Anforderungen an Ersatzbrennstoffe im Kraftwerk

Die Bewertung der Klimarelevanz der Verbrennung einer heizwertreichen Fraktion in einem Kraftwerk hängt, neben dem Standard der Anlage selbst, auch davon ab, welche Kraftwerkstechnik betrachtet wird. So bestehen Unterschiede für die Techniken Staubfeuerung oder Wirbelschichtfeuerung. Für die Staubfeuerung ist die Frage von Bedeutung, ob eine Trockenfeuerung oder eine Schmelzkammerfeuerung eingesetzt wird.

Bezüglich des Heizwertes stellt der Kraftwerksprozess eher geringere Anforderungen ($> 11.000 \text{ MJ/Mg}$). Dies gilt nicht für das Problemelement Chlor/Chlorid. Der Weg des Chlors wird ganz wesentlich vom Anteil der Alkaliverbindungen bestimmt, die mit dem Ersatzbrennstoff in den Prozess eingebracht werden. Hierüber sind allerdings nur wenig Informationen verfügbar. Bei der Abkühlung der Verbrennungsgase kondensieren Alkalichloride auf den Heizflächen des Dampferzeugers und erhöhen die Korrosionspotenziale der Regelbrennstoffe erheblich (108). So scheinen aus feuerungstechnischer Sicht Konzentrationen von deutlich unter 1 % Chlor im Ersatzbrennstoff erforderlich. Für Wirbelschichtfeuerungen wird ein maximaler Chlorgehalt $< 1,0 \text{ %}$ genannt (103). Nach Untersuchungen am österreichischen Wärmekraftwerk St. Andrä (Kohlestaub-Tangentialfeuerung mit integriertem Biomasserost; Regelbrennstoff: Steinkohle) darf, um eine Korrosion zu verhindern, die am Rost aufgegebene Brennstoffmischung nicht mehr als $0,15 \text{ Gew.-%}_{\text{wasserfrei}}$ Chlor enthalten, und die Einzelfraktion darf maximal $0,2 \text{ Gew.-%}_{\text{wasserfrei}}$ Chlor aufweisen (109). Hinsichtlich Quecksilber stellen sich die Randbedingungen ähnlich wie für den Zementprozess. Zusätzlich können Elemente wie Arsen ein Problem darstellen, um die Reisezeit des Katalysators nicht zu verkürzen.

Für den Einsatz in Kraftwerken hängen die physikalischen Anforderungen an den Ersatzbrennstoff von der Art der Feuerungsanlage ab.

Die **Staubfeuerung** stellt hier die höchsten Anforderungen, die in Korngrößen von wenigen Millimetern gehen können. Diese Anforderung ergibt sich nicht nur aufgrund der technischen Randbedingungen für das Einblasen des Ersatzbrennstoffes in den Prozess. Kritisch ist die Vollständigkeit der Verbrennung zu sehen. Restmengen an Unverbranntem im Staub der Rauchgasreinigung haben erhebliche ökonomische Konsequenzen zur Folge. Die Stäube aus der Staubfeuerung werden als hydraulischer Zuschlagstoff für Spezialzemente eingesetzt. Hierfür werden seitens der Kraftwerksbetreiber Einnahmen erzielt. Im Falle der Verunreinigung mit unverbrannten Resten aus dem Einsatz von Ersatzbrennstoffen besteht die Gefahr, dass diese Verwertungsmöglichkeit nicht mehr zugänglich ist.

Die **Schmelzkammerfeuerung** stellt zwar nicht ganz so hohe Anforderungen an die Stückigkeit und Störstofffreiheit des Ersatzbrennstoffes; die Anforderungen begründen sich schwerpunktmäßig aus den Notwendigkeiten der verwendeten Applikationstechnik. Daher ist also auch in diesem Fall von einem sehr feinkörnigen, störstoffbefreiten und homogenen Material auszugehen.

Die **Wirbelschichtfeuerung** bedingt geringere Anforderungen an das aufbereitete Material. Je nach Technik können Ersatzbrennstoffe eingesetzt werden, die eine Stückigkeit von bis zu 100 mm haben. Als Anlagenbeispiel kann die Wirbelschichtfeuerung in Lenzing (A) genannt werden, die vollständig mit Ersatzbrennstoffen betrieben werden kann.

4.2.3.3 Berechnung der Emissionen klimarelevanter Gase nach IPCC

4.2.3.3.1 Klimarelevante CO₂-Emissionen

Die Vorgaben für die Berechnung der Emissionen klimarelevanter Gase aus dem Energiesektor sind im Handbuch (110) sowie in der IPCC-„Gute-Praxis“-Richtlinie jeweils im Kapitel 2 Energie enthalten. Das Procedere für die Berechnung von CO₂ besteht aus sechs Stufen:

Stufe 1: Abschätzung des Brennstoffverbrauches in Origineleinheiten

Stufe 2: Konversion auf eine einheitliche Energiebezugsgröße (TJ = Terajoule) (unter Einbeziehung der Netto-Heizwerte = Hu; Standardwerte im Referenzhandbuch (111))

Stufe 3: Multiplikation mit Emissionsfaktoren zur Ermittlung des C-Gehaltes; Standardwerte in der „Gute-Praxis“-Richtlinie (s.u.)

Stufe 4: Berechnung des gespeicherten Kohlenstoffes (z.B. im Produkt)

Stufe 5: Korrektur um nicht oxidierten Kohlenstoff (globaler Mittelwert für Kohle: 0,98)

Stufe 6: Konversion des oxidierten Kohlenstoffes in CO₂ Emissionen (mal 44/12).

Die Standard-Netto-Heizwerte für Kohlen in Deutschland sind

Steinkohle (other bituminous coal): 24,96 (Produktion) bzw. 26,52 (Importe) TJ/1.000 Mg

Braunkohle (lignite): 8,41 (Produktion) bzw. 14,88 (Importe) TJ/1.000 Mg

Die Standard-Emissionsfaktoren für C für Kohlen sind

Steinkohle (bituminous coal): 25,8 Mg C/TJ

Braunkohle (lignite): 27,6 Mg C/TJ

Aus den Standard-Emissionsfaktoren ergeben sich folgende CO₂-Emissionen (korrigiert um nicht oxidierten Kohlenstoff; Faktor 0,98):

Steinkohle: 92,7 Mg CO₂/TJ (92,7 g CO₂/MJ)

Braunkohle: 99,2 Mg CO₂/TJ (99,2 g CO₂/MJ)

Für sächsische Braunkohlen gibt GEMIS 4.0 folgende Werte an:

Lausitzer Braunkohle (Hu = 8.650 MJ/Mg):

114,4 Mg CO₂/TJ, korrigiert um Faktor 0,98 ergibt das **112,1 g CO₂/MJ**

Mitteldeutsche Braunkohle (Hu = 11.000 MJ/Mg):

102,89 Mg CO₂/TJ, korrigiert um Faktor 0,98 ergibt das **100,8 g CO₂/MJ**

4.2.3.3.2 Klimarelevante Nicht-CO₂-Emissionen

Das Procedere für die Berechnung der klimarelevanten Nicht-CO₂-Emissionen aus dem Energiesektor umfasst 3 Stufen:

Stufe 1: Abschätzung des Brennstoffverbrauches in den einzelnen Sektoren in Energieeinheiten

Stufe 2: Abschätzung von Emissionsfaktoren für jeden Brennstoff in jedem Sektor

Stufe 3: Abschätzung der Emissionen.

Tab. 50 gibt die Standard-Emissionsfaktoren des IPCC für Nicht-CO₂-Emissionen aus dem Energiesektor (ohne Abgasreinigung) wieder (112, 113).

Tab. 50: IPCC: Standard-Emissionsfaktoren (ohne Abgasreinigung) für Nicht-CO₂-Emissionen aus dem Energiesektor (112, 113)

Standard-Emissionsfaktoren (ohne Abgasreinigung)	Methan (CH₄)	Lachgas (N₂O)	Stickoxide (NO_x)***	Kohlenmon- oxid (CO)	NMVOC
Steinkohle	1 kg/TJ	1,4 kg/TJ	300 kg/TJ	20 kg/TJ	5 kg/TJ
Braunkohle	1 kg/TJ*	1,4 kg/TJ**	300 kg/TJ	20 kg/TJ	5 kg/TJ

* Die Emissionen von Braunkohle können ein Mehrfaches der Emission von Steinkohle betragen.

** Braunkohlen können weniger Lachgas emittieren als Steinkohlen (Fettkohle). Messungen an einigen Anlagen mit Steinkohlefeuerung (hard coal) haben gezeigt, dass die Lachgas-Emission vernachlässigbar ausfallen kann. Lachgasemissionen von Wirbelschichtöfen (FBC, Fluidized Bed Combustion) sind generell um ca. Faktor 10 größer als die von Kesselanlagen.

*** Bei Kohlefeuerungen stammen 80 – 90 % des emittierten NO_x aus dem Brennstoff, weniger als 20 % aus dem Stickstoff der Verbrennungsluft. Die NO_x-Emissionsfaktoren für kleine Verbrennungsanlagen sind in der Regel niedriger als die für große Anlagen wegen der üblicherweise geringeren Temperaturen. Für NO_x-Emission sind die Minderungstechnologien zu berücksichtigen.

Die Emissionsfaktoren variieren des Weiteren mit der Art der Feuerung. Im Referenzhandbuch sind für die verschiedensten Feuerungstypen je nach Brennstoff Emissionsfaktoren angegeben (Tab. 51, (114)).

Je nach technologischem Standard sind Emissionsminderungstechnologien zu berücksichtigen. So können z.B. NO_x-Minderungstechnologien die Emission von NO_x deutlich senken. Mittels SCR kann z.B. bei Kohlefeuerung die Emission von NO_x um 80 % und von CO um 8 % gesenkt werden (115).

Tab. 51: IPCC: Emissionsfaktoren für Kohlekraftwerke, in Abhängigkeit vom Brennstoff und Feuerungstyp (114); n.v. = nicht verfügbar

Kohlekraftwerke	Emissionsfaktoren [kg/TJ Energieinput]				
	CO	CH ₄	NO _x	N ₂ O	NMVOC
Steinkohle, Staubfeuerung					
• Dry Bottom, wall fired	9	0,7	380	1,6	n.v.
• Dry Bottom, tangentially fired	9	0,7	250	0,5	n.v.
• Wet Bottom	9	0,7	590	1,6	n.v.
Steinkohle, spreader stoker Feuerung	87	1,0	240	1,6	n.v.
Steinkohle, Wirbelschicht					
• zirkulierend	310	1,0	68	96	n.v.
• stationär (bubbling bed)	310	1,0	270	96	n.v.
Braunkohle, Staubfeuerung					
• Dry Bottom, tangentially fired	n.v.	n.v.	130	n.v.	n.v.
• Dry Bottom, wall fired	450	n.v.	200	n.v.	n.v.
Braunkohle, spreader stoker Feuerung	n.v.	n.v.	100	n.v.	n.v.
Braunkohle, atmosphärische Wirbelschicht	2,8	n.v.	63	42	n.v.
Braunkohle, mitteldeutsche und Lausitzer Kohle, Mittelwert verschiedene Anlagen, Sachsen (4 Blöcke (116))	79	2,1	86	0,3	2,1

4.2.3.4 Emissionen klimarelevanter Gase im Regelbetrieb

Die Bandbreite der Emissionen klimarelevanter Gase aus Steinkohle- bzw. Braunkohlekraftwerken in Europa zeigen die folgenden vier Tabellen. Sie entstammen dem BRef-Dokument für große Verbrennungsanlagen (large combustion plants, LCP) (45), welche der Umsetzung der EU-Änderungsrichtlinie zur EU-Richtlinie 88/609 zur Begrenzung von Schadstoffemissionen von Großfeuerungsanlagen in die Luft dient. Diese Änderungsrichtlinie wird durch Novellierung der 17. BImSchV in deutsches Recht überführt werden.

Tab. 52: Emissionen klimarelevanter Gase von **Steinkohlekraftwerken**, in **mg/Nm³** (Auswahl aus (LCP BRef, Table 4.8, S. 181))

Kapazität (MW _{th})	Feuerung	NOx-Reduzierung*	NOx mg/Nm ³	CO mg/Nm ³	NH ₃ mg/Nm ³
50 – 100	k.A.		154 – 158	18 - 31	
	Wirbelschicht (Druck)	Kalkinjektion	214 – 257		
100 – 300	atmosphärische Wirbelschicht	Kalkinjektion bei Sekundärluft	150 – 300	100 – 150	
	atmosphärische Wirbelschicht	SCR	322	5,7	
	Wirbelschicht (Druck)	Kalk / SCR	43 - 114		
	Wirbelschicht (Druck)	Kalk / SNCR	29 - 143		
> 300	Staubfeuerung	SCR	90 – 190	12 – 25	0,16 – 0,5
	Staubfeuerung	SCR	200	27	0,5
	Staubfeuerung	Primärmaßnahmen, SCR	140		
	Staubfeuerung	Primärmaßnahmen	270		
	Staubfeuerung	Primärmaßnahmen	270		
	Staubfeuerung**	Primärmaßnahmen	250 - 300		
	Staubfeuerung**	Primärmaßnahmen	300 - 370		

* i.d.R. noch weitere RGR-Maßnahmen ** Wiederverbrennung Gas-Kohle

Tab. 53: Spezifische Emissionen klimarelevanter Gase von **Steinkohlekraftwerken**, in **g/MJ** (Auswahl aus (LCP BRef, Table 4.9, S. 182)); WG = Wirkungsgrad

Kapazität (MW _{th})	Feuerung	NOx-Redu- zierung*	elektr. WG	therm. WG	NOx g/MJ	CO g/MJ
50 – 100	Staubfeuerung	DESONOX	29 %	80 %	75,4 – 80,2	9,2 – 15,2
	Wirbelschicht (Druck)	Kalk			75 - 90	
100 – 300	atmosphärische Wirbelschicht	SCR	25 %	81 %	111,5	1,98
	Wirbelschicht (Druck)	Kalk/SNCR			10 – 50	
	Wirbelschicht (Druck)	Kalk/SCR			15 - 40	
> 300	Staubfeuerung	SCR	32 – 44 %	34 – 70 %	34 – 97	4,9 – 8,3

* i.d.R. noch weitere RGR-Maßnahmen

Tab. 54: Emissionen klimarelevanter Gase von **Braunkohlekraftwerken**, in **mg/Nm³** (Auswahl aus (LCP BRef, Table 4.10, S. 183))

Kapazität (MW _{th})	Feuerung	NOx-Reduzierung*	NOx mg/Nm ³	CO mg/Nm ³	NH ₃ mg/Nm ³	N ₂ O mg/Nm ³
100 – 300	atmosphärische Wirbelschicht	Kalk	168	0,2		26
> 300	Staubfeuerung	Primärmaßnahmen	141 - 176	4,4 – 182		
	Staubfeuerung	Primärmaßnahmen	150	80		
	Staubfeuerung	SCR	< 200		< 10	
	Staubfeuerung	Primärmaßnahmen	272,3	8,7		

* i.d.R. noch weitere RGR-Maßnahmen

BAT-Werte sind im Entwurf des BRefs für große Verbrennungsanlagen (45) noch nicht enthalten.

Ein besonderes Problem stellen die Emissionen von Lachgas aus der Wirbelschichtfeuerung dar. Die Novellierung der TA Luft sieht zukünftig erstmals einen Lachgas-Grenzwert für Wirbelschicht-Verbrennungsanlagen bei Einsatz von Kohle von 150 mg N₂O/Nm³ (7 % O₂) vor (117).

Tab. 55: Spezifische Emissionen klimarelevanter Gase von **Braunkohlekraftwerken**, in g/MJ (Auswahl aus (LCP BRef, Table 4.11, S. 184)); WG = Wirkungsgrad

Kapazität (MW _{th})	Feuerung	NOx-Reduzierung*	elektr. WG	therm. WG	NOx g/MJ	CO g/MJ
100 – 300	Staubfeuerung	Kalk	28 %	41,7 %	76,1	0,1
> 300	Staubfeuerung	Primärmaßnahmen	35,7- 41,7 %		43 – 60,4	4,9 – 25,9
	Staubfeuerung	Primärmaßnahmen	37		60,36	25,86

* i.d.R. noch weitere RGR-Maßnahmen

4.2.3.5 Energieeffizienz / Energetischer Wirkungsgrad

Kraftwerke wandeln fossile Energieträger in elektrische und thermische Energie um. Nach Steen (42) beträgt die Emission an Treibhausgasen für elektrische Energie, die nach der derzeit besten verfügbaren Technik (BVT) erzeugt wurde, für Kohle 900, Gas 400 und Kernkraft (Urananreicherung) 4 (EU) bis 46 (US) g CO₂/kWh_{el} (vgl. Tab. 18 auf Seite 31).

Die Netto-Energieeffizienz von Kohlekraftwerken wird wie folgt angegeben (118):

- Wirbelschicht, nachgerüstete Altanlagen: 38,5 bzw. 38,8 %
- Staubfeuerung: 41,2 % (180 bar), 45,3 % (250 bar) und 47,5 % (300 bar)
- Kraftwerk mit integrierter Vergasung (IGCC, Integrated Gasification Combined Cycle): 42,5 %.

Während bei kleineren Kohlekraftwerken die Energieeffizienz zwischen 21 und knapp über 40 % variieren kann, weisen große Kraftwerke mit einer Kapazität von über 400 MW_{el} (mit einer Ausnahme) Effizienzen im Bereich von 34 bis 44 % auf (119).

Die Energieeffizienz hat Auswirkungen auf die Freisetzung von CO₂, wie Abb. 2 zeigt.

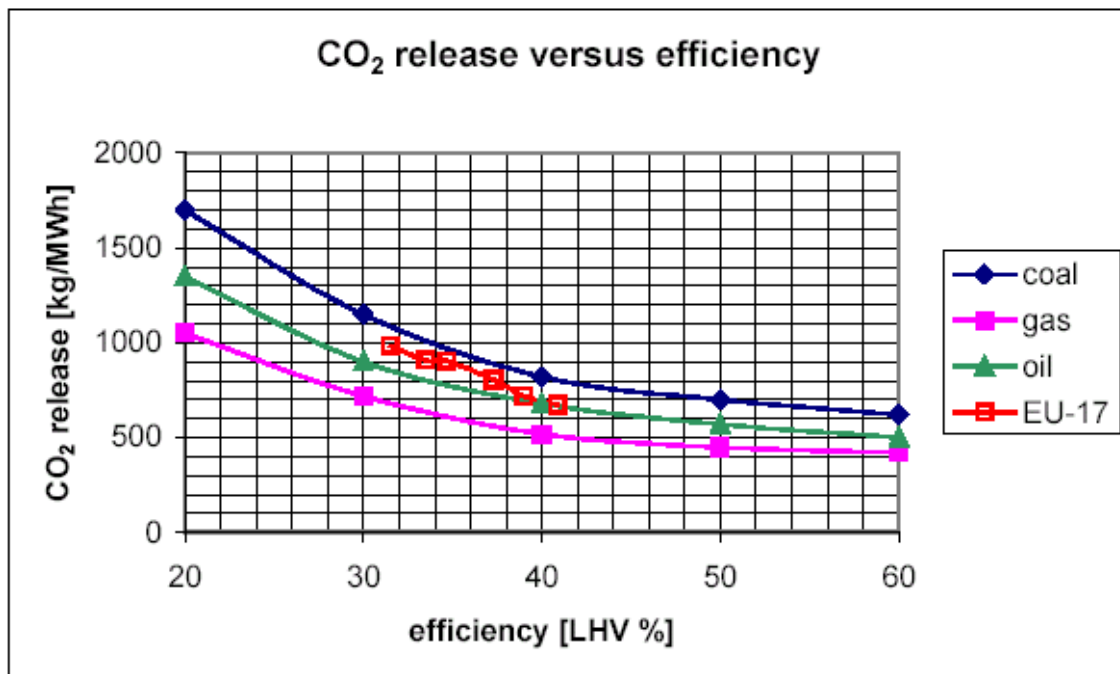


Abb. 2: CO₂-Freisetzung und Energieeffizienz moderner Kraftwerke (42);
LHV = lower heat value = Hu

Die offenen Kästchen repräsentieren den Trend aus den 15 EU-Staaten plus Norwegen und Schweiz (= EU-17). Er basiert auf Messungen in den Jahren 1970 bis 1996 und Projektionen für die Jahre 2000 und 2010 (die letzten beiden Kästchen). Diese Grafik belegt die mit der Effizienzsteigerung der Kraftwerke verbundene Reduzierung der CO₂-Emissionen. Jedes Prozent an Effizienzsteigerung führt zu deutlichen Entlastungseffekten für das Klima.

Als Daumenregel gilt nach (42):

1 % Effizienzzunahme entspricht einer Abnahme von 2,5 % CO₂-Emission.

Für eine 500 MW-Anlage mit einer Auslastung von 85 % kann dies zu einer Emissionsminderung von 37.000 Mg CO₂ pro Jahr führen¹⁰ (42).

Tab. 56 gibt einen Überblick über die Effizienz von Kohlekraftwerken nach Feuerungstypen und die damit verbundenen Emissionen an klimarelevanten Gasen.

Tab. 56: Energieeffizienz von Kohlekraftwerken und damit verbundene Emissionen an Treibhausgasen (42, dort Table 4.1)

	Effizienz (%)	Treibhausgas-emissionen (g CO ₂ /kWh)
Pulverised coal combustion (subcritical) + FGD (flue gas desulphurisation) (Staubfeuerung, subkritisch, mit Rauchgasentschwefelung)	39 – 41 40 34 38 – 37,5 35	830 946 862 780 860 990
supercritical (Staubfeuerung, superkritisch)	42 43,5 44	k.A. 852 k.A.
Atmospheric fluidised bed combustion (atmosphärische Wirbelschicht)	39	k.A.
Pressurised fluidised bed combustion (PFBC) (Druckwirbelschicht)	44	k.A.
Integrated gasification combined cycle (IGCC) (Integrierte Vergasung)	42 43 46 47	740 862 691

Die CO₂-Emission wird weiterhin bestimmt durch das Energienutzungskonzept der Anlage. Anlagen mit Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) weisen deutlich niedrigere CO₂-Emissionen auf als Anlagen ohne KWK. Dies gilt insbesondere für Gaskraftwerk, aber auch für Kohlekraftwerke, wie Abb. 3 illustriert.

¹⁰ $500 \text{ MW} \times (0,85 \times 365 \times 24 \text{ h/a}) \times 400 \text{ kg/MWh} \times 2,5 \% = 3,7 \cdot 10^7 \text{ kg/a}$

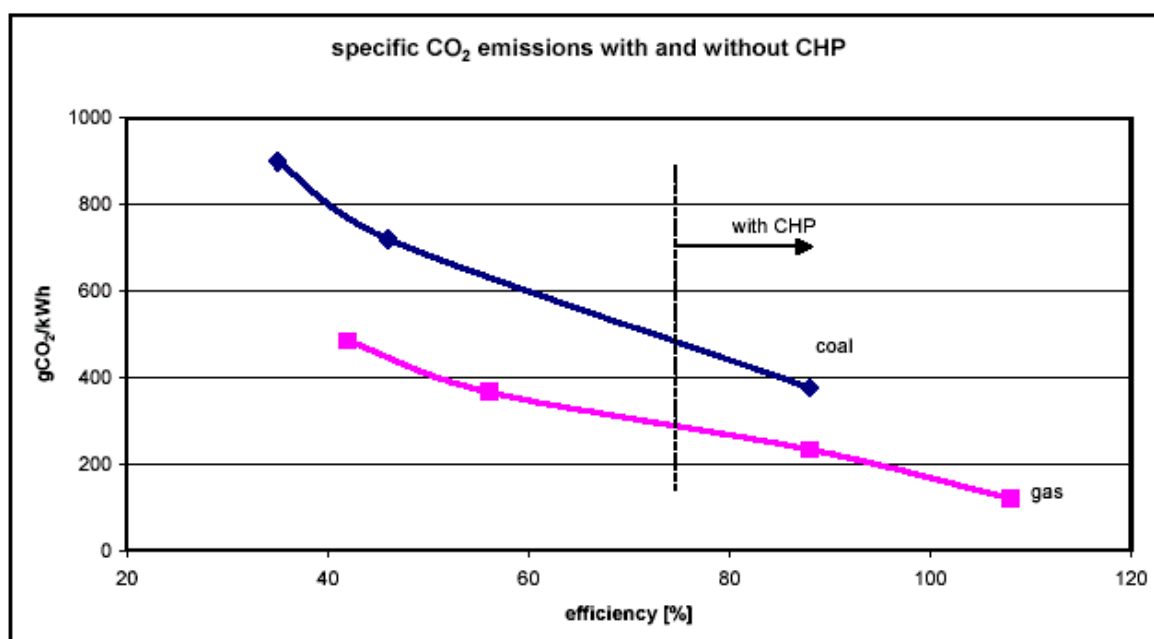


Abb. 3: Spezifische CO₂-Emissionen von Kraftwerken ohne und mit Kraft-Wärme-Kopplung (42); CHP = Kraft-Wärme-Kopplung

In diesem Zusammenhang warnt Steen (42) noch einmal ausdrücklich davor, ohne Prüfung der Voraussetzungen vor Ort eine KWK zu realisieren. KWK sei nur dienlich zur CO₂-Emissionsminderung bei richtig dimensionierter Wärmebelastung und entsprechender Wärmenutzungsmöglichkeit. Ohne Vorliegen dieser Voraussetzungen könne eine KWK-Anlage höhere CO₂-Emissionen bewirken als eine Anlage ohne KWK, die zwar nicht über eine Kraft-Wärme-Kopplung verfüge, dafür aber über eine optimierte Stromerzeugung.

4.2.4 Modul SVZ

4.2.4.1 Verfahrensüberblick und technischer Standard

Das SVZ stellt ein Vergasungsverfahren dar, das nicht einzelne Abfallarten, sondern sog. Menüs verarbeitet. Die aus der heizwertreichen MBA-Fraktion stammenden Abfall-Pellets werden zusammen mit anderen Abfällen (vorwiegend Kunststoff-Kompaktate, Klärschlamm-briketts, Holzhackschnitzel) und Kohle (Steinkohle, Braunkohlebriketts) in den Vergasern (Festbett-Druck-Vergaser bzw. Schlackebad-Vergaser) unter Druck und Zuführung von Sauerstoff und Wasserdampf teiloxidiert und vergast. Das erzeugte Gas wird gereinigt und in eine Methanolsyntheseanlage geführt. Dort wird eine Teilmenge des Gases in Methanol umgewandelt. Die überschüssige Gasmenge wird in einem GuD¹¹-Block verstromt.

Abb. 4 zeigt eine detailliertere Darstellung der technischen Zusammenhänge.

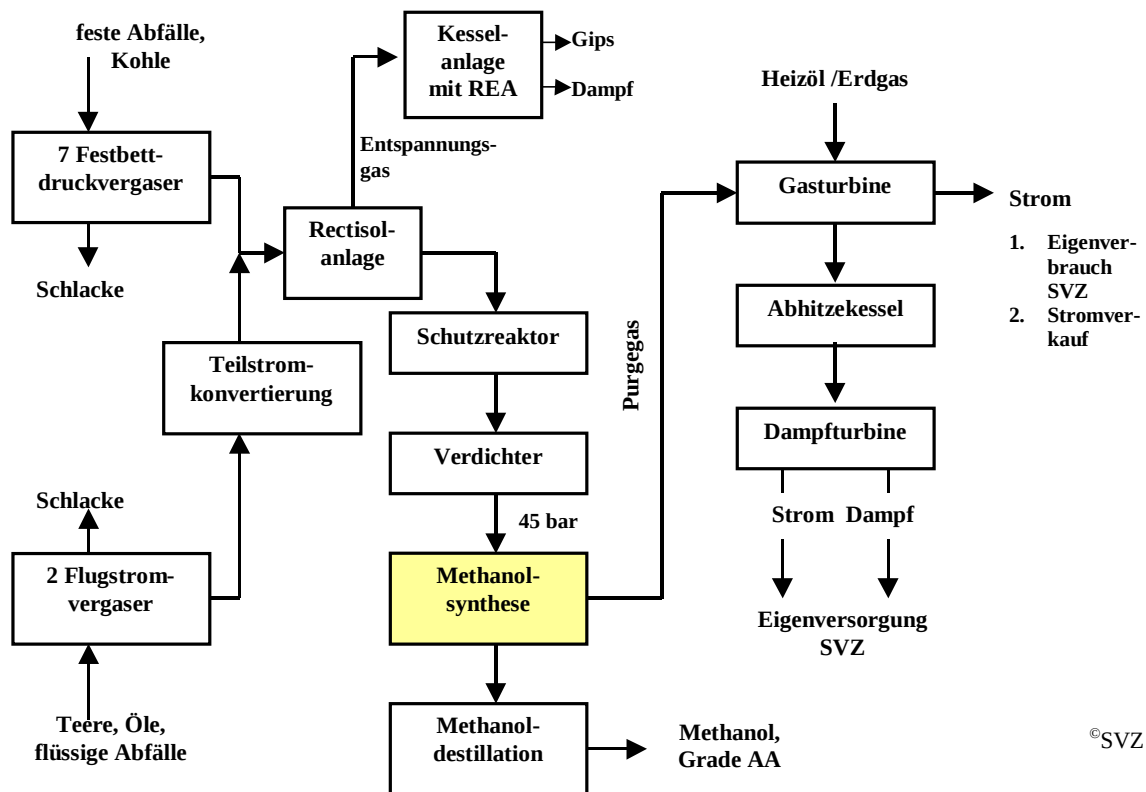


Abb. 4: SVZ: technischer Aufbau Vergasung und Gasverwertung (79)

4.2.4.2 Emissionen klimarelevanter Gase

Vergasungsverfahren zerlegen organische Substanzen theoretisch bis in ihre Grundbausteine. Das erlaubt die Verwendung verschiedener organischer Ausgangsmaterialien (Kohle, Biomasse, Abfälle aus Land- und Forstwirtschaft, Restabfall und Kunststoffe aus der DSD-Sammlung). Konventionelle thermische Verfahren wie Kraftwerke oder MVAs setzen CO₂ in einer verdünnten, hochvolumigen Mischung mit Stickstoff aus der Verbrennung frei. Der Vorteil der Vergasung besteht darin, dass hierbei beträchtliche Anteile am Kohlenstoffgehalt des Ausgangsmaterials in konzentrierter und weiter nutzbarer Form anfällt: als Methanol. Zugleich wird mit dem anfallenden Dampf Strom erzeugt. Für beide Produkte gilt, dass im Ausgangsmaterial enthaltener regenerativer Kohlenstoff fossilen Kohlenstoff ersetzt und damit zu einer verringerten Emission an klimarelevantem CO₂ beiträgt.

Die Vergasung von Abfällen aus den genannten Herkunftsbereichen kann nur gelingen, wenn die Materialien auf die Anforderungen des Vergasungsreaktors eingestellt sind. Dies bedeutet insbesondere die Umwandlung des voluminösen, inhomogenen, feuchten Materials aus der mechanisch-biologischen Aufbereitung zu verwendbaren Agglomeraten.

¹¹ Gas- und Dampfturbinenkraftwerk

Tab. 57: Input-Output-Bilanz für das Modul SVZ (129), nur klimarelevante Daten

je Mg		Pellets aus MBA (17.000 MJ/Mg) 1 Mg FS	Quelle
Input:			
Ca(OH) ₂ für RGR	kg	8	f)
Output:			
Methanol in	kg	380	a)
Strom (Nettoüberschuß)	kWh	250	b)
Asche u. Schlacken	kg	127	d)
Gips (REA)	kg	4,7	d)
Abgas REA-Kessel:	m ³	1.259	a)
Abgas GuD:	m ³	2.076	a)
Abgas gesamt:	m ³	4.546	a)
Emissionen (Luft):		bezogen auf Abgas gesamt, s.o.	a)
H ₂ O	kg	17	a)
Stickstoff	kg	3.020	a)
Sauerstoff	kg	495	a)
Distickstoffmonoxid	mg	400	c)
Kohlendioxid	mg	933.000.000	e)
Kohlenmonoxid	mg	40.000	a)
NO _x	mg	265.000	a)
Methan	mg	1.150.000	d)
Ammoniak	mg	290	a)
NM VOC	mg	6.200	c)

- a) Werte von Herrn Buttke, SVZ, per Mail am 25.5.01 (Ökobilanz.doc); Werte Abgas und Abwasser angepasst für 85 % BRAM und 15 % Kohle
- b) abgeschätzt aus den Daten (Tabelle) eines Vortrags von Obermeier et al. (120) auf der 5. Fachtagung Abfallverbrennung, 9. – 11. Oktober 2000 in Kassel
- c) Entnommen aus der IFEU Altöl-Studie (121); lt. SVZ/Hrn. Buttke nicht verwendbar für Bilanzfall BRAM/Kohle; daher folgender Ansatz als Notlösung, da SVZ keine belastbaren Daten liefern konnte: 10 % des jeweiligen Wertes der Altöl-Studie
- d) Errechnet aus der IVV SVZ-Bilanz per Differenzrechnung Tab. A 1-5 und Tab. A 1-6
- e) berechnet über RGP (in EXCEL) unter Verwendung der neuen Daten von Buttke (s.o.)
- f) aus der IVV SVZ-Studie, Datenband (122)

Tab. 57 zeigt die Daten für Pellets aus der Splitting-MBA. Die Daten wurden vom SVZ bestätigt bzw. korrigiert (129). Danach werden pro Mg MBA-Pellet (FS) folgende klimarelevante Gase emittiert:

- 933 kg CO₂/Mg Pellet
- 1,15 kg Methan/Mg Pellet
- 0,265 kg NO_x/Mg Pellet

- 0,04 kg CO/Mg Pellet
- 6,2 g NMVOC/Mg Pellet
- 0,4 g N₂O/MgPellet
- 0,29 g NH₃/Mg Pellet.

Das CO₂ stammt anteilig aus nachwachsenden Rohstoffen (vgl. Seite 25: C_{regenerativ} ca. 55 %, C_{fossil} ca. 45 %), die Emissionen der übrigen Klimagase sind vollständig dem Verfahren zuzurechnen.

An dieser Stelle sei noch einmal auf die Vorläufigkeit der verwendeten Daten hingewiesen. Für die ökologische bzw. klimabezogene Abfallverwertung ist eine zentrale Frage zu erörtern, die sich über die Gesamtbilanz der Anlage nicht klären lässt (einmal unterstellt, die Betreiberangaben sind bezüglich dieser Gesamtbilanz belastbar): die Gutschrift für erzeugtes Methanol.

Die Methanolgewinnung erfolgt aus einem rechnerischen Menü unterschiedlicher Abfallarten und Steinkohle. Aufbereiteter Restabfall weist, verglichen mit Steinkohle, ein anderes Entgasungsverhalten im Reaktor auf. Ein wesentlicher Grund hierfür ist der hohe Gehalt an flüchtigen Bestandteilen in der Biomasse des aufbereiteten Restabfalls. Zwar ist durch die Rotte in der MBA bzw. die biologische Trocknung in der MBS der Anteil an leichtflüchtiger Organik in der heizwertreichen Fraktion der MBA bzw. im Stabilat gegenüber z.B. Holz reduziert (auf 65-80 Gew.-% im Trockenstabilat®), doch die Gehalte liegen noch immer deutlich über der von Kohlen (10-50 Gew.-%), wie Abb. 5 nach (123) zeigt. Für eine hochkalorische Fraktion aus der MBA, die gar nicht gerottet, sondern lediglich mechanisch abgetrennt wurde, dürfte der Gehalt an Leichtflüchtigen noch über dem von Trockenstabilat® liegen.

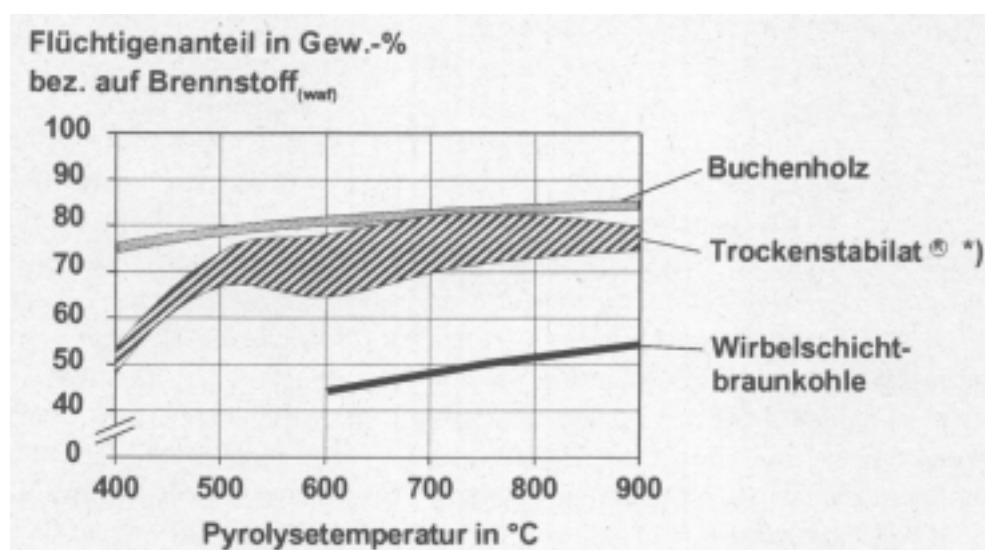


Abb. 5: Gemessene Flüchtigen-Ausbeute verschiedener Brennstoffe (123)

*) = Biomasseanteil > 64 %

Das Entgasungsverhalten hat Einfluß auf die chemische Zusammensetzung des Reaktionsgases. Zu prüfen ist, ob und in welchem Umfang die mit dem Flüchtigen-Gehalt erfassten höheren Kohlenwasserstoffe überhaupt zur Bildung von Methanol im SVZ beitragen (können), oder ob diese nicht überwiegend mit dem Purgegas ausgetragen und in der nachgeschalteten GuD-Stufe verströmt werden.

4.2.5 Deponierung des MBA-Reststoffes (Rottegut)

Es wird davon ausgegangen, dass die Deponiefraction aus der Splitting-MBA die Grenzwerte der AbfAbIV Anhang 2 (Zuordnungskriterien für Deponien für mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle) einhält:

- Nr. 2: TOC: ≤ 18 Masse-% oder alternativ Nr. 6: oberer Heizwert (H_o): ≤ 6.000 MJ/Mg
- Nr. 5: Atmungsaktivität (AT_4): ≤ 5 mg O_2 /g TS oder alternativ Gasbildungsrate (GB_{21}): ≤ 20 l/kg TS
- Nr. 4.03: TOC im Eluat: ≤ 250 mg/l.

Dabei gelten jedoch unterschiedliche Überschreitensregelungen für Deklarations- und Kontrollanalysen (vgl. Tab. 58).

Tab. 58: Überschreitensregelung gemäß Anhang 4 der AbfAbIV für MBA-Deponiegut

Parameter	4 von 5 Kontrollanalysen bzw. der Median aller Deklarationsanalysen des letzten Jahres müssen diese Werte einhalten	80 % der Deklarationsanalysen müssen diese Werte einhalten
TOC	18 %	21 %
TOC im Eluat	250 mg/l	300 mg/l
AT_4	5 mg/g TS	10 mg/g TS
GB_{21}	20 NI/kg TS	30 NI/kg TS
Oberer Heizwert (H_o)	6.000 MJ/Mg	7.000 MJ/Mg

Deklarationsanalysen sind vom Besitzer von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen je 2.000 Mg seines angelieferten Abfalls, mindestens aber einmal im Monat durchzuführen. Es sind lediglich drei Parameter nach Anhang 2 einzuhalten (TOC oder H_o , AT_4 oder GB_{21} , sowie TOC im Eluat).

Kontrollanalysen sind vom Deponiebetreiber, der diese Abfälle annimmt, stichprobenhaft durchzuführen. Gefordert ist die Einhaltung des gesamten Anhanges 2.

Nach Fricke et al. (83) hat sich der $\text{TOC}_{\text{Eluat}}$ -Grenzwert von $\leq 250 \text{ mg/l}$ als schärfster Grenzwert herauskristallisiert, gefolgt vom AT_4 -Wert von $\leq 5 \text{ mg/g TS}$. Der Grenzwert für GB_{21} von $\leq 20 \text{ NI/kg TS}$ gilt als der „weichste“ Parameter der AbfAbIV. Daraus folgt, dass im $\text{TOC}_{\text{Eluat}}$ auch organische Kohlenstoffverbindungen enthalten sind, die unter den Bedingungen des AT_4 -Tests und mehr noch unter den Bedingungen des GB_{21} -Tests nicht abgebaut werden. Die maximal noch zu erwartende Restgasemission auf Deponien für mechanisch-biologisch behandelte Abfälle kann nicht, wie bei unbehandeltem Restabfall, auf die Abschätzung des Gasbildungspotenzials über den Kohlenstoffgehalt erfolgen. Aufgrund der Veränderung während der biologischen Behandlung würde eine entsprechende Abschätzung ggf. zu Überbefunden führen (83). Das Restgaspotenzial von MBA-Rottegut beträgt nach Fricke (124) $< 10 - 45 \text{ Nm}^3/\text{Mg TS}$. Bei einem Wassergehalt von ca. 35 % entspricht dies einem Restgaspotenzial von $6,5 - 30 \text{ Nm}^3/\text{Mg FS}$. Zum Vergleich: Für unbehandelt abgelagerten Restabfall werden $170 - 270 \text{ m}^3/\text{Mg FS}$ und im Mittel $210 \text{ m}^3/\text{Mg FS}$ an Deponiegas angenommen (vgl. Abschnitt 9.5.3).

Im GB_{21} -Test hängt der Methangehalt im gebildeten Gas von der Behandlungsdauer ab. Zu Beginn beträgt er 50 – 60 Vol.-% (Maximum: 64 %) und nimmt gegen Ende auf ca. 40 Vol.-% ab (79). Setzt man für das Restgaspotenzial einen rechnerischen Methangehalt von 40 Vol.-% an, beträgt die zu erwartende Restgasemission

..... $0,8 - 3,6 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg MBA-Rottegut} =$

..... **$0,6 - 2,6 \text{ kg CH}_4/\text{Mg MBA-Rottegut} =$**

.. $170 - 760 \text{ kg CO}_2\text{-Äquivalente/Mg MBA-Rottegut}$

(zur Umrechnung auf CO_2 -Äquivalente siehe Abschnitt 3.2.2).

Anhand von Deponiesimulationsversuchen mit optimierten Bedingungen kann die Obergrenze dessen abgeschätzt werden, was in einer realen Deponie maximal noch als Gasbildung aufgrund mikrobiellen Umsatzes zu erwarten ist. Unter Heranziehung der Grenzwerte der AbfAbIV für $\text{TOC}_{\text{Eluat}}$ und AT_4 sowie einem Wert für GB_{21} von 30 NI/kg TS kann die maximale spezifische Methangasemission mit $< 3 \text{ l Methan/m}^2\text{h}$ berechnet werden. Je nach Deponieabdeckung schwankt die Methanoxidaionsrate von $2,5 - 12 \text{ l CH}_4/\text{m}^2\cdot\text{h}$. Unter optimalen Bedingungen soll das emittierte Methan zu nahezu 100 % oxidiert werden (125).

Andere Autoren geben deutlich niedrigere Oxidationsraten an. Nach CHANTON (zit. in (126)) soll die Wirksamkeit der Methanoxidationsschicht lediglich 10 % für das unkontrolliert entweichende Methan betragen. Neuere Untersuchungen zur Optimierung der Methangasoxidation ergaben rund 40 % Methanreduktion (127). Bei einer nicht vollständig ausgebildeten oder nicht funktionierenden Methanoxidationsschicht (Risse in der Abdeckung, tiefe Temperaturen im Winter) kann die Emission an klimarelevantem Methan durchaus deutlich höher ausfallen. Je nach Wirksamkeit der Methanoxidationsschicht fallen rechnerisch folgende klimarelevanten Emissionen einer Deponie für MBA-Rottegut an (Tab.). Der Anteil des ggf. noch aus regenerativen Quellen stammenden Kohlenstoffs im Methan bzw. daraus wieder gebildetem CO_2 wäre noch in Abzug zu bringen.

Tab. 59: Klimarelevante Emissionen von Deponien für MBA-Rottegut in Abhängigkeit von der Wirksamkeit der Methanoxidationsschicht, Bezug: im GB₂₁-Test gebildetes Methan: 0,6 – 2,6 kg CH₄/Mg MBA-Rottegut (GWP CH₄ = 23)

Wirksamkeit der Methan-oxidationsschicht	99 %	40 %	10 %	pro Mg MBA-Rottegut
Restemission an Methan	0,006 – 0,026	0,36 – 1,56	0,54 – 2,34	kg CH ₄
entsprechend	0,14 – 0,60	8,28 – 35,88	12,42 – 53,82	kg CO ₂ -Äq.
Emission an CO ₂ aus Methanoxidation	1,63 – 7,08	0,66 – 2,86	0,17 – 0,72	kg CO ₂
Summe Emission	1,8 – 7,7	8,9 – 38,7	12,6 – 54,5	kg CO₂-Äq.

Andere Autoren (128) schätzen die klimarelevante Emission von deponiertem MBA-Rottegut (Rottezeit: 3 – 4 Monate, ca. 30 % Wassergehalt) mit ca. **87 kg CO₂-Äq./Mg MBA-Rottegut** bzw. 59 kg CO₂-Äq./Mg Restabfall ab (bei einem GWP-Äquivalenzfaktor von 21 für CH₄).

Ebenso wäre, berücksichtigt man den geforderten langen Betrachtungszeitraum (100 Jahre), als worst-case-Abschätzung eine *vollständige* Mineralisierung des deponierten MBA-Outputs zu modellieren:

Der Grenzwert der AbfAbIV von **18 % TOC** entspricht 180 kg C/Mg Deponie-Output. Setzt man über einen Zeitraum von 100 Jahren eine vollständige Mineralisierung dieser Kohlenstoffmengen über Methan zu CO₂ an, so ergibt sich ein Methanbildungspotenzial von 240 kg CH₄/Mg Deponie-Output. Analog zu obiger Rechnung wäre dann eine Emission klimarelevanter Gase (Methan und CO₂) von 709 bis 4.062 kg CO₂-Äq./MBA-Output (99 bzw. 10 % Wirksamkeit der Methanoxidationsschicht) zu erwarten. Umgerechnet auf den MBA-Input ergäbe das immer noch rund **206 bis 1.178 kg CO₂-Äq./Mg MBA-Input**. Der Anteil der ggf. noch aus regenerativen Quellen stammende Kohlenstoff im Methan bzw. daraus wieder gebildetem CO₂ wäre noch in Abzug zu bringen. Diese worst-case-Betrachtung ist rein theoretisch und soll nur die mögliche Spannweite der Modellierung verdeutlichen.

Für weitere treibhausrelevante Gase (Lachgas, Rest-NMVOC, CO), die im Restgas enthalten sein können, wären vergleichbare Berechnungen anzustellen. Es liegen jedoch keine Informationen über die Zusammensetzung des im GB₂₁-Test von MBA-Output gebildeten Gases vor. Aus Kompostierungsversuchen werden aktuell allerdings erhöhte Lachgasemissionen berichtet (88, 89).

Die Lastschriften des Moduls Rotte-Deponie werden in das Modul MBA-Splitting-Anlage integriert.

4.2.6 Ergebnisse von Ökobilanz-Studien

Nach (73) bewegen sich die Klimaentlastungseffekte für die MBA-Splitting-Anlagen mit anschließender energetischer Verwertung im Bereich von knapp –44 bis über –160 kg CO₂-Äq./Mg Restabfall (K-Werte sind Bezeichnungen aus der zitierten Studie):

- Zementwerk (K2.3 und K2.4): –130 bis –140 kg CO₂-Äq./Mg MBA-Input
- Kraftwerk/Wirbelschicht (K2.2): –44 bis –160 kg CO₂-Äq./Mg MBA-Input.

Eine andere Studie, die sich mit spezifischen Emissionsfaktoren und der Energiebilanz verschiedener Verfahren der Restabfallbehandlung befasst hat, kommt zu folgenden spezifischen CO₂-Emissionen in kg CO₂/Mg Restabfall (negative Werte = Umweltentlastung) (128) (die Spannweite ergibt sich aus unterschiedlich modellierten Restabfallqualitäten):

- MBA (Splitting) + Deponie: +95 kg CO₂/Mg
- MBS (Stabilat) + Rostfeuerung mit Kraft-Wärme-Kopplung: –7 bis –197 kg CO₂/Mg
- Rostfeuerung mit Kraft-Wärme-Kopplung: –83 bis –294 kg CO₂/Mg
- Schwel-Brenn-Verfahren: –68 bis –297 kg CO₂/Mg
- Thermoselect-Verfahren: +12 bis +175 kg CO₂/Mg.

