TEXTE
33/2011

Nutzung der Potenziale des biogenen Anteils im Abfall zur Energieerzeugung

Umwelt Bundes Amt
Für Mensch und Umwelt

| TEXTE | 33/2011

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Förderkennzeichen 3707 33 303
UBA-FB 001424

Nutzung der Potenziale des biogenen Anteils im Abfall zur Energieerzeugung

von

Dipl.- Ing. Gaston Hoffmann,
Dipl.- Ing. Christoph Wünsch,
Dipl.- Ing. Antje Schnapke,
Dipl.- Ing. Daniel Schingnitz,
Dipl.- Ing. Janett Baumann
Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten der Technischen Universität Dresden

Dipl.-Ing. Lilly Brunn,
Dipl.- Ing. Marko Günther,
Dipl.- Ing. Jörg Wagner,
Prof.- Dr.- Ing. habil. Dr. h.c. Bernd Bilitewski
Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten, Pirna

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
http://www.uba.de/uba-info-medien/4116.html
verfügbar.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

ISSN 1862-4804

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 14 06
06813 Dessau-Roßlau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 0
E-Mail: info@umweltbundesamt.de
Internet: http://www.umweltbundesamt.de
http://fuer-mensch-und-umwelt.de/

Redaktion: Fachgebiet III 2.4 Abfalltechnik, Abfalltechniktransfer
Marlene Sieck

Dessau-Roßlau, Mai 2011

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB 001424	2.	3.

4. Titel des Berichts
Nutzung der Potenziale des biogenen Anteils im Abfall zur Energieerzeugung

5. Autor(en), Name(n), Vorname(n)
Dipl.- Ing. Gaston Hoffmann, Dipl.- Ing. Christoph Wünsch,
Dipl.-Ing. Lilly Brunn, Dipl.- Ing. Antje Schnapke,
Dipl.- Ing. Daniel Schingnitz, Dipl.- Ing. Marko Günther,
Dipl.- Ing. Janett Baumann, Dipl.- Ing. Jörg Wagner,
Prof.- Dr.- Ing. habil. Dr. h.c. Bernd Bilitewski

6. Durchführende Institution (Name, Anschrift)

Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten
Pratzschwitzerstr. 15
01796 Pirna

7. Fördernde Institution (Name, Anschrift)

Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau

8. Abschlussdatum
19.07. 2010

9. Veröffentlichungsdatum
23.05.2011

10. UFOPLAN-Nr.
3707 33 303

11. Seitenzahl
284

12. Literaturangaben
73

13. Tabellen und Diagramme
43

14. Abbildungen
103

15. Zusätzliche Angaben

16. Kurzfassung

Abfallwirtschaftliche Maßnahmen liefern bei effektiver Verfahrensgestaltung einen wichtigen Beitrag zur Energieerzeugung. Da Abfälle neben dem fossilen Kohlenstoffanteil einen hohen Anteil Kohlenstoff biogenen Ursprungs enthalten, sind Emissionen aus der Behandlung dieser Abfallanteile als klimaneutral zu bewerten. Damit trägt die Energienutzung aus Abfallbehandlungsprozessen zum Ersatz fossiler Brennstoffe verbunden mit erheblichen CO_2-Emissionseinsparungen bei.
Inhalt der Studie ist eine detaillierte Darstellung des Beitrages einzelner abfallwirtschaftlicher Maßnahmen zum Klimaschutz durch die energetische Nutzung der Potenziale des biogenen Anteils im Abfall.
Die durchgeführten Berechnungen für das Bezugsjahr 2006 zeigen deutlich, dass das CO_2-Bilanzergebnis der Abfallwirtschaft signifikant durch den Deponiebetrieb in Form einer $CO_{2,äq}$.-Emissionsbelastung (ca. 8 Mio. $CO_{2äq}$/a) beeinflusst wird. Für den Entsorgungsweg MBA mit anschließender EBS Verwertung wurden geringere spezifische $CO_{2,äq}$.- Nettoemissionen (-0,1 bis -0,18 Mg $CO_{2äq}$/Mg) als bei einer direkten Verbrennung in MVA (0,05 bis -0,08 Mg $CO_{2äq}$/Mg) berechnet. Die erzeugten EBS wurden dabei im Jahr 2006 mit einer höheren Energieausbeute (vorwiegend in Kohlekraftwerken und Zementwerken) verwertet als später in Betrieb genommene EBS-Monoverbrennungsanlagen.
Um die Entwicklung des Beitrages der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz quantifizieren zu können, wurde im Rahmen der Studie ein Vergleich des Bilanzergebnisses des Bezugsjahres 2006 mit dem Basisszenario 1990 durchgeführt. Die bilanzierten $CO_{2-äq}$-Nettoemissionen konnten je nach angesetztem Substitutionsszenario von über 34,0 Mio. Mg im Jahr 1990 auf 3,8 – 7,3 Mio. Mg im Jahr 2006 gesenkt werden. Dies entspricht einer Reduktion von 78 % bis zu 89 %, je nach gewähltem Substitutionsszenario.
Die degressive Entwicklung klimarelevanter $CO_{2-äq}$-Emissionen durch abfallwirtschaftliche Maßnahmen ist in erhöhtem Maße auf die in den letzten Jahrzehnten in Deutschland eingeführten gesetzlichen Rahmenbedingungen zurückzuführen. In erster Linie ist das Verbot der Deponierung von unbehandelten Abfällen entsprechend der Abfallablagerungsverordnung zu nennen. Weiterhin hat auch die Weiterentwicklung des Standes der Technik einen entscheidenden Einfluss. Als Beispiel seien die verbesserte Deponiegasfassung oder auch höhere Wirkungsgrade der MVA genannt.
Zusätzlich verstärkt wurde die Entwicklung durch eine Erhöhung der energetischen Nutzung von Abfällen, sowohl in MVA, als auch nach entsprechender Aufbereitung in EBS-Kraftwerken oder durch Substitution von Regelbrennstoffen in Zement- und Kohlekraftwerken.

17. Schlagwörter
CO_2, Biomasse, Abfall, Energie, Klimaschutzpotenzial

18. Preis 58.960 € (netto)	19.	20.

Report Cover Sheet

1. Report No. UBA-FB 001424	2.	3.
4. Report Title Use of Biomass from MSW for Energy Generation		

5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s)
Dipl.- Ing. Gaston Hoffmann, Dipl.- Ing. Christoph Wünsch,
Dipl.-Ing. Lilly Brunn, Dipl.- Ing. Antje Schnapke,
Dipl.- Ing. Daniel Schingnitz, Dipl.- Ing. Marko Günther,
Dipl.- Ing. Janett Baumann, Dipl.- Ing. Jörg Wagner,
Prof.- Dr.- Ing. habil. Dr. h.c. Bernd Bilitewski

6. Performing Organisation (Name, Address)

Institute for Waste Management an Contaminated Site Treatment
Pratzschwitzerstr. 15
01796 Pirna

7. Sponsoring Agency (Name, Address)

Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau

8. Report Date
19.07.2010

9. Publication Date
23.05.2011

10. UFOPLAN-Ref. No.
3707 33 303

11. No. of Pages
284

12. No. of Reference
73

13. No. of Tables, Diagrams
43

14. No. of Figures
103

15. Supplementary Notes

16. Abstract

In Germany the waste management sector makes a significant contribution to energy production.
Because waste contains a high part of carbon of biogenic origin, emissions from the treatment have to be considered as climate-neutral. Therewith the energy use from waste treatment processes is an important part of the substitution of fossil fuels linked with savings of CO_2-emissions.
Content of the study is a detailed CO_2-balance of all waste treatment technologies that can be characterized with climate neutral energy production by using the biogenic carbon in the waste material.
The carried out calculations for 2006 show clearly that the CO_2 balance of the waste management sector is influenced significantly by the CO_2-emissions load from disposal sites.
Lower CO_2-emissions for MBA in comparison to incineration plants result from low amounts of RDF which are mainly disposed in coal-fired power stations and cement works. These plants have a higher electric efficiency in comparison to incineration plants or the fuel energy is used directly in the cement plant, respectively.
To quantify the development of the contribution of the waste management sector to energy production and climate protection the calculated results have been compared to a basis scenario in the year 1990. Since 1990 the balanced $CO_{2,eq}$-netto emissions could be reduced from about 34,0 Mio. Mg/a to 3,8 – 7,3 Mio. Mg/a in 2006, depending on the chosen substitution scenario and the corresponding CO_2-emissions factor for heat and electric power. That means the reduction from 1990 to 2006 is within the range 78 % to 89 %, according to the substitution scenario and the particular emission factor.
This degressive development of climate relevant emissions by waste management processes in Germany is mainly caused by the legislative measurements, like the prohibition of disposal of untreated waste streams according to AbfAblV. Furthermore the development of the state of the art has an important influence on the climate protection potential of waste management processes (e.g. improved efficiency of incineration plants).

17. Keywords
CO_2, biomass, waste, energy, climate protection potential

18. Price 58.960 € (netto)	19.	20.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis ..... **XII**

Tabellenverzeichnis ..... **XIX**

Abkürzungsverzeichnis ..... **XVI**

1 Zielstellung **1**

2 Rechtliche Rahmenbedingungen **2**

3 Technische Entwicklung **5**

4 Datengrundlage **7**

4.1 Datenrecherche Methodik 9

4.2 Ergebnisse der Datenrecherche - Abfallzusammensetzung 12

4.3 Ergebnisse der Datenrecherche - Biogene Anteile 15

4.4 Ergebnisse der Datenrecherche - Mengenentwicklung der betrachteten Abfallarten 17

4.5 Bewertung der Entwicklung des biogenen Anteils im Zeitraum von 1990 bis 2006 18

4.5.1 Mengen 18

4.5.2 Entsorgungswege 22

4.5.3 Heizwerte 25

4.5.4 Fazit 28

5 Methodik der Bilanzierung des Beitrages der Energieerzeugung aus Abfällen zum Klimaschutz **29**

5.1 Bilanzraum 29

5.2 Bezugsjahr 30

5.3 Abfallstoffströme 31
5.4 Entsorgungsverfahren 31
5.5 Mengen 32
5.6 $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieerzeugung (Gutschriften durch Energiesubstitution) 34

6 Beitrag der Energieerzeugung aus Abfällen zum Klimaschutz – eine IST-Stand Analyse 36
6.1 Deponierung 36
6.1.1 Mengen und Methodik 37
6.1.2 Klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen 38
6.1.3 $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieerzeugung (Gutschriften durch Primärenergiesubstitution) 38
6.1.4 Gesamtbetrachtungen 39
6.2 Bioabfallvergärung 40
6.2.1 Mengen und Methodik 40
6.2.2 Klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen 41
6.2.3 $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieerzeugung (Gutschriften durch Primärenergiesubstitution) 42
6.2.4 Gesamtbetrachtungen 42
6.3 Altholzverbrennung in Monoverbrennungsanlagen 43
6.3.1 Mengen und Methodik 43
6.3.2 Klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen 44
6.3.3 $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieerzeugung (Gutschriften durch Primärenergiesubstitution) 44
6.3.4 Gesamtbetrachtungen 45
6.4 Klärschlamm - Mitverbrennung 46
6.4.1 Zementwerke 46
6.4.1.1 Mengen und Methodik 46
6.4.1.2 $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieerzeugung (Gutschriften durch Primärenergiesubstitution) 48
6.4.2 Steinkohle- und Braunkohlekraftwerke 49
6.4.2.1 Mengen und Methodik 49

6.4.2.2 $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieerzeugung (Gutschriften durch Primärenergiesubstitution) 50
6.5 Thermische Abfallbehandlung in MVA 51
6.5.1 Mengen und Methodik 52
6.5.2 Klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen 53
6.5.3 Veränderung der spezifischen klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emission für Restabfall im Zeitraum 2004 bis 2006 62
6.5.4 Bestimmung des regenerativen Anteils am Energiegehalt in Abfallfraktionen (2006) 65
6.5.5 $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieerzeugung (Gutschriften durch Primärenergiesubstitution) 66
6.5.6 Gesamtbetrachtungen 73
6.5.7 Veränderungen der $CO_{2,äq}$-Emissionen bei Einsatz von MBA-Inputmaterial in einer MVA 75
6.5.8 Einfluss der Änderung der Restabfallzusammensetzung auf den Heizwert, den Emissionsfaktor und die $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen 77
6.5.9 Veränderung der $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen im Zeitraum 2004 bis 2006 für abgegebene Energien 80
6.5.10 Verringerung der $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen durch Steigerung der Energieeffizienz 82
6.5.10.1 Steigerung des Kesselwirkungsgrades 84
6.5.10.2 Steigerung des realen thermischen Wirkungs-Grades des Clausius-Rankine-Kreisprozesses 84
6.5.10.3 Erzeugte Energiemengen 85
6.5.10.4 Klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen 87
6.5.10.5 Einsparung an $CO_{2,äq}$-Emissionen durch effizientere Energieerzeugung (Gutschriften durch Primärenergiesubstitution) und Auswirkungen auf die $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen 87
6.5.11 CO_2-Minderungskosten für Maßnahmen zur Energieeffiziemnzsteigerung 89
6.6 Mechanisch-biologische Abfallbehandlung 91

6.6.1 Hintergrund und Zielstellung 91
6.6.2 Aktueller Stand der MBA 92
6.6.3 Systemgrenzen 93
6.6.4 Erhebung der Datengrundlage 93
6.6.5 Ermittlung der $CO_{2,äq}$-Emissionen durch energetische Nutzung der in MBA/MBS/MPS/MA behandelten Abfallströme 94
6.6.5.1 Datenbasis 94
6.6.5.2 Berechnung der $CO_{2,äq}$-Emissionen 107
6.6.5.3 Ergebnisse der CO_2-Bilanzierung für das Bezugsjahr 2007 110
6.6.5.4 Sensitivitätsanalysen/Optimierungsansätze 122
6.6.6 Zusammenfassung 133
6.7 Vergleich der beiden Hauptbehandlungsverfahren MVA und MBA 134
6.8 Gesamtergebnis der Bilanzierung 136

7 Vergleich der Ist-Stand-Analyse mit dem Basisszenario 1990 140
7.1 Bilanzierung der Deponierung im Jahr 1990 140
7.2 Bilanzierung der thermischen Abfallbehandlung in MVA im Jahr 1990 143
7.2.1 Mengen und Methodik 143
7.2.2 Klimarelevante CO_2-Emissionen 144
7.2.3 $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieerzeugung (Gutschriften durch Primärenergiesubstitution) 149
7.2.4 Gesamtbetrachtung für MVA 149
7.3 Zusammenfassung der Bilanzierung des Basisszenarios 1990 sowie Vergleich mit dem IST-Stand 2006 151

8 Beitrag der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz in der EU 27 153

8.1 Bestimmung des biogenen Potenzials in kommunalen Abfällen und Entsorgungswege für weitere Staaten der Europäischen Union 153

8.1.1 Überblick über Aufkommen, Getrenntsammlung und Behandlung in der EU 27 153

8.1.1.1 Aufkommen 153

8.1.1.2 Getrenntsammlung 155

8.1.2 Clusterung 157

8.1.3 Abfallaufkommen, -zusammensetzung und biogener Anteil in ausgewählten Stoffströmen 158

8.1.3.1 Datenbasis 158

8.1.3.2 Siedlungsabfallaufkommen 159

8.1.3.3 Restabfall 161

8.1.3.4 Verpackungen 162

8.1.3.5 Klärschlamm 163

8.1.3.6 Biogene Anteile 164

8.2 Potenzialvergleich des Beitrages der Abfallwirtschaft in der EU 27 sowie Instrumente zur Potenzialsteigerung 166

8.2.1 Vergleich der jeweiligen Abfallaufkommen und Abfallzusammensetzungen in der EU 27 167

8.2.2 Vergleich des jeweiligen technischen Entwicklungsstandes in der EU 27 169

8.2.3 Maßnahmenkatalog 178

9 Zusammenfassung 181

10 Summary 186

11 Literaturverzeichnis 191

12 Anlagenverzeichnis 207

Begleitheft 217

Abbildungsverzeichnis

Abb.1: Prozentuale Zusammensetzung von Restabfall, Sperrmüll und LVP-Sortierrest im Jahr 2006 (schraffiert: Fraktionen ohne biogene Relevanz) (Zahlenwerte siehe Tabelle 16) 13

Abb. 2: Entwicklung der Restabfallzusammensetzung und -mengen von 1990 bis 2006 (schraffiert: Fraktionen ohne relevanten biogenen Anteil) 14

Abb. 3: Entwicklung des biogenen Anteils in verschiedenen Abfällen (feucht/trocken) 16

Abb. 4: Entwicklung der biogenen Mengen aus kommunalen Siedlungsabfällen - absolut im Anfallzustand 19

Abb. 5: Entwicklung der biogenen Mengen aus kommunalen Siedlungsabfällen - absolut im Anfallzustand, Einzelbetrachtung 19

Abb. 6: Prozentuale Verteilung der biogenen Anteile, bezogen auf Trockensubstanz 22

Abb. 7: Prozentuale Verteilung der biogenen Anteile der Abfälle im Originalzustand auf die Behandlungsverfahren 23

Abb. 8: Prozentuale Verteilung der biogenen Anteile der Trockensubstanz auf die Behandlungsverfahren 23

Abb. 9: Verteilung der biogenen Mengen der Abfälle auf die Behandlungsverfahren - absolut im Anfallzustand 24

Abb. 10: Entwicklung der prozentualen Heizwertverteilung in Abhängigkeit von Menge und Zusammensetzung 26

Abb. 11: Entwicklung der Heizwerte in Abhängigkeit der Abfallarten und deren Aufkommensanteile 27

Abb. 12: $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Deponien 39

Abb. 13: $CO_{2,äq}$-Emissionen durch die Vergärung 43

Abb. 14: $CO_{2,äq}$-Emissionen bei der Altholzverbrennung 45

Abb. 15: Anteil von Primär- und Sekundärbrennstoffen an der Feuerungswärmeleistung [VDZ, 2006] 47

Abb. 16: Entwicklung der Inputmengen von EBS, Altholz und Klärschlamm in Zementwerken [VDZ, 2006] 47

Abb. 17: Inputzusammensetzung dt. MVA im Jahr 2006 52
Abb. 18: Spezifische klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen 60
Abb. 19: Vergleich der Organik- und Kunststoffanteile in den Jahren 2004 und 2006 62
Abb. 20: Freigesetzte, klimarelevante $CO_{2,äq}$- Emissionen aus MVA, 2006 64
Abb. 21: Anteile der Abfallstoffe an der Erzeugung der Feuerungswärmeleistung in MVA in GWh und % 67
Abb. 22: Erzeugte und abgegeben Energiemengen in MVA im Jahr 2006 68
Abb. 23: Thermische Wirkungsgrade von ausschließlich Wärme erzeugenden MVA (bezogen auf abgegebene Wärme) 69
Abb. 24: Elektrische Wirkungsgrade von ausschließlich Strom erzeugenden MVA (bezogen auf erzeugte Strommengen) 70
Abb. 25: Elektrische und thermische Wirkungsgrade (bezogen auf erzeugte Strommengen und abgegebene Wärmemengen) von im KWK Modus ausgelegten MVA 70
Abb. 26: $CO_{2,äq}$-Emissionen durch die Energieerzeugung in MVA nach Szenario A (Strommix mit einem Emissionsfaktor von 0,886 kg $CO_{2,äq}$/kWh sowie Wärmemix mit 0,232 kg $CO_{2,äq}$/kWh) 71
Abb. 27: $CO_{2,äq}$-Emissionen durch die Energieerzeugung in MVA nach Szenario B (Strommix mit einem Emissionsfaktor von 0,596 kg$CO_{2,äq}$/kWh sowie Wärmemix mit 0,216 kg$CO_{2,äq}$/kWh) 72
Abb. 28: $CO_{2,äq}$-Emissionen durch die Energieerzeugung in MVA nach Szenario C (Grundlast Braunkohle mit einem Emissionsfaktor von 1.088 kg$CO_{2,äq}$/kWh sowie Wärmemix mit 0,216 kg$CO_{2,äq}$/kWh) 72
Abb. 29: $CO_{2,äq}$-Emissionen aus MVA nach Szenario A 73
Abb. 30: $CO_{2,äq}$-Emissionen aus MVA nach Szenario B 74
Abb. 31: $CO_{2,äq}$-Emissionen aus MVA nach Szenario C 74
Abb. 32: $CO_{2,äq}$-Emissionen bei MBA-Material als MVA-Input (bezogen auf erzeugte Energien, bei konstanter Energieerzeugung) 76
Abb. 33: Vergleich der Heizwerte und Emissionsfaktoren verschiedener Inputmaterialien 77

Abb. 34: Entwicklung des Heizwertes und der spezifischen freigesetzten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen bei variabler Restabfallzusammensetzung 78
Abb. 35: $CO_{2,äq}$-Emissionen bei der MVA in Abhängigkeit der Restabfallzusammensetzung (bezogen auf erzeugte Energie, bei konstanter Energieabgabe) 79
Abb. 36: Vergleich der $CO_{2,äq}$-Emissionen für MVA unter Verwendung des Szenario A (bezogen auf abgegebene Energiemengen) 81
Abb. 37: $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen bei verändertem Energienutzungsgrad (bezogen auf erzeugte Energien, Referenzszenario A) 82
Abb. 38: Einfluss der Erhöhung des Energieabgabe auf die $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen für MVA 2006- Differenzierung nach Strom- bzw. Wärmeabgabe (bezogen auf erzeugte Energien, Basis: elektr. Nutzungsgr.: 9,3 %; therm. Nutzungsgr.: 28,0 %) 83
Abb. 39: Vergleich der $CO_{2,äq}$-Emissionen zwischen Ist-Stand 2006 und nach strom- bzw. wärmegeführter Optimierung (Szenario A, abgegebene Energiemengen) 88
Abb. 40: Bilanzraum für die Ermittlung der $CO_{2.äq}$-Emissionen durch energetische Nutzung der in MBA/MBS/MPS/MA behandelten Abfallströme 93
Abb. 41: Anteiliger Durchsatz der verschiedenen Abfallaufbereitungskonzepte am Gesamtdurchsatz 2007 95
Abb. 42: Inputzusammensetzung 2007 der MBA aerob 95
Abb. 43: Inputzusammensetzung 2007 der MBA anaerob 96
Abb. 44: Inputzusammensetzung 2007 der MBS 96
Abb. 45: Inputzusammensetzung 2007 der MPS 97
Abb. 46: Inputzusammensetzung 2007 der MA 97
Abb. 47: Darstellung der verschiedenen Verwertungswege der EBS aus der aeroben MBA 99
Abb. 48: Darstellung der verschiedenen Verwertungswege der EBS aus der anaeroben MBA 99
Abb. 49: Darstellung der verschiedenen Verwertungswege der EBS aus der MBS 100

Abb. 50: Darstellung der verschiedenen Verwertungswege der EBS aus der MPS 100
Abb. 51: Darstellung der verschiedenen Verwertungswege der EBS aus der MA 101
Abb. 52: Gesamtmassenbilanz jeglicher EBS-Ströme 102
Abb. 53: $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen 2007 der MBA/MBS/MPS/MA einschließlich energetischer Verwertung der EBS – Szenario A 111
Abb. 54: $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen 2007 der MBA/MBS/MPS/MA einschließlich energetischer Verwertung der EBS – Szenario B 112
Abb. 55: $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen 2007 der MBA/MBS/MPS/MA einschließlich energetischer Verwertung der EBS – Szenario C 113
Abb. 56: Gesamtbetrachtung der $CO_{2,äq}$-Emissionen der MBA/MBS/MPS/MA einschließlich energetischer Verwertung der EBS 2007- Szenario A 114
Abb. 57: Gesamtbetrachtung der $CO_{2,äq}$-Emissionen der MBA/MBS/MPS/MA einschließlich energetischer Verwertung der EBS 2007- Szenario B 114
Abb. 58: Gesamtbetrachtung der $CO_{2,äq}$-Emissionen der MBA/MBS/MPS/MA einschließlich energetischer Verwertung der EBS 2007- Szenario C 115
Abb. 59: Spezifische $CO_{2,äq}$-Emissionen 2007 der MBA/MBS/MPS/MA einschließlich energetischer Verwertung der EBS– Szenario A 116
Abb. 60: Spezifische $CO_{2,äq}$-Emissionen 2007 der MBA/MBS/MPS/MA einschließlich energetischer Verwertung der EBS– Szenario B 116
Abb. 61: Spezifische $CO_{2,äq}$-Emissionen 2007 der MBA/MBS/MPS/MA einschließlich energetischer Verwertung der EBS– Szenario C 117
Abb. 62: Spezifische $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen der MBA-Konzepte im Vergleich basierend auf gleichen Verwertungswegen – Szenario A 118
Abb. 63: Spezifische $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen der MBA-Konzepte im Vergleich basierend auf gleichen Verwertungswegen – Szenario B 119
Abb. 64: Spezifische $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen der MBA-Konzepte im Vergleich basierend auf gleichen Verwertungswegen – Szenario C 120
Abb. 65: Spezifische $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen je EBS-Verwertungsweg (Vergleich basierend auf verschiedenen Substitutions-/Emissions-faktoren) 121

Abb. 66: Spezifische $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen je EBS-Verwertungsweg (Vergleich basierend auf gleichen Substitutionsfaktoren) 121
Abb. 67: $CO_{2,äq}$-Emissionen infolge der Optimierung der anaeroben MBA im Vergleich zum Stand 2007 (Aufbereitung ohne Verwertung) – Szenario A 123
Abb. 68: $CO_{2,äq}$-Emissionen infolge der Optimierung der anaeroben MBA im Vergleich zum Stand 2007 (Aufbereitung+Verwertung) – Szenario A 124
Abb. 69: Einfluss der $CO_{2,äq}$-Emissionen infolge der Optimierung der anaeroben MBA auf die Gesamtnettoemissionen 2007–Szenario A 124
Abb. 70: Zusätzliche spezifische CO_2-Einsparung im Vergleich zum Basisjahr 2007 infolge der Senkung des Strombedarfes der MBA -Szenario A 127
Abb. 71: Zusätzliche jährliche CO_2-Einsparung im Vergleich zum Basisjahr 2007 infolge der Senkung des Strombedarfes der MBA -Szenario A 127
Abb. 72: $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen im Vergleich zum Basisjahr 2007 infolge der Senkung des Strombedarfes der MBA- Szenario A 128
Abb. 73: Zusätzliche spezifische CO_2-Einsparung im Vergleich zum Basisjahr 2007 infolge der Senkung des Gasbedarfes der MBA - Szenario A 129
Abb. 74: Zusätzliche jährliche CO_2-Einsparung im Vergleich zum Basisjahr 2007 infolge der Senkung des Gasbedarfes der MBA - Szenario A 129
Abb. 75: $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen im Vergleich zum Basisjahr 2007 infolge der Senkung des Gasbedarfes der MBA - Szenario A 130
Abb. 76: Einfluss der Erhöhung des elektrischen Nettowirkungsgrades der EBS-KW auf das Bilanzergebnis 2007 131
Abb. 77: Einfluss der Erhöhung des thermischen Nettowirkungsgrades der EBS-KW auf das Bilanzergebnis 2007 132
Abb. 78: Vergleich spezifischer $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen aus MVA/MBA 2006 (bezogen auf abgegebene Energie) 135
Abb. 79: Vergleich der $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen aus MVA/MBA 2006 (bezogen auf abgegebene Energie) 136
Abb. 80: Zusammensetzung des MVA-Input 1990 143
Abb. 81: Veränderungen der MVA-Inputzusammensetzung 145

Abb. 82: Änderung des Biomasseanteils im MVA-Input in den Jahren 1990 und 2006 146
Abb. 83: Veränderung des Gesamtkohlenstoffanteils in ausgewählten Materialien des MVA-Input in den Jahren 1990 und 2006 147
Abb. 84: Veränderung des fossilen Kohlenstoffanteils in ausgewählten Materialien des MVA-Input in den Jahren 1990 und 2006 147
Abb. 85: Veränderung der spezifischen freigesetzten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen des MVA-Input in den Jahren 1990 und 2006 148
Abb. 86: Vergleich der $CO_{2,äq}$-Emissionen für MVA in den Jahren 1990 und 2006 für Szenario A (Strommix mit einem Emissionsfaktor von 0,886 $kgCO_{2,äq}$/kWh sowie Wärmemix mit 0,232 $kgCO_{2,äq}$/kWh) 150
Abb. 87 Aufkommen kommunaler Abfälle in der EU 27 [Eurostat, 1999-2006] 154
Abb. 88: Getrennt erfasste Abfallfraktionen in der EU 27 [eurostat, 1999-2006] 156
Abb. 89: Aufkommen kommunaler Abfälle in den ausgewählten EU-Staaten [Eurostat, 1999-2006] 159
Abb. 90: Siedlungsabfallzusammensetzung in den ausgewählten EU-Staaten [Eurostat, 1999-2006] 160
Abb. 91: Restabfallzusammensetzung in den ausgewählten EU-Staaten [Anlage 1] 161
Abb. 92: Biogener Anteil der Stofffraktionen im Restabfall in den Ausgewählten EU-Staaten [Anlage 3] 162
Abb. 93: Aufkommen und Zusammensetzung des Verpackungsabfalls in den ausgewählten EU-Staaten [DG Environment, 2002] 163
Abb. 94: Klärschlammaufkommen in den ausgewählten EU-Staaten [Anlage 2] 164
Abb. 95: Aufkommen der Siedlungsabfälle in den ausgewählten EU-Staaten 165
Abb. 96: Biogener Anteil der Siedlungsabfälle in den ausgewählten EU-Staaten 166
Abb. 97: Vergleich der Kohlenstoffanteile im Restabfall in den ausgewählten EU- Staaten 169
Abb. 98: Verwertungs- und Entsorgungswege der ausgewählten EU-Staaten 171

Abb. 99: Emissionsfaktoren des MVA-Inputs in den ausgewählten EU-Staaten 173
Abb. 100: Freigesetzte, klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen bei der Verbrennung des MVA-Inputs in den ausgewählten EU-Staaten 174
Abb. 101: $CO_{2,aq}$-Emissionen durch Energieerzeugung bei der Verbrennung des MVA-Inputs in den ausgewählten EU-Staaten 176
Abb. 102: $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen bei der Verbrennung des MVA-Inputs in den ausgewählten EU-Staaten 177
Abb. 103 $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit Energieerzeugung für das Jahr 2006 184

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Abfallrechtliche Vorgaben und Regelungen 3

Tab. 2: Beispiele für technische Entwicklungen 5

Tab. 3: Überblick über die Anzahl der verwendeten Restabfallanalysen (in Klammern: Anzahl der betrachteten öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger) 11

Tab. 4: Biogener Massenanteil in Restabfall, Sperrmüll, Leichtverpackungen und Bioabfall 15

Tab. 5: Mengenentwicklung der Abfallarten 1990-2006 (im Anfallzustand) 17

Tab. 6: Wassergehalt der betrachteten Abfallarten, beispielhaft für 2006 20

Tab. 7: Menge an biogener Substanz der betrachteten Abfallarten über den Zeitraum von 1990 bis 2006, wasserfrei 21

Tab. 8: Heizwert der betrachteten Abfälle für 2006 26

Tab. 9: Entsorgungswege und abfallartenspezifische Stoffstrommengen für das Jahr 2006 [Mg OS/a] 32

Tab. 10: Deponieemissionen 2006 [NIR, 2008] 37

Tab. 11: Datengrundlage für Bilanzierung der energetischen Deponiegasverwertung 38

Tab. 12: Inputmengen, Heizwerte und Feuerungswärmeleistung der Inputfraktion Klärschlamm [VDZ, 2006] 48

Tab. 13: $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Substitution von Regelbrennstoffen 49

Tab. 14: In Braun- und Steinkohlekraftwerke eingesetzte Klärschlammmengen (2006) 50

Tab. 15: $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Klärschlammverbrennung in Kohlekraftwerken 51

Tab. 16: Mittlere Zusammensetzung der Abfallarten Restabfall, Sperrmüll, Gewerbeabfall und LVP-Sortierrest (2006) 54

Tab. 17: Biogener Anteile der Einzelfraktionen Restabfall, Sperrmüll, Gewerbeabfall und LVP-Sortierreste 55

Tab. 18: Kohlenstoffgehalte der Einzelfraktionen [Kost, 1998] 56

Tab. 19: Kennzahlen zur Berechnung der Klimawirksamkeit von MVA 61

Tab. 20: Vergleich der biogenen Anteile in Restabfallfraktionen in den Jahren 2004 bis 2006 63
Tab. 21: Heizwerte der Einzelfraktionen von Restabfall, Sperrmüll und Gewerbeabfällen auf Feuchtsubstanz bezogen 65
Tab. 22: Ausgewählte Restabfallzusammensetzungen 80
Tab. 23: Ermittelte Wirkungsgrade 86
Tab. 24: Rücklauf der Datenerhebung mittels Fragebögen 94
Tab. 25: Energiespezifische Anlagendaten der MBA/MBS/MPS/MA 104
Tab. 26: Spezifische N_2O-Emissionen der MBA/MBS/MPS 105
Tab. 27: Heizwerte und Kohlenstoffgehalte der EBS der verschiedenen MBA-Konzepte sowie des Sortierrestes der MA im Überblick 106
Tab. 28: Durchschnittliche Netto-Wirkungsrade der MVA und EBS-Kraftwerke 106
Tab. 29: Klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit Energieerzeugung 137
Tab. 30: Einsparung an $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieabgabe abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit Energieerzeugung 138
Tab. 31: $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit Energieerzeugung 139
Tab. 32: Basisdaten Deponiegas 1990 [NIR 2008] 141
Tab. 33: $CO_{2,äq}$-Emissionsminderung Deponie (1990) 142
Tab. 34: $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen durch Deponien 1990 142
Tab. 35: Zusammensetzung relevante MVA-Inputmaterialien aus dem Jahr 1990 144
Tab. 36: $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieerzeugung 149
Tab. 37: $CO_{2,äq.}$-Nettoemissionen durch MVA 1990, 2006 und im Vergleich 151
Tab. 38 Clusterung der 27 EU-Staaten 158
Tab. 38: Länderspezifische Datenblätter [CEWEP, 2004][European Commission, 2003 173
Tab. 39: Maßnahmenkatalog 181

Abkürzungsverzeichnis

a	jährlich
AbfAblV	Abfallablagerungsverordnung
a.n.g.	anderweitig nicht genannt
AT4	Atmungsaktivität
BImSchV	Bundes-Immissionsschutzverordnung
BiomasseV	Biomasseverordnung
BK-KW	Braunkohle-Kraftwerk
c	Heizwert für den jeweiligen Brennstoff
H_{uf}	Heizwert des Hilfsbrennstoffs (GJ/Mg)
C	Kohlenstoff
C_{Abfall}	durchschnittlicher Kohlenstoffgehalt des Abfalls
$C_{bio,Abfall}$	biogener Kohlenstoffanteil im Abfall (bezogen auf Gesamtkohlenstoffgehalt)
C_{fossil}	fossiler Kohlenstoffgehalt
CH_4	Methan
C_i	durchschnittlicher Kohlenstoffgehalt der Fraktion i
CO_2	Kohlendioxid
$CO_{2,äq}$	Kohlendioxid-Äquivalentemissionen
$CO_{2,fossil}$	Kohlendioxid fossilen Ursprungs
DOC	Dissolved Organic Carbon
E/km²	Einwohner pro Quadratkilometer
EBS	Ersatzbrennstoff
EdDE	Entsorgergemeinschaft der deutschen Entsorgungswirtschaft
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EF	Emissionsfaktor
EF_i	Ausbrandeffizienz bei der Verbrennung für Abfälle vom Typ i
$E_{st,hp}$	Energieinhalt im Dampf z.B. jährlich
EU	Europäische Union
EU 27	Europäische Union 27
FE-Metalle	Eisenmetalle

FGVi	spezifisches Abgasvolumen bei der Verbrennung von Abfall vom Typ i (m^3/Mg)
FKW/PFC	perfluorierte Kohlenwasserstoffe
FWL	Feuerungswärmeleistung
g	Gramm
H-FKW/HFC	teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe
Heizöl EL	Heizöl extraleicht
Heizöl S	Heizöl schwer
$H_{u,Abfall}$	durchschnittlicher Heizwert des Abfalls
$H_{u,Brennstoff}$	Heizwert des Brennstoffs
Hu,i	durchschnittlicher Heizwert der Fraktion i
IAA	Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten
$I_{e,circ}$	zirkulierter Strombedarf
$I_{h,circ}$	zirkulierter Dampf- und Wärmebedarf
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ITAD	Interessengemeinschaft Thermischer Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e.V.
J	Joule
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LVP	Leichtverpackungen
M.-%	Massenprozent
m_i	Massenanteil der Fraktion i im Abfall (bezogen auf Frischsubstanz)
m	Gesamtabfallmenge
m_f	Gesamtmenge an zeitgleich verwendetem Hilfsbrennstoff
m_{stw}	Gesamtdampfmenge aus Abfall ohne Dampfanteil aus Hilfsbrennstoffen
m_{stx}	gemessene Gesamtdampfmenge
MA	Mechanische Aufbereitungsanlage
MBA	Mechanisch-biologische Abfallbehandlung
MBS	Mechanisch-biologische Stabilisierung
Mg	Megagramm (allgemeiner Sprachgebrauch: Tonne)
Mio.	Million

Mrd.	Milliarde
MPS	Mechanisch-physikalische Stabilisierung
MVA	Müllverbrennungsanlage
$MWh_{elektr.}$	Megawattstunden (elektrisch)
$MWh_{therm.}$	Megawattstunden (thermisch)
n	Anzahl der Abfallfraktionen i
N_2O	Distickstoffoxid
NE-Metalle	Nichteisenmetalle
OS	Originalsubstanz
$R_{bio,Abfall}$	biogener Anteil im Abfall (bezogen auf Gesamtenergieinhalt)
R_i	biogener Anteil der Fraktion i
RTO	regenerativ thermische Oxidation
SK-KW	Steinkohle-Kraftwerk
SNCR	Selektive Nicht-Katalytische Reduktion
SR	Sortierrest
TOC	Total Organic Carbon
UBA	Umweltbundesamt
t	Tonne
ZW	Zementwerk
η_b	Kesselwirkungsgrad

1 Zielstellung

Abfallwirtschaftliche Maßnahmen leisten einen wichtigen Beitrag zur Energiegewinnung. Relevant sind dabei sowohl die thermische Behandlung von Abfällen in Müllverbrennungsanlagen, Kohlekraftwerken, Ersatzbrennstoff- und Altholzverbrennungsanlagen als auch die energetische Verwertung von Biogas resultierend aus der Vergärung von Bioabfällen und Klärschlämmen sowie die energetische Nutzung von Deponiegas und die mit diesen Prozessen verbundene Erzeugung von Strom und Wärme.

Da die erzeugte Energie anteilig auch auf dem biogenen Anteil im Abfall beruht, trägt die Verwertung von Abfällen zur CO_2-neutralen Energieproduktion bei, forciert die Einsparung fossiler Brennstoffe und damit das Erreichen der gesteckten Klimaschutzziele.

Ziel der vorliegenden Studie ist eine detaillierte Darstellung des Beitrages einzelner abfallwirtschaftlicher Maßnahmen zum Klimaschutz aufgrund der Nutzung der Potenziale des biogenen Anteils im Abfall von 1990 bis heute. Grundlage der Berechnungen ist die Recherche der derzeitigen Mengenströme der für die Studie relevanten abfallwirtschaftlichen Bereiche. Diese sind dadurch gekennzeichnet, dass sie einen direkten Beitrag zu klimaneutralen Energieerzeugung, bedingt durch die energetische Nutzung des biogenen Anteils im zu entsorgenden Abfall, leisten. Prozesse der stofflichen Verwertung, bspw. die Gewinnung von Metallen aus Schlacken sind nicht Bestandteil der Studie, da hier keine unmittelbare Energiegewinnung zu verzeichnen ist.
Auf Grundlage der recherchierten Mengen erfolgt anschließend die Kalkulation des Emissionsminderungsbeitrages, wobei der thermischen Abfallbehandlung in Müllverbrennungsanlagen (MVA) als auch der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung ein besonderer Stellenwert zugeschrieben wird.

Abschließend werden Empfehlungen zur weiteren Ausschöpfung der vorhandenen Potenziale auf technischer und ökonomischer Ebene formuliert und in einem Maßnahmenkatalog zusammengefasst.

2 Rechtliche Rahmenbedingungen

In den 70er Jahren wurde die unkontrollierte Ablagerung von Abfällen in der Bundesrepublik durch kontrollierte und geordnete Deponierung abgelöst. Jedoch gestaltete sich die geordnete Entsorgung der Abfälle zunehmend schwieriger, da die Abfallmengen fortwährend anstiegen. Neben der Durchführung von Maßnahmen zur kontrollierten Beseitigung der Abfälle stiegen auch die Anforderungen an die Abfallvermeidung und -verwertung.
Um den Entsorgungsnotstand zu verhindern, wurde zu Beginn der 90er Jahre die Produktverantwortung erstmals 1991 in der Verpackungsverordnung (Rücknahmepflicht gebrauchter Verpackungen) festgeschrieben.
Als Meilenstein in der Entwicklung hin zu derzeitigen Abfallwirtschaft ist das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz aus dem Jahr 1996 zu nennen. Neben der Untermauerung der Hierarchie

- Vermeidung (Festlegung der Produktverantwortung der Hersteller) vor
- Verwertung (stofflich oder energetisch) vor
- Beseitigung (umweltverträglich in Hinblick auf Ressourcenschonung, Emissionsminderung, Energiebilanz, Schadstoffanreicherung)

wurde die Produktverantwortung weiter konkretisiert und unter anderem im untergesetzlichen Regelwerk festgeschrieben (z.B. Verordnungen für Verpackungen, Batterien, Elektro- und Elektronikgeräte, Altfahrzeuge und Altöl), hinzu kommen Selbstverpflichtungen der Wirtschaft (z.B. Altpapier und Baureststoffe).

Eckpfeiler für eine schadlose und umweltverträgliche Beseitigung von Abfällen ist die Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi) aus dem Jahr 1993. Darin wurden sowohl Anforderungen an die Deponierung, als auch an den zu deponierenden Abfall gestellt. In der TASi wurde festgelegt, dass ab 01.06.2005 keine unvorbehandelten biologisch abbaubaren Abfälle mehr abgelagert werden dürfen. Folgende Übersicht (Tabelle 1) dient der zusammenfassenden Darstellung der klimarelevanten, abfallrechtlichen Vorgaben und Regelungen.

Tabelle 1: Abfallrechtliche Vorgaben und Regelungen

Vorgabe	**Jahr**	**Beitrag zum Klimaschutz/Lenkung von biogenen Stoffströmen**
VerpackungsV	1991	Rücknahmepflicht von gebrauchten Verpackungen, Festlegung von Verwertungsquoten (stofflich, energetisch)
KlärschlammV	1992	Festlegung von Grenzwerten (insbesondere Schwermetallgehalte) der Klärschlämme und Böden, auf denen der Klärschlamm verwertet wird
TASi	1993	Unterbindung der Ablagerung unbehandelter biogener Abfälle ab dem 01.06.2005
Selbstverpflichtungserklärung AGRAPA	1994	Sicherung der Einhaltung von Verwertungsquoten für Altpapier
KrW-/AbfG	1996	Vorgaben zur Verwertung von Abfällen, Rahmen für das untergesetzliche Regelwerk
BioabfallV	1998	Sicherung der Qualität der biologischen Behandlung (Eignung der Abfälle, Minimierung von Schadstoffgehalten)
EEG	2000	Festlegung von Sätzen für Stromeinspeisung für Biomasse, Kraft-Wärme-Kopplung, Trockenfermentation
Selbstverpflichtungserklärung AGRAPA	2001	Erhöhung der Verwertungsquote auf dauerhaft 80 % (± 3 %)
AbfAblV	2001	Anforderung an die Ablagerung von Abfällen und mechanisch-biologisch behandelten Abfällen, Zuordnungskriterien für Deponieklassen, bindend ab 01.06.2005
30. BImSchV	2001	Anforderung an den Betrieb von MBA-Anlagen-Emissionsminderung
AltholzV	2003	Anforderung an stoffliche und energetische Verwertung, Förderung umweltverträglicher Verwertung
GewerbeabfallV	2003	Getrennthaltungspflichten und Verwertungsquoten (insbesondere für Papier und Holz)

Neben den rechtlichen Vorgaben spielen weitere Faktoren eine Rolle, die Abfallmengen und deren Verwertungs- und Beseitigungswege signifikant beeinflussen. Als Beispiele seien genannt:

- Einsatz verursachergerechter Gebührensysteme
- Entwicklung und Aufnahmekapazität des Marktes für verschiedene Stoffströme

Ein direkter Zusammenhang zwischen rechtlicher Vorgabe und Einfluss auf die Zusammensetzung, Aufkommen und Entsorgungswege der biogenen Siedlungsabfälle ist aufgrund der Komplexität der Einflussgrößen aber auch durch die Wechselwirkungen der Abfallströme untereinander nur bedingt darstellbar.

Zu einer deutlichen Verschiebung der Entsorgungswege von Restabfall und Sperrmüll führte das Verbot der Deponierung unbehandelter Abfälle ab dem 01.06.2005 (AbfAblV).

3 Technische Entwicklung

Bedingt durch die gestiegenen Anforderungen an die Abfallwirtschaft in Verbindung mit den rechtlichen Rahmenbedingungen sind seit 1990 bedeutende technische Weiterentwicklungen zu verzeichnen. Als Beispiele seien die in Tabelle 2 dargestellten Bereiche genannt.

Tabelle 2: Beispiele für technische Entwicklungen

Bereich	**Bemerkungen, Beispiele**
Abfallerfassung	Verursachergerechte Gebührensysteme wie Identsysteme, Identwägesysteme
Sortierung von Abfällen	NIR-Technologie, vollautomatische Sortierung von Leichtverpackungen
Thermische Behandlung	Verbesserte und kostengünstigere Rauchgasreinigung, Erhöhung des Wirkungsgrades, Entwicklung von Anlagen für hochkalorische Abfälle (EBS-Kraftwerke)
Biologische Abfallbehandlung (Kompostierung/Vergärung)	Einhausung der Anlagen und Abluftfassung und Behandlung
Mechanisch-Biologische Behandlung	Stoffstromsplitting anstatt „reiner" Rotte, Abluftfassung und -reinigung (RTO), Kapselung der Anlagen, Weiterentwicklung der Vergärungstechnologie

Die Mechanisch-Biologischen Verfahren haben sich von reinen Vorbehandlungsanlagen vor der Deponierung hin zu komplexen Anlagen mit Stoffstromsplitting entwickelt. Je nach Verfahrenskonzept werden unterschiedliche heizwertreiche Fraktionen (hochkalorisch und mittelkalorisch), Wertstofffraktionen (Fe- und NE-Metalle) ausgeschleust und eine ablagerungsfähige Fraktion erzeugt. Bei einigen Konzepten werden die Abfälle biologisch stabilisiert und anschließend in Fraktionen unterschiedlicher Qualität separiert. Die Anlagenkonzepte zum Stoffstromsplitting werden durch die Anforderungen an das Deponiegut (vor allem TOC, DOC, AT_4) sowie die weiteren Faktoren (z.B. für heizwertreiche Fraktionen: Stückigkeit, Heizwert, Chlorgehalt) geprägt.

Bei der biologischen Behandlung von Bioabfall wurde insbesondere die Vergärungstechnologie in den letzten Jahren weiterentwickelt. Die Nachteile (hoher Investitionsbedarf, hohe Anforderungen an den Betrieb) werden zunehmend durch die Möglichkeit der besseren Gaserzeugung und -nutzung kompensiert. In Abhängigkeit vom zu behandelnden Abfall können ein- oder mehrstufige, thermophile oder mesophile, trockene oder nasse Verfahren eingesetzt werden.

Bei der Deponierung wurden vor allem die Bereiche Basisabdichtung, Sickerwasserfassung und -behandlung, Deponiegasfassung und -nutzung sowie Abschluss und Nachsorge weiter entwickelt.

Bei der thermischen Behandlung von Abfällen werden neben den klassischen MVA zunehmend Monoverbrennungsanlagen für Ersatzbrennstoffe, die Mitverbrennung in Kohlekraftwerken oder auch der Einsatz in Industrieanlagen realisiert. Die heutigen Anlagen sind das Ergebnis von Entwicklungen und Innovationen insbesondere auf den Gebieten der Feuerungstechnik (Rost-/Wirbelschichtverfahren), der Abgasreinigung, der Qualität der Nebenprodukte oder auch der Vorbehandlung. Ein wesentlicher Aspekt ist mittlerweile, neben der Gewährleistung der Entsorgungssicherheit, die Energieeffizienz der Anlagen.

4 Datengrundlage

Die Bestimmung der biogenen Anteile in ausgewählten Siedlungsabfällen bildet die Basis für die Darstellung der Potenziale der biogenen Mengen im Abfall zur Energieerzeugung. Der Betrachtungszeitraum umfast die Jahre 1990 bis 2006, wobei die Daten des Jahres 2006 die Grundlage für die Berechnungen des derzeitgen Potenzials zur Energiegewinnung durch abfallwirtschaftliche Maßnahmen darstellen.

Eine ausführliche Darstellung der Datenrecherche sowie deren Ergebnisse für die betrachteten Abfallarten und Betrachtungsjahre ist dem Begleitheft zu entnehmen.

Siedlungsabfälle, die biogene Anteile in signifikanter Höhe vorweisen, sind folgende:

- Restabfall
- Sperrmüll
- Bioabfall
- Pappe, Papier, Kartonagen
- Leichtverpackungen
- Altholz
- Klärschlamm
- Gewerbeabfall (Betrachtung ausschließlich im Rahmen der Berechnungen zur thermischen Abfallbehandlung).

Nachfolgend einige Erläuterungen zur Definition der relevanten Abfallarten:

→ Restabfall

Unter den Begriff Restabfall fallen die Abfälle, welche in der Fachserie 19[1] bzw. in der vom Statistischen Bundesamt herausgegebenen Abfallbilanz unter der Bezeichnung „Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle gemeinsam über die öffentliche Müllabfuhr eingesammelt“ registriert sind. In Anlehnung an die Abfallverzeichnisverordnung erfolgt die Erfassung unter der Schlüsselnummer (AVV) 20 03 01 01. Die Differenzen

[1] In der Fachserie 19 wird zur detaillierteren Darstellung der unter der Abfallschlüsselnummer 20 03 01 für „gemischte Siedlungsabfälle“ zusammengefassten Abfälle eine weitere Unterteilung in 8-stellige Nummern vorgenommen.

zwischen den Angaben aus der Fachserie 19 und der ebenfalls vom Statistischen Bundesamt herausgegebenen Abfallbilanz haben ihre Ursache in der Zuordnung der Sonstigen Siedlungsabfälle. Primär wurden die Angaben der Abfallbilanzen genutzt. Vor Umsetzung des Europäischen Abfallkataloges wurden entsprechend vergleichbare Abfälle betrachtet.

→ Sperrmüll

Unter den Begriff Sperrmüll fallen Abfälle, welche der Abfallschlüsselnummer 20 03 07 zuzuordnen sind.

→ Bioabfall

Als Bioabfall werden die Abfälle aus der Biotonne (Abfallschlüsselnummer nach Fachserie 19[1]: 20 03 01 04) und die biologisch abbaubaren Garten- und Parkabfälle (AVV 20 02 01) zusammengefasst. Bis zum Jahr 2001 enthielten die Mengen an Garten- und Parkabfällen auch die darin enthaltenen nicht biologisch abbaubaren Komponenten.

→ Pappe, Papier, Kartonagen

Unter Pappe, Papier, Kartonagen (PPK) sind die getrennt erfassten Abfallmengen dargestellt, welche mit der Schlüsselnummer 20 01 01 gekennzeichnet sind.

→ Leichtverpackungen

Unter Leichtverpackungen werden die getrennt erfassten kommunalen Mengen an Leichtstoffen ohne Berücksichtigung der gewerblichen Mengen an Kunststoffen dargestellt.

→ Altholz

Unter Altholz werden die kommunalen Mengen an Holz mit und ohne gefährliche Bestandteile zusammengefasst (AVV 20 01 37*, 20 01 38).

→ Klärschlamm

Der Begriff Klärschlamm bezeichnet Schlämme aus der Behandlung von kommunalem Abwasser (AVV 19 08 05).

4.1 Datenrecherche Methodik

In Abhängigkeit von der Abfallart waren die recherchierten Datengrundlagen hinsichtlich der Zusammensetzung, des Aufkommens, des biogenen Anteils sowie der Behandlungswege über den Betrachtungszeitraum von 1990 bis 2006 sehr verschieden.

Sowohl für die erfassten als auch entsorgten Mengen (Entsorgungswege gesplittet nach Verwertungs- und Beseitigungsverfahren) erfolgte die Wahl der Datenbasis unter folgenden Prämissen:

- verfügbare und vergleichbare Bilanzen im Zeitraum 1990-2006
- Tiefe der Datenbasis (Angabe der Mengen separat für verschiedene Entsorgungswege)

Aufkommen

Aufgrund der Vergleichbarkeit der Angaben zum Aufkommen wurden für Restabfall, Sperrmüll, Bioabfälle sowie PPK in erster Linie die Daten der Fachserie 19 sowie der Abfallbilanz zu Siedlungsabfällen [DESTATIS, 2006] angesetzt. Der damit nicht abgedeckte Zeitraum wurde mit den Angaben aus den Statistischen Jahrbüchern, einzeln veröffentlichten Statistiken sowie den Angaben des Statistischen Bundesamtes in der Übersicht „Aufkommen und Abfallentsorgung in Deutschland 1996 bis 2005, 2006“ erfasst.

Für die weiteren, hinsichtlich des biogenen Anteils relevanten, Siedlungsabfälle lagen weniger einheitliche Daten vor, so dass teilweise die Vergleichbarkeit hinterfragt werden musste. Eine Plausibilitätsprüfung wurde, sofern möglich, anhand von Vergleichsdaten durchgeführt.

Für getrennt erfasstes Altholz aus Haushalten (AVV 20 01 37*, 20 01 38) als auch die Leichtverpackungen lagen nicht über den gesamten Betrachtungszeitraum Daten vor, da diese Mengen nicht von Beginn an separat erfasst bzw. statistisch erhoben wurden. Die Mengen für die Leichtverpackungen wurden nicht den Statistiken des Statistischen Bundesamtes entnommen, da diese ab dem Jahr 2002 neben dem kommu-

nalen auch den gewerblichen Anteil mit enthielten. Stattdessen wurden hierfür die Abfallbilanzen der einzelnen Bundesländer ausgewertet. Für Altholz aus Haushalten wurden ab dem Jahr 2002 in der Fachserie 19 die Mengen veröffentlicht. Die Datenbasis für Klärschlamm ist hinsichtlich des Aufkommens und besonders hinsichtlich der Behandlungswege sehr unübersichtlich, da keine einheitliche Dokumentation und Veröffentlichung vorgenommen wurde. Für die Jahre 1990, 1993 und den Zeitraum ab 1996 wurden Angaben in der Fachserie 19 veröffentlicht. Die durch diese Quelle nicht recherchierbaren Jahresmengen wurden aus den Mengen der vorherigen bzw. nachfolgenden Jahre interpoliert um eine Vergleichbarkeit und Vollständigkeit zu gewährleisten. Die Angaben in der Fachserie 19 erfolgen bezogen auf die Feuchtsubstanz mit einem Wassergehalt von 70 %[2]. Neben der Erhebung des Abfallaufkommens wurden auch die Abfallzusammensetzungen, die biogenen Anteile sowie die Behandlungswege recherchiert. Die Mengenangaben erfolgen bezogen auf den Zustand zum Zeitpunkt des Anfalls.

Zusammensetzung

Die Zusammensetzung wurde anhand vorliegender bzw. veröffentlichter Sortierergebnisse für Restabfall, Sperrmüll sowie Leichtverpackungen ermittelt, wobei die Datenbasis für Restabfall wesentlich umfangreicher war als für Sperrmüll und Leichtverpackungen.

Für die Recherche der Zusammensetzung des Restabfalls wurden 94 Restabfallanalysen herangezogen (siehe Tabelle 3). Insbesondere ab dem Jahr 2005 wurden verstärkt Abfallanalysen am Input von Abfallbehandlungsanlagen durchgeführt. Die Anzahl der öffentlich rechtlichen Entsorgungsträger, die durch die Abfallanalysen repräsentiert werden, ist in Tabelle 3 zusätzlich als eingeklammerter Wert aufgeführt. Die Datenquellen sind im Literaturverzeichnis des Begleitheftes zusammengestellt.

[2] gemäß einer E-Mail von Herrn Lehmann vom Statistischen Bundesamt vom 03.02.2009 zum Wassergehalt der in Fachserie 19 dargestellten Mengen an Klärschlamm

Tabelle 3: Überblick über die Anzahl der verwendeten Restabfallanalysen (in Klammern: Anzahl der betrachteten öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger)

Jahr	Ländliche Struktur	Städtische Struktur
1990	-	-
1991	3	1
1992	3	2
1993	3	3
1994	7	1
1995	5	2
1996	2	3
1997	2	2
1998	4	4
1999	5 (10)	1
2000	3**	1
2001	2	2
2002	1 (12)	3 (7)
2003	5	2
2004	4	4
2005*	5 (16)	3 (10)
2006*	1 (5)	2 (6)
2007*	3 (4)	-
Summe	58	36

* Ein Großteil der Analysen wurde an Abfallbehandlungsanlagen durchgeführt. Die Zahl in Klammern beschreibt die Anzahl der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger, die in den Analysen berücksichtigt wurden.

** eine Analyse entspricht der Zusammensetzung des Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommern

Für Sperrmüll konnte aufgrund unzureichender Daten lediglich eine durchschnittliche Zusammensetzung für den gesamten Betrachtungszeitraum angesetzt werden. Gleiches gilt für die Daten bzgl. der Leichtverpackungen.

Biogene Anteile

Die biogenen Anteile wurden für Restabfall, Sperrmüll und Leichtverpackungen sowie deren Sortierrest über die biogenen Anteile der einzelnen Fraktionen in Verbindung mit der Abfallzusammensetzung ermittelt. Die biogenen Anteile der einzelnen Fraktionen,

wie auch die Anteile der Abfallarten Bioabfall, Altholz, PPK sowie Klärschlamm wurden anhand verschiedener Datenquellen festgelegt.

Entsorgungswege

Hinsichtlich der Entsorgungswege für Restabfall, Sperrmüll und Bioabfall wurden die Daten der Fachserie 19 mit aufbereiteten Daten des Statistischen Bundesamtes [DESTATIS, 2006] für die Jahre 1999-2005 sowie des UBA [UBA, 2004a] für die Jahre 1997-1998 ergänzt.

Für die Jahre 1997-1998 lag keine getrennte Datenbasis für die Entsorgungswege von Restabfall und Sperrmüll vor. Die Zuordnung der deponierten, verbrannten und sonstig behandelten Mengen an Restabfall und Sperrmüll erfolgte prozentual anhand der gesammelten Mengen.