4.2.7 Modellierung der MBA-Splitting-Verfahren

4.2.7.1 Modellierung der Splitting-MBA

4.2.7.1.1 Massenbilanz

Für die Splitting-MBA wird eine Anlage nach den Anforderungen der neuen Rechtslage unterstellt (30. BImSchV, AbfAbIV etc.). Für die weitere Modellierung wird auf Vorplanungen zurückgegriffen, die im Rahmen eines größeren Projektes für die BSR durchgeführt wurden (129, 130). Diese Vorplanungen wurden an die aktuelle Gesetzeslage weiter angepasst. Danach ergeben sich die in Tab. 60 wiedergegebenen Massenströme einer Splitting-MBA.

Tab. 60: Modellierung der Massenbilanz der Splitting-MBA (129); Input: Restabfall, Hu = 8.500 MJ/Mg

Verbleib	Anteil vom Input (FS)	Heizwert Hu (FS)
Heizwertreiche Fraktion zur energetischen Verwertung	42,7%	12.800 MJ/Mg
Fraktion zur Deponierung	29,0%	5.800 MJ/Mg
Wasserverlust und Abbau organische Substanz	25,0%	5.500 MJ/Mg
Ausschleusung Fe-Metalle	3,0%	0 MJ/Mg
Ausschleusung Störstoffe	0,3%	0 MJ/Mg

Tab. 61 zeigt die Massenbilanzen der Ersatzbrennstoff-Aufbereitung hinter Splitting-MBA für den Einsatz der hochkalorischen Fraktion im Zement- bzw. Kraftwerk oder im SVZ, modelliert in Anlehnung an (131)).

Tab. 61: Modellierung der Massenbilanz der Ersatzbrennstoff-Aufbereitung nach Splitting-MBA, Zielpfad Kraftwerk oder Zementwerk bzw. SVZ; Bezug: Tab. 60

Verbleib	Anteil an heizwertreicher Fraktion ($\Sigma = 100 \%$)	Anteil bezogen auf 1 Mg MBA- Input	Heizwerte Hu (FS)
Schwerfraktion zur thermischen Behandlung in MVA	20,0%	8,5%	8.100 MJ/Mg
Ausschleusung Fe-Metalle	2,0%	0,9%	0 MJ/Mg
Ausschleusung NE-Metalle (132)	2,0%	0,9%	11.600 MJ/Mg
Ausschleusung Störstoffe	0,5%	0,2%	0 MJ/Mg
EBS zur Verwertung im Zementwerk oder Kraftwerk alternativ	75,5%	32,2%	14.500 MJ/Mg
Pellets zur Verwertung im SVZ	64,0%	22,4%	17.000 MJ/Mg
Wasserverlust durch Trocknung	11,5%	9,8%	0 MJ/Mg

Sofern keine anderen Daten vorliegen, wird nach Tab. 15 für die hochkalorische Fraktion folgender Wert für den Anteil an regenerativem Kohlenstoff angesetzt:

- **Ersatzbrennstoff (EBS) aus MBA: 46 % C in der Frischsubstanz, davon 55 % regenerativ.**
- **Schwerfraktion** zur thermischen Behandlung in MVA (angenommen): 25 % C, davon 55 % regenerativ.

4.2.7.1.2 Spezifische Energieverbräuche

Der Aufwand für die Aufbereitung der hochkalorischen Fraktion zwecks energetischer Verwertung im Zementwerk oder Kraftwerk wird ausschließlich im Modul MBA anhand des Energieverbrauchs modelliert. Die im Folgenden angegebenen spezifischen Energieverbräuche basieren auf Vorplanungsergebnissen für entsprechende Anlagen in Berlin (129). Für die MBA wird ein spezifischer Energiebedarf von 55 kWh/Mg MBA-Input angesetzt, plus 25 kWh/Mg und 3,5 m³ Gas/Mg MBA-Input für die Abluftreinigung (RTO). Für die biologische Behandlung wurde für die 5. Woche bis 14. Woche ein Umsetzen mit mobilem Umsetzer angesetzt. Der Dieserverbrauch hierfür beträgt 1,7 l/Mg (1,4 kg/Mg) bezogen auf das zu deponierende Material. Der Einbau des Rottegutes auf der Deponie wird mit 0,7 l (0,6 kg) Diesel/Mg Rottegut angesetzt ($\Sigma = 2,4 \text{ l}$ bzw. 2,0 kg Diesel/Mg Rottegut).

Die heizwertreiche Fraktion ist nach Zerkleinerung als Fluff im Zementwerk einsetzbar. Für den Einsatz im Kraftwerk ist eine Anpelletierung des Fluffs und für den Einsatz im SVZ eine Pelletierung des Materials erforderlich. Dadurch ergeben sich unterschiedliche Energiebedarfe für die Ersatzbrennstoffaufbereitung, wie Tab. 62 zeigt.

Tab. 62: Stromverbräuche in kWh/Mg heizwertreiche Fraktion für die Aufbereitung zum einsatzfähigen Ersatzbrennstoff, in kWh/Mg heizwertreiche Fraktion (129)

Einsatz als Ersatzbrennstoff in	Zementwerk Fluff	Kraftwerk Fluff, anpelletiert	SVZ Pellets
Stromverbrauch in kWh/Mg heizwertreiche Fraktion	27	60	64

4.2.7.1.3 Emissionskonzentrationen in der MBA-Abluft

Die Abluftkonzentrationen im Reingas der MBA-Anlage hinter RTO zeigt Tab. 63. Die Meßwerte für die LARA der MBS in Dresden lagen zum Redaktionsschluß für Teil 1 noch nicht vor.

Tab. 63: Verwendete Abluftkonzentrationen im Reingas der MBA-Anlage hinter RTO

Parameter (mg/m³)	LARA MBS Rennerod
CO ₂ -klimarel.	617
CH ₄ (Methan)	0,50
CO (Kohlenmonoxid)	8,40
Lachgas (N ₂ O)	2,00
NO _x (als NO ₂) Stickoxide	30,70
Rest-NMVOC	2,30
R 12 (CCl ₂ F ₂)	0,04
Ammoniak (als NH ₃)	9,70

4.2.7.1.4 Deponierung des Rottegutes

Die Deponiefraktion schöpft den TOC-Grenzwert der AbfAbIV aus und weist einen Rest-TOC von 18 % auf, der zu 100 % als fossil angesehen wird. Im Betrachtungszeitraum (100 Jahre) werden 97 % des abgelagerten Kohlenstoffs in die Huminstruktur eingebunden, die anderen 3 % werden wieder als Methan freigesetzt. Es wird eine Wirksamkeit der Methanoxidationsschicht von 30 % unterstellt. Die resultierenden Restemissionen errechnen sich wie folgt:

18 % TOC im Rottegut entsprechen 180 kg C_{fossil}/Mg Rottegut

- davon werden 3 % zu Methan ($C \cdot 16/12$) = 7,2 kg Methan/Mg Rottegut
- Wirksamkeit der Methanoxidationsschicht = 30 %:

Restemission an Methan: **5 kg Methan/ Mg Rottegut** ($\cong 115 \text{ kg CO}_2\text{-Äq./Mg}$)

- 2,2 kg Methan werden oxidiert zu 1,6 kg C entsprechend **5,9 kg CO₂/Mg Rottegut**.

In der Summe werden damit 121 kg CO₂-Äq./Mg Rottegut freigesetzt. Dies liegt etwas über dem abgeschätzten Wert von 87 kg CO₂-Äq./Mg Rottegut in (128) (dort wurde CH₄ noch mit einem GWP-Äquivalenzfaktor von 21 berechnet). Die Lastschriften für CO₂ und Methan werden direkt als Lastschriften angerechnet.

Der Einbau des Rottegutes auf der Deponie wird mit 0,7 l (0,6 kg) Diesel/Mg Rottegut angesetzt (s.o.). Es fallen keine Gutschriften an.

4.2.7.2 Modellierung der Zementwerke

Bei der Modellierung des Zementwerk-Moduls sind folgende „Stellgrößen“ für die Klimarelevanz gegeben:

- Die aus Klimasicht relevanteste Stellgröße ist der Energieverbrauch der Anlage. Der mittlere Energiebedarf für Trockenverfahren wird mit 3.600 MJ/Mg Klinker angegeben, als BAT-Wert gilt 3.000 MJ/Mg, was einen um knapp 17 % geringeren Ausstoß an energiebürtigen Treibhausgasen zur Folge hat.
- Das Energieaustauschverhältnis von Regelbrennstoff zu Ersatzbrennstoff beträgt nur 1 : 1 bei Heizwerten des Ersatzbrennstoffes von > 18.000 MJ/Mg. Die aus der MBA stammende heizwertreiche Fraktion (Fluff) weist in der Regel aber deutlich niedrigere Heizwerte auf (hier: 14.500 MJ/Mg). Dadurch dürfte der Bedarf an Regelbrennstoff steigen mit der Folge von höheren Treibhausgasemissionen.
- Der erforderliche Bypass zur Verringerung der Anreicherung von Chlor und Schwermetallen führt ebenfalls zu einem erhöhten Energiebedarf.
- Der Kohlenstoffanteil des Regelbrennstoff besteht zu 100 % aus fossilem C. Der Einsatz von Abfällen als Ersatzbrennstoff führt dazu, dass regenerative C-Träger anteilig diese fossilen C-Träger ersetzen, so dass es hinsichtlich der Emission klimarelevanten CO₂s zu einer Umweltentlastung kommt.

Bei der Modellierung des Zementwerk-Moduls wurde davon ausgegangen, dass in der Regel keine Daten für den Gehalt an CaO im Rohmaterial Calciumcarbonat zur Verfügung stehen bzw. dass das Rohmaterial in der Zusammensetzung schwankt. Daher ist der Anteil an CO₂, der aus diesem Teilprozess stammt, nicht genau zu ermitteln, sondern müsste abgeschätzt werden (siehe Standardwerte IPCC). Zur Verfügung stehen allerdings in der Regel prozessspezifische sowie emissionsbezogene Daten wie die Konzentrationen klimarelevanter Gase im Abgas.

Tab. 64 gibt einen Überblick über die für das Zementwerk-Modul verwendeten Daten. Es werden zwei Zementwerke gerechnet:

Tab. 64: Für die Modellierung der Zementwerke verwendete Daten

	ZEM1		ZEM2	
Standard	BAT		mittleres europäisches Zementwerk	
Input				
Produktion von	Klinker für Portlandzement (100 %)		Klinker für Portlandzement (100 %)	
CaO-Gehalt im Rohmehl	65 %		65 %	
Regelbrennstoff (RBS)	100 % Steinkohle		100 % Steinkohle	
Heizwert Regelbrennstoff (Hu)	28.557 MJ/Mg		28.557 MJ/Mg	
eingesetzte Menge RBS	105 kg/Mg Klinker		126 kg/Mg Klinker	
spezifisches Abgasvolumen	9.672 m³/Mg Klinker (133)		9.672 m³/Mg Klinker (133)	
spezifischer Energiebedarf	3.000 MJ/Mg		3.600 MJ/Mg	
Energieaustauschverhältnis				
Ersatzbrennstoff zu Regelbrennstoff	1,0		1,0	
Anteil C _{regenerativ} im C vom EBS	55 %		55 %	
„Verlust“ von klimarelevantem CO ₂ über Staub-Bypass	2 %		2 %	
Strombedarf	72 kWh/Mg Klinker		128 kWh/Mg Klinker	
Ammoniak für SCR**	0,6 kg/Mg		-	
Emissionskonzentrationen bei Einsatz EBS (mg/m³) und Emission in mg/Mg EBS				
CO ₂ gesamt	340.000*	3.288.310.000	340.000*	3.288.310.000
CO ₂ klimarelevant	153.000	1.479.739.500	153.000	1.479.739.500
CO	500	4.835.750	1.250	12.089.375
TOC (hier: = NMVOC)	5	48.358	252,5	2.442.054
NOx (als NO ₂) vor SCR	(350)		800**	3.868.600
NOx (als NO ₂) nach SCR	150**	725.363		
Ammoniak (als NH ₃)	5***	70.120	3	58.432
* abgeschätzt nach (48)				
** 50 % sind auf den Luftstickstoff zurückzuführen, daher entsprechend gewichtet in weiterer Berechnung				
*** angenommener Ammoniak-Schlupf aus SCR				

ZEM1:

Dieses Zementwerk verfügt über BAT-Standard (siehe Tab. 47), wobei bei den angegebenen Spannweiten jeweils der Mittelwert verwendet wird. Für die Parameter, für die kein BAT-Wert angegeben ist, wird der untere Wert der realen Bandbreite in der EU betriebener Zementwerke angesetzt. Als spezifischer Energiebedarf wird gemäß BAT 3.000 MJ/Mg angesetzt. Für CO₂ wird der Wert aus dem Anteil aus dem CaO und dem Anteil aus der Steinkohle, letzteres vermindert um den biogenen Anteil im Ersatzbrennstoff, errechnet.

ZEM2:

Dieses Zementwerk verfügt nicht über BAT-Standard, sondern bewegt sich im Mittelfeld der realen Bandbreite in der EU betriebener Zementwerke (Mittelwerte der Spalte 2 von Tab. 47) und verfügt nicht über NO_x-Minderungsmaßnahmen. Als spezifischer Energiebedarf wird 3.600 MJ/Mg angesetzt. Für CO₂ wird wie bei ZEM1 vorgegangen.

Für beide modellierten Zementwerke gilt:

- Der substituierte **Regelbrennstoff** ist **Steinkohle** mit einem Hu von 28.557 MJ/Mg (Vollwert-Steinkohle-D nach GEMIS 4.0). Es wird der dem Abfalleinsatz zuzurechnende Teilstrom modelliert (quasi als Mono-Verbrennung).
- Es wird ausschließlich **Portlandzement** aus dem produzierten Klinker hergestellt.
- Das **Energieaustauschverhältnis** von Ersatzbrennstoff zu Regelbrennstoff wird mit **1 : 1** angesetzt (d.h. 1 MJ aus Ersatzbrennstoff ersetzen 1 MJ aus dem Regelbrennstoff); da der eingesetzte Ersatzbrennstoff mit einem Heizwert von 14.500 MJ/Mg nur gut die Hälfte des Heizwertes des Regelbrennstoffs aufweist, ist der Einsatz an Ersatzbrennstoff mengen,mäßig entsprechend anzupassen (relevant u.a. für die Gutschrift für die Vorkette der verdrängten Steinkohle).
- Der **Anteil an regenerativem C** am Organikgehalt des Ersatzbrennstoffes wird mit 55 % (bezogen auf den C-Gehalt) angesetzt (vgl. Abschnitt 3.2.6).
- Der „Verlust“ von klimarelevantem CO₂ über den Klinker bei Vorhandensein eines **Staub-Bypasses** wird gemäß IPCC standardmäßig mit einem Aufschlag von 2 % auf die für den Klinker emittierte CO₂-Menge korrigiert.
- Für Verbrennungsanlagen, die im Bereich oberhalb von 1.200°C operieren, ist die emittierte NO_x- und NH₃-Fracht nur anteilig als Funktion des Eintrags mit dem Brennstoff zu sehen (**thermisches NO**). Für Zementwerke wird die emittierte NH₃-/NO_x-Fracht und der Verbrauch der Betriebsmittel für die NO_x-Reduzierung zu je 50 % auf den Input und auf den Luftstickstoff (außerhalb der Bilanzgrenze) angerechnet (0).
- Die Gutschriften für die Klinkererzeugung werden nur gewährt für Klinker, der nach BAT-Standard erzeugt wurde (3.000 MJ/Mg Klinker) (vgl. Daten ZEM1).

Es wird mit den oben genannten prozessspezifischen sowie emissionsbezogenen Daten gerechnet.

Es fallen Lastschriften an für

- die Emission klimarelevanter Gase für den Prozess ohne den Einsatz von Restabfall, für CO₂ bereinigt um den Anteil aus regenerativem C im Ersatzbrennstoff und um den NO_x-/NH₃-Anteil aus dem Luftstickstoff (50 %),
- den Energieverbrauch der Anlage und
- den Verbrauch von Chemikalien für die NO_x-Reduzierung (50 %, s.o.).

Es fallen Gutschriften an für

- die Klinkererzeugung nach BAT-Standard unter Einsatz von Ersatzbrennstoff.

4.2.7.3 Modellierung der Kraftwerke

Bei der Modellierung des Kraftwerk-Moduls sind folgende „Stellgrößen“ für die Klimarelevanz gegeben:

- Die Energieeffizienz und das Energienutzungskonzept der Anlage bestimmen in entscheidendem Maße die Emission an Klimagasen.
- Der Energiebedarf für Mahlung und ggf. Trocknung der Kohle ist zu berücksichtigen.
- Die innerbetrieblichen Aufwändungen für die Abgasreinigung sind zu berücksichtigen.
- Es wird davon ausgegangen, dass eine Energieäquivalenz zwischen Regelbrennstoff und Ersatzbrennstoff gegeben ist. Die ausgekoppelte Netto-Energiemenge verändert sich daher nicht durch den Einsatz von Ersatzbrennstoff.
- Der Kohlenstoffanteil des Regelbrennstoff besteht zu 100 % aus fossilem C. Der Einsatz von Abfällen als Ersatzbrennstoff führt dazu, dass regenerative C-Träger anteilig diese fossilen C-Träger ersetzen, so dass es hinsichtlich der Emission klimarelevanten CO₂s zu einer Umweltentlastung kommt.
- Es wird der dem Abfalleinsatz zuzurechnende Teilstrom modelliert (quasi als Mono-Verbrennung).
- Der in Staubfeuerungs-Kraftwerken anfallende Staub kann anteilig Klinker in der Spezialzementproduktion ersetzen. Dies führt zur Klimaentlastung.

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über die für das Kraftwerk-Modul verwendeten Daten. Es werden zwei Kraftwerke modelliert:

KRA1:

Heizkraftwerk Braunkohle, modelliert in Anlehnung an ein sächsisches Heizkraftwerk
Das Kraftwerk setzt Lausitzer oder mitteldeutsche Braunkohle ein (dann Bahntransport).
Die Kohletrocknung erfolgt per Mühlenfeuerung mit Rauchgasrücksaugung.
Das Kraftwerk verfügt über eine Staubabscheidung sowie quasitrockene REA mit Kalkmilcheindüsung und NO_x-Primärmaßnahmen. Es wird Hochdruckdampf zur Stromerzeugung (Grundlast) ausgekoppelt. Der Nettonutzungsgrad beträgt 37,5 %.
Die Kraftwerksstäube dienen als Klinkerersatz in der Zementproduktion.

KRA2:

Heizkraftwerk Braunkohle, in Anlehnung an ein sächsisches Kraftwerk
Das Kraftwerk befindet sich am Standort der Kohlegrube; es wird Lausitzer Braunkohle eingesetzt. Transporte fallen nicht an.
Die Kohletrocknung erfolgt per Mühlenfeuerung mit Rauchgasrücksaugung.
Das Kraftwerk verfügt über eine Staubabscheidung sowie nasse REA mit CaCO₃-Zugabe in wässriger Lösung. Es wird Strom sowie Fernwärme ausgekoppelt. Die Nettowirkungsgrade betragen für Strom 36 % und für die Fernwärmeauskopplung 27,6 %.
Die Kraftwerksstäube dienen als Klinkerersatz in der Zementproduktion.

Tab. 65: Für die Modellierung der zwei Kraftwerke verwendete Daten

Spezifische Kenngrößen	KRA1 (134)	KRA2 (135)
energiespez. Abgasvolumen	0,42 Nm³/MJ	0,45 (136) [0,41*] Nm³/MJ
Input		
Regelbrennstoff	100 % Braunkohle	100 % Braunkohle
Heizwert Regelbrennstoff (Hu)	8.579 MJ/Mg FS (135) 20.000 MJ/Mg (nach Tr.)	8.579 MJ/Mg FS (135) 20.000 MJ/Mg (nach Tr.)
Heizwert Ersatzbrennstoff (Hu)	14.500 MJ/Mg	14.500 MJ/Mg
Anteil C _{regenerativ} im EBS	55 %	55 %
Rauchgasentschwefelung	quasitrocken: 0,05 kg/Mg (Ca(OH) ₂)	nass: 0,06 kg/Mg (CaCO ₃ , trocken)
Strombedarf Mahlung	179 kWh/Mg	179 kWh/Mg
Output:	KRA1	KRA2
Strom (brutto)	1.692 kWh/Mg	1.631 kWh
elektrischer Wirkungsgrad (bei Einsatz von Regelbrennstoff)	37,5 % (netto)	36 % (netto) (135)
Verhältnis Grundlast/Spitzenlast bei Stromauskopplung	100 % Grundlast	100 % Grundlast
Dampf (brutto)	-	4.002 MJ/Mg
thermischer Wirkungsgrad	-	27,6 %
energetischer Wirkungsgrad	37,5 %	63,6 %
Abgabe an Abnehmer	8.760 h/a	8.760 h/a
Filterstäube zur Verwertung	0,036 Mg/Mg	0,036 Mg/Mg
Emissionskonzentrationen im Regelbetrieb (mg/m³):		
CO ₂	271.418	252.323 (135) [273.788] ^{d)}
CO ₂ –klimarelevant (für EBS)	122.138 ^{a)}	113.995 ^{a)}
Methan (CH ₄)	3,7 ^{b)}	4,7^{e)} [5,1 ^{f)} , 3,7 ^{d)}
CO	25 ^{c)}	156 (135) [50 ^{d)} 176 ^{e)} , 193 ^{f)}
Lachgas (N ₂ O)	3,75 ^{c)}	0,67^{e)} [0,73 ^{f)} , 7,5 ^{d)}
NO _x (als NO ₂)	86,26 ^{c)}	187 (135) [191 ^{e)} , 210 ^{f)}
NMVOC	1,88 ^{c)}	3,5 (135) [3,7 ^{d)} , 4,7 ^{e)} , 5,1 ^{f)}
Ammoniak (als NH ₃)	-	-
a) errechnet aus C-Gehalt des EBS	e) errechnet über brennstoffspezifischen Emissionsfaktor (Tab. 51) und energiespezifisches Abgasvolumen von 0,45 m³/MJ	
b) errechnet aus Standardwert des IPCC	f) wie e) und energiespezifisches Abgasvolumen von 0,41 m³/MJ	
c) aus LUA-Emissionskataster 1994; halbe Werte		
d) GEMIS 4.0, Prozesse, BrK-KW-DT-D-Lausitz saniert		

Das Berechnungsmodell arbeitet mit den in Tab. 65 genannten prozessspezifischen sowie emissionsbezogenen Daten.

Es fallen Lastschriften an für

- die Emission klimarelevanter Gase für den Prozess ohne den Einsatz von Restabfall, bereinigt für CO₂ um den Anteil aus regenerativem C im Ersatzbrennstoff,
- den Eigenbedarf an Energie und
- den Bedarf an Chemikalien für die Rauchgasreinigung/-entstickung.

Es fallen Gutschriften an für

- die Erzeugung von Energie (Strom, Wärme, Prozessdampf) und
- den anteiligen Ersatz von Klinker für die Betonproduktion durch die erzeugten Filterstäube aus Staubfeuerungs-Kohlekraftwerken. Nach (137) wird ein Austauschverhältnis von Staub zu Klinker von 1 : 1 angenommen. Es wird davon ausgegangen, dass der Kraftwerksstaub herkömmlich erzeugten Klinker verdrängt. Daher erfolgt die Gutschrift für den substituierten Klinker über die Lastschriften für das Zementwerk, das keinen BAT-Standard aufweist (ZEM2).

4.2.7.3.1 Modellierung der Emissionen klimarelevanter Gase bei Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen aus heizwertreicher MBA-Fraktion im Kraftwerk

Für die Berechnung der klimarelevanten Emissionen werden die gemessenen Emissionskonzentrationen herangezogen. Stehen keine Meßwerte zur Verfügung, werden die Emissionen anhand der IPCC-Vorgaben nach Abschnitt 4.2.3.3.1 und 4.2.3.3.2 modelliert.

Beispiel Lachgas / Steinkohle:

Regelemission bei Einsatz von **Steinkohle** nach 4.2.3.3.2:

Bezug:	1 Mg Steinkohle (SK)
Hu =	25.000 MJ/Mg
Emissionsfaktor:	1,4 kg/TJ
Emission:	35 g N ₂ O/Mg Steinkohle
energiespezifisches Abgasvolumen (6 % O ₂) (138):	0,53 m ³ /MJ = 13.250 m ³ /Mg SK
daraus errechnete Abgaskonzentration:	35 g N ₂ O/13.250 m ³ = 2,6 mg/m³

Zum Vergleich: MVA/Wirbelschichtöfen: 1 – 2 mg N₂O/m³ (vgl. Abschnitt 4.1.1.2)

Beispiel Lachgas / Braunkohle:

Regelemission bei Einsatz von **Lausitzer Braunkohle**:

Bezug:	1 Mg Braunkohle (BK)
Hu =	8.579 MJ/Mg
Emissionsfaktor (Tab. 51, dort letzte Zeile):	0,3 kg/TJ
Emission:	2,57 g N ₂ O/Mg Braunkohle
energiespezifisches Abgasvolumen (6 % O ₂):	0,45 m ³ /MJ = 3.861 m ³ /Mg BK
daraus errechnete Abgaskonzentration:	2,57 g N ₂ O/3.861 m ³ = 0,67 mg/m³

Beispiel Methan / Braunkohle:Regelemission bei Einsatz von **Lausitzer Braunkohle:**

Bezug:	1 Mg Braunkohle (BK)
Hu =	8.579 MJ/Mg
Emissionsfaktor (Tab. 51, dort letzte Zeile):	2,1 kg/TJ
Emission:	18 g CH ₄ /Mg Braunkohle
energiespezifisches Abgasvolumen (6 % O ₂):	0,45 m ³ /MJ = 3.861 m ³ /Mg BK
daraus errechnete Abgaskonzentration:	18 g CH ₄ /3.861 m ³ = 4,7 mg/m³

Beispiel Kohlenmonoxid (CO) / Steinkohle:

Regelemission bei Einsatz von Steinkohle nach 4.2.3.3.2:

Bezug:	1 Mg Steinkohle (SK)
Hu =	25.000 MJ/Mg
Emissionsfaktor:	20 kg/TJ
Emission:	500 g CO/Mg Steinkohle
energiespezifisches Abgasvolumen (6 % O ₂) (138):	0,53 m ³ /MJ = 13.250 m ³ /Mg SK
daraus errechnete Abgaskonzentration:	500 g CO/13.250 m ³ = 38 mg/m³

Zum Vergleich zeigt Tab. 66 gemessene CO-Konzentrationen im Abgas nordrhein-westfälischer Steinkohlekraftwerke.

Tab. 66: CO-Konzentrationen im Abgas nordrhein-westfälischer Steinkohlekraftwerke; alle Anlagen Trockenfeuerung und < 50 MW; Daten aus dem LUA-Emissionskataster 1994 im Rahmen des Projektes (69)

Anlage	Kraftwerk	Heizkraftwerk	Kraftwerk, Blöcke A+B		Kraftw. Blöcke 1-4
Anlage Nummer	0080	0106	0107		0120
Betriebseinheit	Kessel 1	Kessel 9	Feuerung Block A	Feuerung Block B	Block 4
Vol.-Strom (m ³ /h)	121.168	1.162.710	1.788.270	1.757.290	1.447.000
Betriebsstunden	7.712	7.627	5.691	5.998	5.812
Nr. 111 Kohlenmonoxid	61,0	22,3	3,4	3,4	11,4

4.2.7.4 Modellierung des SVZ

Folgt man den wissenschaftlichen Publikationen des Betreibers (120), so würde aus einem Abfall mit einem Heizwert von 11.600 MJ (ist nicht identisch mit dem Heizwert der Modellierung unten) eine Methanolausbeute von rund 290 kg/Mg folgen (139). Der Stromüberschuß dürfte bei gut 230 kWh/Mg Abfalleinsatz liegen. Weitere relevante Verwertungsleistungen werden nicht erbracht. Es besteht ein Abwasserpfad, der aber nicht zu klimarelevanten Emissionen führt und der folglich nicht modelliert wird.

Im SVZ wird im Normalbetrieb ein Abfallgemisch aus verschiedenen Komponenten vergast. Genehmigungsrechtlich sind 85 % Abfälle und 15 % Kohle zulässig. Wenn die 85 % Abfall aus BRAM-Pellets bestehen, ergeben sich folgende Daten:

Methanolerzeugung	392 kg/Mg Input
Stromüberschuß	220 kWh/Mg Input (<u>Werte sollten in 2002 aktualisiert werden</u>).

Bei der Annahme, dass die Gesamteinsatzmenge aus BRAM (ca. 17.000 MJ/Mg) besteht, ergäbe sich eine Methanolerzeugung von 300 bis 320 kg/Mg Input und neben der vollen Eigenversorgung der SVZ-Anlagen (einschließlich der Aufbereitung und Klärwerke) ein Stromüberschuss zur Abgabe ins öffentliche Netz von 100 – 150 kWh/Mg Input.

Das Berechnungsmodell arbeitet mit den in Tab. 57 genannten prozessspezifischen sowie emissionsbezogenen Daten, die für den modellierten Heizwert zutreffen. Der Stromüberschuß wird mit 125 kWh/Mg angesetzt.

Es fallen Lastschriften an für

- die über die Abluft emittierten klimarelevanten Gase, für CO₂ reduziert um den Anteil an regenerativem C in der hochkalorischen Fraktion und
- die Agglomerierung der hochkalorischen Fraktion (nicht modellierbar, da nur Angaben zum Stromüberschuß).

Es fallen Gutschriften an für

- die Erzeugung von Energie (Strom) (Grundlast 70 %, Mittel-/Spitzenlast 30 %) und
- die Methanolbereitstellung aus fossilen C-Trägern. Die Modellierung der Gutschrift erfolgte über die modellierte Lastschrift der Abluft, aber ohne die Reduzierung von klimarelevantem CO₂ durch den Abfall. Eine andere Gutschriftenberechnung würde genaue Daten über alternative Herstellungsverfahren von Methanol erfordern. Derartige Daten standen nicht zur Verfügung.

4.2.7.5 Untersuchte MBA-Verfahrenskombinationen

Aufgrund der möglichen Verfahrenskombinationen zur energetischen Verwertung werden die Tab. 67 aufgeführten Varianten modelliert. Die MBA wird dabei nicht verändert, da es aufgrund der neuen gesetzlichen Vorgaben (AbfAbIV, 30. BImSchV) nur wenig Spielraum für die Ausgestaltung gibt.

Für die energetische Verwertung und thermische Behandlung werden zwei Fallkonstellationen modelliert. Bei den Zementwerksszenarien werden einmal Zementwerk nach BAT und gute MVA1 kombiniert („best case“). In einer „worst case“-Betrachtung werden dann für die entsprechenden Verfahren die „schlechteren“ Anlagen (Zem2, MVA3) kombiniert. Bei den Kraftwerksvarianten wird lediglich das Kraftwerk selbst verändert (Braunkohle, mit unterschiedlichem Energiekonzept), MBA und MVA1 bleiben gleich.

Tab. 67: Untersuchte MBA-Varianten (Splitting), die Prozentangaben beziehen sich auf den Anlageninput (FS); nicht ausgewiesen sind Wasserverlust und Abbau der organischen Substanz sowie die abgetrennten Fe- und NE-Metalle und Störstoffe

Variante	EBS geht ins		Schwerstofffraktion geht in die		Fraktion zur Deponierung
MBA_ZEM1	ZEM1	32,2%	MVA1	8,5%	29,0%
MBA_ZEM2	ZEM2	32,2%	MVA3	8,5%	29,0%
MBA_KRA1	KRA1	32,2%	MVA1	8,5%	29,0%
MBA_KRA2	KRA2	32,2%	MVA1	8,5%	29,0%
MBA_SVZ	SVZ	27,3%	MVA1	8,5%	29,0%

4.2.7.6 Herkunft und Qualität der Daten

Die Basisdaten für die Modellierung der **MBA** entstammen einer aktuellen Planungsstudie (129), mussten aber wegen der strengen Heizwert-Anforderungen der AbfAbIV an das Deponiegut weiter angepasst werden. **Splitting-Anlagen, die aktuell in Betrieb sind und sowohl die 30. BImSchV als auch die Grenzwerte der AbfAbIV derzeit schon einhalten, sind nicht bekannt.** Zwar ist bekannt, dass offene Rotteverfahren mit hinreichend langer Rottedauer ein Deponiegut erzeugen, welches die Grenzwerte der AbfAbIV einhalten können. Derartige Neuanlagen sind aber nach 30. BImSchV nicht mehr genehmigungsfähig, da nur mehr die Nachrotte offen erfolgen darf. Die Daten für die Abluftreinigung entstammen Messungen an einer in Betrieb befindlichen RTO-Anlage (Tab. 45).

Die Datenqualität für das MBA-Splitting ist als mittel einzustufen.

Die Daten für die **Ersatzbrennstoffaufbereitung** entstammen einer Untersuchung, innerhalb derer an vier in Betrieb befindlichen Anlagen Praxisversuche durchgeführt wurden (131).

Die Datenqualität für die Ersatzbrennstoffaufbereitung ist als sehr gut einzustufen.

Die Daten für die Modellierung der **Reststoff-Deponierung** entstammen Literaturquellen bzw. sind abgeleitet.

Die Datenqualität ist mittel.

Zur Qualität der Daten des Moduls MVA siehe Abschnitt 4.1.5.

Die Daten für die Modellierung des Moduls **Zementwerk** entstammen den Dokumenten zur Festlegung des BAT auf europäischer Ebene.

Die Datenqualität ist mittel.

Die Daten für die Modellierung des Moduls **Kraftwerk** sind abgeleitet (KRA1) oder vom LfUG anhand von konkreten Daten einer sächsischen Anlage modelliert (KRA2).

Die Datenqualität ist gut bis mittel.

Die Daten für das Modul **SVZ** sind der Literatur entnommen und teilweise mit dem Betreiber abgestimmt. Insgesamt ist die Datenlage bzgl. des SVZ mit Unsicherheiten behaftet (insbesondere Schadstoffemissionen und Methanogenese aus hochkalorischer Fraktion). Daher können die erhaltenen Gesamtergebnisse nur mit Einschränkungen gewertet werden. Es empfiehlt sich eine Aktualisierung der Daten für Teil 2 der Studie.

4.3 Restabfallstabilisierung (MBS) und Vergasung im SVZ

4.3.1 Modul Mechanisch-biologische Stabilisierungsanlage (MBS)

4.3.1.1 Verfahrensüberblick und technischer Standard

Während MBA-Splitting-Anlagen sich erst aufgrund der Vorgaben insbesondere der AbfAbIV zu Anlagen entwickelten, die *auch* eine heizwertreiche Fraktion ausschleusen, war es von je her Ziel von Stabilisierungs-Anlagen, den Restabfall so aufzuarbeiten, dass der Deponiebedarf minimiert bzw. gen Null reduziert wurde, und eine maximale Menge an hochkalorischer Brennstofffraktion entsteht, deren Wassergehalt durch biologische Trocknung auf unter 15 % reduziert wurde. Aufgrund dieser anderen Konzeption lag der Anteil an heizwertreicher Fraktion bezogen auf den Anlageninput schon immer höher als bei Splitting-Anlagen, nämlich im Bereich von 50 – 60 % des Inputs.

Der Restabfall wird auf < 250 mm geshreddert, durchmischt und anschließend vollautomatisch in sog. Rotteboxen aus Stahlbeton gefördert. Dort wird innerhalb von sieben Tagen der Wassergehalt im Abfall weitgehend reduziert (< 15 % Wasser). Der getrocknete Abfall wird über ein Trommelsieb geführt. Der Siebüberlauf wird einer weiteren Zerkleinerung zugeführt und dann erneut in die Siebtrommel geleitet. Der Siebdurchgang wird einer trockenen Dichtesortierung unterzogen. Die dabei erzeugte Leichtfraktion wird zum Brennstoff Trockenstabilat® in Ballen verpresst. Das abgetrennte Schwergut wird mittels Magnet- bzw. Wirbelstromscheider von Fe- und NE-Metallen befreit, Batterien werden händisch aus der Fe-Fraktion aussortiert. Die Metallfraktionen werden mit Erlösen vermarktet, die abgetrennten Batterien werden dem Rücknahmesystem zugeführt. Dabei sind insbesondere für die NE-Fraktion aufgrund der hohen Reinheit Erlöse von mehr als DM 1.000,- pro Mg erzielbar (90).

Aus dem verbleibenden Schwergut wird mittels Siebung und Dichtentrennung eine brennbare mittelschwere Fraktion (wie Holz und Hartkunststoffe) abgetrennt und der Trockenstabilat®-Fraktion zugeführt. Letztere wird entweder lose zur energetischen Verwertung transportiert oder in Folie gewickelt zwischengelagert.

Aus dem verbleibenden Materialstrom, der nun hauptsächlich aus Keramik, Steinen, Porzellan (KSP) und aus Glasscherben besteht, kann in einer zusätzlichen Behandlungsstufe mittels elektro-optischer Sortierung Weiß-, Grün- und Braunglas separat abgetrennt werden (z.B. MBS Rennerod). Die dabei erzielbaren Produktqualitäten entsprechen den von der Glasindustrie an die Altglasverwertung gestellten Anforderungen (90). Es verbleibt ein Gemisch aus Keramik, Steinen und Porzellan (KSP), welches als Schwergut deponiert oder ggf. verwertet werden kann.

Während das gewonnene Trockenstabilat® ohne weitere Aufbereitung in Zementwerken verwertet werden könnte, ist für den Einsatz im Kraftwerk und im SVZ eine Weiterverarbeitung zu Ersatzbrennstoffen mit bestimmten physikalischen Eigenschaften erforderlich. Für das Kraftwerk kann sich dieser Schritt auf eine Nachzerkleinerung beschränken, doch für das SVZ ist die Verarbeitung zu Pellets erforderlich, wobei ein Wassergehalt von unter 15 % sicher eingehalten werden muss, was die Anlagen neueren Typs nach Anbieter-Angaben auch sicher gewährleisten (129).

4.3.1.2 Abluft-/Abwasserreinigung

Die segmentierten Hallenabschnitte sind zwangsbelüftet und werden mit Luftwechselraten von 3 – 5 gefahren. Die belastete Abluft aus den Hallensegmenten und insbesondere der Rotte wird über ein komplexes Abluftmanagement geführt. Damit gelingt die Senkung der spezifischen Abluftmengen der Rotte auf rund 1.000 m³/Mg. Diese Rotteabluft ist mit Wasserdampf, CO₂, Ammoniak und niedermolekularen organischen Substanzen (z.B. Geruchsstoffen) angereichert. Ein Großteil gelangt in den Wärmetauscher, der die bis zu 65°C warme Abluft abkühlt. Dessen Kondensat wird biologisch-mechanisch gereinigt und anschließend vollständig als Brauchwasser in den Kühlkreislauf eingeschleust und verdunstet (90).

Die Abluft wird regenerativ thermisch in einem Drei-Kammer-System aus Keramik-Wärmetauschern oxidiert (RTO). Tab. 68 zeigt wichtige technische Daten der RTO-Anlagen der Fa. Herhof, hier der Anlage von Rennerod.

Tab. 68: Wichtige technische Daten der RTO-Anlage der Fa. Herhof, hier: Anlage der MBS Rennerod (91)

Parameter	Auslegung Rennerod	Anmerkung / Einheit
MBA Rennerod	75.000	Mg/a
Anzahl Brennkammern	3	
Anzahl Linien	2	redundante Auslegung
Kapazität	22.500	m³/h
Spez. Abgasmenge	5.300	m³/Mg
Arbeitstemperatur	850	°C
Auslegung Saugzug	45	kW Anschlußleistung
Erdgasverbrauch	3 – 4	m³/Mg
TOC im Rohgas	100 – 500	mg/m³

4.3.1.3 Klimarelevante Emissionen

Die Klimarelevante Emissionen ergeben sich zum einen durch die über das Abgas emittierten Schadstoffe, zum anderen über die benötigte Energie für den Betrieb der Anlage, der Abwasserreinigung und der RTO-Anlage. Die direkten Emissionen der RTO-Anlage sind in Tab. 45 auf Seite 64 wiedergegeben.

Der spezifische Energieverbrauch der Trockenstabilat®-Anlage in Aßlar beträgt 80 kWh/Mg Input an elektrischer Energie (mit Abwasserreinigung, aber ohne RTO-Anlage) sowie 0,1 l Diesel/Mg Input (79). Die RTO-Anlage hat im Normalbetrieb einen Erdgasverbrauch von 3 – 4 m³/Mg Abfall.

4.3.2 Modul SVZ

Es wird auf die Beschreibung des SVZ in Abschnitt 4.2.4 auf Seite 80 und die Modellierung des SVZ für die Splitting-MBA in Abschnitt 4.2.7.4 auf Seite 96 verwiesen.

Im SVZ wird im Normalbetrieb ein Abfallgemisch aus verschiedenen Komponenten vergast. Um die Verwertung im SVZ möglichst exakt zu berechnen, wurde ein Datensatz entwickelt, der die aus dem Stabilat erzeugten Pellets getrennt betrachtet. Tab. 69 zeigt die Daten für Pellets aus der MBS. Die Daten wurden vom SVZ bestätigt bzw. korrigiert.

4.3.3 Modellierung der Stabilisierungsverfahren

4.3.3.1 Untersuchte MBS-Varianten

Untersucht werden sollte die Kombination von MBS und SVZ. Variationsmöglichkeiten gibt es noch bei der Massenbilanz der MBS (weitere Ausschleusung von Fe- und NE-Metallen), was aber derzeit nicht kalkulierbar ist. Daher wird das MBS-Modul nicht verändert. Tab. 70 zeigt die Massenbilanz der modellierten MBS.

Tab. 69: Verwendete Input-Daten für das Modul SVZ (129), nur klimarelevante Daten

je Mg		Pellets aus MBS (14.500 MJ/Mg) 1.000 kg FS	Quelle
Input:			
Ca(OH) ₂ für RGR	kg	8	f)
Output:			
Methanol	kg	340	a)
Strom (Nettoüberschuß)	kWh	200	b)
Asche u. Schlacken	kg	127	d)
Gips (REA)	kg	4,7	d)
Abgas REA-Kessel:	m ³	1.259	a)
Abgas GuD:	m ³	2.076	a)
Abgas gesamt:	m ³	4.546	a)
Emissionen (Luft)		bezogen auf Abgas gesamt, s.o.	
H ₂ O	kg	17	a)
Stickstoff	kg	3.020	a)
Sauerstoff	kg	495	a)
Distickstoffmonoxid	mg	400	c)
Kohlendioxid	mg	820.000.000	e)
Kohlenmonoxid	mg	40.000	a)
NO _x	mg	265.000	a)
Methan	mg	1.150.000	d)
Ammoniak	mg	290	a)
NM VOC	mg	6.200	c)

- a) Werte von Herrn Buttke, SVZ, per Mail am 25.5.01 (Ökobilanz.doc); Werte Abgas und Abwasser angepasst für 85 % BRAM und 15 % Kohle
- b) abgeschätzt aus den Daten (Tabelle) eines Vortrags von Obermeier et al. (120) auf der 5. Fachtagung Abfallverbrennung, 9. – 11. Oktober 2000 in Kassel
- c) Entnommen aus der IFEU Altöl-Studie (121); lt. SVZ/Hrn. Buttke nicht verwendbar für Bilanzfall BRAM/Kohle; daher folgender Ansatz als Notlösung, da SVZ keine belastbaren Daten liefern konnte: 10 % des jeweiligen Wertes der Altöl-Studie
- d) Errechnet aus der IVV SVZ-Bilanz per Differenzrechnung Tab. A 1-5 und Tab. A 1-6
- e) berechnet über RGP (in EXCEL) unter Verwendung der neuen Daten von Herrn Buttke (s.o.)
- f) aus der IVV SVZ-Studie, Datenband (122)

Die Ausschleusung von verschiedenen Glasfraktionen zur Verwertung ist in der MBS technisch möglich (Nah-Infrarot) und ist auch in einer Anlage realisiert (Rennerod). Da dies jedoch nicht an jedem Standort realisiert ist (z.B. nicht in der MBS Dresden), wird auf eine Modellierung für den Verfahrensteil verzichtet.

Tab. 70: Massenbilanz der MBS (modelliert auf der Basis von (129)); Input: Restabfall, $H_u = 8.500 \text{ MJ/Mg}$

Verbleib	Anteil vom Input	Heizwert H_u FS
Stabilat	45,0%	14.500 MJ/Mg
Schwerstoffe zur Deponierung	15,0%	5.400 MJ/Mg
Staub zur Verbrennung	5,0%	12.500 MJ/Mg
Wasserverlust und Abbau organische Substanz	29,5%	1.450 MJ/Mg
Ausschleusung Fe-Metalle	4,0%	0 MJ/Mg
Ausschleusung NE-Metalle (Aluminium (132))	1,0%	11.600 MJ/Mg
Ausschleusung Störstoffe	0,5%	0 MJ/Mg

Sofern keine anderen Daten vorliegen, wird nach Tab. 15 für die Stabilat folgender Wert für den Anteil an regenerativem Kohlenstoff angesetzt:

- **Stabilat: 31 % C in der Frischsubstanz, davon 58 % regenerativ.**

Die MBS wurde ebenfalls auf der Basis von Vorplanungsergebnissen (s.o.) modelliert. Die Maschinentechnik wurde in Anlehnung an die Herhof-Verfahrenstechnik zusammengestellt. Die Abluftmenge beträgt $4.000 \text{ m}^3/\text{Mg}$. Die Abgasreinigung erfolgt über RTO (vgl. Tab. 45 und Tab. 63).

Die spezifischen Energieverbräuche wurden auf der Basis der Vorplanungsergebnisse für entsprechende Anlagen in Berlin berechnet (130). Für die MBS selbst wird ein Stromverbrauch von 105 kWh/Mg MBS-Input angesetzt (inkl. RTO), die Aufbereitung des Stabils für das SVZ (Kompaktierung/Pelletierung) schlägt noch einmal mit 58 kWh/Mg Stabilat zu Buche. Der Staub gelangt direkt zur Verbrennung in eine MVA.

Da es sich beim SVZ um eine einzige Anlage handelt, ist hier eine Modifizierung ebenfalls nicht sinnvoll gestaltbar. Als Nettostromauskopplung werden 107 kWh/Mg Stabilat-Input (bei 14.500 MJ/Mg) angesetzt.

Für die thermische Behandlung des Staubes aus der MBS stehen im Prinzip 3 MVA-Typen zur Verfügung. Da der Staub aber lediglich mit 5 % in die Massenbilanz eingeht, wird nur eine der MVAs einbezogen (MVA1) und statt dessen in einer zweiten Variante modelliert,

dass der abgeschiedene Staub dem Stabilat zugeschlagen wird und ebenfalls ins SVZ gelangt.

Auf eine Modellierung des Deponiepfades für die ausgeschleusten Schwerstoffe wird verzichtet, da es sich überwiegend um Inertien handelt. Je nach weiterer Aufbereitung ist auch eine Verwertung der Schwerstoffe möglich. In diesem Fall wäre das Modell um Lastschriften (Aufwand für Aufbereitung) und Gutschriften (für ersetzte Primärstoffe, insbesondere Glas) zu ergänzen. Tab. 71 zeigt die modellierten Varianten.

Tab. 71: Untersuchte MBS-Varianten (Stabilisierung)

Die Prozentangaben beziehen sich auf den Anlageninput (FS); nicht ausgewiesen sind Wasserverlust und Abbau der organischen Substanz sowie die abgetrennten Fe- und NE-Metalle und Störstoffe/ Schwerstoffe zur Deponierung.

Variante	EBS in		Staub in	
MBS_SVZ_MVA	SVZ	45 %	MVA1	5,0%
MBS_SVZ	SVZ	45 %	SVZ	5,0%

4.3.3.2 Herkunft und Qualität der Daten

Die Daten zur Massenbilanz des Moduls **MBS** sind anhand der Daten einer in Betrieb befindlichen Anlage modelliert. Die Qualität dieser Daten ist mittel.

Die Daten zur Emission der **RTO** sind vom Betreiber und von unabhängigen Institutionen gemessen worden. Die Qualität der Daten ist sehr gut.

Die Daten für die **Ersatzbrennstoffaufbereitung** entstammen einer Untersuchung, innerhalb derer an vier in Betrieb befindlichen Anlagen Praxisversuche durchgeführt wurden (131). Die Datenqualität für die Ersatzbrennstoffaufbereitung ist als sehr gut einzustufen.

Die Daten für die Modellierung des Moduls **SVZ** sind der Literatur entnommen und teilweise mit dem Betreiber abgestimmt. Insgesamt ist die Datenlage bzgl. des SVZ mit Unsicherheiten behaftet (insbesondere Schadstoffemissionen, dort nur extrapolierte Werte, sowie Methanogenese aus Stabilat). Daher können die erhaltenen Gesamtergebnisse nur mit Einschränkungen gewertet werden. Es empfiehlt sich eine Aktualisierung der Daten für Teil 2.

Die Datenqualität für die **MVA1** ist sehr gut (vgl. Abschnitt 4.1.4.1).

Das Modul **Reststoff-Deponie** wird, da es sich hierbei nur um die Ablagerung von Schwerstoffen, Inertien etc. handelt, in Abstimmung mit dem Auftraggeber nicht aktiviert.

4.4 Holzabfallverbrennung

Die Holzabfallverbrennung war in Deutschland bislang eine Domäne der industriellen Verbrennung von Produktionsresten, oft gleich hinter der abfallerzeugenden Anlage. Folgt man aktuellen Marktberichten, dürfte das Erneuerbare-Energien-Gesetz zu einer deutlichen Zunahme derartiger Anlagen in Deutschland führen (140).

Im Freistaat Sachsen wird im Rahmen des Förderprogramms „Immissions- und Klimaschutz einschließlich der Nutzung erneuerbarer Energien“ auch die Nutzung erneuerbarer Energie, hier insbesondere Holz gefördert. So wurden im Jahr 2000 insgesamt 635 diesbezügliche Maßnahmen mit einem Volumen von rund 3.616 Mio. DM (rund 1,85 Mio. €) gefördert, was rund 42 % des gesamten Fördervolumens entsprach. Rund 270 dieser Projekte waren im Bereich kleiner Feuerungsanlagen (< 80 kW) angesiedelt. Abb. 6 aus dem Jahresbericht 2000 des Projektträgers Umwelt und Energie des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft (141) zeigt die Anzahl der geförderten Holzfeuerungsanlagen in Sachsen und ihre Gesamtnennwärmeleistung (Stand 12/2000).

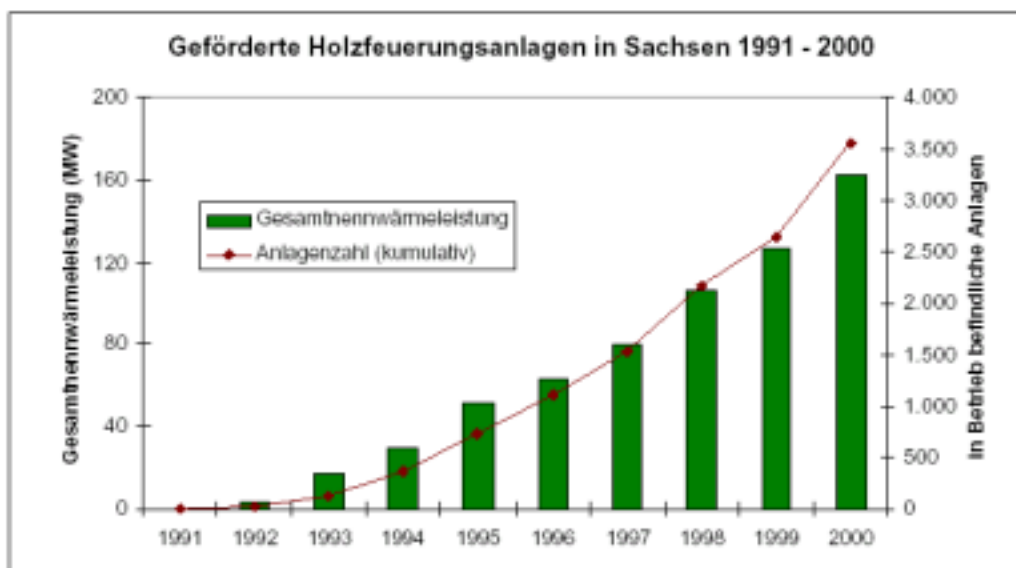


Abb. 6: Anzahl geförderter Holzfeuerungsanlagen in Sachsen und ihre Gesamtnennwärmeleistung (141)

Die aus den Fördermaßnahmen für Holzfeuerungsanlagen resultierende klimarelevante Emissionsminderung in 2000 wird mit rund 9.590 Mg CO₂/a sowie 24 Mg SO₂ angegeben. Demhingegen stieg die NO_x-Emission um 0,3 Mg/a (141, dort Tab. 4).

Insgesamt sind in Sachsen 3.565 geförderte Holzfeuerungsanlagen in Betrieb (Stand zum 31.12.2000), mit einer installierten thermischen Leistung von 162 MW und einer installierten elektrischen Leistung von 3,2 MW.

4.4.1 Rechtlicher Rahmen

4.4.1.1 Altholzverordnung

Altholz soll nach Maßgabe des KrW-/AbfG hochwertig und schadlos verwertet und, falls das nicht möglich ist, schadlos beseitigt werden. Zur Konkretisierung dieser Anforderungen erläßt der Gesetzgeber derzeit eine Altholzverordnung, die im Entwurf vorliegt (142).

Nach dem Entwurf der Altholzverordnung § 2 ist zu unterscheiden zwischen

1. **Altholz:** Industrierestholz und Gebrauchtholz, soweit diese als Abfall anfallen;

2. **Industrierestholz:**

a) die in Betrieben der Holzbe- oder -verarbeitung anfallenden Holzreste und

b) die in Betrieben der Holzwerkstoffindustrie anfallenden Holzwerkstoffreste;

3. **Gebrauchtholz:**

gebrauchte Erzeugnisse aus Massivholz, Holzwerkstoffen oder aus Verbundstoffen mit überwiegendem Holzanteil.

Altholz wird in vier **Altholzkategorien** unterteilt:

- Altholzkategorie A I: nicht behandeltes Altholz: naturbelassenes oder lediglich mechanisch bearbeitetes Altholz, das bei seiner Verwendung nicht mehr als unerheblich mit holzfremden Stoffen verunreinigt wurde,
- Altholzkategorie A II: behandeltes Altholz: verleimtes, beschichtetes, lackiertes oder anderweitig behandeltes Altholz ohne halogenorganische Verbindungen in der Beschichtung und ohne Holzschutzmittel,
- Altholzkategorie A III: belastetes Altholz: Altholz mit halogenorganischen Verbindungen in der Beschichtung ohne Holzschutzmittel,
- Altholzkategorie A IV: besonders belastetes Altholz: mit Holzschutzmitteln behandeltes Altholz, wie Bahnschwellen, Leitungsmasten, Hopfenstangen, Rebpfähle, sowie sonstiges Altholz, das aufgrund seiner Schadstoffbelastung nicht den Altholzkategorien A I, A II oder A III zugeordnet werden kann, ausgenommen PCB-Altholz.

PCB-Altholz:

Altholz, das PCB-kontaminiert im Sinne der PCB/PCT-Abfallverordnung ist und nach deren Vorschriften zu entsorgen ist, insbesondere Dämm- und Schallschutzplatten, die mit Mitteln behandelt wurden, die polychlorierte Biphenyle enthalten.

Ein Vorrang der stofflichen oder energetischen Verwertung von Altholz besteht nicht. Neben der Aufbereitung von Altholz zu Holzhackschnitzeln und Holzspänen für die Herstellung von Holzwerkstoffen (abhängig von der Einhaltung von Schadstoffgrenzwerten des Anhang II) und der Herstellung von Aktivkohle gilt auch die Gewinnung von Synthesegas zur

Herstellung von Methanol als stoffliche Verwertung von Altholz. Nicht aufgeführt ist der Einsatz von Altholz als Strukturmaterial in der Klärschlammkompostierung.

In der Begründung zur AltholzV heißt es: „Andere Verfahren zur stofflichen Verwertung von Altholz stellen keine Verwertung im Sinne der AltholzV dar und werden insoweit auch nicht vom sachlichen Anwendungsbereich des § 1 Abs. 1 erfasst. Andere, insbesondere innovative Verfahren zur stofflichen Verwertung von Altholz bleiben damit zulässig. Ihre Zulässigkeit ist unmittelbar auf der Grundlage der gesetzlichen Bestimmungen des KrW-/AbfG zu beurteilen.“

4.4.1.2 4. BImSchV/13.BImSchV/17. BImSchV

Holzfeuerungsanlagen sind genehmigungsbedürftig nach 4. BImSchV, und zwar je nach Art des verbrannten Holzes. Wird naturbelassenes Holz eingesetzt, fällt die Anlage unter Anhang Nummer 1.1 Spalte 1 (förmliches Verfahren) oder 2 (vereinfachtes Verfahren), bei Einsatz gestrichener, lackierter oder beschichteter Hölzer oder Sperrholz, Faserholz, Spanplatten gilt Anhang Nummer 8.2 Spalte 1 oder 2, Spalte 1 jeweils ab einer Leistung von 50 MW und Spalte 2 bei einer Leistung von 1 bis kleiner 50 MW. Es gelten die Grenzwerte der 13. BImSchV bzw. TA Luft (3.3.1.2.1 bzw. 3.3.1.3.1) für Anlagen, in denen Althölzer der Kategorie A I bis A III verbrannt werden. Die 17. BImSchV gilt ausdrücklich nicht, wenn ausschließlich die o.g. Holzreste (einschließlich PVC-beschichteter Spanplatten) eingesetzt werden. Für Kategorie A IV ist die 17. BImSchV anzuwenden, für Anlagen, die nach EEG gefördert werden wollen, sogar schon ab Kategorie A III (s.u.).

Werden bei den Anlagen nach TA Luft andere Abfälle mit verfeuert, gilt bis 25 % des Einsatzes die Mischungsregel, bei höherem Anteil die 17. BImSchV. Die Übernahme der EU-Verbrennungsrichtlinie mittels Novellierung der 17. BImSchV wird die Anforderungen modifizieren (143). So gilt die Verbrennungsrichtlinie nicht für Anlagen, in denen Holzabfälle verbrannt werden, es sei denn, diese Holzabfälle können halogenorganische Verbindungen oder Schwermetalle aus Holzschutzmitteln oder Beschichtungen enthalten oder enthalten insbesondere Bau- und Abbruchholzreste (144). Die vorgesehene Novellierung der TA Luft wird allerdings die Anforderungen auch für TA Luft-Anlagen verschärfen, wie die folgende Aufstellung zeigt.

Tab. 72: Bestehende und vorgesehene Grenzwerte für (Alt)Holzverbrennungsanlagen

Parameter	TA Luft 1986	17. BImSchV	EU-Verbrenn-RL (145)	Novelle TA Luft 2001 (117)
Staub	50 mg/Nm ³	10 mg/Nm ³	10 mg/Nm ³	20 mg/Nm ³ (≥ 5 MW) 50 mg/Nm ³ (< 5 MW)
CO	250 mg/Nm ³	100 mg/Nm ³	10 mg/Nm ³	150 mg/Nm ³ ^{c)}
TOC	50 mg/Nm ³	10 mg/Nm ³	10 mg/Nm ³	10 mg/Nm ³ (naturbel. Holz)
NOx	500 mg/Nm ³	200 mg/Nm ³	200 mg/Nm ³ ^{a)} 400 mg/Nm ³ ^{b)}	300 mg/Nm ³ (Wirbelschicht) 250 mg/Nm ³ (naturbel. Holz) 400 mg/Nm ³ (beschicht. Holz ^{d)}) 500 mg/Nm ³ (beschicht. Holz ^{e)})

a) neue Anlagen bzw. bestehende Anlagen mit einer Nennkapazität > 6 Mg/h
b) bestehende Anlagen mit einer Kennkapazität ≤ 6 Mg/h
c) Bei Einzelfeuerungen mit einer Feuerungswärmeleistung von weniger als 2,5 MW gilt der Emissionswert nur bei Betrieb mit Nennlast.
d) Neuanlagen der Nummer 8.2
e) Altanlagen der Nummer 8.2

4.4.1.3 EEG/BiomasseV

In Deutschland wird die Förderung der erneuerbaren Energien im EEG (Erneuerbare Energien Gesetz) (146) geregelt. Es enthält Vorgaben für die Abnahme und die Vergütung von Strom, der ausschließlich aus u.a. Biomasse (s.u.) gewonnen wird, durch Elektrizitätsversorgungsunternehmen, die Netze für die allgemeine Versorgung betreiben (Netzbetreiber). Netzbetreiber sind verpflichtet, Anlagen zur Erzeugung von „grünem“ Strom an ihr Netz anzuschließen, den gesamten angebotenen Strom aus diesen Anlagen vorrangig abzunehmen und den eingespeisten Strom zu vergüten. Für Strom aus Biomasse beträgt die Vergütung je nach Leistung der Anlagen zwischen 0,17 und 0,20 DM/kWh. Welche Stoffe als Biomasse gelten, welche technischen Verfahren zur Anwendung kommen und welche Umweltauflagen bei der Stromerzeugung aus Biomasse einzuhalten sind, regelt die auf dem EEG basierende Biomasseverordnung (BiomasseV (147)).

Nach BiomasseV muss bei Einsatz von belastetem Altholz (sog. A III- und A IV-Holz) der Betrieb der Anlagen spätestens drei Jahre nach Inkrafttreten der BiomasseV, und zwar nach den Anforderungen der 17. BImSchV, genehmigt sein (Stichtag: 28.06.2004). Wenn der Strom nach EEG vergütet werden soll, darf von der sog. Mischungsregel kein Gebrauch gemacht werden. Ferner ist nach Möglichkeit Kraft-Wärme-Kopplung vorzusehen; ist dies nicht möglich, sollen Mindest-Stromwirkungsgrade für Anlagen ab 5 MW installierter elektrischer Leistung eingehalten werden.

4.4.1.4 Europäisches Abfallverzeichnis

Derzeit wird das Europäische Abfallverzeichnis per Verordnung (Entwurf) in nationales Recht überführt (148). In diesem Verzeichnis sind die folgenden gefährlichen Holzabfälle aufgeführt:

- 03 01 04* Sägemehl, Späne, Abschnitte, Holz, Spanplatten und Furniere, die gefährliche Stoffe enthalten
- 15 01 10* Verpackungen, die Rückstände gefährlicher Stoffe enthalten oder durch gefährliche Stoffe verunreinigt sind
- 17 02 04* Glas, Kunststoff und Holz, die gefährliche Stoffe enthalten oder durch gefährliche Stoffe verunreinigt sind
- 19 12 06* Holz, das gefährliche Stoffe enthält
- 20 01 37* Holz, das gefährliche Stoffe enthält.

Diese gefährlichen Holzabfälle fallen per Definition in die Altholzkategorie A IV bzw. in die „Sonderkategorie“ PCB-Altholz und sind in Anlagen der 17. BImSchV bzw. nach der PCB/PCT-Abfallverordnung (PCBAbfallV) zu entsorgen. In diesen Fällen steht nicht die Klimarelevanz, sondern die ordnungsgemäße und schadlose Beseitigung im Vordergrund. Für A4-Hölzer wird auf die Ausführungen zur Restabfallverbrennung verwiesen.

4.4.1.5 Sächsisches SMUL: Handlungsanleitung „Entsorgung von Holzabfällen im Freistaat Sachsen“

Das Sächsische Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL) hat eine Handlungsanleitung „Entsorgung von Holzabfällen im Freistaat Sachsen“ herausgegeben. Sie soll insbesondere Immissionsschutz-, Abfall- und Baubehörden bei anstehenden Verwaltungsentscheidungen eine Hilfestellung geben, um eine umweltgerechte Entsorgung von Holzabfällen sicherzustellen. Sie enthält u.a. Zuordnungswerte und Zuordnungshinweise für Holzabfälle sowie Kontrollwerte für den Einsatz von geshredderten Holzabfällen in der stofflichen Verwertung, namentlich in der Kompostierung, der Spanplattenindustrie sowie in der energetischen Verwertung (As, B, F, Cr_{gesamt}, Cu, Hg, PCP, γ-HCH, PAK (nach EPA) und Cl).

4.4.2 Verfahrensüberblick und technischer Standard

Holzfeuerungen verfügen über unterschiedliche Feuerungsanlagen, je nach Feuerungswärmeleistung. Tab. 73 zeigt die dominierenden Feuerungstypen.

Für Wirbelschichtfeuerungen ist eine sorgfältige und aufwändige Aufbereitung des Altholzes erforderlich, was die Kosten erhöht. Daher sind nach Seeger (149) Wirbelschichtfeuerungen erst ab einer Leistung von 50 – 60 MW machbar.

Tab. 73: Einteilung der Holzfeuerungen / Altholzverbrennungsanlagen

gewerbliche Feuerungen < 1 MW	Feuerungen > 1 MW
Warmluftöfen	Einblasfeuerungen
Schachtfeuerungen	Vorschubrostfeuerungen, wassergekühlt
Vorofenfeuerungen	Wanderrostfeuerung
Unterschubfeuerungen	Wirbelschichtfeuerungen
Einblasfeuerungen	

Altholzverbrennungsanlagen liegen in der Regel im Bereich von 1 – 100 MW; ab etwa 1 – 5 MW ist auch eine Stromauskopplung „tragbar“ (150). Je nach Art und Größe der Anlage lassen sich zwischen 15 und 30 % der erzeugten Gesamtenergie in Strom umsetzen.

Aufgrund der Angleichung der Grenzwerte für Holzverbrennungsanlagen an die 17. BImSchV (vgl. Tab. 72) wird es in Zukunft, so Seeger (149), für die Verbrennung von naturbelassenem oder belastetem Altholz im Grunde keine Unterschiede mehr geben hinsichtlich der Technik der Feuerführung und der Rauchgasreinigung. Die Schadstoffemissionen an CO, TOC und NO_x sind weitestgehend eine Funktion der Qualität des Verbrennungsablaufs; CO und TOC können (müssen) daher mit Primärmaßnahmen auf die zulässigen Werte im Abgas gesenkt werden. Für NO_x ist dies nicht ausreichend, insbesondere nicht bei Einsatz von Altholzsortimenten mit z.B. hohen Spanplattenanteil.

Stand der Technik der Abgasreinigung an Holzverbrennungsanlagen ist Entstaubung mittels Gewebefilter, konzentriert mit Additivzugabe, sowie **Entstickung mittels SNCR** (149).

4.4.3 Klimarelevante Emissionen

Bei der Verbrennung von Brennstoffen werden klimarelevante CO₂-Emissionen in unterschiedlichem Maße frei (Tab. 74). Für regenerative Brennstoffe wie Holz liegt die Freisetzung von CO₂ zwar, heizwertbezogen (kg CO₂/MJ), über der fossiler Brennstoffe. Die Freisetzung von C_{regenerativ} als CO₂ gilt konventionsgemäß als klimaneutral.

Bei der Holzverbrennung werden überwiegend fossile Energieträger ersetzt; dies führt zur Minderung der nationalen CO₂-Emission. Das BMU hat aus diesem Grund verschiedene Holz-Heizkraftwerke gefördert. So soll durch ein mit Altholz (47.000 Mg/a) befeuertes Biomasse-Heizkraftwerk mit optimierter Wärmenutzung eine Einsparung von jährlich 32.000 Mg CO₂ erreicht werden (151). Mittels eines anderen geförderten Biomasse-Heizkraftwerks, das jährlich 27.000 Mg Industrierestholz und 3.000 Mg Strauchschnitt energetisch verwertet (Kraft-Wärme-Kopplung), sollen ca. 88 Mio. kWh/a fossile Energieträger substituiert und pro Jahr ca. 40.000 Mg CO₂-, 10 Mg Staub-, 213 Mg SO₂-, 85 Mg NO_x- und 33 Mg CO-Emissionen vermieden werden (152).

Auch bei der Verbrennung von Holz bzw. Holzabfall verbleiben klimarelevante Nicht-CO₂-Emissionen. So liefert die Verbrennung von Brennstoffholz, Holzkohle, landwirtschaftlichen Abfällen und Siedlungsabfall nach IPCC bei weitem den größten Beitrag zur Emission von **Methan** innerhalb der Verbrennungsenergie-Gruppe (153). Für die industrielle Holzverbrennung dürfte dieses Problem aber von untergeordneter Bedeutung sein.

Tab. 74: Treibhausgasemissionen verschiedener Brennstoffe, unter der Voraussetzung einer vollständigen Umsetzung ((42), dort sind unterschiedliche Quellen für die angegebenen Bereiche zitiert)

Brennstoff	CO₂ (g C/MJ)	CO₂ (g CO₂-Äq./MJ)	CH₄ (g CH₄/GJ)	N₂O (g N₂O/GJ)
Kohle	23,7 – 25,8	116 – 120	5,5	2
Steinkohle		91 - 92		
Koks	27,5	128,3		
Braunkohle	28,5	101 - 102		
Holz	31,1	145	40	2
Öl	20 – 21,2	75 – 98,5	8	2
Gas	14,2 – 16,8	56 – 78	3	1

Weitere klimarelevante Emissionen der Holzverbrennung, die in Tab. 74 nicht aufgeführt sind, sind CO und TOC/NMVOC sowie NO_x. Diese stammen, da die Temperaturen für die Bildung von thermischem NO_x in der Regel nicht erreicht werden (s.u.), ausschließlich aus dem Stickstoffgehalt des Holzes. Dieser bewegt sich im Bereich von unter 1 %, je nach Abfallart (vgl. Tab. 75). Der Kohlenstoffgehalt von Holz liegt bei 49 % (154).

Tab. 75: Kenndaten von Hölzern und Holzabfällen (44, Table 5.1)

Parameter	Holz	Sägemehl und –späne	Pellets
Hu trocken (MJ/Mg TS)	18.500 – 20.000	19.000 – 19.200	19.200
Hu (MJ/Mg)	6.000 – 9.000 max. 11.000	6.000 – 10.000 15.000 – 17.000	16.800
Energiedichte (MWh/m ³ Schüttvolumen)	0,9 – 0,9 max. 1,0	0,5 – 0,7	2,3
Stickstoffgehalt (%, TS)	0,3 – 0,5 max. 0,8	0,1 – 0,5	0,1 – 0,5

Weiter wird aus den Hilfsstoffen (z.B. Initial- und Stützfeuerung) sowie den anderen organischen Bestandteilen von Holzabfällen (z.B. kunststoffgebundene und/oder beschichtete Spanplatten) stammendes fossiles CO₂ emittiert. Der Gehalt an Stickstoff in Harnstoff- oder Ammoniumsulfat-gebundenen Spanplatten liegt über dem Stickstoffgehalt von naturbelassenem Holz, so dass hier auch höhere Emissionen an NO_x zu erwarten sind. So führt z.B. ein Anteil von 77 g Harnstoff pro kg Spanplatte (vgl. Tab. 79) zu einem Stickstoffgehalt von 36 g (= 3,6%) plus ca. 4 Gramm aus dem Holzsägerest.

4.4.4 Berechnung der klimarelevanten Emission nach IPCC

Brennstoffe auf der Basis von Biomasse werden in den nationalen Energie- und CO₂-Emissionsbilanzen nur informatorisch mitgeführt. Innerhalb des Energiemoduls wird angenommen, dass der Einsatz von Biomasse mit dessen Erneuerung gleichauf steht. Alle Abweichungen von dieser Annahme werden innerhalb des Sektors Landnutzungsänderung und Forsten (Land Use Change and Forestry) berücksichtigt.

Das Handbuch, Kapitel Energie, enthält C-Emissionsfaktoren für Biomasse-Brennstoffe:

Feste Biomasse (solid biomass): 29,9 Mg C/TJ

Flüssige Biomasse (liquid biomass): 20,0 (Standardwert bis zur Festlegung
brennstoffspezifischer Emissionsfaktoren)

Biogas (gas biomass): 30,6 Mg C/TJ (Annahme: 50 % des C ist zu Methan
konvertiert und 50 % werden als CO₂ emittiert)

Nach IPCC zählen zur Biomasse nicht nur Holz / Holzabfälle und Holzkohle, sondern auch *andere Biomasse und Abfälle inklusive Siedlungs- und Industrieabfälle* („includes dung, agricultural, municipal and industrial wastes, bagasse and agricultural residues“ (111)).

Tab. 76: Standardheizwerte für Biomasse-Brennstoffe (155)

Biomasse-Brennstoff	Feuchte (Gew.-%)	Hu, typische Werte (MJ/Mg)	Referenz, zitiert in (155)
Brennholz (lufttrocken)	20	15.000	Hall et al. (1994b)
Holzkohle		30.000	Hall and Mao (1994a)
landwirtschaftliche Abfälle		15.000	Leach and Gowen (1987)
andere Abfälle		11.000	US EPA (1995)
Holz			Leach and Gowen (1987)
• nass, frisch geschnitten	40	10.900	
• lufttrocken, feuchte Zone	20	15.500	
• lufttrocken, trockene Zone	15	16.600	
• ofentrocken	0	20.000	
Holzkohle	5	29.000	Leach and Gowen (1987)

Im Referenzhandbuch werden Standardheizwerte für Biomasse-Brennstoffe (Tab. 76) (155) und Standard-Emissionsfaktoren (ohne Abgasreinigung) für Nicht-CO₂-Emissionen aus Biomasse angegeben (Tab. 77) (156).

Tab. 77: Standard-Emissionsfaktoren (ohne Abgasreinigung) für Nicht-CO₂-Emissionen aus Biomasse (156)

Standard-Emissionsfaktoren (ohne Abgasreinigung)	Methan (CH₄)	Lachgas (N₂O)	Stickoxide (NO_x)	Kohlenmon- oxid (CO)	NM VOC
Holz / Holzabfälle*	30 kg/TJ	4 kg/TJ	100 kg/TJ	1.000 kg/TJ	50 kg/TJ
Holzkohle*	200 kg/TJ	4 kg/TJ	100 kg/TJ	1.000 kg/TJ	100 kg/TJ
andere Biomasse und Abfälle**	30 kg/TJ	4 kg/TJ	100 kg/TJ	1.000 kg/TJ	50 kg/TJ

* nur Verbrennung zu Energiezwecken, ohne Holzkohleherstellung
 ** einschließlich Dung, landwirtschaftliche, Siedlungs- und Industrieabfälle

Die Emissionsfaktoren für Nicht-CO₂-Emissionen variieren des Weiteren mit der Art der Feuerung. Im Referenzhandbuch sind Emissionsfaktoren für verschiedene Feuerungstypen angegeben (Tab. 78) (157).

Tab. 78: Emissionsfaktoren für Nicht-CO₂-Emissionen für Industrief Feuerungen auf Basis von Holzbrennstoffen, in Abhängigkeit vom Feuerungstyp (157); n.v. = nicht verfügbar

Industriefeuerungen für Holz	Emissionsfaktoren [kg/TJ Energieinput]				
	CO	CH₄	NO_x	N₂O	NM VOC
Brennstoffzelle (Fuel Cell/Dutch Oven Boilers)	290	n.v.	17	n.v.	n.v.
Rostfeuerung	590	15	65	n.v.	n.v.
Wirbelschichtfeuerung	61	n.v.	87	n.v.	n.v.

Je nach technologischem Standard sind Emissionsminderungstechnologien zu berücksichtigen. Beispielsweise kann mittels SCR die Emission von NO_x um 80 % und von CO um 8 % gesenkt werden (gilt für Kohlefeuerung) (158).

4.4.5 Modifizierung der IPCC-Standardwerte für die Holzabfallverbrennung in Deutschland

Die industrielle Feuerung mit Holz bzw. Holzabfällen führt zu klimarelevanten CO₂-Emissionen aus der Initial- und Stützfeuerung. Dies ist über die hierfür eingesetzte Menge an fossilem Brennstoff zu modellieren.

Des weiteren verbrennen Holzverbrennungsanlagen in der Regel Gebrauchtholz und -holzprodukte. Der Kohlenstoff von Holz**produkten** ist anteilig fossilen Ursprungs, wie das Beispiel der Spanplatten illustriert.

Tab. 79: Anteil fossilen Kohlenstoffs in Spanplatten (nicht PVC-beschichtet), in kg/kg Spanplatte

Spanplatten lt. GEMIS 4.0 (159)		C-gesamt	C-fossil	
Input für 1 kg Spanplatte:				
Holz-Sägerest	1,055 kg/kg	0,5275	0	kg/kg Spanplatte
Formaldehyd (CHOH)	0,039 kg/kg	0,0156	0,0156	kg/kg Spanplatte
Harnstoff (NH ₂) ₂ CO	0,077 kg/kg	0,0154	0,0154	kg/kg Spanplatte
Summe	1,171 kg/kg	0,5585	0,031	kg/kg Spanplatte
		100,0 %	5,6 %	

Der Kohlenstoffgehalt von nicht PVC-beschichteten Spanplatten stammt also zu rund 6 % aus fossilen Quellen und setzt bei seiner Verbrennung entsprechend klimarelevantes CO₂ frei. Für PVC-beschichtete Spanplatten erhöht sich der Anteil fossilen Kohlenstoffs deutlich, für Ammoniumsulfat-gebundene Spanplatten sinkt er, dafür erhöht sich der Stickstoffeintrag.

$$\begin{aligned}
 \text{CO}_2\text{-Emission}_{\text{Spanplatte}} [\text{Gg/a}] &= \text{IW}_{\text{Spanplatte}} \cdot 49 \% \cdot 6 \% \cdot 95 \% \cdot 3,67 \\
 &= \text{IW}_{\text{Spanplatte}} \cdot 0,1
 \end{aligned}$$

Die Emission an klimarelevantem CO₂ bei der Verbrennung von Spanplatten beträgt demnach $0,031 \cdot 44/12 = \mathbf{0,114 \text{ kg CO}_2/\text{kg Spanplatte}}$.

Mit dem Auftraggeber wurde vereinbart, im Falle fehlender Emissionsdaten standardmäßig den Wert von 114.000.000 mg CO₂ klimarelevant/Mg Spanplatte zu verwenden (72).

Die Berechnung der klimarelevanten Nicht-CO₂-Emissionen erfolgt nach IPCC analog der Berechnung für fossil betriebene Energieerzeugungsanlagen.

4.4.6 Emissionen von Holzverbrennungsanlagen (HoVA)

Tab. 80 gibt einen Überblick über Emissionen von Biomasse-befeuerten Verbrennungsanlagen. Es zeigt sich, dass insbesondere NO_x und CO zu Problemen bei der Einhaltung von Grenzwerten führen können. Aus der Literatur ist bekannt, dass beim Einsatz von anorganisch gebundenen und/oder halogenhaltigen (z.B. PVC-beschichteten) Spanplatten die Verbrennungsqualität und Abgastemperatur von Holzfeuerungsanlagen sinken und damit die Emissionskonzentration von CO (und PCDD/F) ansteigen kann (160).

Tab. 80: Emissionen von Biomasse-befeuerten Verbrennungsanlagen (BRef LCP, Table 5.3)

Kapazität (MW _{th})	Verbrennungs- technik	Emissions- minderungs- maßnahmen	Emissionen in mg/Nm ³ (PCDD/F in pg TE/Nm ³)			
			NOx	CO	TOC	PCDD/F
Grenzwerte Novelle TA Luft 2001 (117)			250* 300** 400***	150	10*	
[17. BImSchV]			[200]	[100]	[10]	[100]
50 – 100	Rostfeuerung (spreader stoker)	SNCR FGD(ss)/FF	179 – 191	39 – 75	1,1 – 1,4	1,4
	atmosphärische Wirbelschicht	FF	164 – 339	147 – 178		6 – 13
100 - 300	atmosphärische Wirbelschicht	FF	90	150		8
SNCR:	Selektive nicht-katalytische NOx-Reduktion		* naturbelassenes Holz			
FGD(ss):	REA mit Trockensprüher		** Wirbelschicht			
FF:	Tuchfilter (fabric filter)		*** sonstige ≥ 10 MW + Anlagen TA Luft Nr. 8.2			

Bei allen Verbrennungsprozessen stammen die Stickstoffoxide (NO_x = Summe NO + NO₂), in Abhängigkeit von der Verbrennungstemperatur anteilig aus der Oxidation des Luftstickstoffs und aus dem im Brennstoff enthaltenen Stickstoff.

In Abb. 7 ist der Zusammenhang zwischen den zu erwartenden Stickstoffkonzentrationen im Abgas, der Feuerraumtemperatur und verschiedenen Holzbrennstoffen mit unterschiedlichen Stickstoffgehalten dargestellt. Das „Prompte NO“ spielt wegen der relativ geringen Flammtemperaturen bei Holzfeuerungen praktisch keine Rolle. Auch das „Thermische NO“ trägt praktisch nicht zu den NO_x-Konzentrationen im Abgas bei (161).

Bei der Holzverbrennung hängen die NO_x-Konzentrationen im Abgas also, wie bei anderen Verbrennungsanlagen im Temperaturfenster unter 1.000°C, vorrangig vom Stickstoffgehalt des eingesetzten Brennstoffs ab. Spanplatten weisen je nach Bindemittel (Harnstoff, Ammoniumsulfat) und Beschichtung (z.B. Melamin) einen weit höheren Stickstoffgehalt (>> 1 %) auf als naturbelassenes Holz (< 1 %). Daher sind auch erhöhte NO_x-Emissionen zu erwarten, wie Abb. 7 zeigt (162).

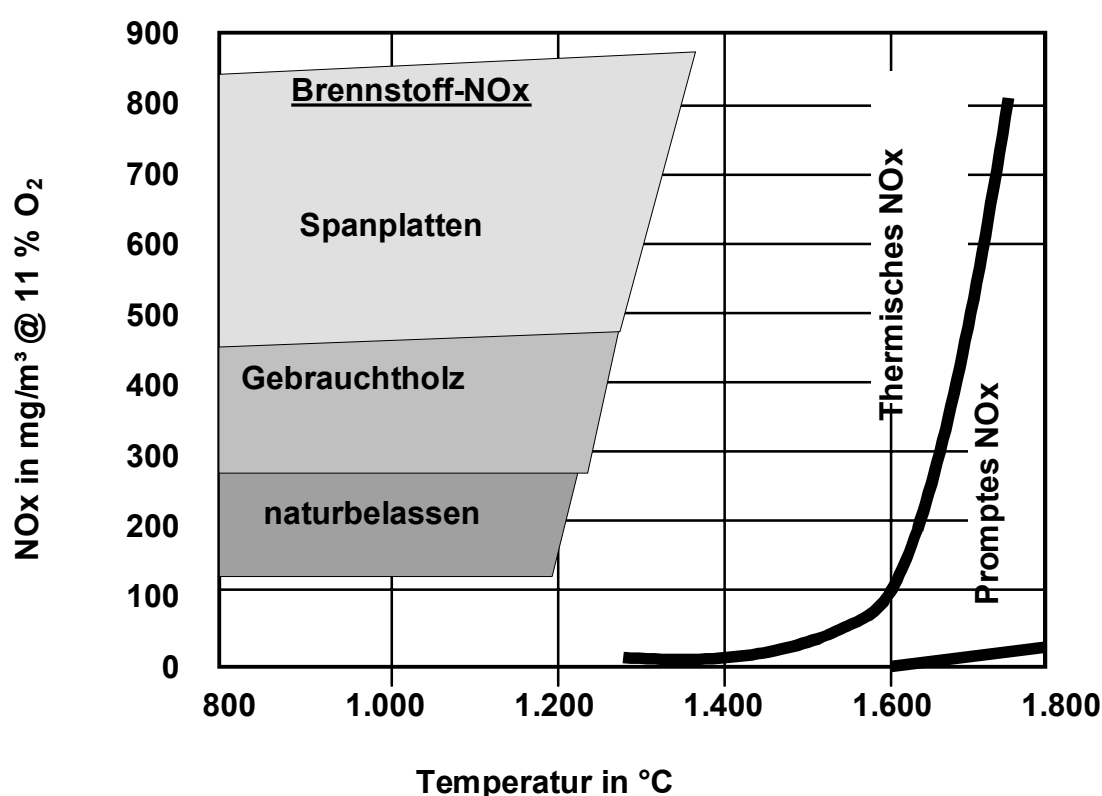


Abb. 7: Bildungsmöglichkeiten von NO_x und zu erwartende NO_x-Konzentrationen in Abhängigkeit von der Verbrennungstemperatur und der Art des Brennstoffs, nach (162)

Aus Untersuchungen an Holzfeuerungen in Baden-Württemberg sind mittlere Emissionsfaktoren für die Freisetzung von Nicht-CO₂-Treibhausgasen bekannt (vgl. Tab. 81) (163).

Tab. 81: Mittlere Emissionsfaktoren und die in Baden-Württemberg installierte Leistung von Holzfeuerungen in verschiedenen Leistungs- bzw. Anwendungsbereichen (163)

Bereich	installierte Leistung in MW	Anzahl	Mittlere Emissionsfaktoren in mg/MJ		
			CO	VOC	NO _x
TA Luft-Feuerungen (≥ 1 MW)	700	200	82 (164)		146 (164)
gewerbliche Feuerungen (165)	600	4.350	2.500	210	100
• handbeschildet			3.500	380	90
• automatisch beschildet			1.500	60	110

Eine vom LfUG vorgenommene Auswertung der Emissionserklärungen des Jahres 2000 der emissionserklärungspflichtigen Holzfeuerungsanlagen Sachsens ergab die in Tab. 82 wiedergegebenen Emissionsfaktoren klimarelevanter Verbindungen (166).

Tab. 82: Emissionsfaktoren in mg/MJ eingesetzten Brennstoff für Holzfeuerungen (166)

	CO ₂	CO	CH ₄	N ₂ O	NO _x
Empfehlung aus Emissions- erklärungen 2000 für Holzfeuerungen zwischen 1,5-5 MW Feuerungswärmeleistung	110.000	15	-	-	120
Emissionsfaktoren für Kleinf Feuerungsanlagen vom Arbeitskreis Emissionskataster (Stand: April 2000)	103.000	3.200	170	0	60

4.4.7 Modellierung der Verbrennung in einer Holzabfallverbrennungsanlage

Für die Modellierung der Holz(abfall)verbrennungsanlage (HoVA) dienten zum einen die Kenndaten für Holzabfallverbrennungsanlagen aus der Literatur (vgl. Tab.).

Tab. 83: Kenndaten Holzverbrennung für Holzhackschnitzel (BRef LCP, hier Table 5.2)

Parameter	Daten für Holzhack- schnitzel (wood chips)
Feuchtigkeit	40 %
Asche in der Trockensubstanz	0,4 %
Flüchtige Bestandteile im trockenen Brennstoff	80 – 90 %
Stickstoffverbindungen im Brennstoff	0,5 %
Raumgewicht	200 kg/Nm ³
Raumgewicht, heizwertbezogen	2,1 GJ/Nm ³
Hu der Trockensubstanz	19.000 MJ/Mg TS
Hu der Frischsubstanz	10.400 MJ/Mg
stöchiometrisches energiespezifisches Abgasvolumen	0,357 Nm ³ /MJ
stöchiometrisches energiespezifisches Abgasvolumen, trocken	0,257 Nm³/MJ
CO₂-Emissionsfaktor	100 g CO₂/MJ Hu

Zum anderen wurde auf Unterlagen eines Genehmigungsverfahrens für die Abfallmitverbrennung in einem Werk zur Verarbeitung von Holz- und Holzwerkstoffen mit angeschlossener Verbrennungsanlage zurückgegriffen. Die HoVA verbrennt Holzhackschnitzel auf einem Wanderrost. Sie verfügt über eine Kraft-Wärme-Kopplung. Die Abgasreinigung besteht aus Tuchfilter und SNCR. Die Anlage hält Emissionsgrenzwerte der 17. BImSchV ein, bis auf CO, für das Werte < 80 mg/m³ erwartet werden. Die 17. BImSchV begrenzt die CO-Emission auf 50 mg/Nm³ im Tagesmittel und auf 100 mg/Nm³ im Stundenmittel, nach TA Luft sind 250 mg/Nm³ zulässig.

Die Berechnung der klimarelevanten Emissionen bezogen auf die funktionelle Einheit von 1 Mg Holzabfall erfolgt anhand der gemessenen Emissionskonzentrationen. Wo derartige Meßwerte nicht zur Verfügung standen, wurden sie modelliert. Des Weiteren wurde bei Fehlen von Daten auf die Standardwerte von IPCC bzw. die mit dem Auftraggeber vereinbarten Standardwerte zurückgegriffen.

Die emittierten NO_x- und N₂O-Mengen werden vollständig dem Inputmaterial Holz-/Holzwerkstoffe zugeordnet. Für die anteilig erhöhte NO_x-Bildung durch die Spanplatten wird die dreifache Menge an Harnstoff in der SNCR benötigt, bei einem modellierten Input von naturbelassenem Holz zu Spanplatten von 1 : 1 also die 1,5-fache Menge dessen, was bei alleinigem Einsatz von naturbelassenem Holz erforderlich ist.

Des Weiteren wurde der Energieaufwand für die Zerkleinerung des Altholzes innerhalb der Anlage modelliert. Sollte in Teil 2 der Studie die Altholzaufbereitung vor HoVA extern, z.B. bei einem Altholzaufbereiter, erfolgen, wäre neben dem Energieverbrauch dort auch der zusätzliche Transportaufwand zu kalkulieren.

Es fallen Lastschriften an für

- die Emission klimarelevanter Gase, für CO₂ bereinigt um den Anteil aus regenerativem C im Holzabfall,
- den Verbrauch an Energieträgern (Gas, Heizöl, Strom) und
- den Verbrauch an Betriebsstoffen (Rauchgasreinigung).

Es fallen Gutschriften an für

- die Auskopplung von Energie (Strom, Fernwärme, Prozessdampf) und
- ggf. die Abtrennung von Eisenmetallen zur Verwertung.

Das Berechnungsmodell arbeitet mit den in Tab. 84 genannten prozessspezifischen sowie emissionsbezogenen Daten.

Verglichen wird die Verbrennung von Holzabfall in einer HoVA mit der Verbrennung in einer MVA (MVA1) (Tab. 85).

Die Nutzen sind in beiden Fällen identisch: Auskopplung einer maximalen Energiemenge bei möglichst geringem Aufwand und geringstmöglichen Emissionen. Der Unterschied zwischen HoVA (letztlich einem Holz-befeuerten Kraftwerk) und MVA liegt in der Anerkennung der erzeugten Energie als förderfähig nach EEG/BiomasseV (HoVA) oder nicht (Verbleib im bzw. Co-Verbrennung mit Restabfall) sowie in Abgasreinigung.

Als ein anderes denkbares Äquivalenzverfahren kommt die *stoffliche* Altholzverwertung in Betracht. Es ist Auffassung der Autorin, dass Holzabfälle der Kategorie A I und bestenfalls noch der Kategorie A II für die stoffliche Verwertung geeignet sind, während belastete Holzabfälle energetisch verwertet oder, sofern erforderlich (PCB-Altholz), thermisch

behandelt und beseitigt werden müssen. Es sollten zudem verbindliche Grenzwerte für die Eignung von Holzabfällen für eine stoffliche Verwertung wie z.B. in der Sächsischen Handlungshilfe Holzabfallverwertung (4.4.1.5) festgesetzt werden.

Daher wäre lediglich für Althölzer der Kategorie A I eine stoffliche Verwertung zu modellieren, wie die Kompostierung oder Spanplattenherstellung. Die letztgenannte Variante schiebt den Zeitpunkt, an dem die Entscheidung zwischen HoVA und MVA (oder SVA) zu fallen hat, für einige Jahre nach hinten, macht sie aber nicht obsolet. Die Kompostierung wird an anderer Stelle behandelt (Bioabfall: vgl. Abschnitt 9.3, Klärschlamm: Abschnitt 9.1). Es wurde nur eine Holzverbrennungsanlage modelliert, wobei lediglich deren Input variiert wurde (100 % Altholz bzw. 50 % Altholz/50 % Spanplatten) (vgl. Tab. 84).

4.4.8 Herkunft und Qualität der Daten

Für die Modellierung der Holz(abfall)verbrennungsanlage (HoVA) wurde auf die Unterlagen eines Genehmigungsverfahrens für die Abfallmitverbrennung in einem Werk zur Verarbeitung von Holz- und Holzwerkstoffen mit angeschlossener Verbrennungsanlage zurückgegriffen. Fehlende Daten wurden durch Annahmen und Berechnungen ergänzt.

Die Datenqualität ist sehr gut bis mittel.

4.5 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 Wertstoffe in Form nutzbarer Kohlenstoffträger oder anderer nutzbarer Bestandteile aufweisen, letztlich also viel „nutzlose“ Masse transportiert wird. Dies gilt z.B. für den Transport wasserreicher Abfälle wie Klärschlämme: So hat die CO₂-Bilanz der Variante zur thermischen Verwertung gekoppelt mit Mineraldüngung in der Landwirtschaft gezeigt, dass der Transport des feuchten Klärschlamm zur Ausbringung in der Landwirtschaft über 100 km Entfernung mit 287 Mg CO₂/Mg Klärschlamm CO₂-Emission fossilen Ursprungs (Tab. 106) in etwa gleicher Höhe hervorruft wie die Mineraldüngung in der Landwirtschaft, die mit 172 bis 390 Mg CO₂/Mg (Tab. 105) in die Bilanz eingeht. Es ist unschwer erkennbar, dass die klimarelevanten Auswirkungen der landwirtschaftlichen Klärschlammaufbringung bei einer größeren Transportentfernung (z.B. 140 km) höher ausfallen als die klimarelevanten Effekte der Mineraldüngung.

Andere Klärschlamm-Ökobilanzen kommen zu vergleichbaren Ergebnissen (187, 167).

Tab. 84: Für die Modellierung der Holzverbrennungsanlage verwendete Daten

Spezifische Kenngrößen	HoVA_100	HoVA_50
spezifisches Abgasvolumen (13,5 Mg/h; 75.000 m³/h)	5.556 m³/Mg	
energiespezifisches Abgasvolumen	0,288 Nm³/MJ	
Input:		
Brennstoff:		
• Holzhackschnitzel	100 %	50 %
• Spanplatten		50 %
Heizwert Brennstoff (Hu)	19.300 MJ/Mg (168)	
Anteil C _{regenerativ} im Brennstoff	100 %	97,2 %*
Strombedarf inkl. Holzzerkleinerung	100 kWh/Mg	
Heizöl (Stützfeuerung)	1,32 kg/Mg	
Aktivkohle	0,16 kg/Mg	
Ca(OH) ₂ für RGR	4,7 kg/Mg	
Harnstoff für SNCR	3,3 kg/Mg	5 kg/Mg**
Output		
Energie		
Strom (brutto)	965 kWh/Mg	
elektrischer Wirkungsgrad (netto)	18 %	
Dampf (brutto) für Fernwärme (verdrängt „Sachsen-Mix“ [26 % Öl- + 74 % GUS-Erdgasfeuerung])	2.144 MJ/Mg	
thermischer Wirkungsgrad (netto)	40 %	
Abfall zur Verwertung		
Fe-Metalle	0,0008 Mg/Mg	
Abfall zur Beseitigung		
Abfall zur DK II	0,046 Mg/Mg	
Abfall zur SAD/UTD	0,04 Mg/Mg	
Emissionskonzentrationen		
CO ₂ gesamt	1.820.000.000 mg/m³	
CO ₂ klimarelevant	0 mg/m³	50.960.000 mg/m³
Methan (CH ₄)	0,09 mg/m³	
CO	80 mg/m³	
Lachgas (N ₂ O)	-	
NO _x (als NO ₂)	200 mg/m³	400 mg/m³
NM VOC	10 mg/m³	
Ammoniak (als NH ₃)	5 mg/m³	
* 5,6 % fossiles C in Spanplatten, bei 50 % Anteil am Input		
** erhöht aufgrund des höheren Stickstoff-Eintrags über Bindemittel in Spanplatten		

Tab. 85: Für die Modellierung der MVA_100/MVA_50 verwendete Daten

Spezifische Kenngrößen	MVA_100	MVA_50
spezifisches Abgasvolumen	9.362 m³/Mg	
energiespezifisches Abgasvolumen	0,564 Nm³/MJ	
Input:		
Brennstoff:		
• Holzhackschnitzel	100 %	50 %
• Spanplatten		50 %
Heizwert Brennstoff (Hu)	19.300 MJ/Mg	
Anteil C _{regenerativ} im Brennstoff	100 %	97,2 %*
Strombedarf inkl. Holzzerkleinerung	90 kWh/Mg	
Heizöl (Stützfeuerung)	1,0 kg/Mg	
Aktivkohle	0,16 kg/Mg	
Ca(OH) ₂ für RGR	4,7 kg/Mg	
Ammoniak für SCR	0,62 kg/Mg	0,93 kg/Mg**
Output		
Energie		
Strom (brutto)	586 kWh/Mg	
elektrischer Wirkungsgrad (netto)	10,8 %	
Dampf (brutto)	3.600 MJ/Mg	
thermischer Wirkungsgrad (netto)	21,7 %	
Fe-Metalle	0,0008 Mg/Mg	
Schlacke zur Verwertung	0,046 Mg/Mg	
Abfall zur SAD/UTD	0,035 Mg/Mg	
Emissionskonzentrationen	MVA_100	MVA_50
CO ₂ gesamt	167.199 mg/m³	
CO ₂ klimarelevant	0 mg/m³	4.682 mg/m³
Methan (CH ₄)	0,0 mg/m³	
CO	6,5 mg/m³	
Lachgas (N ₂ O)	-	
NO _x (als NO ₂)	29,2 mg/m³	
NMVOC	0,1 mg/m³	
Ammoniak (als NH ₃)	0,12 mg/m³	
* 5,6 % fossiles C in Spanplatten, bei 50 % Anteil am Input		
** erhöht aufgrund des höheren Stickstoff-Eintrags über Bindemittel in Spanplatten		

Aus diesem Grund wird bei der Modellierung der einzelnen Verfahren der Effekt der Transporte separat ausgewiesen. Dies hat mehrere Vorteile:

- Der Einfluß der Transportaufwendungen auf das Gesamtergebnis wird unmittelbar ersichtlich.
- Bei Kombinationsverfahren (z.B. MBA + Kraftwerk) werden die Transportentfernungen der Kombination insgesamt zugeordnet. Dadurch wird vermieden, dass eines der beteiligten Module die Transportlasten allein erhält und dadurch im Vergleich schlechter abschneidet.
- Für die Anwendung in Teil 2, in dem reale Konstellationen berechnet werden sollen, ist eine möglichst realitätsnahe Abbildung der konkreten Verhältnisse vor Ort erforderlich. Hier können die Transportentfernungen, insbesondere wenn es sich um Anlagen außerhalb Sachsens handelt, das Ergebnis maßgeblich bestimmen.