Für die Leichtverpackungen wurden explizit keine Entsorgungswege recherchiert, da dieser Stoffstrom i.d.R. einer Sortieranlage zugeführt wird und anschließend verschiedene Verwertungs- und Beseitigungswege genutzt werden. Die Mengenzuordnung zu den einzelnen Behandlungsverfahren erfolgte spezifisch nach den Abfallfraktionen mit biogener Relevanz. Dabei entsprach der Entsorgungsweg des Sortierrestes bis 2004 dem der Restabfälle, danach wurden 30 % der thermischen Behandlung zugeführt. Verbunde wurden zu 100 % verwertet.

Die Verwertung von Altpapier erfolgt zu 100 % stofflich.

Für Altholz wurden die Angaben der Fachserie 19 ab dem Jahr 2002 angesetzt.

Die Verwertungswege des Klärschlamms wurden, wie im Begleitheft dargestellt, auf der Basis verschiedener Quellen ermittelt.

4.2 Ergebnisse der Datenrecherche - Abfallzusammensetzung

Die Zusammensetzung von Restabfall, Sperrmüll sowie den Sortierresten der Leichtverpackungen ist im Hinblick auf die Ableitung des biogenen Anteils von großer Relevanz.

In Abbildung 1 ist die Zusammensetzung für Restabfall, Sperrmüll und Sortierreste der Leichtverpackungen für das Jahr 2006 dargestellt.

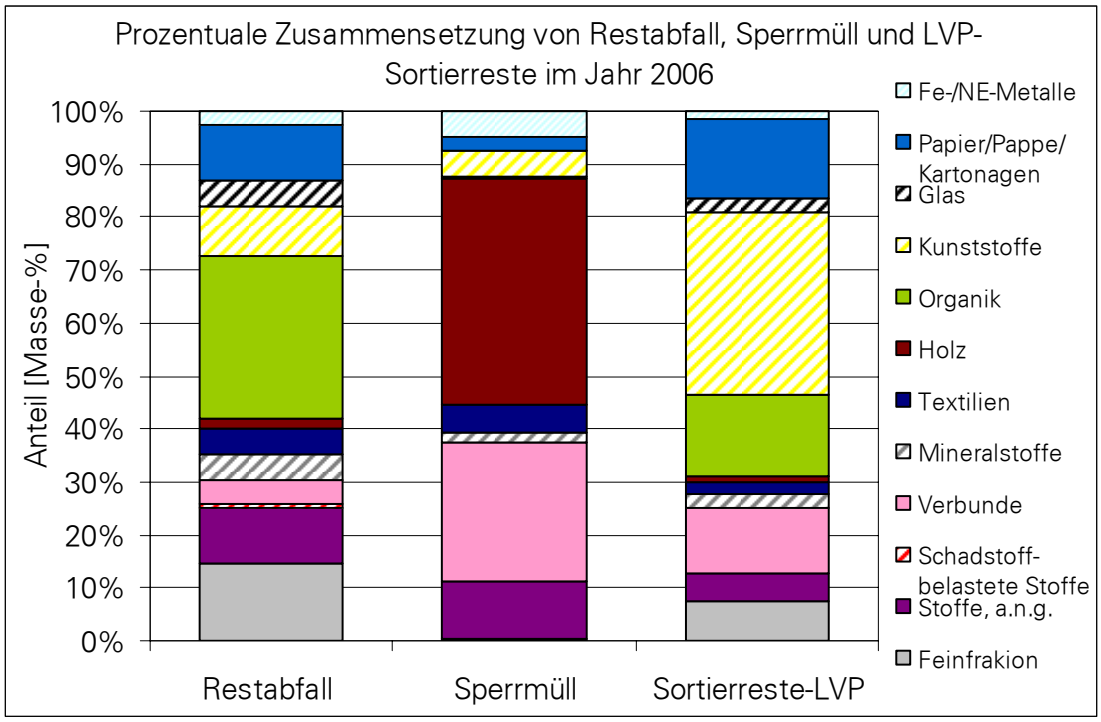

Abbildung 1: Prozentuale Zusammensetzung von Restabfall, Sperrmüll und LVP-Sortierrest im Jahr 2006 (schraffiert: Fraktionen ohne biogene Relevanz) (Zahlenwerte siehe Tabelle 16)

Für den Restabfall lässt sich die Entwicklung der Zusammensetzung und der Gesamtmengen über den Betrachtungszeitraum wie folgt darstellen.

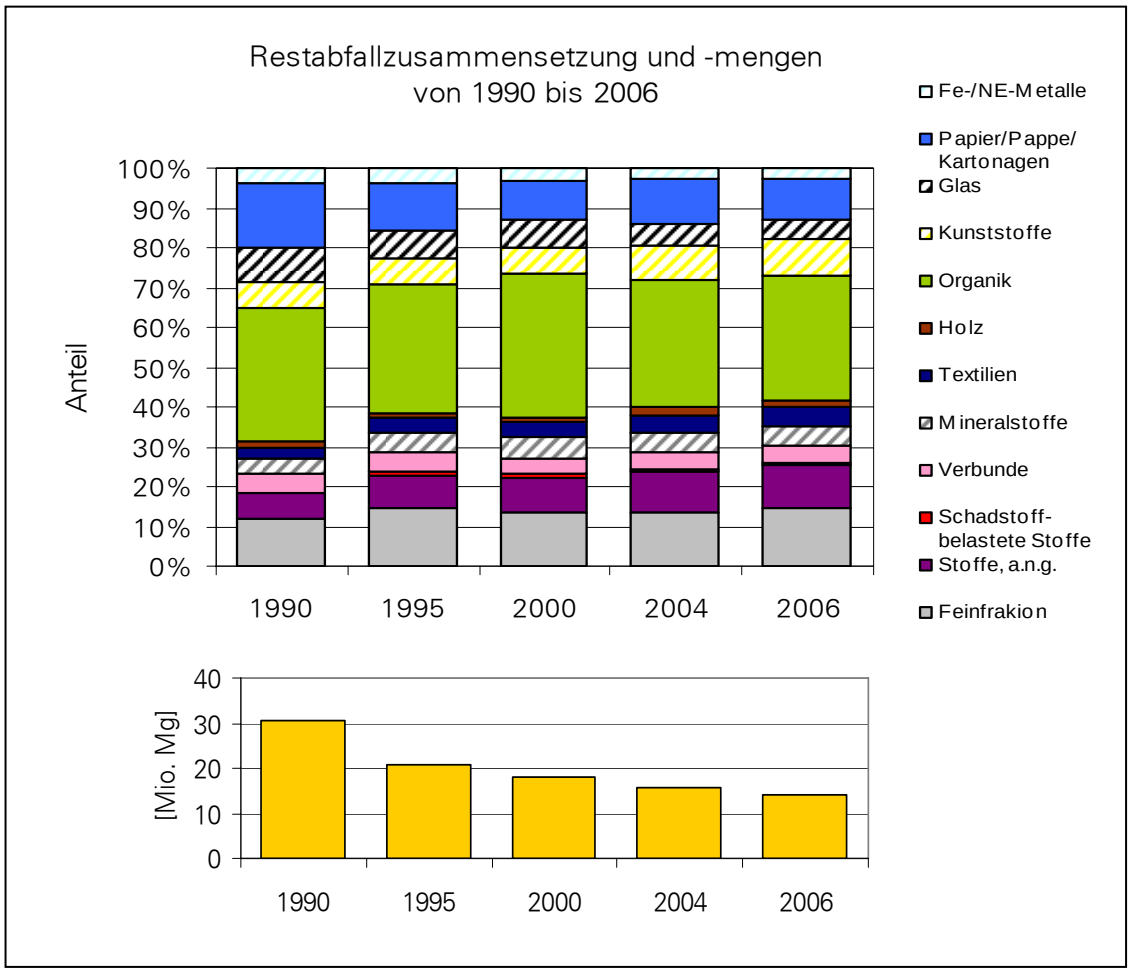

Abbildung 2: Restabfallzusammensetzung und -mengen von 1990 bis 2006
(schraffiert: Fraktionen ohne relevanten biogenen Anteil)

Es wird ersichtlich, dass sich die Zusammensetzung des Restabfalls über den Betrachtungszeitraum verändert hat: der prozentuale Anteil an Organik ist rückläufig wohingegen beispielsweise der Kunststoffanteil wie auch der Anteil anderweitig nicht genannter Stoffe (Stoffe, a.n.g.[3]) gestiegen ist. Diese Veränderungen beruhen auf einer Vielzahl von Einflussfaktoren. Als Beispiele sind hier die Art der Abfallsammlung (z.B. Art der getrennten Sammlung von Wertstoffen), das Konsumverhalten, das Gebührensystem oder der Anteil des Hausbrandes anzuführen.

[3] Bei anderweitig nicht genannten Stoffen, kurz Stoffe, a. n. g. genannt, handelt es sich vorwiegend um Hygieneprodukte, von denen Windeln die größte Menge stellen. Aber auch Leder, Gummi oder Kork werden zu dieser Fraktion gerechnet.

4.3 Ergebnisse der Datenrecherche - Biogene Anteile

Zur Ermittlung des biogenen Anteils im Restabfall, im Sperrmüll sowie in den Leichtverpackungen wurden die biogenen Anteile der einzelnen Fraktionen ermittelt. Die folgende Tabelle stellt die biogenen Anteile der Fraktionen dar.

Tabelle 4: Biogener Massenanteil in Restabfall, Sperrmüll, Leichtverpackungen und Bioabfall

	Biogener Anteil der Fraktionen im			
Fraktion	**Restabfall**	**Sperrmüll**	**LVP**	**Bioabfall**
	[Gew.- % OS]			
Fe/NE-Metalle	0	0	0	
PPK	100	100	80 (incl. Papierverbunde)	
Glas	0	0		
Kunststoffe	0	0	0	
Organik	100	100		90
Holz	100	100		
Textilien	65	20		
Mineralstoffe	0	0		
Verbunde	32	43	80	
Schadstoffe	10	10		
Stoffe a.n.g.	81	10	46 (Sortierreste)	
Feinfraktion	60	60		

Für Pappe/Papier/Kartonagen und Altholz wird pauschal ein biogener Anteil von 100 % angesetzt. Die Recherche bzgl. des biogenen Anteils von Bioabfall ergab einen Anteil von 90 % und für Klärschlamm einen Anteil von ca. 60 % in der Trockensubstanz. Dabei ist zu beachten, dass diese Angaben auf die Gesamtmasse bezogen sind.
In Abhängigkeit von der sich über den Betrachtungszeitraum ändernden Zusammensetzung der Abfälle lässt sich die Entwicklung der biogenen Anteile ermitteln. In Abbildung 3 ist die Entwicklung der biogenen Anteile dargestellt.

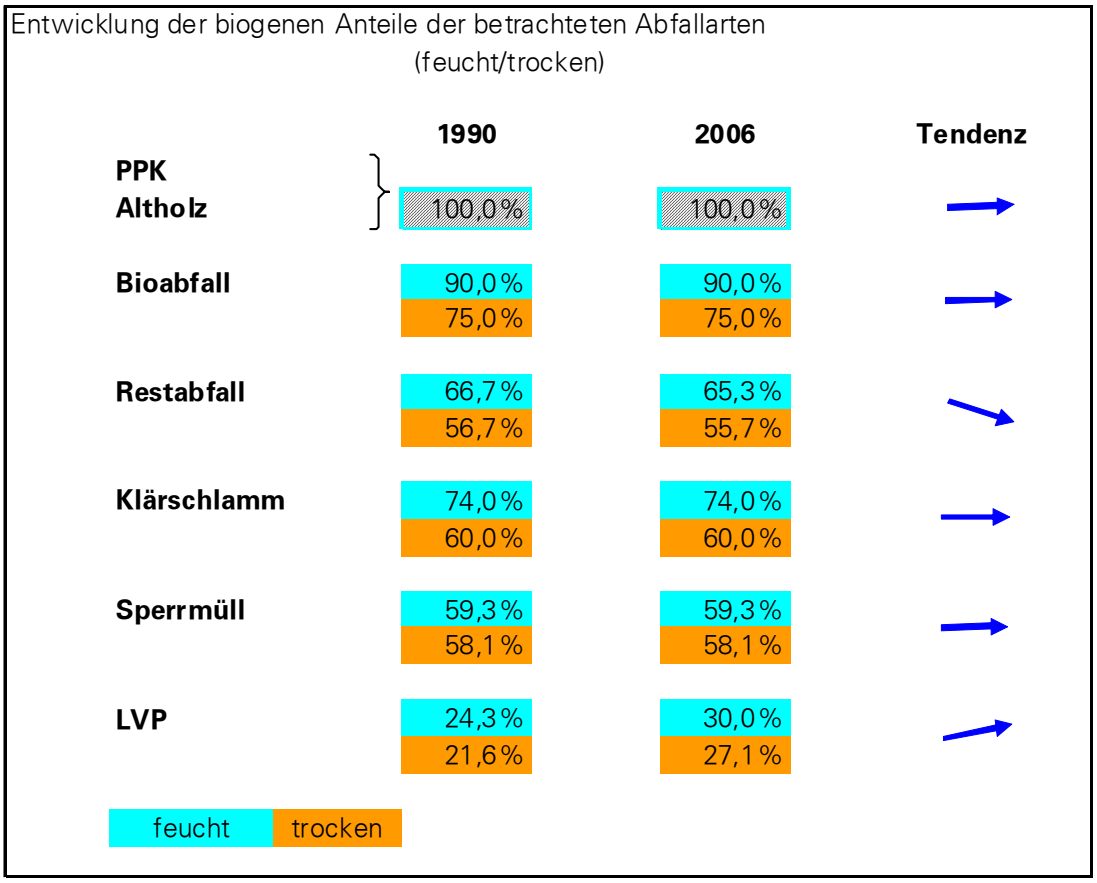

Abbildung 3: Entwicklung des biogenen Anteils in verschiedenen Abfällen (feucht/trocken)

Der biogene Anteil ist bei Bioabfall, Restabfall, Klärschlamm, Sperrmüll und Leichtverpackungen in der Trockensubstanz geringer als im feuchten Zustand (Anfallzustand). In den letzten Jahren ist tendenziell ein leichter Rückgang des biogenen Anteils im Restabfall zu verzeichnen, welcher insbesondere aus der Reduzierung der Organikfraktion aufgrund der Getrennterfassung organischer Abfälle resultiert. Für Sperrmüll wird aufgrund der punktuell vorhandenen Daten für dessen Zusammensetzung ein durchschnittlicher biogener Anteil über den Betrachtungszeitraum angegeben. Die Zunahme des Anteils der Fehlwürfe in den Leichtverpackungen bewirkt einen Anstieg des biogenen Anteils in den Leichtverpackungen.

4.4 Ergebnisse der Datenrecherche - Mengenentwicklung der betrachteten Abfallarten

Basierend auf der in Abhängigkeit von der Abfallart variierenden Datenbasis lassen sich folgende Mengenentwicklungen für die einzelnen Abfallarten von 1990 bis 2006 darstellen.

Tabelle 5: Mengenentwicklung der Abfallarten 1990-2006 (im Anfallzustand)

Jahr	Restabfall	Sperrmüll	Bioabfall	PPK	LVP	Altholz	Klärschlamm
	[Mio. Mg]						
1990	30,465	3,427	1,264	1,605			3,003
1991	27,967	3,562	1,700	2,597			3,071
1992	25,469	3,696	2,135	3,588			3,140
1993	22,971	3,831	2,570	4,580	1,290		3,208
1994	21,929	3,555	2,518	4,893	1,720		2,817
1995	20,887	3,279	2,465	5,207	2,150		2,425
1996	19,845	3,003	5,482	5,520	1,388		2,034
1997	18,476	3,170	6,151	5,652	1,943		2,293
1998	17,313	3,174	6,445	5,979	1,886		2,771
1999	17,173	3,021	7,412	6,944	1,719	0,850	1,895
2000	18,030	2,568	7,911	7,263	1,894	1,061	2,350
2001	16,466	2,676	7,992	7,550	1,870	1,580	2,429
2002	17,090	2,933	7,628	8,590	2,318	0,315	2,136
2003	15,824	2,608	7,292	8,419	2,326	0,363	2,287
2004	15,558	2,589	7,833	7,740	2,271	0,566	3,532
2005	13,912	2,167	7,700	7,895	2,351	0,534	3,350
2006	14,260	2,247	7,801	8,080	2,383	0,657	2,940

Beim Aufkommen an Restabfall lässt sich ein kontinuierlicher Rückgang verzeichnen, der zu Beginn der 90er Jahre stärker ausgeprägt war als in den letzten Jahren.

Die Sperrmüllmengen weisen ebenfalls eine rückläufige Tendenz auf.

Für den Bioabfall war die Datenbasis für die Zeitabschnitte 1990-1995, 1996-2001 sowie 2002-2006 verschieden. Prinzipiell ist ein Anstieg des Anfalls an Bioabfall zu verzeichnen.

Die Mengen an PPK liegen seit 2001 auf einem Niveau zwischen ca. 7,5 Mio. und 8,5 Mio. Mg. Im Zeitraum zuvor wurden geringere Mengen getrennt erfasst.

Seit 2002 liegen die Mengen an getrennt erfassten Leichtverpackungen auf einem Niveau von ca. 2,3 Mio. Mg. Ab Beginn der getrennten Erfassung im Jahr 1993 bis 2002 war eine steigende Tendenz zu verzeichnen.

Von 1999 bis 2001 erfolgte die statistische Erfassung der Altholzmengen aus Haushalten gemeinsam mit Industrieholz und Rinden unter der Abfallschlüsselnummer 20 01 07 (Gruppe Siedlungsabfälle). Erst ab dem Jahr 2002 wird Altholz aus Haushalten getrennt erfasst und registriert. Ab 2002 ist die getrennt gesammelte Menge stark angestiegen.

Wie im Begleitheft zu dieser Studie dargestellt, ist die Datenbasis für die Klärschlammmengen sehr heterogen. Aus Gründen der Vergleichbarkeit wurden zur Darstellung der Mengenentwicklung von 1990 bis 2006 die Daten des Statistischen Bundesamtes genutzt. Die nicht veröffentlichten Mengen für 1991/92 bzw. 1994/95 wurden aus den angrenzenden Werten interpoliert. Die Angaben wurden in Feuchtsubstanz (Trockensubstanzgehalt 30 %) vorgenommen. Für die Entwicklung der Klärschlammmengen lässt sich kein eindeutiger Trend erkennen.

4.5 Bewertung der Entwicklung des biogenen Anteils im Zeitraum von 1990 bis 2006

4.5.1 Mengen

Die Verknüpfung der biogenen Anteile mit dem Jahresaufkommen der betrachteten Abfallarten ermöglicht die Darstellung der jährlichen biogenen Mengen. In den folgenden Abbildungen 4 und 5 wird diese Entwicklung graphisch dargestellt.

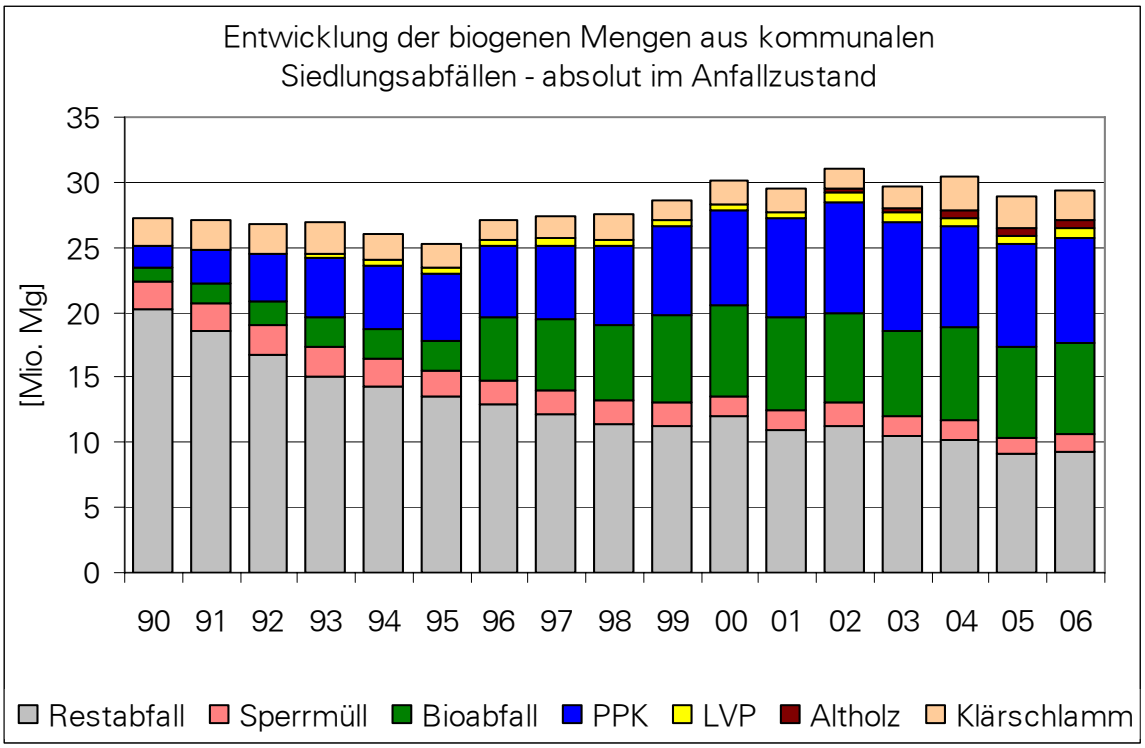

Abbildung 4: Entwicklung der biogenen Mengen aus den betrachteten Siedlungsabfällen - absolut im Anfallzustand

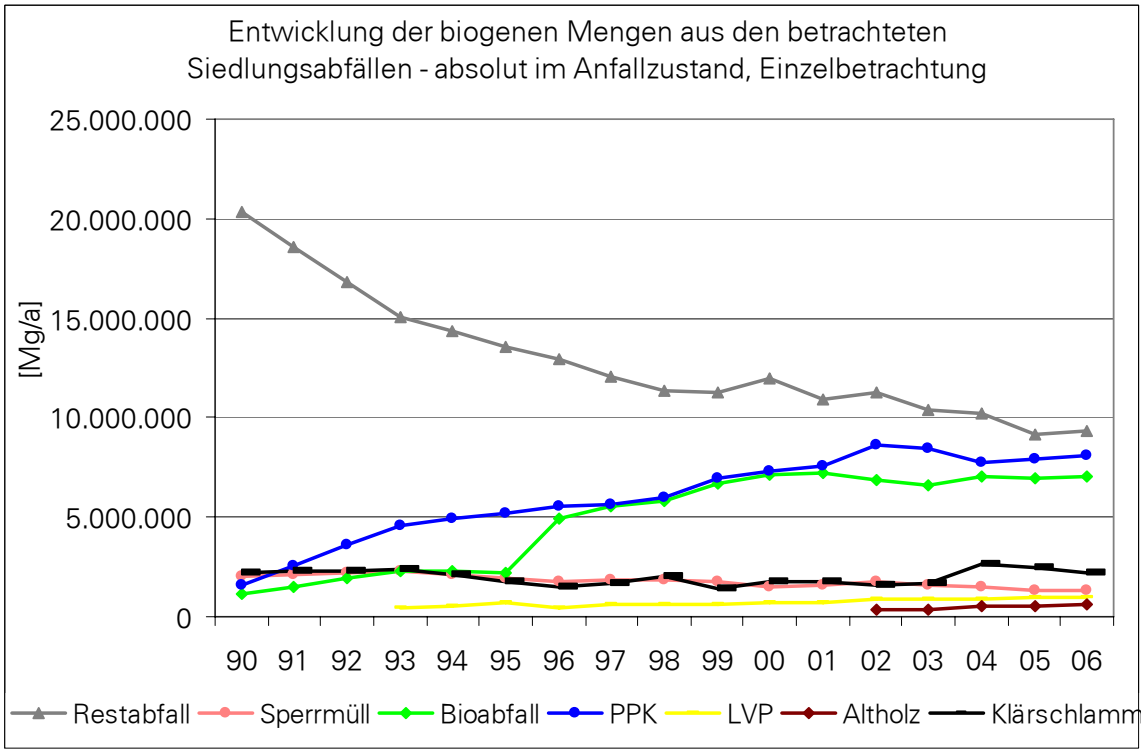

Abbildung 5: Entwicklung der biogenen Mengen aus den betrachteten Siedlungs-abfällen – absolut im Anfallzustand, Einzelbetrachtung

Es ist ein deutlicher Rückgang der aus dem Restabfall stammenden biogenen Mengen aufgrund des Rückgangs der Gesamtrestabfallmengen zu erkennen. Die Wertstoffe PPK und Bioabfall mit einem nahezu 100%igen biogenen Anteil weisen durch den Anstieg der Gesamtmengen entsprechend einen Anstieg der biogenen Mengen auf.
Die biogene Abfallmenge der betrachteten Siedlungsabfälle lag durchschnittlich zwischen 25,0 Mio. Mg und 31,3 Mio. Mg pro Jahr und im Bezugsjahr 2006 bei 29,5 Mio. Mg.

Zur Darstellung der biogenen Anteile bezogen auf ein einheitliches Niveau (wasserfrei) wurden die Wassergehalte der betrachteten Abfallarten ermittelt und der Trockensubstanzgehalt berechnet. Tabelle 6 stellt beispielhaft für das Jahr 2006 die Wassergehalte sowie die biogenen Anteile bezogen auf die Trockensubstanz der relevanten Abfallarten dar.

Tabelle 6: Wassergehalt der betrachteten Abfallarten, beispielhaft für 2006

	Restabfall[1]	**Sperrmüll**[2]	**Bioabfall**[3]	**PPK**[4]	**LVP**[5]	**Alt-Holz**[6]	**Klärschlamm**[7]
	[Gew.- % OS]						
Wassergehalt	33,6	9,7	60,0	10,0	21,4	15,0	70,0

1,2,5… eigene Berechnungen, 3… [Bode et al., 2008], 4… CEPI- Richtlinien zur Qualitätskontrolle von Papier, 6… [Decker, 2009], 7… Statistisches Bundesamt: E-Mail von Herrn Lehmann zum Wassergehalt der in Fachserie 19 dargestellten Mengen an Klärschlamm vom 03.02.2009

Unter Berücksichtigung der Wassergehalte und der biogenen Anteile in den Trockensubstanzen ergeben sich die in Tabelle 7 dargestellten Mengen an biogener Trockensubstanz.

Tabelle 7: Menge an biogener Substanz der betrachteten Abfallarten über den Zeitraum von 1990 bis 2006, wasserfrei

Jahr	Rest-abfall	Sperr-müll	Bio-abfall	PPK	LVP	Alt-holz	Klär-schlamm
	[Mio. Mg TS]						
1990	11,496	1,799	0,379	1,444	0,000		0,541
1991	10,467	1,870	0,510	2,337	0,000		0,553
1992	9,453	1,940	0,640	3,229	0,000		0,565
1993	8,454	2,011	0,771	4,122	0,223		0,577
1994	8,003	1,866	0,755	4,404	0,297		0,507
1995	7,557	1,721	0,740	4,686	0,371		0,437
1996	7,159	1,576	1,645	4,968	0,257		0,366
1997	6,646	1,664	1,845	5,087	0,345		0,413
1998	6,209	1,666	1,934	5,381	0,341		0,499
1999	6,141	1,586	2,224	6,250	0,320		0,341
2000	6,428	1,348	2,373	6,537	0,360		0,423
2001	5,902	1,405	2,398	6,795	0,364		0,437
2002	6,158	1,540	2,288	7,731	0,460	0,268	0,384
2003	5,731	1,369	2,188	7,577	0,486	0,308	0,412
2004	5,664	1,359	2,350	6,966	0,475	0,481	0,636
2005	5,067	1,138	2,310	7,106	0,492	0,454	0,602
2006	5,198	1,180	2,340	7,272	0,498	0,559	0,529

Die prozentuale Verteilung der biogenen Anteile der betrachteten Abfallarten bezogen auf die Trockensubstanz lässt sich entsprechend Abbildung 6 darstellen.

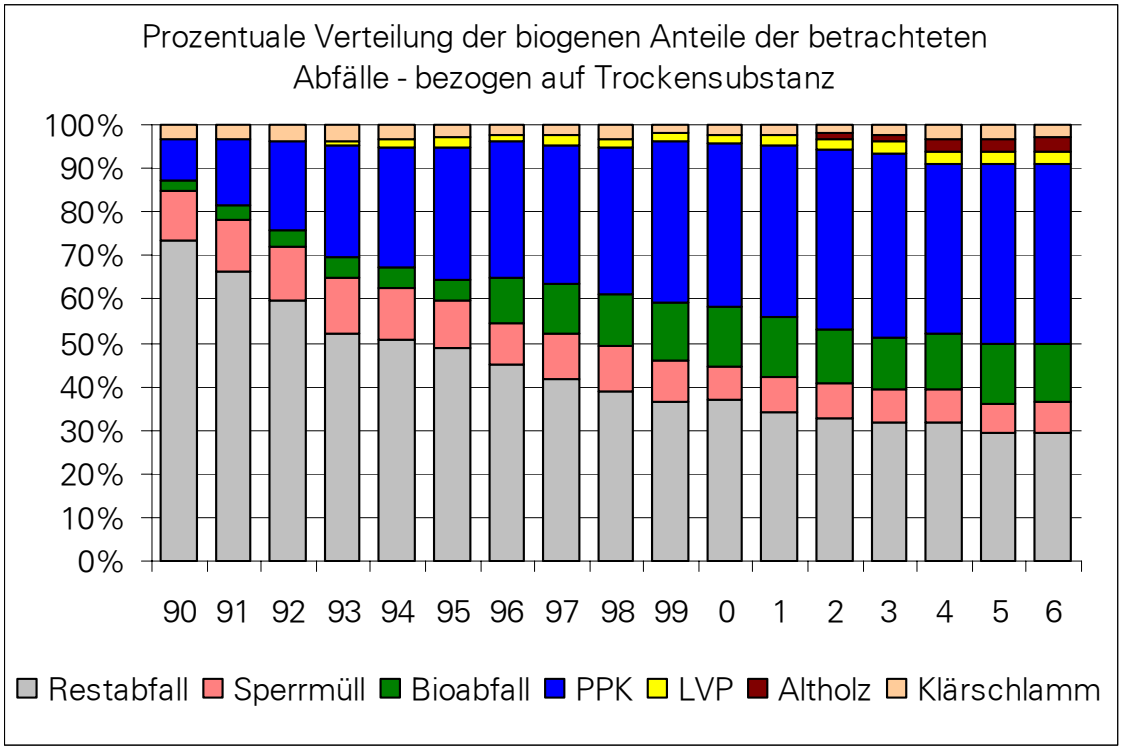

Abbildung 6: Prozentuale Verteilung der biogenen Anteile der betrachteten Abfallarten, bezogen auf Trockensubstanz

Zu Beginn des betrachteten Zeitraumes stammen über 70 % der biogenen Mengen in der Trockensubstanz aus dem Restabfall. Im Vergleichsjahr 2006 ist PPK die Abfallart, welche bezogen auf die Trockensubstanz mit 7,272 Mio. Mg die höchsten biogenen Mengen liefert. Ab 2002 sind bei Bioabfall, Klärschlamm und Leichtverpackungen kaum Veränderungen im Anteil an der Gesamtmenge der biogenen Trockensubstanz aufgetreten. Die biogene Menge aus dem Sperrmüll ist leicht rückläufig.

4.5.2 Entsorgungswege

Verknüpft man die biogenen Anteile der einzelnen Abfallarten mit der Verteilung der Mengen auf die Behandlungsverfahren, so ergibt sich die in den folgenden Abbildungen 7 und 8 dargestellte Entwicklung für den Betrachtungszeitraum 1990 - 2006 (absolut bzw. prozentual).

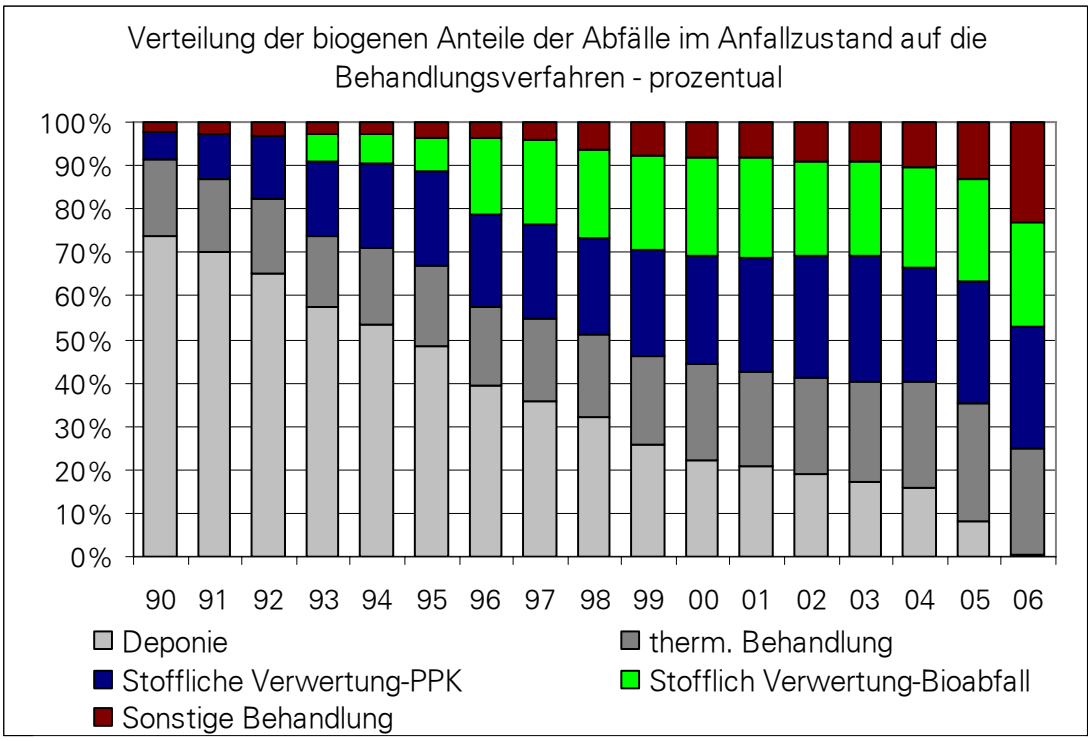

Abbildung 7: Verteilung der biogenen Anteile der Abfälle im Anfallzustand auf die Behandlungsverfahren - prozentual

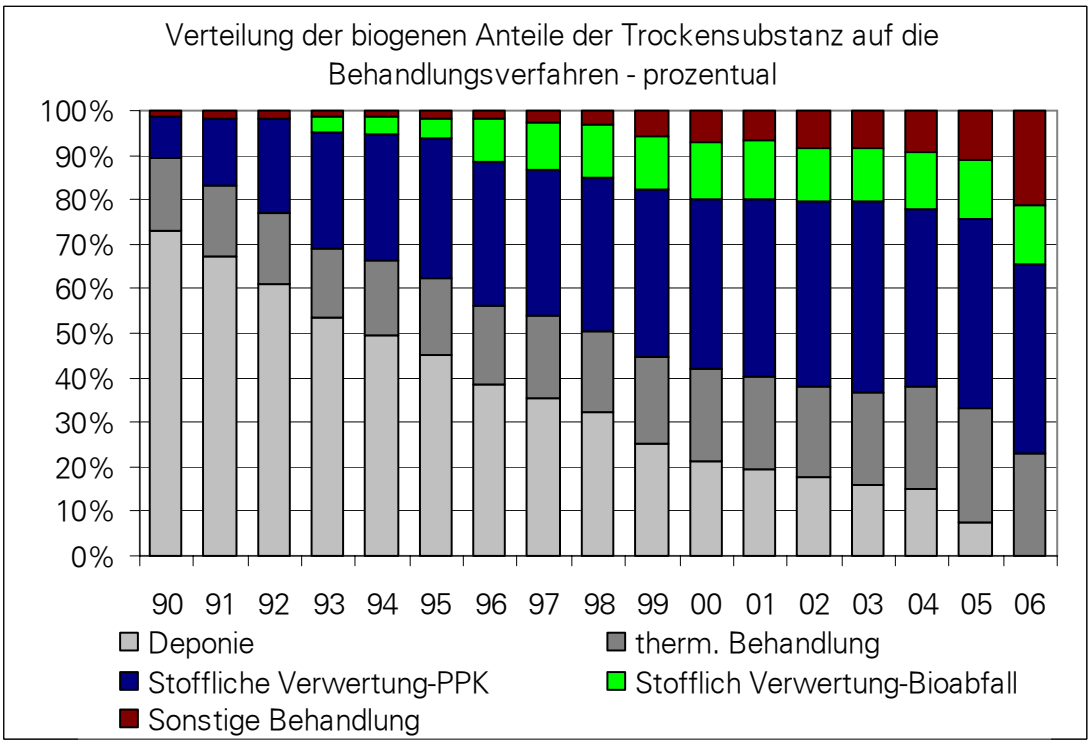

Abbildung 8: Verteilung der biogenen Anteile der Trockensubstanz auf die Behandlungsverfahren - prozentual

Nach rechnerischer Eliminierung des Wassergehaltes ist ersichtlich, dass die stoffliche Verwertung des biogenen Anteils von Pappe, Papier, Kartonagen einen hohen Stellenwert hat. Bedingt ist dies zum einen durch den vergleichsweise geringen Wassergehalt, aber auch durch die absolut hohen Mengen. Im Vergleich dazu ist die Menge der biogenen Trockensubstanz des Bioabfalls zur stofflichen Verwertung gering.

In der Abbildung 9 werden die absoluten biogenen Mengen im Anfallzustand der betrachteten Abfälle entsprechend der Behandlungsverfahren über den Betrachtungszeitraum zusammengestellt.

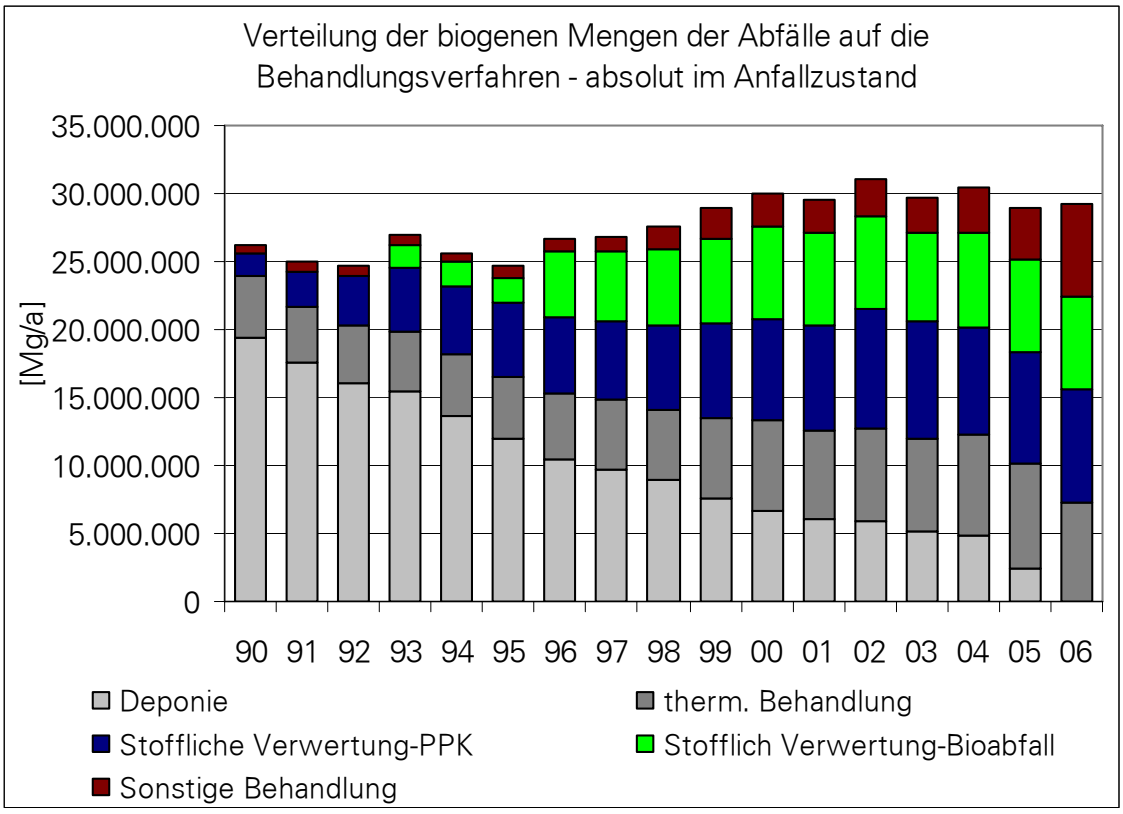

Abbildung 9: Verteilung der biogenen Mengen der Abfälle auf die Behandlungsverfahren - absolut im Anfallzustand

Die biogene Menge der entsorgten Abfälle stieg von ca. 26 Mio. Mg im Jahr 1990 auf ca. 31 Mio. Mg im Jahr 2002 an und entwickelte sich ab diesem Jahr mit leicht rückläufiger Tendenz bis 2006 (vgl. auch Abb.5). Bei den deponierten Mengen ist ein eindeutiger Rückgang bis hin zur Umsetzung der Abfallablagerungsverordnung im Jahr

2005 zu erkennen. Im Jahr 2006 wurden 75.000 Mg der biogenen Menge der betrachteten Abfälle deponiert. Die stoffliche Verwertung von Pappe/Papier/Kartonagen wie auch des Bioabfalls hat sich seit dem Jahr 2000 auf einem konstanten Mengenniveau eingestellt. Die thermische Behandlung liegt seit 2002 in einem Bereich von ca. 7 Mio. Mg pro Jahr für die biogene Menge.
Die Verfahren zur „sonstigen Behandlung", diese Bezeichnung wurde aus der Fachserie 19 übernommen, variieren in Abhängigkeit von der zu behandelnden Abfallart. Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung ist für den Restabfall das mengenmäßig führende Verfahren. Für Restabfall, Sperrmüll und Klärschlamm sind die Mengen zur thermischen Verwertung in Feuerungsanlagen ebenfalls in der Kategorie „sonstige Behandlung" dargestellt.
Die sonstige Behandlung des Altholzes beinhaltet beispielsweise die Aufbereitung in Bauschuttanlagen sowie die biologische Behandlung. Klärschlamm wird zum Teil kompostiert oder findet Einsatz in Bodenbehandlungsanlagen.

In Summe ist ein Anstieg der behandelten Mengen zu erkennen. Die Mengen, welche im Jahr 2005 noch deponiert wurden, sind im Jahr 2006 in den Mengen zur sonstigen Behandlung inkludiert.

4.5.3 Heizwerte

Zur Erfassung der nutzbaren Energie wurden die jeweiligen Heizwerte der Abfälle ermittelt und dem jährlichen Aufkommen gegenübergestellt. Die Heizwerte für Restabfall, Sperrmüll und Leichtverpackungen wurden anhand der jährlichen Zusammensetzung in Verbindung mit den Heizwerten der einzelnen Fraktionen berechnet [Heilmann, 2000].
Die Heizwerte für die weiteren Abfälle wurden vereinfachend über alle Jahre als konstant festgelegt. Beispielhaft sind in der folgenden Tabelle 8 die Heizwerte für 2006 dargestellt.

Tabelle 8: Heizwert der betrachteten Abfälle für 2006

	Rest-abfall[1]	**Sperr-müll**[2]	**Bio-abfall**[3]	**PPK**[4]	**LVP**[5]	**Altholz**[6]	**Klär-schlamm**[6]
[kJ/kg OS]							
Heizwert	8.844	15.988	5.000	13.700	13.415	16.000	2.612
1,2,5,6… eigene Berechnungen, 3,4… [Kost, 2001], 6… [Auerbach, 2002]							

Abbildung 10 stellt die durchschnittliche Heizwertverteilung für die betrachteten Siedlungsabfälle in Abhängigkeit von dem Aufkommen und der Zusammensetzung dar.

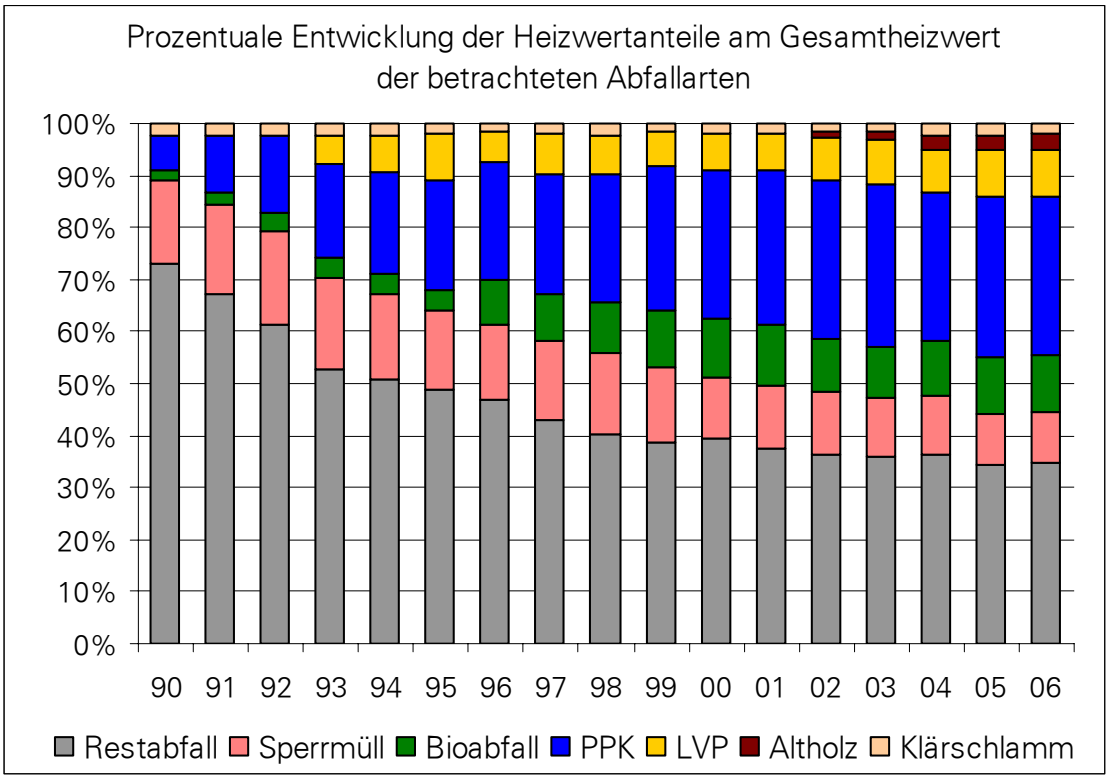

Abbildung 10: Prozentuale Entwicklung der Heizwertanteile am Gesamtheizwert der betrachteten Abfallarten

Betrachtet man den mittleren Heizwert im Siedlungsabfall, so schwankt dieser im Zeitraum von 1990 bis 2006 unwesentlich. Es bleibt allerdings eine deutliche Abnahme des Energieanteils durch den Restabfall festzustellen (1990: 73 %; 2006: 35 %). Demgegenüber steigt der Energieanteil der Wertstoffe durch eine verbesserte getrennte Erfassung der Wertstoffe.

Abbildung 11 verdeutlicht die Entwicklung der Heizwerte. Hierbei wurde der Heizwert des jeweiligen Abfalls in Verbindung mit dem Anteil des Abfalls an der Gesamtmenge der betrachten Abfallarten dargestellt.

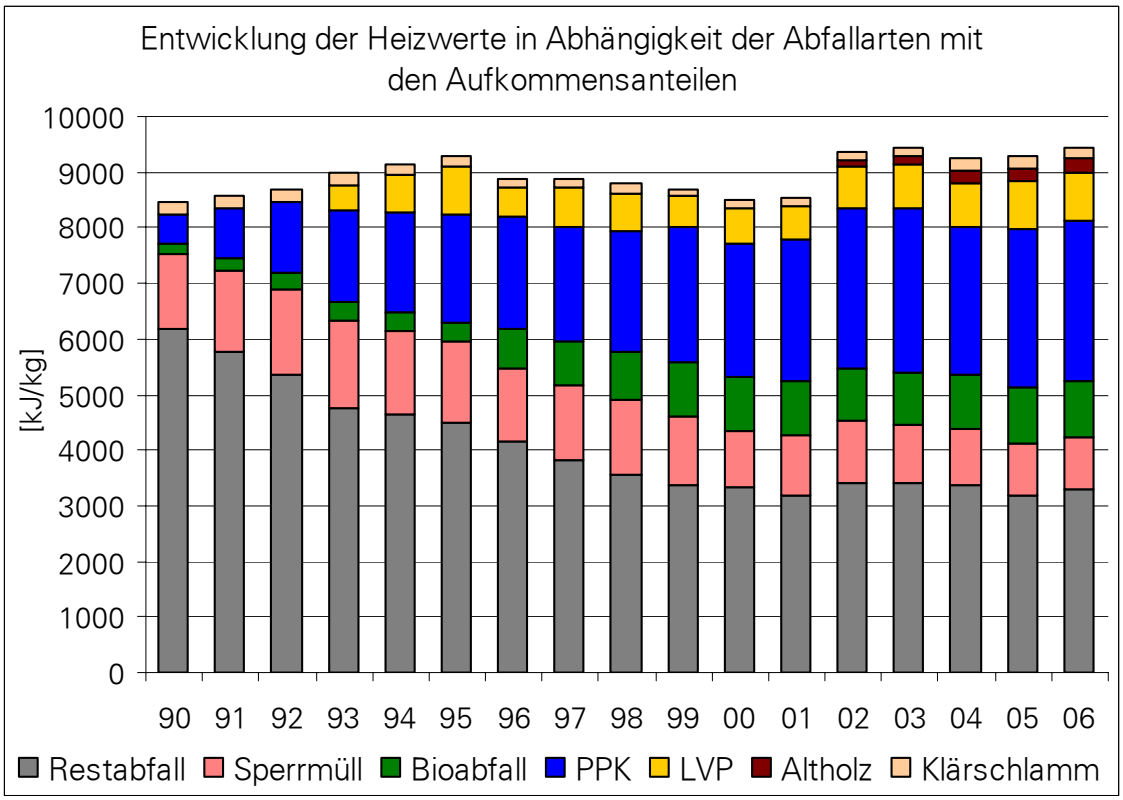

Abbildung 11: Entwicklung der Heizwerte in Abhängigkeit der Abfallarten mit den Aufkommensanteilen

Für das Jahr 2006 beträgt der durchschnittliche Heizwert der betrachteten Abfälle 9.447 kJ/kg. Hiervon stammen 3.287 kJ/kg (Heizwert 8.845 kJ/kg mit Aufkommensanteil 37%) vom Restabfall sowie 2.885 kJ/kg (Heizwert 13.700 kJ/kg mit Aufkommensanteil 21%) von Pappe/Papier/Kartonagen. Die verbleibenden 3.274 kJ/kg ergeben sich aus den Heizwerten und Mengenanteilen der Abfälle Sperrmüll, Bioabfall, LVP, Altholz sowie Klärschlamm.

4.5.4 Fazit

Es wurde die Entwicklung der biogenen Mengen von Restabfall, Sperrmüll, Bioabfall, PPK, Leichtverpackungen, Altholz und Klärschlamm sowie deren Verwertungswege über den Zeitraum von 1990 bis 2006 betrachtet.
Die Summe der biogenen Mengen der betrachteten Abfälle stieg von 27 Mio. Mg im Jahr 1990 auf 29,5 Mio. Mg im Jahr 2006 an.
Bezogen auf den Restabfall wurde ein Rückgang der biogenen Menge festgestellt. Im Gegensatz dazu zeigt sich ein Anstieg in den Abfallarten Leichtverpackungen, PPK und Altholz. Die biogenen Mengen aus Bioabfall, PPK sowie Klärschlamm blieben in den letzten fünf Jahren des Betrachtungszeitraumes auf einem gleich bleibenden Niveau.
Bei der Behandlung der Abfälle ist im Zeitraum von 1990 bis 2006 ein deutlicher Trend zur stofflichen Verwertung der biogenen Mengen zu erkennen. Wurden im Jahr 1990 ca. 1,6 Mio. Mg an Pappe/Papier/Kartonagen sowie Bioabfall (biogene Menge) stofflich verwertet, so waren es im Jahr 2006 bereits 15,2 Mio. Mg. Die biogenen Mengen zur thermischen Behandlung stiegen von 4,6 Mio. Mg (1990) auf 7,3 Mio. Mg im Jahr 2006. Die der sonstigen Behandlung wuchs von im Jahr 1990 mit 0,6 Mio. Mg auf 6,9 Mio. Mg im Jahr 2006 an. Stark rückläufig waren die biogenen Mengen zur Deponierung. Wurden im Jahr 1990 noch 19,3 Mio. Mg der biogenen Mengen der betrachteten Abfallarten deponiert, so waren es im Jahr 2006 nach Umsetzung der Abfallablagerungsverordnung im Jahr 2005 noch 75.000 Mg.

5 Methodik der Bilanzierung des Beitrages der Energieerzeugung aus Abfällen zum Klimaschutz

Basierend auf der Datenrecherche für das Jahr 2006 erfolgt in Kapitel 6 eine Ermittlung des Beitrages abfallwirtschaftlicher Maßnahmen zum Klimaschutz. Grundlage dafür ist die klimaneutrale Energieerzeugung durch die Nutzung des biogenen Anteils im Abfall. Im Rahmen dieser Studie werden nur abfallwirtschaftliche Maßnahmen betrachtet werden, die einen direkten Beitrag zur CO_2-neutralen Energieerzeugung leisten. Beiträge der Abfallwirtschaft, die auf andere Effekte als die energetische Nutzung des biogenen Anteils im Abfall zurückzuführen sind, wie z.B. die Steigerungen der Materialeffizienz in Produktionsprozessen oder die Steigerung des stofflichen Recyclings, gehen nicht in die Bilanzierung ein.
Für das Ziel der Studie ist es notwendig im Vorfeld der Berechnungen den Bilanzraum festzulegen und die für die Bilanzierung relevanten In- und Outputströme zu definieren.

5.1 Bilanzraum

Der Bilanzierungsrahmen umfasst in dieser Studie zum einen die abfallwirtschaftliche Entsorgungsmaßnahme, zum anderen die durch die Entsorgungsmaßnahme substituierbaren Äquivalentprozesse der Primärenergiebereitstellung.
Zur Bestimmung der $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen können zwei Methoden, die so genannte „Überkreuz-Schlechtschrift“ und die „Gutschrift-Methode“ [Vogt et al., 2002] eingesetzt werden. In dieser Studie wird die Gutschrift-Methode angewandt, bei der die CO_2-Emissionen des Substitutionsprozesses den freigesetzten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen des jeweilig betrachteten Entsorgungsverfahrens als Gutschrift gegenübergestellt werden. Zur Bestimmung der $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen werden dabei klimarelevante, fossile $CO_{2,äq}$-Emissionen von denen durch Energieerzeugung substituierten $CO_{2,äq}$-Emissionen abgezogen.

Da das Ziel dieser Studie eine Betrachtung der Energiebereitstellung auf Grund des biogenen Anteils im Abfall und dem damit verbundenen Beitrag zum Klimaschutz ist, wurden jegliche Prozesse der Erzeugung, der Sammlung und des Transports der Ab-

fallströme generell nicht betrachtet. Diese Festlegung gilt auch für die spezifischen Berechungen der Anlagen zur thermischen Abfallbehandlung (MVA) und Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA), welche in den nachfolgenden Kapiteln detailliert bilanziert werden.
Grund für einen Ausschluss dieser vor- oder nachgelagerten Prozesse ist, dass diese in allen untersuchten abfallwirtschaftlichen Maßnahmen in keinem Zusammenhang zur Energiebereitstellung aus dem biogenen Anteil der Abfälle stehen.
Daher befindet sich auf Seite des Systeminputs der an die betrachteten Behandlungsanlagen angelieferte Abfall. Systemoutput sind Prozessrückstände, die in die weiterführenden Berechnungen nur dann einbezogen werden, sofern ein nennenswerter Beitrag zur klimaneutralen Energieproduktion auf Grund eines biogenen und fossilen Anteils im Rückstand geleistet wird. Prozesse der stofflichen Verwertung liegen, wie bereits erwähnt, außerhalb der Systemgrenzen. Ebenfalls außerhalb des Bilanzraumes liegen Prozesse der Bereitstellung, der Wartung und der Reparatur der Anlagen selbst.

5.2 Bezugsjahr

Die in dieser Studie verwendeten Daten zum Abfallaufkommen und -verbleib sowie alle anderen zur Berechnung herangezogenen Daten (z.B. Emissionsfaktoren für den deutschen Strom- und Wärmemix oder Braunkohle) beziehen sich grundsätzlich auf das Jahr 2006.
Nur für die Bilanzierung der Mechanisch - biologischen Abfallbehandlungsanlagen, welche ausführlich in Kapitel 5.2.6 dargestellt ist, wurde auf Grund der starken Veränderungen im Jahre 2006 nach Inkrafttreten der AbfAblV am 01.06.2005 auf Daten aus dem Jahr 2007 zurückgegriffen, da sich viele Anlagen 2006 noch nicht im Regelbetrieb befanden. Um den Anteil zur klimaneutralen Energieerzeugung auf die in MBA-Anlagen behandelten Mengen im Jahr 2006 zu berechnen, wurden die spezifischen freigesetzten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieerzeugung und die $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen berechnet und auf die für 2006 recherchierten Abfallstoffströme bezogen.

5.3 Abfallstoffströme

Im Rahmen dieser Studie werden wie bereits in Kapitel 1 erwähnt nur Abfallströme betrachtet, die durch einen biogenen Anteil gekennzeichnet sind. Wird dieses Kriterium, wie z.B. bei Altglas oder in MVA-Schlacken vorliegenden Metalle nicht erfüllt, werden die Abfallströme nicht berücksichtigt.

Im Folgenden sind alle Fraktionen aufgelistet, die in der Ist-Stand Bilanzierung inkludiert werden:

- Haushaltabfälle (Restabfall, Sperrmüll, Bioabfall, Sortierreste der Leichtverpackungen)
- Abfälle aus wasserwirtschaftlichen Maßnahmen (kommunaler Klärschlamm)
- Altholz
- Gewerbeabfall (nur für die MVA-Bilanzierung)

5.4 Entsorgungsverfahren

Die nachfolgend aufgelisteten Entsorgungsverfahren wurden betrachtet.

- Deponiegaserfassung
- Biologische Behandlung von Bioabfällen durch Vergärung
- Thermische Verwertung von Altholz in Altholzverwertungsanlagen
- Thermische Verwertung von Klärschlämmen in Mitverbrennungsanlagen (Steinkohlekraftwerke, Braunkohlekraftwerke, Zementwerke)
- Thermische Abfallbehandlung in MVA
- Mechanisch-biologische Abfallbehandlung in MBA-Anlagen inkl. der energetischen Verwertung der erzeugten EBS-Fraktionen

Allen hier aufgelisteten Entsorgungswegen ist gemein, dass sie zur Energiebereitstellung beitragen. Entsorgungswege, welche nicht zu einer klimaneutralen Energieproduktion führen und damit auch nicht eine Substitution fossiler Energieträger zur Folge haben (wie z.B. das stoffliche Verwertungsverfahren der Kompostierung oder auch die als zu 100 % angenommene stoffliche Verwertung von Altpapier) sind zwar

für eine ganzheitliche CO_2-Bilanzierung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen von entscheidender Bedeutung, werden aber im Rahmen dieser Studie nicht berücksichtigt.