5 Wirkungsabschätzung

Auftragsgemäß wird die Wirkungsabschätzung auf die Auswirkungen auf das globale Klima beschränkt. Betrachtet wird die Inanspruchnahme globaler Senkenkapazitäten. Dabei stehen die Stoffströme mit Beitrag zum anthropogenen Treibhauseffekt im Fokus der Untersuchung.

Die aus den einzelnen Emissionen resultierenden Beiträge zum anthropogenen Treibhauseffekt sind in Abschnitt 3.2.2 in Tab. 4 auf Seite 14 wiedergegeben. Gerechnet wird mit den CO₂-Äquivalenzfaktoren des IPCC für den Bilanzzeitraum von 100 Jahren. Es werden dabei die jeweils aktuellsten Zahlen herangezogen. In die Berechnung werden auch die klimarelevanten Verbindungen CO, NO_x und NMVOC unter Verwendung der Äquivalenzfaktoren nach (23) einbezogen.

Weitere Wirkpotenziale wurden, da sie nicht Gegenstand der Beauftragung waren, nicht weiter untersucht.

6 Untersuchte Systeme

6.1 System 1: Restabfallbehandlung

Verglichen werden die umweltrelevanten Auswirkungen der Behandlung von 1 Mg Restabfall (FS) über

- Behandlung in einer MVA
- Behandlung in einer Splitting-MBA mit unterschiedlichen Zielpfaden (Zementwerk, Kraftwerk, SVZ) für die energetische Verwertung der heizwertreichen Fraktion
- Behandlung in einer Stabilisierungs-MBA (MBS) mit Verwertung der hochkalorischen Fraktion im SVZ und Verbringung des Staubes ins SVZ oder in eine MVA.

Die einzelnen Varianten sind in den vorangegangenen Abschnitten umfassend beschrieben worden, – an dieser Stelle daher nur noch eine Übersicht der Verfahrenskombinationen.

Tab. 86: Übersicht über die untersuchten Varianten im System 1: Restabfallbehandlung

Variante	MBA	MBS	MVA	Zement- werk	Kraft- werk	SVZ	Deponie
MVA1			100 %				
MVA2			100 %				
MVA3			100 %				
MBA_ZEM1	100 %		8,5 % (MVA1)	32,2 %			29,0 %
MBA_ZEM2	100 %		8,5 % (MVA3)	32,2 %			29,0 %
MBA_KRA1	100 %		8,5 % (MVA1)		32,2 %		29,0 %
MBA_KRA2	100 %		8,5 % (MVA1)		32,2 %		29,0 %
MBA_SVZ	100 %		8,5 % (MVA1)			22,4 %	29,0 %
MBS_SVZ_MVA		100 %	5,0 % (MVA1)			45,0 %	
MBS_SVZ		100 %				50,0 %	

Bei der Modellierung der thermischen Verfahren in Teil 1 wird jeweils von der vollständigen Substitution der Regelbrennstoffe durch den zu betrachtenden Abfall ausgegangen. Es wird keine Mischfeuerung aus Regelbrennstoff und Abfall modelliert, sondern nur der jeweilige Teilstrom, der aus dem Abfall resultiert, betrachtet (quasi als Mono-Verbrennung).

Im Teil 2 wird dann eine auf konkrete Standorte oder konkrete Planungen bezogene Berechnung des geplanten bzw. realisierten anteiligen Ersatzes von Regelbrennstoffen in den jeweiligen Anlagen durchgeführt werden. Dadurch werden sich insbesondere für die mit fossilem Regelbrennstoff betriebenen Anlagen andere Resultate ergeben, da der virtuelle Abfallteilstrom nur in dem Maße in die Gesamtbilanz der Anlage eingeht, wie sein Anteil am gesamten Brennstoffeinsatz (bzw. Feuerungswärmeleistung) ausmacht.

6.2 System 2: Holzabfallverbrennung

Verglichen werden die umweltrelevanten Auswirkungen der Behandlung von 1 Mg Holzabfall (FS) über

- Behandlung in einer MVA (MVA1 aus dem System 1)
- Behandlung in einer Holzabfallverbrennungsanlage (HoVA).

Der Einfluß der Zusammensetzung des Holzabfalls auf das Ergebnis wird wie folgt modelliert:

- Holzabfall zu 100 % aus regenerativem C
- Holzabfall zu 50 % aus Spanplatten.

Tab. 87: Übersicht über die untersuchten Varianten im System 2: Holzabfallbehandlung

Variante	HoVA	MVA	Anteil regeneratives C im Holzabfall
HoVA_100	100 % Holz		100 %
HoVA_50	50 % Holz 50 % Spanplatten		97,2 %
MVA1_100		100 % Holz	100 %
MVA1_50		50 % Holz 50 % Spanplatten	97,2 %

6.3 Nicht vergleichend untersuchte Verfahren

Weitere Verfahren werden nicht vergleichend untersucht, sondern einzeln bewertet (Abschnitt 9). Es handelt sich um

- Klärschlammmitverbrennung in Braunkohlekraftwerken
- Bioabfallvergärung und energetische Biogasverwertung
- Bioabfallkompostierung
- Holzvergasung
- Deponierung, Deponieentgasung und energetische Gasverwertung
- Sonderabfallbehandlung/-verwertung
- Innovative Verfahren.

Dies hat unterschiedliche Gründe:

- Für einzelne Verfahren beeinflussen verfahrensunabhängige standortspezifische Faktoren (z.B. Transportentfernungen bei Klärschlammverwertung) die Effekte der eigentlichen Behandlung je nach gewählten Größen mehr im Ergebnis als das Verfahren selbst.
- Für einzelne Verfahren hat die Wahl der (fiktiv) substituierten Umweltbelastungen die mit Abstand größte Ergebnisrelevanz (z.B. Klärschlammverwertung: Substitution von Strom aus Windkraft).
- Für einzelne Verfahren schneidet in bereits vorliegenden Ökobilanz-Untersuchungen und aus Plausibilitätsüberlegungen heraus ein bestimmtes Verfahren bzgl. der Freisetzung klimarelevanter Gase so deutlich viel besser (oder schlechter) ab als die anderen Vergleichsverfahren, dass nur unrealistisch veränderte Stellgrößen in der Modellierung eine Änderung am Ergebnis bewirken (Bioabfallkompostierung: Substitution von Torf).
- Für einzelne Verfahren ist der Nutzen nicht in der Kategorie der Klimarelevanz zu erfassen. Dies gilt z.B. für die Behandlung von Sonderabfällen, da hier das Ziel nicht vorrangig im Klimaschutz, sondern in der schadlosen Beseitigung von Abfällen mit toxischen und/oder ökotoxischen Stoffen liegt. Hierfür sind in der Regel sehr hohe Energieverbräuche charakteristisch. Dem gegenüber kann der erzeugte Nutzen nicht in der Wirkungskategorie Klimarelevanz modelliert werden.
- Einzelne Verfahren scheiden aus mangels Verfügbarkeit (Holzvergasung, die Hochtemperaturverfahren KWU-Schwel-Brenn- und das Noell-Konversionsverfahren) oder mangels ausreichender Betriebserfahrungen aus dem störungsfreien Dauerbetrieb (Pyrolyse, die Hochtemperaturverfahren Thermoselect und RPC).

7 Ergebnisse

Die Ergebnisse wurden in Anlehnung an DIN EN/ISO 14040 ff. (169) ermittelt.

7.1 System 1: Restabfallbehandlung

7.1.1 Darstellung der Ergebnisse

Die folgende Tabelle aggregiert die Ergebnisse des Vergleichs für verschiedene Verfahren der Behandlung von 1 Mg Restabfall. Negative Zahlenwerte bedeuten eine Umweltentlastung, positive Zahlenwerte eine Umweltbelastung. Betrachtet wird jeweils nur der virtuelle Teilstrom aus dem Einsatz von Abfall bzw. Ersatzbrennstoff aus MBA/MBS, eine Mischungsrechnung findet nicht statt (siehe Teil 2).

Die Transportaufwändungen sind mit den jeweiligen Standardwerten enthalten. In Abschnitt 8.5 erfolgt eine Sensitivitätsbetrachtung der Transportbeiträge zum Ergebnis.

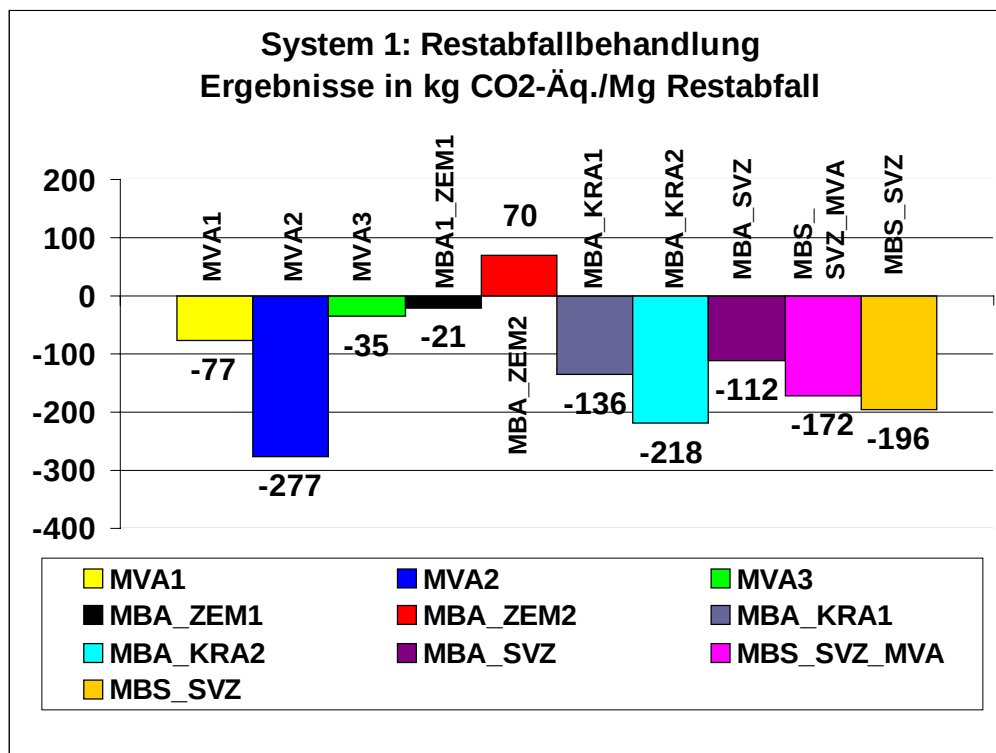


Abb. 8: Ergebnisse des Systems 1: Restabfallbehandlung
negative Werte = Umweltentlastung

Tab. 88: Zusammenfassung der Ergebnisse für die untersuchten Varianten im System 1: Restabfallbehandlung, in kg CO₂-Äq./Mg bzw. kg NH₃/Mg Restabfall (Hu = 8.500 MJ/Mg, 28 % C, davon 75 % regenerativ), inkl. Transporte

Variante	kg CO ₂ -Äq./Mg Restabfall	Ammoniak, kg/Mg Restabfall
MVA1	-77,1	-0,003
MVA2	-277	-0,016
MVA3	-35,2	0,014
MBA_ZEM1	-20,8	0,039
MBA_ZEM2	70,2	0,027
MBA_KRA1	-136	0,037
MBA_KRA2	-218	0,037
MBA_SVZ	-112	0,039
MBS_SVZ_MVA	-172	0,039
MBS_SVZ	-196	0,039

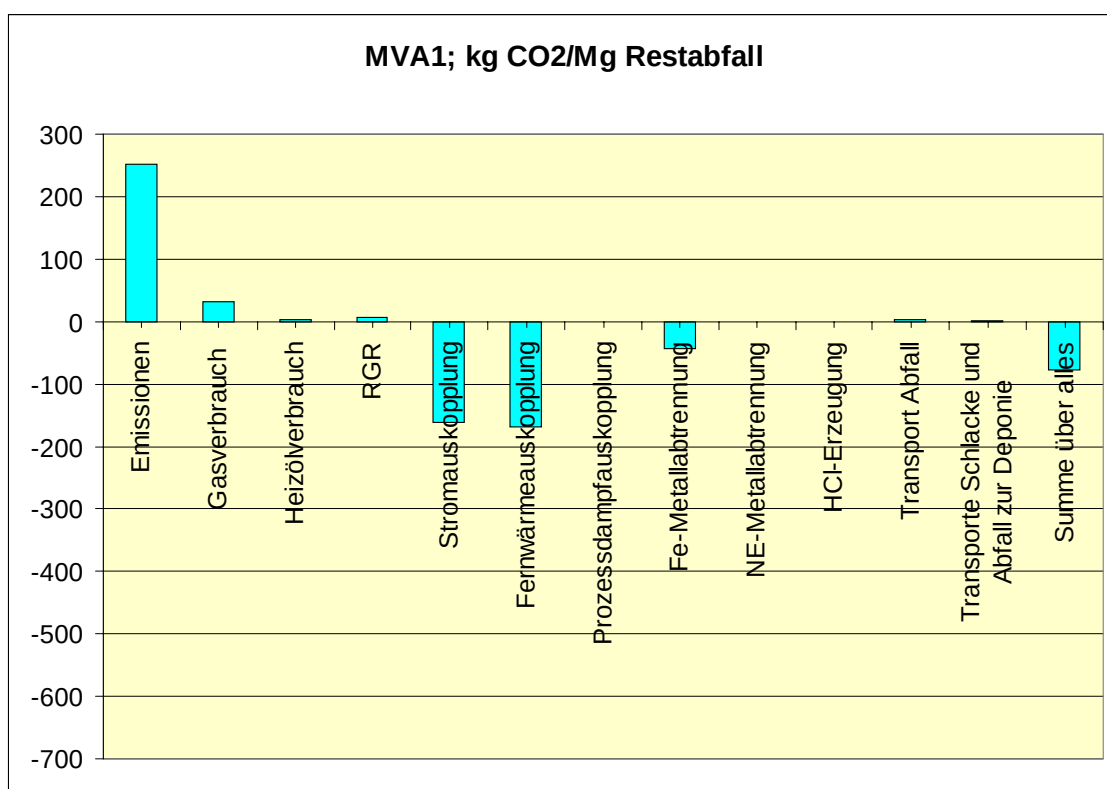


Abb. 9: Struktur der Ergebnisse für die MVA-Variante 1

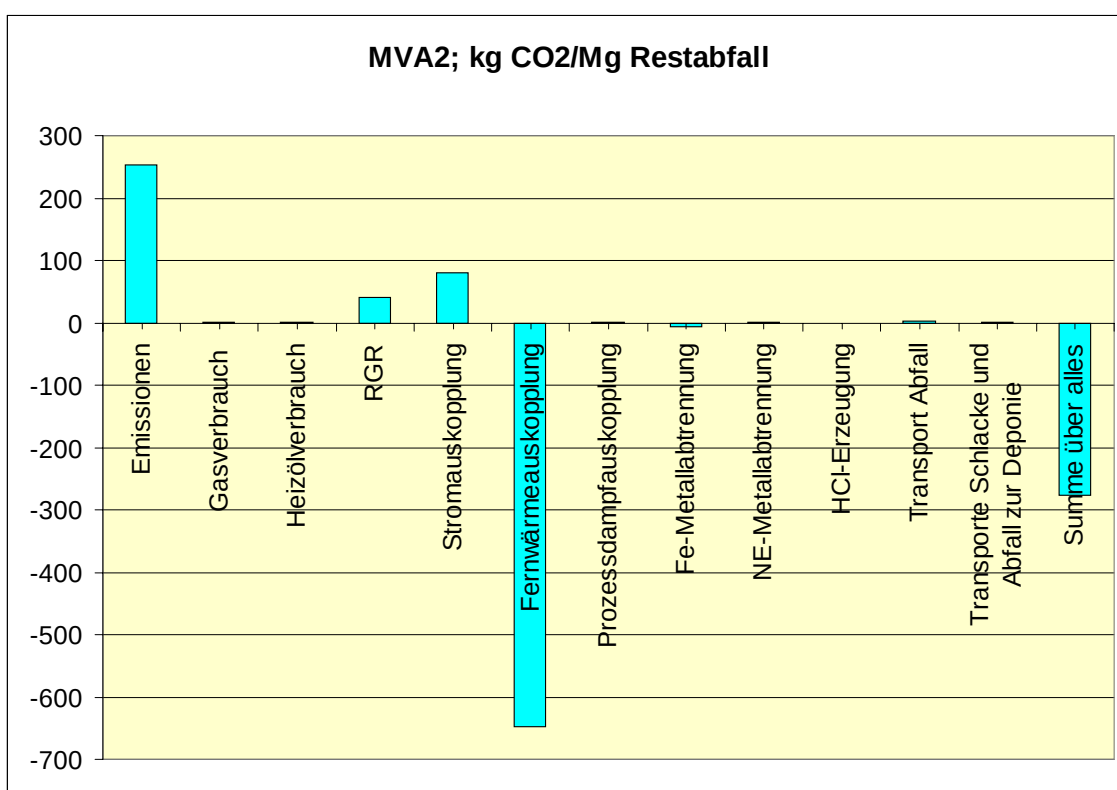


Abb. 10: Struktur der Ergebnisse für die MVA-Variante 2

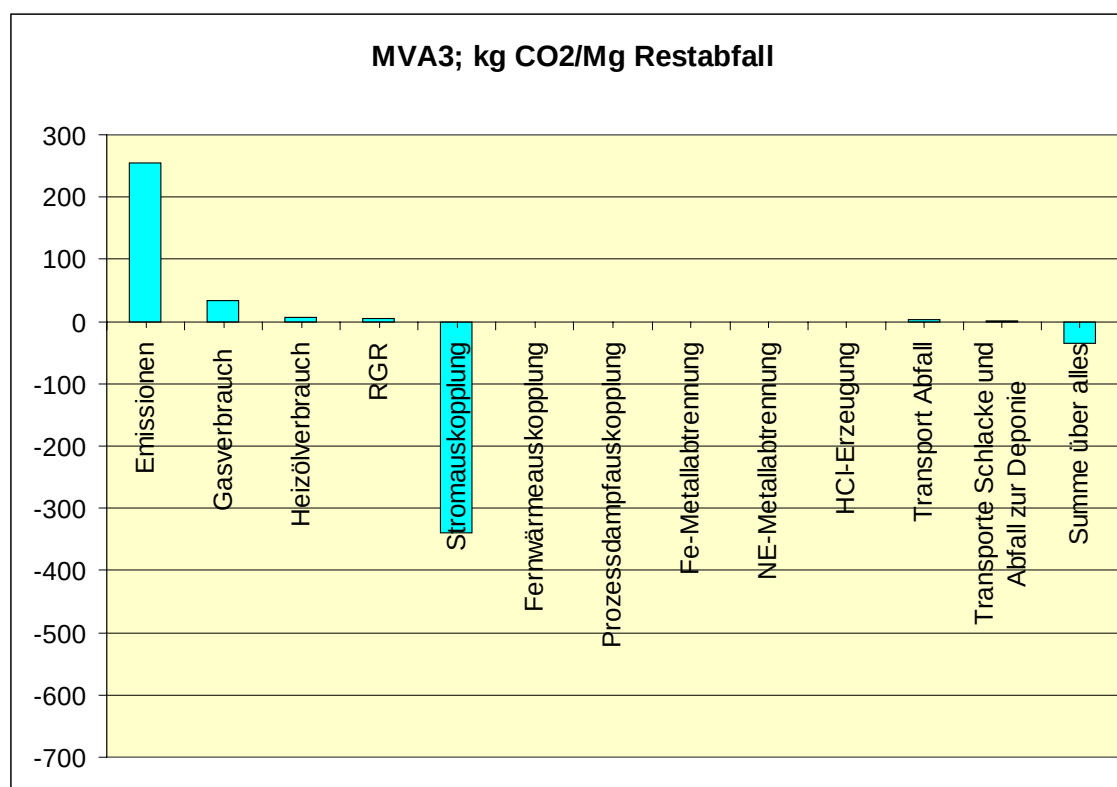


Abb. 11: Struktur der Ergebnisse für die MVA-Variante 3

Tab. 89: Ergebnisse für die modellierten Müllverbrennungsanlagen, in kg CO₂-Äq./Mg bzw. kg NH₃/Mg Restabfall (Summenabweichungen aufgrund von Rundungsdifferenzen)

Einzelbeiträge	MVA1	MVA2	MVA3
Lastschriften für:			
• Emissionen	251,0	254,0	254,0
• Gasverbrauch	31,2	0,0	34,0
• Heizölverbrauch	3,2	0,0	6,4
• RGR	7,2	41,3	3,9
Summe Lastschriften	293,0	295,0	299,0
Gutschriften für:			
• Stromauskopplung	-162,0	79,5	-339,0
• Fernwärmeauskopplung	-169,0	-648,0	0,0
• Prozessdampfauskopplung	0,0	0,0	0,0
• Fe-Metallabtrennung	-43,8	-7,1	0,0
• NE-Metallabtrennung	0,0	0,0	0,0
• HCl-Erzeugung	0,0	0,014	0,0
Summe Gutschriften	-375,0	-576,0	-339,0
Ergebnis Anlage	-81,8	-281,0	-39,8
Lastschriften Transporte für			
• Transport Abfall	3,1	3,1	3,1
• Transporte Schlacke und Abfall zur Deponie	1,6	0,4	1,6
Summe Transporte	4,7	3,5	4,7
Summe über alles	-77,1	-277,0	-35,2
Ammoniak, kg NH ₃ /Mg Abfall	-0,003	-0,016	0,014

Tab. 90: Einzelbeiträge der Module für die modellierten MBA-Varianten, hier energetische Verwertung im Zementwerk oder im SVZ, in kg CO₂-Äq./Mg bzw. kg NH₃/Mg Restabfall (Summenabweichungen aufgrund von Rundungsdifferenzen)

Einzelbeiträge der Module	MBA_ZEM1 (mit MVA1)	MBA_ZEM2 (mit MVA3)	MBA_SVZ (mit MVA1)
MBA			
Lastschriften:			
• Emissionen	5,3	5,3	5,3
• Stromverbrauch	78,0	78,0	85,7
• Gasverbrauch	9,9	9,9	9,9
• Heizölverbrauch	0,0	0,0	0,0
• Diesel Aggregate	2,5	2,5	2,5
• Deponierung Rottegut	0,0	0,0	0,0
Summe Lastschriften	95,8	95,8	103,5
Gutschriften:			
• Fe-Metallabtrennung	-42,8	-42,8	-42,8
• NE-Metallabtrennung	-16,4	-16,4	-16,4
Summe Gutschriften	-59,2	-59,2	-59,2
Ergebnis MBA	36,6	36,6	44,3
Zementwerk / SVZ			
Lastschriften:			
• Emissionen	483,2	507,0	123,0
• Stromverbrauch	4,2	9,0	0,0
• RGR	0,1	0,0	2,1
Summe Lastschriften	487,5	516,0	125,0
Gutschriften:			
• Klinker (ZEM) bzw. Strom (SVZ)	-559,6	-499,0	-30,0
• Methanol	0,0	0,0	-263,0
Summe Gutschriften	-559,6	-499,0	-293,0
Ergebnis Zementwerk / SVZ	-72,1	17,0	-168,0
MVA			
Lastschriften:			
• Emissionen	34,3	34,5	34,3
• Gasverbrauch	2,7	2,9	2,7
• Heizölverbrauch	0,3	0,5	0,3
• RGR	0,6	0,3	0,6
Summe Lastschriften	37,8	38,3	37,8

Einzelbeiträge der Module	MBA_ZEM1 (mit MVA1)	MBA_ZEM2 (mit MVA3)	MBA_SVZ (mit MVA1)
Gutschriften:			
• Stromauskopplung	-14,6	-27,0	-14,6
• Fernwärmeauskopplung	-13,7	0,0	-13,7
• Prozessdampfauskopplung	0,0	0,0	0,0
• Fe-Metallabtrennung	0,0	0,0	0,0
• NE-Metallabtrennung	0,0	0,0	0,0
Summe Gutschriften	-28,3	-27,0	-28,3
Ergebnis MVA	9,5	11,3	9,5
Ergebnis Anlagen	-26,0	65,0	-117,0
Transporte			
• Abfalltransport	1,2	1,3	1,3
• Transporte Output zur Beseitigung	3,9	3,9	3,8
Summe Transporte	5,2	5,2	5,0
Ammoniak (als NH₃)			
MBA	0,0388	0,0388	0,0388
Zementwerk bzw. SVZ	-0,0000	-0,0125	0,0000
MVA	-0,0002	0,0012	-0,0002
Summe Anlagen	0,0386	0,0274	0,0386
Abfalltransport	0,000004	0,000004	0,000004
Transporte Output zur Beseitigung	0,000014	0,000014	0,000013
Summe Transporte	0,000017	0,000017	0,000017
Summe Anlagen + Transporte	0,039	0,027	0,039

Tab. 91: Ergebnisse für die modellierten MBA-Varianten, hier energetische Verwertung im Kraftwerk, in kg CO₂-Äq./Mg bzw. kg NH₃/Mg Restabfall (Summenabweichungen aufgrund von Rundungsdifferenzen)

Einzelbeiträge der Module	MBA_KRA1	MBA_KRA2
MBA:		
Lastschriften:		
• Emissionen	5,3	5,3
• Stromverbrauch	87,3	87,3
• Gasverbrauch	9,9	9,9
• Heizölverbrauch	0,0	0,0
• Diesel Aggregate	2,5	2,5
• Deponierung Rottegut	0,0	0,0
Lastschriften gesamt	105,0	105,0
Gutschriften:		
• Fe-Metallabtrennung	-42,8	-42,8
• NE-Metallabtrennung	-16,4	-16,4
Gutschriften gesamt	-59,2	-59,2
Ergebnisse MBA gesamt	46,0	46,0
Kraftwerk		
Lastschriften:		
• Emissionen	243,0	244,0
• Stromverbrauch	50,8	50,8
• RGR	0,0	0,0
Lastschriften gesamt	294,0	295,0
Gutschriften:		
• Stromauskopplung	-428,0	-411,0
• Fernwärmeauskopplung	0,0	-100,0
• Klinkerersatz	-62,6	-62,6
Gutschriften gesamt	-491,0	-574,0
Ergebnisse Kraftwerk gesamt	-197,0	-279,0
MVA		
Lastschriften:		
• Emissionen	34,3	34,3
• Gasverbrauch	2,7	2,7
• Heizölverbrauch	0,3	0,3
• RGR	0,6	0,6
Lastschriften gesamt	37,8	37,8

Einzelbeiträge der Module	MBA_KRA1	MBA_KRA2
Gutschriften		
• Stromauskopplung	-14,6	-14,6
• Fernwärmeauskopplung	-13,7	-13,7
• Prozessdampfaukopplung	0,0	0,0
• Fe-Metallabtrennung	0,0	0,0
• NE-Metallabtrennung	0,0	0,0
Gutschriften gesamt	-28,3	-28,3
Ergebnisse MVA gesamt	9,5	9,5
Ergebnis Anlagen	-141,0	-223,0
Transporte	0,0	0,0
• Abfalltransport	1,3	1,3
• Transporte Output zur Beseitigung	3,8	3,8
Summe Transporte	5,1	5,1
Ammoniak (als NH₃)		
MBA	0,0388	0,0388
Kraftwerk	-0,0014	-0,0014
MVA	-0,0002	-0,0002
Summe Anlagen	0,0372	0,0372
Abfalltransport	0,000004	0,000004
Transporte Output zur Beseitigung	0,000013	0,000013
Summe Transporte	0,000017	0,000017
Summe Anlagen + Transporte	0,037	0,037

Tab. 92: Ergebnisse für die modellierten MBS-Varianten, hier energetische Verwertung im SVZ, Staub ins SVZ oder in MVA, in kg CO₂-Äq./Mg bzw. kg NH₃/Mg Restabfall (Summenabweichungen aufgrund von Rundungsdifferenzen)

	MBS_SVZ	MBS_SVZ_MVA
MBS		
Lastschriften:		
• Emissionen	5,3	5,3
• Stromverbrauch	120,5	117,7
• Gasverbrauch	9,9	9,9
• Heizölverbrauch	0,0	0,0
• Diesel Aggregate	4,4	4,4
• Deponierung Rottegut	0,0	0,0
Lastschriften gesamt	140,1	137,3
Gutschriften:		
• Fe-Metallabtrennung	-43,8	-43,8
• NE-Metallabtrennung	-18,2	-18,2
• Glasabtrennung*	0,0	0,0
Gutschriften gesamt	-62,1	-62,1
Ergebnisse MBS	78,0	75,2
SVZ		
Lastschriften:		
• Emissionen	184,6	168,0
• Stromverbrauch	0,0	0,0
• RGR	3,8	3,4
Lastschriften gesamt	188,4	171,4
Gutschriften:		
• Stromauskopplung	-46,4	-42,2
• Methanolbereitstellung	-419,8	-382,0
Gutschriften gesamt	-466,1	-424,2
Ergebnisse SVZ	-277,8	-252,8
MVA		
Lastschriften:		
• Emissionen	0,0	28,7
• Gasverbrauch	0,0	0,0
• Heizölverbrauch	0,0	0,2
• RGR	0,0	0,4
Lastschriften gesamt	0,0	29,2

	MBS_SVZ	MBS_SVZ_MVA
Gutschriften:		
• Stromauskopplung	0,0	-15,4
• Fernwärmeauskopplung	0,0	-12,4
• Prozessdampfauskopplung	0,0	0,0
• Fe-Metallabtrennung	0,0	0,0
• NE-Metallabtrennung	0,0	0,0
Gutschriften gesamt	0,0	-27,9
Ergebnisse MVA	0,0	1,4
Ergebnis Anlagen	-199,7	-176,2
Transporte		
• Abfalltransport	1,1	1,2
• Transporte Output zur Beseitigung	3,1	3,1
Summe Transporte	4,2	4,3
Ammoniak (als NH₃)		
MBA	0,0388	0,0388
Zementwerk bzw. SVZ	0,0000	0,0000
MVA	0,0000	-0,0002
Summe Anlagen	0,0388	0,0386
Abfalltransport	0,000004	0,000004
Transporte Output zur Beseitigung	0,000011	0,000011
Summe Transporte	0,000014	0,000014
Summe Anlagen + Transporte	0,039	0,039

* Platzhalter

7.1.2 Diskussion der Ergebnisse

Es sei eingangs noch einmal darauf hingewiesen, dass Teil 1 dieser Studie der Methodenentwicklung diene. Die oben gewonnenen Ergebnisse sind Resultat einer Modellierung. Je nach gewählten Randbedingungen und Annahmen kann das Ergebnis anders ausfallen. Die Modellierung orientierte sich an in Betrieb befindlichen Werken. Die Ergebnisse sind stimmig mit den getroffenen Annahmen und Randbedingungen und zeigen, daß die Methode für die Anwendung in Teil 2 der Studie geeignet ist. Mehr Bedeutung und Aussagekraft darf diesem Vergleich der verschiedenen Verfahren der Restabfallbehandlung nicht beigemessen werden. Insbesondere bei den Varianten, die mit besonders hohen Umweltentlastungen an klimarelevanten Gasen aufwarten, ist die Modellierung der nachher real zum Einsatz gelangenden Anlagen wichtig. So sei noch einmal auf die große Datenunsicherheit des SVZ betreffend hingewiesen.

Die Ergebnisse für die modellierten Anlagen sind nicht direkt miteinander vergleichbar, da für alle Anlagen nur der aus dem Abfall resultierende Teilstrom modelliert wurde. Für die

Müllverbrennungsanlagen kann der Teilstrom als Gesamtstrom angesehen werden, da der Regelbrennstoff Abfall ist.

Bei den **MVAs** zeigt sich deutlich der **Einfluß des Energienutzungskonzeptes**: MVA2 mit optimierter Abnahme der Fernwärme schneidet besser ab als MVA1 und deutlich besser als MVA3. MVA3 mit dem ungünstigsten Energiekonzept (nur Stromauskopplung) schneidet hier erwartungsgemäß am schlechtesten unter den MVAs ab. D.h., dass hier unter dem Aspekt der Freisetzung bzw. Substitution von klimarelevanten Gasen die größten Optimierungspotenziale bestehen. (Für andere Umweltwirkungen, z.B. Krebserzeuger oder toxische Schwermetalle, stellt sich die Situation anders dar; andere Umweltwirkungen waren aber nicht Gegenstand der Studie).

Die **MBA- und MBS**-Varianten sind untereinander vergleichbar, da sie alle Teilstrombetrachtungen für die energetische Verwertungsanlage darstellen, wobei die Teilströme weitestgehend identisch sind.

Die **MBA-Varianten** schneiden mit einer Ausnahme (KRA2) schlechter ab als die MBS-Varianten. Dies liegt zum einen am hohen Stromverbrauch der Anlagen, zum anderen am geringeren Anteil an Heizwertträgern, der verwertet werden kann. Dies zeigt sich auch deutlich beim Vergleich MBA_SVZ und MBS_SVZ. Demhingegen fällt die Emission aus dem Rottegut unter den hier getroffenen Annahmen nicht weiter ins Gewicht.

Am Beispiel der Variante MBA_ZEM1 ist der Einfluss des Anlagenstandards auf das Gesamtergebnis sehr gut zu erkennen. Bei dem **Zementwerk** nach BAT-Standard (ZEM1) dominieren die Gutschriften für den verdrängten Zement, der mit höheren Emissionen an klimarelevanten Gasen konventionell erzeugt worden wäre, das Gesamtergebnis.

Unter den MBA-Varianten schneiden am besten die ab, die eine hochwertige energetische Verwertungsanlage nutzen. Das „mitteleuropäische Zementwerk“ mit seinen hohen Energieverbräuchen bildet in dieser Gruppe das Schlußlicht.

Die Unterschiede zwischen den Ergebnissen der einzelnen Varianten dürfen insgesamt nicht überbewertet werden, da sich die Stellgröße „Energetischer Wirkungsgrad“ für die Klimarelevanz als ergebnisentscheidend erwiesen hat. Hier wurde mit Modellanlagen gearbeitet (s.o.). Die Modellberechnungen zeigen aber, welche Daten in Teil 2 der Studie (Anlagenvergleich) für eine Bewertung für das Land Sachsen von Bedeutung sind.

7.2 System 2: Holzabfallbehandlung

7.2.1 Darstellung der Ergebnisse

Untersucht wurde die Verbrennung von zwei unterschiedlich modellierten Holzabfällen in einer Holzabfallverbrennungsanlage jeweils verglichen mit der Entsorgung in einer MVA (MVA1). Die folgende Tabelle aggregiert die Ergebnisse des Vergleichs für verschiedene Verfahren der Behandlung von 1 Mg Holzabfall. Negative Zahlenwerte bedeuten eine **Umwelentlastung**, positive Zahlenwerte eine **Umweltbelastung**. Transportaufwendungen sind enthalten. Zum Einfluss der Transporte auf das Gesamtergebnis siehe Abschnitt 8.5.

Tab. 93: Zusammenfassung der Ergebnisse für die untersuchten Varianten im System 2: Holzabfallbehandlung, in kg CO₂-Äq./Mg Restabfall

Variante	kg CO ₂ -Äq./Mg Holzabfall	Ammoniak, kg/Mg Holzabfall
HoVA_100	-818	0,028
HoVA_50	-817	0,000001
MVA1_100	-699	-0,006
MVA1_50	-648	-0,006

Die folgende Tabelle gibt die Ergebnisse der einzelnen Verfahren detailliert wieder.

Tab. 94: Ergebnisse für die untersuchten Varianten im System 2: Holzabfallbehandlung, in kg CO₂-Äq./Mg bzw. kg NH₃/Mg Holzabfall

Einzelbeiträge	HoVA_100	HoVA-50	MVA1_100	MVA1_50
Lastschriften				
• Emissionen	11	10	2,8	54
• Gasverbrauch	88	88	0,0	0,0
• Heizölverbrauch	4,2	4,2	3,2	3,2
• RGR	7,4	9,1	4,8	5,0
Lastschriften gesamt	110	111	11	62
Gutschriften				
• Stromauskopplung	-761	-761	-382	-382
• Fernwärmeauskopplung	-167	-167	-331	-331
• Prozessdampfauskopplung	0,0	0,0	0,0	0,0
• Fe-Metallabtrennung	-0,9	-0,9	-0,9	-0,9
• NE-Metallabtrennung	0,0	0,0	0,0	0,0
Gutschriften gesamt	-929	-929	-713	-713
Summe Anlage	-818	-817	-703	-651
Transporte:				
• Abfalltransport	0,0	0,0	3,1	3,1
• Transporte Schlacke, Abfall DK I, DK II und UTD	0,2	0,2	0,4	0,4
Summe Transporte	0,2	0,2	3,6	3,6
Summe über alles	-818	-817	-699	-648
Ammoniak	0,028	0,00000	-0,006	-0,006

7.2.2 Diskussion der Ergebnisse

Es zeigt sich, dass die hier modellierte MVA vergleichsweise schlechter abschneidet als die modellierte Holzverbrennungsanlage. Die Abweichungen der Ergebnisse hängen stark vom Energiekonzept ab (siehe Gutschriften).

Die Unterschiede zwischen den Ergebnissen der einzelnen Varianten dürfen insgesamt nicht überbewertet werden, da die Stellgröße „Energetischer Wirkungsgrad“ ergebnisentscheidend ist. Hier wurde mit Modellanlagen gearbeitet. Die Modellberechnungen zeigen aber, welche Daten in Teil 2 der Studie (Anlagenvergleich) für eine Bewertung für das Land Sachsen von Bedeutung sind.

7.3 Spezifischer Beitrag

Der spezifische Beitrag ist eine Kenngröße, die den Beitrag der untersuchten Verfahren oder Maßnahmen am Gesamtproblem beschreibt. Ausgangspunkt ist z.B. die aktuelle Emissionssituation für Treibhausgase in Deutschland. Dividiert man diese Zahl durch die Einwohner (z.Z. 81 Mio.), erhält man den sog. **Einwohnerdurchschnittswert (EDW)**. Teilt man die Differenz der Umweltwirkungen zweier oder mehrerer zu vergleichender Verfahren oder Maßnahmen durch den EDW, so erhält man Informationen zur Abschätzung der möglichen Umweltverbesserung, normiert auf Einwohner. Tab. 95 gibt die Einwohnerdurchschnittswerte für die wichtigsten klimarelevanten Parameter wieder.

Aus methodischen Gründen ist nicht sinnvoll, an dieser Stelle den spezifischen Beitrag der einzelnen Verfahren zu ermitteln.

- Der bisherige Ansatz (Teil 1) diente dazu, die Verfahren allgemein und im Hinblick auf eine Anwendung für die Situation im Freistaat Sachsen zu modellieren. Der Modellierung lagen zwar existierende Anlagen zugrunde. Das Gesamtergebnis hängt jedoch von den in Teil 2 zu modellierenden konkreten Fallkonstellationen und Anlagen ab.
- Die Transporte sind ergebnisrelevant, konnten in Teil 1 aber nicht mit hinreichender Genauigkeit modelliert werden (siehe Abschnitt 8.5).

Tab. 95: Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) 2000 für klimarelevante Parameter für den Freistaat Sachsen verglichen mit den Werten für die Bundesrepublik

	Absolute Werte			Einwohner-		
	Sachsen	D gesamt		durchschnittswerte		
	(57, 170)	(171)		Sachsen	D gesamt	
Verbrauch						
Braunkohle	194.900	1.547.000	TJ	44.039	18.806	MJ
Erdgas	133.200	3.025.000	TJ	30.098	36.774	MJ
Erdöl	230.100	5.478.000	TJ	51.993	66.594	MJ
Steinkohle	4.800	1.920.000	TJ	1.085	23.341	MJ
Kumulierter Energie- aufwand, fossil, gesamt	563.000	13.819.000	TJ	127.215	167.992	MJ
Emissionen						
Ammoniak	27.685*	624.000	Mg	6,3	7,6	kg
CO ₂ , fossil	47.769.791	858.000.000	Mg	10.794	10.430	kg
CO	163.681	k.A.	Mg	37,0	k.A.	kg
Lachgas (N ₂ O)	3.989	194.000	Mg	0,9	2,4	kg
Methan	287.027	2.885.000	Mg	64,9	35,1	kg
NM VOC	41.588	1.602.000	Mg	9,4	19,5	kg
NOx (als NO ₂)	70.891	1.600.000	Mg	16,0	19,5	kg
Aggregierte Werte						
GWP in CO ₂ -Äquivalenten	35.116.000	991.421.000	Mg	12.895	12.052	kg

* Zahl für 1999

7.4 Ökologische Bedeutung

Die ökologische Bedeutung soll verschiedene Umweltwirkungen und Umweltqualitätsziele in Beziehung zueinander setzen.

In dieser Studie wird auftragsgemäß nur *eine* Umweltwirkung untersucht: der Treibhauseffekt. Diesem kommt laut UBA eine sehr große Bedeutung zu (172). Andere Aspekte werden ausgeklammert und nur am Rande angesprochen (z.B. das Problem der Quecksilberemissionen von Kraftwerken).

Die Bewertung der ökologischen Bedeutung wird in Teil 2 verbal-argumentativ durchgeführt.

8 Sensitivitätsanalyse

8.1 Einfluß der Energieeffizienz auf das Gesamtergebnis

Eine Betrachtung der Einzelbeiträge der Gut- und Lastschriften der verschiedenen modellierten Verfahren zeigt, dass das jeweilige Ergebnis eines Verfahrens maßgeblich von den auskoppelbaren Energien und den dafür anzurechnenden Gutschriften bestimmt wird. Für die MVA und das Zementwerk wurde die unterschiedliche Effektivität bereits modelliert. Für die Mitverbrennung in Kraftwerken dürften sich ähnliche Spannbreiten ergeben. Dieses sollte aber im Teil 2 bei der Modellierung der unterschiedlichen Anlagen mit anlagenspezifischen Daten und unter Modellierung der Mitverbrennung durchgeführt werden.

8.2 Einfluß der Zusammensetzung des Restabfalls auf das Gesamtergebnis

Die Zusammensetzung des Restabfalls, insbesondere der angenommene Heizwert, hat großen Einfluß auf das Ergebnis. In den Modellberechnungen wurde Restabfall mit einem Hu von rund 8.500 MJ/Mg (vgl. Tab. 14) mit einem C-Gehalt von 30 % eingesetzt. Je nach Zusammensetzung kann der Heizwert des Restabfalls aber auch anders ausfallen, wie Tab. 96 zeigt:

Tab. 96: Zusammensetzung und Heizwerte verschiedener Restabfälle

Stoff (kg/Mg FS)	Modell-Restabfall 1*	Restabfall 2**	Restabfall 3***
C	280	196	300
H	18	28	29
S	2	2,1	2,2
N	7	1,4	1,4
O	197	112	235
Wasser	350	300	350
Heizwert	8.500	7.517	9.801
verwendeter Heizwert	8.500	7.500	9.800
* 30,4 kg C/Mg TS (nach Abschnitt 4.1.2) bei 34 % Wassergehalt			
** Elementarzusammensetzung nach (31), untere Werte			
*** Elementarzusammensetzung nach (31), obere Werte			

Generell kann davon ausgegangen werden, dass ein Restabfall mit niedrigerem Heizwert eine entsprechend geringere Energieausbeute bei der thermischen Nutzung erzielen wird als Restabfall mit höherem Heizwert. Zugleich muss die Stützfeuerung anteilig erhöht werden. Die folgende Tabelle zeigt eine grobe Abschätzung für MVA2 und MVA3, da diese die beiden Extreme unter den MVAs darstellen.

Tab. 97: Ergebnisse der Sensitivitätsbetrachtung „Veränderter Heizwert für MVAs“; hier: Ergebnisse für die CO₂-Emission in Abhängigkeit vom Heizwert, in kg CO₂-Äq./Mg Restabfall

Heizwert Restabfall	MVA2	MVA3
7.500 MJ/Mg	-262	-33,0
8.500 MJ/Mg	-277	-35,2
9.800 MJ/Mg	-358	-120

Beide MVAs zeigen: je niedriger der Heizwert, desto geringer die Umweltentlastung durch die Verbrennung von Restabfall mit anteiligen Gehalt an regenerativem Kohlenstoff.

Der deutliche „Sprung“ für die Ergebnisse für 8.500 auf die Ergebnisse für 9.800 MJ/Mg hat mehrere Ursachen. Das anteilige Sinken des Stützfeuerungsbedarfs (Öl/Gas) fällt weniger ins Gewicht, es überwiegt der Einfluss der Gutschriften für die ausgekoppelte Energie (die mit 100 % fossilem CO₂ erzeugt wurde), die durch die anteilig gestiegenen Emissionen (mit nur 25 % fossilem CO₂ im Abgas) nicht in gleichem Maße kompensiert werden können.

Für Teil 2 ist hieraus der Schluß zu ziehen, dass es erforderlich ist, die zu betrachtenden Restabfallqualitäten genau zu modellieren, und zwar sowohl im Hinblick auf den Heizwert als auch im Hinblick auf den enthaltenen Anteil an regenerativem Kohlenstoff.

8.3 Einfluß der substituierten Energie auf das Gesamtergebnis

Die bei der Verbrennung ausgekoppelte Energie ersetzt konventionell erzeugte Energie. Für den Stromsektor wird auf einen sächsischen Energiemix abgestellt. Dieser Energiemix kann sich innerhalb der nächsten Jahre deutlich ändern, da

- das EEG die Energieerzeugung aus Biomasse fördert und damit fossile Energieträger verdrängt werden,
- der Staat die Kraft-Wärme-Kopplung fördert,
- die Liberalisierung des Strommarktes zum Verdrängen „schmutziger“ Öl- und Kohlebefeuerter Kraftwerke durch insbesondere günstigen Atomstrom aus dem Ausland (Frankreich, Tschechien usw.) führen kann.

Alle beschriebenen Einflußgrößen werden einzeln oder in der Summe dazu führen, dass die substituierte Energie aus Klimasicht „sauber“ und die Gutschrift für das Erzeugen von Energie durch die Verbrennung von Abfällen damit kleiner wird.

Ähnlich sieht es aus bei der Gebäudeheizung. Die Substitution schadstoffemittierender Kleinf Feuerungsanlagen durch regenerative Energieträger (Photovoltaik, Thermosolaranlagen, Niedrigenergiehäuser) wird seit Jahren vom Bund und von einzelnen Ländern gefördert. Auch hier ist zu erwarten, dass ausgekoppelte Fernwärme immer „sauberere“ Gebäudeheizungs-Mixe substituiert.

Tab. 98: Emissionen zur Berechnung der Gutschriften für bereitgestellte Wärmeenergie zur Substitution von Kleinf Feuerungsanlagen (Strom/feste Brennstoffe im Verhältnis 60:40) sowie Heizungsmix (ohne Fernwärme), jeweils 15 % Leitungsverluste, und von Fernwärme aus Kohlefeuerung (60 % Steinkohle), mit Vorketten

	Emissionen in mg pro MJ Wärme					
	Kleinf Feuerungsanlagen-Mix* für Deutschland (Tab. 30)	Heizungs-Mix (Tab. 30) ohne Fernwärme für Deutschland	Wärme aus Holzpellets (84%, + 8 % Diesel) (173)	Fernwärme aus Kohlefeuerung*** (60 % Steinkohle) (173)	Fernwärme aus Steinkohlefeuerung*** nach (174)	Raumwärme/Heißwasser**** (175)
CO ₂ -klimarelevant	238.817**	133.397**	20.374**	53.821	105.065	90.833
Methan (CH ₄)	20.613	11.811	1.181	161	0,045	214
Kohlenmonoxid (CO)	136	1.120	2.258	17	64	144
Lachgas (N ₂ O)	2.545	1.025	1.398	2,2	10,68	k.A.
Stickoxide NO _x (als NO ₂)	775	950	2.266	16	64	180
Rest-NM VOC	74	415	558	3,0	0,21	81
Perfluormethan	0,293	0,507	1,48	0,00012		k.A.
Perfluorethan	0,077	0,133	0,39	0,000015		k.A.
Ammoniak (als NH ₃)	0	0	0,0	0,0009	2,74	k.A.
CO₂-Äq. gesamt	262.961	148.719	28.038	58.382	108.934	98.529

* nur Heizungen auf Basis von Strom (60 %) und festen Brennstoffen (40%), 15 % Leitungsverluste

** bei Holzfeuerung nur Holzpellets mit fossilem C (nach GEMIS 4.0)

*** keine Leitungsverluste, da Direkteinspeisung

**** EU-Mix: 47 % Erdgas, 28 % Heizöl, 11 % Holz, 10 % Strom, 3 % Braunkohle, 1 % Steinkohle (176)

In der vorliegenden Studie wurde angenommen, dass vorrangig Kleinfeuerungsanlagen auf Basis von Gas und Öl substituiert werden. Alternativ hätte auch mit einem anderen Gebäudeheizungs-Mix gerechnet werden können. Tab. 98 zeigt die Emissionen für die Berechnung der Gutschriften für bereitgestellte Wärmeenergie zur Substitution eines Kleinfeuerungsanlagenmixes (nur Heizungen auf Basis von Strom und festen Brennstoffen; Daten aus Hessen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt und Baden-Württemberg, gemittelt, vgl. Tab. 30), verglichen mit den Emissionen eines Heizungsmixes (alle Energieträger) abzgl. Fernwärme (die ja üblicherweise nicht substituiert wird) sowie die Verdrängung von Fernwärme aus einer Steinkohlefeuerung, von Holzpellets oder einem EU-Mix.

Es zeigt sich, dass sich in der Modellierung der ersetzten Gebäudeheizung eine hohe Ergebnisrelevanz verbirgt für alle Anlagen, die Wärmeenergie auskoppeln. Je nach Ansatz kann die Gutschrift 28 bis 263 g CO₂-Äq. pro ersetzten MJ Wärme betragen, in dem einen Fall also knapp zehn Mal so hoch ausfallen wie in dem anderen. Die höchsten Gutschriften ergeben sich naturgemäß bei der Substitution der Wärmeenergie, bei deren Herstellung die höchsten klimarelevanten Emissionen auftreten (Strom, feste Brennstoffe in Einzelfeuerungen).

Daher ist es in Teil 2 unbedingt erforderlich, die substituierte Wärmeenergie genau zu modellieren. Die hier getroffene Annahme (Kleinfeuerungsanlagen-Mix) führt eher zu einer konservativen Abschätzung.

8.4 Einfluß von Ammoniak auf das Gesamtergebnis

Obwohl für Ammoniak (NH₃) bislang kein GWP-Äquivalenzfaktor festgesetzt wurde, es sich aber um ein in abfallwirtschaftlichen Verfahren relevantes Treibhausgas handelt, wurde NH₃ bei allen Berechnungen mitgeführt. Im Rahmen der Sensitivitätsbetrachtung wird unter der Annahme verschiedener CO₂-Äquivalenzfaktoren der Einfluß von NH₃ auf das Gesamtergebnis untersucht. Modelliert werden die folgenden CO₂-Äquivalenzfaktoren für NH₃:

100 – 1.000 – 10.000.

Unter Berücksichtigung der modellierten CO₂-Äquivalenzfaktoren für Ammoniak verschieben sich die Ergebnisse in der Bewertung wie folgt (Tab. 99).

Es zeigt sich, dass ein CO₂-Äquivalenzfaktor für Ammoniak kleiner 1.000 die Ergebnisse für die hier modellierten Verfahren der Restabfallbehandlung nur unwesentlich beeinflusst (ausgenommen MBA_ZEM1). Ab einem CO₂-Äquivalenzfaktor oberhalb von 1.000 führt die Berücksichtigung von NH₃ zu deutlichen und oberhalb von 10.000 zu gravierenden Ergebnisveränderungen.

Tab. 99: Veränderung der Ergebnisse für die untersuchten Varianten, in kg CO₂-Äq./Mg Restabfall, unter Einbeziehung verschiedener angenommener CO₂-Äquivalenzfaktoren für Ammoniak

Variante	kg CO ₂ - Äq.	Summe mit Faktor			Differenz zu Faktor		
		100	1.000	10.000	100	1000	10.000
MVA1	-77,1	-77,4	-80,1	-107	0%	-4%	-39%
MVA2	-277	-279	-293	-437	-1%	-6%	-58%
MVA3	-35,2	-33,8	-21,2	105	4%	40%	398%
MBA_ZEM1	-20,8	-16,9	18,2	369	19%	188%	1.875%
MBA_ZEM2	70,2	72,9	97,2	340	-4%	-38%	-385%
MBA_KRA1	-136	-132	-99,0	234	3%	27%	272%
MBA_KRA2	-218	-214	-181	152	2%	17%	170%
MBA_SVZ	-112	-108	-73,0	278	3%	35%	348%
MBS_SVZ_MVA	-172	-168	-133	218	2%	23%	227%
MBS_SVZ	-196	-192	-157	194	2%	20%	199%

8.5 Einfluß der Transporte auf das Gesamtergebnis

Transporte können, wie am Beispiel Klärschlamm erläutert, eine sehr große Ergebnisrelevanz haben. Daher wurden die untersuchten Verfahren im System 1 mit festen vergleichbaren Transportentfernungen modelliert. So wurde nur Lkw-Transport angesetzt, kein Schienenverkehr. Außerdem wurden Hin- und Rücktransport dem Transportgut in voller Höhe zugerechnet. Dies stellt eine konservative Annahme dar. In der Praxis kann sich durch Beiladungen für die Rückfahrt der massenbezogene Transportaufwand entsprechend reduzieren. Dies konnte in Teil 1 aber nicht modelliert werden.

Tab. 100: Einfluß des Transportes auf das Ergebnis für die modellierten MVA-Varianten;
Angaben in kg CO₂/Mg Abfall, S: Transport über Schiene

Variante	M V A 1			M V A 2			M V A 3		
	nah	fern	fern Schiene	nah	fern	fern Schiene	nah	fern	fern Schiene
Ergebnis gesamt	-77,1	-62,9	-69,5	-277,4	-265,0	-269,8	-35,2	-20,9	-27,5
Ergebnis Anlage	-81,8	-81,8	-81,8	-281	-281	-281	-39,8	-39,8	-39,8
Ergebnis Transporte	4,7	18,9	12,3	3,5	16,0	11,2	4,7	18,9	12,3
Beitrag Transporte	5,4%	18,8%	13,1%	1,2%	5,4%	3,8%	10,5%	32,2%	23,6%
Entfernung:									
Input	10	100	100	10	100	100	10	100	100
Schlacke	50	100	S: 100	50	100	S: 100	50	100	S: 100
SAD/UTD	50	350	S: 350	50	350	S: 350	50	350	S: 350

* Das Aufkommen an Schlacke und SAD/UTD-Abfällen ist bei MVA2 geringer als bei MVA1 und MVA3, daher entstehen hier geringere Transportaufwendungen.

Für die MVA-Varianten zeigt sich, dass insbesondere bei der „schlechten“ MVA (MVA3) der Abfalltransport ergebnisrelevant werden kann, während bei der „guten“ MVA (MVA2) Ferntransporte über 100 km und mehr das Ergebnis nur wenig beeinflussen.

Tab. 101: Einfluß des Transportes auf das Ergebnis für die modellierten MBA-Varianten

Transportentfernungen	Modell	Sensitivitätsbetrachtung
Transportentfernung MBA-Input	10	50
Transportentfernung EBS	50	100
Transportentfernung Mittelkalorische Fraktion	50	100
Transportentfernung Rottegut zur Deponie	50	50
Transportentfernung Abfall SAD/UTD	50	350
Transportentfernung Schlacke (MVA)	50	100
Transportentfernung Abfall SAD/UTD (MVA)	50	350
Beitrag Transporte	Anteil Transport am Ergebnis	
MBA_ZEM1	16,6%	32,0%
MBA_ZEM2	7,4%	15,8%
MBA_KRA1	3,5%	7,9%
MBA_KRA2	2,2%	5,1%
MBA_SVZ	4,1%	9,1%

In Einzelfällen kann der Beitrag der Transporte 10 % des Ergebnisses überschreiten.

9 Weitere klimarelevante Verfahren der Abfallwirtschaft

9.1 Klärschlammmitverbrennung in Braunkohlekraftwerken

Bundesweit fallen derzeit ca. 3 Mio. Mg Klärschlamm-trockenmasse an. Knapp die Hälfte wird davon landwirtschaftlich verwertet, der Rest geht in die landschaftsbauliche Verwertung (Rekultivierung, Deponiebegrünung etc.), wird kompostiert, deponiert oder verbrannt (gut 20 %). Nach Johnke (23) betrug die im Jahr 1998 verbrannte Klärschlamm-menge ca. 630.000 Mg Trockenmasse. Die ATV (177) kommt zu etwas anderen Zahlen, wie Tab. 102 zeigt.

Tab. 102: Klärschlamm-anfall und Verbleib in den einzelnen Bundesländern im Jahr 1998 (177)

Klärschlammverbleib 1998 in 1.000 Mg Trockenmasse						
Bundesland	Ins- gesamt	Deponie	stoffliche Verwer- tung	therm. Beseiti- gung	Zwischen- lagerung	Abgabe an andere Abwasserreini- gungsanlagen
Baden- Württemberg	322,8	34,3	218,7	57,3	2,6	10,0
Bayern	372,0	32,4	233,0	65,9	30,1	10,6
Berlin	57,3	0,0	13,8	43,5	0,0	0,0
Brandenburg	85,9	1,2	72,0	1,0	10,6	1,1
Bremen	20,6	6,8	13,7	0,0	0,0	0,1
Hamburg	45,7	0,0	0,0	40,8	0,0	4,9
Hessen	192,5	21,1	107,4	31,5	1,2	31,4
Mecklenburg- Vorpommern	45,7	0,9	34,6	0,0	6,3	3,9
Niedersachsen	236,8	18,7	195,8	3,0	7,7	11,7
Nordrhein- Westfalen	635,4	66,5	246,4	131,0	32,0	159,5
Rheinland-Pfalz	106,9	6,2	82,0	6,3	7,7	4,7
Saarland	21,3	0,6	8,3	8,5	0,2	3,7
Sachsen	90,4	1,9	81,5	0,6	2,4	3,9
Sachsen-Anhalt	80,5	6,0	61,0	8,7	1,9	2,9
Schleswig- Holstein	116,3	6,1	85,8	2,1	11,9	10,9
Thüringen	84,3	6,5	62,0	0,0	3,4	12,4
Deutschland	2.514,5	209,3	1.516,1	400,1	117,8	271,1

Infolge der Anforderungen der TA Siedlungsabfall/AbfAbIV ist eine Ablagerung von unbehandelten Klärschlämmen auf Deponien ab 2005 nur noch nach einer weitergehenden Behandlung (thermisch oder mechanisch-biologisch) möglich. Da auch der landwirtschaftliche Einsatz („stoffliche Verwertung“ in Tab. 102) auf Probleme stößt, besteht zunehmend der Bedarf, insbesondere die bestehenden Entsorgungsmöglichkeiten, wie z.B. die thermische Behandlung in Mono-Klärschlammverbrennungsanlagen oder die Mitverbrennung in Müllverbrennungsanlagen bzw. Kohlekraftwerken oder alternative thermische Behandlungsverfahren zu nutzen.

Aufgrund der hohen Belastung mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen sowie mit aufkonzentrierten und teilweise multiresistenten Mikroorganismen und aufgrund der teilweise schlechten Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe wird die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen von verschiedenen Seiten in Zweifel gezogen (178). Die Verbrennung von Klärschlamm in Kraftwerken ist daher eine Option, die in Zukunft an Bedeutung gewinnen wird. Hier liegen bereits umfangreiche Erfahrungen in Deutschland vor. Derzeit wird in Deutschland in 10 Anlagen im Dauerbetrieb Klärschlamm eingesetzt. Weitere 2 Anlagen verfügen über eine Dauergenehmigung und 5 Anlagen haben Mitverbrennungsversuche mit Klärschlamm durchgeführt (179). Bei der Mitverbrennung ist die Mischungsregel nach 17. BImSchV anzuwenden.

9.1.1 Berechnung der klimarelevanten CO₂-Emission nach IPCC

Für Klärschlamm geht das IPCC von folgenden Daten aus:

- 1.) Kohlenstoffgehalt von Klärschlamm: 10 – 40 % (TS), Standard-Wert: 30 %
- 2.) Fossiler Kohlenstoff als % des gesamten Kohlenstoffs: 0 % (TS)
- 3.) Effektivität der Umsetzung: 95 %
- 4.) Umrechnung von C (Molmasse 12) auf CO₂ (Molmasse 44) = Faktor 3,67

Nach IPCC errechnet sich die klimarelevante CO₂-Emission für die Klärschlammverbrennung zu Null, da fossiler Kohlenstoff mit 0 % in die Rechnung als Faktor eingeht:

$$\begin{aligned}\text{CO}_2\text{-Emission}_{\text{Klärschlamm(TS)}} [\text{Gg/a}] &= \text{IW}_{\text{Klärschlamm(TS)}} \cdot 30 \% \cdot 0 \% \cdot 95 \% \cdot 3,67 \\ &= \text{IW}_{\text{Klärschlamm(TS)}} \cdot 0\end{aligned}$$

Für die Klärschlammverbrennung geht das IPCC von einem N₂O-Emissionsfaktor für Wirbelschichtöfen von 800 kg N₂O/Gg Klärschlamm (TS) aus. Daraus errechnet sich die klimarelevante N₂O-Emission für die Klärschlammverbrennung in Deutschland nach Gleichung 5.12 für

$$\begin{aligned}\text{N}_2\text{O-Emission} [\text{Gg/a}] &= \text{IW}_{\text{Klärschlamm (TS)}} \cdot \text{EF}_{\text{Klärschlamm (TS)}} \cdot 10^{-6} \\ &= \text{IW}_{\text{Klärschlamm (TS)}} \cdot 800 \cdot 10^{-6} \text{ kg N}_2\text{O/Gg Klärschlamm (TS)}\end{aligned}$$

Alternativ kann die N₂O-Emission für die Klärschlammverbrennung in deutschen Anlagen nach Gleichung 5.13 berechnet werden. Hierfür sind die jeweiligen Emissionskonzentrationen

trationen und das spezifische Abgasvolumen heranzuziehen. Johnke (23) gibt für die Abluft von Klärschlammverbrennungsanlagen einen Bereich von im Mittel 100 mg N₂O/m³ an, was durch Messungen an verschiedenen Anlagen gestützt wird (180), sowie ein mittleres spezifisches Abgasvolumen von 8.000 Nm³/Mg. Danach errechnet sich die N₂O-Emission von Klärschlammverbrennungsanlagen wie folgt:

$$\begin{aligned} \text{N}_2\text{O-Emission}_{\text{Klärschlamm}} [\text{Gg/a}] &= \text{IW}_{\text{Klärschlamm}} \cdot \text{EC}_{\text{Klärschlamm}} \cdot \text{FGV}_{\text{Klärschlamm}} \cdot 10^{-9} \\ &= \text{IW}_{\text{Klärschlamm}} \cdot 100 \cdot 8.000 \cdot 10^{-9} \\ &= \text{IW}_{\text{Klärschlamm}} \cdot 800 \cdot 10^{-6} \text{ kg N}_2\text{O/Gg Klärschlamm (TS)} \end{aligned}$$

Aus diesen Daten beträgt die N₂O-Emission für die Klärschlammverbrennung in deutschen Anlagen auf 1 Mg Klärschlamm bezogen für

- Wirbelschichtöfen **0,8 mg N₂O/Mg Klärschlamm (TS)**

Diese Werte sind noch mit dem CO₂-Äquivalenzfaktor des IPCC von 296 für Lachgas zu multiplizieren. Danach beträgt die N₂O-Emission für die Klärschlammverbrennung in deutschen Anlagen auf 1 Mg Abfall bezogen für:

- Wirbelschichtöfen **237 mg CO₂-Äquivalente/Mg Klärschlamm (TS).**

9.1.2 Modifizierung der IPCC-Standardwerte für die Klärschlammverbrennung in Deutschland

Derzeit geht man von 3 Mio. Mg Klärschlamm (TS) pro Jahr in Deutschland aus. Klärschlamm enthält im Durchschnitt 525 kg organische Substanz pro Mg TS = 52,5 % (Bereich: 480 – 550 kg/Mg TS (178). Davon stammt ein nicht unwesentlicher Anteil aus fossilem C, zumindest in Europa.

Der Anteil an biologisch schwer abzubauenen Substanz in deutschem Klärschlamm beträgt ca. 50 %, d.h. rund 260 kg/Mg TS (178), dessen C anteilig fossilen Ursprungs ist:

- So gelangen mit dem Abwasser größere Mengen Organikverbindungen in die Kläranlagen, die einen hohen Anteil an fossilem C aufweisen. Diese werden durch den biologischen Abbau nicht oder nicht vollständig "geknackt" und reichern sich im Klärschlamm an (z.B. Tensidrückstände). Eines der Basis-Tenside der Wasch- und Reinigungsmittelindustrie ist auch heute noch LAS; sein Inlandsverbrauch beläuft sich auf 39.000 Mg/a (181). In einer zweistufigen Kläranlagen wird LAS nur zu 50 % bis zu Sulfat abgebaut, 37 % verbleiben als aromatische, 7 % als aliphatische inaktive Zwischenprodukte und 6 % als unverändertes LAS (182); ein kleiner Teil bricht ins Gewässer durch, der größte Teil jedoch adsorbiert an den Primärschlamm und entzieht sich damit einem weiteren Abbau in der biologischen Behandlung (183). Mitte der 90er Jahre wurden Klärschlammbelastungen mit LAS bis > 10.000 mg /kg Klärschlamm TS gemessen (184), während aktuellere Untersuchungen von Belastungen im Bereich weniger 100 mg/kg berichten (185). Rein rechnerisch ergeben sich rund 6,5 kg LAS/LAS-

Rückstände pro Mg Klärschlamm (TS). LAS (nicht abgebaut) hat einen Kohlenstoffanteil von rund 62 % (216/348).

- So gelangen pro Jahr ca. 20.000 Mg Polyacrylamide als Sedimentations- und Entwässerungsmittel in der biologischen Abwasserbehandlung zum Einsatz. Die eingesetzten Polyacrylamide verbleiben zu 95 % im Klärschlamm. Daraus ergeben sich rechnerisch etwa 6 bis 7 kg Polyacrylamide pro Mg Trockenrückstand im Klärschlamm (178). Nach IFEU (137) werden in der Kläranlage Farge bei Bremen 4,3 Mg Polymere/Mg Klärschlamm TS zugegeben. Bei einem C-Gehalt > 50 % sind dies 2 – 4 kg fossiles C pro Mg (TS).
- Hinzu kommen weitere organische Verbindungen, deren Kohlenstoff aus fossilen Quellen stammt (Nonylphenol, AOX, PCB, PCDD/F, PAH, DEHP usw.) mit z.T. beträchtlichen Konzentrationen in der Trockensubstanz.

Unter der Annahme eines Anteils von fossilem C in der Trockensubstanz von **5 %** (von 260 kg/Mg TS (178), entsprechend ca. 13 kg/MgTS) für deutschen Klärschlamm, was sicherlich eine eher konservative Annahme darstellt, errechnet sich die klimarelevante CO₂-Emission für die Klärschlammverbrennung in Deutschland wie folgt:

$$\begin{aligned}\text{CO}_2\text{-Emission}_{\text{Klärschlamm}} [\text{Gg/a}] &= \text{IW}_{\text{Klärschlamm(TS)}} \cdot 52,5 \% \cdot 5 \% \cdot 95 \% \cdot 3,67 \\ &= \text{IW}_{\text{Klärschlamm(TS)}} \cdot \mathbf{0,091}\end{aligned}$$

9.1.3 Klimarelevante Emissionen der Klärschlammverbrennung

Klärschlamm weist deutlich höhere Schadstoffbelastungen als Kohle auf. Sein Heizwert liegt im Bereich von 9.000 – 12.000 mg/Mg TS und damit im Bereich von Braunkohle und deutlich unter dem von Steinkohle. Sein Aschegehalt liegt deutlich über dem von Kohlen.

Abgasuntersuchungen bei Kraftwerken, in denen 10 % des Inputs durch Klärschlamme erbracht wurden, ergaben keine oder nur gering veränderten Emissionskonzentrationen klimarelevanter Gase.

Tab. 103: Effekt der Mitverbrennung von Klärschlamm (10 %) in einem Steinkohlekraftwerk, in mg/Nm³ (45, Table 8.5)

Parameter	Betrieb mit Kohle	Betrieb mit Kohle + Klärschlamm
NO _x	162	151 – 172
CO	12	15 – 16
C _{org.}	0,5	0,1 – 0,4
NH ₃	0,12	0,02 – 0,08

Bei der Klärschlammmitverbrennung im Kraftwerk Franken II bei Erlangen (220 MWh) (186) wurden die in der folgenden Tabelle wiedergegebenen Werte gemessen.

Tab. 104: Emissionswerte Kraftwerk Franken II (Steinkohle) für Treibhausgase, Tagesmittelwerte bei Klärschlamm-Anteil 5 % TS (186)

Parameter	Einheit	Grenzwert gemäß rechtskräftiger Bescheide bzw. beantragt	Maximal zulässige Werte	Erwartungs- werte	Meßwerte
Gesamtstaub	mg/m ³	50	49	6	2,0
Gesamt-C	mg/m ³	-	10	< 10	< 3
CO	mg/m ³	250	244	55	18
NOx als NO ₂	mg/m ³	200	200	< 200	195

Bei der Frage der klimarelevanten Emissionen ist der vorgelagerte Behandlungsschritt der Entwässerung/Trocknung mit zu berücksichtigen, da er mit hohen Energieverbräuchen einhergehen kann (s.u., Tab. 105). Klärschlamm enthält im Anfallzustand im Klärwerk rund 95 % Wasser. Damit eine energieautarke Verbrennung möglich wird, ist eine Aufbereitung auf mindestens 25 - 30 % TS erforderlich. Für die Entwässerung von Faulschlamm (4 % TS) auf 25 % TS-Gehalt mit Dekanterzentrifugen wird z.B. ein Energiebedarf von 111 kWh/Mg TS angegeben (137). Die Entwässerung und Stabilisierung findet zumeist noch in den Anlagen selbst statt. Durch mechanisches Entwässern (z.B. Pressen) kann ein Trockenrückstand von 20 bis 45 % (insbesondere durch Additiv-Zusatz, vgl. Abschnitt 9.1.2) erreicht werden. Thermische Trocknungsverfahren führen nicht nur zum weiteren Wasserentzug, sondern auch zum weiteren Anstieg des Heizwertes. Bis 80 % Trockenrückstand spricht man von einer Teiltrocknung, bis 95 % TR von einer Volltrocknung. Getrockneter Klärschlamm (1 % H₂O) hat einen mittleren Heizwert von ca. 11.500 MJ/Mg (186).

Bei der Mitverbrennung im Kohlekraftwerk wird i.d.R. nur entwässerter Klärschlamm unter Ausnutzung von Wärme und Niederdampfdruck gemeinsam mit Kohle in der Kohlemühle gemischt, getrocknet, vermahlen und dann als Kohlestaub-/Klärschlamm-Gemisch verbrannt (179). Üblicherweise wird dafür die Rest(ab)wärme aus dem Kraftwerksprozess eingesetzt.

9.1.4 Ergebnisse von Ökobilanz-Studien

Verschiedene Ökobilanz-Studien haben sich mit der Frage der Klärschlammmitverbrennung in Kraftwerken im Vergleich insbesondere mit dem Einsatz in der Landwirtschaft befasst.

Eine ältere Studie des IFEU-Institut hat die Klärschlammmitverbrennung im Steinkohlekraftwerk Bremen - Farge untersucht. So erwies sich die Variante der Mitverbrennung im Kraftwerk unter Klimaschutzaspekten als die mit Abstand beste Variante, die beinahe neunmal so viel zur CO₂-Entlastung beitrug wie das landwirtschaftliche Ist-Szenario (187).

In einer aktuellen Studie hat das IFEU-Institut für das Umweltministerium von Nordrhein-Westfalen (MUNLV NRW) eine wissenschaftliche Entscheidungshilfe für die zukünftige Priorisierung der Klärschlamm Entsorgung entwickelt (188). Verglichen wurden Einsatz in der Landwirtschaft, im Landschaftsbau, Monoverbrennung (Wirbelschicht) und Mitverbrennung (Kraftwerk). Letztere schnitt bei der Wirkungskategorie Treibhauspotenzial mit Abstand am besten ab. Aber:

„Die Quecksilberemissionen, die im Gegensatz zu den Nachteilen der landwirtschaftlichen Verwertung durch technische Maßnahmen gemindert werden können, stellen jedoch eine positive Bewertung der Mitverbrennung in Kraftwerken ohne entsprechende Minderungsmaßnahmen massiv in Frage. Anhand dieser Sachlage läßt sich folgende ökologische Rangfolge ableiten:

1. Monoverbrennung in Wirbelschichtöfen, Mitverbrennung in MVA

vor

2. Mitverbrennung in Kohlekraftwerken

(angesichts der Situation bei den Quecksilberemissionen sehr knapp)

vor

3. Verwertung in der Landwirtschaft

(Dickschlamm vor Nassschlamm vor Trockengut)

vor

4. Einsatz im Landschaftsbau

(Vererdung vor Kompostierung vor Trockengut).“ (189).

In einer Studie des Wuppertal-Instituts wurde mittels ökobilanzieller Berechnungsmethoden die landwirtschaftliche und die thermische Klärschlammverwertung verglichen (190). Dabei wurden die Nutzen der Verwertungen (Düngung, Energiegewinnung) jeweils über Referenzszenarien bereitgestellt. Betrachtet wurde nur fossiles und regeneratives CO₂, andere klimarelevante Gase (Lachgas, Methan) wurden nicht berücksichtigt.

Die CO₂-Bilanzen der einzelnen Module (Tab. 105 und Tab. 106) zeigen die ergebnisrelevanten Stellgrößen. So ist ersichtlich, dass in der Variante thermische Klärschlammverwertung die Trocknung des Klärschlammes den größten Einfluß auf das Ergebnis für CO₂-Emissionen hat (hier angesetzt: Erdgas, 12.000 GJ/a).

Für den Treibhauseffekt (CO₂-Bilanz) ergaben sich für die landwirtschaftliche Verwertung deutliche Vorteile (400 bis 500 %) nur dann, wenn die Gutschrift für die Stromerzeugung aus der thermischen Verwertung im Referenzszenario über Windkraftanlagen hergestellt wird.

Tab. 105: CO₂-Bilanz der Variante zur thermischen Klärschlammverwertung (gekoppelt mit Mineraldüngung in der Landwirtschaft), in Mg CO₂; Bezug: 7.248 Mg Klärschlamm des Klärwerks Düsseldorf Süd (30 % TS, 23 % C-Gehalt)

		CO ₂ -Emission (Mg) fossilen Ursprungs	CO ₂ -Emission (Mg) regen. Ursprungs
thermische Klärschlamm- verwertung	KS-Trockung auf 96 % TS	934	-
	Transport des KS (3 km) zum Kohlekraftwerk	3	-
	Bei der Verbrennung des KS freigesetzte CO ₂ - Emission	-	1.833
	CO ₂ -Emission durch Errichten der Infrastruktur	55 bis 346	-
	Zwischensumme	992 bis 1.283	1.833
Mineraldüngung in der Landwirt- schaft	Produktion, Transport, Ausbringung	172 bis 390	-
	Summe	1.164 bis 1.673	1.833

Tab. 106: CO₂-Bilanz der Variante zur landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung (gekoppelt mit alternativer Stromerzeugung) in Mg CO₂; Bezug: 7.248 Mg Klärschlamm des Klärwerks Düsseldorf Süd (30 % TS, 23 % C-Gehalt)

		CO ₂ -Emission (Mg) fossilen Ursprungs	CO ₂ -Emission (Mg) regenerativen Ursprungs
landwirtschaft- liche Klärschlamm- verwertung	Transport des feuchten KS in Landwirtschaft (100 km)	287	-
	Ausbringung des KS	10	-
	Durch Abbauvorgänge im Boden freigesetzte CO ₂ - Emission	-	1.467
	Zwischensumme	297	1.467
Energie- bereitstellung	Version 1: Kohlekraftwerk	2.990	-
	Version 2: bundes- deutscher Strommix	1.996	-
	Version 3: Windkraft	8 – 31	-
	mit Version 1	3.287	1.467
Summe	mit Version 2	2.293	1.467
	mit Version 3	305 bis 328	1.467

Tab. 107: CO₂-Emissionen der verglichenen Verwertungsvarianten für Klärschlamm; Ergebnisse in kg CO₂/Mg Klärschlamm (TS)

		CO₂-Emission fossilen Ursprungs (kg CO₂/Mg KS_{TS})	CO₂-Emission regenerativen Ursprungs (kg CO₂/Mg KS_{TS})
thermische Klärschlammverwertung		535 bis 769	843
landwirtschaftliche Klärschlammverwertung	Version 1	1.512	675
	Version 2	1.055	675
	Version 3	140 bis 151	675

Anders fällt das Ergebnis aus, wenn die Stromerzeugung im Referenzszenario aus Steinkohlekraftwerken gerechnet würde. Hier weist die thermische Klärschlammverwertung gegenüber der landwirtschaftlichen Verwertung eine geringere CO₂-Emission auf (30 bis 60 %). „Dies bedeutet, dass bei der gegenwärtigen Energieversorgungssituation, in der ein hoher Anteil an Energie über Kohlekraftwerke abgedeckt wird, eine thermische Klärschlammverwertung dann mit weniger CO₂-Emissionen verbunden ist als eine landwirtschaftliche Verwertung, wenn dabei Kohle substituiert wird.“ (190).

Wird hierbei die Nutzung der Rest(ab)wärme der Anlage verwendet, könnte diese Aufwändung entfallen bzw. deutlich niedriger ausfallen (nur Mahlen).

Aus folgenden Gründen wird auf die Modellierung der Klärschlammmitverbrennung in Teil 1 der Studie verzichtet:

- Verfahrens unabhängige standortspezifische Faktoren, hier die Transportentfernungen zur landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung, bestimmen je nach gewählten Größen das Ergebnis mehr als das Verfahren selbst. Im obigen Beispiel würden die klimarelevanten Auswirkungen der landwirtschaftlichen Klärschlammaufbringung bei einer größeren Transportentfernung (z.B. 140 km) höher ausfallen als die klimarelevanten Effekte der Mineraldüngung.
- Die Wahl der (fiktiv) substituierten Umweltbelastungen hat die mit Abstand größte Ergebnisrelevanz, hier z.B. die Substitution von Strom aus Windkraft.
- Alternative Verfahren, wie z.B. die Klärschlammvergasung in Schmelzreaktoren, sind erst in Pilotanlagen in der Erprobung (191).
- Der Unterschied zwischen einer Klärschlamm-Monoverbrennungsanlage und der Klärschlamm-Mitverbrennung in einem Kraftwerk ist bezogen auf die Klimarelevanz nicht erheblich. Hier spielt insbesondere die Frage der Schadstoffrückhaltung (Quecksilber) die ökologisch entscheidende Rolle. Dieses wird aber mit der Wirkungskategorie Treibhauspotenzial nicht erfasst.

In Teil 2 soll die Modellierung der Klärschlammmitverbrennung im Kraftwerk Boxberg III durchgeführt werden.

9.2 Bioabfallvergärung und energetische Biogasverwertung

Während die Vergärung organischer Abfälle im Rahmen der Abwasserreinigung (Klärschlamm) und in der Landwirtschaft (Gülle) seit längerem erfolgreich praktiziert wird, konnte sich die Behandlung von Bioabfällen mittels Anaerobtechnik erst in den letzten Jahren etablieren. Ende 1998 waren bundesweit 46 Vergärungsanlagen in Betrieb (192). Im Freistaat Sachsen waren mit Stand 12/2000 fünf Vergärungsanlagen für Bioabfälle (alle: Nassvergärung im mesophilen Bereich) in Betrieb: je zwei in Bautzen und Plauen sowie eine in Chemnitz. Hinzu kommen zwei Co-Vergärungsanlagen: In der Anlage Radeberg wird Klärschlamm vergoren, in der Anlage Oberlungwitz Gülle und landwirtschaftliche Reststoffe. In beiden Anlagen dienen Bioabfälle als Cofermentat (193).

Treibhausrelevante Emissionen ergeben sich hauptsächlich bei der Anwendung der Behandlungsrückstände auf den Flächen, insbesondere Lachgas. Sie sind damit stark abhängig von der ausgebrachten Stickstoffmenge. Gutschriften für CO₂ ergeben sich hier für die Substitution von Torf und Mineraldünger. Einsparungen an der Emission treibhausrelevanter Stoffe werden weiter durch die Substitution von Strom durch die Verstromung des erzeugten Biogases erreicht. Durch die Gewinnung und energetische Nutzung von Biogas kann der energetische Eigenbedarf der Vergärungsanlage gedeckt und ggf. auch überkompensiert werden, so dass eine Nettoauskopplung von Strom möglich wird. So werden für einstufige Vergärungsverfahren (KOMPOGAS, WAASA/WABIO) Energieüberschüsse von rund 75 % angegeben (194). Nach Langhans (195) beträgt der Energiebedarf für Co-Vergärungsanlagen für Abfälle (wie Bioabfall) mit Aufbereitung und Störstoffentfrachtung für den Input sowie Gärresteentwässerung, Feststoffnachrotte und Prozesswasserbehandlung rund 70 – 90 kWh/Mg Input. Bei substrat- und prozessoptimierter Co-Vergärung kann daraus bis zu 600 kWh/Mg Input an Energie gewonnen werden., was einem Energieüberschuß von rund 90 % entspricht.

Tab. 108 zeigt die Nutzungspotenziale an Bio-, Klär- und Deponiegas verschiedener Substrate (196).

„Alle Entsorgungsansätze für Bioabfall aus Haushalten, die als zentrale Behandlung eine Vergärung beinhalten, sind mit deutlichen Entlastungen (netto) hinsichtlich des Treibhauseffektes verbunden. Die mit einer Nutzung dieser Bioabfälle verbundenen Einsparungseffekte liegen deutlich höher als die mit der Entsorgung verbundenen direkten negativen Auswirkungen. Unter den Entsorgungsalternativen schneidet die Mitbehandlung in Güllefermentern am günstigsten ab, am relativ wenigsten günstig ist der Einsatz in Kompostierungsanlagen. Das vergleichsweise günstige Ergebnis für die Mitbehandlung in Güllefermentern verändert sich bei größeren Transportentfernungen. Die mit dem Transport verbundenen Umweltwirkungen erreichen einen Anteil von etwa 50 %.“ (197).

Tab. 108: Nutzungspotenziale an Bio-, Klär- und Deponiegas verschiedener Substrate (196)

Substrat / Abfallstoff	Nutzungspotenziale Methan		Nutzungspotenziale Energie	
	bez. auf organische Trockensubstanz (m ³ /Mg oTS)	bezogen auf Feuchtschubstanz (m ³ /Mg FS)	Energiepotenzial gesamt* (kWh/Mg FS)	Strompotenzial bei $\eta_{el} = 33\%$ (kWh/Mg FS)
Gülle (→ Biogas)	200 – 300	20 – 30	220 – 330	70 – 110
Klärschlamm (→ Klärgas)	300 – 500	10 – 20	100 – 220	35 – 75
Bioabfall (→ Biogas)	200 – 300	100 – 150	1.100 – 1.650	350 – 540
Hausmüll				
• in Deponien (→ Deponiegas)	100 – 200	30 – 60	300 – 650	100 – 220
• in MBA (→ Biogas)	150 – 300	40 – 80	450 – 900	150 – 450

Die in der zitierten Studie untersuchten Vergärungsvarianten für Bioabfälle aus Haushalten wiesen folgende Bilanzergebnisse für Treibhausgasemissionen auf (Tab. 109).

Tab. 109: Bilanzergebnisse für die Behandlung von Bioabfällen aus Haushalten (197), in kg CO₂-Äq./Mg Bioabfall (negative Zahl = Umweltentlastung)

Verfahren	Lastschriften	Gutschriften	Bilanz
Co-Vergärung mit Bioabfall	~ + 62	~ – 132	~ – 60
Co-Vergärung mit Klärschlamm	~ + 70	~ – 158	~ – 88
Co-Vergärung mit Gülle	~ + 122	~ – 120	~ + 2
Kompostierung	~ + 125	~ – 75	~ + 50
Kompostierung in der Halle	~ + 144	~ – 75	~ + 69

Auf die Modellierung einer eigenen Anlage wird verzichtet. Die Ergebnisse der zitierten Studie lassen erkennen, dass die Gutschrift für eingesparte Klimagase sich für die Vergärung im Bereich von –60 bis –90 kg CO₂-Äq./Mg Bioabfall bewegt. Die Gutschriften für die Kompostierung wurden über den Ersatz von mineralischen Düngemitteln in der Landwirtschaft und von Rindenhumus im Gartenbau modelliert.

Für eine konkrete Fallbetrachtung in Teil 2 wären insbesondere die Transporte zu modellieren, da sie erhebliche Ergebnisrelevanz (50 %) aufweisen können.

9.3 Bioabfallkompostierung

Die Verwertung organischer Haushaltsabfälle als integrierter Bestandteil der Abfallwirtschaft hat erst mit Beginn der 90er Jahre an Bedeutung gewonnen. In der Vergangenheit wurden lediglich 3 % des Hausmülls über den Weg der Gesamtmüllkompostierung mehr oder weniger der Verwertung zugeführt. Der Grund hierfür war in erster Linie die minderwertige Kompostqualität, die durch hohe Störstoffanteile, wie Glas, Plastik etc., vor allem aber durch zu hohe Schwermetallgehalte hervorgerufen wurde. Absatzprobleme waren die Folge.

9.3.1 Verfahrensüberblick und technischer Standard

1999 waren bundesweit rund 560 Kompostanlagen in Betrieb, in denen insgesamt rund 4 Mio. Mg Bioabfälle erfasst und behandelt wurden. In Sachsen waren mit Stand 12/2000 achtzig Kompostanlagen in Betrieb, davon waren lediglich 16 geschlossene Anlagen (193). Tab. 110 gibt einen Überblick über die verschiedenen Verfahren (198).

Tab. 110: Technische und umweltrelevante Merkmale von Bioabfallkompostierungsverfahren (198); d = Tage, w = Wochen, m = Monate

Kompostierung	Boxen / Container	Zeilen/ Tunnel	Brikollare Rethmann	Rotte- trommeln	Gekapselte Mieten
Intensivrotte	7 - 14 d	3 - 4 / 9 - 12 w	5 - 6 w	1- 2 / 7 - 10 d	8 - 10 w
Haupt- und Nachrotte	8 – 12 w	12 – 20 w	8 – 10 w	8 – 12 w	10 w
Rottedauer	2 – 4 m	3 – 6 m	3 – 5 m	2 – 4 m	2 – 4 m
Rottesteuerung	Temp./CO ₂ , Luft, Wasser		Befeuchtung	Luft/ Wasser	Temp./CO ₂ , Luft, Wasser
Geruchs- emissionen	Biofilter		gering - Biofilter		
Sickerwasser, Kondensat	Kreislaufführung		kein Sickerwasser - Abgabe über Biofilter		Kreislauf- führung

9.3.2 Klimarelevante Emissionen

Das IPCC hat keine Vorgaben für die Berechnung der klimarelevanten Emissionen aus der Kompostierung gemacht.

Die Bedeutung klimarelevanten Emissionen im Verlauf der Kompostierung zeigen Tab. 111 bis Tab. 114. Hiernach werden bei der Bioabfallkompostierung neben CO₂ hochwirksame Klimagase wie Methan und N₂O emittiert. Die CO₂-Emissionen, die aus der Umwandlung des

Kohlenstoffes resultieren, werden gelten als nicht klimarelevant, da sie aus der Umwandlung von nachwachsenden Rohstoffen stammen. Bei offener Kompostierung (199) kann die Emission klimarelevanter Gase bis in den Bereich über 100 kg je Mg FS gehen.

Tab. 111: Klimarelevante Emissionen bei offener Bioabfallkompostierung (199); aktualisiert; Annahme: 45 % FS, Summe CO₂-Äq. ist ohne CO₂-C

	Rottedauer Tage	CO₂-C kg/Mg FS	CH₄-C g/Mg FS	N₂O-N g/Mg FS	CO₂-Äq. kg/Mg FS
Hauptrotte 1	52	71,6	326,3	51,3	22,7
Nachrotte 1	88	41,0	1.226,3	86,4	53,8
Summe 1	140	112,5	1.552,5	137,7	76,5
Hauptrotte 2	89	156,2	133,7	115,2	37,2
Nachrotte 2	104	30,6	227,3	53,6	21,1
Summe 2	193	186,8	360,9	168,8	58,3
Mittelwert	166,5	149,6	956,7	153,2	67,4

Für geschlossene Anlage mit belüfteter Tafelmietenkompostierung geben Gronauer et al. (200) die in Tab. 112 genannten Emissionsfaktoren klimarelevanter Gase an. Als Leitkomponenten des emittierten Kohlenstoffs bzw. Stickstoffs gelten CO₂ bzw. Ammoniak. So macht z.B. Methan nur rund 3 % am gesamten organischen Kohlenstoff aus (201).

Tab. 112: Klimarelevante Emissionen (Rohgas) in kg/Mg TS bei geschlossener Bioabfallkompostierung (Tafelmietenkompostierung) (200); durchschnittlich 50% TS (Bereich: 37-68 %)

Verbindung	CO₂	CH₄	CO	N₂O	NH₃
kg/Mg TS	557	5,9	-	0,4	2,1

Tab. 113: Gasförmige Emissionen von Kompostanlagen für biogene Abfälle; Abluftkonzentration: mittlere Werte aus 10 untersuchten Anlagen; Behandlungsdauer: 3 – 18 Tage (201)

	Anteil am gesamten emittierten Kohlenstoff			Anteil am gesamten emittierten Stickstoff	
	CO₂	CH₄	CO	N₂O	NH₃
Anteil	93 %	3 %	0,27 %	12 %	80 %
Abluftkonzentration	60 ppm	45 ppm	4 ppm	1,8 ppm	1,8 ppm

9.3.3 Emissionsminderung

Die offene Kompostierung führt zu erheblichen Emissionen an Klimagasen. Mag auch die Emission von CO₂ dabei als klimaneutral gelten, so führen die anderen emittierten Treibhausgase sowie die Anlagenverbräuche an Energie (Strom, Diesel) zur weiteren Klimabelastung. Die Energieverbräuche gekapselter Systeme liegen höher, senken aber die Emissionen von Klimagasen. Ob der einfache Biofilter hinter einer gekapselten Anlage als „virtuelle“ Methanoxidationsschicht für die Abgasreinigung von Kompostierungsanlagen Stand der Technik ist, wäre zu prüfen. Biofilter dienen vornehmlich der „Desodorierung“, weniger dem Schadstoffabbau bzw. der Rückhaltung von klimarelevanten Emissionen.

Bei geschlossenen Systemen und einer entsprechenden Abluftbehandlung ist es möglich, die treibhausrelevanten Effekte der Kompostierung zu senken. Dies hat allerdings einen gegenüber offenen Anlagen erhöhten Energiebedarf der Anlage zur Folge. Die spezifischen Energieverbräuche der Kompostierung zeigt Tab. 114. Sie liegen, je nach Technik und Anlagengröße, im Bereich von 15 bis beinahe 80 kWh je Mg FS. Langhans gibt sogar 40 bis 100 kWh/Mg FS an (195).

Tab. 114: Spezifische Energieverbräuche von Bioabfallkompostierungsverfahren (198)

Kompostierungsverfahren	Anbieter	Energiebedarf, kWh/Mg Input
Boxen-/Containerkompostierung	Herhof	20 - 22
	MAB-Lentjes	18
Zeilen-/Tunnelkompostierung	Passavant	40 - 45
	Babcock	31
Brikollarekompostierung	Rethmann	31
Rottetrommeln	Lescha	15
	Envital	18
Gekapselte Mietenkompostierung	Bühler	36
	Thyssen	60 - 77

9.3.4 Ergebnisse von Ökobilanz-Studien

Für die ökobilanzielle Betrachtung ist es erforderlich, den jeweiligen Nutzen einer Maßnahme zu erfassen. Für die Kompostierung sind dies zunächst die Düngewirkungen, die der Kompost für den Boden erbringt. Hierdurch kann konventioneller Dünger eingespart werden und dies hilft nicht nur Ressourcen zu sparen, sondern senkt auch den Energieverbrauch.

Tab. 115 zeigt das Ergebnis einer Berechnung, die diesen Düngeeffekt in CO₂-Äquivalente ausdrückt.

Tab. 115: CO₂-Einsparung als Folge der Substitution mineralischer Nährstoffe durch Bioabfallkompost (198)

kg CO₂-Äq./Mg TS Nährstoff		Nährstoffspezifische klimarelevante Gasemission bedingt durch den Verbrauch an fossilen Energieträgern bei der Herstellung von Mineraldüngern, dargestellt als CO₂-Äq. der im Mg Kompost (TS) enthaltenen Nährstoffe in kg/Mg TS				
gesamte Nährstoffe*	pflanzenverfügbar**	N	P₂O₅	K₂O	MgO	CaO
		(= 2,51 CO ₂ -Äq./ kg N)	(= 1,19 CO ₂ -Äq./ kg P ₂ O ₅)	(= 0,68 CO ₂ -Äq./ kg K ₂ O)	(= 0,13 CO ₂ -Äq./kg MgO)	(= 0,13 CO ₂ -Äq./kg CaO)
55,41	17,26	14,28	8,20	11,78	8,00	5,90
* bei Anrechnung der im Kompost enthaltenen gesamten Nährstoffmengen						
** bei Berechnung der düngungsrelevanten, in den ersten Jahren pflanzenverfügbaren Nährstoffmengen						

Tab. 116: Kompostierung von Bioabfall verglichen mit der Erfassung und Verbrennung über die Restabfalltonne; Ergebnis GWP, in **kg CO₂-Äq./Mg FS** (199), ergänzt

	Kompostierung, getrennte Sammlung in kg CO₂-Äq./Mg FS	Verbrennung, keine getrennte Sammlung in kg CO₂-Äq./Mg FS
Einsammlung/Transport	0 bis +10	-
Behandlung:		
• Diesel	2	
• Strom	20,4	
Nutzen:		
• Strom		-126 (netto)
• Wärme		-26 (netto)
Nährstoffe	-30	
Torfersatz	-122	
Humifizierung/Mutterbodenbildung	-55*	
Zwischensumme	-184,6	
abzgl. Einsammlung/Transport	+ 0,0 bis +10	
Summe	-184,6 bis -174,6	-154
Summe ohne Torfersatz	-52,6	-154
Offene Fragen		
• offene Mieten (Emissionen CH ₄ , N ₂ O)	+ 100	-
• Verdrängung Eigenkompostierung**	+ 5 bis + 10	-
* geschätzter Wert: 15 kg C je Mg FS werden als Dauerhumus gebunden („Senke“)		
** dort kein Strom- und Dieserverbrauch		

Sollte die Kompostnutzung zur Substitution von Torf führen, so muss hier ein indirekter Klimaschutzeffekt einbezogen werden. Der Torf, der ansonsten CO₂-neutral in seiner Lagerstätte verbliebe, wird durch Nutzung zur Bodenverbesserung und Düngung einem Abbau unterworfen, der nach Rösch (198) zu einer zusätzlichen CO₂-Emission (in Äquivalenten) von rund 120 kg (je Mg FS Input in die Kompostierung) führt, der der Kompostierung gutzuschreiben ist.