5.5 Mengen

Die Berechnung des Beitrages der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz durch Energieerzeugung wird im Folgenden anhand einer Einteilung in die verschiedenen Arten der Entsorgung vorgenommen. Dazu werden in einem ersten Schritt die betrachteten Abfallarten mit biogenen Anteilen in den einzelnen Entsorgungswegen zusammengefasst. Eine Übersicht der in Kapitel 4 detailliert betrachteten und im Begleitheft erläuterten Datengrundlage enthält Tabelle 9 [DESTATIS, 2008; Treder, 2008; UBA, 2004b].

Tabelle 9: Entsorgungswege und abfallartenspezifische Stoffstrommengen für das Jahr 2006 [Mg OS/a]

Abfallart	**Deponie**	**Thermische Behandlung in MVA**	**MBA**	**Thermische Behandlung**	**Vergärung**
Restabfall	76.000	12.576.766**	1.781.000	-	-
Sperrmüll	6.000	572.000	118.000	-	-
Gewerbeabfall		3.391.000		-	-
Bioabfall	19.000	5.000	11.000	-	616.480
Klärschlamm	2.000	98.290	-	2.159.000	-
Altholz	0	3.500		219.800	-
Altholz nach Shredder	-	-	-	327.233	-
LVP (Sortierreste mit biogenem Anteil)	7.014	350.625	164.357	-	-
Summe	110.014	16.990.415*	2.074.357	2.706.033	616.480
*exkl. MBA-SR/EBS/ **inkl. importierter Restabfall					

Hierbei gilt zu beachten, dass Sortierreste und Ersatzbrennstoffe aus MBA mit nachfolgender Verwertung in MVA an dieser Stelle und in der Zusammenfassung im Rahmen der MBA-Bilanzierung betrachtet wurden. Somit ergibt sich bei den in MVA behandelten Abfallmengen eine Differenz von etwa 400.000 Mg zu den in Kapitel 5.2.5 (MVA-Bilanzierung) genannten Mengen. Die Ursache hierfür ist eine komplette MVA-Bilanzierung in Kapitel 5.2.5 und die Vermeidung einer Doppelbilanzierung an dieser Stelle.

Anmerkungen:

- In der Restabfallmenge zur thermischen Behandlung in MVA sind 6.766 Mg aus Restabfallimporten enthalten und werden einzeln bilanziert [UBA, 2006a]

- Der Entsorgungsweg MBA beschreibt in dieser Studie Abfallmengenströme, die entsprechend der ausgewerteten Datenquellen (siehe Kapitel 4) der „Sonstigen Behandlung“ zugeführt wurden. Vereinfachend wurde dieser Behandlungsweg der MBA zugeordnet.

- Klärschlämme zur thermischen Verwertung gelangen in Steinkohle- (403.000 Mg/a) und Braunkohlekraftwerke (1.518.000 Mg/a) [UBA, 2004b] bzw. in Zementwerke (238.000 Mg/a) [VDZ, 2006] und werden einzeln bilanziert. Klärschlämme zur thermischen Behandlung gehen zu einem geringen Prozentsatz in MVA (98.290 Mg/a) [UBA, 2004b] und werden dort in der Bilanzierung erfasst. Ein weiterer, in dieser Studie nicht betrachteter Anteil, wird in Monoklärschlammverbrennungsanlagen ohne Energiegewinn beseitigt. Die bei der Verbrennung des Klärschlamms erzeugte Wärmeengergie wird zur Vortrocknung des Klärschlamms genutzt und keine Energie wird extern abgegeben.

- Altholz zur thermischen Verwertung gelangt in Altholzverbrennungsanlagen und wird einzeln bilanziert.

- Altholz aus Shredderanlagen gelangt zu 80,5 % in die thermische Verwertung. Darunter werden Altholzverbrennungsanlagen verstanden und einzeln bilanziert. Die restlichen Altholzmengen (19,5 % des Shredderanlageninputs) gelangen in die stoffliche Verwertung [Mantau et al., 2008].

- Es werden laut Recherchen im Jahr 2006 ca. 92 % der gesammelten Bioabfälle in Kompostierungsanlagen behandelt und ca. 8 % (616.480 Mg/a) gelangen in Vergärungsanlagen [DESTATIS, 2008a].

- Bei den Leichtverpackungen besitzen die Getränkeverpackungen und die Papierverbundverpackungen sowie die Fehlwürfe/Sortierreste nennenswerte biogene Anteile. Für die Getränkeverpackungen und die Papierverbundverpackungen wurde eine 100 %-ige stoffliche Verwertung angesetzt. Für die Fehlwürfe/Sortierreste wurde unterstellt, dass diese analog dem Restabfall behandelt werden. Für den Zeitraum ab 2002 wurde entsprechend der Information der DSD GmbH [DSD, 2007] angenommen, dass 30 % der Sortierreste thermisch behandelt werden. Von den verbleibenden 70 % wird analog der Restabfallbehandlung der entsprechende prozentuale Anteil deponiert und der verbleibende Anteil der sonstigen Behandlung zugeführt.

- Für die Abfallfraktion Altpapier wird angenommen, dass zu 100 % eine stoffliche Verwertung erfolgt. Daher wird dieser Stoffstrom in keinem Entsorgungsweg betrachtet.

5.6 $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieerzeugung (Gutschriften durch Energiesubstitution)

Die Bilanzierungsmethodik der „Gutschrift-Methode“ beinhaltet, dass auf Seiten der $CO_{2,äq}$-Einsparungen die vermiedenen $CO_{2,äq}$-Emissionen durch die Substitution der Primärenergiebereitstellung in Form einer Gutschrift berücksichtigt werden. Für die Substitutionsprozesse werden in dieser Studie drei Szenarien betrachtet, die sich

durch verschiedene Annahmen der Substitution einer sich unterscheidenden Strom- bzw. Wärmebereitstellung auszeichnen:

A) Substitution eines Strommixes (basierend auf einer Stromerzeugung aus Abfall unter Annahme einer Substitution von 30 % Braunkohle, 60 % Steinkohle, 10 % Gas) mit einem Emissionsfaktor von 0,886 $kgCO_{2,äq}$/kWh [BMU, 2008] sowie des Wärmemix (basierend auf 56,9 % Erdgas, 40,5 % Heizöl, 2,6 % Kohle) mit einem CO_2-Emissionsfaktor von 0,232 $kgCO_{2,äq}$/kWh [BMU, 2008],

B) Substitution des deutsches Strommix mit einem CO_2-Emissionsfaktor von 0,596 $kgCO_{2,äq}$/kWh [UBA, 2008a] sowie Substitution des deutschen Wärmemixes mit einem CO_2-Emissionsfaktor von 0,216 $kgCO_{2,äq}$/kWh [UBA, 2008b],

C) Substitution von Strom bereitgestellt durch Braunkohlekraftwerke (Grundlastkraftwerke der deutschen Stromversorgung) mit einem Emissionsfaktor von 1,088 $kgCO_2$/kWh [UBA, 2008a] sowie Substitution des deutschen Wärmemixes mit einem CO_2-Emissionsfaktor von 0,216 $kgCO_{2,äq}$/kWh [BMU, 2008].

6 Beitrag der Energieerzeugung aus Abfällen zum Klimaschutz – eine IST-Stand Analyse

Für alle ausgewählten Entsorgungswege, bei denen Energie aus dem biogenen Anteil im Abfall erzeugt wird, werden in den nachfolgenden Kapiteln die Grundlagen der Berechnung sowie die erzielten Ergebnisse dargestellt.

6.1 Deponierung

6.1.1 Mengen und Methodik

Bei der Bilanzierung der Deponierung wurde aufgrund von bereits vorliegenden Daten des Umweltbundesamtes im Rahmen der Berichterstattung im Nationalen Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2006 [NIR, 2008] darauf verzichtet, mit den recherchierten Abfallmengen die der Deponierung zugeführt werden, eine eigene Berechnung analog zum Vorgehen im NIR 2008 durchzuführen.

Die Deponiegasprognose wird im NIR 2008 nach der in der IPCC 2006 empfohlenen TIER 2 Methode, oder First Order Decay Methode (FOD Methode), durchgeführt. Diese Methode berücksichtigt unter Verwendung eines kinetischen Ansatzes, dass die Deponiegasbildung der Kinetik biologischer Prozesse folgt und daher realitätsnah durch einen zeitlichen Verlauf über mehrere Jahre abgebildet werden muss. Da die Methode umfangreich im NIR 2008 dargestellt und erläutert ist, wird an dieser Stelle auf eine detaillierte Darstellung der Berechnungsgrundlagen verzichtet und nur das Ergebnis und die darauf beruhenden weiteren Berechnungen dargestellt.

In Tabelle 10 sind die Daten zum Emissionsgeschehen der Deponien im Jahr 2006 zusammengestellt [NIR, 2008].

Tabelle 10: Methanemissionen aus Deponien 2006 [NIR, 2008]

Methanbildung	1.107.000 Mg CH_4/a
Methanmenge gefasst unter Einbezug der Ausstattung der Deponien mit Gasfassungssystemen (95 %) sowie der Deponiegasfassungsrate (60 %)	631.000 Mg CH_4/a
Methanmenge emittiert abzüglich oxidierten Anteil in der Oberflächenabdichtung (10 % [NIR 2008])	428.000 Mg CH_4/a

Da die Daten des NIR 2008 keinen Aufschluss über eine sich anschließende Deponiegasnutzung (in BHKW) oder –beseitigung (z.B. in Fackelanlagen) geben, wurde durch das Umweltbundesamt eine telefonische Anfrage beim Statistischen Bundesamt durchgeführt. Nach unveröffentlichten Zahlen [Knichel, 2008] wurden im Jahr 2006 641 Mio. m³ Deponiegas auf 263 Deponien erfasst. Davon wurden 5,8 % des gefassten Deponiegases [37 Mio. m³] über z.B. Fackelanlagen entsorgt und 94,2 % [604 Mio. m³] in BHKW mit Energienutzung verwertet. Diese Daten weichen damit von den im NIR 2008 berechneten Emissionsdaten für Deponien bezüglich der emittierten Methanvolumina ab. Die folgende CO_2-Bilanzierung beruht auf Seiten der CO_2-Gutschriften (durch Verstromung des Deponiegases in BHKW) auf den unveröffentlichten Daten des Statistischen Bundesamtes, da es sich dabei um real ermittelte Daten handelt. Die Bilanzierung der CO_2-Belastung basiert auf den Daten zu den emittierten Methanvolumenströmen im Jahr 2006 entsprechend der NIR 2008 (vgl. Tabelle 10), da diesbezüglich keine Messdaten existieren.

Im Rahmen der Bilanzierung wird davon ausgegangen, dass die in den BHKW produzierte Wärmeenergie nicht genutzt wird. Weiterhin wird der Eigenenergiebedarf der Anlagen vernachlässigt, da dieser „gegenüber der Treibhauswirkung des gefassten Methans vernachlässigbar gering ist“ [Butz, 1997].

6.1.2 Klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen

Auf deutschen Deponien wurden im Jahr 2006 ca. 428.000 Mg Methan ungefasst emittiert (vgl. Tabelle 10). Diese Methanemissionen ergeben umgerechnet in freigesetzte, klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen (Global Warming Potential (GWP) = 21 [NIR, 2008]) eine Belastung von 8,988 Mio. Mg $CO_{2,äq}$.
Zusätzlich dazu werden infolge des Methanschlupfes laut [Vogt, 2008] bei der energetischen Verwertung im BHKW ca. 0,5 % des zugeführten Methans emittiert. Dadurch entstehen zusätzliche $CO_{2,äq}$-Emissionen in Höhe von ca. 0,02 Mio. Mg.
Die Gesamtbelastung beträgt damit 9,01 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a.

6.1.3 $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieerzeugung (Gutschriften durch Primärenergiesubstitution)

Tabelle 11 zeigt die Daten zur Deponiegasfassung und -nutzung, die in die CO_2-Bilanzierung eingehen.

Tabelle 11: Datengrundlage für Bilanzierung der energetischen Deponiegasverwertung

Wert	**Bezeichnung**
641.000.000	m³ Deponiegas - erfasst auf 263 Deponien
604.000.000	m³ Deponiegas - in BHKW energetisch verwertet
50	% Anteil Methan im DG (eigene Annahme)
302.000.000	m³ Methan - in BHKW energetisch verwertet
10	Heizwert kWh/m³ Methan
3.020.000	Gesamtenergiegewinn MWh/a
35	% elektr. Wirkungsgrad
1.057.000	MWh_{elektr}/a (2006) abgegeben

Im Jahr 2006 konnten demnach ca. 1.057.000 MWh elektrische Energie ins deutsche Netz eingespeist wurden.

Durch Multiplikation dieser Energiemenge mit den verschiedenen CO_2-Emissionsfaktoren können der Bilanz folgende Mengen an CO_2-Äquivalenten gutgeschrieben werden:

Szenario A)	936.502	Mg $CO_{2,äq}$/a
Szenario B)	629.972	Mg $CO_{2,äq}$/a
Szenario C)	1.150.016	Mg $CO_{2,äq}$/a

6.1.4 Gesamtbetrachtungen

Durch Gutschrift der CO_2-Einsparungen infolge der energetischen Verwertung des gefassten Deponiegases erhält man eine $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen durch die Deponierung von etwa 8 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a.

Zur Verdeutlichung der Ergebnisse der Berechnungen dient folgende Abbildung.

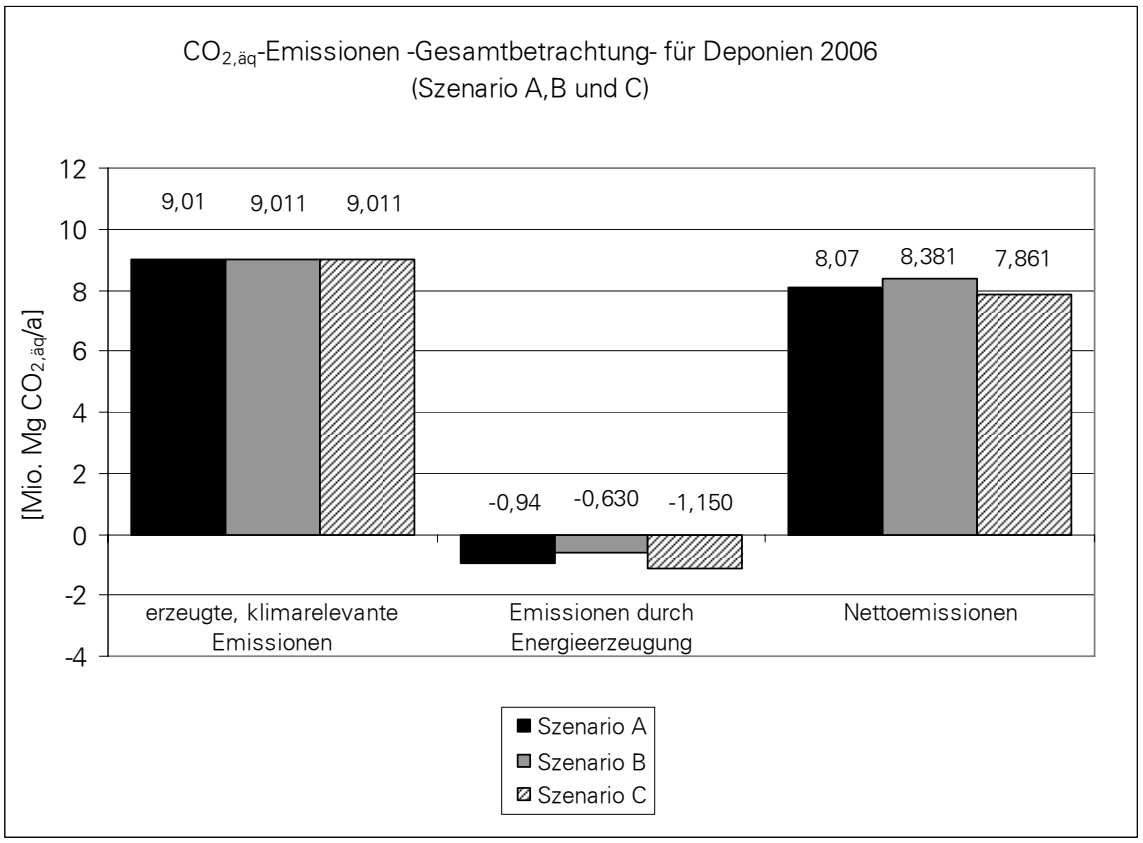

Abbildung 12: $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Deponien

Diese Ergebnisse werden in Kapitel 8 mit dem Basisszenario 1990 verglichen um den positiven Beitrag deponierelevanter gesetzlicher Regelungen der letzen Jahre deutlich werden zu lassen.

6.2 Bioabfallvergärung

6.2.1 Mengen und Methodik

Im Jahr 2006 wurden 616.480 Mg Bioabfälle in Vergärungsanlagen behandelt. Prinzipiell können auch Klärschlämme der Co-Vergärung mit Bioabfällen zugeführt werden. Hierfür konnten allerdings keine Daten recherchiert werden und der Anteil wird als marginal abgeschätzt. (Klärschlämme werden in der Regel einer Monovergärung in den Faultürmen der Kläranlagen unterzogen.)

Klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen entstehen zum einen durch den energetischen Eigenbedarf der Vergärungsanlagen und zum anderen durch den Methanschlupf im BHKW sowie durch Methanemissionen bei der Überführung des Gärrestes in die Nachrotte. Elektrische Energie wird durch Strombezug aus dem öffentlichen Netz gedeckt. Elektroenergieverbraucher sind u.a. Aufbereitungs- und Dosieranlagen, Mischvorrichtungen, Pumpen und Förderschnecken. Abhängig von der Anlagenkonfiguration wird ein Teil der im BHKW entstehenden Wärmeenergie für die Beheizung der Reaktoren bzw. für ggf. nachgeschaltete Hygienisierungsstufe benötigt. Da die benötigte Wärmeenergie über die Abwärme des BHKW gedeckt wird und diese als klimaneutral anzusehen ist, ist der thermische Eigenenergiebedarf irrelevant im Rahmen der Bilanzierung.

Für die Methodik der Bilanzierung wurde für die abfallwirtschaftlichen Biogasanlagen die produzierte elektrische Energie komplett in das deutsche Stromnetz eingespeist und der Eigenenergiebedarf über Elektroenergiebezug aus dem öffentlichen Netz gedeckt.

6.2.2 Klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen

Die Berechnung der klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen erfolgt durch Multiplikation des elektrischen Eigenenergiebedarfes mit den $CO_{2,äq}$-Substitutionsfaktoren der drei Szenarien A, B und C ein.
Die damit berechneten $CO_{2,äq}$-Emissionen durch den Bezug von elektrischer Energie betragen in den einzelnen Szenarien somit:

Szenario A)	7.433 Mg $CO_{2,äq}$/a
Szenario B)	5.000 Mg $CO_{2,äq}$/a
Szenario C)	9.127 Mg $CO_{2,äq}$/a

Die CO_2-Belastung durch den Methanschlupf in BHKW liegt nach [Vogt et al., 2008] für Gas-BHKW durchschnittlich bei ca. 0,5 % des zugeführten Methans. Zusätzlich ist durch Methanemissionen bei der Überführung der Gärreste in die Nachrotte mit Methanemissionen in Höhe von ca. 1 % in Bezug auf das in der Vergärung produzierte Methan auszugehen [Koch, 2009].
Die durch Methanemissionen im BHKW und während der Nachrotte der Gärreste verursachten klimarelevanten CO_2-Äquivalentemissionen betragen im Bezugsjahr 6.658 Mg CO_2-Äquivalente.

(Es wird darauf hingewiesen, dass in der Fachliteratur unterschiedliche Angaben zu den auftretenden klimarelevanten Emissionen in der Nachrottephase der Gärreste verfügbar sind. Zum Beispiel wird in [Cuhls et al., 2008] von deutlich höheren Methanemissionen bis zu 8 % während der Vergärung als auch der Nachrotte ausgegangen.)

6.2.3 $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieerzeugung (Gutschriften durch Primärenergiesubstitution)

Es wird vereinfachend von einer kompletten Einspeisung der elektrischen Energie in das Stromnetz und einer 30 %-igen Nutzung der thermischen Energie ausgegangen.
Laut [FNR, 2006] beträgt das spezifische Biogaspotenzial zwischen 80-120 m³/Mg OS Bioabfall. Es wird im Folgenden konservativ von einem mittleren Biogasertrag von 80 m³/Mg Bioabfall ausgegangen. Der mittlere Methangehalt im Biogas wird auf 60 % geschätzt.
Daraus berechnet sich für das Jahr 2006 ein Volumen von ca. 29,591 Mio. m³ Methan, welches in BHKW mit einem elektrischen Wirkungsgrad von 35 % und thermischen Wirkungsgrad von 55 % energetisch verwertet wird. Dadurch können entsprechend der getroffenen Annahmen 103.569 MWh_{elektr}/a und 162.751 MWh_{therm} /a erzeugt werden. Durch Einbeziehung des vorher definierten Wärmenutzungsgrades von 30 % werden von der erzeugten Wärmeenergiemenge 48.825 MWh_{therm}/a tatsächlich genutzt und in der Bilanz gutgeschrieben.
Damit ergeben sich für die drei Substitutionsszenarien folgende Gutschriften:

Szenario A)	103.089	Mg $CO_{2,äq}$/a
Szenario B)	72.273	Mg $CO_{2,äq}$/a
Szenario C)	123.229	Mg $CO_{2,äq}$/a

6.2.4 Gesamtbetrachtungen

Zur Berechnung der Gesamtbilanz werden die erzeugten klimarelevanten Emissionen den Gutschriften für die Energieerzeugung gegenübergestellt. Im Ergebnis steht für alle drei Szenarien eine Netto-Entlastung des Klimas. Für das Jahr 2006 werden durch die Bioabfallvergärung infolge einer Nutzung des biogenen Anteils im Bioabfall zur Energieerzeugung $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen zwischen -0,060 und -0,107 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a berechnet. Dies entspricht einer $CO_{2,äq}$-Emissionseinsparung. In Abbildung 13 werden die Ergebnisse graphisch verdeutlicht.

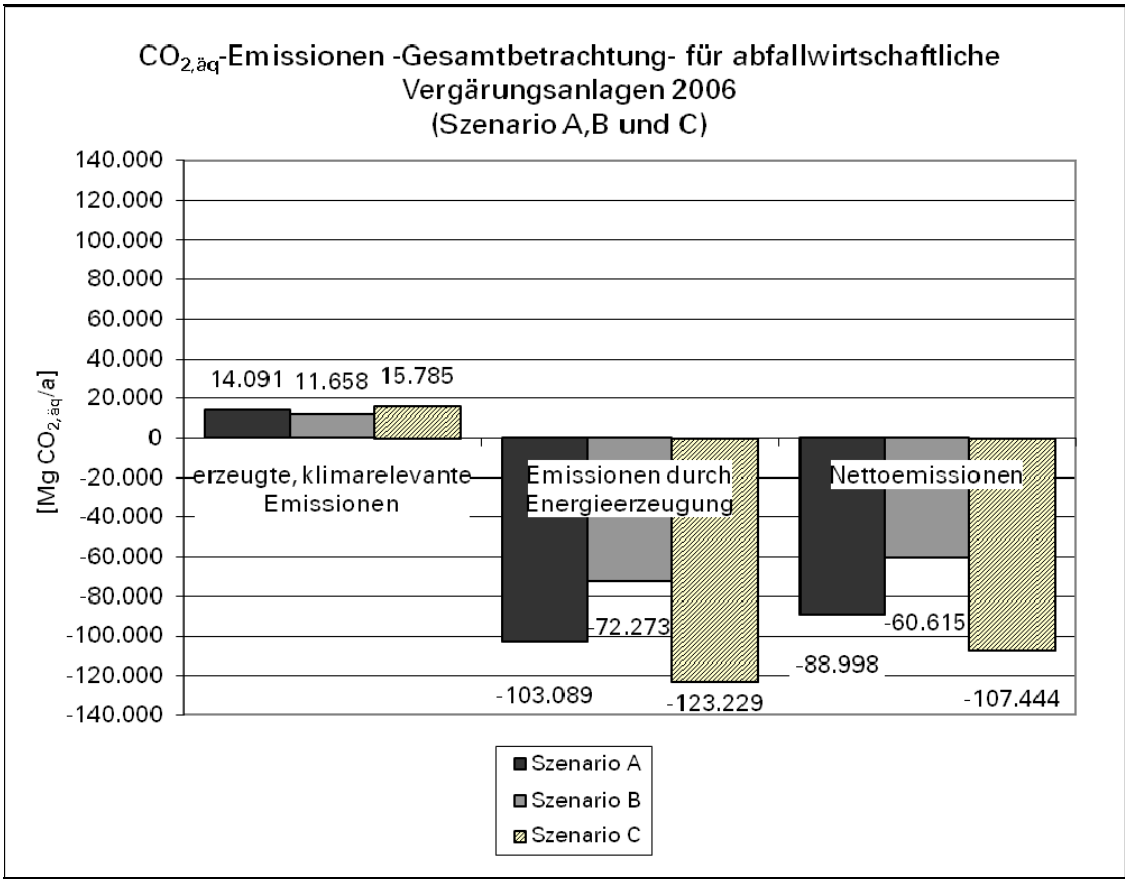

Abbildung 13: $CO_{2,äq}$-Emissionen durch die Vergärung

6.3 Altholzverbrennung in Monoverbrennungsanlagen

6.3.1 Mengen und Methodik

Altholz wurde in der Vergangenheit in erster Linie stofflich verwertet oder einer Deponierung zugeführt. Nach dem Verbot der Deponierung zum 01.06.2005 durch die AbfAblV hat die energetische Verwertung von Altholz an Bedeutung gewonnen. Das Aufkommen an Altholz beziehungsweise Industrierestholz beläuft sich auf etwa 11 Mio. Mg/a [Mantau et al., 2005]. Wobei der größte Teil an Holzabfällen, z.B. Sägerestholz in Sägewerken, direkt in den Industriebetrieben stofflich oder energetisch verwertet wird. Tatsächlich werden in Monoverbrennungsanlagen nach [Mantau et al., 2005] etwa 0,546 Mio. Mg getrennt erfasstes Altholz aus Siedlungsabfall behandelt. Diese Menge setzt sich zusammen aus 0,220 Mio. Mg Altholz, das direkt Mono-

verbrennungsanlagen zugeführt wurde und 0,327 Mio. Mg Altholz, das im Anschluss nach einer Zerkleinerung des Altholzes in die Verbrennungsanlagen gelangt.

6.3.2 Klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen

In deutschen Altholzverbrennungsanlagen werden keine Katalysatoren zur Entstickung von Rauchgasen eingesetzt. Aufgrund der Entstickung direkt im Feuerraum (SNCR-Technik) ist eine Rauchgasaufheizung und ein damit verbundener Primärenergieverbrauch nicht notwendig. Klimarelevante Emissionen treten dementsprechend nur infolge einer Erdölverbrennung zur Stützfeuerung auf. Diese soll sich wie auch bei der Müllverbrennung auf 0,8 % der Feuerungswärmeleistung belaufen [EdDE, 2009]. Mit dem $CO_{2,äq}$-Emissionsfaktor für Öl von 0,268 Mg CO_2/MWh [Gemis 4.4] lassen sich somit etwa 5.000 Mg $CO_{2,äq}$-Emissionen für das Jahr 2006 berechnen.
Verschmutzungen des Altholzes durch Lackierungen oder durch Fremdstoffe, die trotz der Voraufbereitung des Altholzes nicht vollständig entfernt werden, können durch fossile Kohlenstoffanteile zu klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen beitragen, wurden allerdings nicht in die Bilanzierung aufgenommen.

6.3.3 $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieerzeugung (Gutschriften durch Primärenergiesubstitution)

Mit den ermittelten Altholzmengen im Jahr 2006 von 546.233 Mg Altholz und einem geschätzten Heizwert von ca. 16.000 kJ/kg [Auerbach, 2002] ergibt sich eine Feuerungswärmeleistung (FWL) von 277 MW bzw. 2.427.700 MWh/a.

Bei der weiteren Berechnung der Energieerzeugung soll davon ausgegangen werden, dass infolge einer durch das EEG geförderten, stromoptimierten Fahrweise lediglich Strom ausgekoppelt wird. Eine $CO_{2,äq}$-Emissionsminderung durch Wärmeabgabe wird indes nicht betrachtet.

Der elektrische Wirkungsgrad bezogen auf die abgegebene Menge an Strom beträgt nach eigenen Ermittlungen ca. 18 % bei moderaten Dampfparametern um 40 bar, 400

°C und im Kondenationsbetrieb bei 0,15 bar Abdampfdruck. Die Berechnung der eingesparten $CO_{2,äq}$-Emissionen erfolgt durch die Multiplikation der freigesetzten Energiemengen mit den CO_2-Substitutionsfaktoren der drei Szenarien. Somit lassen sich die in Abbildung 14 dargestellten $CO_{2,äq}$-Emissionen einsparen.

6.3.4 Gesamtbetrachtungen

Abzüglich der etwa 5.000 Mg $CO_{2,äq}$-Emissionen /a durch den Verbrauch an Erdöl für die Stütz- und Anfahrbrenner, erzielen Altholzverbrennungsanlagen durch die Bereitstellung von Strom Nettoemissionen von -0,386 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a für Szenario A, -0,258 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a für Szenario B und -0,475 Mg $Co_{2,äq}$/a für Szenario C.

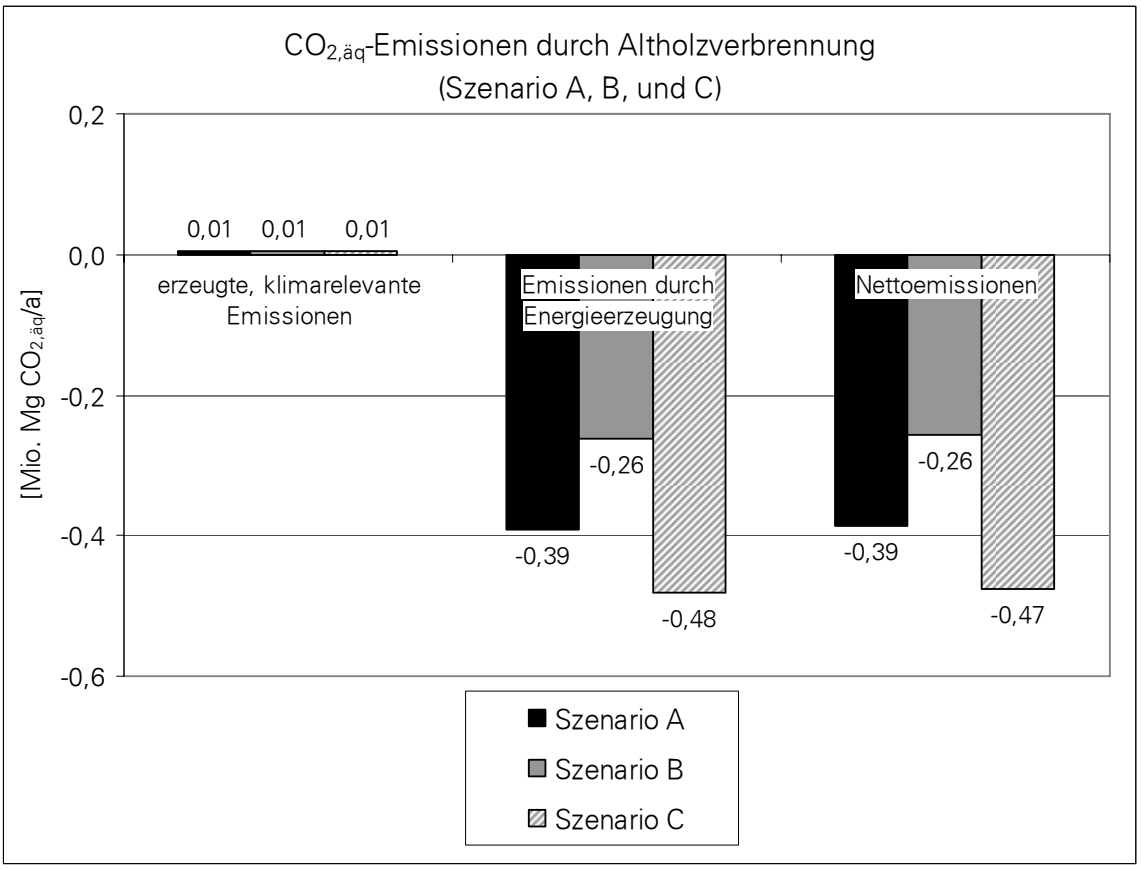

Abbildung 14: $CO_{2,äq}$-Emissionen bei der Altholzverbrennung

6.4 Klärschlamm - Mitverbrennung

Unter Mitverbrennungsanlagen werden Zementwerke, Steinkohlekraftwerke sowie Braunkohlekraftwerke verstanden. In alle drei Anlagentypen gelangen Abfallstoffströme zur Mitverbrennung, wie z.B. Klärschlämme, Altholz oder auch Ersatzbrennstoffe aus der Aufbereitung in MBA. In den folgenden Abschnitten werden allerdings nur die Ergebnisse der Bilanzierung der Klärschlammmengen zur Mitverbrennung (thermischen Verwertung) dargestellt. Die thermische Verwertung der EBS-Fraktion wird im $CO_{2,äq}$-Emissionsbeitrag der MBA-Anlagen betrachtet.

6.4.1 Zementwerke

6.4.1.1 Mengen und Methodik

In Zementwerken werden Brennstoffe eingesetzt, um zum einen Einsatz- und Zuschlagsstoffe zu trocknen und zum zweiten, um die Klinker in Drehrohröfen bei ca. 1.450 °C zu brennen. Vom Verein deutscher Zementwerke [VDZ, 2006] werden jährlich Umweltdaten veröffentlicht. Die folgende Abbildung 15 zeigt den Anteil an Primär- und Sekundärbrennstoffen an der Feuerungswärmeleistung. Der Anteil der Sekundärbrennstoffe besteht aus Reifen, Altölen, Fraktionen aus Industrie- und Gewerbeabfällen, Tiermehlen und -fetten, Lösungsmitteln, Bleicherde, Klärschlämmen, organischen Destillationsrückständen aber auch Altholz, Klärschlämmen und aufbereiteten Siedlungsabfällen.

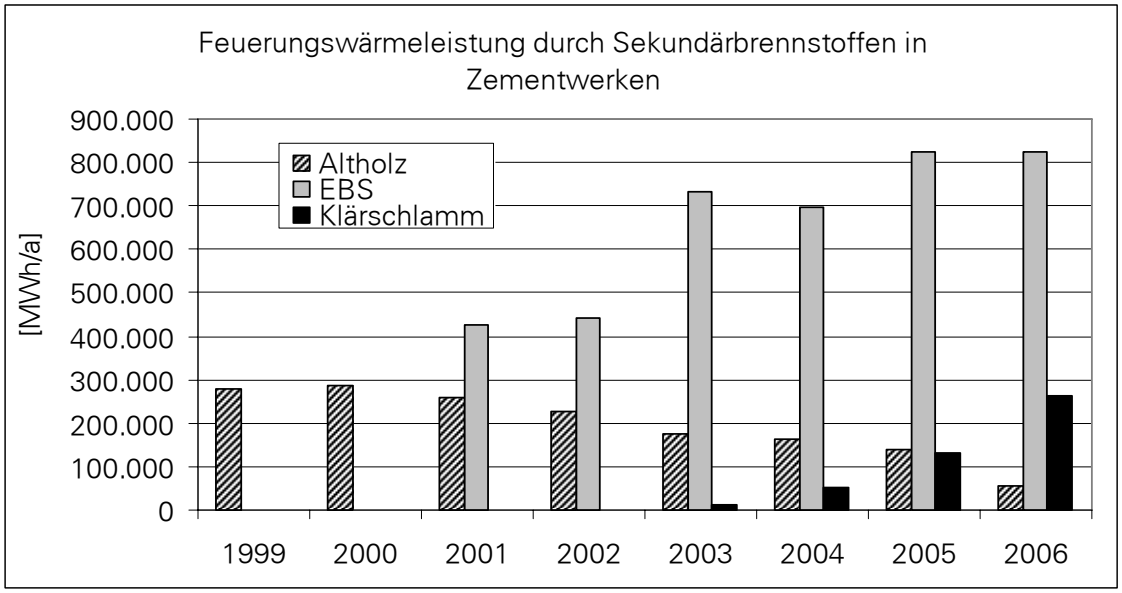

Abbildung 15: Anteil von Primär- und Sekundärbrennstoffen an der Feuerungswärmeleistung [VDZ, 2006]

Abbildung 16 stellt die Entwicklung der Inputmengen der für diese Studie interessanten Fraktionen dar: Ersatzbrennstoffe aus Siedlungsabfällen, Altholz und Klärschlamm. Hierbei stellt man fest, dass im Gegensatz zur Altholzmenge, die Mengen an EBS und Klärschlamm seit 2001 bzw. 2003 deutlich angestiegen sind.

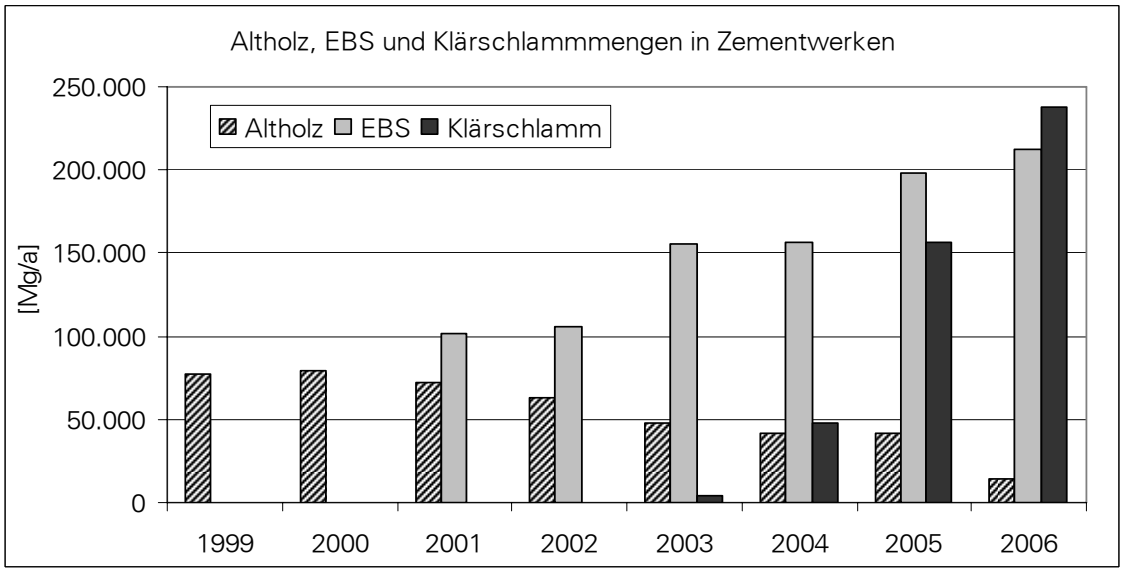

Abbildung 16: Entwicklung der Inputmengen von EBS, Altholz und Klärschlamm in Zementwerken [VDZ, 2006]

Relevant für die weiteren Berechnungen sind nur die Klärschlammstoffströme.

6.4.1.2 $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieerzeugung (Gutschriften durch Primärenergiesubstitution)

Im Jahr 2006 wurden in 58 Werken von 22 Unternehmen etwa 33,5 Mio. t Zement hergestellt. Zur Produktion des Zements wurden 2,9 GW bzw. 25.641 GWh/a an Energieträgern eingesetzt, ca. 50 % davon (12,8 GWh/a) aus Sekundärbrennstoffen [VDZ, 2006]. In Tabelle 12 ist der eingebrachte Brennstoff in Form von Klärschlamm mit der Inputmenge sowie dem dazugehörigen Heizwert aufgelistet. Der Heizwert wurde mit 4.000 kJ/kg OS vom [VDZ, 2006] angegeben. Der genannte Heizwert unterscheidet sich von in Kapitel 5.2.5 (Klärschlamm in MVA) und Kapitel 5.2.4.2 (Klärschlamm in Kohlekraftwerken) genannten Heizwerten infolge abweichender Wassergehalte.

Tabelle 12: Inputmengen, Heizwerte und Feuerungswärmeleistung der Inputfraktion Klärschlamm [VDZ, 2006]

Brennstoff	**Input [Mg/a]**	**Heizwert [kJ/kg]**	**FWL [MWh/a]**
Klärschlamm	238.000	4.000	264.444

In Zementwerken wird im Gegensatz zu MVA, Altholzverbrennungsanlagen und EBS-Kraftwerken kein Strom oder Fernwärme produziert. Somit kann an dieser Stelle nicht der Ansatz der Multiplikation der produzierten Energiemengen mit den $CO_{2,äq}$-Substitutionsfaktoren für Strom und Wärme gewählt werden. Um die vermiedenen klimarelevantem $CO_{2,äq}$-Emissionen berechnen zu können, wird hier die Substitution von Regelbrennstoffen durch den Klärschlammeinsatz betrachtet. Es wurde in einem ersten Berechnungsschritt die substituierten Massen an Regelbrennstoffen anhand der publizierten Feuerungswärmeleistung bestimmt und diese anschließend mit den entsprechenden Emissionsfaktoren der substituierten Brennstoffe multipliziert.
Die Heizwerte der Regelbrennstoffe wurden dem Gemis 4.4-Programm [Gemis 4.4] entnommen und aufgrund der unterschiedlichen Herkunft und dem damit variierenden

Heizwert angepasst. Der Heizwert der sonstigen fossilen Brennstoffe wurde angenommen (vergleiche Tabelle 13). Die spezifischen klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen wurden ebenfalls dem Gemis 4.4-Programm entnommen und angepasst und die der sonstigen fossilen Brennstoffe geschätzt.

Tabelle 13: $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Substitution von Regelbrennstoffen

Regelbrennstoff	**Masse**	**Heizwert**	**FWL**	**$CO_{2,äq}$-Emissionen**	
	Mg/a	[kJ/kg]	[MWh/a]	[kg$CO_{2,äq}$/ kg]	[Mg $CO_{2,äq}$/a]
Steinkohle	7.999	29.400	65.325	2,74	-21.952
Braunkohle	62.664	9.108	158.541	1,01	-63.138
Petrolkoks	2.874	31.500	25.147	2,50	-7.185
Heizöl S	965	40.500	10.859	3,18	-3.069
Heizöl EL	97	42.600	1.143	3,17	-306
Erdgas und andere Gase	145	42.500	1.715	2,48	-360
Sonstige fossile Brennstoffe	206	30.000	1.715	2,5	-514
Gesamt	74.950	12.702	264.444		-96.526

An dieser Stelle ist somit festzuhalten, dass durch den Einsatz von Klärschlamm in Zementwerken im Jahr 2006 etwa 0,097 Mio. Mg $CO_{2,äq}$-Emissionen durch die Substitution fossiler Brennstoffe eingespart werden konnten.

6.4.2 Steinkohle- und Braunkohlekraftwerke

6.4.2.1 Mengen und Methodik

Die in deutschen Braun- und Steinkohlekraftwerken eingesetzten Klärschlammmengen werden statistisch nur unzureichend erfasst. Hansen (2007) gibt eingesetzte Menge von 669.000 Mg TS/a für das Jahr 2007 an. Nach Informationen des Umweltbundesamtes [UBA, 2004b] wurden im Jahr 2003 in Braunkohlekraftwerken 516.000 Mg TS (1.518.000 Mg OS) und in Steinkohlekraftwerken 151.000 Mg TS

(403.000 Mg OS) mitverbrannt. Die so in Summe mitverbrannten 667.000 Mg TS/a stimmen gut mit den von Hansen recherchierten Mengen überein und werden im Folgenden als Grundlage für die Berechnung der Primärenergiesubstitution durch Energieerzeugung genutzt.
Tabelle 14 zeigt die Mengenverteilung 2006 der verwerteten Klärschlämme auf die Steinkohle- bzw. Braunkohlekraftwerke mit den dazugehörigen berechneten mittleren Heizwerten.

Tabelle 14: In Braun- und Steinkohlekraftwerke eingesetzte Klärschlammmengen (2006)

	Braunkohlekraftwerke			**Steinkohlekraftwerke**		
	Input [Mg/a]	Feststoffgehalt [Gew.- % OS]	Heizwert [kJ/kg]	Input [Mg/a]	Feststoffgehalt [Gew.- % OS]	Heizwert [kJ/kg]
OS	1.518.00	39	3.900	403.00	44	4.400
TS	516.000	100	10.000	151.00	100	10.000

Vollgetrockneter Klärschlamm hat je nach Aschegehalt einen Heizwert von ca. 10.000 kJ/kg. Die Menge an Feuchte im Klärschlamm setzt den Heizwert entsprechend herab.

6.4.2.2 $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieerzeugung (Gutschriften durch Primärenergiesubstitution)

Mit dem für das Jahr 2006 genannten Durchsatz und einem Heizwert des Klärschlamms von ca. 3.900 kJ/kg für Braunkohlekraftwerke und ca. 4.400 kJ/kg für Steinkohlekraftwerke, lässt sich die Feuerungswärmeleistung des Klärschlamms von circa 1,64 Mio. MWh/a für Braunkohlekraftwerke und 0,49 Mio. MWh/a für Steinkohlekraftwerke berechnen.

Die Berechnung der $CO_{2,äq}$-Gutschriften wird analog zur Vorgehensweise der Bestimmung der $CO_{2,äq}$-Emissionen durch die Verwertung von Klärschlamm in Zementwerken realisiert. Es wird berechnet, welche Mengen an Regelbrennstoffen infolge einer Substitution durch Klärschlamm eingespart werden. Anhand der ent-

sprechenden Braun- und Steinkohlesubstitution konnten somit im Jahr 2006 650.000 Mg Braunkohle und 60.313 Mg Steinkohle durch Klärschlamm ersetzt werden.

Aus den ermittelten Braun- und Steinkohlemengen und den spezifischen CO_2-Emissionsfaktoren berechnet sich eine Gesamteinsparung von 0,822 Mio. Mg $CO_{2,äq}$-Emissionen für das Jahr 2006 (vergleiche Tabelle 15).

Tabelle 15: $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Klärschlammverbrennung in Kohlekraftwerken

	Masse	**$CO_{2,äq}$-Emissionen**	
	Mg/a	[kg $CO_{2,äq}$/kg]	[Mg $CO_{2,äq}$/a]
Braunkohle (substituiert)	650.000	1,01	-656.500
Steinkohle (substituiert)	60.313	2,74	-165.257
Gesamt	710.313		-821.757

6.5 Thermische Abfallbehandlung in MVA

Da aufgrund des Deponierungsverbotes neben dem stofflichen Recycling die Behandlung in Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlungsanlagen sowie in MVA zu den Hauptentsorgungswegen der deutschen Abfallwirtschaft zählen, erfolgt in den anschließenden Kapiteln eine detaillierte Darstellung der Bilanzierung beider Entsorgungswege. Die CO_2-Bilanzierung der thermischen Abfallbehandlung war und ist Gegenstand zahlreicher Veröffentlichungen [Bilitewski et al., 2008; Hoffmann et al., 2009; Hoffmann et al., 2008 a/b, Wünsch et al., 2008 a/b, Wünsch et al., 2009; Schingnitz et al., 2008]

Die vorliegende Studie enthält neben einer Bilanzierung der MVA für das Bezugsjahr 2006 eine Untersuchung von Optimierungsmaßnahmen und der damit erreichbaren Potenzialsteigerung des Beitrages dieser Entsorgungsmaßnahmen zum Klimaschutz durch die Nutzung des biogenen Anteils im Abfall zur Energieerzeugung.

6.5.1 Mengen und Methodik

Nach Angaben der Interessengemeinschaft der Thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland (ITAD) wurden im Jahr 2006 in den 66 deutschen Müllverbrennungsanlagen Abfälle mit einer Gesamtinputmenge von ca. 17,4 Mio. Mg verbrannt. Bezüglich der Inputzusammensetzung gibt die nachfolgende Abbildung 17 Aufschluss [Treder, 2008; DESTATIS, 2008b]. Dabei wird deutlich, dass neben Restabfall (Hausmüll und hausmüllähnlicher Gewerbeabfall) ca. 20 % Gewerbeabfall behandelt wird. Neben diesen Fraktionen werden zu einem geringen Anteil von etwa 9 Gew.-% auch Klärschlamm, MBA-Ersatzbrennstoffe/ Sortierreste (MBA-EBS/SR), LVP-Sortierreste (LVP-SR), Bioabfall, Altholz, und Sperrmüll angenommen. Die Menge an MBA-EBS/SR wird in Kapitel 5.2.6 berechnet und beträgt ca. 2,3 Gew.-% bzw. 0,4 Mio. Mg/a. Die Menge an in MVA verwerteten Klärschlamm wurde [UBA, 2004b] entnommen.

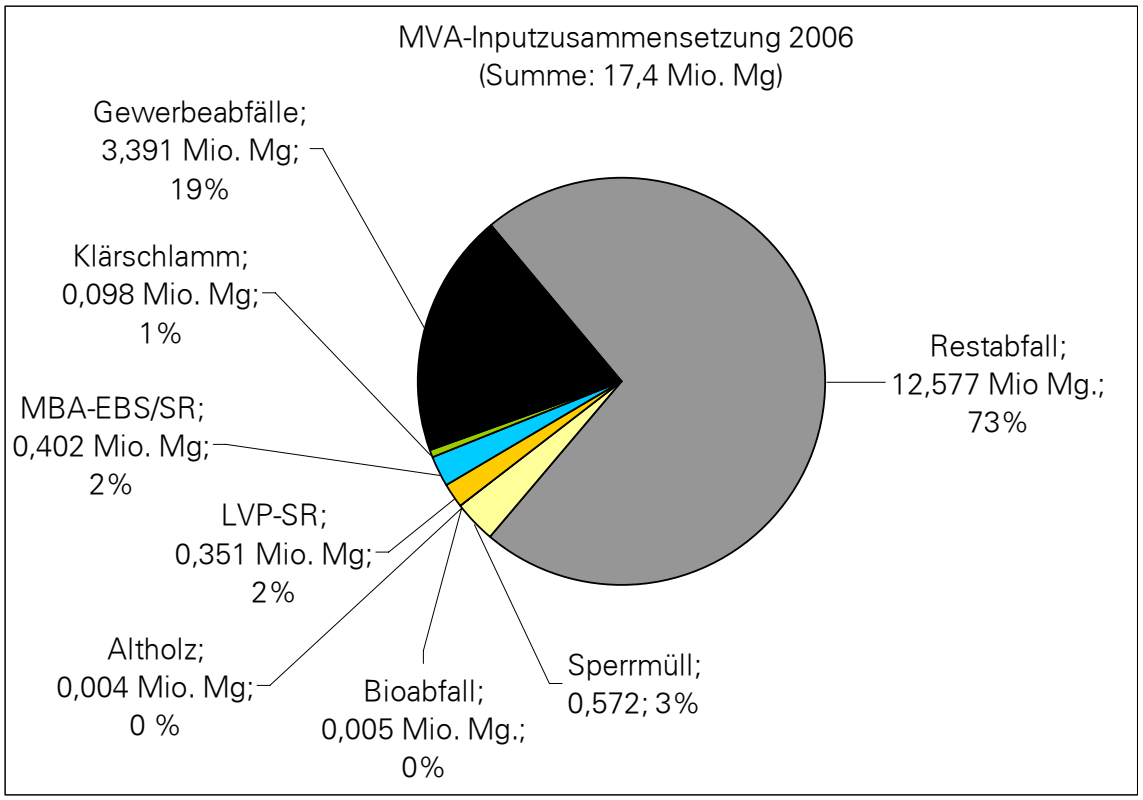

Abbildung 17: Inputzusammensetzung dt. MVA im Jahr 2006

6.5.2 Klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen

Klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen bei der Müllverbrennung sind neben dem aus fossilem Kohlenstoff gebildeten Kohlendioxid auch Lachgas (N_2O-Emissionen). Beide Quellen werden im Rahmen der Berechnungen beachtet und unter dem Begriff $CO_{2,äq}$-Emissionen zusammengefasst.

Basis der Berechnungen der klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen stellen zum einen fraktionsspezifische Zusammensetzungen der Inputstoffe und zum anderen die Biomasse- und Kohlenstoffgehalte in den betrachteten Fraktionen dar. Die nachfolgende Tabelle 16 zeigt die verwendete Zusammensetzung des für das Jahr 2006 typischen Restabfalls, Sperrmülls, Gewerbeabfalls und LVP-Sortierrestes, die im Wesentlichen auf einer Literaturrecherche und auf von der INTECUS GmbH durchgeführten Sortieranalysen beruhen. Basis der Restabfallzusammensetzung stellen insgesamt 14 Sortieranalysen dar (2005-2007, Erläuterung siehe Beiheft zur Studie). Wobei an dieser Stelle zu beachten gilt, dass der Großteil dieser Sortieranalysen im Rahmen von Beprobungen von MBA-Input erfolgte und somit einer Sortierung von mehr als 40 Landkreisen entspricht. Eine ausführliche Darstellung der Datengrundlage erfolgte im zu dieser Studie erarbeiteten Beiheft. Die Zusammensetzung der Gewerbeabfalls erfolgte nach Validierung von Sortieranalysen von [Wiemer et al., 2002; Fruth et al., 1997].

Tabelle 16: Mittlere Zusammensetzung der Abfallarten Restabfall, Sperrmüll, Gewerbeabfall und LVP-Sortierrest (2006)

Einzelfraktion	**Restabfall**	**Sperrmüll**	**Gewerbe-abfall**	**LVP- Sortier-reste**
	[Gew.- % OS]			
Organik	30,9	0,6	13,2	15,4
Holz	1,9	42,6	6,3	0,9
Textilien	4,9	5,3	3,0	2,4
Mineralien	4,6	1,7	4,8	2,3
Verbunde	4,7	26,3	8,6	12,3
Schadstoffe	0,6	0,1	-	0,3
Stoffe a.n.g.*	10,6	11,0	7,3	5,3
Feinfraktion <10mm	14,7	0,2	17,5	7,3
Fe/NE-Metalle	2,7	5,0	3,0	1,3
PPK	10,5	2,4	17,1	15,3
Glas	4,9	0,1	4,4	2,4
Kunststoffe	9,2	4,7	14,8	34,6
Summe	100,0	100,0	100,0	100,0
* Stoffe a.n.g.: Leder, Hygieneprodukte, Gummi, Staubsaugerbeutel				

Wie angedeutet stellt die Zuteilung fossiler und biogener Anteile in den Fraktionen der Abfälle die Basis der Berechnung des fossilen Kohlenstoffs dar. Die fossilen Massenanteile sind in der folgenden Tabelle 17 zusammengefasst. Die biogenen Massenanteile berechnen sich jeweils als Differenz zu 100 %, außer bei Mineralien, Fe/Ne-Metallen und Glas da diese weder fossile noch biogene Anteile besitzen. Hierbei gilt zu beachten, dass unterschiedliche fossile Anteile der verschiedenen Textilfraktionen beispielsweise auf unterschiedliche Anteile an Teppichen in den Abfällen beruhen. Außerdem sind geringere fossile Gehalte in der Fraktion Stoffe a.n.g. auf erhöhte Anteile an Windeln zurückzuführen. Eine ausführliche Erläuterung dieser Differenzen ist im Begleitheft dieser Studie beigefügt.

Tabelle 17: Fossile Anteile der Einzelfraktionen Restabfall, Sperrmüll, Gewerbeabfall und LVP-Sortierreste

Einzelfraktion	**Restabfall**	**Sperrmüll**	**Gewerbe-abfall**	**LVP-Sortier-reste**
	[Gew.- % OS]			
Organik	0	0	0	0
Holz	0	0	0	0
Textilien	35	80	70	35
Mineralien	0	0	0	0
Verbunde	68	57	40	20
Schadstoffe	90	90	90	90
Stoffe a.n.g.	19	90	50	90
Feinfraktion <10mm	40	40	20	70
Fe/NE-Metalle	0	0	0	0
PPK	0	0	0	0
Glas	0	0	0	0
Kunststoffe	100	100	100	100
Mittel	22,5	34,0	27,5	48,1

Der fossile Anteil des gesamten MVA-Inputs beträgt 25,3 Gew.-% OS.

Die biogenen Anteile bestimmen sich zu 65,3 Gew.- % im Restabfall, 59,2 Gew.- % im Sperrmüll, 60,3 Gew.- % im Gewerbeabfall und 45,8 Gew.- % in der Fraktion LVP-Sortierreste. Geringere Biomasseanteile beruhen dabei auf einem erhöhten Kunststoffanteil einerseits und einem geringeren Anteil der Organik/Holz-Fraktionen im jeweiligen Abfall andererseits. Der biogene Anteil des gesamte MVA-Inputs beträgt 63,8 Gew.- % OS.

Um aus den fossilen Anteilen der Einzelfraktionen die fossilen Kohlenstoffgehalte zu berechnen, wurden Gesamtkohlenstoffgehalte nach [Kost, 1998] verwendet. Diese zeigt Tabelle 18.

Tabelle 18: Kohlenstoffgehalte der Einzelfraktionen [Kost, 1998]

Einzelfraktion	**Kohlenstoffgehalt [Mg C/Mg OS]**
Organik	0,16
Holz	0,42
Textilien	0,37
Verbunde	0,38
Stoffe a.n.g.	0,19
Feinfraktion < 10mm	0,14
PPK	0,37
Kunststoffe	0,62

Die Fraktionen Mineralien, Fe/Ne-Metalle, Schadstoffe und Glas besitzen kaum Kohlenstoffanteile. Mögliche Anhaftungen die Kohlenstoff enthalten, wurden vernachlässigt.