Tab. 116 gibt das Ergebnis einer ökobilanziellen Berechnung der Kompostierung von Bioabfällen wieder. Es zeigt sich, dass die Kompostierung eine auch unter dem Gesichtspunkt der Klimarelevanz sinnvolle Maßnahme darstellen *kann*. Allerdings sind für diese Aussage deutliche Einschränkungen zu machen:

1. Das positive Ergebnis für die Kompostierung wird geschmälert, kann aber nicht „kippen“, wenn bei der getrennten Sammlung ein sehr aufwändiges System eingeführt wird (Mehremission rund 10 kg CO₂-Äq./Mg FS).
2. Die Klimaentlastung durch Kohlenstoffeinbindung in Dauerhumus („Senke“) mit 55 kg CO₂-Äq./Mg FS hängt natürlich stark von den Bodenverhältnissen ab. Hier bestehen Bandbreiten und auch Datenunsicherheiten. Das Ergebnis kann hier im Extremfall soweit abschmelzen, dass keine Vorteile für die Kompostierung mehr vorhanden sind.
3. Da gegenwärtig in der Regel die Humuswirtschaft **nicht** dazu führt, dass Torf auch faktisch ersetzt wird, ist die Gutschrift in Tab. 116 (122 kg CO₂-Äq./Mg FS) **nicht berechtigt**. Solange diese Substitution daher nicht in den Ausbau der Kompostwirtschaft integriert ist, scheint die getrennte Bioabfallerfassung und -kompostierung in Gebieten mit Müllverbrennung keine Vorteile zu bieten, insbesondere bei MVAs mit hoher Energieeffizienz. Dieses Ergebnis verstärkt sich, wenn auf der Ebene des Moduls Outputströme keine Gutschriften für den Transportaufwand zur Verteilung durch Kompost substituierter Materialien (Torf o.ä.) eingerechnet werden kann.
4. Die Energieverbräuche für den eigentlichen Behandlungsschritt der Kompostierung wurden eher gering angesetzt. Es sind auch Verfahren am Markt, deren Treibhauseffekt im ungünstigen Fall bei bis zu 50 kg CO₂-Äq. liegen kann. Dies kann bei knappen Bilanzergebnissen das Gesamtergebnis kippen. Daher ist die Energieeffizienz der Kompostierungsanlagen auch ein Kriterium, was bei Auswahl und Betrieb der konkurrierenden Techniken heranzuziehen ist.
5. Die Netto-Energieüberschüsse für die Müllverbrennung wurden ebenfalls nicht im höheren Bereich unterstellt. Es sind Anlagen in Deutschland im Betrieb, die insbesondere bei der Wärmeauskopplung höhere bzw. deutlich höhere Wirkungsgrade bzw. Absatzmöglichkeiten aufweisen. Weiter sind auch Konzeptionen realisiert, in denen die Energieauskopplung in industrielle Strom- und insbesondere Dampfbedarfe eingebunden ist. Hier werden sehr hohe Wirkungsgrade erreicht. Daher stellen Art und Umfang der realen Energieauskopplung und der dadurch erreichte Nutzen eine bedeutende Einflußgröße auf das Gesamtergebnis dar.
6. Als offene Frage müssen die in neueren Untersuchungen beobachteten Emissionen an Methan und N₂O im Rahmen der Umsetzungsvorgänge und der Nachrotte bei Freilandmieten angesehen werden. Diese Ergebnisse könnten, sofern sie sich bestätigen sollten, die

insgesamte ökologische Sinnhaftigkeit der Bioabfallkompostierung in Frage stellen. U.E. sind hier aber eher prozesstechnische Fragen aufgeworfen. Es scheint auf den ersten Blick aber nicht zwingend zu sein, dass derartige Emissionen auftreten.

Auf eine vergleichende Betrachtung der Verfahren der Bioabfallbehandlung wird in diesem Teil der Studie verzichtet:

- So schneidet in bereits vorliegenden Ökobilanz-Untersuchungen die offene Kompostierung bzgl. der Freisetzung klimarelevanter Gase so deutlich viel schlechter ab als die anderen Vergleichsverfahren, dass nur unrealistisch veränderte Stellgrößen – hier: die Substitution von Torf – in der Modellierung eine Änderung am Ergebnis bewirken.
- Erhöhte Energieverbräuche, z.B. zwecks Fassung und Reinigung der Abluft (Minderung der Keim- und Geruchsemissionen), führen zu weiteren (negativen) Klimaeffekten.
- Die Unwägbarkeiten (mögliche Methan- und Lachgasemissionen) haben hohe Ergebnisrelevanz. Dies wäre ggf. an konkreten Anlagen zu modellieren (Teil 2).
- Die Senkenfunktion der Einbindung in den Dauerhumus ist optimistisch angesetzt. Die heutige landwirtschaftliche Praxis kann diese dauerhafte Einbindung nicht sicher garantieren.
- Die Bioabfallvergärung (Abschnitt 9.2) weist gegenüber der Kompostierung eindeutige klimarelevante Vorteile auf.

9.4 Holzvergasung

Die Vergasung ist ein eigenständiges Verfahren zur Abfallbehandlung wie auch ein Teilprozess der Verbrennung oder von kombinierten Ent- und Vergasungsverfahren wie z.B. das Thermoselect-Verfahren. Bei der Vergasung werden die C-haltigen Abfallbestandteile bei hohen Temperaturen (bis zu 2.000°C) umgewandelt. Je nach Art des zugegebenen Vergasungsmittels (Dampf, CO₂, Sauerstoff und/oder Luft) wird Schwachgas oder Synthesegas erzeugt; letzteres enthält vornehmlich H₂, CO und CO₂, daneben noch etwas Wasserdampf und N₂. Weiter fallen Asche oder Schlacke an. Durch die reduzierende Atmosphäre im Vergasungsreaktor können sowohl mineralische als auch metallische Phasen fließfähig abgezogen werden. Das gebildete Gas kann energetisch verwertet werden, das Synthesegas kann, ggf. nach weiterer Reinigung, auch für die Erzeugung von Methanol eingesetzt werden.

Biomasse kann in atmosphärischen Wirbelschichtvergasern bei niedrigen Temperaturen (700 – 1.000°C) vergast werden. Wirbelschichttechniken sind jedoch sehr empfindlich wegen der niedrigen Erweichungstemperaturen von Biomasseasche. Die reduzierende Atmosphäre innerhalb des Vergasers führt zu einer weiteren Absenkung der Erweichungstemperatur. Daher ist die Vergasungstemperatur von oben her begrenzt. Von unten her begrenzt ist sie wegen der Unvollständigkeit der Vergasung, die sich z.B. in einer Zunahme von Teersubstanzen im produzierten Gas bemerkbar macht. Diese Verbindungen können zu Problemen in der Abgasreinigung führen (Kondensation im Nassabscheider, Koksbildung im

Filter). Daher ist das Temperaturfenster für die Biomassevergasung eng begrenzt und kann zu ökonomischen Nachteilen verglichen mit einem konventionellen Kraftwerk führen (45). Hinzu kommt, dass die Holzabfälle für die Wirbelschichtvergasung auf 0,5 – 6 mm zerkleinert werden müssen, was einen erheblichen Energieaufwand bedeutet. Tab. 117 gibt eine Marktübersicht über Altholz-Vergasungsverfahren (202).

Zur Klimarelevanz ist anzumerken, dass das erzeugte Schwachgas oder Synthesegas zwar fossilen C ersetzen würde. Auf der anderen Seite sind die hohen Aufwendungen an Energie für den Betrieb (Temperaturbereich bis 1.000°C, keine Abwärmenutzung; Bereitstellung von reinem Sauerstoff; erforderliche Vorbereitung des Holzbrennstoffs) ebenfalls zu berücksichtigen sind. So sind bislang keine energetischen Wirkungsgrade für die Holzabfallvergasung bekannt.

Tab. 117: Marktübersicht Altholz-Vergasungsverfahren ((202), ergänzt)

Verfahren Herstellername	Vergaser	Einsatzstoffe (Abfälle)	Vergasungs- mittel	Druck	Prozess- führung
Festbettvergasung:					
EnviroCycle Heuristic Eng. Inc. (CAN)	Kegelrost	Holzabfälle	Luft	drucklos	Gegen- strom
2 SV-Verfahren MFU GmbH (D) (203)	Schacht / Schlackebad- vergaser	Bio- und Holzabfälle, metallhaltige Abfälle	O ₂ / Dampf	drucklos	Gleich- strom
Wirbelschichtvergasung:					
Thermochem MTCI Inc. (USA)	Wirbelschicht	BRAM, Holz	Dampf	p > 1 bar	
Pulse enhandec TM Steam Reforming ECS Energie Consulting und Service GmbH / ThermoChem	Wirbelbett mit Impulsbrenner	Biomasseab- fälle, auch Althölzer und Klärschlamm	Dampf		
Weitere:					
Carbo-V-Verfahren Fa. UET, Freiberg (D)	Niedertempe- raturvergaser	Holzhack- schnittel	Luft oder H ₂ O/O ₂ - Dampf		Pilot- anlage, 1 MW
LQV-Verfahren VER GmbH, Freital (D)	Querstrom- vergasung	z.B. Altholz, getrockneter Klärschlamm	Luft / O ₂ / H ₂ O		Pilot- anlage, 15 – 30 kg/h

Kommentar zweier Holz- bzw. Holzverbrennungsexperten zur Holzvergasung:

„Holzvergaser sind im Prinzip sehr gut geeignet, Altholz energetisch zu verwerten. In der Praxis konnte bis auf einige größere Laboranlagen der Beweis der Tauglichkeit nicht erbracht werden.“ (149).

„Vergasungstechnologien werden seit langem als Alternative zu Verbrennungsverfahren diskutiert. Als Vorteil gilt die motorische Nutzung des erzeugten Holzgases und der höhere Wirkungsgrad bei der Verstromung. Der technologische Durchbruch zu funktionsfähigen Anlagen gelang bereits in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts bei relativ kleinen Festbettvergasern, die aus hochwertigen Hartholz hackschnitzeln ein motorfähiges Generatorgas erzeugten (z.B. *Imbert-Vergaser*).

Seit einigen Jahren steht die Erprobung neuer Vergasungstechnologien und das Up-Scaling der bekannten Verfahren im Mittelpunkt intensiver Forschungs- und Entwicklungsarbeiten. Bis heute gelang jedoch kein Durchbruch zu einer für Dauerbetrieb funktionsfähigen Vergasungstechnologie mit ausreichender Gasqualität für motorische Nutzung. Auch wenn die Entwicklungen teilweise mit dem Aspekt der energetischen Verwertung von Altholzsortimenten vorangetrieben wurden, gibt es deswegen bis heute auch keine geeigneten Verfahren, um Strom aus Altholz über den Holzgasprozess zu gewinnen.

Dagegen kann mit vorhandener Technik, z.B. mit der Wirbelschichtvergasung, ein Brenngas für die energetische Nutzung erzeugt werden. Auch gibt es Verfahren, bei denen auf Erfahrungen mit Kohlevergasungsverfahren aufbauend Altholz zu Methanol oder zu Pyrolyseölen umgesetzt wird.“ (150)

Da die reine Holzvergasung (das SVZ fällt nicht hierunter) derzeit keine am Markt etablierte Technik darstellt, sondern sich nach wie vor noch in der Phase der Entwicklung befindet (Technikum, Pilotanlage), wird sie in diesem Teil der Studie auch nicht weiter vertieft.

9.5 Deponierung, Deponieentgasung und energetische Gasverwertung

9.5.1 Überblick und technischer Standard

Die Phase der „geordneten Abfallwirtschaft“ begann Anfang der 70er Jahre. Sie ist gekennzeichnet durch eindeutige Regelungen und Standards für das Beseitigen von Abfällen. In dieser Phase dominieren Gedanken der möglichst schadlosen Beseitigung der nicht mehr brauchbaren „Abfälle“ (BRD) bzw. „Abprodukte“ (DDR). Diese Phase begann in der DDR 1970 mit dem Landeskulturgegesetz und in der Bundesrepublik im Jahr 1972 mit dem

Abfallbeseitigungsgesetz. Abfälle durften nun nur noch auf speziell dafür zugelassenen (planfestgestellten) „geordneten Deponien“ verbracht werden.

In beiden Teilen Deutschlands gab es vor Inkrafttreten entsprechender gesetzlicher Regelungen eine Vielzahl von „wilden Kippen“ und ungesicherten Ablagerungsplätzen (ca. 70.000). Seit 1972 ging in Westdeutschland die Zahl dieser Anlagen drastisch zurück (auf rund 500), es wurden neue Deponien zur geordneten Ablagerung eingerichtet, von denen im Jahr 1993 nur noch 263 in Betrieb waren. Diese Deponien hatten aber häufig noch immer keinen genügenden Standard, z.B. Basisabdichtung, Sickerwasserfassung und -reinigung sowie Gasfassung und -reinigung. Dies führte zu teilweise gravierenden Umweltproblemen (Grundwasserbelastung usw.), so dass 1979 weitere und verschärfte Anforderungen an Deponien festgelegt werden mussten (LAGA¹²-Merkblatt „Die geordnete Ablagerung von Abfällen“).

In der DDR waren die technischen Anforderungen an Deponien ebenfalls nur ungenügend geregelt. Vor 1989 existierten rund 13.000 Ablagerungsflächen, davon 2.000 für industrielle Abfälle und 11.000 für Hausmüll, von denen nur rund 120 den Status einer geordneten Deponie aufwiesen. Weitere rund 1.000 galten als kontrollierte Ablagerungen, die restlichen 10.000 wurden als „wilde Müllkippen“ ohne Beachtung der üblichen Standards und einfachsten Sicherheitsanforderungen betrieben. Nach 1989 mussten diese wilden Kippen alle stillgelegt werden, die anderen Anlagen wurden teilweise nachgerüstet und gesichert.

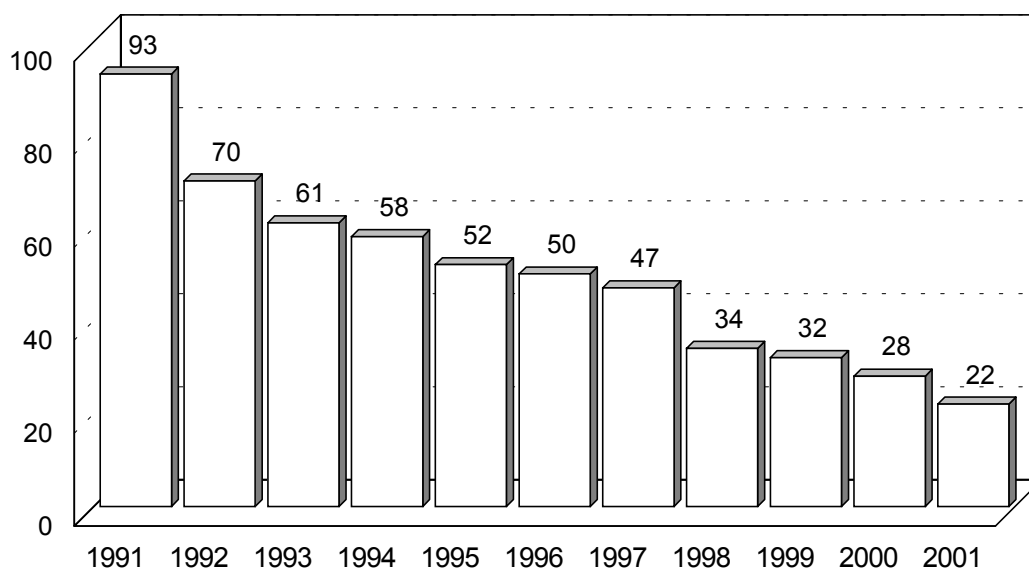


Abb. 12: Anzahl der Siedlungsabfalldéponien im Freistaat Sachsen (205, ergänzt)

Bundesweit waren 1999 insgesamt noch 472 Hausmülldeponien in Betrieb, davon in Bayern 38, Baden-Württemberg 51, Berlin 3, Brandenburg 39, Bremen 2; Hamburg 0, Hessen 19,

¹² LAGA = Länderarbeitsgemeinschaft Abfall; Arbeitsgemeinschaft der für die Abfallbeseitigung zuständigen obersten Behörden der Bundesländer

Mecklenburg-Vorpommern 10, Niedersachsen 39, Nordrhein-Westfalen 46, Rheinland-Pfalz 28, Saarland 3, Sachsen 32, Sachsen-Anhalt 32, Schleswig-Holstein 10, Thüringen 24 (204). In Sachsen wurden zwischenzeitlich weitere Deponien stillgelegt. Abb. 12 zeigt die Entwicklung im Freistaat Sachsen (205).

In Sachsen waren Anfang 2001 nur noch 22 Siedlungsabfalldeponien in Betrieb, von denen die meisten bis zum Jahr 2005 ebenfalls noch geschlossen werden sollen. Je nach Bedarf kann dann auf zwei sächsischen Deponien mit Stand der Technik (Cröbern und Gröbern) das bereits genehmigte Deponievolumen ausgebaut werden (205).

Die Anforderungen an den technischen Standard von Deponien waren durch die TA Siedlungsabfall vom 14. Mai 1993 vorgegeben (Basisabdichtung, Sickerwasserfassung und –reinigung, Gasfassung etc.). Allerdings hatte die TASI keinen rechtsverbindlichen Charakter (Verwaltungsvorschrift) und erlaubte zudem lange Übergangsfristen für „Altanlagen“ bis längstens 01.06.2005. Die am 01.03.2001 in Kraft getretene AbfAbIV hat die Regeln der TASI im Rang einer Rechtsverordnung fixiert und erweitert, die Übergangsfristen aber beibehalten. Die EU-Deponierichtlinie wurde anteilig durch die AbfAbIV umgesetzt. Noch ausstehende Regelungsbereiche sollen z.B. durch die Deponieverordnung (206), die gegenwärtig im Entscheidungsverfahren ist, geregelt werden. Letztere wird die rechtliche Lage komplizierter machen, da diese neue Verordnung *neben* die AbfAbIV tritt und dadurch weitere Regelungsbereich der TA Siedlungsabfall ablöst.

9.5.2 Berechnung der klimarelevanten Emission nach IPCC

Die Berechnung der klimarelevanten Emissionen aus Deponien legt den Schwerpunkt auf Methan. Das IPCC gibt folgende Standardmethode für Ebene 1 (Tier 1) an (28):

$$\text{CH}_4\text{-Emissionen (Gg/a)} = [(\text{MSW}_T \cdot \text{MSW}_F \cdot L_0) - R] \cdot (1 - \text{OX}) \quad \text{Gleichung 5.3}$$

wobei gilt Nummerierung des IPCC

- MSW_T = gesamtes jährliches Abfallaufkommen (Gg/a)
- MSW_F = Anteil am Jahresaufkommen, der deponiert wird [%]
- L_0 = Methanbildungspotenzial [Gg CH_4 /Gg Abfall] (s.u.)
- R = erfasstes und verbranntes/energetisch genutztes Methan [kg/a]
- OX = Oxidationsfaktor (Wirksamkeit Methanoxidationsschicht); Standard: 0,1

Das Methanbildungspotenzial wird nach folgender Formel berechnet:

$$L_0 = \text{Methanbildungspotenzial} [\text{MCF} \cdot \text{DOC} \cdot \text{DOC}_F \cdot F \cdot 16 / 12 \text{ (Gg CH}_4\text{/Gg Abfall)}]$$

wobei gilt

- MCF = Methankorrekturfaktor; Standard je nach Ablagerungsart: 0,4 (ungeordnete, flache Ablagerung) bis 1,0 (geordnete Deponie)
- DOC = abbaubarer organischer Kohlenstoff [Fraktion (Gg C/Gg Abfall)], wird berechnet (s.u.)
- 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

$$\text{DOC} = (0,4 \cdot A) + (0,17 \cdot B) + (0,15 \cdot C) + (0,3 \cdot D)$$

Gleichung 5.4

wobei gilt

Nummerierung des IPCC

A = Papier- und Textilfraktion des Restabfalls

B = Fraktion aus Garten- und Parkabfällen u.a. organischen Abfällen (Non-food)

C = Speiserestefraktion des Restabfalls

D = Holz- und Strohfraktion des Restabfalls

Die einzelnen Parameter, die in die Berechnung eingehen, sind teilweise mit Unsicherheitsmargen von > 50 % versehen (28), z.B. der Methankorrekturfaktor.

9.5.3 Gasbildungspotenzial und klimarelevante Emissionen

Die folgenden Betrachtungen gelten für Deponien für Hausmüll bzw. Restabfall ohne dessen vorherige Behandlung. Auch wenn diese Praxis spätestens zum 01.06.2005 einzustellen sein wird, werden derartige Deponien noch lange „aktiv“ sein und überwacht sowie ihre Emissionen kontrolliert werden müssen. Für MBA-Deponien gelten andere Voraussetzungen (geringerer Organikgehalt, verdichteter Einbau etc.; vgl. Abschnitt 0).

Die Bildung und Freisetzung von Deponiegas erstreckt sich nicht nur auf den laufenden betrieb, sondern setzt sich auch nach Schließung der Deponie fort. So geht man nach Untersuchungen an realen Deponien (207) von folgenden Anhaltswerten aus (Tab. 118).

Tab. 118: Prognose des mittleren Emissionsintervalls von Siedlungsabfalldeponien zu verschiedenen Zeitpunkten

Zeitpunkt (nach Abschluss der Deponie)	10 Jahre	30 Jahre	50 Jahre
Gasmenge	$\leq 10 \text{ m}^3/\text{Mg}_{\text{TS}} \cdot \text{a}$	$\leq 1 \text{ m}^3/\text{Mg}_{\text{TS}} \cdot \text{a}$	$\leq 0,5 \text{ m}^3/\text{Mg}_{\text{TS}} \cdot \text{a}$

Für unvorbehandelt abgelagerten Hausmüll ist von der Bildung von rund 170 – 270, im Mittel 210 m³ Deponiegas pro Mg Abfall auszugehen (208). Dieses setzt sich aus 40 – 55 % Methan und 30 – 45 % CO₂ zusammen. Hinzu kommen weitere anorganische Gase und Spuren von klimarelevanten Gasen wie NMVOC und FCKW. Letztere sind trotz geringer Konzentrationen aufgrund ihres hohen Treibhauspotenzials (GWP von mehreren 1.000) nicht unbeachtlich, wie Tab. 119 zeigt.

Von größerer Klimarelevanz ist das direkt emittierte Methan. Deponien stellen in Deutschland nach der Viehzucht die zweitwichtigste Emissionsquelle für Methan dar.

Tab. 119: Klimarelevante Verbindungen im Deponiegas (in mg/m³, bezogen auf luftfreies Deponiegas)

Parameter	GWP-Faktor	mg/m ³ (209)			kg CO ₂ -Äq./m ³		
CCl ₄	1.300	0	-	0,6	0	-	0,0008
R 11 (CCl ₃ F)	4.600	1	-	84	0,005	-	0,39
R 12 (CCl ₂ F ₂)	10.600	4	-	119	0,042	-	1,26
1,1,1-Trichlorethan (CH ₃ CCl ₃)	140	0,5	-	4	0,00007	-	0,0006

Das beim Abbau der Organik im Restabfall gebildete Methan wird je nach technischer Ausstattung der Deponie vollständig oder nur anteilig emittiert. Dies hängt insbesondere ab von der Installation eines Deponiegaserfassungssystems. Allerdings beträgt die Gaserfassungsrate bei Deponien, auch bei intakter Oberflächenabdeckung, bestenfalls rund 50 % (126). Dies hat mehrere Gründe:

- Während der Einbauphase sind keine Vorrichtungen zur Deponiegasfassung (und Verwertung) vorhanden.
- Während der Entgasungsphase verläuft die Zwangsentgasung nur unvollständig, da zusätzlich ein Teil des gebildeten Deponiegases diffus entweicht.
- In der Nachsorgephase ist die Deponiegasfassung gegenüber der Entgasungsphase häufig weiter reduziert.

Der unkontrolliert entweichende Rest des Deponiegases beträgt in der Regel mindestens 50 % (s.o.), kann allerdings durch die Oberflächenabdeckung verringert werden. Die Wirksamkeit der Methanoxidationsschicht soll nach Chanton (zitiert in (126)) lediglich 10 % für das unkontrolliert entweichende Methan betragen. Dieses ist auch der Standardfaktor nach IPCC-Richtlinie (vgl. Abschnitt 9.5.2). Neuere Untersuchungen zur Optimierung der Methangasoxidation ergaben rund 40 % Methanreduktion (127). Bei einem Deponiegasbildungspotenzial von im Mittel 210 m³/Mg über 30 Jahre (stabile Phase der Gasbildung) und einem Gehalt von CH₄/CO₂ von 55/45 Vol.-% in dieser Phase sind dies 94,5 m² CO₂ und 115,5 m² CH₄. Davon entweichen unkontrolliert 50 %, 10 – 30 % (max. 40 %) des Methans werden dabei zu CO₂ oxidiert. Das ergibt ein theoretisches Klimapotenzial (Freisetzung klimarelevanter Gase) in der Größenordnung von 1,4 bis 1,7 Mg CO₂-Äq./Mg Abfall.

Eine Untersuchung des Fraunhofer-Instituts für Systemtechnik und Innovationsforschung (ISI) über Methanemissionen in Deutschland ((210), zitiert in (211)) schätzt die Gasbildung auf allen Deponien und Altablagerungen in Deutschland mit 5.940 - 8.910 Mio. Nm³/a Deponiegas (Mittelwert 7.425 Mio. Nm³/a) bzw. 3.267 - 4.900 Mio. Nm³/a Methan (Mittelwert 4.083 Mio. Nm³/a) ab. Die Methanemission in die Atmosphäre aus diesen Quellen werden mit 1,24 – 1,85 Mio. Mg/a Methan (Mittelwert 1,50 Mio. Mg/a) angegeben.

Für den Freistaat Sachsen hat das LfUG eine Abschätzung auf der Basis der vorhandener Daten eine Abschätzung der Freisetzung klimarelevanter Gase erstellt (212). Das LfUG kommt zu folgendem Ergebnis:

„So entstand beispielsweise im Jahr 2000 von den Altablagerungen und Deponien eine Deponiegasmenge in Höhe von **810 kt**.

Von den entstandenen 274 kt Methan wurden 36 kt abgefackelt und 26 kt verwertet. Somit ergab sich eine Emission von **212 kt Methan (CH₄)** bzw. **4.459 kt CO₂-Äquivalent**.

Bei der Umsetzung des Methans bei der Verbrennung zu Kohlendioxid und Wasser ergibt sich eine Emission von Kohlendioxid (CO₂) in Höhe von **701 kt**.

Damit ergab sich eine Gesamtemission von 5.160 kt CO₂-Äquivalent.“

9.5.4 Deponiegasbehandlung und -nutzung

Die biologische Behandlung von Deponiegas in Form der Methanoxidationsschicht wurde bereits angesprochen. Ihre Wirksamkeit ist begrenzt.

Aufgrund des hohen Methangehaltes von Deponiegas (nicht Schwachgas) ist nicht nur eine autotherme Verbrennung, sondern sogar eine energetische Nutzung möglich. Angrick gibt bei für einen Zeitraum von 15 Jahren ein Deponiegasaufkommen von 180 m³ an, welches bei einem Methangehalt von 40 % einer thermischen Energie von ca. 600 kWh bzw. elektrischer Energie vom ca. 180 kWh bei Verstromung entspricht (213).

Heute überwiegt allerdings die Zahl derjenigen Deponien, die Deponiegas zwar thermisch behandeln, nicht aber energetisch nutzen, wie Tab. 120 zeigt.

Fackeln verbrennen Deponiegas offen und unter vergleichsweise ungünstigen Bedingungen, da die Witterung u.a. äußere Einflüsse die Verbrennung beeinflussen können. Fackeln können auch mit Muffeln kombiniert werden. Deren Abhitzeessel können zur Wärmenutzung eingesetzt werden. Nur Hochtemperaturfackeln erreichen die erforderlichen Temperaturen, um die im Deponiegas enthaltenen halogenorganischen Schadstoffe zu zerstören, sind aber auch am energieintensivsten.

Eine energetische Nutzung des Deponiegases ist möglich bei

- Verbrennung in Kesseln zur Wärmeeerzeugung
- Verbrennung in Gasmotoren zur Stromerzeugung.

Weiter ist auch noch eine Aufbereitung zu Erdgas möglich, die an einigen Deponien im Pilotmaßstab erprobt wurde und in den USA in mehreren Großanlagen in Betrieb ist (213).

Tab. 120: Stand der Deponiegaserfassung und energetischen Nutzung in den Gebietskörperschaften des Freistaates Sachsen (Stand 2000 (166))

Deponie	Gasfassung	Fackel	Gasverwertung
AVN Abfallverband Nordsachsen			
Hohenlauff in Niederstriegeis (Döbeln)	x	x	wird geprüft
Lüttnitz in Mügeln (Torgau-Oschatz)	geplant	geplant	wird geprüft
Süptitzer Weg in Torgau (Torgau-Oschatz)	geplant	geplant	
AWVC Abfallwirtschaftsverband Chemnitz			
Grießbach (Mittlerer Erzgebirgskr.)	x	x	nein
Hainichen-Falkenau (Mittweida)	x	x	nein
Penig "Am Pfaffenbusch" (Mittweida)	x	x	nein
St. Michaelis, OT Himmelsfürst (Freiberg)	x	x	nein
Weißer Weg (Chemnitz Stadt)	x	x	nein
Wittgensdorf (Mittweida)	x	x	nein
Dörfelstr. Olbernhau (Mittl. Erzg. Kr.)	x	nein	nein
Flöha "Vordere Ulbrichtsschlucht" (Freiberg)	x	nein	nein
Freiberg "Hüttenstr." Muldenhütten	nein	nein	nein
Markersdorf (Mittweida)	nein	nein	nein
EVV Entsorgungsverband Vogtland			
Zobes (Vogtlandkreis)	x	x	x
Rodewisch (Vogtlandkreis)	x	x	nein
Schneidenbach (Vogtlandkreis)	x	x	nein
Schillingsloh in Adorf (Vogtlandkreis)	nein	nein	nein
Oelsnitz-Lehmbachtal (Vogtlandkreis)	nein	nein	nein
Bad Brambach (Vogtlandkreis)	nein	nein	nein
Treuen (Vogtlandkreis)	nein	nein	nein
Zwotental, Gunzen (Vogtlandkreis)	nein	nein	nein
Landkreis Delitzsch			
Lissa (Delitzsch)	x	x	x
Laußig, OT Pristäblich (Delitzsch)	x	x	nein
Spröda (Delitzsch)	geplant	geplant	wird geprüft
RAVON Regionaler Abfallverband Oberlausitz-Niederschlesien			
Kunnersdorf (Niederschles. Oberlausitzkr.)	x	x	x
Nadelwitz (Bautzen)	x	x	x
Radgendorf (Löbau-Zittau)	x	x	x
Hufe in Pulsnitz (Kamenz)	x	x	nein
Niedercunnersdorf (Löbau-Zittau)	x	geplant	geplant
Grüne Fichte in Weißwasser (Niederschl. OLK)	x	geplant	geplant
Bergen (Kamenz)	x	nein	nein
Grenzweg, Niesky (Niederschl. OLK)	nein	nein	nein

Deponie	Gasfassung	Fackel	Gasverwertung
ZAOE Zweckverband Abfallwirtschaft Oberes Elbtal			
Kleincotta (Sächsische Schweiz)	x	x	x
Langebrücker Straße (Dresden)	x	x	x
Radeburger Straße (Dresden)	x	x	x
Baßlitz (Riesa-Großenhain)	x	x	nein
Sebnitz-Waldhaus (Sächs. Schweiz)	x	x	nein
Gröbern (Meißen)	x	geplant	geplant
Cunnersdorf (Weißeritzkreis)	x	geplant	nein
Oberfrauendorf (Weißeritzkreis)	x	nein	nein
Groptitz (Riesa-Großenhain)	im Bau	im Bau	nein
Saugrund ST2 (Weißeritzkreis)	im Bau	im Bau	nein
Gröditz (Riesa-Großenhain)	nein	nein	nein
Rennersdorf (Sächsische Schweiz)	nein	nein	nein
ZAS Zweckverband Abfallwirtschaft Südwestsachsen			
Lumpicht (Aue-Schwarzenberg)	x	x	x
Niederdorf (Stollberg)	x	x	x
Reinholdshain (Chemnitzer Land)	x	x	x
Himmlich Heer (Annaberg-Buchholz)	x	x	nein
Lipprandis (Chemnitzer Land)	x	x	nein
Oelpfanner Weg (Aue-Schwarzenberg)	x	nein	nein
Steinsee Johannegeorgenst. (Aue-Schwarzenbg.)	nein	nein	nein
ZAW Zweckverband Abfallwirtschaft Westsachsen			
Altabl. Leinestr. (Stadtwerke Leipzig)	x	x	x
Liebertwolkwitz (Leipziger Land)	x	x	x
Seehausen (Leipziger Land)	x	x	x
Cröbern (Leipziger Land)	x	x	geplant
Grimma-Rumberg (Muldentalkreis)	x	x	wird geprüft
Groitzsch-Wischstauden in Audigast (L. L.)	geplant	geplant	wird geprüft
Geithain (Leipziger Land)	geplant	nein	nein
ZAZ Zweckverband Abfallwirtschaft Zwickau			
Halde 10 Zwickau (Zwickau-Stadt)	x	x	x
Lohe in Reinsdorf (Zwickauer Land)	x	x	nein

Da Deponiegas nicht nur mit thermisch zerstörbaren Schadstoffen belastet ist, sondern weitere Stoffe enthält, die die Verbrennungseinrichtung schädigen (Chlor, Siloxane (214)) oder zu zwar nicht klimawirksamen, aber dafür gesundheitlich relevanten Emissionen führen können, (HCl, HF, SO₂, NO_x, PCDD/F, Schwermetalle, PAH, Staub usw.) und entsprechende Grenzwerte einzuhalten sind, ist ggf. eine Gasreinigungsanlage vorzuschalten.

Wenn eine energetische Nutzung des Deponiegases realisiert wird, handelt es sich am häufigsten um eine reine Verstromung. Da Gasmotoren sehr empfindlich auf bestimmte Schadstoffe reagieren (insbesondere Chlor und Siloxane), ist zumeist eine Gasreinigung vorher angebracht. Gleiches gilt für den Einsatz eines Katalysators zur Stickoxidminderung (SCR). Der Wirkungsgrad der Verstromungsanlagen ist mit 30 % relativ gering, kann jedoch auf bis zu ca. 85 % gesteigert werden, wenn eine Abwärmenutzung möglich ist. Dies ist aber zumeist eine Frage des Standortes.

Als Gasreinigungsverfahren kommt insbesondere die Adsorption an Aktivkohle (Reduzierung von H₂S, Cl, F, CKW) zum Einsatz.

In der Praxis hat sich mittlerweile auch die getrennte Erfassung von Gutgas (zur energetischen Verwertung) und Schwachgas mit 5 – 7 Vol.-% Methan (zur thermischen Behandlung) bewährt (215).

9.5.5 Klimarelevanz der Deponiegasbehandlung

- Fackeln

Nach Butz (210) können die Emissionen aus der Deponiegasfassung und Verbrennung ohne Energienutzung, z.B. von einer Fackel, als klimaneutral eingestuft werden, da hier – eine vollständige Verbrennung vorausgesetzt – Kohlendioxid aus biogen-organischen Quellen freigesetzt wird. *„Allenfalls externe Kohlendioxidemissionen - die gegenüber der Treibhauswirkung des gefaßten Methans gegenüber jedoch vernachlässigbar gering sind - resultierend aus dem Energiebedarf der aktiven Deponieentgasung, könnten hier als klimarelevant in Rechnung gestellt werden.“*

Die Einschätzung bzgl. des zu vernachlässigenden Energiebedarfs für die Deponieentgasung ist zu überprüfen. Des Weiteren führt die Verbrennung von Deponiegas, auch gereinigtem, zur Freisetzung von anderen klimarelevanten Gasen wie CO, NO_x und ggf. NMVOC. Zudem dürfte Deponiegas neben Methan noch andere organische Verbindungen enthalten, die anteilig auch fossilen Ursprungs sind (Siloxane, Abbauprodukte fossiler organischer Matrices wie Weichmacher, z.B. Phthalate).

- Gasmotoren

Nach Butz (210) können die Emissionen aus der Deponiegasfassung und Verbrennung mit Energienutzung, z.B. Deponiegasverstromung mittels eines Gasmotors, ebenfalls 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.“

Hackl und Mauschitz haben für Österreich Vermeidungspotenziale für Abfallwirtschaftsmaßnahmen berechnet und stellen demgegenüber fest:

„Belastungen ergeben sich bei der Müllverbrennungsanlage (MVA) ohne energetische Nutzung sowie bei einer Deponie mit Abfackeln des gesammelten Deponiegases. Bei energetischer Nutzung des gesammelten Deponiegases errechnet sich im Mittel ein Ausgleich zwischen Belastung und Vermeidung.

Die größte Belastung, nämlich in gleicher Größenordnung wie die Vermeidung bei MVA mit Strom- und Wärmenutzung, zeigen die Ergebnisse für die Restmülldeponierung.“ (208)

9.5.6 Fazit Deponien

Da Methan aus der Deponierung noch immer einer der „größten“ Einzelemittenten für Methan in Deutschland ist und die Deponierung von unbehandeltem Abfall noch zu mindestens 30 Folgejahren Deponiegasproduktion nach Schließung der Deponie führen wird, sollten hier die Prioritäten gesetzt werden: Möglichst umgehende Beendigung der Ablagerung, Abdeckung, Gasfassung, Gasnutzung. Deponiegas sollte nicht nur abgefackelt, sondern energetisch genutzt werden.

Die Aussagen von Butz (210) sowie Hackl und Mauschitz (208) zeigen die Spannbreite der Klimarelevanz der Deponiegasnutzung: Nutzung und Belastung gleichen sich aus, oder aber die Nutzung überwiegt. Dies weist deutlich darauf hin, dass Optimierungspotenzial in der Nutzung der erzeugten Energie besteht. Wo immer möglich, sollte die Wärmenutzung mit der Verstromung gekoppelt werden, z.B. in Form von Blockheizkraftwerken oder der Kombination mit anderen Abnehmern, wie z.B.

- Klärschlamm-trocknung: Zur Minimierung der Transportaufwendungen des feuchten Klärschlammes sind Anlagenverbunde (Deponie/Kläranlage) zu prüfen.
- Nutzung als Brennstoff in Abfall- oder Abluftverbrennungsanlagen: So konnte der Flüssiggasverbrauch der Luftaufbereitungs- und Reinigungsanlage der MBA Aßlar durch den Einsatz von Deponiegas deutlich reduziert werden. Ohne Deponiegasbetrieb beträgt der Flüssiggasverbrauch 0,9– 1,2 m³/Mg, bei Betrieb mit Deponiegas (17 – 22 m³/Mg) nur noch 0,1 m³/Mg (91). Gleichzeitig wird hierdurch die Emission von Deponiegas aus der benachbarten Deponie vermindert, was mit einer entsprechenden Umweltentlastung verbunden ist.

9.6 Sonderabfallbehandlung/-verwertung

Für die Behandlung von Sonderabfällen kommen die Deponierung, die chemisch-physikalische bzw. biologische Behandlung, Verbrennung und Zwischenlagerung in Betracht. Die im Folgenden vorgenommene Betrachtung der Klimarelevanz erfolgt gewichtet nach der Mengenrelevanz der Sonderabfallarten.

Mengenmäßig relevante Sonderabfallarten (Primärabfälle) in Sachsen waren im Jahr 1999 folgende vier Abfallarten (nach Sonderabfallbilanz 1999, büA):

EAK 170599D1: Bodenaushub, Baggergut, Abfälle aus Bodenbehandlungsanlagen, m.sch.V.	436.958 Mg
EAK 170199D1: Baustoffe auf Gips- oder Asbestbasis, m. sch.V.	210.587 Mg
EAK 170299 D1: Holz, Glas und Kunststoff m. sch. V.	51.481 Mg
EAK 050603: andere Teere	40.400 Mg
Summe	739.426 Mg

Danach folgt eine Gruppe von fünf Abfällen, jeweils im Bereich von 12.000 – 22.000 Mg/a, die sich vorwiegend aus Ölen, Schlämmen, Emulsionen, Waschlösungen zusammensetzen. gefolgt von Bleibatterien (ca. 11.000 Mg/a). Die übrigen 20 Abfallarten liegen jeweils unter 10.000 Mg/a.

Bei den Sekundärabfällen, die mengenmäßig gegenüber den Primärabfällen aber wenig ins Gewicht fallen, dominierten Schlacken aus der Erst- und Zweitschmelze bzw. aus der Sonderabfallverbrennung.

Danach sind als dominierende Art der Sonderabfallbehandlung die Bodenbehandlung (biologisch, thermisch, Bodenwäsche) sowie die Sonderabfallverbrennung zu betrachten.

9.6.1 Biologische Bodenbehandlung

Zur biologischen Bodenbehandlung kommen in der Regel mikrobiologische Verfahren wie „TERRAFERM“ oder „terraceclean“ zum Einsatz. Hierbei handelt es sich in der Regel um biologische Mietenverfahren zur Sanierung von Erdreich, das mit organischen Schadstoffen kontaminiert ist. Übliche Verfahrensschritte sind Zerkleinerung und Homogenisierung, Zugabe von Strukturmaterial (Kompost, Stroh etc.), Nährstoffen und Spurenelementen sowie eine gezielte Anreicherung bodenständiger adaptierter Mikroorganismen. Diese können nach entsprechender Adaptation die organischen Schadstoffe abbauen, wobei für die Schadstoffe neben dem Abbau auch eine Verflüchtigung (Emission über den Gaspfad) oder verstärkte Wasserlöslichkeit (Emission über den Wasserpfad) in Betracht zu ziehen ist. Die Behandlung erfolgt meist in geschlossenen Anlagen, die Ableitung der Abluft über einen Biofilter.

Je nach Herkunft, Struktur und stofflichen Zusammensetzung soll der behandelte Boden z.B. im Landschaftsbau, als Lärmschutzwall oder zur Bodenverfüllung eingesetzt werden können.

Die Klimarelevanz der biologischen Behandlungsverfahren wird zum Einen bestimmt durch die Energiebedarfe für das Verfahren, zum Anderen durch die hervorgerufenen Emissionen. Auf der anderen Seite wären die vermiedenen Emissionen, die ansonsten bei der Herstellung der Materialien, die die aufbereiteten Böden ersetzen, angefallen wären.

Diese Art der Bodenbehandlung ist nach Anbieter-Angaben insbesondere für Böden geeignet, die mit Kohlenwasserstoffen und Mineralölprodukten kontaminiert sind (216).

Bzgl. der Emissionen ist die Anlagenkonfiguration zu betrachten. Offenen Verfahren – von denen nicht bekannt ist, in welchem Umfang sie noch eingesetzt werden – geben die abgebauten oder gestrippten Schadstoffe ungefiltert in die Atmosphäre ab. Da es sich bei den Schadstoffen, für die diese Verfahren besonders geeignet sind, in der Regel um fossile Kohlenstoffverbindungen handelt, sind die freigesetzten Emissionen (CO₂, NMVOC, CH₄ usw.) in vollem Umfang als klimarelevant einzustufen.

Bei geschlossenen Anlagen erfolgt die Abluftreinigung in der Regel über Biofilter. Auch hier gilt, dass die Emissionen als Vollständig klimarelevant zu gelten haben. Der Biofilter kann allerdings die Organik ggf. weiter abbauen, so dass weniger klimarelevante Emissionen auftreten (mehr CO₂, weniger NMVOC). Allerdings sind Biofilter insbesondere für die Entfernung nicht oder sehr langsam biologisch abbaubarer, flüchtiger Schadstoffe nicht geeignet. So weisen z.B. die chlororganischen Verbindungen nur eine geringe bis mittlere Entfernbarkeit durch Biofilter auf (217, 218). Auf die Problematik der Lachgasbildung bei Biofiltern bei erhöhten Ammoniakgehalten in der Rohluft wurde bereits hingewiesen. Einige Anbieter reinigen die Abluft im Anschluß an den Biofilter noch über Aktivkohle (219). Dieses dürfte die Emission an klimarelevanten Schadstoffen (insbesondere CKW) deutlich senken, erhöht aber den Energie- und Stoffbedarf der Anlage.

Bzgl. der Stoff- und Energiebedarfe für diese Verfahren bzw. die Referenzverfahren liegen keine Informationen vor. Auch stehen keine ökobilanziellen Vergleiche für diese Frage zur Verfügung. Daher kann dieses Verfahren der Sonderabfallbehandlung nicht abschließend hinsichtlich seiner Klimarelevanz beurteilt werden. Hierzu wären nicht nur die Stoff- und Energiebedarfe des Verfahrens bzw. der Anlage, sondern auch der substituierten Produkte zu bilanzieren.

9.6.2 Bodenwäsche (pyhsikalisch-chemisch-biologisch)

Verfahren zur Bodenwäsche bestehen in der Regel aus den Schritten Vorbereitung des Aufgabegutes, Schadstoffabtrennung, Nassaufschluss, Abtrennung von Leicht-/Schwerstoffen, Feinkornabtrennung, Prozesswasserabtrennung und Spülung des gereinigten Bodens,

Bodenaustrag. Hinzu kommen die Anlagenkomponenten Abwasserreinigung (mit Prozesswasserkreislaufführung) und Abluftreinigung.

Hier gelten die gleichen Aussagen wie für die mikrobiologische Bodenbehandlung. Die Stoff- und Energiebedarfe dürften allerdings höher ausfallen. Zwar können bei der Bodenwäsche schwer abbaubare Schadstoffe in die Senke Klärschlamm verbracht werden, doch ist dieses nicht klimarelevant. Dieses erhöht vielmehr noch den Energiebedarf.

Bzgl. der Stoff- und Energiebedarfe für diese Verfahren bzw. die Referenzverfahren liegen keine Informationen vor. Auch stehen keine ökobilanziellen Vergleiche für diese Frage zur Verfügung. Daher kann dieses Verfahren der Sonderabfallbehandlung nicht abschließend hinsichtlich seiner Klimarelevanz beurteilt werden. Hierzu wären nicht nur die Stoff- und Energiebedarfe des Verfahrens bzw. der Anlage, sondern auch der substituierten Produkte zu bilanzieren.

9.6.3 Thermische Bodenbehandlung

Bei der thermischen Bodenbehandlung wird das Aufgabegut nach Vorbehandlung (z.B. Zerkleinern, Abtrennen grober Störstoffe) thermisch behandelt. Hierbei kann es sich um Verfahren mit ausschließlicher Wärmeentwicklung oder aber um solche mit Wärmeentwicklung und additiver Zusatzmaßnahme handeln. Die Wärmeentwicklung kann durch direkte (Verbrennung) oder indirekte Erhitzung des Materials (Pyrolyse) erfolgen. Die entstehenden Abgase sind zu reinigen. Der thermisch behandelte Boden kann anschließend wieder eingebaut werden.

Als Beispiel für die thermische Bodenbehandlung sei das TERRATHERM-Verfahren dargestellt (220). Der kontaminierte Boden wird zerkleinert und anschließend in einem mit Propan- oder Ergasbrenner direkt beheizten Drehrohrofen bis auf 360°C erhitzt. Dabei treten die Schadstoffe in die Gasphase über. Der Boden verlässt den Drehrohrofen über eine kombinierte Kühl- und Austragsschnecke. Die Abluft wird gereinigt und abgeleitet. Die Abgasreinigung erfolgt über Staubfilter und katalytische Oxidation.

Bzgl. der Emissionen liegen Aussagen des Anbieters vor. Nach der vorliegenden Verfahrensbeschreibung ist das Behandlungsziel nicht die vollständige Oxidation der organischen Schadstoffe im und Bestandteile des Bodens. Der erzeugte Boden weist nach Verfahrensbeschreibung gewollt eine „unveränderte Bodenstruktur“ auf und ist „voll aktivierbarer“. Ziel des Erhitzens auf 360°C ist vielmehr, die flüchtigen Bestandteile in die Gasphase zu treiben und diese dann katalytisch bei 450-635°C zu oxidieren. Welche Reaktionen unter diesen Bedingungen in der Organikmatrix stattfinden und welches Schadstoffspektrum im Abgas auftritt, ist ungeklärt. Als Emissionskonzentration in der Abluft wird ein Organikgehalt von 100 mg/m³ angegeben. Hierbei dürfte es sich nicht nur um CO₂ handeln. Da es sich bei den Schadstoffen, für die dieses Verfahren besonders geeignet ist, in der Regel um fossile

Kohlenstoffverbindungen handelt, sind die freigesetzten Emissionen (CO₂, NMVOC, CH₄ usw.) in vollem Umfang als klimarelevant einzustufen.

Bzgl. der Stoff- und Energiebedarfe für diese Verfahren bzw. die Referenzverfahren liegen keine Informationen vor. Auch stehen keine ökobilanziellen Vergleiche für diese Frage zur Verfügung. Daher kann dieses Verfahren der Sonderabfallbehandlung nicht abschließend hinsichtlich seiner Klimarelevanz beurteilt werden. Hierzu wären nicht nur die Stoff- und Energiebedarfe des Verfahrens bzw. der Anlage, sondern auch der substituierten Produkte zu bilanzieren.

9.6.4 Sonderabfallverbrennung

Bundesweit sind aktuell 30 größere Sonderabfall- und Rückstandsverbrennungsanlagen mit einer Gesamtverbrennungskapazität von ca. 1 Mio. Mg/a. in Betrieb. Acht dieser Anlagen sind öffentlich zugängliche Anlagen, vier beschränkt öffentlich zugängliche Anlagen und 18 betriebseigene Sonderabfall- und Rückstandsverbrennungsanlagen. Der vorläufig letzte Neubau einer öffentlich zugänglichen Sonderabfallverbrennungsanlage wurde 1998 am Standort Brunsbüttel in Betrieb genommen (221).

9.6.4.1 Berechnung der klimarelevanten Emission nach IPCC

Für Sonderabfall geht das IPCC von folgenden Daten aus:

- 1.) Kohlenstoffgehalt von Sonderabfall: 1 – 95 % (FS), Standard-Wert: 50 %
- 2.) Fossiler Kohlenstoff als % des gesamten Kohlenstoffs: 90 – 100 % (FS), Standard-Wert: 90 %
- 3.) Effektivität der Umsetzung: 95 – 99,5 %, Standard-Wert: 99,5 %
- 4.) Umrechnung von C (Molmasse 12) auf CO₂ (Molmasse 44) = Faktor 3,67

Daraus errechnet sich die klimarelevante CO₂-Emission für die Sonderabfallverbrennung in Deutschland wie folgt:

$$\begin{aligned} \text{CO}_2\text{-Emission}_{\text{Sonderabfall}} [\text{Gg/a}] &= \text{IW}_{\text{Sonderabfall}} \cdot 50 \% \cdot 90 \% \cdot 99,5 \% \cdot 3,67 \\ &= \text{IW}_{\text{Sonderabfall}} \cdot 1,642 \end{aligned}$$

Da CO₂ ein GWP von 1 hat, ist damit zugleich schon die klimarelevante Emission ermittelt: Nach IPCC werden je Mg verbrannten Sonderabfalls 1,642 Mg fossiles CO₂ freigesetzt. Hinzu kämen 182 kg regeneratives CO₂ (*unter 2.) oben: 10 % statt 90 %, ansonsten gleiche Rechnung*), die nicht in die Bilanz eingehen, in der Summe also 1,824 Mg CO₂/Mg Sonderabfall.

Die N₂O-Emission für die Sonderabfallverbrennung in deutschen Anlagen können nach Gleichung 5.13 berechnet werden. Hierfür sind die jeweiligen Emissionskonzentrationen und das spezifische Abgasvolumen heranzuziehen. Johnke (23) gibt für Einzelmessungen an Drehrohröfen einen Konzentrationsbereich von 30 – 32 mg N₂O/m³ an (Ø 31) sowie ein mittleres spezifisches Abgasvolumen von 7.000 Nm³/Mg an. Danach errechnet sich die N₂O-Emission von Sonderabfallverbrennungsanlagen/Drehrohröfen wie folgt:

$$\begin{aligned} \text{N}_2\text{O-Emission}_{\text{Sonderabfall}} [\text{Gg/a}] &= \text{IW}_{\text{Sonderabfall}} \cdot \text{EC}_{\text{Sonderabfall}} \cdot \text{FGV}_{\text{Sonderabfall}} \cdot 10^{-9} \\ &= \text{IW}_{\text{Sonderabfall}} \cdot 31 \cdot 7.000 \cdot 10^{-9} \text{ kg N}_2\text{O/Gg Sonderabfall} \\ &= \text{IW}_{\text{Sonderabfall}} \cdot 217 \cdot 10^{-6} \text{ kg N}_2\text{O/Gg Sonderabfall} \end{aligned}$$

Aus diesen Daten beträgt die N₂O-Emission für die Sonderabfallverbrennung in deutschen Anlagen auf 1 Mg Abfall bezogen für

- Drehrohröfen **0,217 mg N₂O/Mg Abfall**

Diese Werte sind noch mit dem CO₂-Äquivalenzfaktor des IPCC von 296 für Lachgas zu multiplizieren. Danach beträgt die N₂O-Emission für die Sonderabfallverbrennung in deutschen Anlagen auf 1 Mg Abfall bezogen für

- Drehrohröfen **64 mg CO₂-Äquivalente/Mg Abfall**

9.6.4.2 Weitere klimarelevante Faktoren

Neben den direkten Emissionen klimarelevanter Gase sind die Verbräuche an Energie (Temperaturen oberhalb 1.200°C) und Betriebsmitteln ebenso klimarelevant wie die ggf. bereitgestellte Energie (Strom, Wärme, Prozessdampf). Derartige Daten sind allerdings stark von der Anlagenkonfiguration abhängig. Für Sonderabfallverbrennungsanlagen wäre zudem die emittierte NH₃- und NO_x-Fracht sowie der Chemikalienverbrauch für die Entstickung zu je 50 % auf den Input und auf den Luftstickstoff anzurechnen (vgl. Abschnitt 0).

9.6.5 Sonderabfalldeponierung

Die Sonderabfalldeponierung führt zu klimarelevanten Emissionen aufgrund der Bereitstellung der Infrastruktur (erhöhte Umweltauflagen für Sonderabfall- und Untertagedeponien) und dem Aufwand für Einbau, Überwachung und Nachsorge. Als bewertbarer Nutzen in der Wirkungskategorie Treibhauspotenzial könnte das Einbringen fossiler Kohlenstoffträger in die „Senke“ Deponie definiert werden. Hier ist allerdings die Frage der Verfügbarkeit innerhalb des betrachteten Zeithorizonts (100 Jahre) zu prüfen.

Weitere klimarelevante Emissionen ergeben sich aufgrund der erforderlichen Transporte.

9.6.6 Sonderabfallbehandlung: Weitere Verfahren (CPB)

Die chemisch-physikalische Behandlung von Sonderabfall führt zu klimarelevanten Emissionen aufgrund des Verbrauchs an Energie und Rohstoffen sowie dem Fehlen von in der Wirkungskategorie Treibhauspotenzial bewertbaren Nutzen. Ein Nutzen stellt sich nur ein, wenn nach CP-Behandlung verwertbare Stoffe anfallen, die Primärstoffe substituieren können. Dies lässt sich aber nicht allgemein, sondern nur im Einzelfall prüfen.

Weitere klimarelevante Emissionen ergeben sich aufgrund der erforderlichen Transporte.

9.6.7 Ergebnisse von Ökobilanzen

In einer Untersuchung für die AVG Abfall-Verwertungs-Gesellschaft mbH, Hamburg, wurde die Entsorgung eines aus europäischen Nachbarländern per Ferntransport angelieferten „Sonderabfalls“ in der Sonderabfallverbrennungsanlage der AVG verglichen mit dessen ortsnahe (regionaler) Entsorgung auf einer „Sonderabfall“-Deponie im Ursprungsland (222). Die Ergebnisse werden hier auszugsweise wiedergegeben.

Unter ökobilanzieller Betrachtung schneidet das AVG-Szenario deutlich günstiger gegenüber den Deponierungsszenario ab. So ist der Ferntransport innerhalb Europas zur AVG auch in der heute durchgeführten Weise ökologisch akzeptabel, wenn am Anfallsort des Abfalls (regional) keine eigene Sonderabfallverbrennungsanlage, sondern lediglich Deponierungsmöglichkeiten vorhanden sind. Die Deponierung von Sonderabfällen, wie dies nach wie vor die dominierende Entsorgungsart in den meisten europäischen Nachbarländern darstellt, ist mittel- bis langfristig betrachtet mit vergleichsweise hohen Emissionen verbunden.

Ob eine regionale Alternative zum Ferntransport in Sonderabfallverbrennungsanlagen in der Mitverbrennung in Zementwerken zu sehen ist, muss für jede Abfallart einzeln beantwortet werden. Hintergrund ist einerseits der niedrige Standard bei der Abgasreinigung (in der Zementindustrie der europäischen Nachbarländern) und andererseits die weitgehende Schwermetallverlagerung ins Erzeugnis.

Tab. 121 zeigt den Vergleich von AVG-Szenario mit dem Referenzszenario Deponierung. Für das AVG-Szenario wurde der Transport aus Spanien unterstellt und eingerechnet, für das Referenzszenario wurde ein ortsnahe Transport angenommen (s.o.).

Negative Zahlenwerte in Tab. 121 bedeuten, dass die Nutzen (im Wesentlichen aus der Dampfbereitstellung) im AVG-Szenario **mit Ausnahme des Treibhauspotenzials** alle Umweltbeeinträchtigung aus Ferntransport, Abfallverbrennung, energetischem Eigenbedarf etc. überwiegen. Ökologisch bedeuten negative Zahlenwerte, dass mit der Maßnahme in der Gesamtbilanz eine Umweltentlastung verbunden ist.

Tab. 121: Sonderabfallverbrennung in Deutschland verglichen mit Sonderabfalldeponierung im Ausland: Ökobilanzieller Vergleich von AVG- und Referenzszenario (222); Angaben in kg Wirkungsäquivalent bzw. kritisches Luft- bzw. Wasservolumen (m³/Mg bzw. l/Mg) bzw. MJ pro Mg Abfall

	AVG-Szenario	Referenzszenario	jeweils pro Mg Abfall
Emissionen Luftpfad			
Humantoxizität			
• Summe carcinogene Stoffe	- 249	107	Mio. m³/Mg
• Summe toxische Schwermetalle	- 251	1.790	Mio. m³/Mg
Treibhauspotential (GWP)	326	6,5	kg CO₂-Äq./Mg
Photooxidantienbildungspotenzial (POCP)	0,003	13	kg Ethylen-Äq./Mg
Versauerungspotenzial (AP)	-0,2	0,04	kg SO₂-Äq./Mg
Emissionen Wasserpfad			
Summe carcinogene Stoffe	0,4	21.500	Mio. l/Mg
Summe toxische Schwermetalle	0,3	19.500	Mio. l/Mg
Kumulierter Primärenergieverbrauch	-4.670	254	MJ/Mg

Hinsichtlich der Emission klimarelevanter Gase findet in beiden Szenarien eine Umweltbelastung statt (positive Zahlen). Hier überwiegt die Umweltbelastung durch die Sonderabfallverbrennung.

Das Ergebnis verändert sich jedoch bei der Modellierung eines anderen Nutzens, hier Einbindung der AVG-Anlage in das lokale Fernwärmenetz der HEW (Tab. 122).

Tab. 122: Veränderung des Bilanzergebnis für die Abfallentsorgung in der AVG-Anlage bei Substitution von Wärme aus Einzelfeuerungsanlagen (EFA)

	AVG-Szenario	AVG ersetzt Wärme aus EFA	jeweils pro Mg Abfall
Emissionen Luftpfad			
Humantoxizität			
• Summe carcinogene Stoffe	- 249	- 289	Mio. m³/Mg
• Summe toxische Schwermetalle	- 251	- 352	Mio. m³/Mg
Treibhauspotential (GWP)	326	- 457	kg CO₂-Äq./Mg
Photooxidantienbildungspotenzial (POCP)	0,003	- 0,2	kg Ethylen-Äq./Mg
Versauerungspotenzial (AP)	- 0,2	- 1,54	kg SO₂-Äq./Mg

Die vergleichsweise günstigen Ergebnisse für die Abfallverbrennung in der AVG-Anlage erklären sich im Wesentlichen aus zwei Effekten:

- den sehr niedrigen Restemissionen aus der Anlage selbst,
- den vergleichsweise hohen Gutschriften für bereitgestellte Fernwärme/Dampf.

Letzteres hängt mit der Einbindung der Anlage (Grundlast) ins HEW-Netz und der Berechnung der Gutschriften über die alternative Wärme-/Dampfbereitstellung über ein Kohlekraftwerk zusammen.

Allerdings kippen die insgesamt positiven Ergebnisse für die Sonderabfallverbrennung, wenn die geforderten hohen Temperaturen im Verbrennungsraum, die mit dem hier betrachteten Abfall beispielsweise nicht erreicht werden können, durch Einsatz von Regelbrennstoff (Heizöl z.B.) sichergestellt werden müssen. In den Berechnungen wurde unterstellt, wie dies gegenwärtig auch in der AVG-Anlage Praxis ist, dass die erforderliche „Zuheizung“ mit ebenfalls zu entsorgenden hochkalorischen Sonderabfällen erfolgt (z.B. verunreinigte Lösemittel). Unter dieser Konstellation entfallen Lastschriften für die Bereitstellung von Zusatzbrennstoffen (222).

9.6.8 Fazit Sonderabfallbehandlung

Für die Verfahren der Sonderabfallbehandlung ist der Nutzen weniger in der Wirkungskategorie Klimarelevanz zu erfassen. Bei der Behandlung von Sonderabfällen besteht das Ziel nicht vorrangig im Klimaschutz, sondern in der schadlosen Beseitigung von Abfällen, die toxische und/oder ökotoxische Stoffe enthalten. Für das „Schadlosmachen“ sind in der Regel sehr hohe Energieverbräuche charakteristisch. Dem gegenüber kann der erzeugte Nutzen nicht in der Wirkungskategorie Klimarelevanz modelliert werden. Dies zeigt sich z.B. in den obigen Tabellen in den Wirkungskategorien Humantoxizität/Ökotoxizität - Summe carcinogene Stoffe bzw. Summe toxische Schwermetalle.

Je nach Konstellation und Anlagenkonfiguration kann dennoch mit der Sonderabfallverbrennung eine Klimaentlastung erzielt und die Umwelt zugleich auch von anderen Schadstoffen (carcinogene Stoffe, toxische Schwermetalle usw.) befreit werden. Letzteres stellt die eigentliche Aufgabe und den zu bewertenden Nutzen der Sonderabfallbehandlung dar.

Für die Bodenbehandlung fehlen belastbare Daten für eine Bewertung der Klimarelevanz. Ohne Berücksichtigung der eingesparten Emissionen an anderer Stelle (substituierte Materialien) stellen sich diese Verfahren aufgrund des Stoff- und Energiebedarfes sowie aufgrund der zu erwartenden Emissionen als Quellen für Klimagase dar. Für belastbare Aussagen über die Klimarelevanz dieser Behandlungsverfahren sind ökobilanzielle Untersuchungen vonnöten.

Für die Sonderabfalldeponierung, insbesondere in Untertagedeponien, käme als bewertbarer Nutzen in der Wirkungskategorie Treibhauspotenzial das Einbringen fossiler Kohlenstoffträger in eine „Senke“ in Betracht. Hier ist allerdings die Frage der Verfügbarkeit innerhalb des betrachteten Zeithorizonts (100 Jahre) zu prüfen.

9.7 Innovative Verfahren

Zu den innovativen Verfahren zählen insbesondere die Pyrolyse sowie die Hochtemperaturverfahren ($> 1.000^{\circ}\text{C}$). Letztere können, ebenso wie konventionelle Kraftwerke, die Pyrolyse auch als vorgeschalteten Behandlungsschritt integriert haben. Die Klimarelevanz dieser Verfahren hängt – ebenso wie bei den konventionellen thermischen Verfahren – wesentlich vom energetischen Wirkungsgrad der Anlage ab (s.u.). Auf der anderen Seite bieten sie ggf. auch die Möglichkeit, fossile Rohstoffe durch nachwachsende Energieträger zu substituieren.

9.7.1 Pyrolyse (Entgasung)

Bei der Pyrolyse werden organische Materialien (wie Holz, Kohle, Papier, Kunststoffe) unter Sauerstoffmangel und unter erhöhten Temperaturen entgast. Das entstehende Pyrolysegas enthält kann insbesondere zur energetischen Nutzung (z.B. Verstromung in Gasmotoren) eingesetzt werden. Als fester Rückstand verbleibt der Pyrolysekoks, der z.B. bei der Ziegelherstellung verwendet werden kann. Tab. 123 zeigt eine Massenbilanz der Pyrolyse von Restabfall (Household waste) (223).

Tab. 123: Massenbilanz der Pyrolyse von 1 Mg Restabfall ((223), Table 27)

Gekohlte Feststoffe: 400 kg	Trocknen:	Pyrolysegas:
• Mineralrückstände: 95 kg • Metalle: 50 kg • Inertien, Glas, Steine: 45 kg • Pyrolysekoks (“Carbonated residue”): 210 kg	200 kg Wasser	400 kg
Letztlich verbleibende Rückstände: 120 kg Asche		

Beide entstehenden Produkte weisen, wie Tab. 124 zeigt, hohe Heizwerte auf. Die genaue Zusammensetzung ist allerdings auch eine Funktion der Pyrolysetemperatur, wie Tab. 125 zeigt.

Tab. 124: Heizwerte von Pyrolysegas und -koks von Restabfall und Klärschlamm ((223), Table 30)

	Restabfall	Klärschlamm
Gas (kg/Mg)	480	660
Heizwert (kWh/Mg)	4.700	keine Angabe
Heizwert (MJ/Mg)	16.920	
Feststoff (kg/Mg)	300	340
Heizwert (kWh/Mg)	5.000	1.950
Heizwert (MJ/Mg)	18.000	

Tab. 125: Zusammensetzung von Pyrolysegas in Abhängigkeit von der Temperatur (223, Table 28)

Temperatur	620°C	670°C	760°C	830°C
H ₂ (%)	2,5	2,59	3,2	4,62
CO ₂ (%)	24,4	18,32	15,39	7,25
CO (%)	28,63	34,62	43,43	66,17
Kohlenwasserstoffe (%)	33,54	36,04	31,12	16,45
Sonstige	10,93	8,43	6,86	5,51

Für die weitere Nutzung kommen die Schritte Vergasung oder Verbrennung in Betracht.

„Das Beispiel Pyrolyse zeigt, dass nur bei kohlenwasserstoffhaltigen Einsatzmaterialien Rohstoffe wie Pyrolyseöl, Metalle und - mit Abstrichen - Koks gewonnen werden können. Das bei der Hausmüllpyrolyse entstehende Öl ist dagegen thermisch instabil und zum größten Teil wasserlöslich, so dass es nur unmittelbar nach seiner Entstehung durch Verbrennung thermisch genutzt werden kann.“ (224).

Derzeit sind verschiedene Pyrolysetechniken verfügbar, die in Deutschland (PKA, Siemens, Thermoselect) oder Frankreich (Nexus, Thide, Traidec) entwickelt wurden. In Europa und Japan sind ca. 15 Anlagen für die Behandlung von Abfällen mittels Pyrolyse errichtet worden, einige befinden sich immer noch im Status der Pilotanlage oder wurden aufgegeben (Siemens KWU-Schwel-Brenn-Verfahren). Die Durchsatzkapazitäten reichen von 0,5 bis 25 Mg/h. Tab. 126 zeigt den Status für 1999.

Die erste Pyrolyseanlage Deutschlands zur Behandlung von Restabfall und Klärschlamm im Entsorgungsmaßstab wird seit 1983 in Burgau (Landkreis Günzburg, Bayern) betrieben. Der Jahresdurchsatz beträgt ca. 25.000 Mg/a. Die Ablagerung der derzeit noch unbehandelten Pyrolyse-Reststoffe entspricht allerdings nicht den Anforderungen der geltenden TA Siedlungsabfall (71).

Tab. 126: Status der Pyrolysetechnik für Abfälle im Jahr 1999 (223, Table 29)

	Pyrolyse	Integrierte Pyrolyse	
		Pyrolyse + Vergasung	Pyrolyse + Verbrennung
Anzahl Anlagen	4	6	6
Gesamtbehandlungskapazität	11 Mg/h	28,5 Mg/h	38 Mg/h

Die Firma PKA-Umwelttechnik GmbH und Co. KG in Aalen hat am Standort in Aalen eine Entsorgungsanlage mit einem Jahresdurchsatz von 24.000 Mg errichtet. Die Anfahrphase hat im Herbst 1998 begonnen. Technisch handelt es sich dabei um eine Kombination aus Pyrolysetrommel und Schmelzreaktor. Im Schmelzreaktor werden die kohlenstoffhaltigen Bestandteile des Einsatzmaterials unter Zugabe eines Vergasungsmittels vergast.

„Das Material wird durch eine Stopfschnecke in die Pyrolyse-Drehtrommel eingetragen und dort mit einer indirekten Heizung unter Sauerstoffabschluß auf etwa 560°C erhitzt. Nach einer Verweilzeit von ca. 45 min wird der am Ende der Trommel anfallende Pyrolysekoks nass über ein Wasserbad oder trocken ausgetragen. Das Schwelgas besteht aus einem Permanentgasanteil, kondensierbaren organischen Anteilen und Wasserdampf. Es wird im Gaswandler bei Temperaturen von über 1.200° C in ein Permanentgas umgesetzt. Die großmolekularen organischen Verbindungen werden aufgespalten, organische Schadstoffe zerstört. Der Reststaubgehalt des Schwelgases wird als Asche aus dem Reaktor ausgetragen.

Der Pyrolysekoks wird entweder extern verwertet oder aber, nach einer Aufbereitungsstufe mit Metallabscheidung, einem Hochtemperatur-Schmelzreaktor zugeführt. ... In ihn wird das Aufgabematerial (i.d.R. Koks u. Asche aus dem Gaswandler, Klärschlammgranulat) mit dem notwendigen Sauerstoff eingeblasen. Durch die hohe Feuerraumtemperatur im Bereich von > 1500 °C und die hohe Energiedichte wird das eingeblasene Material größtenteils sofort aufgeschmolzen. ... Je nach Abkühlverhalten können glasige oder kristalline Schlacken produziert werden. ...

Das im Reaktor erzeugte Synthesegas hat einen hohen CO-Gehalt (typischer Wert: 55 Vol.-%). Es verlässt den Reaktor über einen Verdampfungskühler und wird der Gaswäsche zugeführt. ... Das Synthesegas kann nach der Gasreinigung als sauberes Brenngas zur energetischen Verwertung (Energie, Dampf) genutzt werden. In der Verfahrenskombination mit der Pyrolyse wird es mit dem Gas aus der Crackung gemischt. Das Gasgemisch hat einen Heizwert von ca. 4 MJ/m³.

In Abhängigkeit von Chlor-, Schwefel- und Quecksilbergehalt des Einsatzgutes fallen unterschiedliche Mengen an Resten an.

...In der Gaswäsche wird NaOH zur Bindung von Chlor eingesetzt. Im Wäscher gebildete Salze müssen i. d. Regel deponiert werden.

- Schwefel wird in elementarer Form abgeschieden. Der zurückgewonnene abgeschiedene Schwefel kann direkt verwertet werden.“ (225)

Die PKA-Anlage hatte zwischenzeitlich betriebliche Probleme. Im zweiten Halbjahr 1999 gab es 21 Störmeldungen, im ersten Quartal 2000 weitere fünf. Seit Anfang Juni 2000 stand die Anlage still (226). Die Anlagenverfügbarkeit in den Jahre 1999 und 2000 lag bei unter 15 %. So wurden ausweislich der Abfallbilanzen 1999 und 2000 für Baden-Württemberg in 1999 lediglich 2.743 Tonnen und 2000 lediglich 2.998 Mg Restmüll thermisch behandelt. Bei einer Jahreskapazität von 20.000 Mg Nennlast entspricht dies einer Verfügbarkeit von 14,4 % (226).

Im Herbst 2000 wurden an der Anlage kleinere Umbauten vorgenommen, die im Februar 2001 abgeschlossen waren. Die zur Firmengruppe PKA (Pyrolyse Kraftanlagen) gehörende Betreiberfirma AVE geriet zwischenzeitlich in finanzielle Schwierigkeiten und musste Insolvenz anmelden. Der Insolvenzverwalter liess die Anlage zwar noch umrüsten und optimieren, und im Herbst 2001 genehmigte der Ostalbkreis den Demonstrationsbetrieb. Da der vorgesehene dreijährige Demonstrationsbetrieb dem Kreis teurer zu stehen gekommen wäre als der vereinbarte Ablösevertrag, hat der Kreis den Vertrag mit dem Betreiber gekündigt. Der Betrieb der Anlage soll eingestellt und die Anlage demontiert werden. Die zuletzt genannten Kosten für die Behandlung von Restabfall in der Pyrolyseanlage beliefen sich auf rund 300 €/Mg (227).

Für die dauerhafte und störungsfreie technische Verfügbarkeit der Restabfallpyrolyse steht der Nachweis noch aus.

9.7.2 Hochtemperaturverfahren

9.7.2.1 KWU-Schwel-Brenn-Verfahren

Das KWU-Schwel-Brenn-Verfahren der Fa. Siemens besteht aus einer Kombination von Abfallpyrolyse und nachgeschalteter Hochtemperaturverbrennung der Pyrolyseprodukte. In der Konversionstrommel werden die Abfälle unter Luftabschluß auf bis zu 450°C erhitzt und dabei permanent umgewälzt. Bei der Konversion entstehen ein Pyrolysegas und ein Pyrolyserückstand. Letzterer wird aufbereitet (Siebung, Klassierung, Sortierung). Der grobe Anteil enthält vor allem Metalle sowie Glas, Steine und Keramik und wird ausgeschleust. Die verbleibende Feinfraktion, die den gesamten festen Kohlenstoff enthält, wird auf Staubgröße zerkleinert und mit dem Prozessgas in der Hochtemperaturverbrennung bei 1.300°C verbrannt. Als Endprodukt entsteht ein Schmelzgranulat, welches die anorganischen Schadstoffe auslaugsicher eingebunden hat und sich problemlos in der Bauindustrie einsetzen lassen soll.

Die beim Abkühlen der Rauchgase auf rund 230°C freiwerdende Wärme wird zur Dampferzeugung für den Antrieb einer Dampfturbine genutzt. Bei einem geplanten Durchsatz der Fürther Anlage von 100.000 Mg Restmüll sollten neben 4.500 Mg Eisen und

500 Mg Aluminium auch etwa 40 Millionen kWh elektrische Energie erzeugt werden. Die Abgasreinigung umfasst Elektrofilter, Nasswäscher, katalytische Entstickung und Flugstromreaktor. Die entstehenden Schlämme und Rückstände – maximal 30 kg/Mg Restabfall – sind als Sondermüll zu deponieren.

Seit 1988 existiert eine Pilotanlage in Ulm-Wibelingen mit einem Durchsatz von 0,2 - 0,3 Mg/h (entspricht ca. 1.700 - 2.400 Mg/a). Die erste großtechnische Umsetzung wurde 1994 mit dem Planfeststellungsverfahren für eine zweistraßige Anlage und einem Durchsatz von 100.000 Mg/a in Rangau bei Fürth (D) eingeleitet (Scaling-up um ca. Faktor 50). Diese Anlage wurde fertiggestellt. Es traten, soweit dies nach außen bekannt wurde, beachtliche Einfahrprobleme auf, die nicht gelöst werden konnten. **Die Technologie wurde 1998 vom Anbieter aufgegeben.** „Das Schwelbrenn-Verfahren wird vorerst in Deutschland nicht weiter erprobt werden.“ (71)

9.7.2.2 Noell-Konversionsverfahren

Das Noell-Konversionsverfahren besteht im Prinzip aus einer Entgasung im Pyrolyserohr mit anschließender Vergasung mit Sauerstoff im Flugstromreaktor. In der Pyrolyse gasen die flüchtigen Bestandteile des Abfalls aus und werden, teils als Pyrolysegas, teils als Pyrolyseöl, in die Flugstromvergasung gegeben. Der feste Pyrolyserückstand wird zwischenaufbereitet, der Koksanteil nach Aufmahlung ebenfalls der Flugstromvergasung zugeführt. Das Produkt ist ein verunreinigtes Synthesegas, was als Energieträger dieses Verfahrens dient.

Für die beiden Hauptkomponenten (Pyrolyse und Flugstromvergasung) liegen Erfahrungen im getrennten Betrieb vor. So wurde die erste großtechnische Pyrolyseanlage (mit 6 Mg/h Durchsatz) in Salzgitter nach erfolgreichem Versuchs- und Demonstrationsbetrieb plan genehmigt. Sie hat nach einigen Umrüstungen 1995 als erste thermische Sonderabfallbehandlungsanlage in Niedersachsen den Entsorgungsbetrieb aufgenommen. Die Betriebserfahrungen sind bis heute erstaunlich positiv (hohe Verfügbarkeit).

Mit der Flugstromdruckvergasung bestehen Erfahrungen sowohl an einer Demonstrationsanlage (mit einem Durchsatz von 0,3 Mg/h) im sächsischen Freiberg als auch beim Einsatz von Reststoffen in großtechnischen Kohlevergasungsanlagen mit unterschiedlichen Vergasertypen im Gaswerk Schwarze Pumpe (Sachsen-Anhalt) (vgl. Abschnitt 4.3.1.2).

Das Noell-Konversionsverfahren wurde bereits während der Planungsphase für eine Anlage am Standort Northeim zurückgezogen. Gründe wurden offiziell nicht verbreitet (228).

9.7.2.3 Thermoselect-Verfahren

Das Thermoselect-Verfahren besteht aus einer Kombination von Entgasung und direkt angeschlossener Hochtemperaturvergasung. So gelangen die Entgasungsprodukte alle direkt in den Vergasungsteil, wo sie mit Sauerstoff vergast werden. Als Produkt fällt ein verunreinigtes Synthesegas an, das nach mehrstufiger Nasswäsche den Energieträger des Verfahrens darstellt.

Bislang existiert nur eine Pilotanlage im italienischen Fondotoce bei Verbania. Diese Anlage mit einem maximalen Durchsatz von 4,2 Mg/h konnte die grundsätzliche Machbarkeit des Verfahrens erfolgreich dokumentieren. Die Pilotanlage steht mittlerweile still (229).

Mehrere Projekte waren in Deutschland geplant bzw. ins Verfahren gegangen (Ansbach, Hanau, Herten, Karlsruhe), bis 2002 hat es lediglich die Anlage in Karlsruhe mit einem Jahresdurchsatz von 225.000 Mg zum Probetrieb gebracht. Die Anlage wurde von der Firma Badenwerk 1997/98 gebaut und im Herbst 1998 die Inbetriebnahme begonnen. Nach mehreren Störfällen, zeitweisem Stillstand und Nachrüstung u.a. mit neuer Brennkammer (Kosten rund 12,8 Mio. €) (230) hat das Regierungspräsidium Karlsruhe im Juli 2001 den Probetrieb mit neuer Brennkammer genehmigt. Seit Mitte Oktober 2001 sollte die Thermoselect-Anlage wochentags in allen Linien auf Volllast laufen (231). Der Betreiber durfte den Dauerbetrieb aber erst wieder aufnehmen, wenn das Regierungspräsidium bestätigte, dass Anforderungen aus dem Genehmigungsbescheid der Inbetriebnahme nicht entgegenstehen. Dieses ist Anfang Januar 2002 erfolgt. Eine Auflage des Regierungspräsidiums ist, dass der Betreiber die Anlage regelmäßig von externen Gutachtern prüfen lassen muss. Die Anlage ist derzeit nur zu etwa zwei Dritteln ausgelastet. Sie wurde einen Monat nach Aufnahme des Dauerbetriebes wieder stillgelegt, um auf Wunsch des TÜV einen Überhitzer auszutauschen. Die Anlage sollte Ende Februar wieder in Betrieb gehen (232).

Der Main-Kinzig-Kreis hat am 15.02.2002 beschlossen, aus dem geplanten Bau einer Thermoselect-Anlage in Hanau auszusteigen (233).

Die dauerhafte Verfügbarkeit der Anlage in Karlsruhe ist noch nicht nachgewiesen.

9.7.2.4 RCP (Recycled Clean Products)

Bei dem RCP-Verfahren (RCP = Recycled Clean Products) der Schweizer Firma von Roll handelt es sich um eine zweistufige Verbrennung. In der ersten Stufe wird der Abfall in einer Wirbelschicht verbrannt, allerdings mit unterstöchiometrischer Sauerstoffversorgung (Pyrolyse). Die Brenngase und die festen Produkte werden anschließend in einer Hochtemperaturstufe (Schmelzofen) unter Sauerstoffzugabe mineralisiert. Die Schlacke fällt verglast an (Reduktionsofen), Kupfer und Eisen werden unterhalb der flüssigen Schlacke

abgetrennt, die Kupferlegierung (7 – 12 % Kupfer) kann vermarktet werden (234, 235). Die heißen Rauchgase werden in einer zirkulierenden Wirbelschicht mit Sand schlagartig auf unter 1.000°C abgekühlt und unter Sauerstoffzugabe im oberen Teil der Nachbrennkammer vollständig ausgebrannt und in den Dampferzeuger geleitet. Der im Zyklon abgeschiedene Sand wird in den Fließbettkühler geleitet, wo er seine Wärmeenergie an den Dampferzeuger abgibt.

Das RCP-Verfahren war mit einer großtechnischen Verfahrenslinie (Pilotanlage) bei einem ausgelegten Durchsatz von 6 Mg/h in Bremerhaven realisiert, die 1996 in Betrieb ging (236), und arbeitet bisher mit Durchsätzen von bis zu 5 Mg/h jeweils etwa über einen Zeitraum von einer Woche (71).

Es gab Probleme bei der Inbetriebnahme, die von Roll allerdings auf andere als technische Ursachen zurückführt (u.a. Qualitätsprobleme von Unterlieferanten (237)). Im Dezember 2001 gab Von Roll Inova bekannt, dass folgende Tests an der Anlage erfolgreich abgeschlossen worden seien (234):

- 2000/2001: 13 automatische Abstiche (Temperatur Metallschmelze 1.400 – 1.650°C) sowie Betrieb mit einer Dauerlast von ca. 4,5 Mg/h und im Spitzenlastbetrieb mit 5,5 Mg/h, bei einem Hu des unbehandelten Abfalls von 8.000 – 11.000 MJ/Mg;
- 2001: weiterer Test mit Schweizer Shredder-Reststoffen aus Automobilen;
- 2001: Nachweis der industriellen Verfügbarkeit und
- Abschluß Juni 2001: 90-Tage-Test für Lizenznehmer Hitachi Zosen, Japan.

„Um den veränderten Marktanforderungen gerecht zu werden, haben wir den Auftrag erhalten, die Anlage umzubauen, so dass die Pyrolyse um den Teil einer konventionellen Abhitzenutzung ergänzt wird. Hierdurch erhält die BEG eine zusätzliche preiswerte Pyrolyselinie, die insbesondere für Abfälle mit hohem Heizwert eingesetzt werden kann. ... Mit dieser vierten Linie kann Von Roll die erste Referenzanlage für Pyrolyseverfahren in Europa vorweisen.“ (234).

Die dauerhafte Verfügbarkeit der Anlage in Bremerhaven ist, zumal die Anlage noch umgebaut werden soll, noch nicht nachgewiesen. Eine Großanlage ist ebenfalls noch nicht in Planung.

9.7.2.5 Vergleichende Betrachtung der Hochtemperaturverfahren

Auch wenn zwei der vier dargestellten Hochtemperaturverfahren aktuell nicht mehr am Markt zur Verfügung stehen, soll abschließend ein Vergleich der Klimarelevanz versucht werden.

Alle Anlagen dürften sich nur unwesentlich hinsichtlich ihrer Emissionskonzentrationen an klimarelevanten Gasen unterscheiden. Wesentlichen Einfluß auf die Klimarelevanz haben

vielmehr der maximal mögliche energetische Wirkungsgrad sowie das realisierte Konzept zur Energienutzung.

Tab. 127 zeigt die maximale im Kondensationsbetrieb nutzbare elektrische Arbeit oder die maximale auskoppelbare Dampfarbeit, jeweils in MWh/Mg Abfall, der vier Hochtemperaturverfahren im Vergleich mit der Müllverbrennungsanlage Rugenberger Damm in Hamburg (238).

Tab. 127: Vergleich der vier Hochtemperaturverfahren mit der Müllverbrennungsanlage Rugenberger Damm in Hamburg: Maximale im Kondensationsbetrieb nutzbare elektrische Arbeit ODER maximale auskoppelbare Dampfarbeit, jeweils in MWh/Mg Abfall bei $H_u = 2,68 \text{ MWh/Mg}_{\text{Abfall}}$ (238)

		Thermo-select	Schwel-Brenn	Noell-Konversion	RCP (Von Roll)	MVR
Strom	Verfügbare thermische Arbeit	1,42	1,78	1,93	2,32	2,14
	elektrischer Eigenbedarf*	0,26	0,23	0,37	0,33	0,09
	elektrische Arbeit	0,50	0,62	0,63	0,70	0,75
	nutzbare elektrische Arbeit	0,24	0,39	0,26	0,37	0,66
	ODER					
Dampf	elektrische Arbeit	0,26	0,23	0,37	0,33	0,14
	nutzbare elektrische Arbeit	0	0	0	0	0,05
	nutzbare Dampfarbeit	0,68	1,13	0,96	1,52	1,76

* zusätzliche Einsätze von Primärenergieträgern (Erdgas bzw. Heizöl EL) wurden nicht berücksichtigt

Es zeigt sich, dass weder bei der Stromauskopplung noch bei der Dampfnutzung die Hochtemperaturverfahren Vorteile gegenüber einer energetisch optimierten Müllverbrennungsanlage aufweisen. Die geringsten maximalen Energieausbeuten weist dabei das Thermo-select-Verfahren auf. Der Abstand zur MVR beträgt hier ca. Faktor 2,5, d.h. die MVR kann 2,5-mal so viel Energie bereitstellen wie die Thermoselect-Anlage. Es handelt sich hierbei allerdings um theoretisch maximal mögliche, nicht um die realisierten Ausbeuten.

Dass die reale Situation von den maximal erreichbaren Energieausbeuten abweichen kann, trifft insbesondere auf das Thermoselect-Verfahren zu. So soll die Anlage in Japan (KAWATETSU THERMOSELECT) mehr Energie verbrauchen (340 – 440 kWh/Mg Abfall) als sie auskoppelt (239). Eine zweite Quelle, die dies bestätigt, gibt es aber nicht.

10 Optimierungspotenziale

Aufgrund der bisher vorgenommenen Berechnungen und Überlegungen können folgende Aussagen zur Optimierung der **Abfallwirtschaft** getroffen werden.

10.1 Deponien

Da die Deponierung nach wie vor einer der mengenmäßig bedeutendsten Einzelemittenten für Methan in Deutschland ist und da die Deponierung von unbehandeltem Abfall noch zu mindestens 30 Folgejahren Deponiegasproduktion nach Schließung der Deponie führen wird, sollten hier die Prioritäten gesetzt werden:

- Umgehende Beendigung der Ablagerung von unbehandeltem Hausmüll und hausmüllähnlichem Gewerbeabfall; keine Erteilung von Ausnahmegenehmigungen.
- Abdeckung, Gasfassung/aktive Entgasung, Gasnutzung statt Flächenemission (auch über Methanoxidationsschicht) und Gasfackel.
- Energetische Nutzung von Deponiegas mit ausreichendem Methangehalt. An Standorten, an denen eine Kraft-Wärme-Kopplung nicht sinnvoll durchführbar ist, ist über andere Nutzungskonzepte nachzudenken, z.B. Kombination mit einer Kläranlage und Nutzung der Abwärme zur Klärschlamm-trocknung.
- Nutzung von Deponiegas oder Deponieschwachgas als Feuerungsmittel/Verbrennungsluft für Feuerungsanlagen (z.B. in der RTO einer MBA/MBA oder eines Kompostwerkes auf dem gleichen Gelände). Für MBA-Deponien ist die Nutzbarkeit zu prüfen.

10.2 Energienutzungskonzepte

Die Verbrennung von fossilen und regenerativen Kohlenstoffträgern ist kein Selbstzweck. Bei der Sonderabfallverbrennung dient sie vorrangig der schadlosen Beseitigung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen. Zugleich bietet sie aber auch die Möglichkeit, die entbundene Energie zu nutzen, sogar bei der SVA, wie das Beispiel der AVG in Hamburg zeigt.

Für alle Anlagen gilt: Die Energienutzung sollte in optimierter Form erfolgen. Dort, wo optimierte Anlagenkonzepte (Kraft-Wärme-Kopplung) sinnvoll realisiert werden können, sind die zu erreichenden energetischen Nutzungsgrade für den Energieträger Abfall ausgesprochen hoch und die damit einhergehende Klimaentlastung beachtlich. Eine sinnvolle Kraft-Wärme-Kopplung setzt z.B. voraus, dass die entbundene Wärmeenergie ganzjährig abgesetzt werden kann. Dies ist letztlich auch eine Standortfrage. Der Gesetzgeber hat i.Ü. insbesondere für MVAs klar den Auftrag zur Wärmenutzung erteilt.

10.3 Anlagenstandard

Der Standard einer Anlage hat großen Einfluß auf die Freisetzung von klimarelevanten Gasen. Dies zeigt sich am Beispiel der Zementwerke. Der Abstand zwischen BAT-Zementwerk und „normalem“ Zementwerk macht dies deutlich. Optimierungen zur Senkung des spezifischen Energiebedarf machen sich unmittelbar in der Senkung der Emissionen von klimarelevanten Gasen bemerkbar. Für Kraftwerke gilt nach (42) als Daumenregel: jede Steigerung der Energieeffizienz um 1 % senkt den Ausstoß an CO₂ um rund 2,5 %! Für eine 500 MW-Anlage mit einem Lastfaktor von 85 % kann dies zu einer Emissionsminderung von 37.000 Mg CO₂ pro Jahr führen¹³ (42).

10.4 Bioabfallbehandlung

Die offene Kompostierung führt zu erheblichen Emissionen an Klimagasen. Mag auch die Emission von CO₂ dabei als klimaneutral gelten, so führen die anderen emittierten Treibhausgase sowie die Anlagenverbräuche an Energie (Strom, Diesel) zur weiteren Klimabelastung. Der Energieverbräuche gekapselter Systeme liegen höher, senken aber die Emissionen von Klimagasen. Ob der Biofilter als „virtuelle“ Methanoxidationsschicht für die Abgasreinigung von Kompostierungsanlage Stand der Technik ist, wäre zu prüfen. Die Bioabfallkompostierung sollte stärker mit dem Ersatz von Torf verzahnt werden, um echte klimarelevante Einsparungen zu erzielen.

Für den Klimaschutz sollte zudem die Vergärung von Bioabfall (ggf. zusammen mit anderen biologischen Abfällen) mit energetischer Nutzung des Biogases stärker etabliert werden. Weitere Nutzungen wie z.B. eine Kombination mit bestehender Deponiegasverwertung sind denkbar, weisen aber noch erheblichen Optimierungsbedarf auf (240). Andere Ansätze wie die direkte Einspeisung ins Gasnetz, als Treibstoff für gasgetriebene Fahrzeuge (241) oder in stationären und mobilen Brennstoffzellen (242) erfordern eine weitere Aufbereitung des Biogases, z.B. eine Entschwefelung (243).

10.5 Klärschlamm

Nicht nur aus Klimaschutzgesichtspunkten, auch aus anderen Erwägungen heraus (Hygiene, Schadstoffeinträge in die Umwelt) sollten Klärschlämme nur noch in Ausnahmefällen landwirtschaftlich verwertet werden. Diese Ausnahmefälle sind zu beschränken auf niedrig belastete Schlämme, die standortnah als Nassschlamm oder nur nach mechanischer Entwässerung (ohne Polyacrylate) ausgebracht werden. Der Einsatz in der Landwirtschaft sollte standortnah erfolgen, um Transportaufwendungen zu minimieren.

¹³ $500 \text{ MW} \times (0,85 \times 365 \times 24 \text{ h/a}) \times 400 \text{ kg/MWh} \times 2,5 \% = 3,7 \cdot 10^7 \text{ kg/a}$

Die Mitverbrennung von Klärschlämmen sollte in energetisch und emissionsseitig optimierten Anlagen erfolgen. Die dafür erforderliche Trocknung des Klärschlammes sollte unter Nutzung von Abwärme erfolgen. Zur Minimierung des Transportaufwandes sind Verbundlösungen anzustreben (s.u.).

10.6 Minimierung des Transportaufwandes

Die klimabezogenen Auswirkungen der Transporte sind bei den modellierten Verfahren eher moderat ausgefallen, was sicherlich auch am hohen Feststoffgehalt und überwiegend hohem Heizwert der transportierten Güter lag. Das Beispiel Klärschlamm zeigt aber, dass die Ergebnisrelevanz der (Fern-)Transporte mit abnehmender Dichte nutzbarer Inhalte im Transportgut deutlich sinken kann. Im schlimmsten Fall würde überwiegend Wasser transportiert. Für die Klärschlamm(mit)verbrennung ist die Optimierung der Transportbewegungen durch leitungsgebundenen Transport möglich. Ein Beispiel einer Verbundlösung von Kläranlage/Kraftwerk zur Verringerung der Transportaufwendungen ist das Kraftwerk Bremen-Farge:

„Bei dem patentierten Verfahren werden von der Kläranlage Bremen-Farge flüssige Schlämme durch eine 600 Meter lange Rohrleitung zum E.ON-Kraftwerk Farge gepumpt, wo sie in einer Zentrifuge entwässert und anschließend vermischt mit Steinkohle dem Verbrennungsprozess zugeführt werden. Das abgetrennte Schlammwasser gelangt über eine zweite Leitung zurück zur Kläranlage und wird dort gereinigt. Die Flugasche, die nach der Mitverbrennung von Klärschlamm übrig bleibt, wird als Baustoff für die Herstellung von Beton genutzt.“ (244)

10.7 Verzahnung von Klimaschutz mit anderen Schutzziele

Für Anlagen zur industriellen Mitverbrennung von Abfällen bzw. daraus erzeugten heizwertreichen Fraktionen gilt, dass die Abgasreinigung an den veränderten Input angepasst werden muss. Hier sind insbesondere die Kraftwerke und Zementwerke angesprochen, die eine deutlich geringere Rückhaltekapazität für z.B. Quecksilber haben. Für Zementwerke gilt zudem, dass die hohen NO_x-Emissionen, mögen sie auch anteilig aus dem Luftstickstoff stammen, ein großes klimarelevantes Potenzial besitzen. Der BAT-Standard ist letztlich nicht mit Primärmaßnahmen einhaltbar, sondern erfordert mindestens eine Abgasentstickung. Es sei am Rande angemerkt, dass der BAT-Standard nicht gleichzusetzen ist mit dem Stand der Technik nach deutscher Rechtslage, der noch höhere Anforderungen stellt.

Für Holzverbrennungsanlagen gelten die oben getroffenen Aussagen gleichfalls.

11 Zusammenfassung

Im Rahmen der vorliegenden Studie wird untersucht, in welchem Maße abfallwirtschaftliche Verfahren zur Freisetzung oder Reduktion von Treibhausgasemissionen beitragen können. Dazu wurden die verschiedenen Verfahren, die die wichtigsten Abfallströme behandeln, nach einem einheitlichen Schema untersucht und verglichen. Für die Abfallarten Restabfall und Holzabfälle wurden vergleichende Berechnungen der Klimarelevanz verschiedener Verfahren und Verfahrenskombinationen untersucht. Es handelt sich dabei nicht um endgültige und allgemeingültige Ergebnisse, sondern um die Entwicklung eines Berechnungs- und Bewertungsmodells für eine anlagenspezifische Bewertung (in Teil 2). Die Entwicklung der Methode hat gezeigt, dass ergebnisrelevante Stellgrößen bestehen in den Annahmen für

- den technischen Standard der Anlagen (Lastschriften),
- Energieeffizienz (Last- und Gutschriften) und
- substituierte Nutzen (Gutschriften).