Mit der folgenden Formel lassen sich die Kohlenstoffgehalte in Mg C/Mg OS für Restabfall, Sperrmüll und Gewerbeabfälle berechnen.

$$C_C = \sum_{i=1}^{n} \frac{C_i \cdot m_i}{m_{Abfall}}$$ Formel 1

C_C Kohlenstoffgehalt der Abfallart [Mg C/Mg OS]

C_i Kohlenstoffgehalt der Fraktion im Abfall [Mg C_i/Mg OS_i]

m_i Masse der Einzelfraktion im Abfall [Mg OS_i]

m_{Abfall} Gesamtmasse der Abfallart [Mg OS]

n Anzahl der Abfallfraktionen i in der Abfallart

Die Kohlenstoffgehalte für Ersatzbrennstoffe aus der mechanisch-biologischen Behandlung und der mechanisch-biologischen Stabilisierung wurden mit Hilfe von Sortieranalysen ermittelt. Für die Abfallfraktionen ergeben sich folgende Kohlenstoffgehalte:

Restabfall:	*0,230*	*Mg C/Mg OS*
Sperrmüll:	*0,359*	*Mg C/Mg OS*
Gewerbeabfälle:	*0,285*	*Mg C/Mg OS*
MBA-Ersatzbrennstoffe/Sortierreste:	*0,319*	*Mg C/Mg OS*
LVP-Sortierreste:	*0,376*	*Mg C/Mg OS*

Basierend auf diesen Werten ist für die betrachteten Fraktionen und Abfälle die Berechnung des fossilen Kohlenstoffanteils anhand folgender Formel möglich.

$$C_{fossil,\,Abfall} = \sum_{i=1}^{n} \frac{m_i}{m_{Abfall}} \cdot R_{i,fossil} \cdot \frac{C_i}{C_{Abfall}} \qquad \text{Formel 2}$$

$C_{fossil,Abfall}$	fossiler Kohlenstoffanteil der Abfallart [Mg C_{fossil}/Mg C]
m_i	Masse der Einzelfraktion in der Abfallartl [Mg OS_i]
m_{Abfall}	Gesamtmasse der Abfallart [Mg OS]
$R_{i,fossil}$	fossiler Kohlenstoffanteil der Fraktion i [Mg $C_{i,fossil}$/Mg C_i]
C_i	durchschnittlicher Kohlenstoffgehalt der Fraktion i [Mg C_i/Mg OS_i]
C_{Abfall}	durchschnittlicher Kohlenstoffgehalt der Abfallart [Mg C/Mg OS]
n	Anzahl der Abfallfraktionen i in der Abfallart

Für die entsprechenden Abfälle lassen somit sich die folgenden fossilen Kohlenstoffanteile berechnen:

Restabfall:	*38,1*	*Gew.- %*
Sperrmüll:	*33,7*	*Gew.- %*
Gewerbeabfälle:	*43,7*	*Gew.- %*
MBA-Ersatzbrennstoffe/Sortierreste:	*40,4*	*Gew.- %*
LVP-Sortierreste:	*64,7*	*Gew.- %.*

MBA-EBS/SR wurden als gewichtetes Mittel anhand von Sortieranalysen ermittelt. Die Abfallfraktionen Altholz, Klärschlamm und Bioabfall (bestehend aus Abfällen der Biotonne, Grünschnitt, Garten- und Marktabfällen) besitzen ausschließlich biogene Koh-

lenstoffanteile. Die Berechnung des mittleren fossilen Kohlenstoffanteils des gesamten MVA-Input ergibt einen Anteil von 39,4 Gew.- %, die des mittleren biogenen Kohlenstoffanteils 60,6 %.

Anhand der folgenden Formel nach IPCC Standard, können die bei der thermischen Umsetzung freigesetzten klimarelevanten CO_2-Emissionen ermittelt werden.

$$C_{CO_2,fossil} = \sum_{i=1}^{n} \frac{m_i}{m_{Abfall}} \cdot R_{i,fossil} \cdot C_i \cdot EF_i \cdot 3{,}667 \qquad \text{Formel 3}$$

$C_{CO2,fossil}$	freigesetzte fossile CO_2-Emissionen [Mg $CO_{2,fossil}$/Mg OS]
m_i	Masse der Einzelfraktion i in der Abfallart [Mg OS_i]
m_{Abfall}	Gesamtmasse der Abfallart [Mg OS]
$R_{i,fossil}$	Fossiler Kohlenstoffanteil in der Einzelfraktion i [Mg $C_{i,fossil}$/Mg C_i]
C_i	Durchschnittlicher Kohlenstoffgehalt der Einzelfraktion i [Mg C_i/Mg OS_i]
EF_i	Ausbrandeffizienz bei der Verbrennung der Einzelfraktionen i [%]
3,667	Umrechnungsfaktor von C zu CO_2 [Mg $CO_{2,fossil}$/Mg C_{fossil}]

Als Wert für die Ausbrandeffizienz wird beruhend auf Angaben von Anlagenbetreibern ein Wert von 97 % als Durchschnitt für alle Abfallfraktionen angenommen. Somit berechnen sich für die folgenden Abfälle die fossilen Kohlendioxidemissionsfaktoren:

Restabfall:	*0,311 Mg $CO_{2,fossil}$/Mg OS*
Sperrmüll:	*0,429 Mg $CO_{2,fossil}$/Mg OS*
Gewerbeabfälle:	*0,443 Mg $CO_{2,fossil}$/Mg OS*
MBA-Ersatzbrennstoffe/Sortierreste:	*0,465 Mg $CO_{2,fossil}$/Mg OS*
LVP-Sortierreste:	*0,865 Mg $CO_{2,fossil}$/Mg OS*

Werden sämtliche MVA-Inputstoffe einbezogen, berechnet sich ein Gesamtemissionsfaktor von 0,354 Mg $CO_{2,fossil}$/Mg OS.

Das Kyoto-Protokoll verpflichtet dazu, neben Kohlendioxid den Ausstoß weiterer 5 klimarelevanter Treibhausgase zu vermindern (Methan, Distickstoffoxid, teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe, perfluorierte Kohlenwasserstoffe und Schwefelhexafluorid). Bei der Verbrennung fossiler Energieträger sind jedoch nur die Emissionen von Kohlendioxid und Distickstoffoxid von Bedeutung. Die Höhe der N_2O-Emissionen liegt nach Johnke [Johnke, 2002] bei ca. 2 mg/Nm^3. Gemeinsam mit dem spezifischen Abgasvolumen von ca. 5.500 Nm^3/Mg Abfall (IPCC-Standardwert) und dem Äquivalentfaktor für Distickstoffoxid von 310 gegenüber Kohlendioxid berechnen sich die $CO_{2,äq}$-Emissionen mit folgender Formel.

$$C_{CO_2,äq} = m_{N_2O} \cdot V_F \cdot 310 \qquad \text{Formel 4}$$

$C_{CO2,äq}$	freigesetzte klimarelevante CO_2-Äquivalentemissionen [Mg $CO_{2,äq}$/Mg OS]
m_{N2O}	bei der Verbrennung freigesetzte Menge an Distickstoffoxid [Mg_{N2O}/Nm^3]
V_F	Spezifisches Abgasvolumen bei der Verbrennung der Abfallfraktion [Nm^3/Mg OS]
310	$CO_{2,äq}$-Faktor für Distickstoffoxid

Da bei der Berechnung für alle Fraktionen von einheitlichen N_2O-Konzentrationen und Abgasvolumina ausgegangen wurde, ergeben sich für alle Abfallfraktionen freigesetzte klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Distickstoffoxid zu 0,003 Mg $CO_{2,äq}$/Mg Abfall.

In Abbildung 18 sind die freigesetzten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen für die in MVA eingesetzten Abfallfraktionen dargestellt.

Für Sperrmüll sind trotz des hohen biogenen Anteils des Altholzes hohe freigesetzte, klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen zu verzeichnen. Grund dafür ist die signifikannte Menge an Verbunden und Teppichen mit hohen fossilen Anteilen, die in die Verbrennung gelangen. Bei Gewerbeabfällen resultieren höhere freigesetzte, klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen aus hohen Verbund- und Kunststoffanteilen. Die MBA-

EBS/SR sind ebenso durch erhöhte Kunststoffanteile charakterisiert. Altholz, Bioabfälle und Klärschlämme erzeugen bei der Verbrennung nur klimaneutrale CO_2-Emissionen. Die Sortierreste aus Anlagen zur Aufbereitung von Leichtverpackungen wiesen ebenfalls erhöhte freigesetzte klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen auf infolge eines erhöhten Kunststoffanteils.

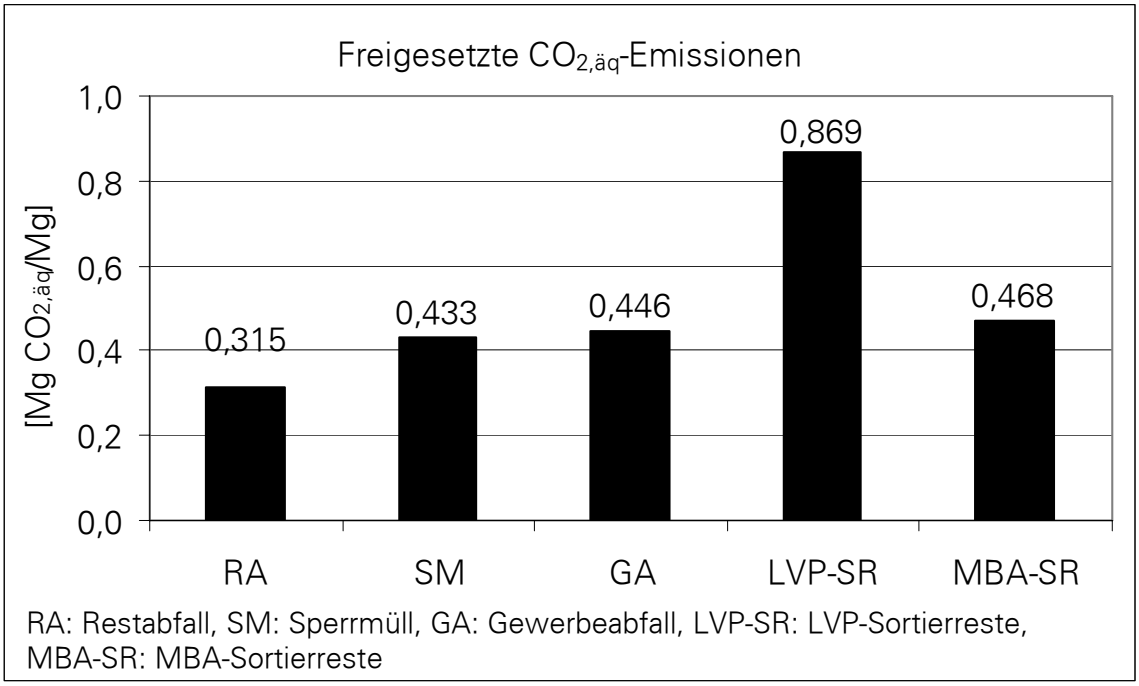

Abbildung 18: Spezifische klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen

Anhand der MVA-Inputzusammensetzung berechnen sich spezifische mittlere klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen in Höhe von 0,357 Mg $CO_{2,äq}$/Mg MVA-Input. Beachtet man zudem die Emissionen aus der Verbrennung von Erdöl und Erdgas zur Stützfeuerung und Abgaswiederaufheizung (2,5 % der FWL durch Erdgasverbrennung, 0,8 % der FWL durch Erdölverbrennung) , erhält man spezifische mittlere freigesetzte klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen von 0,377 Mg $CO_{2,äw}$/Mg MVA-Input. Dieser Wert liegt geringfügig höher als der von [Schirmer et al., 2006] bestimmte Wert von 0,354 Mg $CO_{2,äq}$-Emissionen/Mg MVA-Input und deutlich niedriger als der Wert (0,557 Mg $CO_{2,äq}$-Emissionen/Mg MVA-Input), der sich nach IPCC-Standardwerten ergeben würde. Das Ökoinstitut publizierte demgegenüber 2002 einen Wert von 0,356 Mg $CO_{2,äq}$-Emissionen/Mg MVA-Input [Dehoust et al., 2002]. Die Ursachen für die Abweichungen

sind vielschichtig. Unter anderem müssen die folgenden Herangehensweisen beachtet werden:

- Wurde von der gleichen Zusammensetzung des Abfallinputs ausgegangen?
- Wurde von gleichen Abfallzusammensetzungen ausgegangen?
- Wurden gleiche Kohlenstoffgehalte bei gleichem Bezug dieser Werte auf die Originalsubstanz zu Grunde gelegt?
- Lagen dieselben Annahmen für die biogenen und fossilen Anteile in den Einzelfraktionen der Abfallarten zu Grunde?

Im Rahmen dieser Studie wurden bei der Berechnung der spezifischen freigesetzten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen an dieser Stelle nur erzeugte, klimarelevante Emissionen infolge der Brennstoffoxidation betrachtet (der Eigenenergiebedarf wurde im Rahmen der Berechnung der $CO_{2,äq}$-Emissionsgutschriften beachtet und separat in Kapitel 5.2.5.3 berechnet; die Darstellung der Nettoemissionen erfolgt in Kapitel 5.2.5.4). Weiterhin wurde die Berechnung der $CO_{2,äq}$-Gutschriften auf erzeugte und abgegebene Energien bezogen, um hier den Einfluss des Eigenenergiebedarfs aufzuzeigen. Um den Einfluss verschiedener MVA-Inputzusammensetzungen auf das Bilanzergebnis und den Emissionsfaktor zu untersuchen, werden in Kapitel 5.2.5.4 gesondert Berechnungen durchgeführt. Abschließend zeigt die nachfolgende Tabelle 19 wesentliche Kennzahlen der MVA-Inputstoffe zur Berechnung des $CO_{2,äq}$-Emissionen und Energieerzeugung.

Tabelle 19: Kennzahlen zur Berechnung der Klimawirksamkeit von MVA

	Restabfall	**Sperrmüll**	**Gewerbeabfall**	**MBA-EBS/SR**	**LVP-EBS/SR**	**MVA-Input**
A_{fossil} [Gew.- % OS]	22,5	34,0	27,5	40,4	48,1	26,24
H_u [MJ/Mg OS]	8.844	15.988	13.325	8.238	18.098	10.091
C [Mg C/Mg OS]	0,230	0,359	0,285	0,319	0,376	-*
C_{fossil} [Gew.- %]	38,1	33,7	43,7	40,4	64,7	39,4
EF** [Mg $CO_{2,äq}$/Mg]	0,315	0,433	0,446	0,468	0,869	0,357

* für die Berechnung der freigesetzten, klimarelevanten Emissionen nicht relevant
** spezifische freigesetzte, klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen (Emissionsfaktor)

6.5.3 Veränderung der spezifischen klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emission für Restabfall im Zeitraum 2004 bis 2006

Vergleicht man den berechneten Emissionsfaktor von 0,315 Mg $CO_{2,äq}$/Mg Restabfall mit dem von [Schirmer et al., 2005] angegebenen Wert von 0,250 Mg $CO_{2,äq}$/Mg Restabfall lässt sich eine deutliche Erhöhung feststellen. Wesentliche Ursache hierfür ist die Veränderung der Restabfallzusammensetzung. Diese hat sich nach dem 01.06.2005 mit Einführung der Ablagerungsverordnung wesentlich verändert. Es ist ein Trend zu einem niedrigeren Organik- (von 38 auf 30 %) und höheren Kunststoffanteil (7 auf 9 %) zu erkennen. Diese Tendenz kann z.B. in höheren gewerblichen Anteilen in der haushaltnahen Erfassung seine Ursache haben. Die aktuelle Datenbasis der Abfallanalysen lässt allerdings noch keinen Schluss zu, ob sich diese Tendenz fortsetzen wird.

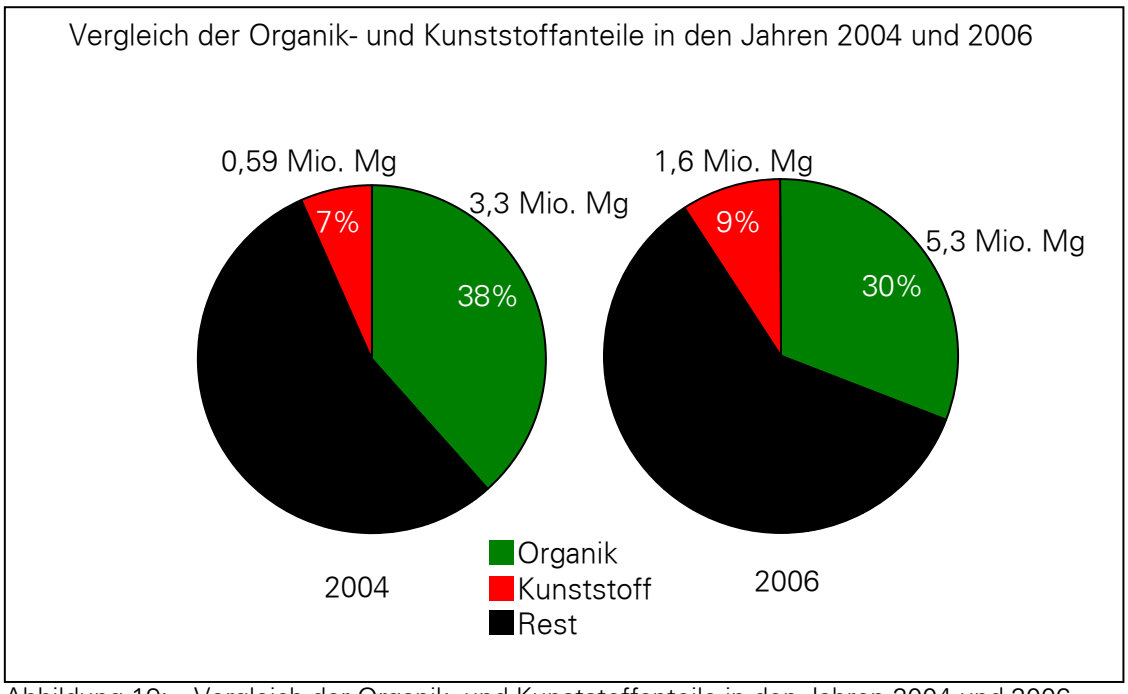

Abbildung 19: Vergleich der Organik- und Kunststoffanteile in den Jahren 2004 und 2006

Neben den angesprochen Veränderungen der Restabfallzusammensetzungen änderten sich die fossilen Anteile der Restabfallfraktionen. Die fossilen Anteile für das Jahr 2006 haben sich gegenüber vorhergehenden Untersuchungen [Schirmer et al., 2005] geän-

dert. Die hier vorgestellten Ergebnisse beruhen auf einer umfassenderen Datengrundlage als in vorhergehenden Untersuchungen.

Tabelle 20: Vergleich der fossilen Anteile in Restabfallfraktionen in den Jahren 2004 bis 2006

Einzelfraktion	**2004**	**2006**
	[Gew.- % OS]	
Organik	0	0
Holz	0	0
Textilien	70	35
Mineralien	0	0
Verbunde	40	68
Schadstoffe	100	90
Stoffe a.n.g.	50	19
Feinfraktion < 10mm	20	40
Fe/NE- Metalle	0	0
PPK	0	0
Glas	0	0
Kunststoffe	100	100
Mittel	18,7	22,5

Die biogenen Anteile ergeben sich aus der Differenz der fossilen Anteile zu 100 %, außer bei den Inertfraktionen Mineralien, Fe/NE-Metalle und Glas, deren fossile und biogene Anteile 0 % betragen.

Die biogenen Anteile der Restabfallfraktion sanken von 68,3 Gew.-% auf 65,3 Gew.- %.

Die freigesetzten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen der MVA-Fraktionen berechnen sich aus dem Produkt der jeweils verbrannten Menge und den spezifischen klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen der Einzelfraktionen. Die Emissionen von Altholz und Biomasse sind zu 100 % biogen und setzten keine klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen frei. Dies gilt auch für Klärschlamm. Nach Auskunft von MVA-Anlagenbetreibern werden ca. 0,8 % der Feuerungswärmeleistung für Stütz- und Anfahrbrenner eingesetzt. Dabei gilt zu beachten, dass davon etwa 50 % zur Erzeugung von nutzbarer Energie

verwendet wurden. Dies wurde bei der Berechnung der klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen beachtet, in dem die durch Öl erzeugte Energie mit dem Emissionsfaktor von 0,268 Mg $CO_{2,äq}$/MWh [GEMIS 4.4] multipliziert wurde und somit klimarelevante Emissionen von 0,1 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a emittiert wurden. Zusätzlich zu den Ölmengen werden nach Auskünften der Anlagenbetreiber ca. 2,5 % der FWL für Erdgas zur Aufheizung der Rauchgase bei der katalytischen Reduktion der Stickoxide eingesetzt [EdDE, 2009], die somit wiederum nicht zur Erzeugung von nutzbarer Energie verwendet werden. Mit Hilfe des spezifischen CO_2-Emissionsfaktor von 0,198 Mg $CO_{2,äq}$/MWh [GEMIS 4.4] berechnet sich eine zusätzliche fossile $CO_{2,äq}$-Emissionen von ca. 0,25 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a durch die Verbrennung des Erdgases. In Summe wurden im Jahr 2006 durch deutsche MVA ca. 6,56 Mio. Mg $CO_{2,äq}$ freigesetzt.

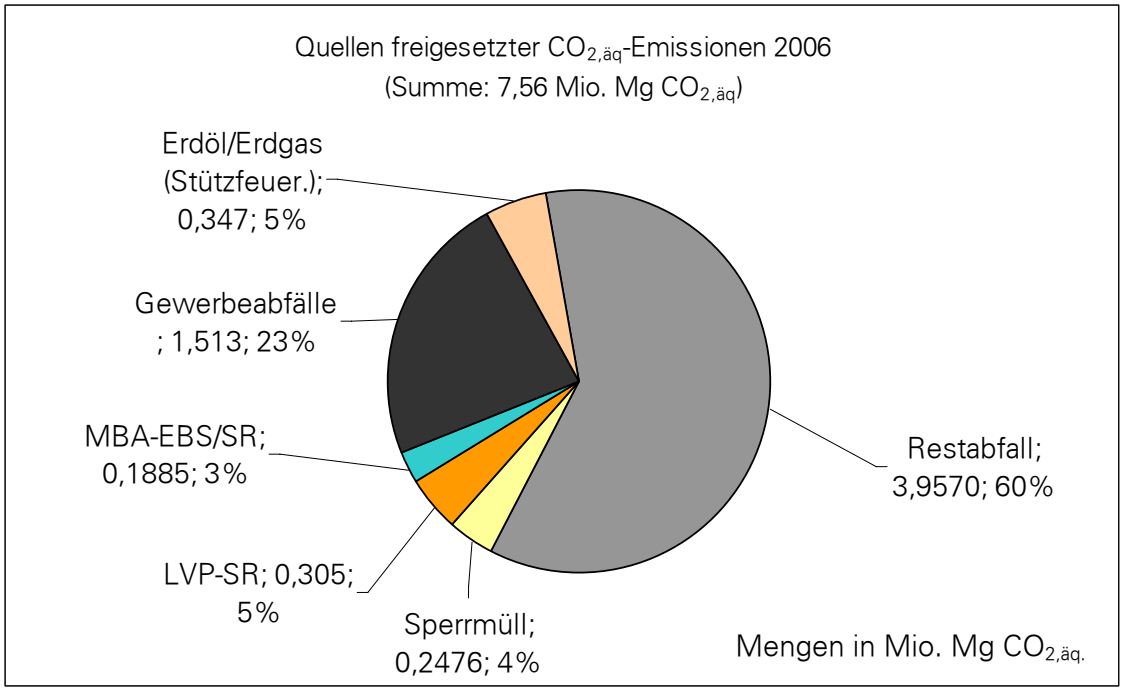

Abbildung 20: Freigesetzte, klimarelevante $CO_{2,äq}$- Emissionen aus MVA, 2006

6.5.4 Bestimmung des regenerativen Anteils am Energiegehalt in Abfallfraktionen (2006)

Da für Restabfall, Sperrmüll, Gewerbeabfall und LVP-Sortierrest die mittlere Zusammensetzung, sowie die biogenen Anteile der Einzelfraktionen im Rahmen dieser Studie weitgehend vorliegen, können mit Hilfe der Heizwerte der Einzelfraktionen die energiebezogenen biogenen Anteile berechnet werden. Tabelle 21 zeigt zunächst die Heizwerte der Einzelfraktionen.

Tabelle 21: Heizwerte der Einzelfraktionen von Restabfall, Sperrmüll, Gewerbeabfällen sowie LVP-Sortierresten auf Feuchtsubstanz bezogen

Einzelfraktion	**Restabfall**	**Sperrmüll**	**Gewerbe-abfall**	**LVP-Sortierreste**
	[kJ/kg OS]			
Organik	5.000	7.000	7.000	7.000
Holz	14.000	15.500	15.500	15.500
Textilien	14.000	17.000	17.000	17.000
Mineralien	0	0	0	0
Verbunde	19.450	21.000	21.000	21.000
Schadstoffe	3.000	4.500	4.500	4.500
Stoffe a.n.g.	8.000	10.000	17.300	10.000
Feinfraktion <10mm	4.000	5.000	5.000	5.000
Fe/NE-Metalle	0	0	0	0
PPK	11.000	13.500	13.500	13.500
Glas	0	0	0	0
Kunststoffe	30.904	31.500	31.500	31.500
Mittel	8.844	15.988	13.325	18.098

Die Heizwerte der Einzelfraktionen des Restabfalls sind [Kost, 1998] entnommen und nach [LfU Bayern, 2008] aktualisiert. Die Heizwerte für Sperrmüll und Gewerbeabfälle sind etwas höher, da die Einzelfraktionen hier deutlich geringere Wasseranteile besitzen. Berechnungsschritte sind im Beiheft der Studie ausführlich beschrieben. Mit Hilfe der folgenden Formel 5 berechnen sich die energiebezogenen biologischen Anteile.

$$R_{bio,Abfall} = \sum_{i=1}^{n} \frac{m_i}{m_{Abfall}} \cdot R_{i,bio} \cdot \frac{H_{U,i}}{H_{U,Abfall}}$$ Formel 5

$R_{bio,Abfall}$ biogener Anteil im Abfall (bezogen auf Gesamtenergiegehalt)

m_i Masse der Einzelfraktion im Abfall [Mg OS_i]

m_{Abfall} Gesamtmasse der Abfallart [Mg OS]

$R_{i,bio}$ biogener Kohlenstoffanteil in der Einzelfraktion i [Mg $C_{i,bio}$/Mg C_i]

$H_{U,i}$: durchschnittlicher Heizwert der Fraktion i [MJ_i/Mg OS_i]

$H_{U,Abfall}$: durchschnittlicher Heizwert der Abfallart [MJ/Mg OS]

n: Anzahl der Abfallfraktionen i

Diese sind:

- *Restabfall: 53,5 %*
- *Sperrmüll: 60,3 %*
- *Gewerbeabfälle: 48,9 %,*
- *LVP-Sortierreste: 32,0 %*
- *MBA-EBS/SR: 50,0 %*

Somit ergibt sich für den gesamten MVA-Input ein energiebezogener biogener Anteil von ca. 53 %, respektive 47 % für den fossilen Anteil.

6.5.5 $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieerzeugung (Gutschriften durch Primärenergiesubstitution)

Im Jahr 2006 wurden wie bereits erwähnt rund 17,4 Mio. Mg Abfälle mit einem durchschnittlichen Heizwert von 10.091 kJ/kg in deutschen MVA verbrannt. [Treder, 2008] gibt einen Heizwert von 10.172 kJ/kg an. Die marginalen Unterschiede beruhen darauf, dass der Energieeintrag der Ölverbrennung zur Stützfeuerung in diesem Heizwert vereinfachend enthalten ist. Somit ergibt sich eine Feuerungswärmeleistung bezogen auf den Abfallinput von ca. 177 Mio. GJ/a oder 49.161 GWh/a. Die nachfolgende Abbildung 21 zeigt die Anteile der eingesetzten Inputstoffe an der Gesamtfeuerungswärmeleistung.

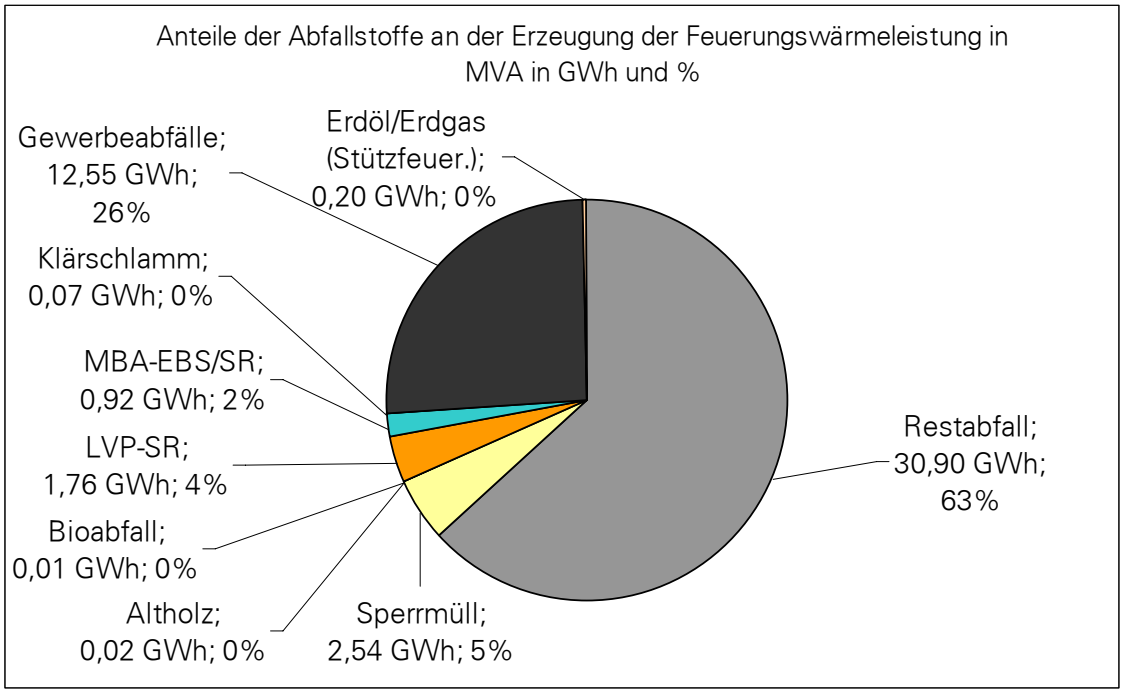

Abbildung 21: Anteile der Abfallstoffe an der Erzeugung der Feuerungswärmeleistung in MVA in GWh und %

Neben der Feuerungswärmeleistung gibt die ITAD eine im Jahr 2006 erzeugte Strommenge von 6,26 Mio. MWh beziehungsweise abgegebene Strommenge von 4,54 Mio. MWh an. Des Weiteren werden 13,72 Mio. MWh an Wärme abgegeben [Treder, 2008]. Die erzeugten Wärmemengen werden nicht genau dokumentiert und auch durch die ITAD nicht publiziert. Nach eigenen Ermittlungen bei Anlagenbetreibern und Hochrechnungen sind ca. 18,08 Mio. MWh/a produziert worden (vergleiche Abbildung 22).

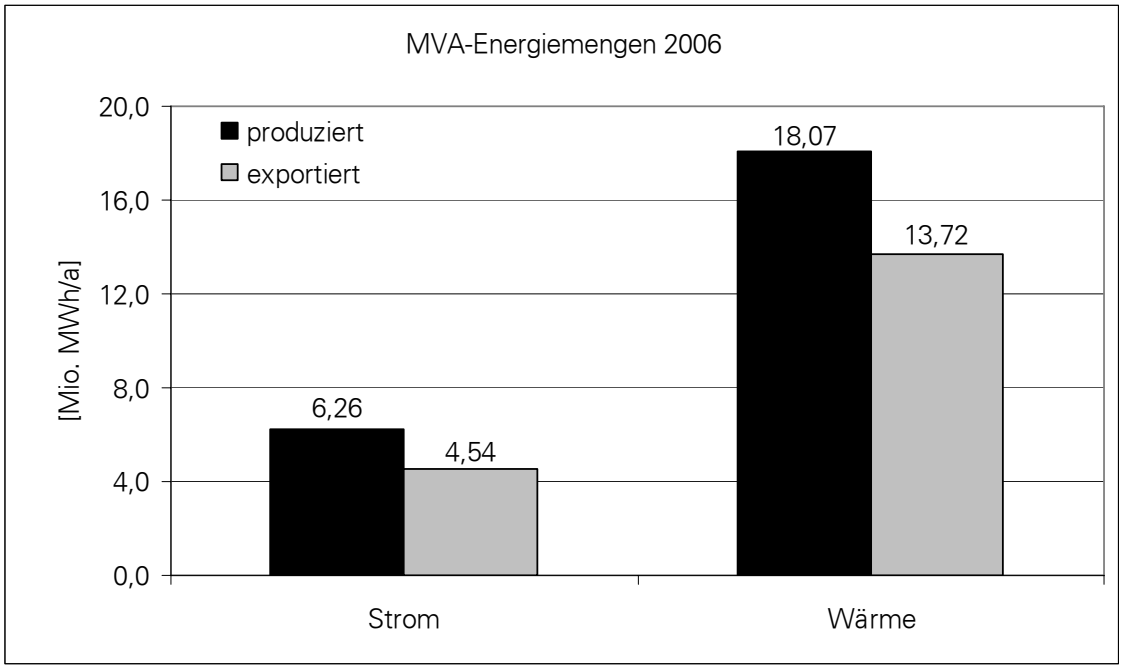

Abbildung 22: Erzeugte und abgegeben Energiemengen in MVA im Jahr 2006

Anhand der erzeugten beziehungsweise abgegebenen Energiemengen im Verhältnis zur erzeugten Feuerungswärmeleistung berechnen sich somit die folgenden mittleren Nutzungsgrade:

Stromerzeugung:	12,8 %
Stromabgabe:	9,3 %
Wärmeerzeugung:	36,9 %
Wärmeabgabe:	28,0 %

An dieser Stelle gilt zu bemerken, dass die berechneten Werte Durchschnittswerte (z.B. Gesamtstromabgabe dividiert durch Feuerungswärmeleistung) des gesamten Anlagenbestandes widerspiegeln.
Die nachfolgenden Abbildungen fassen daher die Ergebnisse einer Einzelbetrachtung der entsprechenden Anlagen für das Jahr 2008 zusammen. Im Rahmen der weiteren Berechnungen wurde auf eine anlagenspezifische Betrachtung verzichtet, da vielmehr eine Gesamtbetrachtung der Müllverbrennung im Fokus stand.

Nach Angaben der Anlagenbetreiber, die ihre Daten der ITAD auf deren Internetseitpräsenz zu Verfügung stellen, erzeugen 10 MVA ausschließlich Wärme beziehungsweise Dampf, der dann in externen Anlagen zur Stromerzeugung genutzt wird [ITAD; 2009]. Für diese 10 Anlagen lässt sich ein durchschnittlicher thermischer Wirkungsgrad von je 71,4 % (bezogen auf abgegebene Wärmemengen) berechnen. Abbildung 25 zeigt die berechneten thermischen Wirkungsgrade.

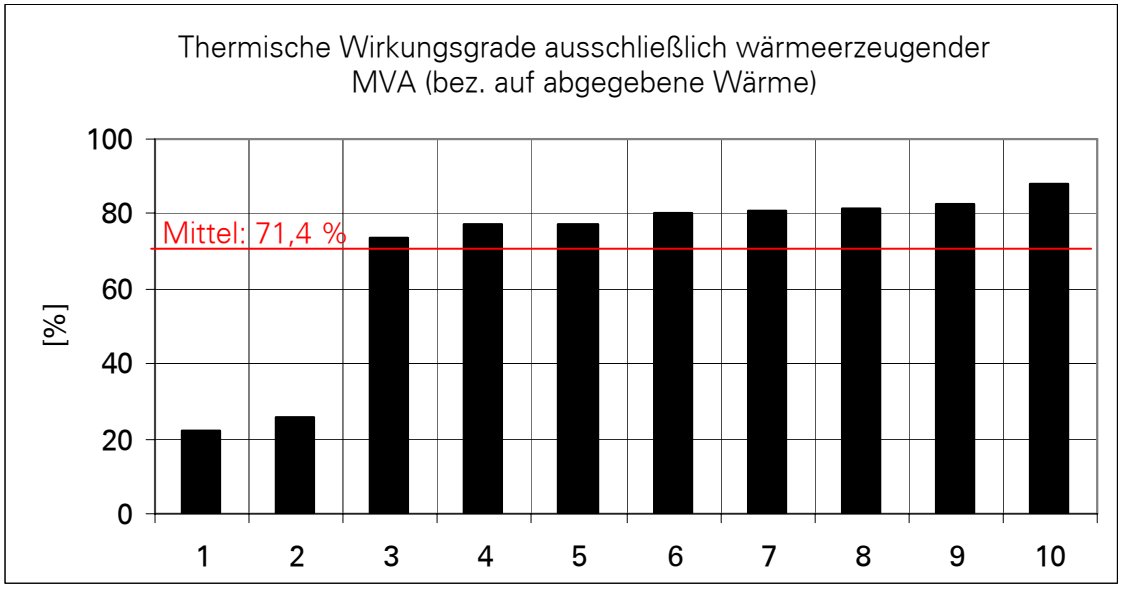

Abbildung 23: Thermische Wirkungsgrade von ausschließlich Wärme erzeugenden MVA (bezogen auf abgegebene Wärme) [ITAD, 2009]

In Deutschland sind 9 MVA für eine ausschließliche Stromerzeugung ausgelegt. Dabei werden elektrische Wirkungsgrade zwischen 12 % und 26 % (bezogen auf erzeugte Strommengen) erreicht. Der durchschnittliche elektrische Wirkungsgrad wurde zu 19,6 % (bezogen auf erzeugte Strommengen) berechnet [ITAD, 2009]. Die nachfolgende Abbildung stellt die berechneten elektrischen Wirkungsgrade dar.

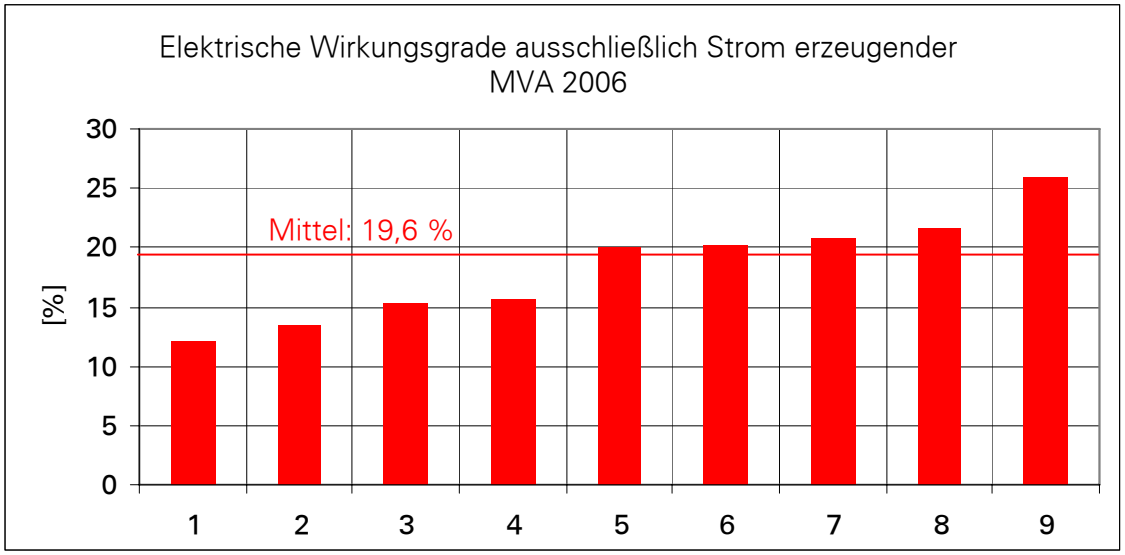

Abbildung 24: Elektrische Wirkungsgrade von ausschließlich Strom erzeugenden MVA (bezogen auf erzeugte Strommengen) [ITAD, 2009]

Neben Anlagen zur ausschließlichen Erzeugung von Strom oder Wärme wird in 45 Anlagen Strom und Wärme erzeugt und abgegeben. Hierbei wird ein durchschnittlicher elektrischer Wirkungsgrad von 11,3 % (bezogen auf erzeugte Strommengen) und ein thermischer Wirkungsgrad von 21,2 % (bezogen auf abgegebene Wärmemengen) realisiert [ITAD; 2009].

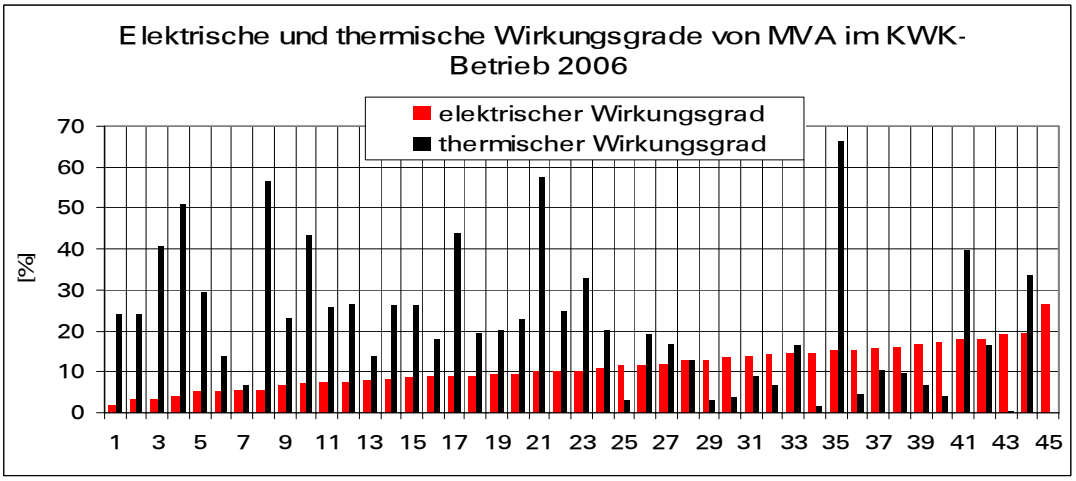

Abbildung 25: Elektrische und thermische Wirkungsgrade (bezogen auf erzeugte Strommengen und abgegebene Wärmemengen) von im KWK Modus ausgelegten MVA [ITAD, 2009]

Mit Hilfe der in Kapitel 5.1.5 dargestellten szenarienspezifischen Strom- und Wärmesubstitutionsfaktoren lassen sich die vermiedenen $CO_{2,äq}$-Emissionen durch die substituierten Energiemengen berechnen. In Abhängigkeit des Szenarios ließen sich somit durch die Müllverbrennung zwischen 7,6 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a (Szenario B) und 10,7 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a (Szenario C) bezogen auf die erzeugte Energiemenge einsparen. Die Abbildungen 26, 27 und 28 zeigen die Berechnungsergebnisse. Anhand der Abbildungen 26, 27, 28 wird deutlich, dass bei der Behandlung der Abfälle ein hoher Anteil an Eigenenergieaufwand, der die Differenz aus erzeugter und exportierter Energiemenge darstellt, beachtet werden muss.

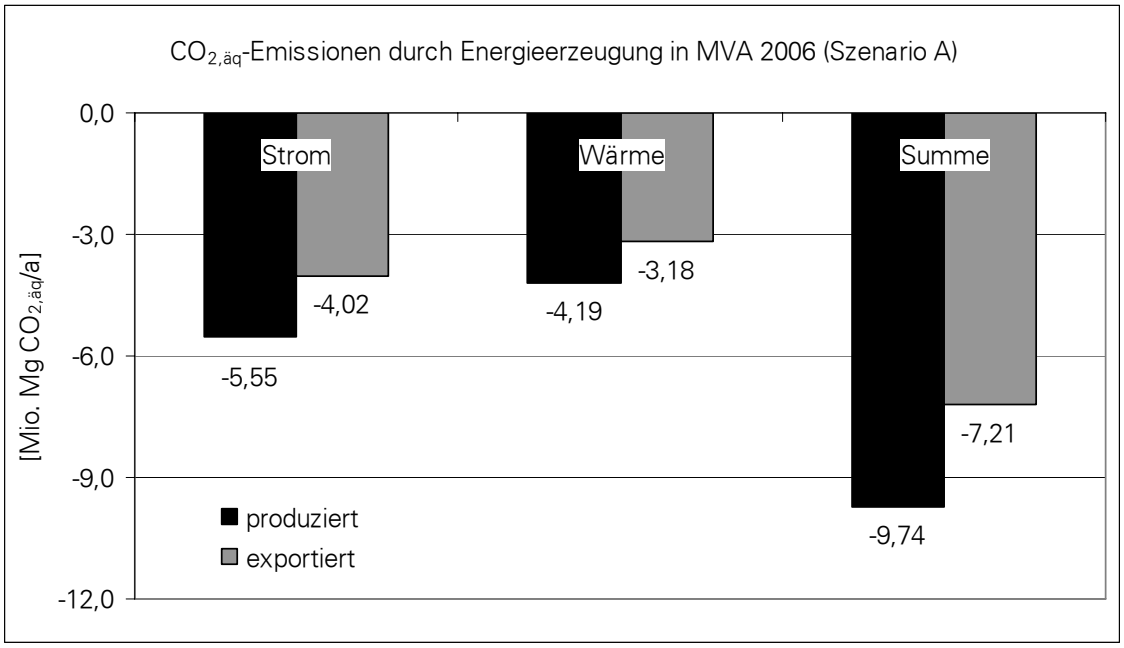

Abbildung 26: $CO_{2,äq}$-Emissionen durch die Energieerzeugung in MVA nach Szenario A (Strommix mit einem Emissionsfaktor von 0,886 kg $CO_{2,äq}$/kWh sowie Wärmemix mit 0,232 kg $CO_{2,äq}$/kWh)

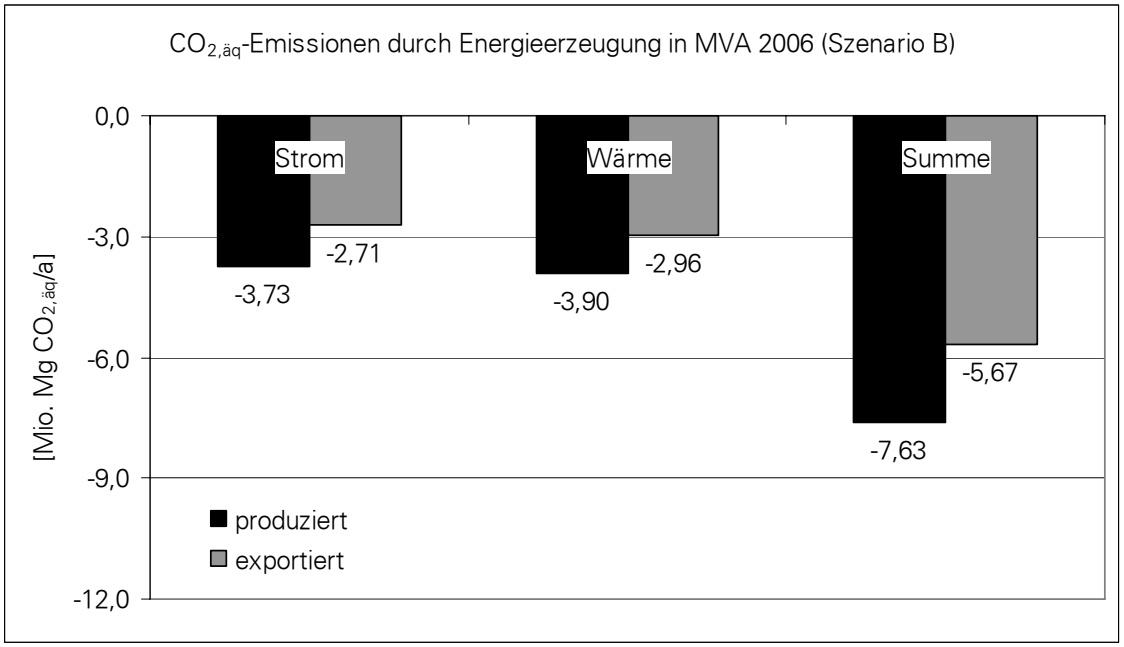

Abbildung 27: $CO_{2,äq}$-Emissionen durch die Energieerzeugung in MVA nach Szenario B (Strommix mit einem Emissionsfaktor von 0,596 $kgCO_{2,äq}$/kWh sowie Wärmemix mit 0,216 $kgCO_{2,äq}$/kWh)

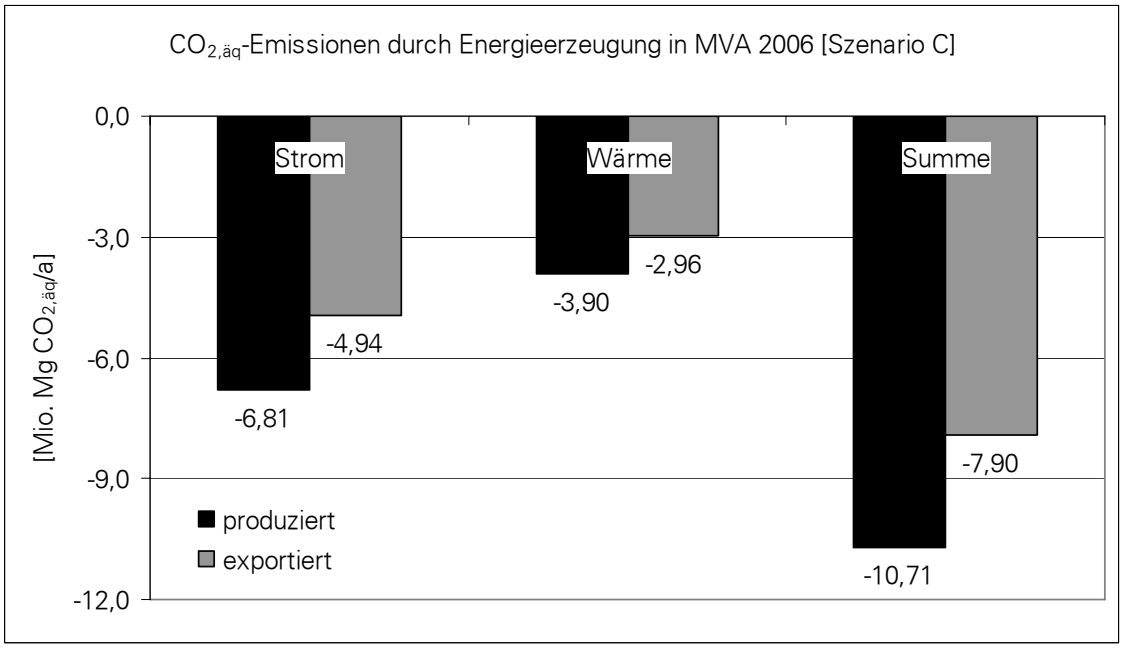

Abbildung 28: $CO_{2,äq}$-Emissionen durch die Energieerzeugung in MVA nach Szenario C (Grundlast Braunkohle mit einem Emissionsfaktor von 1.088 $kgCO_{2,äq}$/kWh sowie Wärmemix mit 0,216 $kgCO_{2,äq}$/kWh)

6.5.6 Gesamtbetrachtungen

Zur Berechnung der $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen aus deutschen MVA werden die klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen den Gutschriften aus der Energieerzeugung gegenübergestellt. Die freigesetzten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen berechnen sich aus dem Produkt der spezifischen freigesetzten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emission (vergleiche Kapitel 5.2.5.2) und des Durchsatzes. Die diesbezüglichen Ergebnisse sind den Abbildungen 29-31 zu entnehmen. Vergleicht man die Bilanzergebnisse, erkennt man eine starke Abhängigkeit von den verwendeten Substitutionsfaktoren. Zusätzlich wirkt sich die Art der betrachteten Energiemengen (erzeugte oder abgegebene Energiemengen) auf das Ergebnis aus. Geht man beispielsweise davon aus, das die in MVA erzeugte Energiemenge Grundlaststrom aus Braunkohlekraftwerken ersetzt, muss Szenario C herangezogen werden mit dem Substitutionsfaktor von 1,088 Mg $CO_{2,äq}$/ $MWh_{elektr.}$. Wie in Kapitel 5.1.5 dargestellt wird das Szenario A als Referenzszenario verwendet. Somit ließen sich durch die Behandlung von Abfällen in MVA $CO_{2,äq}$-Emissionen von etwa 3,18 Mio. Mg bezogen auf die erzeugten Energiemengen und 0,65 Mio. Mg bezogen auf die abgegebenen Energiemengen im Referenzszenario einsparen.

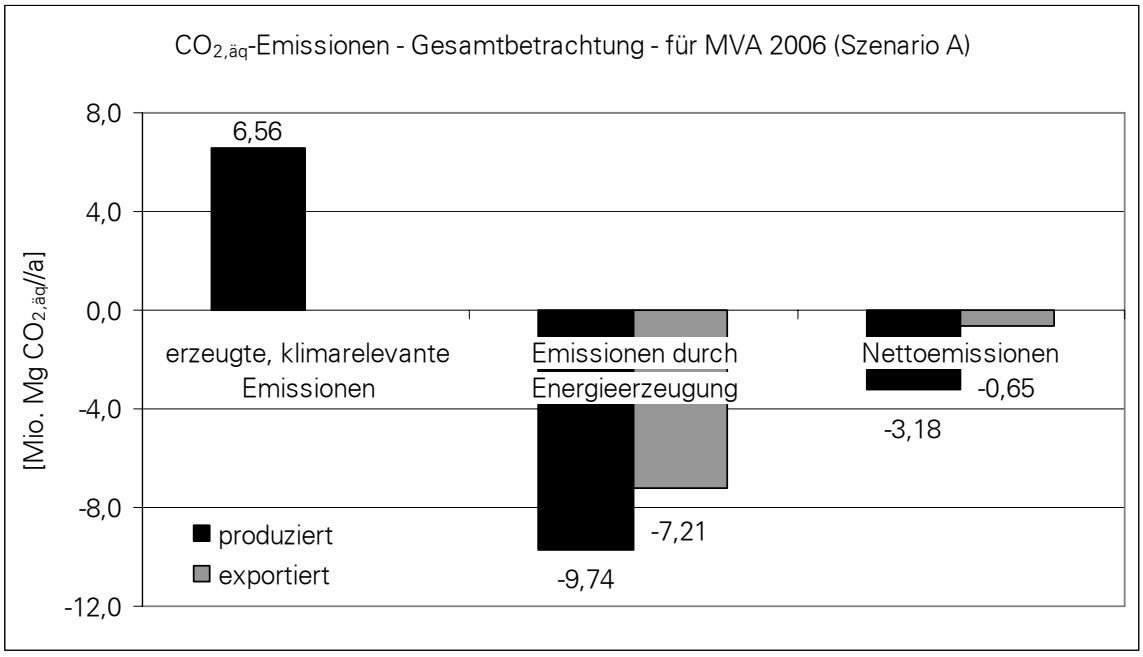

Abbildung 29: $CO_{2,äq}$-Emissionen aus MVA nach Szenario A

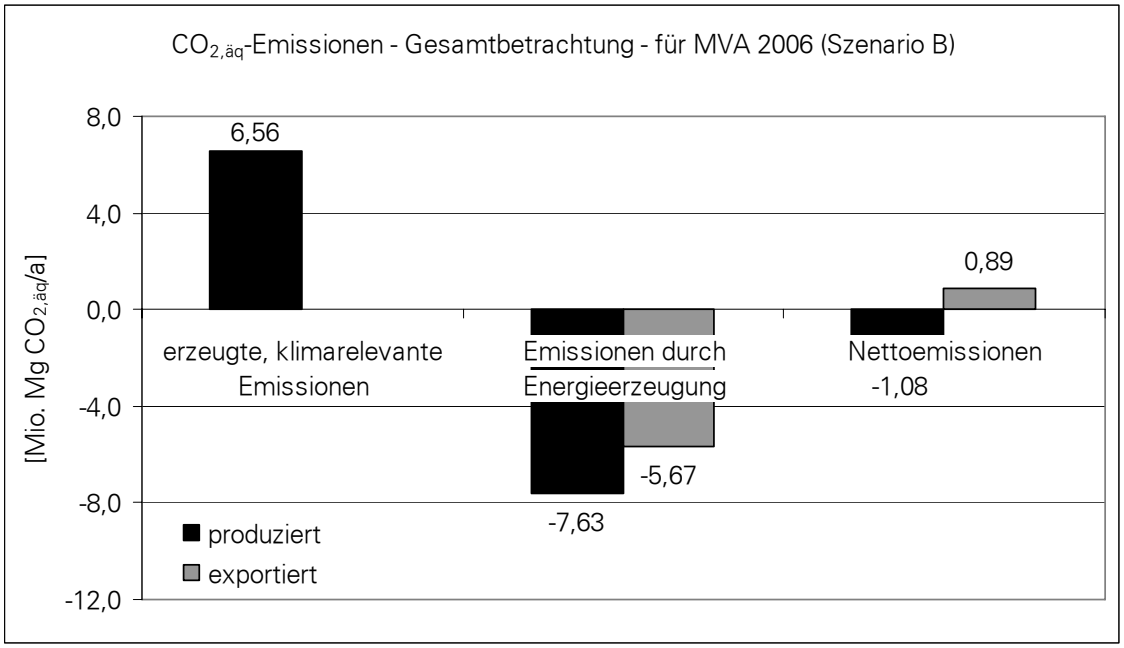

Abbildung 30: $CO_{2,äq}$-Emissionen aus MVA nach Szenario B

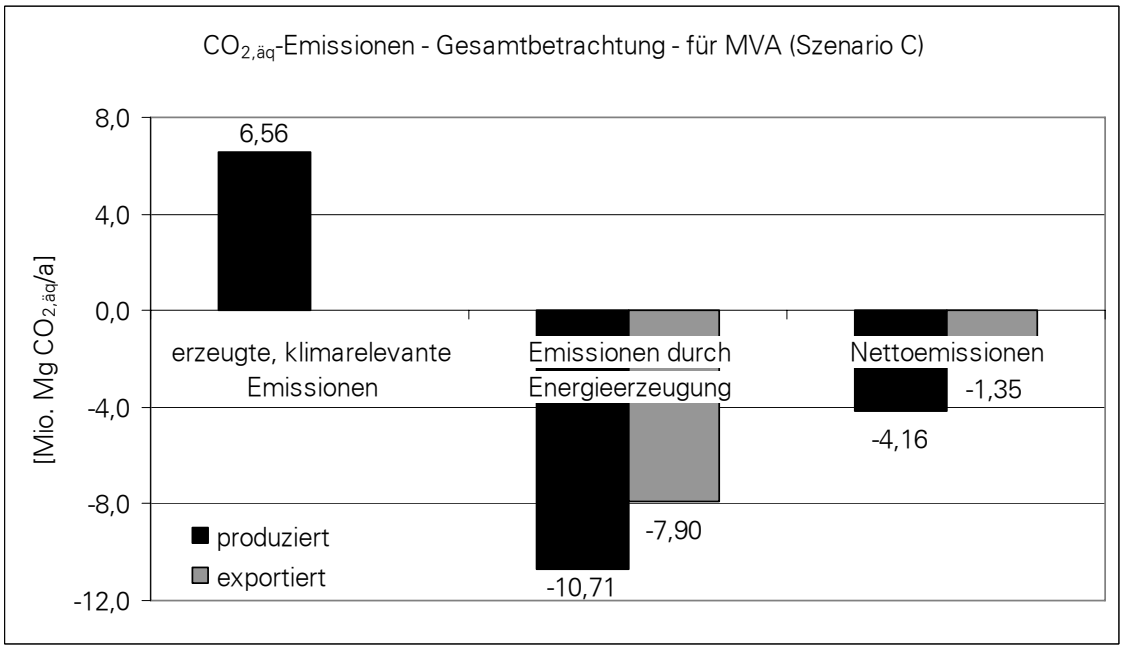

Abbildung 31: $CO_{2,äq}$-Emissionen aus MVA nach Szenario C

6.5.7 Veränderungen der $CO_{2,äq}$-Emissionen bei Einsatz von MBA-Inputmaterial in einer MVA

In der Fachliteratur wird oft über ein höheres $CO_{2,äq}$-Minderungspotenzial durch Mechanisch-Biologische Aufbereitung mit anschließender EBS-Verwertung berichtet, im Vergleich zu einer direkten thermischen Verwertung. Ein solcher Vergleich ist allerdings nur bei identischem Abfallinput möglich. Um dies vereinfachend zu diskutieren werden an dieser Stelle die MBA- und MVA-Inputmaterialien für eine Behandlung in MVA hinsichtlich der $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen miteinander verglichen. Dazu wird die Abfallinputzusammensetzung der MBA für die Verbrennung in MVA eingesetzt.
Dabei wurde vereinfachend davon ausgegangen, dass die erzeugten Energiemengen und somit eingesparten $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energiesubstitution (9,74 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a) konstant bleiben. Das heißt geringere Heizwerte des Inputmaterials, werden durch höhere Durchsätze ausgeglichen.
MBA-Inputmaterialien weisen im Vergleich zum MVA-Input neben unterschiedlichen Heizwerten auch unterschiedliche biogene Anteile auf. Dies führt zu abweichenden freigesetzten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen.

Das Ergebnis der Berechnungen zeigt Abbildung 32. Dabei wird deutlich, dass durch die Behandlung des $MBA_{anaerob}$-Materials in MVA eine etwas niedrigere $CO_{2,äq}$- Nettoemission (höhere Einsparung) als bei Behandlung des MVA-Input erreicht wird. Demgegenüber entstehen bei der Behandlung der anderen MBA-Materialien leicht höhere $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen (geringere Einsparungen). Somit bleibt an dieser Stelle festzuhalten, dass ein eindeutiger Vorteil für die Verbrennung von MBA-Material nicht ersichtlich wird.

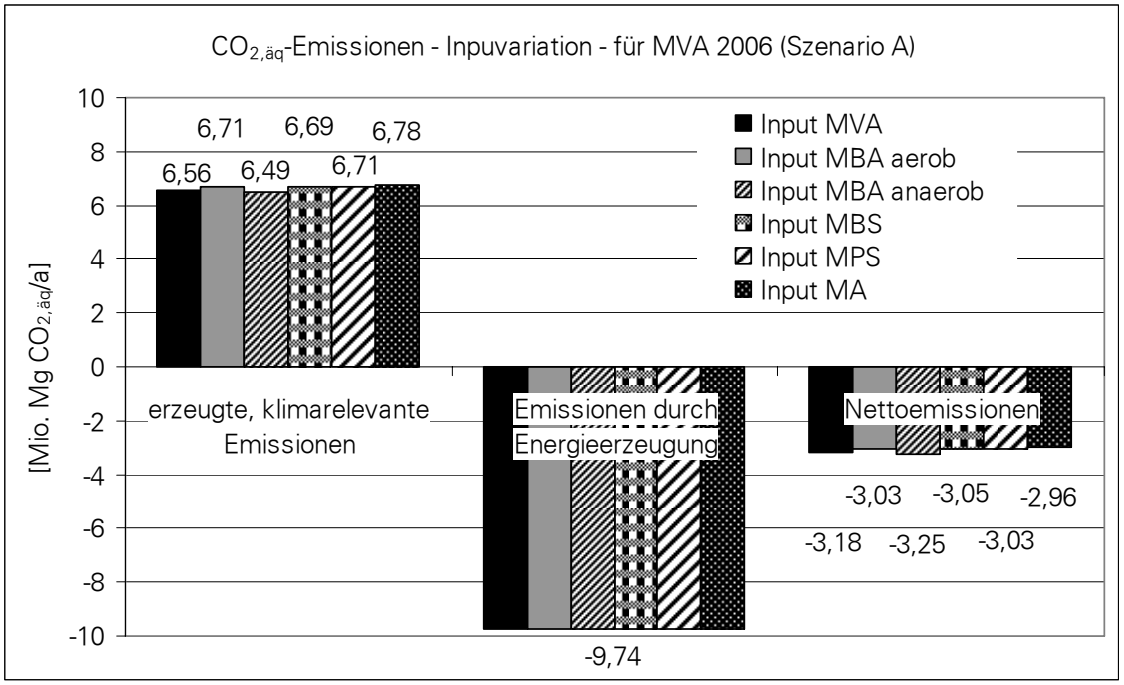

Abbildung 32: $CO_{2,äq}$-Emissionen bei MBA-Material als MVA-Input (bezogen auf erzeugte Energien, bei konstanter Energieerzeugung)

Abbildung 33 verdeutlicht den Zusammenhang zwischen Heizwert und Emissionsfaktor (spezifische freigesetzte, klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen) der verschiedenen Inputmaterialien. Dabei fällt auf, dass mit einer Erhöhung der klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emission in gleichem Maße ein Anstieg des Heizwertes zu verzeichnen ist.

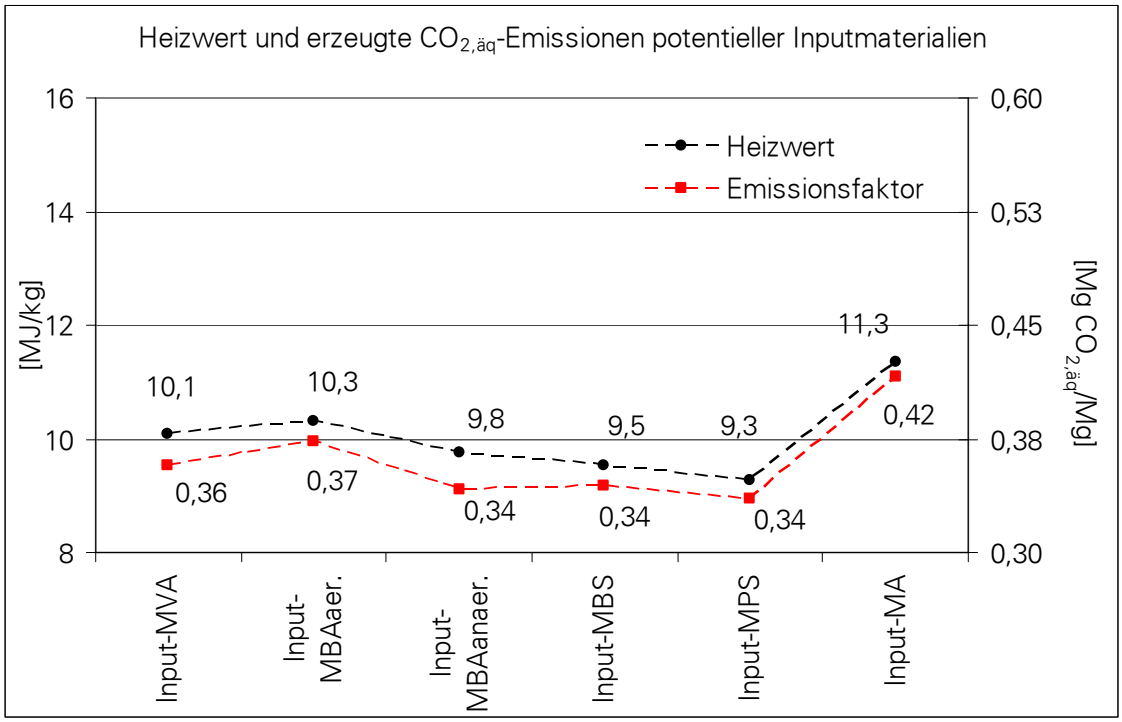

Abbildung 33: Vergleich der Heizwerte und Emissionsfaktoren verschiedener Inputmaterialien

6.5.8 Einfluss der Änderung der Restabfallzusammensetzung auf den Heizwert, den Emissionsfaktor und die $CO_{2,äq}$- Nettoemissionen

Um den Einfluss der Restabfallzusammensetzung auf das Bilanzergebnis zu untersuchen, wurden in einem anschließenden Schritt der Organik- und Kunststoffanteil im Restabfall variiert.

Die nachfolgende Abbildung 34 zeigt die Veränderung der spezifischen freigesetzten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen (Emissionsfaktor) und des Heizwertes resultierend aus der beschriebenen Restabfallzusammensetzung. Im Gegensatz zum Vergleich MVA-Input zu MBA-Input verläuft hier der Anstieg der genannten Parameter allerdings nicht konstant. Die spezifischen freigesetzten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen steigen im Zuge eines steigenden Kunststoff- beziehungsweise sinkenden Organikanteils stärker an als die Heizwerte. Das bedeutet, dass mit steigendem Kunststoff- beziehungsweise sinkendem Organikanteil ein Anstieg der erzeugten, klimarelevanten Emissionen zu erwarten ist. Der Anstieg der eingesparten Emissionen infolge Energie-

substitution verläuft demgegenüber geringer, somit ist mit einem Anstieg der $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen zu rechnen.

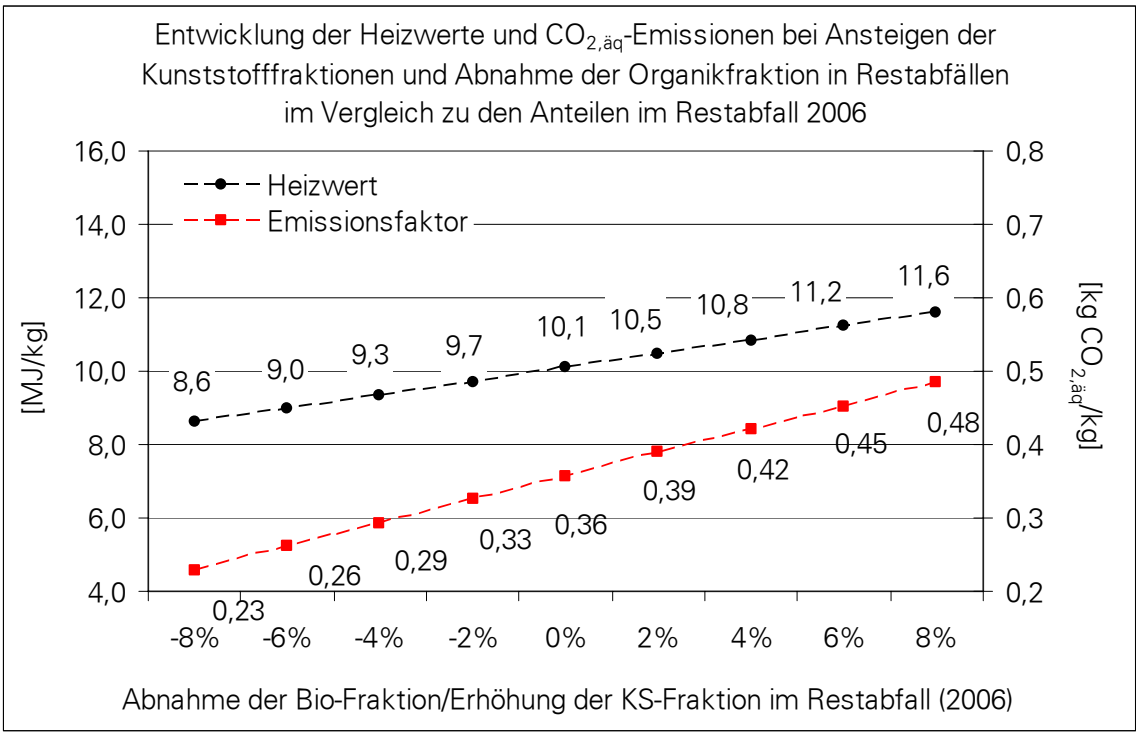

Abbildung 34: Entwicklung des Heizwertes und der spezifischen freigesetzten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen bei Variation der Restabfallzusammensetzung

Diesen Trend zeigt Abbildung 35. Man erkennt, dass schon ein beispielhafter Anstieg der Organikfraktion im Restabfall von 30,9 Gew. % OS auf 36,9 Gew.- % OS und demgegenüber eine Verringerung der Kunststofffraktion im Restabfall von 9,2 Gew.- % OS auf 3,2 Gew.- % OS eine Verringerung der $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen von -3,18 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a auf -4,28 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a zur Folge hat. Das heißt die $CO_{2,äq}$-Einsparung erhöht sich. Sinkt im Gegensatz der Organikanteil um 6 Gew.- % OS auf 24,9 Gew.- % und steigt demgegenüber der Kunststoffanteil von 9,2 Gew.- % OS auf 15,2 Gew.- % OS, bedeutet das ein Anstieg der $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen von -3,18 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a auf -2,31 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a.

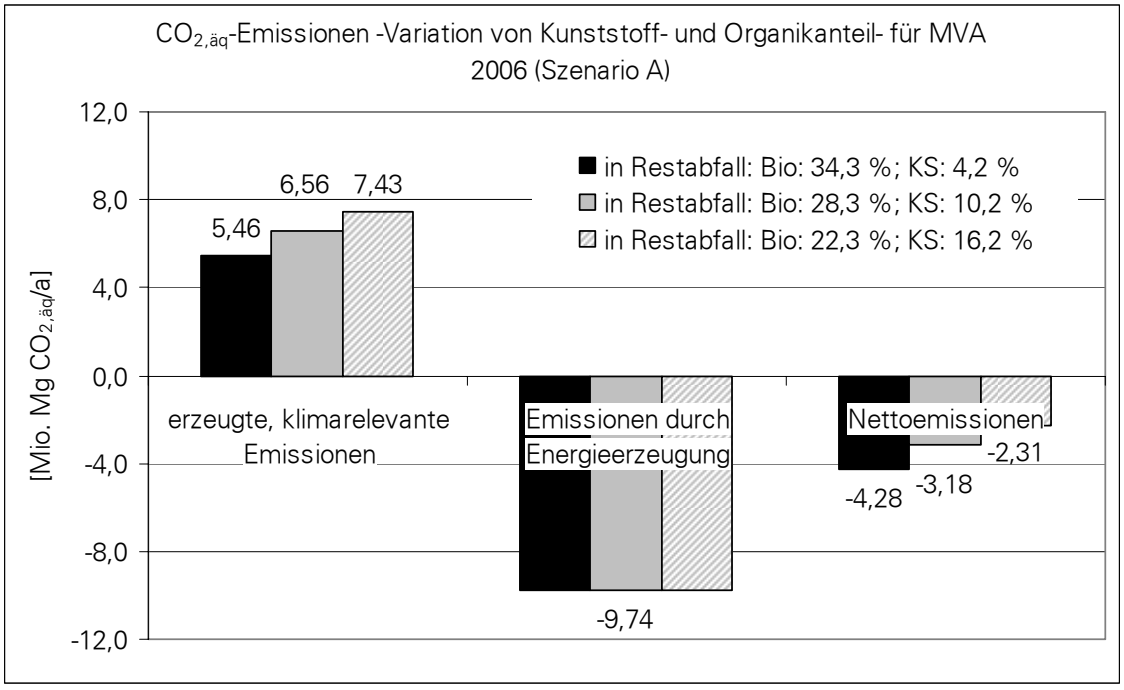

Abbildung 35: $CO_{2,äq}$-Emissionen bei der MVA in Abhängigkeit der Restabfallzusammensetzung (bezogen auf erzeugte Energie, bei konstanter Energieabgabe)

Tabelle 22 zeigt beispielsweise zwei Restabfallzusammensetzungen für jeweils einen Restabfall aus städtischer Bebauung und ländlicher Struktur, die zur Berechnung der mittleren Restabfallzusammensetzung (vergleiche Kapitel 4) genutzt wurden. Dabei stellt man fest, dass deutliche Schwankungen aufgrund unterschiedlicher Gewerbe-, Bebauungsstrukturen oder Sammelstrukturen zur Wertstofferfassung möglich sind.

Tabelle 22: Ausgewählte Restabfallzusammensetzungen

Einzelfraktion	**Land (Gew.-%)**	**Stadt (Gew.-%)**
Fe-/NE- Metalle	1,7	1,9
Papier/Pappe/Kartonagen	4,9	19,9
Glas	5,4	3,0
Kunststoffe	9,7	15,4
Organik	38,9	19,1
Holz	4,0	2,0
Textilien	4,3	4,2
Mineralstoffe	3,5	4,6
Verbunde	1,9	8,3
Schadstoffbelastete Stoffe	1,4	0,1
Stoffe, a.n.g.	8,4	8,5
Feinfrakion	16,0	13,0
Summe	100,0	100,0

6.5.9 Veränderung der $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen im Zeitraum 2004 bis 2006 für abgegebene Energien

[Schirmer et al., 2005] untersuchte in seiner Studie „Ökologische Effekte der Müllverbrennung“ ebenfalls die freigesetzte, klimarelevanten Emissionen, die Gutschriften durch Energienutzung, sowie die $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen. Ausgangspunkt seiner Berechnung waren neben den damals aktuellen Strom- und Wärmemixfaktoren, die erzeugten Energiemengen. Neben dem vorher angesprochenen Einfluss der Restabfallzusammensetzung wird daher hier auf den Einfluss der abgegebenen Energiemengen eingegangen. Als Vergleichsszenario soll hier Szenario A Anwendung finden. In Abbildung 36 ist zu erkennen, dass die erzeugten klimarelevanten CO_2-Emissionen zwischen den Jahren 2004 und 2006 von 4,66 Mio. Mg/a um 40,8 % auf 6,56 Mio. Mg/a angestiegen sind. Die Abfallmenge stieg demgegenüber von 14,18 Mio. Mg/a um ca. 32 % auf 17,4 Mio. Mg/a. Der relativ größere Anstieg der freigesetzten klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen gegenüber der Abfallmenge ist auf den Anstieg der CO_2-Emissionsfaktoren (spezifische freigesetzte, klimarelevante $CO_{2,äq}$-

Emissionen) der Abfallarten zurückzuführen. Durch die Energiesubstitution ließen sich im Jahr 2006 mit 7,21 Mio. Mg $CO_{2,äq}$ ca. 35,5 % mehr klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen einsparen als noch im Jahr 2004 (5,32 Mio. Mg $CO_{2,äq}$). Bei Ansatz des Szenario A und abgegebenen Energiemengen berechnen sich für beide Jahre eingesparte $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen von etwa 0,65 Mio. Mg/a. Durch eine höhere Energieabgabe in MVA konnte somit die Erhöhung der CO_2-Emissionsfaktoren abgefangen werden.
Es wird deutlich, dass zwar durch die Erhöhung des Durchsatzes und der Veränderung der spezifischen freigesetzten, klimarelevanter $CO_{2,äq}$-Emissionen mehr klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen emittiert werden, allerdings in gleichem Maß die abgegebenen Energiemengen angestiegen sind.

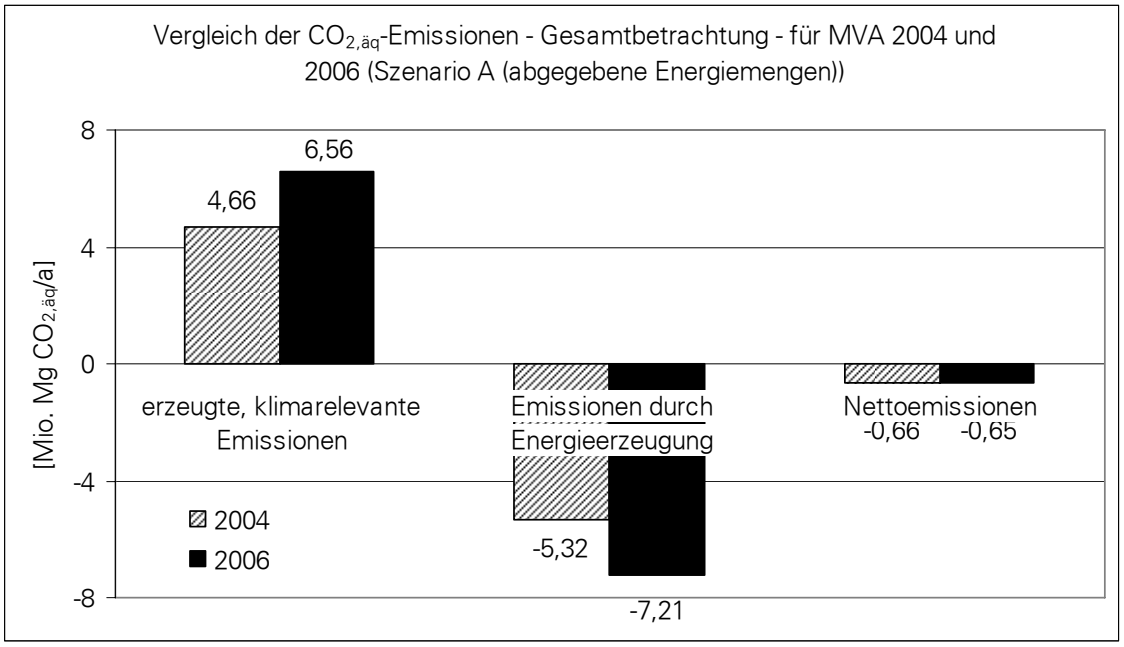

Abbildung 36: Vergleich der $CO_{2,äq}$-Emissionen für MVA unter Verwendung des Szenario A (bezogen auf abgegebene Energiemengen)

Bezüglich einer langfristigen Betrachtung des Einfluss der Inputzusammensetzung auf die Veränderung der Nettoemissionen wird in Kapitel 6.2.1 eingegangen. An dieser Stelle wird ausführlich dieser Einfluss auf die Abfallverbrennung im Zeitraum zwischen 1990 und 2006 diskutiert.

6.5.10 Verringerung der $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen durch Steigerung der Energieeffizienz

Wie in Kapitel 5.5.2.4 angesprochen wurde im Jahr 2006 in den MVA Strom mit einem elektrischen Nutzungsgrad von 9,3 % (bezogenen auf den abgegebenen Strom) und Wärme mit einem thermischen Nutzungsgrad von 28,0 % (bezogen auf die abgegebene Wärme) erzeugt. Abbildung 37 zeigt den Einfluss einer Erhöhung der Energienutzung auf die $CO_{2,äq}$-Emissionen. Man erkennt, dass schon bei einer Erhöhung der Energienutzung um 30 % (elektrischer Nutzungsgrad: 12,1 %; thermischer Nutzungsgrad: 36,4 %) etwa 2,92 Mio. Mg $CO_{2,äq}$ zusätzlich eingespart werden können. Betrachtet wird Szenario A als Referenzszenario.

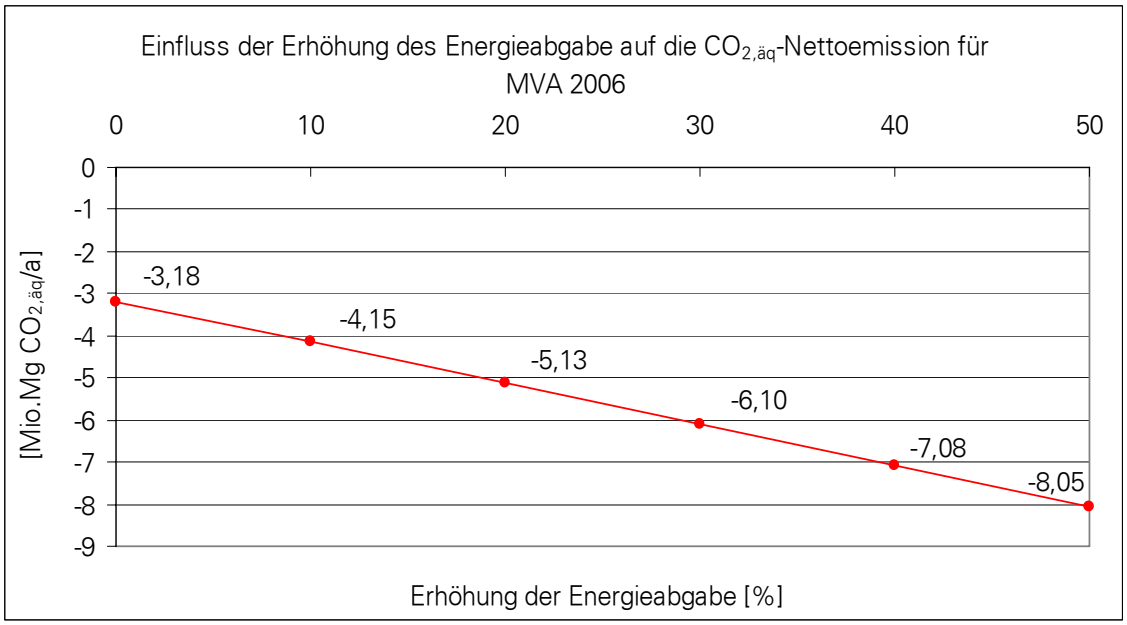

Abbildung 37: $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen bei verändertem Energienutzungsgrad (bezogen auf erzeugte Energien, Referenzszenario A)

Neben dem Effekt einer allgemein erhöhten Energieabgabe, wurde eine Differenzierung nach Strom- und Wärmeabgabe betrachtet (vergleiche Abbildung 38). Hierbei wird deutlich, dass durch die Erhöhung der Stromabgabe zum Beispiel um 40 % eine Verringerung der $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen um 2,22 Mio. $CO_{2,äq}$ und bei der Erhöhung der Wärmeabgabe um 40 % lediglich eine Verringerung der $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen um 1,68 Mg $CO_{2,äq}$. Somit wird durch Erhöhung der Stromabgabe der Effekt einer ge-

ringeren $CO_{2,äq}$-Nettoemission (durch Effizienzerhöhung der Energieerzeugung) erreicht.

Die Betrachtungsweisen zu Erhöhung der Energienutzung unterscheiden sich durch den Ansatz der erhöhten Energieabgabe. Im ersten Fall wird von einer generellen Erhöhung von n % ausgegangen. Das heißt es steigen elektrischer und thermischer Wirkungsgrad gleichermaßen an. Im zweiten Fall steigt jeweils nur einer der Wirkungsgrade an. Bei einem Anstieg des elektrischen Wirkungsgrades bleibt der thermische Wirkungsgrad konstant.
Inwieweit dies durch technische Maßnahmen umgesetzt werden kann, wird nachfolgend thematisiert. Dabei muss allerdings beachtet werden, dass es sich bei den Angaben nicht um Wirkungsgrade einer Anlage, sondern um Nutzungsgrade des gesamten Anlagenbestands der MVA in Deutschland handelt.

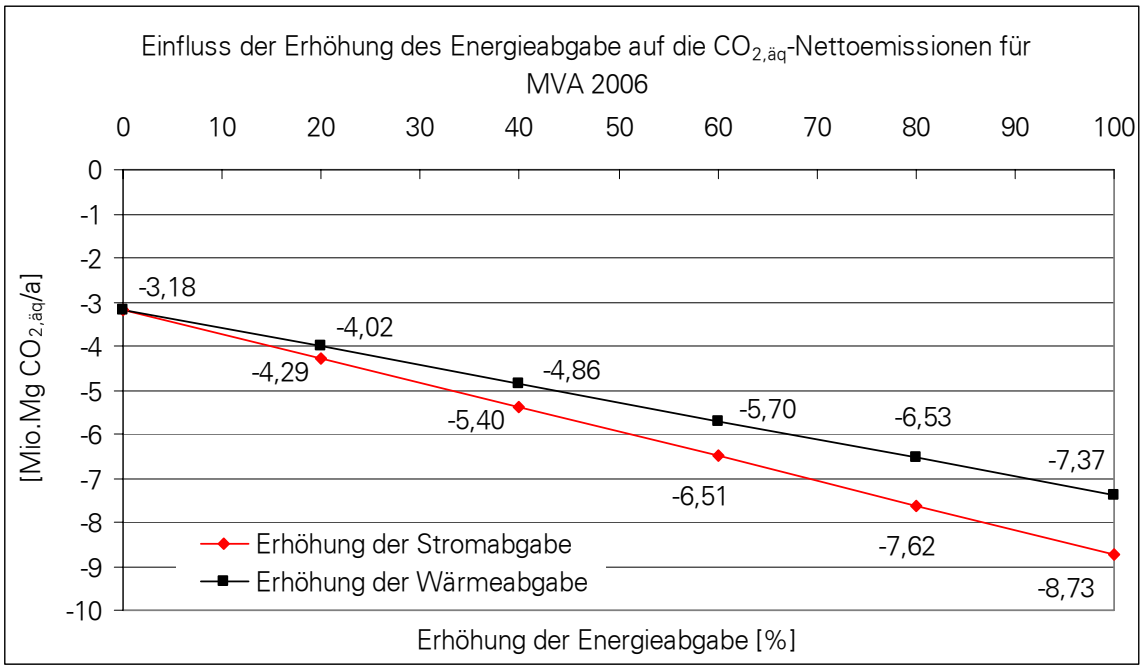

Abbildung 38: Einfluss der Erhöhung des Energieabgabe auf die $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen für MVA 2006- Differenzierung nach Strom- bzw. Wärmeabgabe (bezogen auf erzeugte Energien, Basis: elektr. Nutzungsgr.: 9,3 %; therm. Nutzungsgr.: 28,0 %)

6.5.10.1 Steigerung des Kesselwirkungsgrades

Der Kesselwirkungsgrad stellt das Verhältnis, der in den Dampf übertragenen zu der im Brennstoff enthaltenen Energie dar. Aufgrund des nicht vollständigen Ausbrandes des Abfalls (Glühverlust über 3 %), hohen Luftüberschüssen (O_2-Gehalt im Rauchgas ca. 9 %) und hohen Kesselaustrittstemperaturen des Rauchgases (ca. 230 °C) berechnet sich der Kesselwirkungsgrad deutscher MVA momentan zu etwa 77 %. Die Verringerung des Luftüberschusses auf 7 %, das Absenken der Kesselaustrittstemperaturen nach dem Kessel auf 180 °C und das Absenken des Glühverlustes auf 1 % lässt den Kesselwirkungsgrad auf ca. 87 % steigen. Durch diese Maßnahmen könnte zunächst eine 10 % höhere Dampfmenge erzeugt werden.

6.5.10.2 Steigerung des realen thermischen Wirkungsgrades des Clausius-Rankine-Kreisprozesses

Von den insgesamt 66 deutschen Müllverbrennungsanlagen stellen 58 Anlagen Energie in Form von Elektrizität her. Wie viel der sich im Dampf befindlichen Energie letztendlich in Strom umwandeln lässt, hängt von folgenden Faktoren ab:

- Frischdampfparameter am Turbineneintritt
- Turbinenwirkungsgrad
- Kondensationsdruck
- Kondensat- und Speisewasservorwärmung
- Luftvorwärmung

Frischdampfparameter von 40 bar und 400 °C haben sich bei der Müllverbrennung als Kompromiss zwischen hoher Stromerzeugung und möglichst geringen Wartungskosten durch Hochtemperaturchlorkorrosion durchgesetzt. Höhere Frischdampfparameter führen zu hohen Instandhaltungskosten, die durch höhere Stromerlöse nicht kompensiert werden können. Der Großteil deutscher MVA erzeugt bereits Frischdampf von ca. 40 bar und 400°C, teilweise noch höher. Turbinenwirkungsgrade von ca. 83 % sind Stand der Technik, die meisten MVA sind mit älteren Turbinen und deutlich schlechte-

ren Turbinenwirkungsgraden von teilweise nur 70 % ausgestattet. Der Kondensationsdruck kann über Luftkondensatoren auf 0,15 bar abgesenkt werden, momentan kondensieren der Großteil der MVA bei ca. 0,2 bar. Aktuell erfolgt die Speisewasser- und Luftvorwärmung oft einstufig. Um die Stromproduktion zu steigern sollten diese zweistufig über Turbinenanzapfdampf erfolgen. Mit diesen Kennwerten errechnet sich der ideale reale thermische Wirkungsgrad des Clausius-Rankine-Kreisprozesses, der das Verhältnis von Dampfenergie zur kinetischen Energie der Turbine darstellt, zu ca. 32 %.

Da in den MVA zusätzlich Eigendampf bspw. für die Dampfstrahlpumpe der Evakuierungsanlage, für mögliche dampfbetriebene Speisewasserpumpen oder zur Aufheizung der Rauchgase vor der selektiven katalytischen Reduktion genutzt werden, muss der realistische reale thermische Wirkungsgrad des Clausius-Rankine-Kreisprozesses auf 30 % herabgesetzt werden, da dieser Dampf nicht mehr zur Stromerzeugung zur Verfügung steht.

6.5.10.3 Erzeugte Energiemengen

Neben dem Kesselwirkungsgrad und den realen thermischen Wirkungsgrad muss zusätzlich ein Wirkungsgrad, der die Wärme und Druckverluste in den Rohren berücksichtigt, angesetzt werden. Dieser beträgt ca. 98 %. Bei der Stromerzeugung kommen zusätzlich noch der mechanische Wirkungsgrad an der Kupplung (98 %) und der Generatorwirkungsgrad von 99 % zum Tragen.

Der elektrische Eigenbedarf kann nach [Fehrenbach et al., 2008] bei MVA im Durchschnitt auf ca. 3 % der FWL abgesenkt werden. Dies ergibt einen elektrischen Eigenbedarfwirkungsgrad von ca. 89 %. Die zu erreichenden Wirkungsgrade sind nochmals in folgender Tabelle dargestellt.

Tabelle 23: Ermittelte Wirkungsgrade

Kesselwirkungsgrad	87 %
Rohrreibungswirkungsgrad	98 %
realer thermischer Wirkungsgrad	30 %
mechanischer Wirkungsgrad an der Kupplung	98 %
Generatorwirkungsgrad	99 %
elektrischer Eigenbedarfswirkungsgrad	89 %
elektrischer Netto-Gesamtwirkungsgrad:	22 %

Bei stromgeführter Fahrweise (ohne Auskopplung von Dampf zur Prozessdampf- oder Fernwärmenutzung) errechnet sich durch Multiplikation der Einzelwirkungsgrade ein elektrischer Netto-Gesamtwirkungsgrad von 22 % (bezogen auf abgegebene Strommengen).

Mit den bereits erwähnten ITAD-Daten [ITAD 2008] über die Abfallmenge von 17,4 Mio. Mg und den Heizwert von 10.172 kJ/kg aus dem Jahr 2006 errechnet sich eine FWL von etwa 49,161 Mio. MWh/a. Mit den berechneten elektrischen Netto-Gesamtwirkungsgrad von 22 %, statt der bisherigen 9,3 % könnte bei stromgeführter Fahrweise eine Strommenge von 12,2 Mio. MWh/a erzeugt und von 10,8 Mio. MWh/a abgegeben werden.

Bei wärmegeführter Fahrweise wird deutlich weniger Strom produziert, da Dampf zur Fernwärmeerzeugung bzw. Prozessdampfauskopplung aus der Turbine ausgekoppelt wird. Im folgenden Beispiel wird die zweistufige Auskopplung von Fernwärme betrachtet. Die Dampfauskopplung zur Fernwärmeerzeugung, aber auch zur Speisewasser- und Luftvorwärmung erfolgt in der ersten Stufe bei 1 bar und 97 % Dampfgehalt und in einer zweiten Stufe bei 4 bar und 150 °C. Die Erzeugung (ca. 6,5 Mio. MWh/a) und Abgabe (ca. 5 Mio. MWh/a) von elektrischem Strom halbiert sich nahezu, da der Dampf nur noch über die halbe Enthalpiedifferenz in der Turbine entspannt werden kann. Die Kondensationsenthalpie des Dampfes könnte zur Erzeugung von ca. 35 Mio. MWh/a Fernwärme genutzt werden.

Die Energie an erzeugter Fernwärme bzw. erzeugten 4 bar Prozessdampfs lässt sich in der Menge nicht über das ganze Jahr abgeben. Zum einen wird ein geringer Teil des erzeugten Dampfes und der Fernwärme zum Eigenbedarf genutzt, zum anderen ist die Fernwärmeabnahme im Winter deutlich stärker als im Sommer, wodurch im Winter Fernwärmeengpässe entstehen können und im Sommer Fernwärmeüberschuss besteht. Auch bei möglicher Prozessdampfauskopplung wird man die Wärme nicht in konstanter Menge abgeben können. Dem Rückgang an Fernwärmebedarf im Sommer kann bspw. durch Absorptionskälteerzeugung oder durch Erzeugung von Trockeneis aus Abwärme entgegengewirkt werden. Da die Wärme bei der Müllverbrennung aber immer anfällt, sollte diese bei der Fernwärmeversorgung im Grundlastbetrieb Vorrang vor Regelbrennstoffen erhalten. Spitzenlasten können durch fossil befeuerte Kessel überbrückt werden. Realistisch könnten geschätzte 25 Mio. MWh/a (die Hälfte der FWL) an Wärme an externe Verbraucher abgegeben werden.

6.5.10.4 Klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen

Die betrachteten Maßnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz haben außer der Senkung des Glühverlustes der Aschen keinen Einfluss auf die Menge an erzeugten klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emisionen. Die Herabsetzung des Glühverlustes der Aschen durch einen verbesserten Abfallausbrand, erhöht die Freisetzung von klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emisionen und senkt den unverbrannten Kohlenstoffanteil in den Aschen. Die klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen erhöhen sich durch den bessern Ausbrand von 6,56 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a auf ca. 6,62 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a.

6.5.10.5 Einsparung an $CO_{2,äq}$-Emissionen durch effizientere Energieerzeugung (Gutschriften durch Primärenergiesubstitution) und Auswirkungen auf die $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen

Die stromgeführte Fahrweise stellt andere Energiemengen zur Verfügung als die wärmegeführte Fahrweise. Daher werden bei beiden Fahrweisen unterschiedliche Mengen an klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen eingespart.

Die Steigerung der Energieeffizienz und die damit einhergehende Steigerung der Energieabgabe hat höhere Einsparungen an klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energiesubstitution zur Folge.

Die stromgeführte Optimierung würde, bei Ansatz des Substitutionsszenario A, eine Steigerung der eingesparten klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emisionen gegenüber dem aktuellen Stand 2006 (7,21 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a) von 2,4 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a auf 9,6 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a nach sich ziehen. Die Optimierung der Wärmeabgabe würde, wiederum bei Ansatz des Substitutionsszenarios A, Einsparungen an klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emisionen von zusätzlich 3 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a auf 10,2 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a ermöglichen. Die klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Nettomissionen steigen bei stromgeführter Fahrweise von 0,65 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a auf 2,98 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a und bei wärmegeführter Fahrweise auf 3,58 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a. Der Bilanzvergleich zwischen Ist-Stand und der optimierten strom- sowie wärmegeführten Fahrweise ist in folgender Abbildung zusammengefasst.

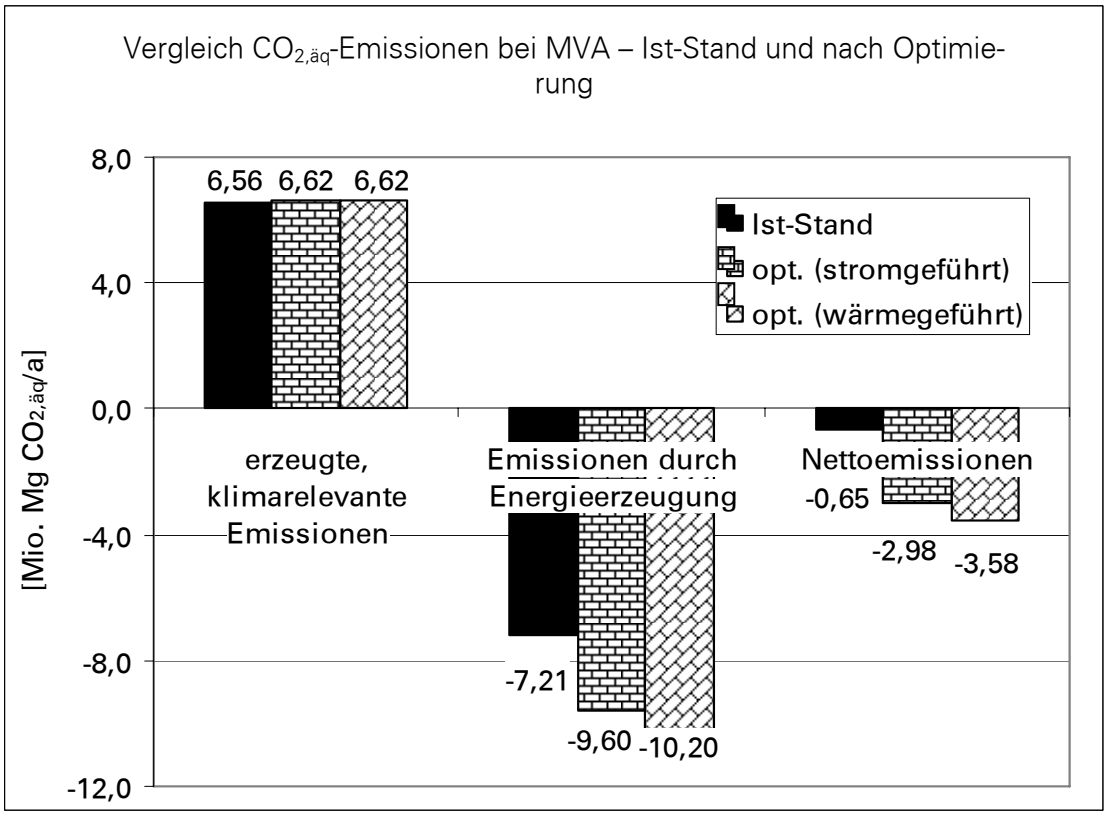

Abbildung 39: Vergleich der $CO_{2,äq}$-Emissionen zwischen Ist-Stand 2006 und nach strom- bzw. wärmegeführter Optimierung (Szenario A, abgegebene Energiemengen)

Das größte Potenzial zur Einsparung von CO_2-Emissionen liegt darin, die zur Erzeugung von Fernwärme und Prozessdampf nötige Abwärme besser zu nutzen. Diese fällt durch die Verbrennung der Abfälle immer an und bleibt meist ungenutzt. Die momentan schlechte Anbindung der MVA an Fernwärmenetze und die teilweise vorhandene Konkurrenz der Wärme aus Abfall zu fossil erzeugter Wärme, stellen die größten Hindernisse für eine bessere Energieausnutzung der MVA-Abwärme dar.

6.5.11 CO_2-Minderungskosten für Maßnahmen zur Energieeffizienzsteigerung

Die möglichen Kosten zu ermitteln, die zur Umsetzung der Energieeffizienzsteigerungsmaßnahmen erforderlich sind, ist komplex. Der Grund liegt in der unterschiedlich eingesetzten Verfahrenstechnik in deutschen MVA. Ein Versuch die CO_2-Minderungskosten zu berechnen, wurde durch die Entsorgergemeinschaft der deutschen Entsorgungswirtschaft [EdDE, 2009] unternommen.

Demnach werden in ca. 2/3 aller deutschen MVA Steigerungspotenziale am Kesselwirkungsgrad gesehen. Allein durch die Verbesserung des Ausbrands der Rostaschen, der Absenkung der Rauchgastemperatur am Kesselaustritt und der Absenkung des Luftüberschusses lassen sich mehr als 0,4 Mio. Mg $CO_{2,äq}$-Emissionen pro Jahr einsparen. Investitionen in Höhe von ca. 250 Mio. Euro müssten dafür getätigt werden.

In ca. der Hälfte aller deutschen MVA kann die Stromerzeugung durch den Einsatz neuer Dampfturbinen mit hohen inneren Wirkungsgraden erzielt werden. Dabei kann teilweise der Kondensationsdruck mit neuen Luftkondensatoren gesenkt und die Luft sowie Kondensat- und Speisewasservorwärmung optimiert werden. Für die Einsparung von ca. 1,1 Mio. Mg $CO_{2,äq}$-Emissionen im Jahr werden Investitionen von ca. 340 Mio. Euro fällig.

Ca. 10 % der deutschen MVA erzeugen Dampf mit Parametern deutlich unter 400°C und 40 bar. Diese oft alten Anlagen müssten runderneuert und mit neuen Kesselkonstruktionen sowie neuen Turbinen inklusive Wasser-Dampf-Kreislauf ausgerüstet werden. Die Investitionen für die Einsparung von 1,4 Mio. Mg $CO_{2,äq}$-Emissionen im Jahr belaufen sich auf ca. 335 Mio. Euro.

Die Verringerung des Eigenbedarfes an elektrischen Strom sowie an Regelbrennstoffen bspw. durch Umstellung der Wiederaufheizung der Rauchgase vor der SCR auf Eigendampf ermöglichen weitere Einsparungen an $CO_{2,äq}$-Emissionen in Höhe von ca. 0,1 Mio. Mg/a. Ca. 30 Mio. Euro müssten dafür investiert werden.
In der besagten Studie [EdDE, 2009] wird ein Potenzial an Einsparungen von lediglich 0,2 Mio. Mg $CO_{2,äq}$-Emissionen pro Jahr in den Ausbau der Fernwärmeversorgung bei Investitionen von ca. 70 Mio. Euro ermittelt. Aber auch hier wird klargestellt, dass die meisten Anlagen in der Lage wären deutlich größere Mengen an Fernwärme auszukoppeln. Die Entfernung zu bestehenden Netzen, die Konkurrenz zur Abwärme anderer Industrieprozesse, die sinkende Nachfrage der Wärmeabnehmer und die Abwanderung energieintensiver Industrien wirken dem jedoch entgegen.

In Summe müssen ca. 1 Mrd. Euro investiert werden, um bei Ansatz des Substitutionsszenarios A jährlich ca. 3,2 Mio. Mg $CO_{2,äq}$-Emissionen einzusparen. Die jährlichen Abschreibungen auf die Investitionen ergeben bei einer Abschreibungszeit von 15 Jahren und ohne Berücksichtigung eines Zinssatzes ca. 67 Mio. Euro/a. Werden zusätzlich 5 % auf die Investitionen für Betriebs- und Instandhaltungskosten aufgeschlagen (50 Mio. Euro/a), ergeben sich jährliche Gesamtabschreibungen von ca. 117 Mio. Euro.

Mit den jährlichen Zusatzeinsparungen in Höhe von ca. 3,2 Mio. Mg $CO_{2,äq}$-Emissionen für das Substitutionsszenario A berechnen sich spezifische CO_2-Vermeidungskosten von ca. 37 Euro/Mg $CO_{2,äq}$. Für die Substitutionsszenarien B und C errechnen sich die CO_2-Vermeidungskosten zu ca. 54 und ca. 31 Euro/Mg $CO_{2,äq}$.
.
Die ermittelten Vermeidungskosten sind dennoch als sehr gering einzuschätzen betrachtet man im Gegensatz dazu bspw. die CO_2-Vermeidungskosten bei Biomass to Liquid (BtL)-Verfahren in Höhe von ca. 300 Euro/Mg $CO_{2,äq}$, der Vergärung oder Vergasung von biogenen Abfällen von ca. 100 Euro/Mg $CO_{2,äq}$ [Leible et al., 2009], der Windkraft von über 100 Euro/Mg $CO_{2,äq}$ oder der Fotovoltaik von ca. 2.000 Euro/Mg $CO_{2,äq}$ [Bilitewski, 2006].

6.6 Mechanisch-biologische Abfallbehandlung

6.6.1 Hintergrund und Zielstellung

Mechanisch-Biologische/(Physikalische) Abfallbehandlungsanlagen (MBA) stellen neben der thermischen Abfallbehandlung das wichtigste Verfahren zum Erreichen der Ablagerungskriterien von Abfällen dar. Durch die mechanische Aufbereitungsstufe liefert die MBA gegenüber der thermischen Behandlung von unbehandeltem Abfall eine heizwertreichere Fraktion sowie im biologischen Behandlungsschritt im Falle einer zusätzlichen anaeroben Verfahrensstufe energetisch nutzbares Biogas. Die energetische Nutzung der regenerativen Bestandteile der erzeugten heizwertreichen Fraktion sowie die Nutzung des Biogases führen zu einer Einsparung klimawirksamer Emissionen und fossiler Energieträger. In diesem Kapitel werden zum einen die $CO_{2,äq}$-Emissionen im Bilanzzeitraum 2007 aufgezeigt, die sich für die in Mechanisch-Biologischen Behandlungsanlagen behandelten Abfallströme ergeben. Zum anderen werden die verschiedenen Verfahrensgestaltungen Mechanisch-Biologischer Abfallbehandlungsanlagen (Rotte, Vergärung, Stabilat) hinsichtlich der Vorteilhaftigkeit eines Verfahrenskonzeptes unter CO_2-emissionsspezifischen Gesichtspunkten miteinander verglichen. Es werden abschließend CO_2-Emissionseinsparungspotenziale der Anlagen durch Sensitivitätsanalysen aufgezeigt.

6.6.2 Aktueller Stand der MBA

In Deutschland wurden im Jahr 2007 45 Mechanisch-Biologische/Physikalische Abfallbehandlungsanlagen betrieben [ASA, 2007] [Wasteconsult International, 2007]. Davon arbeiten 21 Anlagen ausschließlich mit einer aeroben Behandlungsstufe, wobei hier zwei rein mechanische Abfallbehandlungsanlagen miterfasst werden, die ihre separierte Organikfraktion an die am gleichen Standort befindliche Biologische Abfallbehandlungsanlage abgeben und dort aerob behandeln lassen, 10 Anlagen mit sowohl anaerober als auch aerober Verfahrensstufe sowie 12 Mechanisch-Biologische Stabilatanlagen (MBS). Letztere unterscheiden sich im verfahrenstechnischen Prinzip insofern von den beiden erstgenannten Anlagentypen, dass hier der gesamte Abfall zunächst

der biologischen Behandlungsstufe (aerobe Kurzrotte zur biologischen Trocknung) zugeführt wird und erst danach sich die mechanische Aufbereitung anschließt. Zu den Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlungsanlagen werden in der Regel auch die Mechanisch-Physikalischen Abfallbehandlungsanlagen (MPS) gezählt, die anstelle der biologischen Stufe eine thermische Trocknung des Abfalls realisieren. Von diesem Verfahrenskonzept befinden sich derzeit 3 Anlagen in Betrieb. Neben den Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlungsanlagen gibt es weiterhin 26 rein Mechanische Abfallbehandlungsanlagen (MA), von denen nach aktuellem Kenntnisstand mindestens 20 Anlagen u.a. ebenfalls Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle annehmen und aufbereiten [Wasteconsult International, 2007]. Zudem nehmen die rein Mechanischen Aufbereitungsanlagen zusätzlich Sortierfraktionen der Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlungsanlagen zur weiteren Aufbereitung an.

6.6.3 Systemgrenzen

Die Ermittlung der $CO_{2,äq}$-Emissionen für die in Mechanisch-Biologischen/(Physikalischen) Abfallbehandlungsanlagen behandelten Abfallströme erfolgt innerhalb eines definierten Bilanzraumes. Bilanziert wird die MBA (MBA/MBS/ MPS/MA) mit den sich anschließenden unterschiedlichen energetischen Verwertungswegen der heizwertreichen Fraktionen (EBS) in Müllverbrennungsanlagen, EBS- Kraftwerken, Stein- und Braunkohlekraftwerken sowie in Zementwerken. Die Bilanzgrenze bildet die Anlagengrenze (Aufbereitungsanlage/Verwertungsanlage), d.h. von der Bilanz ausgeschlossen sind sämtliche klimarelevante Vor- und Nachketten wie die Sammlung und der Transport der Abfälle oder die verschiedenen stofflichen Verwertungswege der Sortierfraktionen. Ebenfalls nicht betrachtet wird die Deponierung der Rottefraktionen, da entsprechend der seit 2005 geltenden Ablagerungskriterien von keiner relevanten Methanbildung im Deponiekörper mehr auszugehen ist. Die Abgrenzung des Bilanzraumes ist in der folgenden Abbildung schematisch dargestellt.

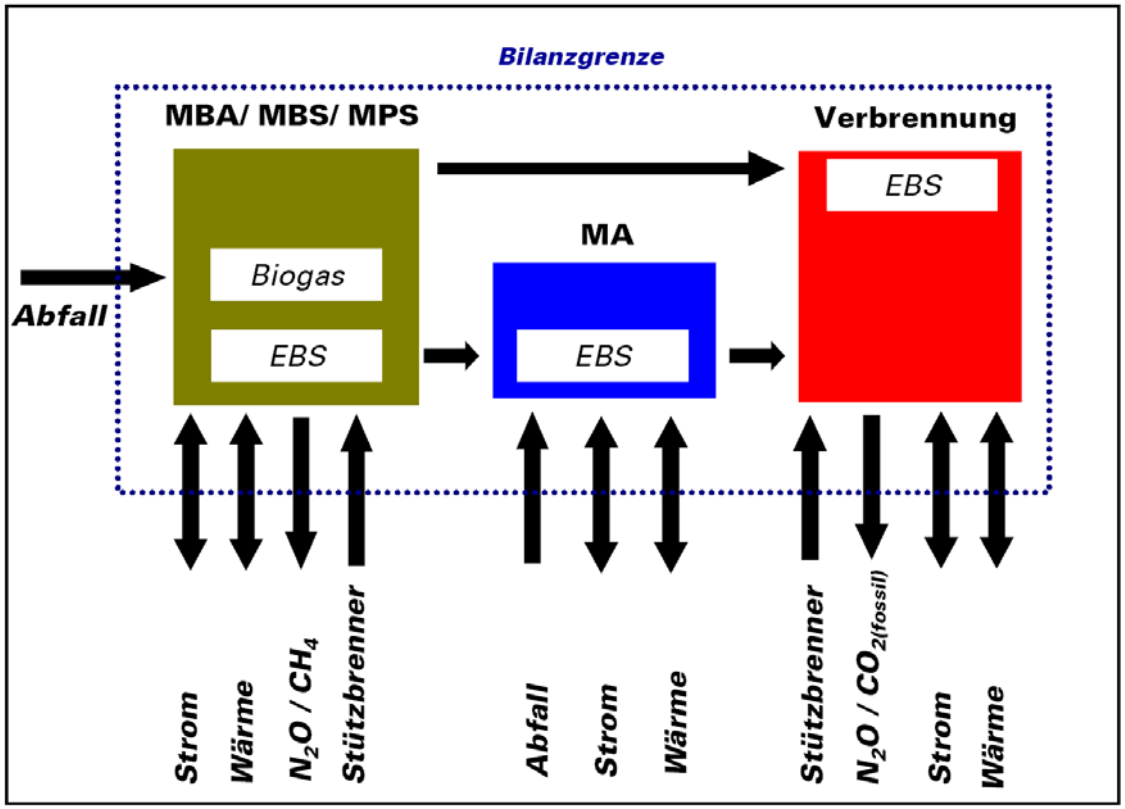

Abbildung 40: Bilanzraum für die Ermittlung der $CO_{2.äq}$-Emissionen durch energetische Nutzung der in MBA/MBS/MPS/MA behandelten Abfallströme

6.6.4 Erhebung der Datengrundlage

Die Berechnung der $CO_{2,äq}$-Emissionen basiert vorrangig auf anlagenspezifischen Daten, die über Fragebögen bei den Betreibern von Mechanisch-Biologischen/(Physikalischen) Abfallbehandlungsanlagen erhoben wurden. Ermittelt wurden insbesondere Durchsätze, angenommene Abfallarten, Verwertungswege der EBS sowie verbrennungsspezifische Angaben dieser Fraktion, Angaben zum Energiebedarf der Anlagen, Energieerzeugung und Energienutzung durch die Produktion von Biogas sowie N_2O-Konzentrationen im Abgas. Um auf eine breitere Datenbasis zurückgreifen zu können, wurden zudem Daten einer weiteren am Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten durchgeführten Studie des gleichen Bezugsjahres genutzt [Hoffmann et al., 2008]. Eine Übersicht über den Rücklauf der Fragebögen gibt folgende Tabelle 24.

Tabelle 24: Rücklauf der Datenerhebung mittels Fragebögen

Anlagentyp	Anzahl Anlagen	Rücklauf der Fragebögen %
MBA aerob	21	90
MBA anaerob	10	70
MBS	12	92
MPS	3	100
MA	26	35

Zu den hohen Rücklaufquoten sei angemerkt, dass hier sowohl vollständig beantwortete als auch teilausgefüllte Fragebögen gezählt wurden. Eine umfangreiche Datenbasis entsprechend der Rücklaufquoten konnte insbesondere bezüglich der Angaben zu Anlagenkapazität, Durchsatz, Inputzusammensetzung, Outputmengen sowie Heizwerte und Verwertungswege der EBS der verschiedenen MBA-Konzepte erhoben werden.

6.6.5 Ermittlung der $CO_{2,äq}$-Emissionen durch energetische Nutzung der in MBA/MBS/MPS/MA behandelten Abfallströme

6.6.5.1 Datenbasis

▪ *In- und Outputmengen der MBA*

Im Jahr 2007 wurden ca. 7,2 Mio. Mg Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle sowie Sperrmüll in MBA/MBS/MPS/MA behandelt (vgl. Abb. 41). Davon gelangten etwa 2,2 Mio. Mg in Anlagen mit einer rein aeroben biologischen Stufe, rund 1 Mio. Mg in anaerobe MBA, 1,3 Mio. Mg in aerobe Stabilatanlagen sowie ca. 0,4 Mio. Mg in MPS. Rund 2,5 Mio. Mg Restabfälle wurden in Mechanischen Aufbereitungsanlagen behandelt. Die Abbildungen 42 bis 46 verdeutlichen die prozentuale Verteilung der Durchsätze der verschiedenen Verfahrenskonzepte am Gesamtdurchsatz 2007 sowie die Inputzusammensetzungen der Anlagen.