Die klimabezogenen Auswirkungen der mit den Verfahren verbundenen Transporte dürfen nicht unterschätzt werden, sind aber nur standortspezifisch zu modellieren.

Für die anderen Verfahren der Abfallwirtschaft wurde kein vergleichendes Berechnungsmodell entwickelt, sondern sie wurden einzeln bewertet. Dies hat unterschiedliche Gründe:

- Für einzelne Verfahren beeinflussen verfahrensunabhängige standortspezifische Faktoren (z.B. Transportentfernungen bei Klärschlammverwertung) die Effekte der eigentlichen Behandlung je nach gewählten Größen mehr im Ergebnis als das Verfahren selbst.
- Für einzelne Verfahren hat die Wahl der (fiktiv) substituierten Umweltbelastungen die mit Abstand größte Ergebnisrelevanz (z.B. Klärschlammverwertung: Substitution von Strom aus Windkraft).
- Für einzelne Verfahren schneidet in bereits vorliegenden Ökobilanz-Untersuchungen und aus Plausibilitätsüberlegungen heraus ein bestimmtes Verfahren bzgl. der Freisetzung klimarelevanter Gase so deutlich viel besser (Deponiegasnutzung) oder schlechter (Deponierung) ab als die anderen Vergleichsverfahren, dass nur unrealistisch veränderte Stellgrößen in der Modellierung eine Änderung am Ergebnis bewirken (Bioabfallkompostierung: Substitution von Torf).
- Für einzelne Verfahren ist der Nutzen nicht in der Kategorie der Klimarelevanz zu erfassen. Dies gilt z.B. für die Behandlung von Sonderabfällen, da hier das Ziel nicht vorrangig im Klimaschutz, sondern in der schadlosen Beseitigung von Abfällen mit toxischen und/oder ökotoxischen Stoffen liegt. Hierfür sind in der Regel sehr hohe Energieverbräuche charakteristisch. Dem gegenüber kann der erzeugte Nutzen nicht in der Wirkungskategorie Klimarelevanz modelliert werden.
- Einzelne Verfahren scheiden aus mangels Verfügbarkeit (Holzvergasung, die Hochtemperaturverfahren KWU-Schwel-Brenn- und das Noell-Konversionsverfahren) oder mangels ausreichender Betriebserfahrungen aus dem störungsfreien Dauerbetrieb (Pyrolyse, die Hochtemperaturverfahren Thermoselect, RCP).

12 Literaturverzeichnis

- 1 Ausschreibung Nr. 29, 382 des Sächsischen Ausschreibungsblattes
- 2 BIWA Consult GbR, Freiberg: Die Klimarelevanz der Abfallwirtschaft im Freistaat Sachsen. Gebrauchtholzbilanz 2000 und Prognose für Sachsen. Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 02-1, Januar 2002, 34 Seiten,
http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/SabfaWeb/sabfaweb-nt/print/FuE_gebrauchtholz.pdf
- 3 http://www.bmu.gv.at/u_klimschtz/klimaschutz/kyoto4.htm
- 4 COP 3 report, document FCCC/CP/1997/7/Add.1,
<http://www.bmu.de/download/dateien/protodt.zip> und
http://www.bmu.gv.at/u_klimschtz/klimaschutz/kyoto_protok.pdf
- 5 <http://www.bmu.de/presse/2001/pm763.php>
- 6 Kulke u.: Von Marrakesch nach Johannesburg ist noch ein weiter Weg. Die Welt, 30.10.2001, S. 31
- 7 Emissionsdatenbank der Klimakonvention: <http://194.95.39.33/>
- 8 Intergovernmental Panel On Climate Change (IPCC): Summary for Policymakers to Climate Change 2001: Synthesis Report of the IPCC Third Assessment Report. Text der am 29.09.2001 verabschiedeten Fassung. <http://www.ipcc.ch/pub/SYR-text.pdf>, im folgenden **TAR**
Abbildungen dazu: <http://www.ipcc.ch/pub/SYR-figs.pdf>
- 9 IPCC: TAR, Abbildungen, <http://www.ipcc.ch/pub/SYR-figs.pdf>, hier: SPM-10b (Figure 9.2)
- 10 <http://home.t-online.de/home/trane-muc/kaeltem.htm>
- 11 als Nebeneffekt der elektrolytischen Reduktion von Tonerde zu Aluminium;
<http://www.oekorecherche.de/deutsch/10601074.html>
- 12 EPA: Global Warming Potentials of Substitutes for Ozon-Depleting Substances.
<http://www.epa.gov/ozone/geninfo/gwps.html>
- 13 <http://presse.basf-ag.basf.de/de/produkte/chemikalien/anorganika/ammoniak/ammoniak.htm>
- 14 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
- 15 Entwurf einer Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung - DepV), Entwurf vom 04.09.2001, in der Fassung vom 23.11.2001
- 16 Intergovernmental Panel On Climate Change (IPCC): Climate Change 1995 – The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel On Climate Change, J.T., Houghton et. al. (Eds.), Cambridge 1996

- 17 Text der am 29.09.2001 verabschiedeten Fassung: Climate Change 2001: Synthesis Report <http://www.ipcc.ch/pub/SYR-text.pdf>
Abbildungen dazu: <http://www.ipcc.ch/pub/SYR-figs.pdf>
- 18 Zusammenfassung für Entscheidungsträger: <http://www.ipcc.ch/pub/spm22-01.pdf>
Technische Zusammenfassung: <http://www.ipcc.ch/pub/wg1TARtechsum.pdf>
- 19 Zusammenfassung für Entscheidungsträger: <http://www.ipcc.ch/pub/wg2SPMfinal.pdf>
Technische Zusammenfassung: <http://www.ipcc.ch/pub/wg2TARtechsum.pdf>
- 20 Zusammenfassung für Entscheidungsträger: <http://www.ipcc.ch/pub/wg3spm.pdf>
Technische Zusammenfassung: <http://www.ipcc.ch/pub/wg3TARtechsum.pdf>
- 21 <http://www.unfccc.de/resource/docs/1996/sbsta/09a01.htm>
- 22 IPCC_NGGIP: Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Workbook, Volume 1 – 3, <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs5.htm>
- 23 Johnke B. (UBA): Klimarelevanter CO₂-Bonus aus biogenem Anteil im Abfall. Manuskript, 2001
- 24 zit. nach EPA: <http://www.epa.gov/ozone/ods.html>
- 25 Table 10-8 of the Scientific Assessment of Ozone Depletion, 1998, a report of the World Meteorological Organization's Global Ozone Research and Monitoring Project; zit. in <http://www.epa.gov/ozone/ods.html>
- 26 Schwing E.: Bewertung der Emissionen der Kombination mechanisch-biologischer und thermischer Abfallbehandlungsverfahren in Südhessen. SchrR WAR 111, TU Darmstadt, 1999
- 27 <http://www.wu-wien.ac.at/inst/vw4/old/h9150172/chorherr/klima/fckwsort.htm>
- 28 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
- 29 Johnke, B.: Emissions from waste incineration. Background paper for Expert meeting on good practice in inventory preparation: Emissions from waste. IPCC/OECD/IEA National Greenhouse Gas Inventories Programme, (Unpublished – TSU, Japan). 1999
- 30 Zimmermann P., Doka G., Huber F., Labhardt A., Ménard M.: Ökoinventare von Entsorgungsprozessen – Grundlagen zur Integration der Entsorgung in Ökobilanzen. ETH Zürich, ESU-Reihe 1/96, hier Tab. II.5
- 31 Reimann D. O., 1992, zitiert in: Reimann D. O., Hämmerli H.: Verbrennungstechnik für Abfälle in Theorie und Praxis. Schriftenreihe Umweltschutz, Bamberg 1995, hier Tabelle 4.1
- 32 Müllverbrennungsanlage Bielefeld-Herford: Umweltbericht 2000, hier: 4. Betriebsdaten
- 33 Faulstich M.: Behandlungsverfahren für feste Rückstände aus der Abfallverbrennung. Müllhandbuch, Kz. 7125, 3. Lfg. 1996
- 34 Sächsisches LfUG: Abfallbilanz des Freistaates Sachsen 2000, hier Tab. 9
- 35 Kost T.: Brennstofftechnische Charakterisierung von Haushaltsabfällen. TU Dresden, Beiträge zu Abfallwirtschaft / Altlasten, Bd. 16, 2001

- 36 Mittelwert Analysen intecus bzw. Zeller
- 37 Würdinger E., Wagner J., Tränkler J., Rommel W.: Studie über die energetische Nutzung der Biomasseanteile in Abfällen. BlfA-Texte Nr. 5, April 1998
- 38 Kost T., 2001, s.o., hier Anhang 1, Tab. 8
- 39 Würdinger E., Wagner J., et al., 1998, s.o., hier Anhang B-6
- 40 Würdinger et al. (s.o.) gehen von 100 % aus; allerdings dürften sich hierin auch kleinste Kunststoffteilchen wie z.B. Überraschungs-Ei-Bauteile etc. befinden; daher Annahme 95 %
- 41 Würdinger E., Wagner J., et al., 1998, s.o., hier Anhang B-10
- 42 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>
- 43 Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen. 20.02.2001 (BGBl. I S. 305)
- 44 **BRef LCP**, Tab. 3.13
- 45 **BRef LCP**: Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC): Draft Reference Document on Best Available Techniques for Large Combustion Plants, Version März 2001, Download: [http://www.vgb-power.de/extern/vgb/wwwablag.nsf/e5cc17a783d8afafc12564cd00313e53/9ca230b9d55c2416c1256a2200427ea5/\\$FILE/lcp_d1_0301LQFig.pdf](http://www.vgb-power.de/extern/vgb/wwwablag.nsf/e5cc17a783d8afafc12564cd00313e53/9ca230b9d55c2416c1256a2200427ea5/$FILE/lcp_d1_0301LQFig.pdf)
- 46 GEMIS 4.0: Szenarien, Energie - Heizen allgemein, Optionenvergleich; Berechnung BZL in GEMIS_4.0_Szen_Energie_Heizen_endenergiebezogen.xls
- 47 GEMIS 4.0: Prozesse, Dieselmotor-Landwirtschaft-end (100%) generisch
- 48 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, hier Anhang zu Kap. 12
- 49 GEMIS 4.0: Prozesse\Chem-anorg\NaOH-mix-D
- 50 GEMIS 4.0: Prozesse\Basisdaten Chemikalien
- 51 GEMIS 4.0: Prozesse\Stein-Erden\CaCO₃-Mehl
- 52 GEMIS 4.0: Prozesse\Stein-Erden\CaO
- 53 GEMIS 4.0: Prozesse\Chem-Anorg\Ca(OH)₂
- 54 GEMIS 4.0: Szenarien: Verkehr: Mülltransporte, hier nur LKW EURO3 (Referenz-Lkw); Berechnung BZL: GEMIS_4.0_Szen_Verkehr_Gütertransport.xls
- 55 GEMIS 4.0: Szenarien: Verkehr: Gütertransport Lkw-Schiff-Bahn, nur Elektroantrieb
- 56 Freistaat Sachsen, Staatsministerium für Wirtschaft und Arbeit: Energiebericht 2000
- 57 Freistaat Sachsen, Staatsministerium für Wirtschaft und Arbeit: Energiebericht 2001
- 58 Umweltbundesamt: Daten zur Umwelt 2000, 2001, hier S. 86.
- 59 GEMIS 4.0: Szenarien_Energie_Strom in D – einzeln, dort GuD-Strom; Vergleich von Prozessen zur Nur-Strom-Bereitstellung
- 60 GEMIS 4.0, Szenarien, Heizen – allgemein, Berechnung BZL: Basisdatei.xls
- 61 Energiebericht 2001, dort Zahlen für 2000: Verbrauch leichtes Heizöl = 16.538 TJ,

- Verbrauch Flüssiggas/Stadtgas/Erdgas: 47.119 TJ: Verhältnis (TJ/TJ) = 26 % : 74 %
- 62 http://www.umwelt.hessen.de/atlas/luft/ek/gh/ek_gh_txt.htm
- 63 http://www.lua.nrw.de/emikat97/ekl_jb/jb33.htm
- 64 <http://www.mu.sachsen-anhalt.de/lau/abteilungen/abt05/dokumente/alggem1/ug6/ug6.html>
- 65 <http://hikwww10.fzk.de:80/berichte/pub/ettlingen98/baumbach.pdf>
- 66 LfUG: Emissionssituation in Sachsen. 1997, hier Tab. 6, Stand 30.09.1995
- 67 ÖKO-INSTITUT e.V./DPU GmbH: Vergleich der rohstofflichen und energetischen Verwertung von Verpackungskunststoffen. Studie im Auftrag der Arbeitsgemeinschaft Verpackung und Umwelt (AGVU), Darmstadt/Essen, November 1999, hier Abschnitt 4.2.2.5, und Anhang, S. 99
- 68 Der niederländische Abfallrat (Afval Overleg Orgaan, AOO): Landelijk Afvalbeheersplan (LAP), Sectorplan 6: Reststoffen van Afvalverbranding – AVI vliegas – vom 12.12.2001, sowie Achtergronddocument A25: Uitwerking „AVI-vliegas“ (A3“)
- 69 BZL GmbH, Oyten, Dr.-Ing. A. Nottrodt GmbH, Hamburg, THERMOCHEM GmbH, Aachen: Arbeitshilfe Kreislaufwirtschaft, erstellt im Auftrag des Landesumweltamtes NRW, November 1998
- 70 GEMIS 4.0: Prozesse\ChemOrg\Methanol, hier Kommentar
- 71 Umweltbundesamt: Thermische Behandlung von Abfällen. Letzte Aktualisierung: 01.03.2001, <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/tba.htm>
- 72 Termin beim AN am 17.10.2001
- 73 IBA GmbH, Hannover, et al., 1998, s.o., hier Anhang zu Kap. 12
- 74 Schreiben des Immissionsschutzbeauftragten J. Böske vom 18.03.1998
- 75 Heyde M., Kremer M.: Thermische Verwertung heizwertreicher Abfälle in der Müllverbrennungsanlage Borsigstraße in Hamburg. Fraunhofer Institut für Verfahrenstechnologie und Verpackung, Freising (1999)
- 76 164. Verordnung des Bundesministers für Umwelt über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung)
- 77 Bundesgesetz vom 07.06.1989 zur Finanzierung und Durchführung der Altlastensanierung (Altlastensanierungsgesetz). BGBl. 299/1989
- 78 So beträgt der Altlastenbeitrag für Anlagen nach dem Stand der Technik nach AISaG z.B. für Reststoffdeponien 150,00 öS/Mg (10,90 €/Mg) seit dem 01.01.2001 und wird ab dem 01.01.2004 auf 200,00 öS/Mg (14,53 €/Mg) steigen. Je nach Ausstattung der Deponie werden Zuschläge im Umfang von maximal 800,- öS fällig. Die Zuschläge auf den Altlastenbeitrag bei Deponien, die weder über ein Deponiebasisdichtungssystem noch über eine vertikale Umschließung verfügen, belaufen sich auf Beträge zwischen 30,- öS/Mg bei Baurestmassen und Erdaushub und 400,- öS/Mg bei allen übrigen Abfällen. Verfügt eine Deponie mit Bewilligung zur Ablagerung von Hausmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen über keine dem Stand der Technik entsprechende Deponiegasfassung und -behandlung, erhöht sich der Beitrag für alle übrigen Abfälle um weitere 400,- öS/Mg. Seit dem 1. Januar 2001 sind nach AISaG weitere Beitragserhöhungen für Deponien erhoben worden, die nicht dem Stand der Technik

- entsprechen. So werden dann für „übrige Abfälle“, ohne Zuschläge, 600,- öS/Mg berechnet.
- 79 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
- 80 Harant M., Nelles M., Hofer M., Lorber K.E., Raninger B.: Stoffflussanalyse bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. Montanuniversität Leoben, IED, Berichte Band 6, Februar 1999
- 81 Lahl U., Zeschmar-Lahl B., Angerer T.: Entwicklungspotenziale der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung – Eine ökologische Analyse. Umweltbundesamt: Monographien Bd. 125, Wien, Juni 2000
- 82 Durch die Regelung in Anhang 4, Punkt 3.3 wird dem MBA-Betreiber eine erhebliche Erleichterung eröffnet. Die relativ scharfen Grenzwerte im Anhang 2 für TOC/Ho, AT_4/GB_{21} , TOC_{Eluat} müssen nur von 50 % der Messwerte (Median) eingehalten werden. Für die Überschreitungen ist weiter festgelegt: 80 % aller Messwerte müssen einen höheren Grenzwert (Nummer 3.2) einhalten, z.B. einen Ho von 7.000 MJ/Mg.
- 83 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
- 84 Fricke K., Münnich K., et al., s.o., hier Abb. 11
- 85 Fricke K., Münnich K., et al., s.o., hier Abb. 10
- 86 Müller W., Wallmann R., Hake J., Turk T.: Stand der Technik und Entwicklungspotenziale der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. In: Wiemer K., Kern M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung V, 542 – 558, 2001
- 87 Cuhls C., Clemens J., 2000, zit. in: Wallmann R.: Entwicklung der Abluftbehandlung bei mechanisch-biologischer Restabfallbehandlung. Müll und Abfall 8, 496-497, 2001
- 88 Clemens J., Cuhls C.: Emissionen von Treibhausgasen bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. WLB Wasser, Luft, Boden 1 – 2, 51 – 52, 2001
- 89 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
- 90 Heering M., Zeschmar-Lahl B.: Der Branchenführer MBA-Technik – Systemanbieter und Lieferanten der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Hrsg: Fachverband Thermoprozess- und Abfalltechnik im VDMA Verband Deutscher Maschinen- und Anlagenbau. Rhombos-Verlag, Berlin, 2001
- 91 BZL GmbH: Thermisch-regenerative Abgasreinigung für die mechanisch-biologische Abfallbehandlung. Studie im Auftrag der Herhof Umwelttechnik GmbH. Oyten, 03.11.2000
- 92 Alwast G., Both G.: Energetische Verwertung von Abfällen in Kraft- und Zementwerken in den Bundesländern. In: Thomé-Kozmiensky K.J. (Hrsg.): Reformbedarf in der Abfallwirtschaft. TK-Verlag, Neuruppin, 2001, S. 485 - 505
- 93 Glorius T., Roos H.-J. (Trienekens AG): Umsetzung des Kreislaufwirtschafts- und

- Abfallgesetzes. Produktbezogene Beispiele – Qualitätsgesicherte Sekundärbrennstoffe. Münsteraner Abfalltage, 1999
- 94 Achternbosch, M.; Bräutigam, K.R.: Herstellung von Zementklinker. Verfahrensbeschreibung und Analysen zum Einsatz von Sekundärbrennstoffen. Wissenschaftliche Berichte, FZKA-6508 (Dezember 2000)
<http://bibliothek.fzk.de/zb/berichte/FZKA6508.pdf>
- 95 EIPPCB: IPPC, Best Available Techniques Reference Document in the Cement and Lime Manufacturing Industries. February 2000; Download über <http://eippcb.jrc.es>; Version März 2000: ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/clp_bref_0300.pdf
- 96 IPPC: Council Directive 96/61/EC concerning Integrated Pollution Prevention and Control (96/61/EG) (= IVU-Richtlinie); EIPPCB: „European IPPC-Bureau“ (EIPPCB), angesiedelt beim „Institute for Prospective Technological Studies“ (IPTS) der Europäischen Kommission in Sevilla (Spanien)
- 97 „Stand der Technik im Sinne dieses Gesetzes ist der Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen, der die praktische Eignung einer Maßnahme zur Begrenzung von Emissionen gesichert erscheinen läßt. Bei der Bestimmung des Standes der Technik sind insbesondere vergleichbare Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen heranzuziehen, die mit Erfolg im Betrieb erprobt worden sind.“ (BImSchG § 3 Abs. 6).“ Ergänzt um folgenden Anhang, durch Gesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie, der IVU-Richtlinie und weiterer EG-Richtlinien zum Umweltschutz, BGBl, S. 1950, 27. Juli 2001
http://www.bmu.de/download/dateien/artikelgesetz_leseversion.pdf
- 98 Cembureau - The European Cement Association: “Best Available Techniques” for the Cement Industry, November 1997. A contribution from the European Cement Industry to the exchange of information and preparation of the IPPC BAT Reference Document for the cement industry, zit. im BRef März 2000, Abschnitt 1.4.2, Seite 31,
ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/clp_bref_0300.pdf
- 99 EUWID Re. Nr. 3, 15.01.2002, S. 23
- 100 GEMIS 4.0: Prozesse\Steine-Erden\Zement-Klinker, dort Kommentar: VDZ, 1996: VDZ (Verein Deutscher Zementwerke e.V.) 1996: Aktualisierte Erklärung der deutschen Zementindustrie zur Klimavorsorge, Düsseldorf
- 101 Schulenburg F., Scholz R.: Energetische Bilanzierung von Verfahrenslinien aus mechanisch-biologischer und nachgeschalteter thermischer Abfallbehandlung. In: Veröffentlichungen des Zentrums für Abfallforschung der Technischen Universität Braunschweig, Heft 13: Stoffstromspezifische Abfallbehandlung im Hinblick auf thermische Verfahren. Braunschweig, September 1998
- 102 Berufsgenossenschaften der Bauwirtschaft: Gefahrstoffe beim Bauen, Renovieren und Reinigen, 1995, hier S. 283
- 103 Faulstich M., Rabus J.: Thermische Verwertung heizwertreicher Fraktionen aus der mechanisch-biologischen Restmüllbehandlung (MBR). Hengerer D., Lorber K.-E., Nelles M., Wöber G.L.F. (Hrsg.): DepoTech 1998, 65 – 71, 1998
- 104 van Oss, 1998, zit. in Kapitel 3 Industrial Processes der IPCC-“Gute-Praxis“-Richtlinie,

- s.o., dort Fußnote 1 auf Seite 3.12
- 105 <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/guidelin/ch1ref3.pdf>, Table 1-17
- 106 Gallenkemper, B., Braungart, M. et al.: Untersuchung zur Umwelt- und Gesundheitsverträglichkeit von Substitut-Brennstoffen. Rethmann Entsorgung, Dieselstr. 3, 44805 Bochum
- 107 BRef LCP, hier Abbildung 4-20, S. 175
- 108 Born M.: Verfahren und Kostenstrukturen bei der Behandlung von Restabfall. SIDAF-Schriftenreihe 7, 1 – 28, 2000
- 109 Bachhiesl M., Tauschitz J., Zefferer H., Zellinger G.: Untersuchungen zur thermischen Verwertung von Biomasse und heizwertreichen Abfallfraktionen als Sekundärbrennstoffe in Wärmekraftwerken. Schriftenreihe der Forschung im Verbund, Bd. 73, Oktober 2001
- 110 <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/guidelin/ch1wb1.pdf>
- 111 <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/guidelin/ch1ref1.pdf>
- 112 <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/guidelin/ch1ref2.pdf>, Table 1-7
- 113 <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/guidelin/ch1ref3.pdf>, Table 1-8 bis 1-11
- 114 <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/guidelin/ch1ref3.pdf>, Table 1-15
- 115 <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/guidelin/ch1ref3.pdf>, Table 1-20
- 116 Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) auf Basis von Betreiberangaben
- 117 Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft); Kabinettsbesschluss, 12.12.2001 <http://www.bmu.de/download/dateien/taluft.pdf>
- 118 BRef LCP, Table 4.6
- 119 BRef LCP, Figure 4.21
- 120 Obermeier T., Seifert W., Buttke B.: Betriebserfahrungen des SVZ Schwarze Pumpe. Vortrag zur 5. Fachtagung Abfallverbrennung, 9. – 11. Oktober 2000 in Kassel
- 121 IFEU: Ökologische Bilanzierung von Altöl-Verwertungswegen. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin, und Firma Trischler und Partner, Darmstadt, in Bearbeitung.
- 122 Bez J., Kremer M.: Verwertung von Kunststoffabfällen aus Sammlungen des Dualen Systems im Verfahren des Sekundärrohstoff-Verwertungszentrums Schwarze Pumpe. März 2000. Fraunhofer IVV, Freising, 2000
- 123 Krumm W., Hamel S., Mertens C.: Synthesegaserzeugung durch Pyrolyse und Trockenstabilat®. 4. Wetzlarer Abfalltag, 27.09.2001
- 124 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.
- 125 Wallmann R.: Ökologische Bewertung der Mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung und der Müllverbrennung auf Basis von Energie- und Schadgasbilanzen. ANS-Heft 38, 1999

- 126 GUA Gesellschaft für umfassende Analysen GmbH, Wien, AWS/TU Wien, ITIP/TU Wien: Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie (BEWEND). Endbericht, Version 3, erstellt im Auftrag vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Magistrat der Stadt Wien/MA 22, Umweltbundesamt GmbH (Wien), November 2000
- 127 Scharff H., Oonk H., Vroon R., Hensen A., Göschl R.: Verbesserte Methanoxidation durch Zwangsbelüftung unter einer Deponieabdeckung. Müll und Abfall 10, 591 – 595, 2001
- 128 Fischer B., Fuchs A., Obid G.: Klimarelevanz verschiedener Restabfallbehandlungsverfahren. Müll und Abfall 10, 596 – 603, 1999
- 129 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; Teilgutachten Ökologische Bewertung: BZL GmbH, Oyten
- 130 Rose und Partner, Telefax vom 24.05.01
- 131 IGW/Prof. Urban/ICU: „Energetische Verwertung heizwertreicher Fraktionen aus Berliner Abfällen“. Untersuchung im Auftrag der Berliner Stadtreinigungsbetriebe BSR. Kurzfassung, Mai 2001
- 132 Berücksichtigung von Al in der Heizwertbilanz: Al (nach Handbuch of Chemistry an Physics): $75 \text{ kcal/mol g} = 75 \text{ kcal/27 g} = 2,78 \cdot 41,9 \cdot 10^3 \text{ J/g} = 11.600 \text{ MJ/Mg}$
- 133 energiespezifisches Abgasvolumen von Zementwerken für Abfallmitverbrennung: $0,667 \text{ m}^3/\text{MJ}$ (nach Erlass NRW zur Mitverbrennung, s.o.); bei einem Hu von 14.500 ergibt das $9.672 \text{ m}^3/\text{MJ}$ Ersatzbrennstoff
- 134 Emissionsdaten nach GEMIS 4.0: Prozesse, BrK-KW-DT-D-rheinisch, d.h. **Braunkohle-Kraftwerk, Dampfturbine, Deutschland, rheinische Braunkohle**
- 135 Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) auf Basis von Betreiberangaben
- 136 errechnet aus folgenden Angaben nach LfUG: Kohleeinsatz: 260 Mg/h, Abluftvol.-Strom = 1 Mio. m^3/h ; Heizwert (roh): 8.579 MJ/Mg
- 137 IFEU: Vergleichende Untersuchung zu den Umweltauswirkungen unterschiedlicher Verfahren der Behandlung von Klärschlamm. Im Auftrag der Bremer Entsorgungsbetriebe. Endbericht, Heidelberg, Dezember 1994, hier S. 276
- 138 Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV), Düsseldorf: Arbeitshilfe Stoffflussanalyse für abfallrechtliche Beurteilungsfragen bei Genehmigungsanträgen zur Mitverbrennung von Abfällen in Industrieanlagen. Juli 2000; Schreiben vom 23.10.2000 an die Bezirksregierungen; Az. IV A 3 - 958-22164/3, IV A 2 - 811/11/24-37002, V A 5 – 8818.2, V B 4 – 8001.8.18.1
- 139 eigene Korrelationsrechnung über den C-Gehalt auf der Basis der Daten von Obermeier et al., s.o.
- 140 Biomasseverordnung sorgt für Investitionen in Milliardenhöhe, EUWID Recycling und Entsorgung Nr. 23, 06.06.2001

- 141 Projektträger Umwelt und Energie des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft: Jahresbericht 2000. Förderprogramm „Immissions- und Klimaschutz einschließlich der Nutzung erneuerbarer Energien“
<http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/ptue-solar/bilanz00.pdf>, plus dazugehörige Abbildungen, http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/ptue-solar/EE_2000.pdf
- 142 http://www.bmu.de/sachthemen/abfallwirtschaft/bmu_stadt/pdf/altholz-v.pdf
- 143 BMU: Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe - 17. BImSchV). Arbeitspapier zur deutschen Umsetzung der immissionsschutzrechtlichen Regelungen der Europäischen Richtlinie 2000/76/EG vom 4.12.2000 über die Verbrennung von Abfällen – Stand 14. Januar 2002 –
- 144 Artikel 2 Punkt 2 der EU-Verbrennungsrichtlinie
- 145 Richtlinie 2000/76/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Dezember 2000 über die Verbrennung von Abfällen. ABl. EG, L 332 vom 28.12.2000, S. 91 - 111
- 146 Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz – EEG) vom 29.03.2000, <http://www.bmu.de/download/dateien/eeg.pdf>
- 147 Verordnung über die Erzeugung von Strom aus Biomasse (Biomasseverordnung – BiomasseV) vom 21.06.2001, BGBl. I, Nr. 29, 27.06.2001, S. 1234 - 1236
- 148 Abfallverzeichnis gemäß Artikel 1 Buchstabe a) der Richtlinie 75/442/EWG des Rates über Abfälle und Artikel 1 Absatz 4 der Richtlinie 91/689/EWG des Rates über gefährliche Abfälle, in Deutschland umgesetzt mit der „Verordnung zur Umsetzung des Europäischen Abfallverzeichnisses“, Entwurf vom 08.08.2001
<http://www.bmu.de/download/dateien/abfallverzeichnis.pdf>
- 149 Seeger K.: Stand der Technik von Anlagen zur energetischen Verwertung von Altholz. In: Thomé-Kozmiensky K.-J. (Hrsg.): Reformbedarf in der Abfallwirtschaft. TK-Verlag, Neuruppin, 1033 – 1047, 2001
- 150 Marutzky R.: Stoffliche und energetische Verwertung von Altholz. In: Thomé-Kozmiensky K.-J. (Hrsg.): Reformbedarf in der Abfallwirtschaft. TK-Verlag, Neuruppin, 985 – 995, 2001
- 151 <http://www.bmu.de/sachthemen/pilotprojekte/017.php>
- 152 <http://www.bmu.de/sachthemen/pilotprojekte/005.php>
- 153 <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/guidelin/ch1ref2.pdf>
- 154 Thomé-Kozmiensky 1993; zit In: IBA GmbH, et al., 1998, s.o., hier Anhang Tab. A 6-5
- 155 <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/guidelin/ch1ref3.pdf>, Table 1-13
- 156 <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/guidelin/ch1ref2.pdf>, Table 1-7
- 157 <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/guidelin/ch1ref3.pdf>, Table 1-16
- 158 <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/guidelin/ch1ref3.pdf>, Table 1-21
- 159 GEMIS 4.0: Prozesse\HolzWirtschaft\Spanplatte
- 160 Kolenda J., Gass H., Wilken M., Jager J., Zeschmar-Lahl B.: Determination and reduction of PCDD/F emissions from wood burning facilities. Chemosphere 29 (9 - 11), 1927 - 1938, 1994

- 161 Zuberbühler U., Baumbach G.: Entwicklung eines Feuerungskonzeptes zur Verbesserung des Ausbrandes bei gleichzeitiger NO_x-Minderung bei der Holzverbrennung im gewerblichen Bereich. BWPLUS "Projekträgerschaft Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung", Forschungszentrum Karlsruhe, und Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen IVD, Abteilung Reinhaltung der Luft, Universität Stuttgart, Förderkennzeichen: 3 96 007, <http://hikwww10.fzk.de:80/pefdisk98/ab-baumbach.htm>
- 162 Nußbaumer T.: Primär- und Sekundärmaßnahmen zur Stickoxidminderung bei Holzfeuerungen. In: Marutzky R. (1997): Moderne Feuerungstechnik zur energetischen Verwertung von Holz und Holzabfällen. Sonderpublikation Umwelt, Springer-Verlag, 1997
- 163 Baumbach G., Zuberbühler U., Hein K.R.G.: Thermische Nutzung von Holz in Baden-Württemberg: Potentiale, Technik, Umweltbelastung. <http://hikwww10.fzk.de:80/berichte/pub/ettlingen98/baumbach.pdf>
- 164 LFU 1994, zit. in Baumbach G., Zuberbühler U., Hein K.R.G., s.o.
- 165 Baumbach et al. 1997, zit. in Baumbach G., Zuberbühler U., Hein K.R.G., s.o.
- 166 LfUG, Fr. Dr. Hausmann, Mail vom 17.04.2002
- 167 Agence de l'Eau Rhin Meuse - Arthur Andersen; 1999; Audit environnemental et économique des filières d'élimination des boues d'épuration, http://www.eaufrance.tm.fr/francais/etudes/modele.asp?fiche_id=54
- 168 Kost T., 2001, s.o., hier Anhang 3, Tabelle A16 (Holz) und A 17 (Spanplatten)
- 169 DIN EN ISO 14040: Umweltmanagement - Produkt-Ökobilanzen - Prinzipien und allgemeine Anforderungen. August 1997
DIN EN ISO 14041: Umweltmanagement - Ökobilanz - Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz. 11/1998
DIN EN ISO 14042: Umweltmanagement - Ökobilanz - Wirkungsabschätzung. 7/2000
DIN EN ISO 14043: Umweltmanagement - Ökobilanz - Auswertung. 7/2000
- 170 Daten Emissionen: LfUG, Fr. Dr. Hausmann, 14.06.2002
- 171 UBA (Hrsg.): Umweltdaten Deutschland 2002. <http://www.umweltbundesamt.de/udd/udd2002.pdf>
- 172 UBA: Bewertung in Ökobilanzen. Methoden des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung von Wirkungskategorien. UBA-Texte 92/99
- 173 GEMIS 4.0: Energie: Heizen allgemein, 12. Option: Fernwärme – Kohle, Tabellen Brennstoffbilanz, Treibhausgase und Luftschadstoffe
- 174 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
- 175 GUA Gesellschaft für umfassende Analysen GmbH, Wien: Waste to Recovered Fuel. Cost-Benefit Analysis, April 2001, im Auftrag der EU-Kommission, Generaldirektion für Energie und Verkehr, dort zitiert in Appendix, Tab. 11.6: Habersatter, K. et al. (1999): Ökoinventare für Verpackungen. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Schriftenreihe Umwelt Nr. 250/I, Nr. 250/II, 2. Auflage, Bern.

- 176 GUA, s.o., dort Table 6, Seite 20; Datenquelle: Energieverbräuche in Haushalten, EUROSTAT 1999
- 177 Esch B., Loll U.: Aktuelle Klärschlamm-mengen und -qualitäten sowie Entsorgungswege in Deutschland. KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 48, Nr. 11, 1594 – 1601, 2001
- 178 Umweltbundesamt. Bericht zur Klärschlamm-entsorgung, 30.04.2001
- 179 Johnke B.: Situation der thermischen Klärschlamm-entsorgung und Mitverbrennung in Deutschland. VDI-Bildungswerk: Prioritäre Abfallströme. Seminar 43-36-21, Neuss, 15./16.2.2001
- 180 Arbeitsbericht des ATV- ATV/BDE/VKS-Fachausschusses 3.3 „Trocknung, Verbrennung, Energieverwertung“: NO_x und N₂O-Emissionen bei der Verbrennung von Klärschlämmen. Korrespondenz Abwasser (43) 7, 1299 – 1302, 1996
- 181 Umweltbundesamt (Hrsg.): Daten zur Umwelt 2000, hier S. 47
- 182 Goßler K., Miess R.: Verhalten von Linearen Alkylbenzolsulfonaten aus Haushalts-waschmitteln bei der Abwasserreinigung – Literaturstudie. Landesgewerbeamt Bayern (LGA), Bereich Materialprüfung, Materialprüfungsamt, Heft 5, 1987
- 183 Langenkamp H., Part P. (EU Joint Research Center, Institute for Environment and Sustainability, Soil and waste unit): Organic contaminants in sewage sludge for agricultural use. Oktober 2001, http://europa.eu.int/comm/environment/sludge/organics_in_sludge.pdf
- 184 McEvoy J., Giger W.: Accumulation of Linear Alkylbenzenesulphonate surfactants in sewage sludges. Naturwissensch. 72, 429 – 431, 1985
- 185 Jones & Northcott, 2000, nach Langenkamp/Part, s.o.
- 186 Steier K.: Zukunft der KS-Mitverbrennung in Kohlekraftwerken. Ein preiswertes Verwertungsverfahren. VDI-Bildungswerk: Prioritäre Abfallströme. Seminar 43-36-21, Neuss, 15./16.2.2001
- 187 Franke B.; Höper G.: Ökobilanz zur Klärschlamm-entsorgung in Bremen: Landwirtschaft, Mitverbrennung, Flugstromvergasung; Korrespondenz Abwasser 9, 1529-1541, 1995
- 188 Fehrenbach H.: Ökobilanz der Klärschlammverwertung. In: Thomé-Kozmiensky K.-J. (Hrsg.): Reformbedarf in der Abfallwirtschaft. TK-Verlag, Neuruppin, 623 – 634, 2001
- 189 Both G., Friedrich H., Fehrenbach H., Giegrich J., Knappe F.: Neue Strategien der Klärschlamm-entsorgung in NRW. KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 48, Nr. 10, 1430 – 1442, 2001
- 190 Reckerzügl, T., Bringezu, S., Lindert, M.: Vergleich der CO₂-Bilanzen zwischen landwirtschaftlicher und thermischer Klärschlammverwertung. Wasser & Boden, 52/9, 34 – 39, 2000
- 191 Escherle A. Witthauer K.-D., Mottitschka W.: Ergebnisse der stofflichen und energetischen Verwertung von Klärschlämmen durch Hochtemperatur-Vergasung. In: SIDAF (Hrsg.): Abfallkolloquium 2001, SIDAF-Schriftenreihe 11/2001, 285 - 299

- 192 Fricke K., Turk T.: Stand und Perspektiven der biologischen Abfallverwertung und -behandlung in Deutschland. A-Datenbank-Nachrichten, Nr. 1, 9. Jahrgang - März 2000, 24 – 36, <http://www.itas.fzk.de/deu/tadn/tadn.htm>
- 193 Sächsisches LfUG: Sachstand Kompostierungs- und vergärungsanlagen im Frsitaat Sachsen. Stand 12/2000, 28.03.2001
- 194 Schön M., 1994, zit. in Würdinger et al., 1998, s.o., S. 26
- 195 Langhans G.: Co-Vergärung – CO₂-neutrale Energieproduktion. In: Bilitewski B., Werner P., Rettenberger G., Stegmann R., Faulstich M. (Hrsg.): Anaerobe biologische Abfallbehandlung, Grundlagen, Probleme, Kosten. TU Dresden: Beiträge zu Abfallwirtschaft / Altlasten, Band 19, 37 – 46, 2002
- 196 Dach J., Friedrich H.: Möglichkeiten zur Erzeugung von Erneuerbarer Energie mittels BHKW – Fallbeispiel. Björnsen Beratende Ingenieure, Koblenz, Manuskript, 2000
- 197 Knappe F., Vogt R.: Vergleichende ökologische Bilanzierung der Mitbehandlung von biologischen Abfällen in Faulbehältern von Kläranlagen. In: Thomé-Kozmiensky K.-J. (Hrsg.): Reformbedarf in der Abfallwirtschaft. TK-Verlag, Neuruppin, 667 – 687, 2001
- 198 Rösch C.: Vergleich stofflicher und energetischer Wege zur Verwertung von Bio- und Grünabfällen - unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse in Baden-Württemberg. Forschungszentrum Karlsruhe, Technik und Umwelt, Wissenschaftliche Berichte, FZKA 5857, Dezember 1996
- 199 Lahl U.: Vergleich zwischen der thermischen und der biologischen Behandlung organischer Abfälle - eine Energie-, Emissions- und Kostenbetrachtung. 10. Aachener Kolloquium Abfallwirtschaft, Aachen, 04.12.1997
- 200 Gronauer A., Helm M., Schön H.: Verfahren und Konzepte der Bioabfallkompostierung, Vergleich - Bewertung - Empfehlungen. - In: Bioabfallkompostierung, Verfahren und Verwertung, Schriftenreihe des Bayerischen Landesamt, 1997, zit. in LfUG, Fr. Dr. Hausmann, Mail vom 17.04.2002
- 201 Gronauer A., Helm M., Schön H. 1997 (s.u.); zit. in: Schachermayer E., Baumeler A., Kisliakova A.: Reduktion von Treibhausgasen durch Optimierung der Abfallwirtschaft. Müll und Abfall 2, 64 – 73, 1999
- 202 Seifert H.: Vergasungstechnologien für Abfall. In: Thomé-Kozmiensky K.-J. (Hrsg.): Reformbedarf in der Abfallwirtschaft. TK-Verlag, Neuruppin, 759 – 773, 2001
- 203 Sächsische Innovation zur thermischen Abfallbehandlung. Müll und Abfall 1, S. 50, 2001
- 204 UBA: Daten zur Umwelt 2000, Abb. 6.3
- 205 Opitz B., Keil M.: Die aktuelle Deponiesituation und Deponieprognose von Siedlungsabfalldeponien im Freistaat Sachsen. 3. Sächsische Abfalltage: Stilllegung und Nachsorge von Deponien. Freiberg, 1./2.3.2001, S. 18 - 30
- 206 Schnurer H.: Neues zum Deponierecht: EG-Deponie-Richtlinie und die Umsetzung in eine deutsche Deponie-Verordnung, Juni 2001, http://www.bmu.de/download/dateien/eg_deponierecht.pdf; 65 KB (67.303 bytes)

- 207 Krümpelbeck I., Ehrig H.: Abschätzung der Restemissionen von Deponien in der Betriebs- und Nachsorgephase auf der Basis realer Überwachungsdaten. BMBMF-Förderkennzeichen 1471067, Mai 1999
- 208 Hackl A., Mauschwitz G.: Klimarelevanz der Abfallwirtschaft. Hrsg.: Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien, Band 11, 1998
- 209 Tabasaran O., Rettenberger G.: Grundlagen zur Planung von Entgasungsanlagen. Müllhandbuch, Kz. 4547, Lfg. 1/87, 1987
- 210 Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (ISI): Anthropogene N₂O- und CH₄-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland. UBA-Forschungsbericht 104 01 108/02, 1995, zit. nach Butz, s.u.
- 211 Butz W.: Klimarelevanz von Deponiegasemissionen. Deponiegas-Tagung, Trier, 1997, http://www.deponie-stief.de/fachlit/buecher/trier1997/butz_trier1997.pdf
- 212 LfUG: Abschätzung der von den Altablagerungen und Deponien des Freistaates Sachsen entstandenen Deponiegasemissionen. 19.10.2001
- 213 Angrick M.: Gaszusammensetzung, Emissionen und Reinigungstechniken bei ausgewählten Anlagen zur Deponiegasnutzung. Müll und Abfall 4, 142 – 150, 1987
- 214 Dichtl N., Geschwind S.: Siloxane im Faulgas. In: Bilitewski B., Werner P., Rettenberger G., Stegmann R., Faulstich M. (Hrsg.): Anaerobe biologische Abfallbehandlung, Grundlagen, Probleme, Kosten. TU Dresden: Beiträge zu Abfallwirtschaft / Altlasten, Band 19, 145 – 155, 2002
- 215 Föhrigen F., Najmann A., Kirchwitz K.-D.: Deponiegasfassung und Gasnutzung auf der Deponie „Kochstedter Kreisstraße“, Dessau. Müll und Abfall 5, 297 – 300, 2000
- 216 Terraferm Verfahren. <http://www.altec.at/terraferm.htm>
- 217 Jäger D.: Biologische Reinigung CKW-kontaminierter Abluft. In: UBA: Abluftreinigung. Theorie und Praxis biologischer und alternativer Technologien. Wien, Tagungsberichte, Bd. 13, 140 - 143, 1995
- 218 Torres E.M., Basrai S.S., Kogan V.: Evaluation of two biotechnologies controlling POTW air emissions. Biofiltration 1996. Int. Symp., 3.-6.10.1996, Los Angeles, Tagungsband, S. 182 - 197
- 219 <http://www.dhc-freiberg.de/html/verfahren.html>
- 220 TERRATHERM® M-1 Bodenreinigung. Verfahrensbeschreibung, 2000
- 221 Umweltbundesamt: Thermische Behandlung von Abfällen. <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/tba.htm>
- 222 Dr.-Ing. A. Nottrodt GmbH, Hamburg, BZL Kommunikation und Projektsteuerung GmbH, Oyten: Ökologische Bewertung von Abfalltransporten aus dem europäischen Ausland. Studie im Auftrag der AVG Abfall-Verwertungs-Gesellschaft mbH, Hamburg. Endbericht, Dezember 1999
- 223 European Commission, DG Environment – B/2: Disposal and recycling routes for sewage sludge. Scientific and technical sub-component report, 23 October, 2001 http://europa.eu.int/comm/environment/sludge/sludge_disposal3.pdf
- 224 Bracker P.: Pyrolyse: Eine Technologie für das 21. Jahrhundert <http://www.vivis.de/zeitschrift/beitraege/bracker.htm>

- 225 <http://home.t-online.de/home/PKA.DE/deut~1.htm>,
- 226 Gödeke I.: Zahlen und Fakten zum Thema Thermoselect Karlsruhe.
<http://www.goedeka.de/karlsruhe/thermoselect.html>
- 227 EUWID Recycling & Entsorgung 14, S. 2, 03.04.2002
- 228 Nottrodt A.: Müllverwertungsanlage Rugenberger Damm in Hamburg. Müllhandbuch Kz. 7710, Lfg. 5/01
- 229 Stand März 2001, laut VDI-Nachrichten Nr. 13 vom 30.03.2001
- 230 EUWID Recycling & Entsorgung 1/2, S. 12, 08.01.2002
- 231 EUWID Recycling & Entsorgung 45, S. 8, 06.11.2001
- 232 EUWID Recycling & Entsorgung 8, S. 8, 19.02.2002
- 233 EUWID Recycling & Entsorgung 8, S. 3, 19.02.2002
- 234 Von Roll Inova: Von Roll RCP – das reststoffoptimierte Abfallbehandlungsverfahren erreicht Marktreife. flash Nr. 18, Dezember 2001
- 235 <http://www.vonroll.ch/inova/deutsch/technologie/index.html>
- 236 von Roll Inova: Thermische Abfallverwertungsanlagen - Chronologisch sortiert.
http://www.vonroll.ch/inova/deutsch/unterlagen/pdf/rl_laender_d.pdf
- 237 von Roll group: Geschäftsbericht 2000
http://www.vonroll.ch/vonrollgroup/deutsch/invest/vr_gb00_d.pdf
- 238 Nottrodt A.: Rostfeuerung oder alternative thermische Behandlungsverfahren. Müllhandbuch Kz. 7106, Lfg. 2/97
- 239 Gödeke I.: Summenbilanz Energie und Wasser aus den Messungen bei KAWATETSU THERMOSELECT in China: <http://www.goedeka.de/kawagoe/bilanz2.html>
- 240 Rettenberger U.: Kombination von Restabfallvergärung mit bestehender Deponiegasverwertung. In: Bilitewski B., Werner P., et al. (s.o.), 144, 2002
- 241 Schrum P.: Energetische Verwertung der Methangase sowie deren Aufbereitung in Erdgasqualität zur Nutzung als Treibstoff für gasgetriebene Fahrzeuge. In: Bilitewski B., Werner P., et al. (s.o.), 110 – 112, 2002
- 242 Hoogers G., Lehmann A.-K., Hinsberger M.: Einsatz der Brennstoffzellen-Technologie zur Verwertung von Biogas – ein zukunftsweisendes Konzept zur rohstofflichen und energetischen Nutzung von Biogas. In: Bilitewski B., Werner P., et al. (s.o.), 133 – 143, 2002
- 243 Schneider R., Quicker P., Prechtel S., Faulstich M.: Neuartige Verfahren zur Biogasreinigung und Biogasnutzung. In: Bilitewski B., Werner P., et al. (s.o.), 123 – 132, 2002
- 244 E.ON Kraftwerke und HanseWasser Bremen präsentieren innovatives Verfahren: Aus Klärschlamm wird Baustoff, Bremen, 27. Juni 2001,
http://www.hansewasser.de/htm/5_presse/5_1_aktuelles.htm