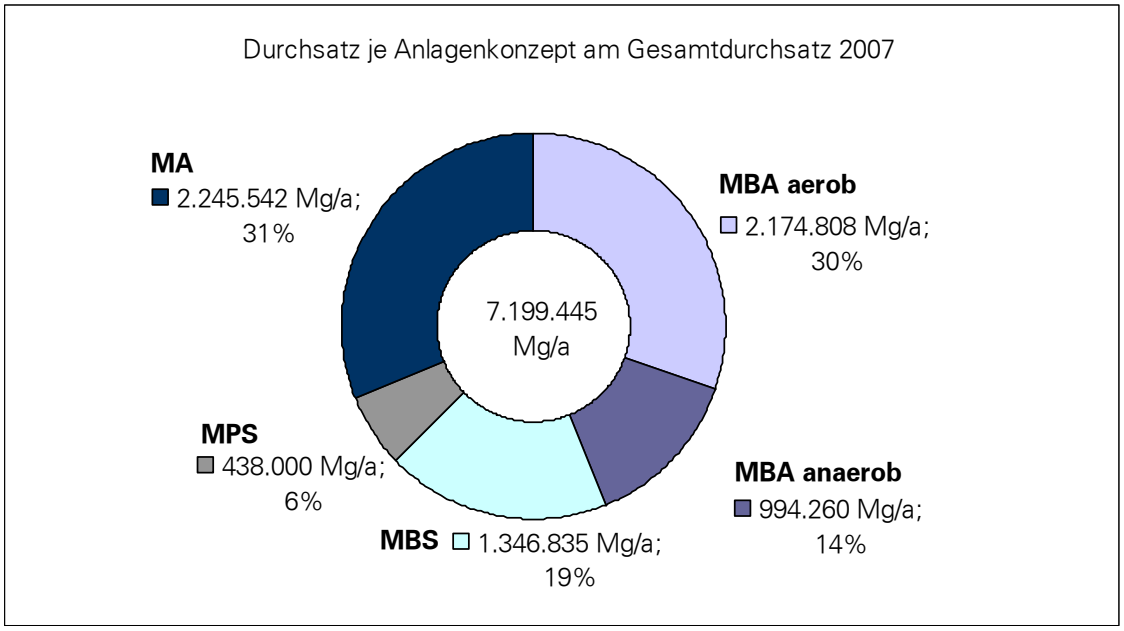

Abbildung 41: Anteiliger Durchsatz der verschiedenen Abfallaufbereitungskonzepte am Gesamtdurchsatz 2007

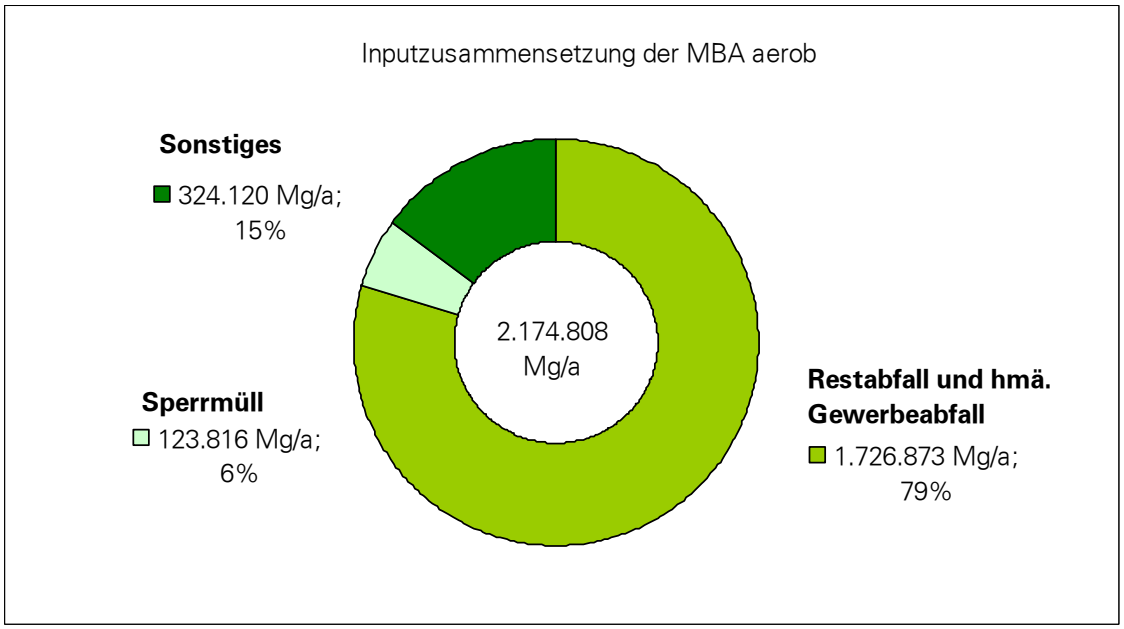

Abbildung 42: Inputzusammensetzung 2007 der MBA aerob

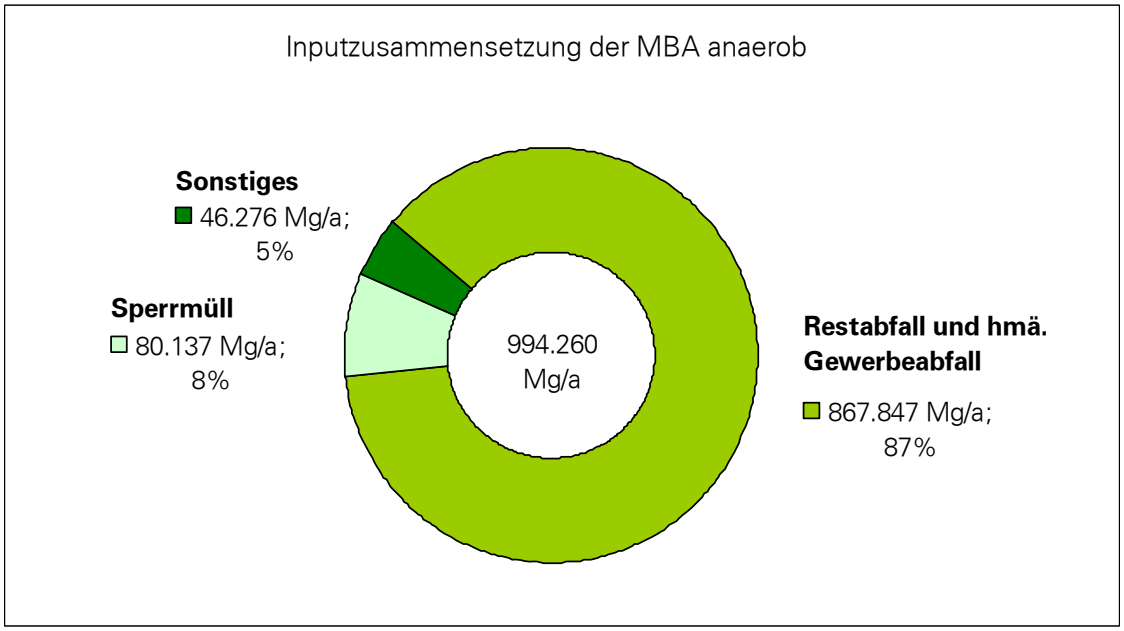

Abbildung 43: Inputzusammensetzung 2007 der MBA anaerob

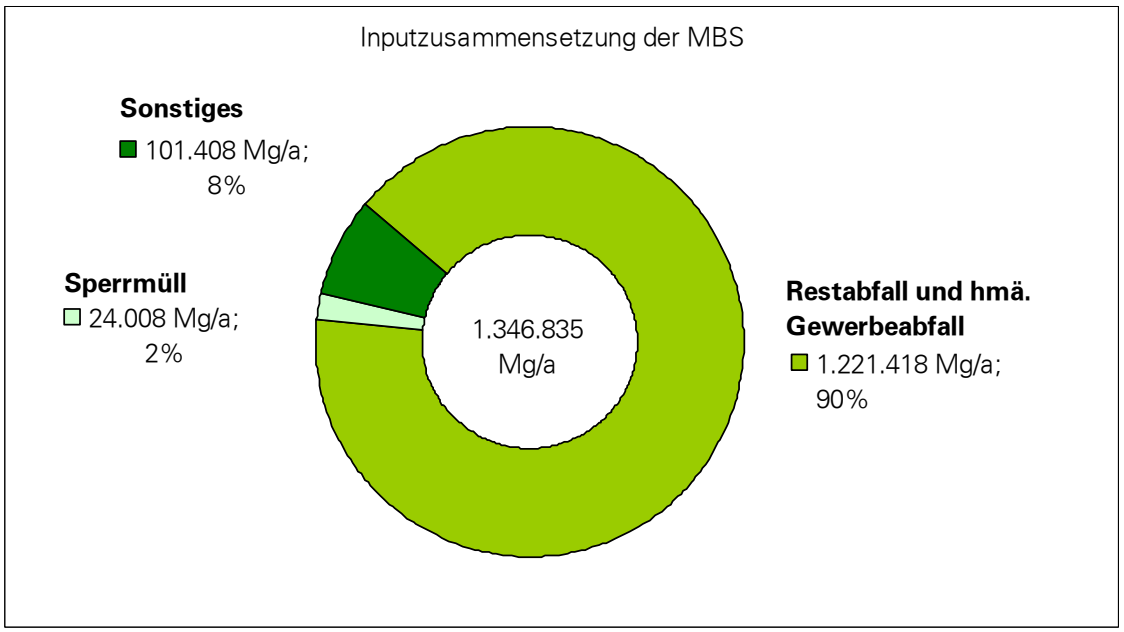

Abbildung 44: Inputzusammensetzung 2007 der MBS

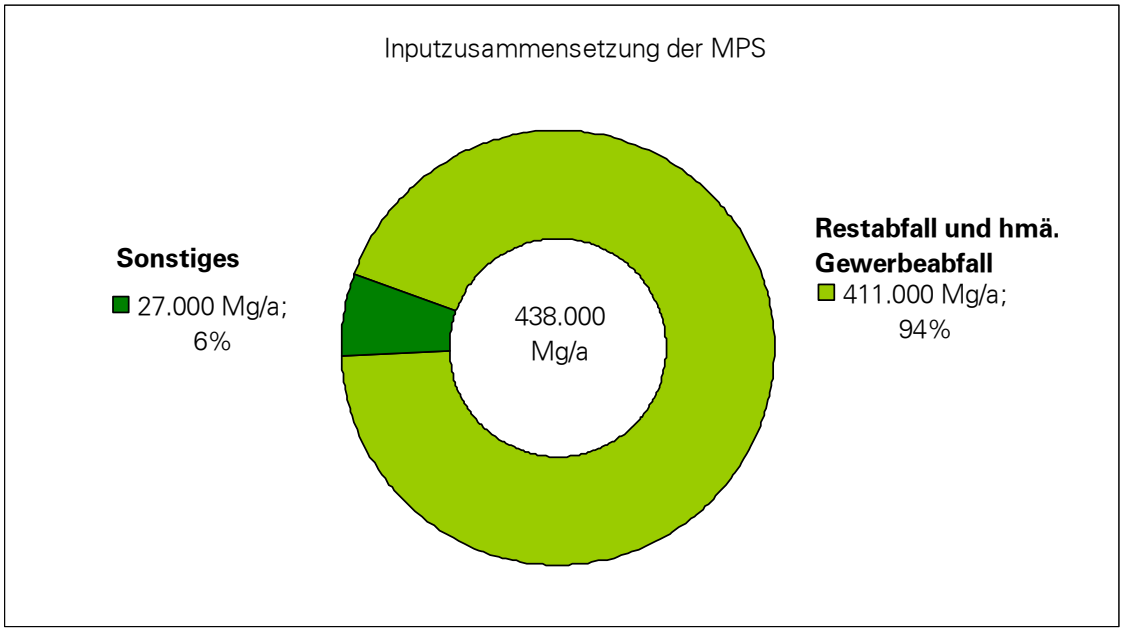

Abbildung 45: Inputzusammensetzung 2007 der MPS

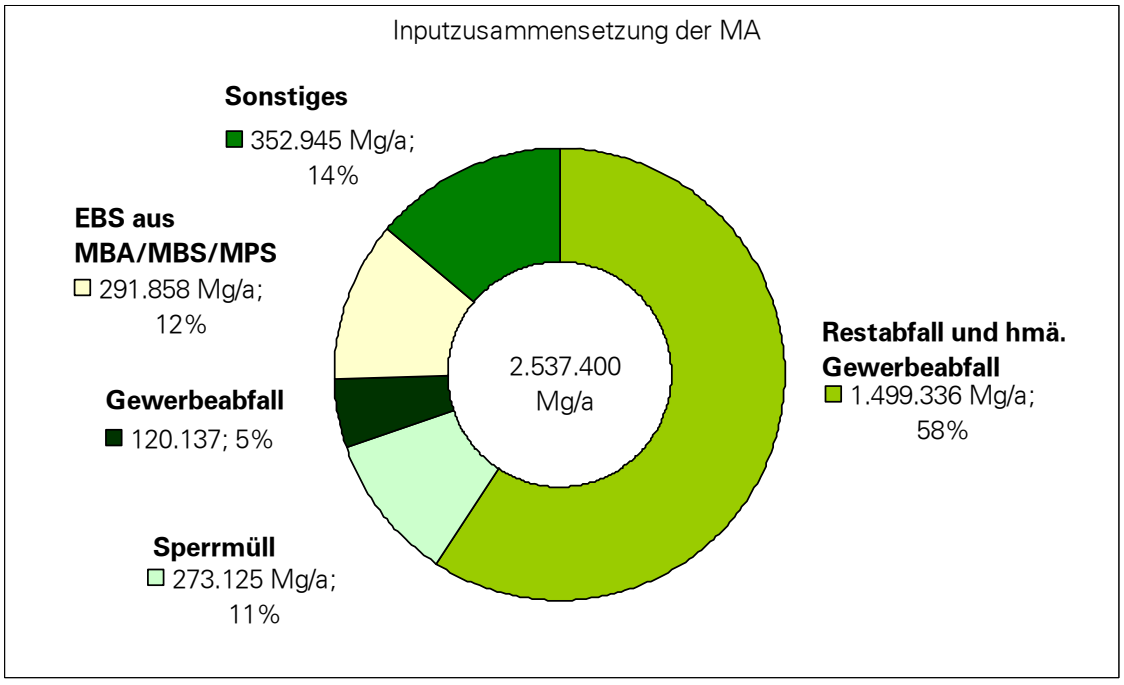

Abbildung 46: Inputzusammensetzung 2007 der MA

Von den im Betriebsjahr 2007 pro Anlagenkonzept durchgesetzten Abfallmengen, wurden in den aeroben MBA rund 41 %, in den anaeroben MBA 39 %, 58 % in MBS sowie rund 55 % in MPS und 45 % in MA zu EBS aufbereitet und in Müllver-

brennungsanlagen, EBS-Kraftwerken, Stein- und Braunkohlekraftwerken sowie Zementwerken energetisch verwertet. Einen nicht zu vernachlässigenden Anteil von 20 % am EBS-Gesamtoutput der MBA/MBS/MPS bilden die sonstigen Verwertungswege. Um welche Verwertungswege es sich im Detail handelt, konnte über die Fragebögen nicht ermittelt werden. Hierunter zählen beispielsweise Zwischenlager oder Mechanische Aufbereitungsanlagen. Aufgrund der Angaben der Mechanischen Aufbereitungsanlagen zu Inputzusammensetzung und Durchsatz wird näherungsweise davon ausgegangen, dass rund 68 % der EBS aus MBA/MBS/MPS, die über Sonstige Verwertungswege verwertet werden, in Mechanische Aufbereitungsanlagen zur weiteren Aufbereitung gelangen und anschließend in den verschiedenen thermischen Anlagen energetisch verwertet werden, d.h. 68 % dieses Verwertungsweges werden auch in der CO_2-Bilanz berücksichtigt. Für die Mechanische Abfallaufbereitungsanlage erfolgte aus diesem Grund eine getrennte Bilanzierung der verschiedenen Inputströme. Bilanziert wurde zum einen die Aufbereitung von Hausmüll, hausmüllähnlichen Gewerbeabfall, Sperrmüll, etc.. Und zum anderen wurde die zusätzliche Aufbereitung der EBS aus MBA/MBS/MPS bilanziert. Hier wurde davon ausgegangen, dass die Aufbereitung aus einer Zerkleinerungsstufe, Metall- und Inertstoffabtrennung besteht. Der Output beläuft sich auf ca. 99 % vom Input. Für diesen Teilstrom werden die CO_2-Gutschriften und CO_2-Belastungen, die sich aufgrund der zusätzlichen Aufbereitung in MA plus anschließender energetischer Verwertung ergeben, anteilig auf die verschiedenen MBA-Konzepte umgelegt. Da nicht bekannt war, wie viel EBS pro MBA-Konzept in MA gelangen, sondern nur die totale Inputmenge in MA aus MBA/MBS/MPS, wurden die Gutschriften und Belastungen dieses Teilstroms entsprechend dem Umfang der sonstigen Verwertungswege der einzelnen MBA-Konzepte gewichtet den MBA-Konzepten zugeteilt. Da keine Informationen vorliegen, um welche Verwertungswege es sich bei den Differenzmengen der Sonstigen Verwertungswege der EBS aus MBA handelt, fließen diese Mengen nicht in die CO_2-Bilanzierung ein. Nicht berücksichtigt werden ebenso die Sonstigen Verwertungswege der MA. In Summe handelt es sich dabei um 0,23 Mio. Mg/a, d.h. ca. 7 % vom EBS-Gesamtoutput der MBA/MBS/MPS/MA. Es liegen zudem keine Informationen über die weitere Behandlung des mit Organik angereicherten Sortierrestes („Rottefraktion“) der „Hausmülllinie“ der MA vor. Für die CO_2-Bilanzierung wird angenommen, dass diese Fraktion in der MVA thermisch behandelt

wird. Die verschiedenen Verwertungswege der EBS sind in den folgenden Abbildungen prozentual je Anlagenkonzept dargestellt, sowie ein Gesamtüberblick jeglicher EBS-Ströme in Deutschland.

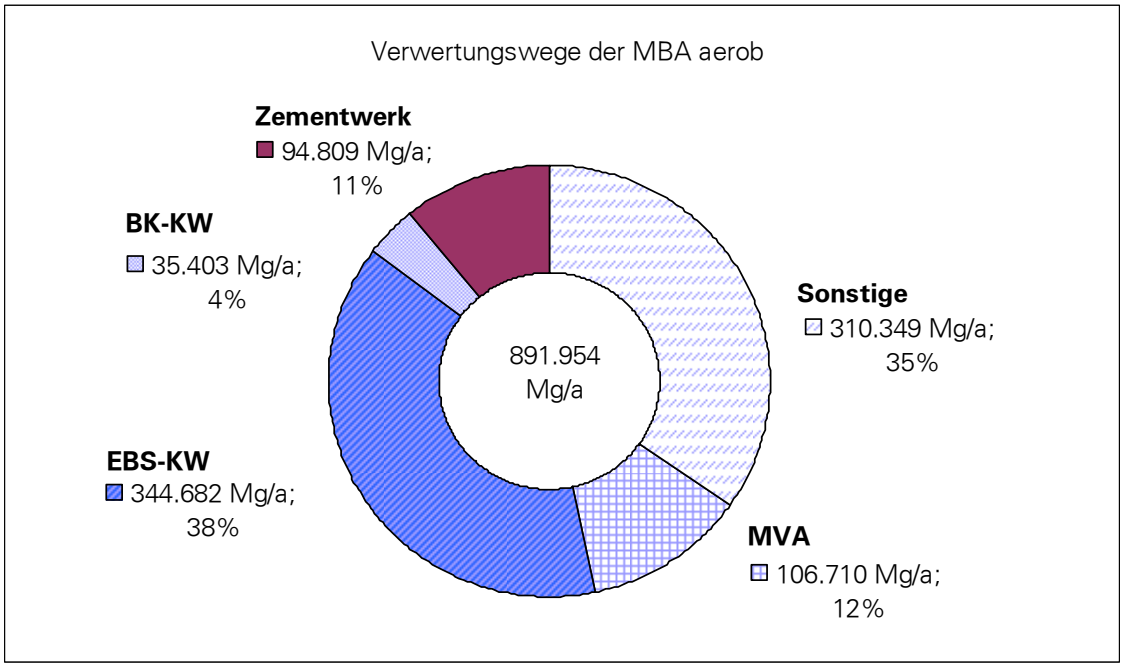

Abbildung 47: Darstellung der verschiedenen Verwertungswege der EBS aus der aeroben MBA

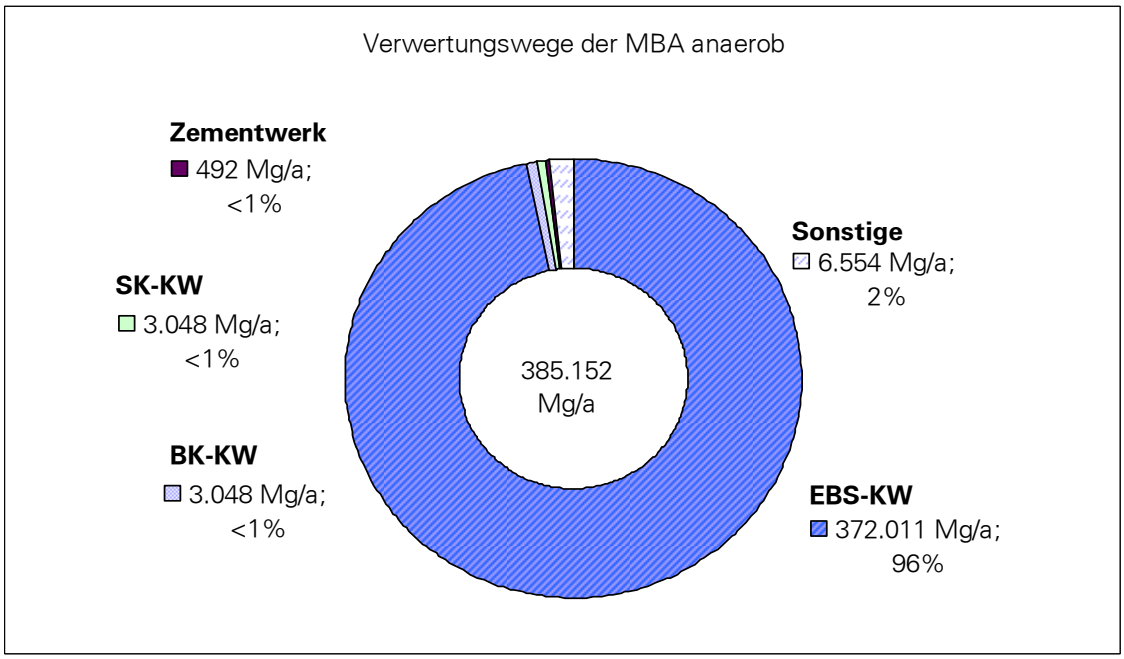

Abbildung 48: Darstellung der verschiedenen Verwertungswege der EBS aus der anaeroben MBA

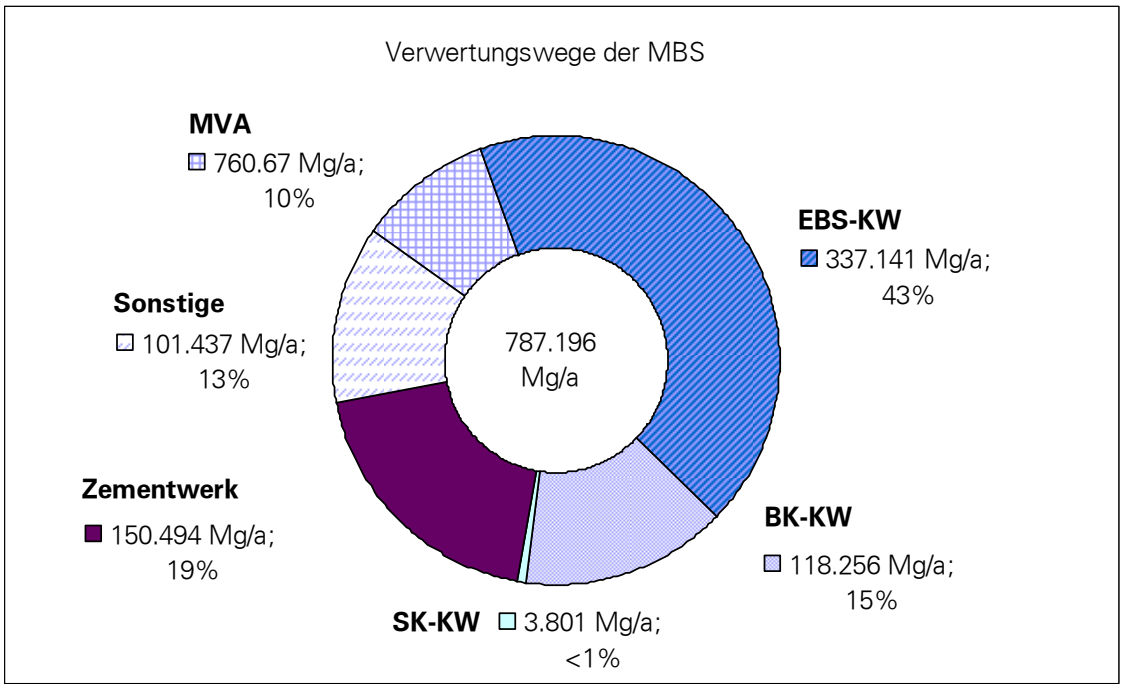

Abbildung 49: Darstellung der verschiedenen Verwertungswege der EBS aus der MBS

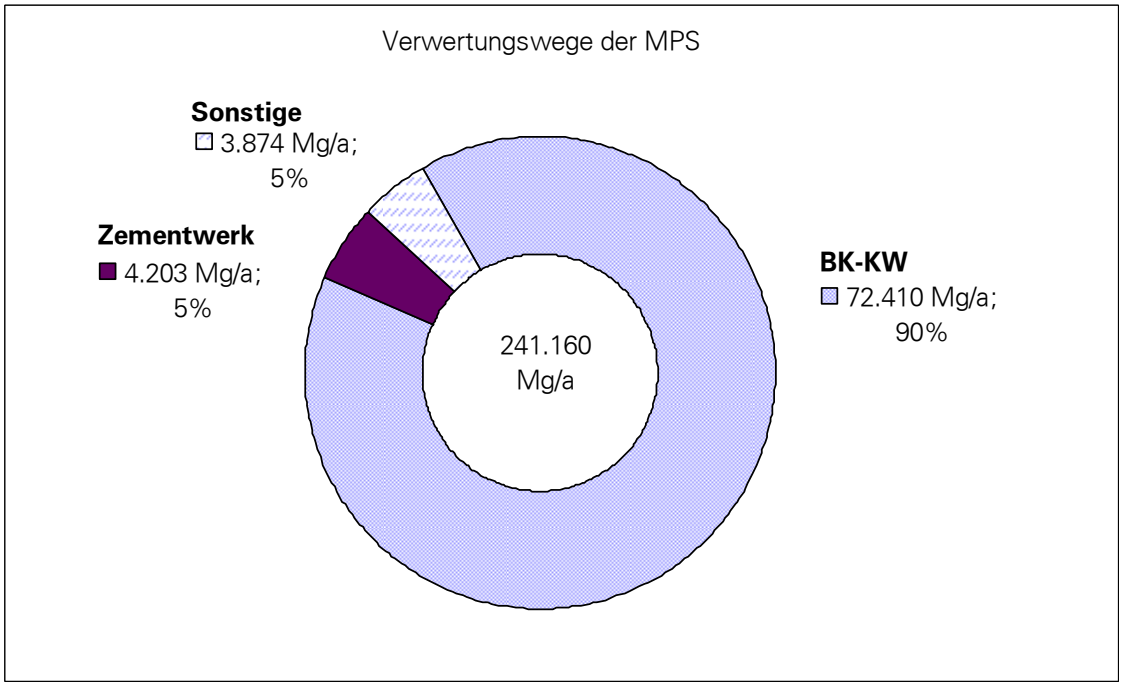

Abbildung 50: Darstellung der verschiedenen Verwertungswege der EBS aus der MPS

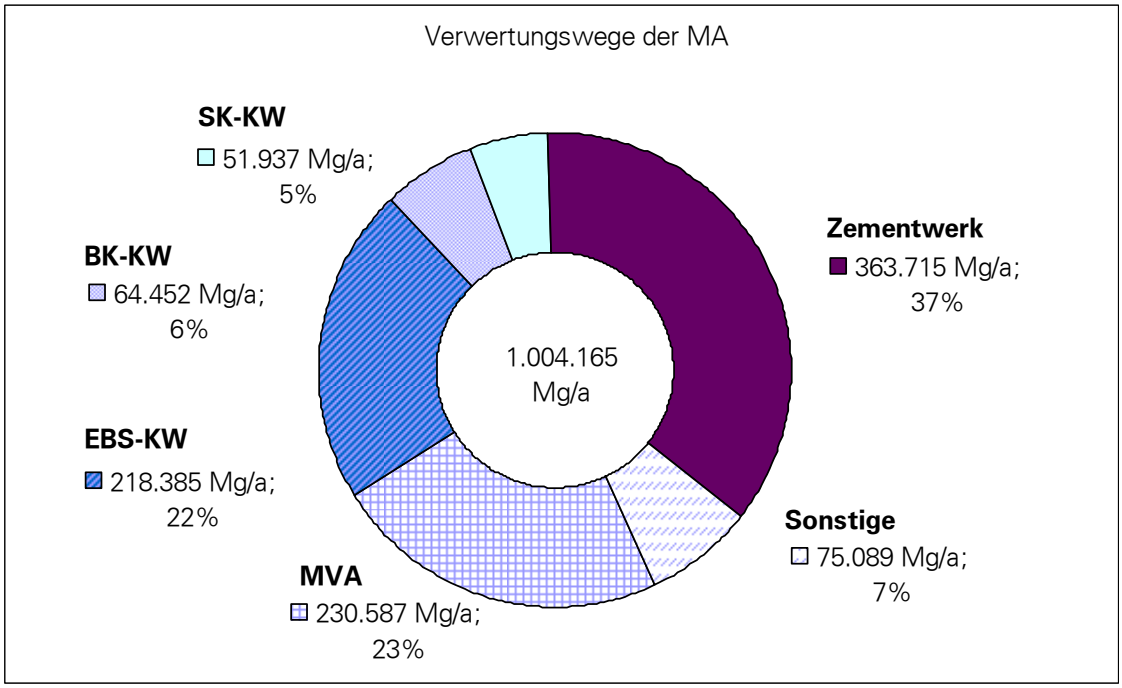

Abbildung 51: Darstellung der verschiedenen Verwertungswege der EBS aus der MA

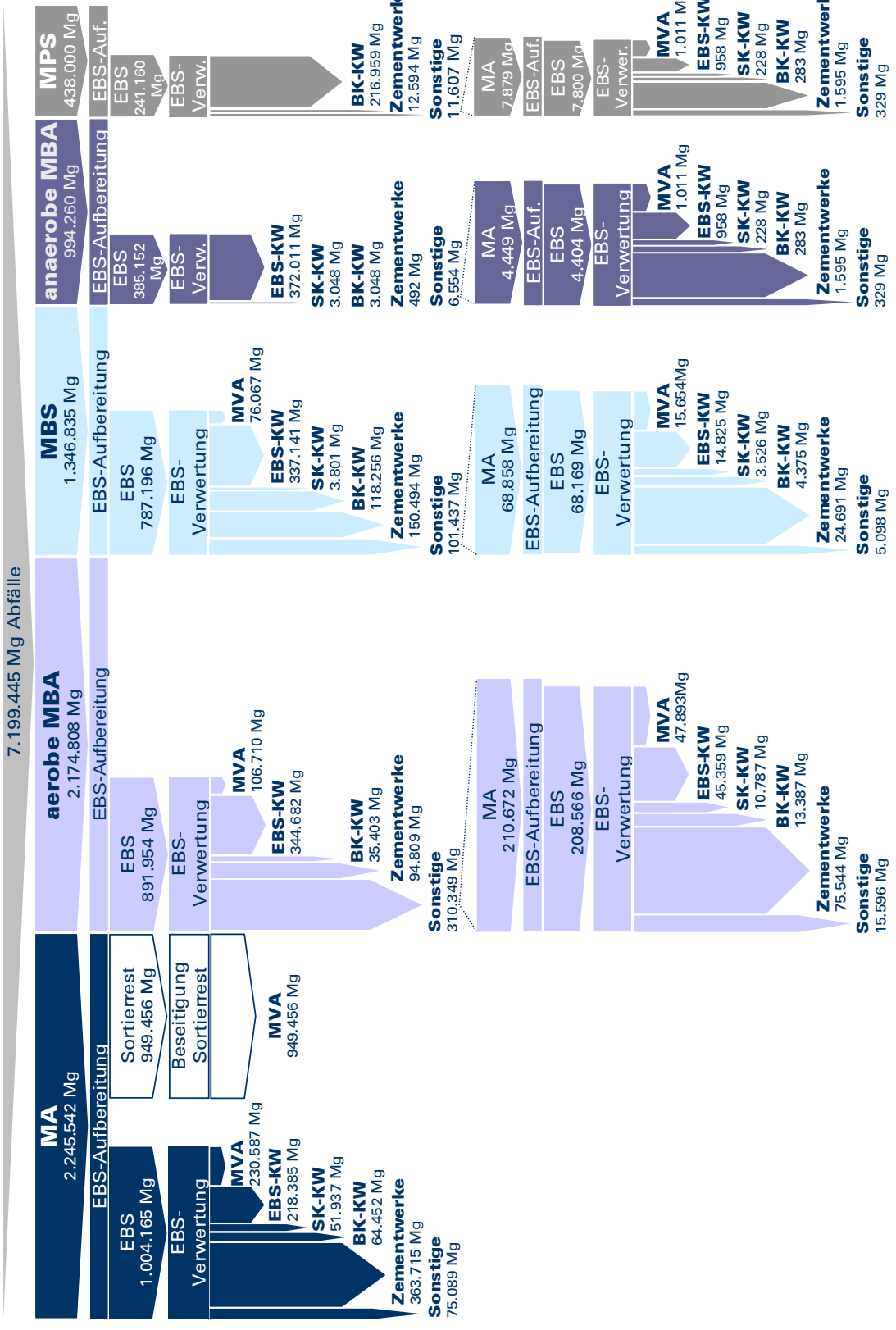

Abbildung 52: Gesamtmassenbilanz aller EBS-Ströme

- *Energiebezogene Anlagendaten der MBA*

Die CO_2-Bilanzierung des MBA-Betriebes basiert auf den in Tabelle 25 zusammengefassten energiespezifischen Anlagendaten der Fragebögen. Bei diesen Daten handelt es sich um Mittelwerte der erhobenen Anlagendaten je Verfahrenskonzept. Für die MPS konnten über die Fragebögen keine Daten bezüglich Strom- und Wärmebedarf sowie Bedarf an Erdgas und N_2O-Konzentration im MBA-Abgas ermittelt werden. Für die MPS wurde daher näherungsweise davon ausgegangen, dass der Strombedarf der MPS 50 % des Strombedarfes der MBS entspricht. Grundlage hierfür ist zunächst, dass beide Anlagentypen in Bezug auf das Aufbereitungskonzept der EBS (erst Trocknung der Abfälle dann mechanische Aufbereitung; ähnliche spezifische Outputmenge) vergleichbar sind, der Strombedarf der MPS für die Zu- und Abluftführung im Vergleich zur MBS, aufgrund der signifikant kürzeren Aufenthaltszeiten im Trocknungsprozess, jedoch deutlich niedriger liegen dürfte. Der Erdgasbedarf der MPS ergibt sich aus dem Bedarf an Erdgas für den Betrieb der RTO und dem Bedarf an Erdgas für die Trocknung der Abfälle. Es wird davon ausgegangen, dass die MPS, aufgrund der hohen Ablufttemperaturen von ca. 90°C (Eingang RTO) und dem dadurch erhöhten Wassergehalt der Abluft, einen hohen spezifischen Erdgasverbrauch hat, weshalb hier näherungsweise der im Vergleich zur MBA höhere Erdgasbedarf der MBS zugrunde gelegt wurde. Der Erdgasbedarf für die thermische Trocknung der Abfälle ergibt sich überschlägig aus dem Energiebedarf der Wasserverdunstung und dem Wirkungsgrad der Trockner. Es liegen weiterhin keine Angaben zum Energieverbrauch der MA vor. Da es sich bei der MA um eine rein mechanische Aufbereitung des Abfalls handelt, wurde, aufgrund des vergleichbaren Aufbereitungsprozesses, der MA näherungsweise der mittlere Strombedarf der Aufbereitungsstufe der aeroben MBA zugrunde gelegt. In der Bilanzrechnung wird weiterhin von dem gleichen spezifischen Wärmebedarf für die Anlagenkonzepte MBA aerob, MBS, MPS sowie MA ausgegangen, auf der Annahme stützend, dass es sich bei dem Wärmebedarf ausschließlich um den Bedarf für die Beheizung der Betriebsgebäude handelt.

Tabelle 25: Energiespezifische Anlagendaten der MBA/ MBS/ MPS/ MA

	aerobe MBA	**anaerobe MBA**	**MBS**	**MPS**	**MA**
Strombedarf [kWh/Mg]	38	48	63	32	10
Wärmebedarf [kWh/Mg]	8	17	8	8	8
Erdgasbedarf [kWh/Mg]	49	45	212	541	/
Stromerzeugung [kWh/Mg]	/	63	/	/	/
Wärmeerzeugung [kWh/Mg]	/	90	/	/	/

Schwer erklärbar ist der um den Faktor 4-5 höhere Erdgasbedarf der MBS gegenüber der aeroben/anaeroben MBA. Bei diesem Wert handelt es sich bereits um eine Mittelwertbildung mit einem ebenfalls über eine Fragebogenaktion [Wallmann, 2008] erhobenen Erdgasbedarf. Die Mittelwertbildung erfolgte aufgrund der vergleichsweise signifikanten Abweichung des erhobenen Erdgasbedarfes dieser Studie von ca. 340 kWh/Mg MBA-Input und dem veröffentlichten Wert einer anderen Studie von 82 kWh/Mg MBA-Input. Mögliche Erklärungen für den deutlich höheren Erdgasbedarf der MBS im Vergleich zur aeroben/anaeroben MBA könnten sein, dass die Kohlenstofffrachten in der Abluft deutlich geringer liegen als in der Abluft üblicher Intensivrotteprozesse und die Ablufttemperaturen im Vergleich deutlich niedriger sind. Generell ist der Stützbrennerbedarf von den Betriebstemperaturen abhängig. Diese können von Anlage zu Anlage, entsprechend den Vorgaben des Genehmigungsbescheides, variieren. Der Stützbrennerbedarf ist zudem vom Alter der RTO abhängig. Neuere Anlagen arbeiten sichtlich effizienter als Ältere. Für die Bilanzrechnung wurde davon ausgegangen, dass der Stützbrennerbedarf der anaeroben MBA vollständig durch Biogas gedeckt wird. Weiterhin wurde für die Bilanzrechnung der erhobene Strombedarf der MBS dieser Studie mit dem Strombedarf der Studie nach [Wallmann, 2008] gemittelt, aufgrund einer Abweichung der beiden Werte um den Faktor zwei.

- *Emissionsspezifische Anlagendaten der MBA*

Tabelle 26 gibt die N_2O-Emissionen der MBA-Abluft für die verschiedenen MBA-Konzepte wieder. Klimarelevantes N_2O geht als $CO_{2,äq}$-Emission in die CO_2-Bilanz (1 Mg N_2O = 310 Mg CO_2 [IPCC, 2006]) ein. Aufgrund fehlender Angaben der MPS wurden der CO_2-Bilanzierung näherungsweise die spezifischen N_2O-Emissionen der MBS zugrunde gelegt. Für die Mechanischen Aufbereitungsanlagen sind keine N_2O-Emissionen angegeben, da diese Anlagen in der Regel keine RTO zur Abluftbehandlung einsetzen.

Tabelle 26: Spezifische N_2O-Emissionen der MBA/MBS/MPS

	aerobe MBA	**anaerobe MBA**	**MBS**	**MPS**
N_2O [g/Mg]	3,1	3,3	5,6	5,6

- *Charakteristik der EBS und Sortierreste der MA*

In Tabelle 27 sind die Heizwerte sowie Kohlenstoffangaben der EBS der verschiedenen MBA-Konzepte sowie des Sortierrestes der MA gegenübergestellt. Die Kohlenstoffgehalte der EBS aus MBA/MBS/MA sowie des Sortierrestes der MA wurden analog dem Vorgehen im Kapitel 6.5.2 über die Sortieranalysen, die biogenen Anteile und Kohlenstoffgehalte der Einzelfraktionen [Kost, 1988] berechnet. Bei den Kohlenstoffangaben der MPS handelt es sich um Analysenwerte. Die der Kohlenstoffberechnung zugrunde liegende Sortieranalyse des Sortierrestes der MA entspricht dem Input der biologischen Behandlungsstufe einer aeroben MBA.

Tabelle 27: Heizwerte und Kohlenstoffgehalte der EBS der verschiedenen MBA-Konzepte sowie des Sortierrestes der MA im Überblick

	EBS der MBA aerob[1)]	**EBS der MBA Anaerob[1)]**	**EBS der MBS[2)]**	**EBS der MPS[3)]**	**EBS der MA[1)]**	**Sortierrest der MA[4)]**
Heizwert [MJ/kg]	13,2	13,2	13,4	14,0	13,2	5,7
C_{gesamt} [%]	33,9	33,9	30,2	37,3	33,9	15,9
C_{biogen} [%]	50,8	50,8	58,8	68,5	50,8	61,2
C_{fossil} [%]	49,2	49,2	41,2	31,5	49,2	38,8

Angaben beziehen sich auf einen Wassergehalt von 1) 23 %; 2) 15 %; 3) 10 %; 4) 37 %

Basierend auf der Annahme, dass sich aerobe/anaerobe MBA sowie MA hinsichtlich des Aufbereitungskonzeptes (ähnliche Outputmengen) und der Inputzusammensetzung nicht wesentlich unterscheiden, wird in der Bilanzrechnung näherungsweise von gleichen Kohlenstoffgehalten für diese Verfahrenskonzepte ausgegangen.

- *Energiebezogene Anlagendaten der Verwertungsanlagen*

Tabelle 28 zeigt die in der Bilanzrechnung berücksichtigten Netto-Wirkungsgrade der MVA und EBS-Kraftwerke. Die Berechnung der Netto-Wirkungsgrade der MVA erfolgte auf Grundlage der von der ITAD [ITAD 2008] veröffentlichten Jahresbilanzen 2007. Im Falle der EBS-Kraftwerke wurden der Berechnung durch das IAA erhobene Anlagendaten verschiedener EBS-Kraftwerke zugrunde gelegt [IAA unveröffentlicht, 2007].

Tabelle 28: Durchschnittliche Netto-Wirkungsrade der MVA und EBS-Kraftwerke

Netto-Wirkungsgrade 2007	**MVA**	**EBS-KW**
Elektrischer Wirkungsgrad [%]	10,4	18,5
Thermischer Wirkungsgrad [%]	27,8	20,5

- *Emissionsfaktoren für die Substitution von Strom und Wärme*

Die $CO_{2,äq}$-Emissionen infolge der Abfallbehandlung in MBA und anschließender energetischer Verwertung der aufbereiteten Fraktionen für das Jahr 2007 wurden mittels verschiedener Emissionsfaktoren für die Substitution (Substitutionsfaktoren) von Strom- und Wärme berechnet, um den Einfluss dieser auf die $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen aufzuzeigen. Die Bilanzierung wurde mittels der Substitutionsfaktoren der Szenarien A, B und C, siehe dazu Kapitel 5.6, durchgeführt. Die Szenarien A-C kommen dabei lediglich für die Verwertungsanlagen MVA und EBS-Kraftwerke zur Anwendung. Im Falle des Einsatzes der EBS in Braun- und Steinkohlekraftwerken sowie Zementwerken werden die jeweiligen fossilen Brennstoffe substituiert, entsprechend werden die Emissionsfaktoren der verschiedenen fossilen Brennstoffe berücksichtigt.

6.6.5.2 Berechnung der $CO_{2,äq}$-Emissionen

- *CO_2-Gutschriften auf der Seite des MBA-Betriebes*

CO_2-Gutschriften ergeben sich auf der Seite des MBA-Betriebes allein bei den anaeroben MBA durch die energetische Verwertung des in der biologischen Behandlungsstufe erzeugten Biogases. Im Mittel erzeugt die anaerobe MBA 38 m³ Biogas/ Mg MBA-Input mit einem Methangehalt von 65 %. Die durchschnittliche Stromerzeugung beläuft sich auf 63 kWh/Mg MBA-Input. Nach Abzug des Eigenbedarfes werden ungefähr 24 % der Stromerzeugung extern verwertet. Die anaerobe MBA erzeugt zusätzlich ca. 90 kWh Wärme/Mg MBA-Input, wovon 18 % der Deckung des Eigenbedarfes dienen. Für die Bilanzrechnung wird angenommen, dass im Mittel 30 % der erzeugten Wärme extern verwertet werden können. Die CO_2-Gutschrift ergibt sich durch Multiplikation der abgegebenen Energie (Strom/Wärme) mit dem jeweiligen Emissionsfaktor für Strom oder Wärme (Szenario A-C).
Es wird angenommen, dass die anaeroben MBA ihren Bedarf an Stützbrenner für den Betrieb der RTO zur Behandlung der MBA-Abluftströme vollständig durch Biogas decken, wodurch sich eine CO_2-Gutschrift für die Substitution von Erdgas ergibt. Die

Gutschrift resultiert aus dem Biogasbedarf für den Betrieb der RTO, dem Energiegehalt des Biogases, der Dichte von Methan von 7,14 kg/m³ und dem Emissionsfaktor für Erdgas von 2,47 Mg CO_2/Mg Erdgas [Gemis 4.5].

- *CO_2-Belastungen auf der Seite des MBA-Betriebes*

CO_2-Belastungen ergeben sich auf Seite der MBA durch den Bedarf an Strom und Wärme sowie Stützbrenner für den Betrieb der RTO. Die Berechnung der CO_2-Belastungen erfolgt analog der Vorgehensweise der Ermittlung der CO_2-Gutschriften durch Multiplikation des Energiebedarfes mit den jeweiligen Substitutions- bzw. Emissionsfaktoren für Strom, Wärme oder Erdgas. Weitere CO_2-Belastungen ergeben sich durch die über den Kamin der RTO an die Atmosphäre abgegebenen $CO_{2,äq}$-Emissionen für N_2O sowie $CO_{2,äq}$-Emissionen durch diffuse CH_4-Emissionen des Anlagenbetriebes und CH_4-Schlupf der BHKW. Die CO_2-Belastung durch den CH_4-Schlupf der BHKW liegt nach [Vogt, 2008] bei ca. 0,5 % des zugeführten CH_4. Zudem wird nach [Koch, 2009] ca. 1 % der CH_4-Erzeugung bei der Überführung der Gärreste in die Nachrotte, durch undichte Folienabdeckungen oder durch Überdrucksicherungen diffus emittiert.

- *CO_2-Gutschriften auf der Seite der energetischen Verwertungsanlagen*

CO_2-Gutschriften werden auf der Seite der energetischen Verwertung der EBS in Verbrennungsanlagen durch die Produktion von Strom und Wärme im Falle des Einsatzes in Müllverbrennungsanlagen und EBS-Kraftwerken, bzw. durch die Substitution von fossilem Brennstoff beim Einsatz in Stein- und Braunkohlekraftwerken sowie Zementwerken erzielt. Die CO_2-Gutschriften für abgegeben Strom/abgegebene Fernwärme ergeben sich analog durch Multiplikation der abgegebenen Energie und den jeweiligen Emissionsfaktoren für Strom und Wärme. Die abgegebene Strom- und Wärmemenge wurde im Falle der MVA mit Netto-Wirkungsgraden von rund 10 % elektrisch und 28 % thermisch berechnet. Den Berechnungen zum Einsatz in EBS-Kraftwerken liegen ein Nettowirkungsgrad von rund 19 % elektrisch und 21 % thermisch zugrunde. Die abgegebene Energie berechnet sich durch Multiplikation der Feu-

erungswärmeleistung der EBS und den entsprechenden Netto-Wirkungsgraden der Verwertungsanlagen.

In Zementwerken wird im Gegensatz zu Müllverbrennungsanlagen und EBS-Kraftwerken kein Strom oder Fernwärme produziert, weshalb der Ansatz, die erzeugte Energie mit den Emissionsfaktoren für Strom und Fernwärme zu multiplizieren nicht gewählt werden kann. In diesem Fall wird über die eingebrachte Feuerungswärmeleistung der EBS errechnet, welche Menge an fossilen, in Zementwerken eingesetzten, Brennstoffen substituiert werden kann. In Zementwerken wird ein Mix an fossilen Brennstoffen eingesetzt, sodass sich je Brennstoff entsprechende Substitutionsbrennstoffmengen ergeben. Die CO_2-Einsparung durch den Einsatz der EBS resultiert aus den errechneten Substitutionsbrennstoffmengen und den jeweiligen Emissionsfaktoren der verschiedenen fossilen Brennstoffe (siehe Kapitel 6.4.1.2 [VDZ, 2006]). Analog wird beim Einsatz der EBS in Braun- und Steinkohlekraftwerken über die eingebrachte Feuerungswärmeleistung errechnet, welche Menge an Braun- bzw. Steinkohle durch den Einsatz von EBS substituiert werden kann. Berechnet werden Substitutionsfaktoren für Braun- und Steinkohle der verschiedenen EBS, welche mit den entsprechenden Emissionsfaktoren für Braunkohle (1,01 Mg CO_2/Mg) oder Steinkohle (2,74 Mg CO_2/Mg [Gemis 4.5]) multipliziert werden. Der brennstoffbezogene Emissionsfaktor für Braunkohle von 1,01 Mg CO_2/Mg wurde ausgehend von einem durchschnittlichen Wirkungsgrad von 36,6 % [BMU, 2008], einem Braunkohleheizwert von 9.109 MJ/Mg und dem Emissionsfaktor für Braunkohle von 1,088 Mg CO_2/MWh [BMU, 2008] berechnet. Der Heizwert für Braunkohle entspricht dem gewichteten Mittel, der zur Stromerzeugung eingesetzten verschiedenen Braunkohlen (Rheinland, Helmstedt, Hessen, Lausitz, Mitteldeutschland) [Bundesverband Braunkohle, 2008].

- *CO_2- Belastungen auf Seite der energetischen Verwertungsanlagen*

CO_2-Belastungen ergeben sich einerseits aus den im Verbrennungsprozess freigesetzten fossilen CO_2-Emissionen der EBS sowie aus den $CO_{2,äq}$-Emissionen des im Abgas enthaltenen N_2O und dem Bedarf an fossilen Stützbrennern für Anfahrvorgänge in Müllverbrennungsanlagen und EBS-Kraftwerken sowie andererseits aus dem Eigenbedarf an Strom- und Wärme. Die Berechnung der fossilen CO_2-Emissionen sowie der

$CO_{2,äq}$-Emissionen für den Ausstoß an N_2O erfolgt nach IPCC [IPCC, 2006] unter Berücksichtigung des Gesamtkohlenstoffgehaltes, des fossilen Kohlenstoffanteiles, der Ausbrandeffizienz bei der Abfallverbrennung sowie dem Umrechnungsfaktor von C zu CO_2 (siehe Kapitel 6.5.2). Für die EBS und SR der verschiedenen MBA-Konzepte ergeben sich folgende spezifische freigesetzte klimarelevanten CO_2-Emissionen:

EBS aus der aeroben MBA:	0,594 Mg CO_2/Mg EBS
EBS aus der anaeroben MBA:	0,594 Mg CO_2/Mg EBS
EBS aus der MBS:	0,443 Mg CO_2/Mg EBS
EBS aus der MPS:	0,417 Mg CO_2/Mg EBS
EBS aus der MA:	0,594 Mg CO_2/Mg EBS
Sortierrest aus der MA:	0,219 Mg CO_2/Mg SR

Als $CO_{2,äq}$-Emissionen ergeben sich infolge des Ausstoßes an N_2O im Verbrennungsprozess zusätzlich 0,00341 Mg CO_2/Mg EBS. Die $CO_{2,äq}$-Emissionen berechnen sich ebenfalls nach IPCC [IPCC, 2006] unter Berücksichtigung des spezifischen Abgasvolumens der Verbrennung und dem Äquivalenzfaktor für N_2O.

Für den Bedarf an fossilen Stützbrennern (Erdöl) für Anfahrvorgänge in Müllverbrennungsanlagen und EBS-Kraftwerken werden für die Berechnung der $CO_{2,äq}$-Emissionen ca. 0,8 % der Feuerungswärmeleistung angenommen. Im Falle der MVA ergeben sich zusätzlich fossile $CO_{2,äq}$-Emissionen durch den Bedarf an Erdgas für den Betrieb der Rauchgasreinigung (ca. 2,5 % von der Feuerungswärmeleistung). Der Bedarf an Stützbrenner wird mit den jeweiligen Emissionsfaktoren für Erdöl (0,268 Mg CO_2/MWh) und Erdgas (0,198 Mg CO_2/MWh) multipliziert [Gemis 4.5].

6.6.5.3 Ergebnisse der CO_2-Bilanzierung für das Bezugsjahr 2007

Für das Bilanzjahr 2007 ergibt sich eine Gesamtnettoeinsparung an fossilen CO_2-Emissionen durch die energetische Nutzung des biogenen Anteils im EBS von rund 1,09 Mio. Mg CO_2/a im Falle der Bilanzierung basierend auf den Substitutionsfaktoren für Strom und Wärme bezogen auf den biogenen Anteil im Abfall (Szenario A), 0,75 Mio. Mg CO_2/a unter Berücksichtigung der Substitutionsfaktoren für den deutschen Strom- und Wärmemix (Szenario B) sowie rund 1,28 Mio. Mg CO_2/a unter Verwendung

des Emissionsfaktors für Braunkohle anstelle des deutschen Strommix-Substitutionsfaktors (Szenario C) .

Die folgenden Abbildungen (53 - 55) verdeutlichen die anteilige Einsparung an fossilen CO_2 je MBA-Verfahrenskonzept an der gesamten CO_2-Einsparung 2007 in Abhängigkeit des zugrunde gelegten Szenarios.

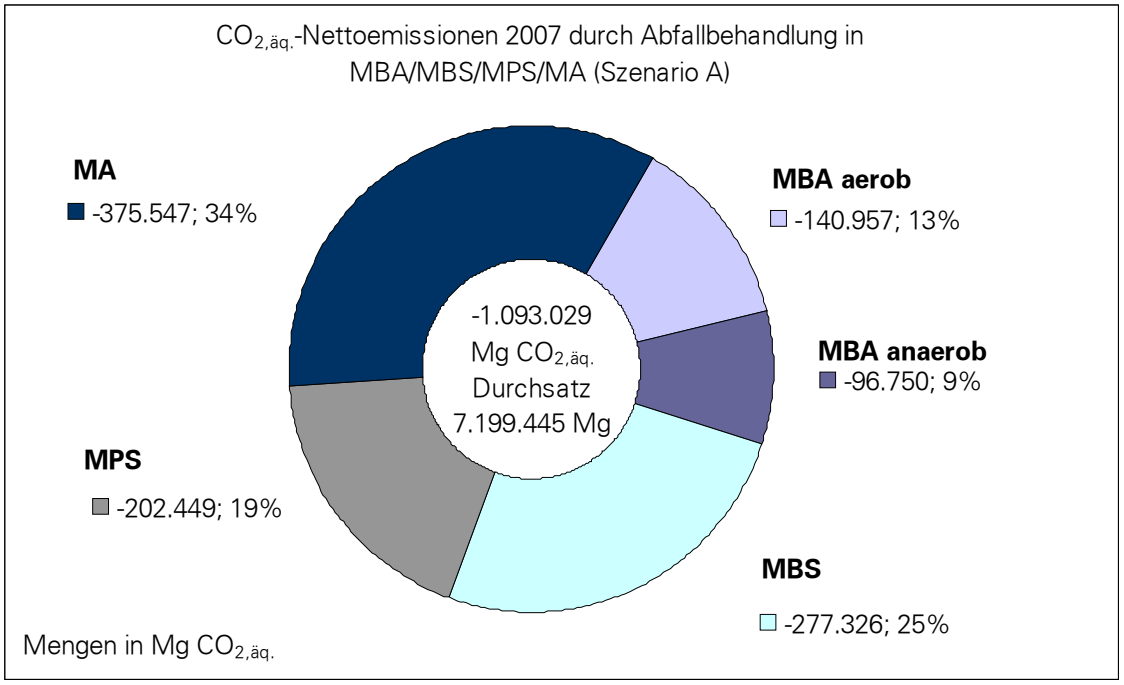

Abbildung 53: $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen 2007 der MBA/MBS/MPS/MA einschließlich energetischer Verwertung der EBS – Szenario A

Die Abbildungen zeigen, dass abhängig davon, welche Emissionsfaktoren für Strom und Wärme der Bilanzierung zugrunde gelegt werden, neben der CO_2-Gesamteinsparung auch die anteiligen Einsparungen je MBA-Konzept variieren. Deutlich wird, dass die anteilige CO_2-Einsparung nicht zwingend vom Durchsatz der Anlage abhängt, so erzielt beispielsweise die MBS, mit der dritthöchsten Input- sowie Outputbeteiligung am Gesamtdurchsatz 2007 die zweithöchste CO_2-Einsparung.

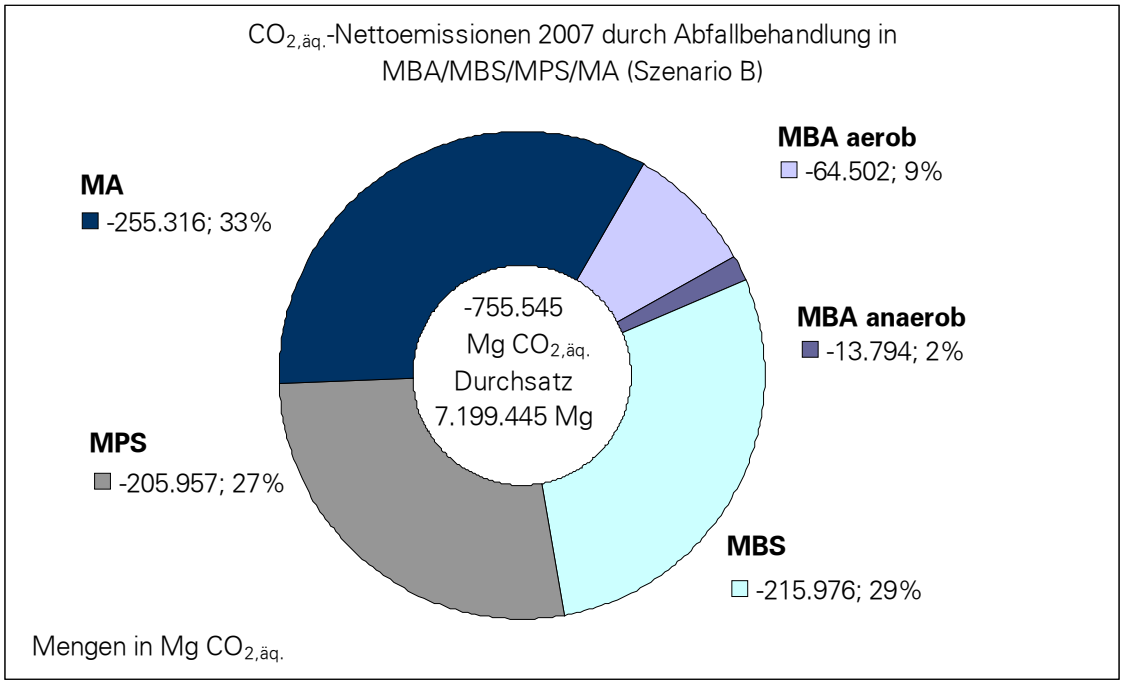

Abbildung 54: $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen 2007 der MBA/MBS/MPS/MA einschließlich energetischer Verwertung der EBS – Szenario B

Die MA erzielt mit der anteilig höchsten Input- und Outputbeteiligung am Gesamtdurchsatz (2,5-fache Outputmenge der MBS) die höchste CO_2-Einsparung. Im Hinblick auf die geringere CO_2-Einsparung der aeroben MBA trotz zweithöchster Outputmenge sei darauf hingewiesen, dass für diesen Anlagentyp mit 35 % ein vergleichsweise großer Anteil „Sonstige" Verwertungswege ermittelt wurde. 68 % dieser Fraktion werden in der Bilanz über die weitere Aufbereitung in der MA berücksichtigt, für die Differenzmenge von 11 % ca. 0,1 Mio. Mg/a konnten jedoch keine Verwertungswege bestimmt werden, sodass diese Menge in der Bilanz unberücksichtigt bleibt. Im Vergleich dazu wird die MA, aufgrund der thermischen Behandlung des Sortierrestes, in der Bilanz mit einer um den Faktor 2 höheren Outputquote von 87 % berücksichtigt. Grund für die Varianz der Ergebnisse ist zum einen, dass sich die MBA-Konzepte deutlich in Bezug auf die EBS-Verwertungswege unterscheiden und die Verwertungswege unterschiedlich „vergütet" werden.

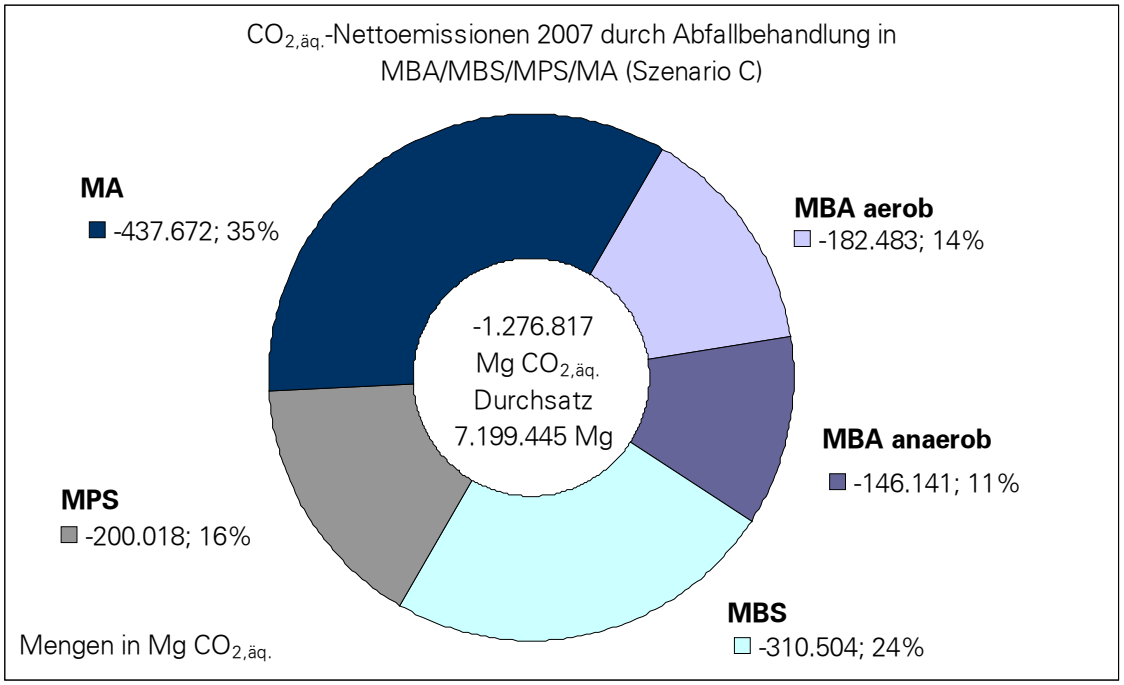

Abbildung 55: $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen 2007 der MBA/MBS/MPS/MA einschließlich energetischer Verwertung der EBS – Szenario C

Zum anderen finden die Szenarien A-C nur im Falle der Verwertung in MVA und EBS-KW Berücksichtigung, wodurch sich infolge je Szenario neue Verhältnisse der CO_2-Gutschriften für die Verwertung in MVA und EBS-KW zu den konstanten Gutschriften für die Substitution der fossilen Brennstoffe beim Einsatz in Braun- und Steinkohlekraftwerken sowie in Zementwerken einstellen. Ebenso verändert sich das Verhältnis von Gutschrift zu Belastung je Anlagenkonzept.

Die folgenden Abbildungen (56 - 58) zeigen in einer anderen Darstellung nochmals das Bilanzergebnis der verschiedenen MBA-Konzepte für 2007 in Abhängigkeit vom zugrunde gelegten Szenario. Den eingesparten Emissionen durch die energetische Nutzung der regenerativen EBS-Anteile werden die erzeugten klimarelevanten Emissionen, resultierend aus dem Aufbereitungsprozess der EBS und den bei der Verwertung freigesetzten fossilen Emissionen, gegenübergestellt.

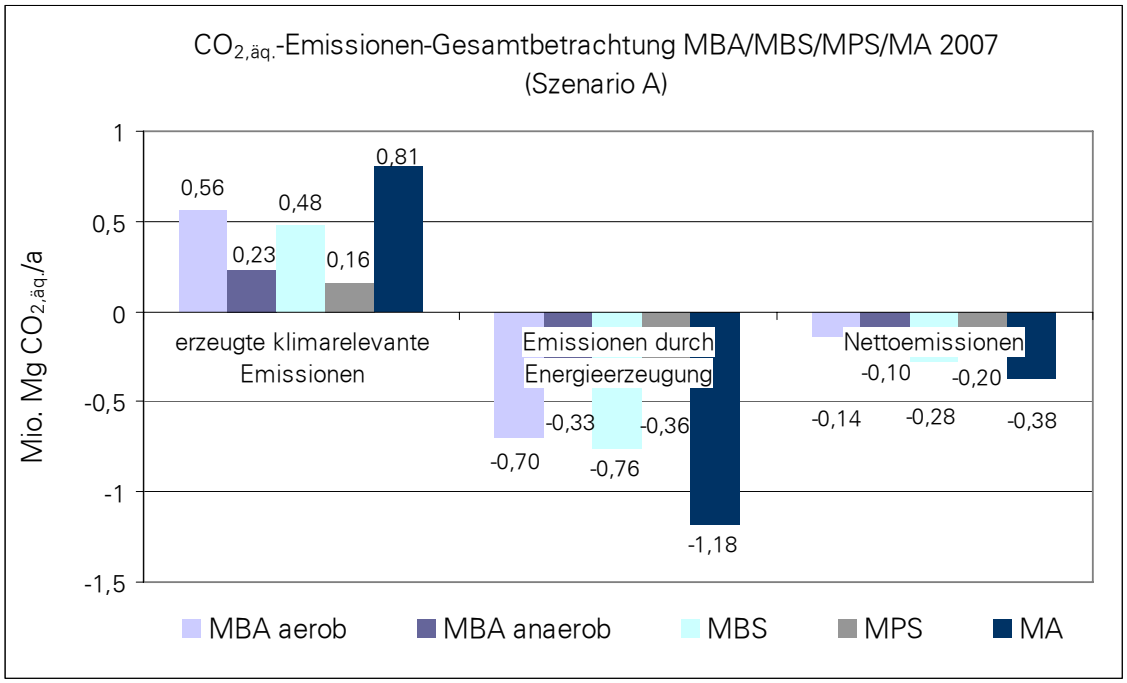

Abbildung 56: Gesamtbetrachtung der $CO_{2,äq}$-Emissionen der MBA/MBS/MPS/MA einschließlich energetischer Verwertung der EBS 2007- Szenario A

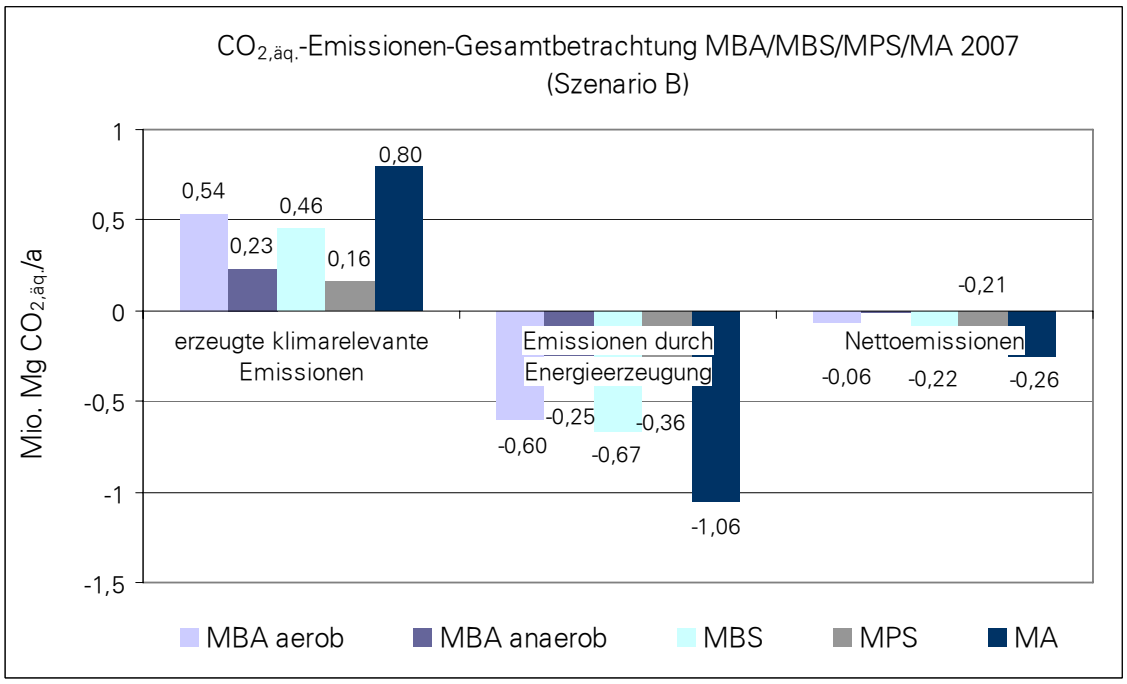

Abbildung 57: Gesamtbetrachtung der $CO_{2,äq}$-Emissionen der MBA/MBS/MPS/MA einschließlich energetischer Verwertung der EBS 2007- Szenario B

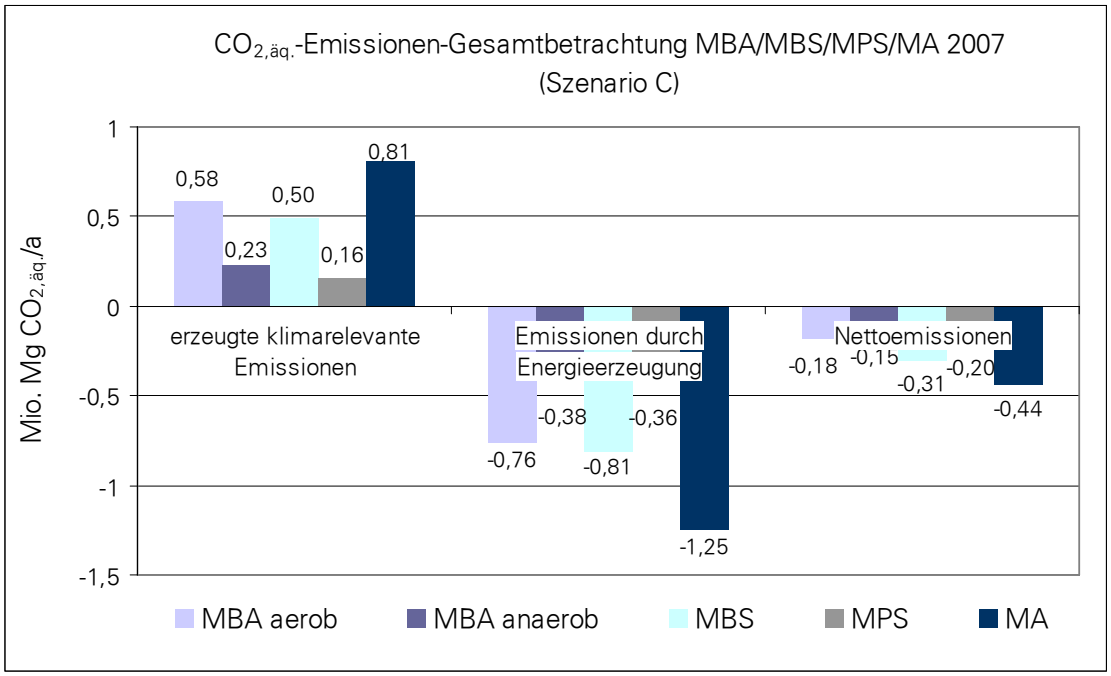

Abbildung 58: Gesamtbetrachtung der $CO_{2,äq}$-Emissionen der MBA/MBS/MPS/MA einschließlich energetischer Verwertung der EBS 2007- Szenario C

Betrachtet man das spezifische Bilanzergebnis je Anlagenkonzept, siehe Abbildungen 59 bis 61, zeigt sich eine deutlich höhere CO_2-Einsparung der MPS gegenüber allen übrigen MBA-Konzepten. Dies gilt beispielsweise bei Szenario A für MPS in Abb. 59 mit -0,462 Mg $CO_{2,äq}$/Mg OS. Die spezifische CO_2-Einsparung nimmt in der Reihenfolge MPS, MBS, MA, anaerobe MBA, aerobe MBA ab. Aus den Abbildungen geht deutlich hervor, dass das Bilanzergebnis in Summe maßgeblich durch die energetischen Verwertungswege bestimmt wird. Die CO_2-Gutschriften resultieren zu nahezu 100 % aus der energetischen Verwertung der EBS und die CO_2-Belastung durch die EBS-Aufbereitung trägt an den klimarelevanten Gesamtemissionen einem Anteil zwischen 14 % und maximal 38 % je nach Anlagenkonzept und zugrunde gelegtem Szenario.

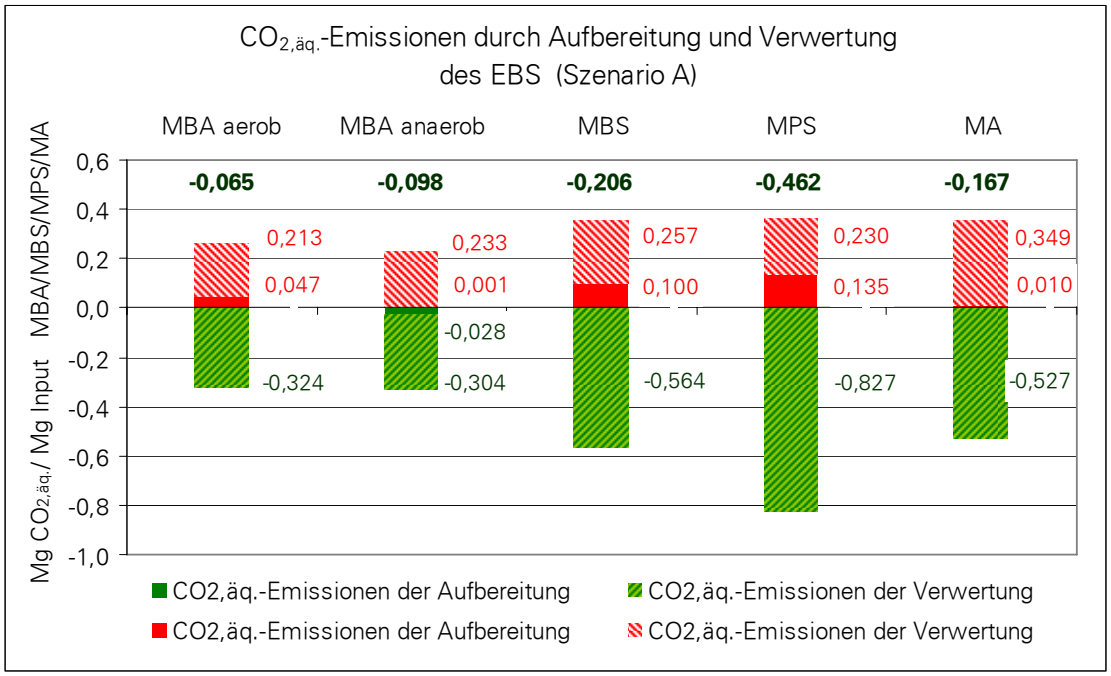

Abbildung 59: Spezifische $CO_{2,äq}$-Emissionen 2007 der MBA/MBS/MPS/MA einschließlich energetischer Verwertung der EBS– Szenario A

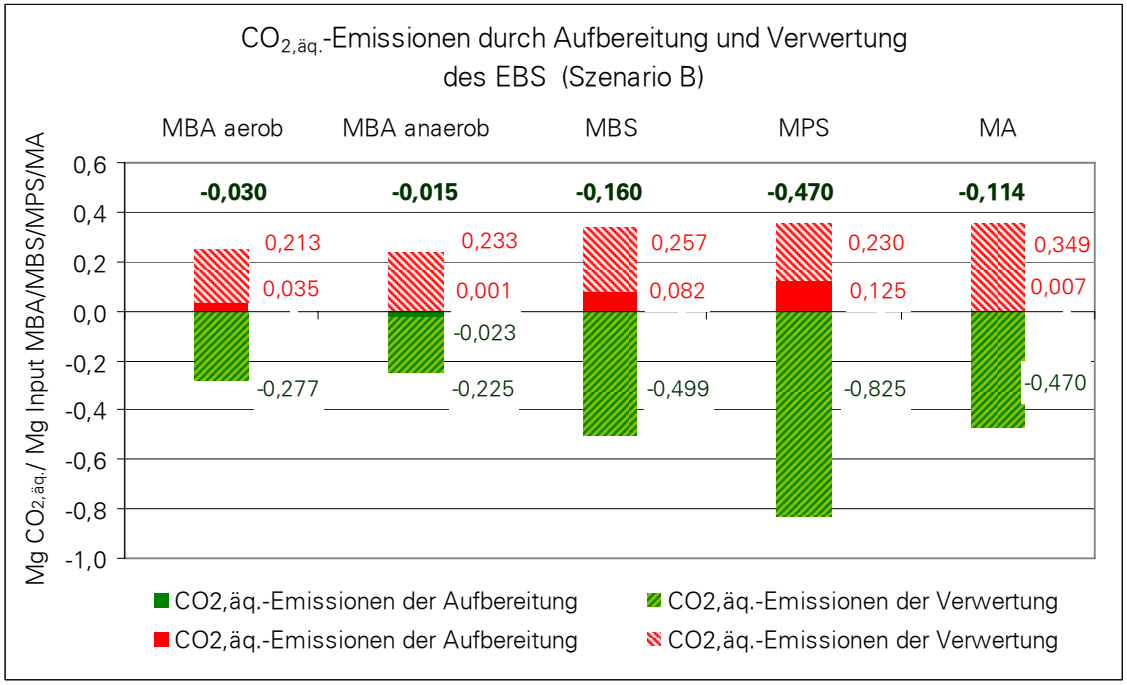

Abbildung 60: Spezifische $CO_{2,äq}$-Emissionen 2007 der MBA/MBS/MPS/MA einschließlich energetischer Verwertung der EBS– Szenario B

Die vergleichsweise höhere CO_2-Einsparung der MPS liegt darin begründet, dass die MPS ihre EBS nahezu vollständig in Braunkohlekraftwerken verwerten und hier Braunkohlesubstitution berechnet wird (siehe dazu Ausführungen unter „Spezifische $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen für die Verwertung der EBS in Abhängigkeit vom Verwertungsweg"), das erklärt auch, weshalb das Bilanzergebnis der MPS vom angewendeten Szenario kaum beeinflusst wird. Zudem weist der EBS aus MPS einen vergleichsweise höheren Heizwert und niedrigeren Emissionsfaktor (C_{fossil}) auf.

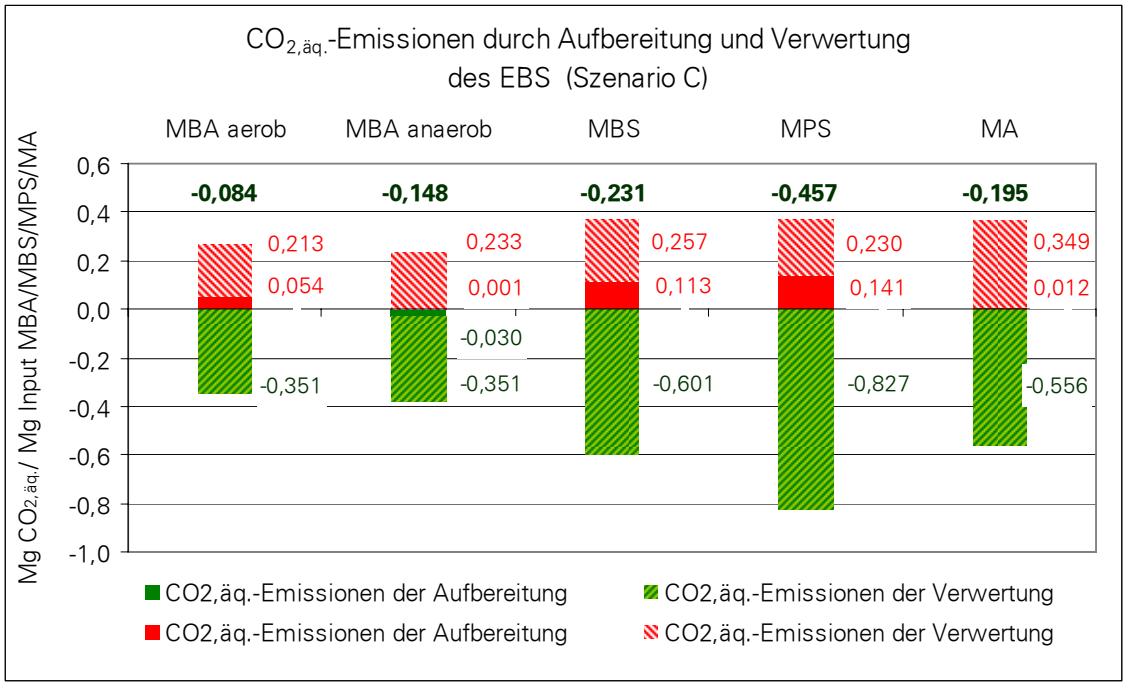

Abbildung 61: Spezifische $CO_{2,äq}$-Emissionen 2007 der MBA/MBS/MPS/MA einschließlich energetischer Verwertung der EBS– Szenario C

Aufgrund der unterschiedlichen Verwertungswege der EBS je Anlagenkonzept und der damit verbundenen Varianz der CO_2-Gutschriften, lässt sich anhand der spezifischen $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen für das Bezugsjahr 2007 noch keine Aussage zur prinzipiellen Vorteilhaftigkeit des MPS-Konzeptes gegenüber den anderen Verfahrensvarianten ableiten. Bezieht sich der Bilanzraum allein auf den MBA- Betrieb ergibt sich im Ergebnis eine CO_2-Nettoeinsparung für die anaerobe MBA aufgrund der Biogasgewinnung und -nutzung sowie CO_2-Belastungen in umgekehrter Reihenfolge aufsteigend für die MA, aerobe MBA, MBS und MPS. Es sei angemerkt, dass ein direkter Vergleich mit dem

MA-Betrieb an dieser Stelle nicht eindeutig möglich ist, da der MA lediglich der Energiebedarf der Mechanischen Aufbereitung als CO_2-Belastung angerechnet wird. Aufwendungen für die biologische Verfahrensstufe, Abluftbehandlung, etc. entfallen auf Seite der MA, es wird angenommen, dass die „Rottefraktion" (Sortierrest) extern in der MVA behandelt wird.

Um eine Aussage zur Vorteilhaftigkeit eines Verfahrenskonzeptes in Bezug auf die Aufbereitungsqualität treffen zu können, müssen den MBA-Konzepten gleiche energetische Verwertungswege zugrunde gelegt werden. Für diesen Fall ergibt sich, beispielhaft im Falle einer vollständigen Verwertung der EBS in EBS-Kraftwerken, folgendes relatives Ergebnis, siehe dazu Abbildungen 62 bis 64.

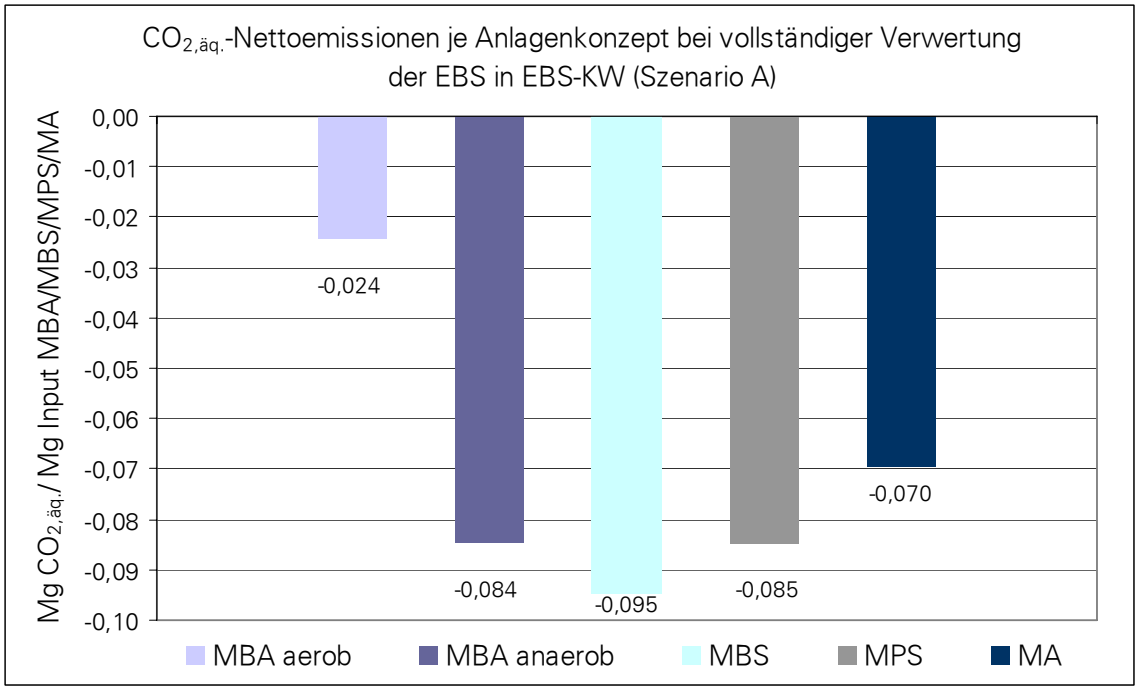

Abbildung 62: Spezifische $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen der MBA-Konzepte im Vergleich basierend auf gleichen Verwertungswegen – Szenario A

In diesem Fall zeigt sich die höhere spezifische CO_2-Einsparung für die MBS für Szenario A, gefolgt von der MPS, anaerober MBA, MA sowie aerober MBA.

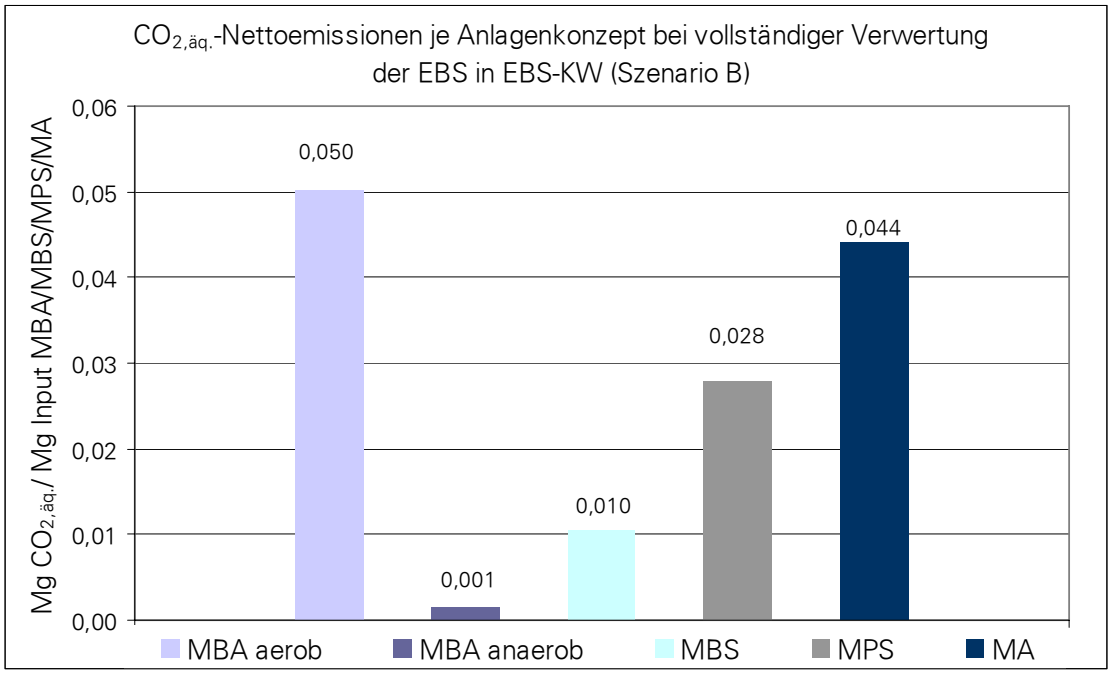

Abbildung 63: Spezifische $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen der MBA-Konzepte im Vergleich basierend auf gleichen Verwertungswegen – Szenario B

Gegenteilig ergeben sich für Szenario B aufgrund der deutlich niedrigeren Substitutionsfaktoren für die Strom- und Wärmeabgabe für alle Anlagenkonzepte im Bilanzergebnis CO_2-Belastungen (Gutschrift/Belastung < 1), wobei die anaerobe MBA die niedrigste CO_2-Belastung erzielt, aufgrund der Biogasgewinnung und Biogasnutzung, gefolgt von der MBS, MPS, MA sowie aeroben MBA. Trotz des vergleichsweise deutlich höheren Eigenbedarfes der MBS und MPS an Strom und Erdgas erzeugen diese Anlagenkonzepte im Bilanzergebnis (Szenario B) dennoch eine geringere CO_2-Belastung als MA und aerobe MBA. Gründe hierfür sind die niedrigeren Heizwerte, höheren Emissionsfaktoren (C_{fossil}) der EBS aus MA und aerober MBA sowie die niedrigere EBS-Outputquote im Falle der aeroben MBA. Im Szenario C erzielen alle Anlagenkonzepte, aufgrund des höheren Emissionsfaktors für die Stromabgabe, im Bilanzergebnis CO_2-Einsparungen, die Reihenfolge der Anlagenkonzepte entspricht wieder der im Szenario A.

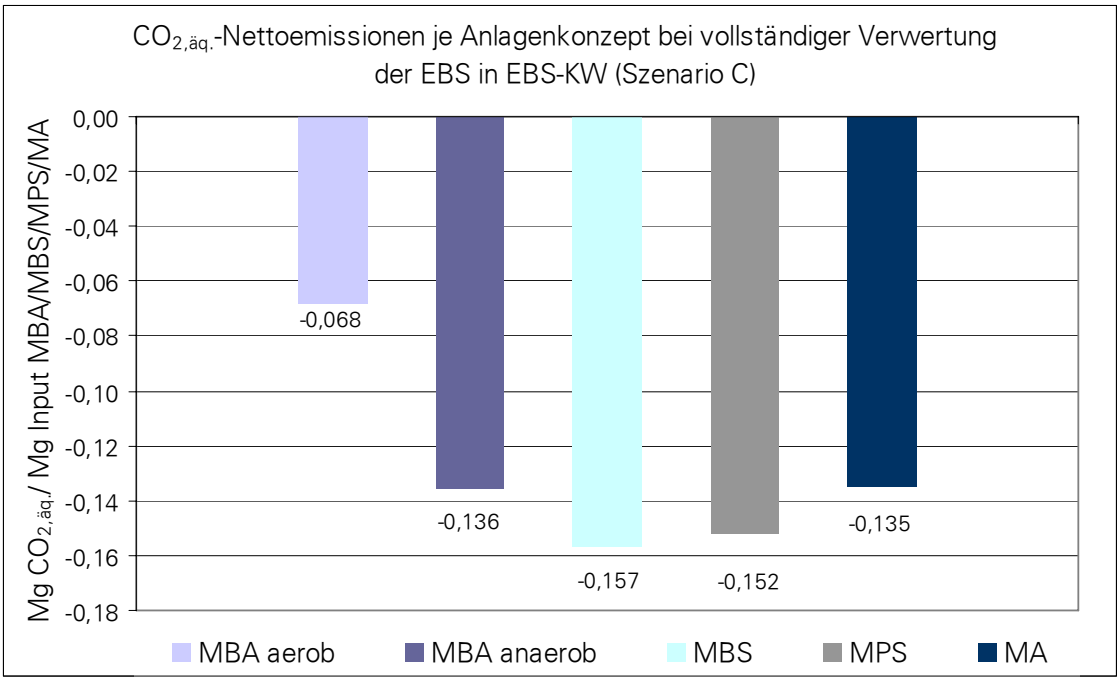

Abbildung 64: Spezifische $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen der MBA-Konzepte im Vergleich basierend auf gleichen Verwertungswegen – Szenario C

Da die energetischen Verwertungswege das Bilanzergebnis maßgebend beeinflussen, sind in den Abbildungen 65 und 66 beispielhaft die $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen der EBS-Verwertung je Verwertungsweg entkoppelt vom MBA-Betrieb gegenübergestellt. Abbildung 65 zeigt die spezifischen Nettoemissionen je Mg EBS wie sie sich im Fall von Szenario A ergeben. Dabei basieren lediglich die Gutschriften aus der Verwertung der EBS in MVA und EBS-KW auf den Substitutionsfaktoren des Szenario A. Im Falle der Verwertung in Braun- und Steinkohlekraftwerken sowie Zementwerken werden fossile Brennstoffe substituiert, entsprechend werden die jeweiligen Emissionsfaktoren der fossilen Brennstoffe berücksichtigt. Um die Gutschriften je Verwertungsweg unabhängig vom Einfluss des Substitutions- bzw. Emissionsfaktors miteinander vergleichen zu können, sind in der Abbildung 66 die Gutschriften je Verwertungsweg dargestellt, basierend auf gleichen Substitutionsfaktoren. Hierbei wurde im Falle der Verwertung in Braun- und Steinkohlekraftwerken nicht Brennstoffsubstitution berechnet, sondern der abgegebene Strom ebenfalls mit dem Substitutionsfaktor für Strom des Szenario A multipliziert. Der Vergleich der Verwertungswege zeigt deutlich, dass das Bilanzergebnis zum einen entscheidend von den Netto-Wirkungsgraden der Verbrennungsanlagen

abhängt und zum anderen durch die Heizwerte sowie Kohlenstoffgehalte der EBS beeinflusst wird.

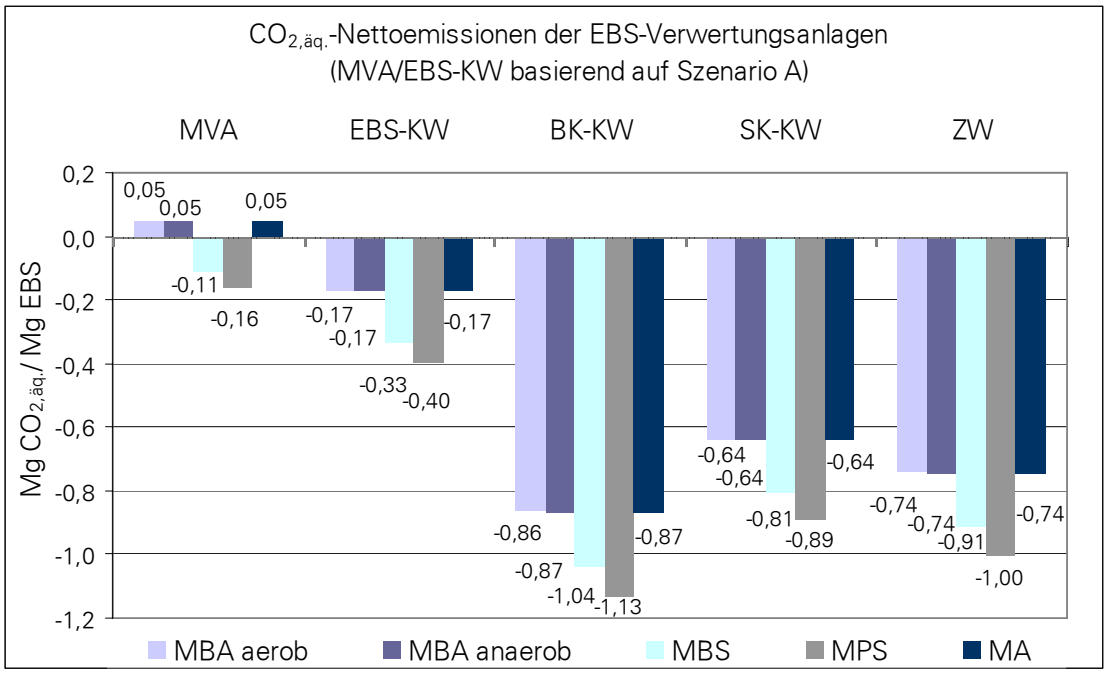

Abbildung 65: Spezifische $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen je EBS-Verwertungsweg (Vergleich basierend auf verschiedenen Substitutions-/Emissionsfaktoren)

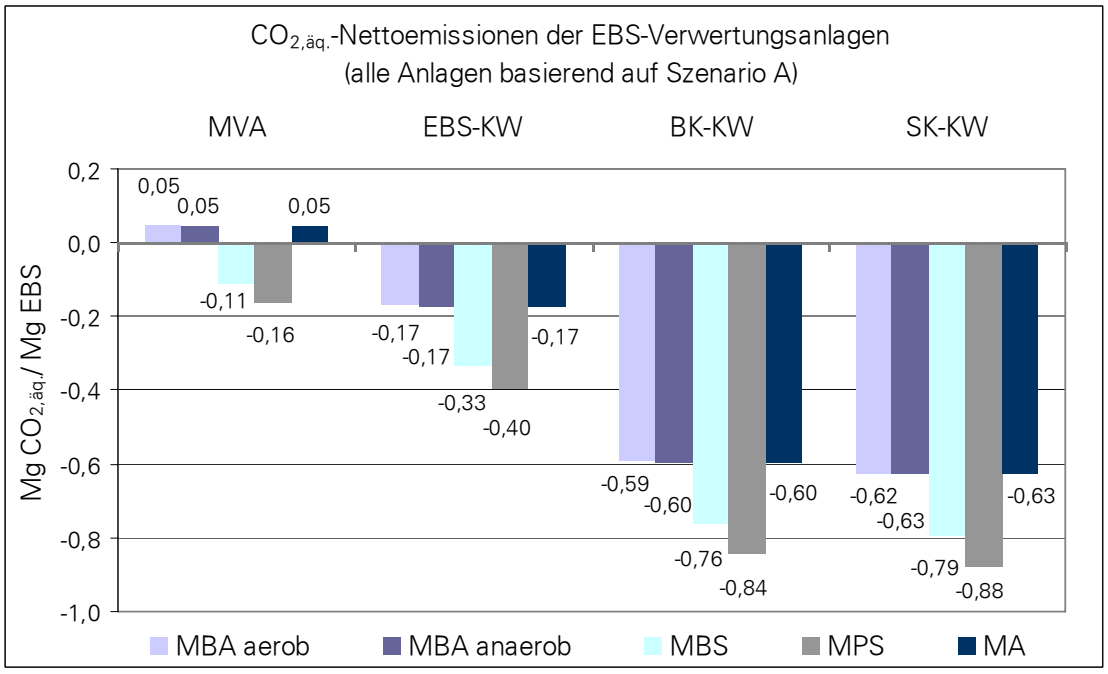

Abbildung 66: Spezifische $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen je EBS-Verwertungsweg (Vergleich basierend auf gleichen Substitutionsfaktoren)

EBS, denen gleiche Kohlenstoffgehalte und Heizwerte zugrunde gelegt wurden (gleiche Kohlenstoffgehalte für aerobe/anaerobe MBA und MA sowie gleiche Heizwerte für anaerobe MBA/MA und ähnlicher Heizwert für aerobe MBA), bringen infolge gleiche/ähnliche $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen je Verwertungsweg. Die höchste spezifische CO_2-Einsparung wird im Falle der Verwertung der EBS in Braunkohlekraftwerken erreicht (Abbildung 65). Dies liegt darin begründet, dass im Falle des Einsatzes in Braunkohlekraftwerken Braunkohlesubstitution berechnet wird und aufgrund des höheren Energiegehaltes der EBS entsprechend mehr Braunkohle substituiert und gutgeschrieben werden kann. Das vergleichsweise schlechtere „Abschneiden" der MVA resultiert aus den deutlich niedrigeren Bruttowirkungsgraden sowie dem höheren Energieeigenbedarf der Anlage z.B. aufgrund der aufwendigen Rauchgasreinigung. Basiert die Berechnung der $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen auf gleichen Substitutionsfaktoren zeigt sich eine höhere spezifische Einsparung im Falle der Verwertung in Steinkohlekraftwerken im Vergleich zur Verwertung in Braunkohlekraftwerken. Grund hierfür ist der im Vergleich zu Braunkohlekraftwerken etwas höhere Nettowirkungsgrad der Steinkohlekraftwerke (37,6 % [BMU, 2008]).
Unberücksichtigt bleiben in dieser Darstellung die EBS- Outputquoten der verschiedenen MBA-Konzepte, die zwischen 39 % und 58 % variieren. Mit steigendem Outputprozentsatz steigt (innerhalb gewisser Grenzen) infolge die spezifische, auf den MBA-Input, bezogene CO_2-Einsparung.

Folglich lässt sich allein durch die Kombination der Verwertung der EBS in Müllverbrennungsanlagen, EBS-, Braun- und Steinkohlekraftwerken sowie Zementwerken bereits eine Steigerung der CO_2-Einsparung erzielen.

6.6.5.4 Sensitivitätsanalysen/Optimierungsansätze

Im Folgenden soll aufgezeigt werden, inwiefern eine vollständige Nutzung des energetischen Potenzials der biologischen Fraktion die CO_2-Einsparungen der anaeroben MBA beeinflusst. Es werden für die anaerobe Verfahrensstufe folgende Szenarien betrachtet:

- ⇨ Verringerung des Fackelverlustes von durchschnittlich 15 % auf 5 %
- ⇨ Erhöhung der extern verwerteten Wärme aus der Biogasnutzung von 30 % der erzeugten Wärme auf 82 % (nach Abzug des Eigenbedarfes von 18 %)
- ⇨ Steigerung der spezifischen Biogasausbeute um 50 %

In den Abbildungen 67 bis 69 sind die $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen 2007 den $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen 2007 infolge der verschiedenen Optimierungsansätze für Szenario A gegenübergestellt. Abbildung 67 zeigt die Steigerung der CO_2-Einsparung bezogen auf den MBA-Betrieb. Abbildung 68 verdeutlicht den Einfluss der Optimierungsmaßnahmen auf das Gesamtergebnis der anaeroben MBA (MBA-Betrieb + energetische EBS-Verwertung) und Abbildung 69 zeigt den Einfluss der Optimierungsmaßnahmen der anaeroben MBA auf die $CO_{2,äq}$-Gesamtnettoemissionen (alle MBA).

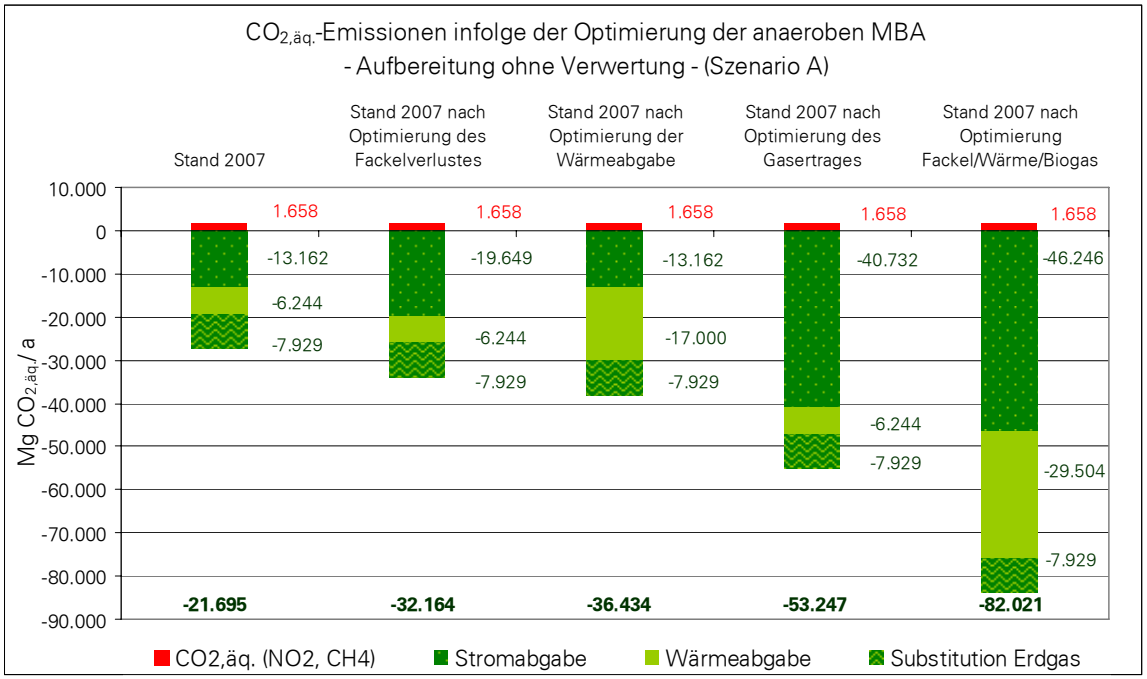

Abbildung 67: $CO_{2,äq}$-Emissionen infolge der Optimierung der anaeroben MBA im Vergleich zum Stand 2007 (Aufbereitung ohne Verwertung)–Szenario A

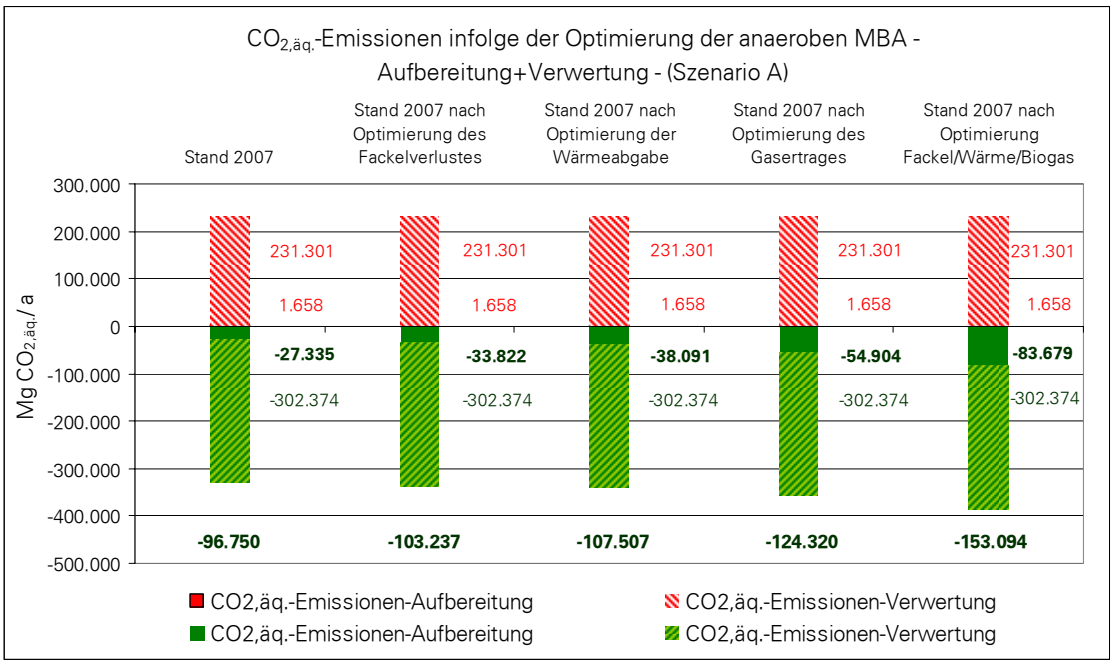

Abbildung 68: $CO_{2,äq}$-Emissionen infolge der Optimierung der anaeroben MBA im Vergleich zum Stand 2007 (Aufbereitung+Verwertung)–Szenario A

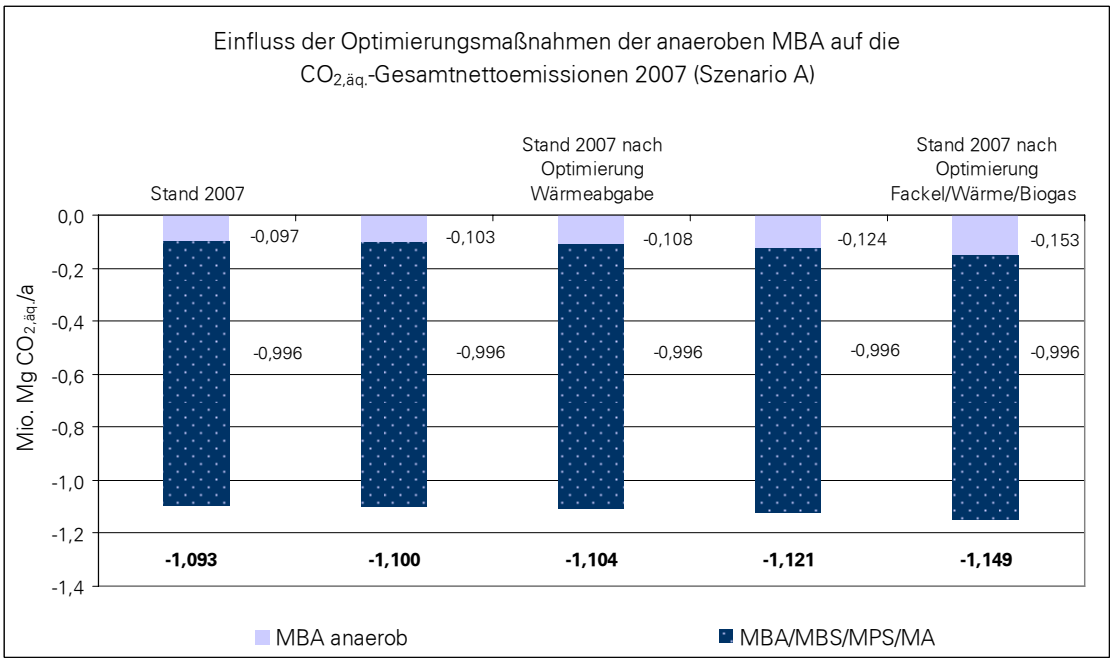

Abbildung 69: Einfluss der $CO_{2,äq}$-Emissionen infolge der Optimierung der anaeroben MBA auf die Gesamtnettoemissionen 2007–Szenario A

- *Optimierung des Fackelverlustes*

Ausgehend von einem durchschnittlichen Fackelverlust von 15 % wurde die zusätzliche CO_2-Einsparung für die Optimierung des Fackelverlustes auf 5 % ermittelt. Es wird davon ausgegangen, dass ein Fackelverlust von 5 % nicht optimiert werden kann, aufgrund von Stillstandszeiten der BHKW durch Revision, Reparatur, etc.. Durch die Optimierung des Fackelverlustes ergibt sich eine Steigerung der CO_2-Einsparung im Vergleich zum Jahr 2007 von 25 % bezogen auf den MBA-Betrieb (nur Aufbereitung), 7 % bezogen auf das Gesamtergebnis der anaeroben MBA (Aufbereitung + Verwertung) und 0,5 % bezogen auf die Gesamtnettoeinsparung aller MBA-Konzepte.

- *Optimierung der Wärmeabgabe*

Weiterhin wurde als Steigerungspotenzial die externe thermische Verwertung der erzeugten Wärme betrachtet. In der Berechnung der $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen für das Jahr 2007 wird davon ausgegangen, dass durchschnittlich 30 % der produzierten Wärme extern verwertet werden. Nach Deckung des Eigenbedarfes von 18 % der erzeugten Wärme, wurde die zusätzliche Einsparung an fossilem CO_2 durch externe Nutzung der Wärme um weitere 52 % berechnet. Hierfür ergibt sich eine Steigerung an eingesparten fossilen CO_2-Emissionen gegenüber dem Ausgangsszenario 2007 von 40 % bezogen auf den MBA-Betrieb, von 7 % in Bezug auf das Gesamtergebnis der anaeroben MBA und rund 1 % bei der Betrachtung der Gesamtnettoemissionen unter Berücksichtigung aller MBA-Konzepte. Eine vollständige externe Nutzung der erzeugten Wärme ist davon abhängig, ob im Einzugsgebiet der Anlagen Wärmeabnehmer vorhanden sind.

- *Optimierung der Biogaserzeugung*

Der dritte Optimierungsansatz sieht eine Steigerung des spezifischen Biogasertrages vor. Literaturangaben zu spezifischen Biogaserträgen aus der Vergärung der organischen Fraktion des Restabfalls gehen von Gasausbeuten zwischen 200 bis zu 800 $m^3/Mg\ oTS_{zu}$ (Ergebnisse verschiedener Versuchsanlagen) aus [Müller et al., 1999]. Die

Höhe der spezifischen Gasausbeute ist, neben der Prozessführung selbst, entscheidend von der Restmüllzusammensetzung und von der Sortiergenauigkeit der Aufbereitungsaggregate abhängig. Basierend auf den Literaturangaben wird von einer möglichen Biogassteigerung von 50 % gegenüber dem mittleren spezifischen Gasertrag aus der Datenerhebung von rund 270 m³/Mg oTS_{zu} ausgegangen. Dies entspricht einer Steigerung der CO_2-Einsparung gegenüber dem Stand von 2007 von 100 % im Hinblick auf den MBA-Betrieb, 28 % bezogen auf das Gesamtergebnis der anaeroben MBA und 2,5 % in Bezug auf die Gesamtnettemissionen unter Berücksichtigung aller MBA-Konzepte.

- *Optimierung von Fackel/Wärme/Biogas*

Werden alle Optimierungsansätze kombiniert ergibt sich im Vergleich zum Basisjahr eine Steigerung der CO_2-Einsparung von rund 300 % bezogen auf den MBA-Betrieb, 58 % hinsichtlich der Nettoemissionen der anaeroben MBA und energetischer Verwertung sowie 5 % in Bezug auf das Gesamtergebnis unter Berücksichtigung aller MBA-Konzepte.

Weiterhin lässt sich eine Steigerung der CO_2-Einsparung seitens des MBA-Betriebes auch durch Maßnahmen erreichen, die eine Erhöhung der Anlagenenergieeffizienz zur Folge haben. Konkrete Optimierungsansätze bezüglich der Steigerung der Energieeffizienz können nur anlagenbezogen ermittelt werden, weshalb im Folgenden rein exemplarisch aufgezeigt werden soll, inwiefern sich eine Senkung des Strombedarfes der MBA beispielhaft um 20 % auf die $CO_{2,äq.}$-Nettoemissionen der MBA im Vergleich zum Basisjahr 2007 auswirkt. Die Abbildungen 70 bis 72 verdeutlichen die zusätzliche CO_2-Einsparung gegenüber 2007 für Szenario A. Abbildung 70 und 71 zeigen die spezifische sowie auf den Durchsatz bezogene zusätzliche CO_2-Einsparung je Anlagenkonzept. Abbildung 72 verdeutlicht den Einfluss der Senkung des Strombedarfes auf die Gesamtnettoemissionen 2007.
Die spezifisch höchste Einsparung erreicht die MBS, gefolgt von der anaeroben MBA, aeroben MBA sowie MPS. Die Reihenfolge erklärt sich durch den spezifischen Bedarf der Anlagenkonzepte. Je geringer/höher der Anteil der CO_2-Emissionen durch den

Strombedarf der MBA an den Gesamtemissionen ausfällt, desto geringer/höher ist folglich der Einfluss, den dieser auf die Steigerung der CO_2-Einsparung haben kann.

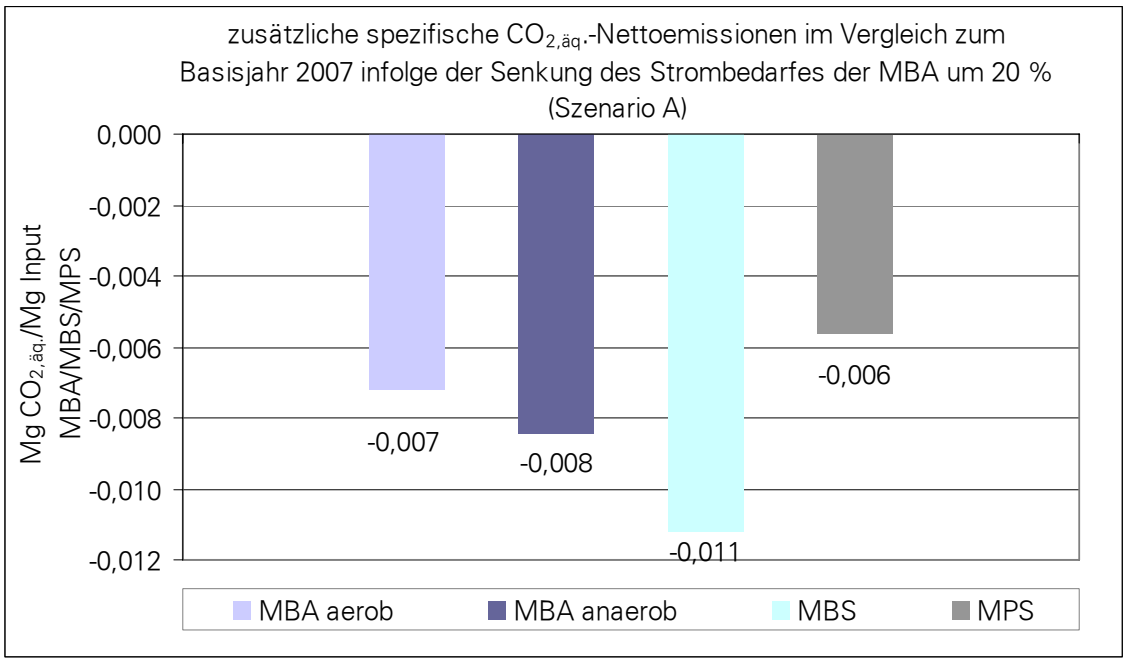

Abbildung 70: Zusätzliche spezifische CO_2-Einsparung im Vergleich zum Basisjahr 2007 infolge der Senkung des Strombedarfes der MBA -Szenario A

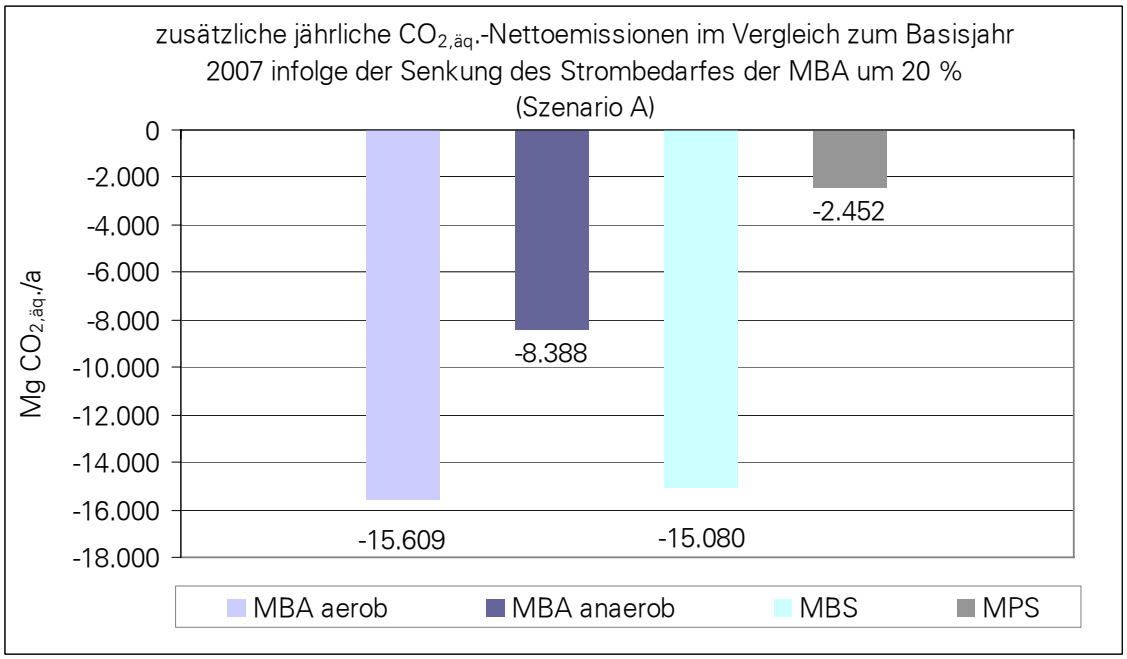

Abbildung 71: Zusätzliche jährliche CO_2-Einsparung im Vergleich zum Basisjahr 2007 infolge der Senkung des Strombedarfes der MBA -Szenario A

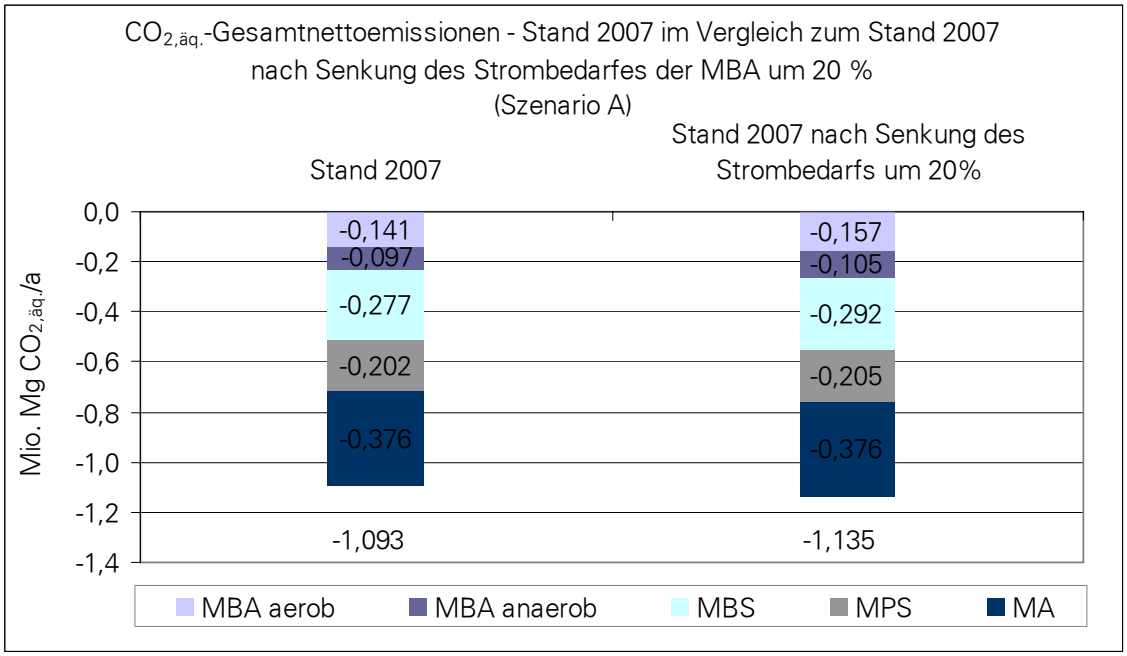

Abbildung 72: $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen im Vergleich zum Basisjahr 2007 infolge der Senkung des Strombedarfes der MBA- Szenario A

Im Vergleich zu den anderen Aufbereitungskonzepten kann die anaerobe MBA aufgrund der Senkung des Eigenbedarfes um 20 % entsprechend mehr Strom ins Stromnetz einspeisen, wodurch sich die CO_2-Gutschrift erhöht. Mit einer Steigerung der Nettoeinsparung um 11 % erfährt die aerobe MBA prozentual die stärkste Verbesserung, gefolgt von der anaeroben MBA mit 8 %, 5 % im Falle der MBS und 1 % im Falle der MPS. Unter Berücksichtigung der Jahresdurchsätze der Anlagen verschieben sich die absoluten zusätzlichen Nettoeinsparungen je Anlagenkonzept, siehe Abbildung 71. Die Senkung des Strombedarfes der Anlagenkonzepte MBA/MBS/MPS führt zu einer Erhöhung der $CO_{2,äq}$-Gesamtnettoemissionen gegenüber dem Bilanzergebnis 2007 von rund 4 % (siehe Abbildung 72).

Neben der Erhöhung des Biogasertrages sowie der Senkung des Eigenenergiebedarfes biete sich durch die Senkung des Gasbedarfes für die Abluftbehandlung und Abfalltrocknung im Falle der MPS eine weitere Möglichkeit die CO_2-Einsparung zu erhöhen. Im Folgenden wird beispielhaft dargestellt, inwiefern sich eine Senkung des Gasbedarfs der MBA um 20 % auf die CO_2-Einsparung der MBA im Vergleich zum Basis-

jahr 2007 auswirkt. Die Abbildungen 73 bis 75 zeigen die zusätzliche Einsparung an fossilen Emissionen gegenüber 2007 je Anlagenkonzept.

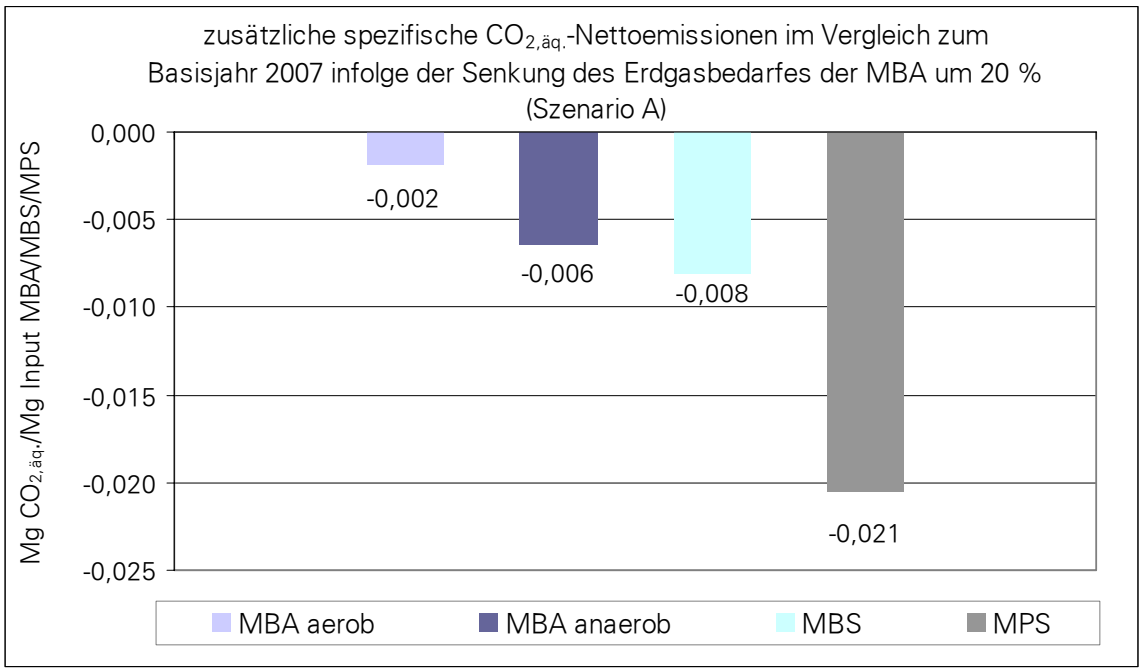

Abbildung 73: Zusätzliche spezifische CO_2-Einsparung im Vergleich zum Basisjahr 2007 infolge der Senkung des Gasbedarfes der MBA - Szenario A

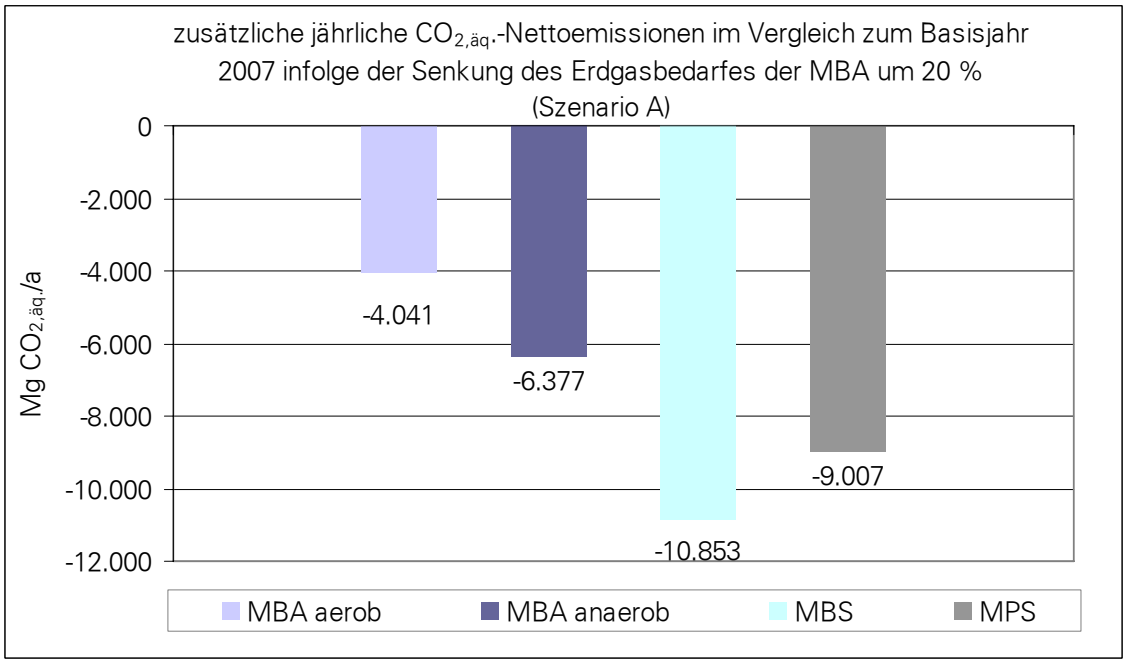

Abbildung 74: Zusätzliche jährliche CO_2-Einsparung im Vergleich zum Basisjahr 2007 infolge der Senkung des Gasbedarfes der MBA - Szenario A

Die Abbildung 73 und 74 verdeutlichen die spezifische sowie auf den Anlagendurchsatz bezogene zusätzliche CO_2-Einsparung. Abbildung 75 zeigt den Einfluss der Verringerung des Erdgasbedarfes auf die $CO_{2,äq}$-Gesamtnettoemissionen 2007.
Die MPS weist einen vergleichsweise hohen Erdgasbedarf auf, aufgrund des Bedarfes für die Abfalltrocknung, die anteilige CO_2-Belastung des Erdgasbedarfes an den Gesamtemissionen ist damit höher, weshalb eine Senkung des Gasbedarfs bei diesem Anlagenkonzept einen entsprechend höheren CO_2-Einsparungseffekt zeigt als bei der Verringerung des Strombedarfes. Einfluss auf den absoluten Wert im Vergleich zur Verringerung des Strombedarfes haben jedoch auch die unterschiedlichen Emissionsfaktoren für Erdgas und Strom. Die MPS erzielt spezifisch die höchste zusätzliche CO_2-Einsparung, gefolgt von der MBS, anaeroben MBA und aerober MBA. Die Reihenfolge entspricht dem spezifischen Erdgasbedarf der Anlagenkonzepte.

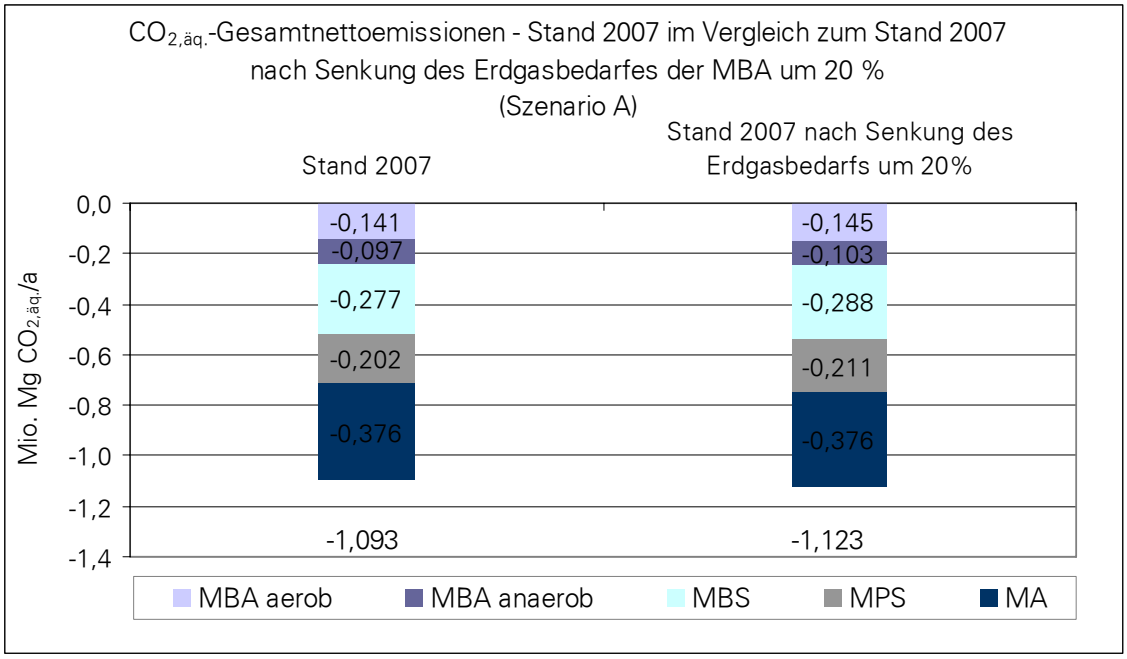

Abbildung 75: $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen im Vergleich zum Basisjahr 2007 infolge der Senkung des Gasbedarfes der MBA - Szenario A

Prozentual zeigt sich die höchste Einsparung mit 7 % für die anaerobe MBA. Durch den geringeren Eigenbedarf steigt die Stromerzeugung und folglich die CO_2-Gutschrift

durch die erhöhte Stromabgabe. Die MBS und MPS erzielen eine Steigerung der CO_2-Einsparung um je 4 % sowie 3 % im Falle der aeroben MBA.

Bezogen auf die $CO_{2,äq}$-Gesamtnettoemissionen 2007 führt die Senkung des Erdgasbedarfes der Anlagenkonzepte MBA/MBS/MPS zu einer Erhöhung der CO_2-Einsparung von rund 3 % (siehe Abbildung 75).

Neben den drei diskutierten Einflussmöglichkeiten auf das Netto-$CO_{2,äq}$-Bilanzergebnis wird nachfolgend eine Erhöhung des elektrischen und thermischen Nettowirkungsgrades der EBS-KW exemplarisch um je 5 %, 20 %, 35 % und 50 % untersucht.

Es wird dargestellt wie stark sich eine Optimierung seitens der energetischen Verwertungsanlagen auf das Bilanzergebnis 2007 auswirkt. Für diesen Fall wurde exemplarisch der Einfluss einer Wirkungsgradsteigerung der EBS-KW untersucht. Zum einen wurde die Optimierung des elektrischen Nettowirkungsgrades um 5 %, 20 %, 35 % und 50 % betrachtet (siehe Abbildung 76) und zum anderen die Steigerung des thermischen Nettowirkungsgrades um die gleichen Prozentsätze (siehe Abbildung 77).

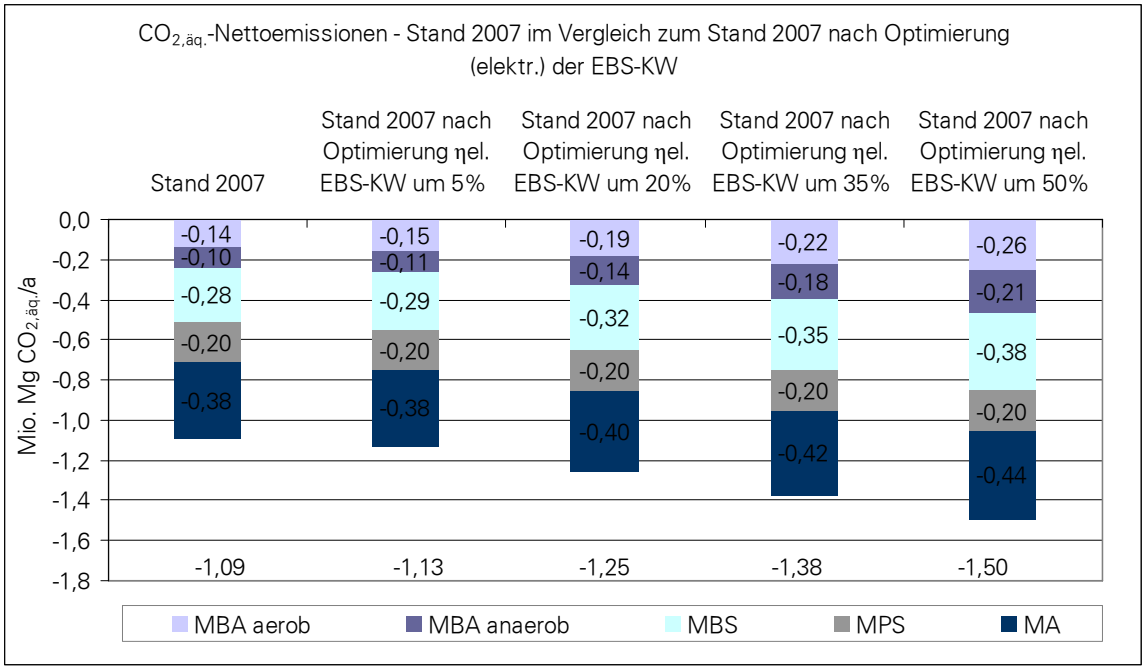

Abbildung 76: Einfluss der Erhöhung des elektrischen Nettowirkungsgrades der EBS-KW auf das Bilanzergebnis 2007

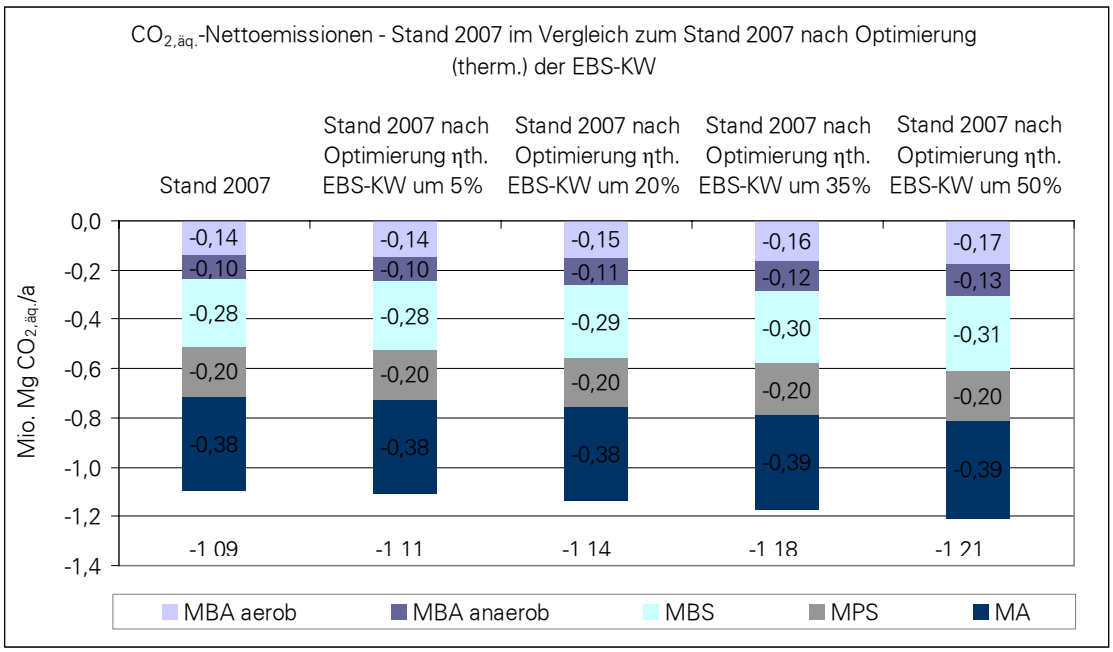

Abbildung 77: Einfluss der Erhöhung des thermischen Nettowirkungsgrades der EBS-KW auf das Bilanzergebnis 2007

Der Einsparungseffekt infolge der Erhöhung der Nettowirkungsgrade der EBS-KW ist umso höher, je größer die EBS-Menge ist, die in EBS-KW verwertet wird, weshalb die MPS, aufgrund der Verwertung über andere Verwertungsanlagen, keine Steigerung der CO_2-Einsparung gegenüber 2007 erzielen. Entsprechend der über EBS-KW verwerteten EBS-Mengen schwanken die prozentualen Steigerungen der CO_2-Einsparungen je MBA-Konzept im Vergleich zum Stand 2007 zwischen < 1 % und > 100 %. Insgesamt werden rund 38 % der erzeugten EBS-Mengen in EBS-KW verwertet. Aus den Abbildungen geht hervor, dass die Optimierung des elektrischen Nettowirkungsgrades einen größeren Einfluss auf die $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen ausübt, als die Erhöhung des thermischen Nettowirkungsgrades. Grund hierfür ist der höhere Substitutionsfaktor für Strom. Die Optimierung des elektrischen Nettowirkungsgrades der EBS-KW bewirkt eine Steigerung der CO_2-Gesamteinsparung gegenüber 2007 zwischen 4 % und 37 %. Aufgrund des niedrigeren Substitutionsfaktors für Wärme erzielt die Erhöhung des thermischen Nettowirkungsgrades der EBS-KW eine geringere Steigerung der CO_2-Gesamteinsparung im Vergleich zur Basis 2007 zwischen 1 % und 11 %.

6.6.6 Zusammenfassung

Das Bilanzergebnis ist zunächst davon abhängig, welche Substitutionsfaktoren für Strom und Wärme der Bilanz zugrunde gelegt werden. Die CO_2-Einsparung steigt mit steigendem Substitutionsfaktor. Weiterhin kann festgehalten werden, dass die erzielbare CO_2-Einsparung durch die Aufbereitung von Abfällen mit sich anschließender energetischer Verwertung der EBS vorrangig von den energetischen Verwertungsanlagen abhängt und hier insbesondere von den Nettowirkungsgraden und weniger vom Betrieb der MBA. Das Bilanzergebnis ist zudem von der EBS-Outputquote der MBA, von den Heizwerten und fossilen Kohlenstoffgehalten der EBS abhängig. Der Einfluss, den diese an der Gesamteinsparung haben, ist deutlich davon abhängig, welcher Substitutionsfaktor für den abgegebenen Strom und die abgegebene Wärme angesetzt wird (neben den Nettowirkungsgraden der Verwertungsanlagen). Je geringer der Substitutionsfaktor für Strom und Wärme ist, desto größer wird der Einfluss von Outputquote, Heizwert und fossilem Kohlenstoffgehalt der EBS sein. Innerhalb gewisser Grenzen steigt die CO_2-Einsparung mit steigender EBS-Outputquote, steigendem Heizwert und sinkendem fossilen Kohlenstoffgehalten. CO_2-Einsparungen lassen sich durch die Optimierung der MBA erzielen. Das CO_2-Einsparungspotenzial ist auf Seiten der energetischen Verwertungsanlagen jedoch deutlich größer.
Ein direkter Vergleich des Bilanzergebnisses der MBA für das Jahr 2007 dieser Studie mit Ergebnissen anderer Studien ist nur bedingt möglich, da keine Studien für das Bilanzjahr 2007 veröffentlicht sind. [Dehoust et al., 2005] haben im Rahmen einer Studie für das Jahr 2005 ebenfalls die $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen für den MBA-Betrieb bilanziert, allerdings nur die Verfahrensvarianten aerobe/anaerobe MBA sowie MBS und ohne Einbezug der EBS-Verwertungswege. In dieser Studie wurde eine $CO_{2,äq.}$-Nettoemission für den MBA-Betrieb von 0,21 Mio. Mg $CO_{2,äq}$-Emissionen für das Jahr 2005 berechnet. Im Vergleich dazu erzielte die Abfallbehandlung in MBA (ohne EBS-Verwertung) im Jahr 2007 im Szenario A) 0,29 Mio. Mg $CO_{2,äq}$, im Szenario B) 0,24 Mio. Mg $CO_{2,äq}$ und im Szenario C) 0,33 Mio. Mg $CO_{2,äq}$. Ein Vergleich der $CO_{2,äq.}$-Emissionen ist nicht möglich, da sich die $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen auf verschiedene Jahresdurchsätze beziehen, die Bilanzgrenzen im Detail nicht bekannt sind, ebenso wenig wie die der Studie zugrunde gelegten Substitutionsfaktoren z.B. für Strom und

Wärme. Zudem hat sich der Anlagenbestand seit 2005 (Anlagenanzahl, Anlagenkonzepte, Anlagentechnik) weiterentwickelt.

6.7 Vergleich der beiden Hauptbehandlungsverfahren MVA und MBA

Nachfolgend wird gesondert auf einen Vergleich der Hauptbehandlungsverfahren MVA und MBA eingegangen. Abbildung 78 und 79 zeigen die entsprechenden Ergebnisse. Es wird deutlich, dass im Jahr 2006 sowohl spezifisch (kg CO_2/kg Abfall), als auch in der Gesamtbetrachtung (kg CO_2/a) durch den Behandlungsweg MBA mit anschließender Verwertung der EBS eine Klimaentlastung erzielt wurde. Ein ähnliches Ergebnis kann für die thermische Verwertung in MVA festgehalten werden. Hier wurden durch die thermische Verwertung von Abfällen in MVA im Jahr 2006 0,04 Mg $CO_{2,äq}$/Mg OS (vergleiche Abbildung 78) beziehungsweise 0,65 Mio. Mg $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen (vergleiche Abbildung 79) in Szenario A eingespart.

Die Abbildungen zeigen außerdem den Einfluss des Wirkungsgrades in den MVA beziehungsweise des Verwertungsweges der erzeugten EBS (jeweils Balken 3 und 4 der Szenarien).

Betrachtet man beispielsweise eine potentielle thermische Verwertung des derzeitigen MVA-Input in Anlagen mit den energetischen Nutzungsgraden von EBS-Kraftwerken (elektrische Nutzungsgrade bezogen auf abgegebene Strommenge: MVA: 9,8 %, EBS-Kraftwerk: 18,5 %; thermische Nutzungsgrade bezogen auf abgegebene Wärmemenge: MVA: 27,8 %; 20,5 %), ändern sich die $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen deutlich. Durch diese Veränderung verringert sich die spezifische $CO_{2,äq}$-Nettoemission bei der MVA im Basisszenario A von -0,04 Mg $CO_{2,äq}$/Mg OS auf -0,16 Mg $CO_{2,äq}$/Mg OS. Dies entspricht somit einer deutlich erhöhten Klimaentlastung durch die thermische Verwertung infolge der Nutzungsgradsteigerungen. Ein deutlicheres Ergebnis zeigt die Betrachtung der absoluten Mengen. Hier verringert sich die Menge an $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen bei der MVA von -0,65 Mg $CO_{2,äq}$/a auf -2,79 Mg $CO_{2,äq}$/a.

Geht man demgegenüber davon aus, dass die gesamte Menge an erzeugten EBS infolge fehlender sonstiger Verwertungsmöglichkeiten (z.B. Braunkohlekraftwerke) in MVA verwertet werden müsste, ergibt sich ebenfalls ein deutlich anderes Ergebnis. Für das Basisszenario A ergeben sich so spezifische $CO_{2,äq}$-Nettoemission von -0,06

Mg $CO_{2,äq}$/Mg OS. Diese liegen deutlich über den berechneten Werten mit den EBS-Verwertungswegen von 2006 (-0,15 Mg $CO_{2,äq}$/Mg OS) und nahezu identisch mit den $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen aus derzeitigen MVA (-0,04 Mg $CO_{2,äq}$/Mg OS).

Zukünftig kann eine direkte Behandlung von Abfällen in MVA zu einer höheren Klimaentlastung führen, unter der Voraussetzung einer Erhöhung der energetischen Nutzungsgrade in MVA einerseits und fehlender EBS-Verwertungskapazitäten beispielsweise in Kohlekraftwerken (Briese et al., 2009) andererseits. Ursachen für eine stagnierende Verwertungskapazität in Kohlekraftwerken sind vor allem Korrosionseffekte, die auf einem erhöhten Chloreintrag in das Verbrennungssystem führen [Rotter et al., 2007; Schirmer et al., 2007].

Im Zeitraum zwischen 2006 bis 2009 war eine solche Tendenz erkennbar. Da noch im Betrachtungsjahr 2006 zahlreiche MBA in Betrieb gegangen sind und so die Menge an EBS in den folgenden Jahren stark anstieg. Die Verwertungskapazitäten in den EBS-Kraftwerken waren jedoch ebenfalls durch einen Zuwachse gekennzeichnet, nicht jedoch für in Kohlekraftwerken und Zementwerken.

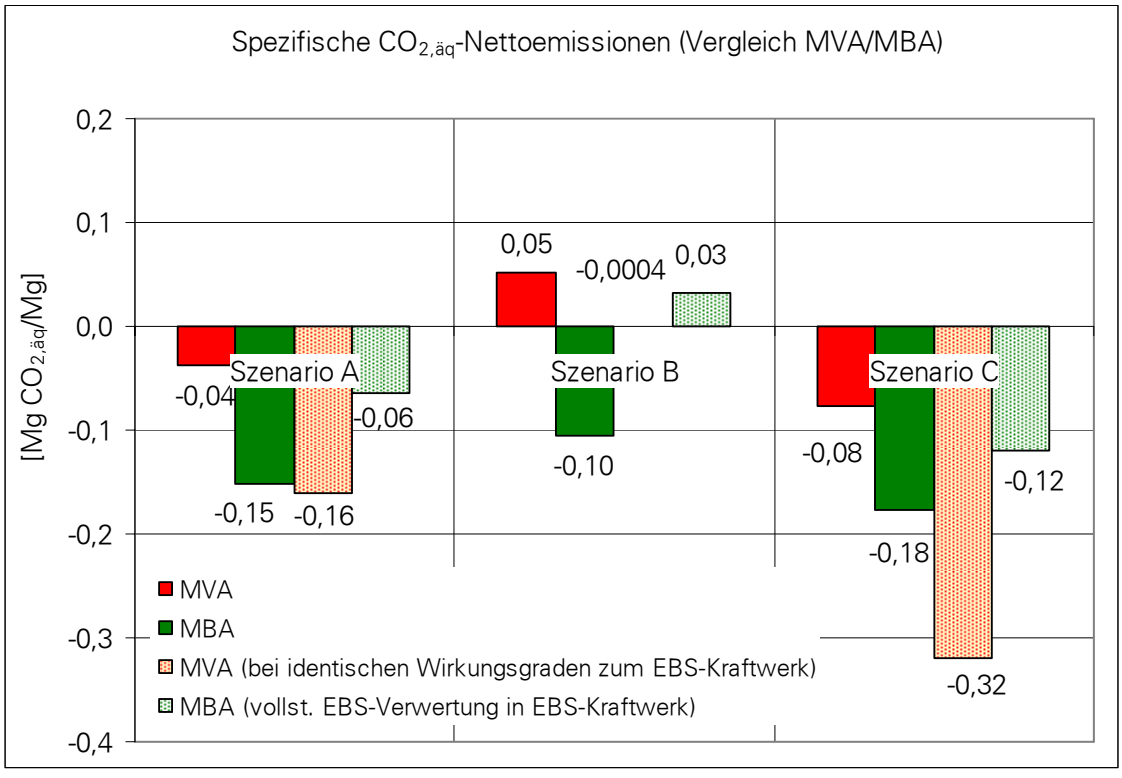

Abbildung 78: Vergleich spezifischer $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen aus MVA/MBA 2006 (bezogen auf abgegebene Energie)

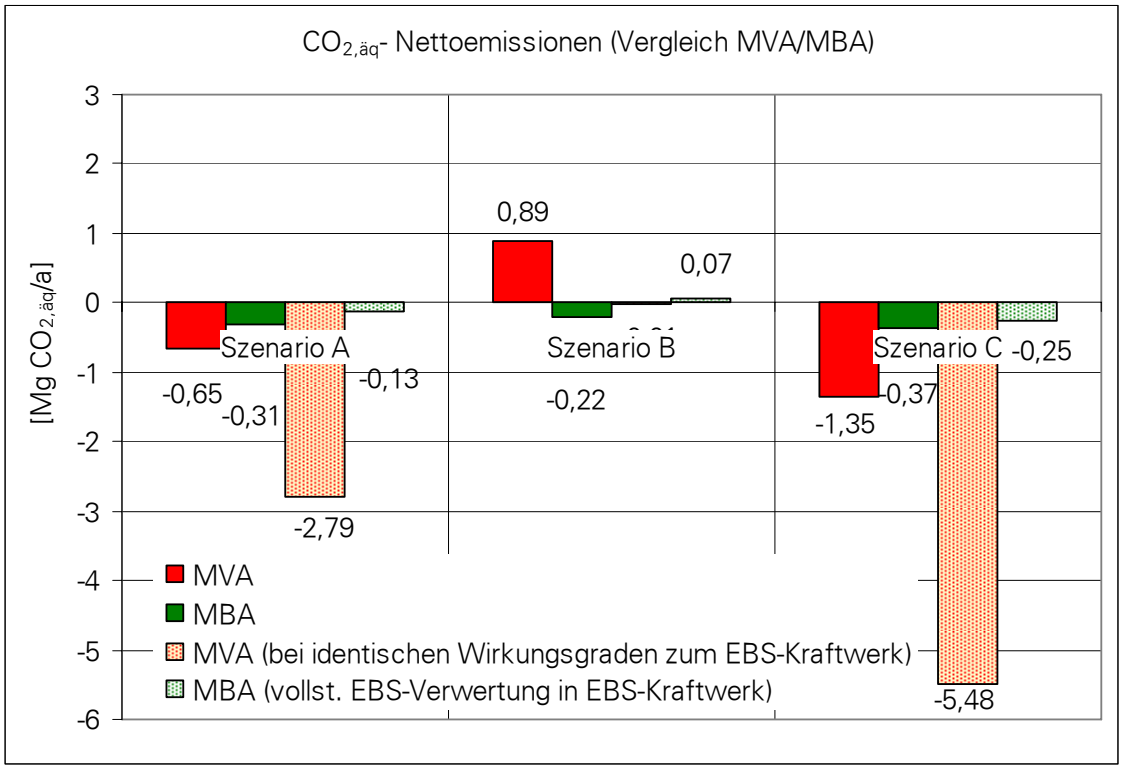

Abbildung 79: Vergleich der $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen aus MVA/MBA 2006 (bezogen auf abgegebene Energie)

6.8 Gesamtergebnis der Bilanzierung

In den folgenden Tabellen 29 und 30 sind für alle betrachteten Prozesse die erzeugten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen sowie die durch Energieerzeugung bzw. Primärbrennstoffsubstitution eingesparten klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen dargestellt. Dabei gilt zu beachten, dass hier die Emissionen durch verbrannte Mengen an MBA-SR und EBS komplett der MBA zugeordnet wurden, um eine Doppelbilanzierung zu vermeiden.

Die Deponien erzeugen mit ca. 9 Mio. Mg/a mit Abstand die höchsten freigesetzten $CO_{2,äq}$-Emissionen gefolgt von der MVA mit ca. 6,5 Mio. Mg/a und der MBA mit ihren Nachfolgeprozessen von etwas mehr als 2 Mio. Mg/a (vgl Tab. 29). Die erzeugten Mengen bei der Vergärung (Methanfreisetzung) und der Altholzverbrennung (Stützfeuerung) sind marginal. Bei der Substitution von Regelbrennstoffen durch Klärschlamm werden keine direkten klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen erzeugt. Die Un-

terschiede in den Szenarien A-C bei der Vergärung und der MBA liegen in der Bilanzierung der benötigten Fremdenergie, die hier importiert wurde und mit unterschiedlichen Emissionsfaktoren behaftet ist. In Summe werden klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen von nahezu 18. Mio. Mg/a freigesetzt.

Tabelle 29: Klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit Energieerzeugung

Abfallwirtschaftliche Maßnahme	**$CO_{2,äq}$-Erzeugung** [Mio. Mg $_{CO2,äq}$/a]		
	Szenario		
	A	B	C
Deponie	9,01		
Vergärung	0,01	0,01	0,01
Altholzverbrennung	0,01		
Klärschlämmen in Zementwerk	0		
Klärschlämmen in Kohlekraftwerk	0		
MBA	2,24	2,19	2,28
MVA	6,56		
Summe	17,83	17,78	17,87

Die Einsparungen an klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen sind gemäß Tabelle 30 mit 5,6 - 7,9 Mio. Mg/a durch die MVA am größten, da hier die größte Menge an Energie erzeugt beziehungsweise abgegeben wird. Die MBA mit ihren Folgeprozessen (z.B. EBS-Kraftwerke) folgen mit 3 - 3,6 Mio. Mg/a. Geringere Mengen von jeweils weniger als 1 Mio. Mg/a werden durch Deponiegasnutzung, durch Nutzung von Biogas und durch Substitution von Regelbrennstoffen in Zementwerken und Kohlekraftwerken eingespart. In Summe werden je nach angesetzten Substitutionsszenario zwischen 10,5 und 14,1 Mio. Mg an klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen eingespart.

Tabelle 30: Einsparung an $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieabgabe abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit Energieerzeugung

Abfallwirtschaftliche Maßnahme	**$CO_{2,äq}$-Einsparung** [Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a]		
	Szenario A	Szenario B	Szenario C
Deponie	0,94	0,63	1,15
Vergärung	0,1	0,07	0,12
Altholzverbrennung	0,39	0,26	0,48
Klärschlämmen in Zementwerk	0,1		
Klärschlämmen in Kohlekraftwerk	0,82		
MBA	0,96	0,86	1,04
MVA	7,21	5,67	7,90
Gesamt	12,89	10,49	14,14

In Tabelle 31 sind die berechneten $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen der betrachteten Entsorgungswege für das Jahr 2006 zusammengefasst. Aufgrund des freigesetzten Methans durch Deponien und des entsprechenden Umrechnungsfaktors des Treibhausgaspotenzials von Methan zu Kohlenstoffdioxid von 21 resultieren $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen von ca. 8 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a.

Bei der Vergärung, der energetischen Altholzverwertung und der mechanisch-biologischen Behandlung und anschließender Energieerzeugung aus den Produkten, können je nach Substitutionsszenario und Behandlungsverfahren, geringe CO_2-Einsparungen von bis zu ca. 1,3 Mio. Mg/a erzielt werden.

Die Mitverbrennung von Klärschlämmen und deren Substitution fossiler Energieträger bewirkt eine Einsparung von etwa 0,92 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a.

Insgesamt wurden durch die Behandlung von Abfällen und deren energetische Verwertung, abhängig vom angesetzten Substitutionsszenario, zwischen ca. 3,8 und 7,3 Mio. Mg an $CO_{2,äq}$-Emissionen freigesetzt. Die Deponie sorgt dabei mit ca. 8 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a für die größten Belastungen. Der Einsatz von Klärschlämmen in Kohlekraftwerken, sowie die MVA und die MBA sorgen für Entlastungen von jeweils ca. 1 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a. Die geringen Entlastungen von jeweils weniger als 0,5 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a durch Vergärung, Altholzverbrennung und der Einsatz von Klärschlämmen in Zement-

werken hat nur eine geringe Bedeutung. Tabelle 31 fasst die Ergebnisse der Studie zusammen.

Tabelle 31: $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit Energieerzeugung

Abfallwirtschaftliche Maßnahme	**$CO_{2,äq}$-Nettoemissionen**		
	[Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a]		
	Szenario A	Szenario B	Szenario C
Deponie	8,07	8,38	7,86
Vergärung	-0,09	-0,06	-0,11
Altholzverbrennung	-0,39	-0,26	-0,48
Klärschlämme in Zementwerk	-0,10	-0,10	-0,10
Klärschlämme in Kohlekraftwerk	-0,82	-0,82	-0,82
MBA	-1,09	-0,75	-1,28
MVA	-0,65	0,89	-1,35
Gesamt	4,93	7,28	3,72

7 Vergleich der Ist-Stand-Analyse mit dem Basisszenario 1990

Schwerpunkt der folgenden Ausführungen ist ein Vergleich des in Kapitel 5 erarbeiteten Ist-Standes des Beitrages der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz auf Grundlage der Nutzung des biogenen Anteils mit einem Basisszenario, welches es ermöglicht, den Fortschritt dieses Sektors zu quantifizieren, qualitativ einzuordnen und zu bewerten.

Als Basisszenario dient der Stand der Abfallwirtschaft im Jahr 1990. Im Jahr 1990 waren grundlegend drei Entsorgungsverfahren vorherrschend: die Ablagerung von Abfällen auf Deponien, die thermische Behandlung von Abfällen in Müllverbrennungsanlagen sowie die biologische Behandlung von Abfällen durch Kompostierung.

Für einen Vergleich des Beitrages der Abfallwirtschaft durch die Nutzung des biogenen Anteils im Abfall zur Energieerzeugung werden auch im Basisszenario nur die Entsorgungsverfahren und Abfallstoffströme betrachtet, die Prozesse der Energieerzeugung beinhalten. Dazu zählen bezüglich des Basisszenarios die Entsorgungswege der thermischen Abfallbehandlung in MVA sowie die Deponierung von Abfällen sofern von einer energetischen Nutzung des Deponiegases ausgegangen werden kann.

Im Folgenden werden beide Entsorgungswege für das Bezugsjahr 1990 bilanziert und das Gesamtergebnis mit dem Ist-Stand für das Jahr 2006 verglichen.

7.1 Bilanzierung der Deponierung im Jahr 1990

Die CO_2-Bilanzierung der Deponieablagerung für das Jahr 1990 beruht auf Daten aus dem Nationalen Inventarbericht zum deutschen Treibhausgasinventar 2008 [NIR, 2008], welchem zum einen der erfasste Deponiegasvolumenstrom für das Jahr 1990 als auch die im Jahr 1990 auf deutschen Deponien emittierte Methanmenge abzüglich des Anteils durch die Methanoxidation in der Oberflächenabdichtung zu entnehmen sind. Die Daten beruhen wie bereits in Kapitel 5 beschrieben auf Deponiegasprognosen der FOD-Methode.

Die Bestimmung des Anteils des energetisch genutzten Deponiegases am insgesamt erfassten Deponiegas ist für das Basisszenario mit einigen Schwierigkeiten verbunden,

da im Jahr 1990 nur wenige Daten zur Deponierung aus den Neuen Bundesländern vorliegen und daher der Anteil für Deutschland nur grob abgeschätzt werden kann. Aus dem nationalen deutschen Inventarbericht [NIR, 2008] ist zu entnehmen, dass im Jahr 1993 ca. 35 % der Deponien an einer Gasfassung angeschlossen sind und die Effizienz der Gasfassung auf diesen Deponien im Jahr 1990 ca. 45 % betrugen. Für das Jahr 1990 wird daher angenommen, dass ca. 84,25 % der erzeugten Methanmenge durch Deponien in die Atmosphäre emittiert werden. Im Bezugsjahr 2006 betrug die Menge ca. 43 %.

In Tabelle 32 sind die für die Bilanzierung notwendigen Daten zur gebildeten und emittierten Methanmenge auf deutschen Deponien für das Jahr 1990 zusammengefasst.

Tabelle 32: Basisdaten Deponiegas 1990 [NIR 2008]

	1990	**2006**
Methanbildung [Mg CH_4/a]	2.169.000	1.107.000
Methanmenge gefasst [MgCH_4/a] unter Einbezug der Deponiegasfassungsrate sowie der Effizienz der Gasfassung	341.617	630.990
Emittierte Methanmenge [Mg CH_4/a] abzüglich 10 % durch Methanoxidation in der Oberflächenabdichtung	1.644.645	428.400

Die emittierten Methangasmengen multipliziert mit dem Global Warming Potential (=21 für Methan) ergeben freigesetzte, klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen für 1990 von ca. 34,538 Mio. Mg/a. Die geringen Mengen an Methanschlupf über die verwerteten Mengen im BHKW werden hier vernachlässigt. Für das Jahr 2006 wurden in Kapitel 5.2.1.2 bereits freigesetzte fossile $CO_{2,äq}$-Emissionen von 9,01 Mio. Mg/a berechnet.

Lediglich 15,75 % (341.617 Mg/a) der entstandenen Methanmenge wurde im Jahr 1990 in BHKW genutzt. Mittels dieser Methangasmenge erfolgt die Berechnung der CO_2-Gutschrift durch Energiesubstitutionsprozesse durch Verstromung des Deponiegases in BHKW ($\eta_{elektr.}$=35 %) (vergleiche Kapitel 5), deren wichtigste Schritte in der anschließenden Tabelle 33 zusammengefasst sind. Zur Berechnung der eingesparten Emissionen wird der Emissionsfaktor des Szenario A mit 0,886 Mg $CO_{2,äq}$/MWh herangezogen.

Tabelle 33: $CO_{2,äq}$-Emissionsminderung Deponie (1990)

Gefasste Methanmenge [Mg/a]	341.617
Gefasste Methanmenge [Mio. m³/a]	163,5
Erzeugte $E_{elektr.}$ [MWh/a]	572.249
Eingesparte CO_2-Emissionen [Mg $CO_{2,äq}$/a]	507.012

Für das Szenario B errechnet sich mit dem Strommixfaktor für 1990 von 0,727 Mg $CO_{2,äq}$/MWh [UBA, 2008d] eine Entlastung von ca. 0,42 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a und für das Szenario unter Verwendung des Braunkohlestromfaktors von 1,088 Mg $CO_{2,äq}$/MWh eine Entlastung von ca. 0,62 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a.
Im Vergleich dazu werden im Jahr 2006 je nach Substitutionsszenario Einsparungen in Höhe von 0,63 - 1,15 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a erreicht.
In der Tabelle 34 sind für die Jahre 1990 und 2006 sowie die entsprechenden Zusatzeinsparungen an Netto-$CO_{2,äq}$-Emissionen unter Beachtung der drei Substitutionsszenarien dargestellt.

Tabelle 34: $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen durch Deponien 1990, 2006 und im Vergleich

Netto-CO_2-Belastung [Mio. $CO_{2,äq}$/a]	**Szenario A**	**Szenario B**	**Szenario C**
1990	34,03	34,12	33,45
2006	8,07	8,38	7,86
Zusatzeinsparung	25,96	25,59	25,74

Man erkennt, dass durch Deponien im Zeitraum zwischen 1990 und 2006 zwischen 25,59 und 25,96 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a zusätzlich eingespart wurden. Dies entspricht einer Verringerung von mehr als 75 %. Es sei hier angemerkt, dass ein Vergleich der Szenarien A bzw. C zwischen 1990 und 2006 auf gleichen Emissionsfaktoren beruht. Diese Emissionsfaktoren haben sich im Laufe der Jahre jedoch verändert, konnten im Rahmen dieser Studie jedoch nicht eruiert werden.

7.2 Bilanzierung der thermischen Abfallbehandlung in MVA im Jahr 1990

7.2.1 Mengen und Methodik

In diesem Kapitel sollen die Veränderungen der Abfallzusammensetzung und der damit freigesetzten fossilen CO_2-Emissionen, sowie die Veränderung der eingesparten fossilen CO_2-Emissionen durch Energieabgabe zwischen dem aktuellen Stand 2006 und 1990 verglichen werden. Neben der verwerteten Menge (1990: 8,8 Mio. Mg [DESTATIS, 1994] beziehungsweise 2006: 17,4 Mio. Mg [Treder, 2008]) änderte sich nicht nur der MVA-Input, sondern auch die Zusammensetzung der verschiedenen MVA-Inputmaterialien. Abbildung 80 zeigt die Zusammensetzung des MVA-Input aus dem Jahr 1990.

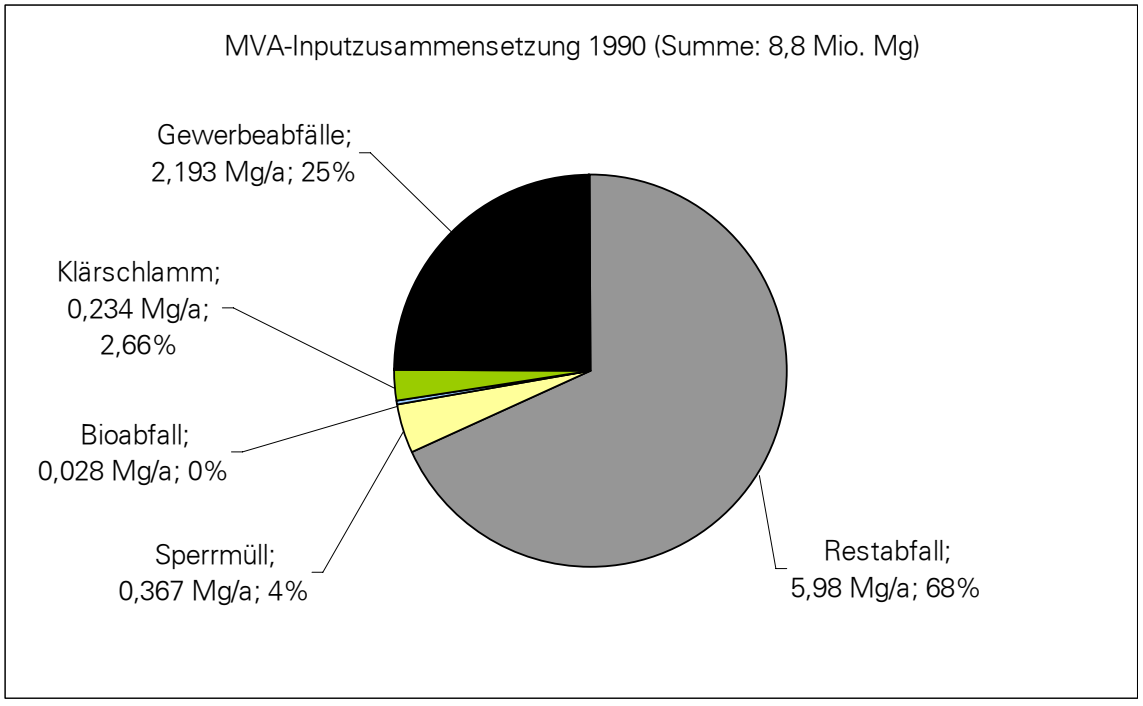

Abbildung 80: Zusammensetzung des MVA-Input 1990 [DESTATIS, 1994]

7.2.2 Klimarelevante CO_2-Emissionen

Analog der in Kapitel 5.2.5 dargestellten Vorgehensweise lassen sich die relevanten Emissionsfaktoren und somit die im Jahr 1990 emittierten Mengen an freigesetzten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen berechnen.
Basis der Berechnungen ist wiederum die Zusammensetzung des MVA-Input. Die Zusammensetzung der Abfallarten wurde für das Jahr 1990 im Rahmen dieser Studie berechnet (siehe Begleitheft). Die zu Grunde gelegten Werte sind in Tabelle 35 zusammengefasst.

Tabelle 35: Zusammensetzung relevante MVA-Inputmaterialien aus dem Jahr 1990

Einzelfraktion	**Restabfall**	**Sperrmüll**	**Gewerbeabfall**
	[Gew.- % OS]		
Organik	33,1	1,0	23,7
Holz	1,8	45,7	3,2
Textilien	2,5	7,3	4,6
Mineralien	3,8	1,6	13,6
Verbunde	4,9	15,9	3,0
Schadstoffe	0,5	0,0	0,0
Stoffe a.n.g.	6,0	13,7	13,6
Feinfraktion < 10mm	12,1	1,1	0,0
Fe/NE-Metalle	3,5	4,8	3,6
PPK	16,3	2,3	19,7
Glas	8,8	0,2	7,4
Kunststoffe	6,7	6,4	7,6
Summe	100,0	100,0	100,0

Anhand der nachfolgenden Abbildung 81 kann festgestellt werden, dass neben der relativen Abnahme des Organikanteils um etwa 4 Gew.- % (30,6 Gew.- % OS auf 26,3 Gew.- % OS), ein relativer Anstieg der Kunststofffraktion um circa 4 Gew.- % (6,7 Gew.- % OS auf 10,6 Gew.- % OS stattfand. Diese Veränderungen haben Auswir-

kungen auf den Emissionsfaktor aber auch auf die erzeugten Energiemengen als Folge der Heizwertänderung.

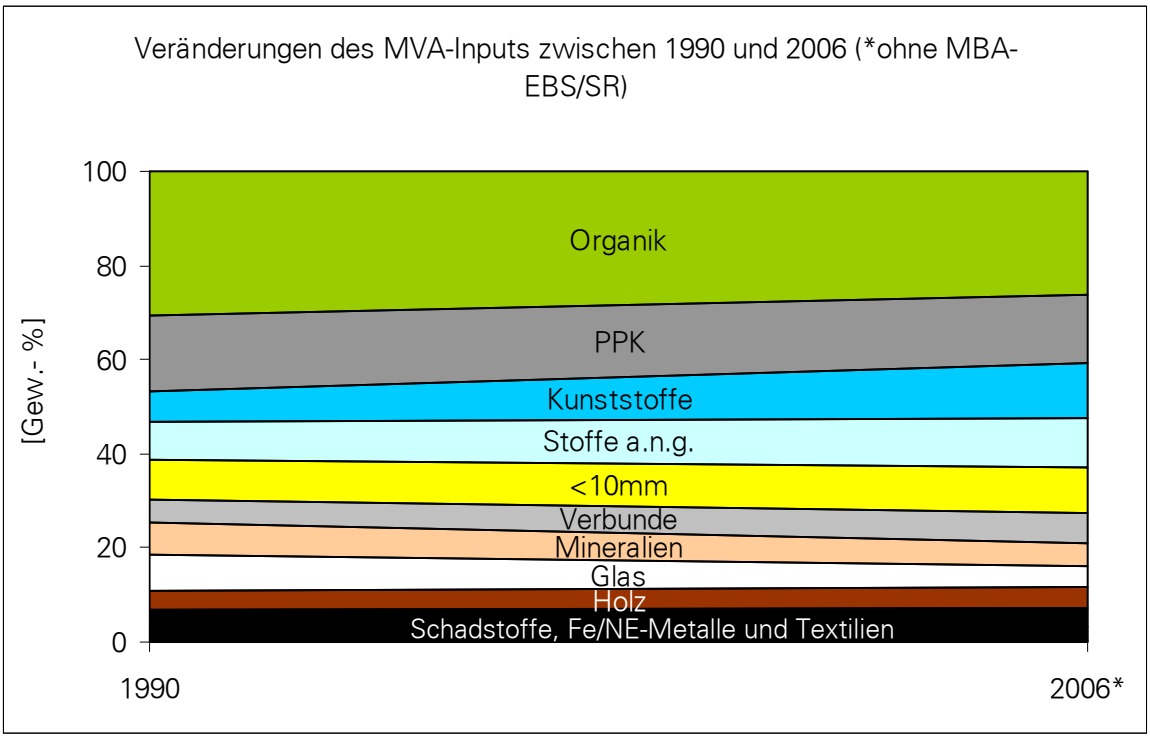

Abbildung 81: Veränderungen der MVA-Inputzusammensetzung

Die Auswirkung der genannten Veränderungen auf den biogenen Anteil in den Abfallfraktionen im MVA-Input zeigt Abbildung 82. Hieraus wird deutlich, dass der biogene Anteil von 64,7 Gew.- % OS um etwa 1 Gew.- % auf 63,9 Gew.- % OS sinkt. Bei der Berechnung der biogenen Anteile wurden hier die fraktionsspezifischen, biogenen Anteile aus dem Jahr 2006 verwendet.

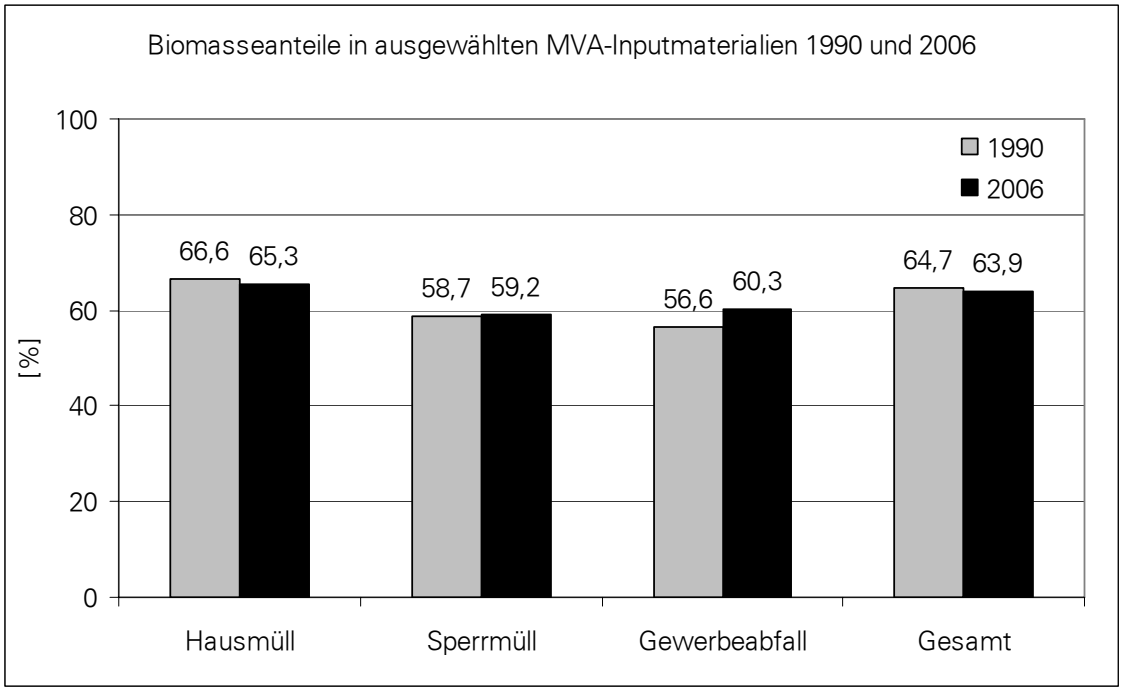

Abbildung 82: Änderung des Anteils der Biomasse in den Abfallarten im MVA-Input in den Jahren 1990 und 2006

Neben der Veränderung des Biomasseanteils wurde eine Veränderung des Gesamtkohlenstoffanteils ermittelt. Als fraktionsspezifische Kohlenstoffgehalte wurden dabei die in Tabelle 18 dargestellten Werte für Abbildung 83 genutzt. Durch die Erhöhung insbesondere des Kunststoffanteils im Gewerbeabfall wurde hier eine Erhöhung des Gesamtkohlenstoffgehaltes von 0,23 kg C/kg Gewerbeabfall auf 0,28 kg C/kg Gewerbeabfall festgestellt.

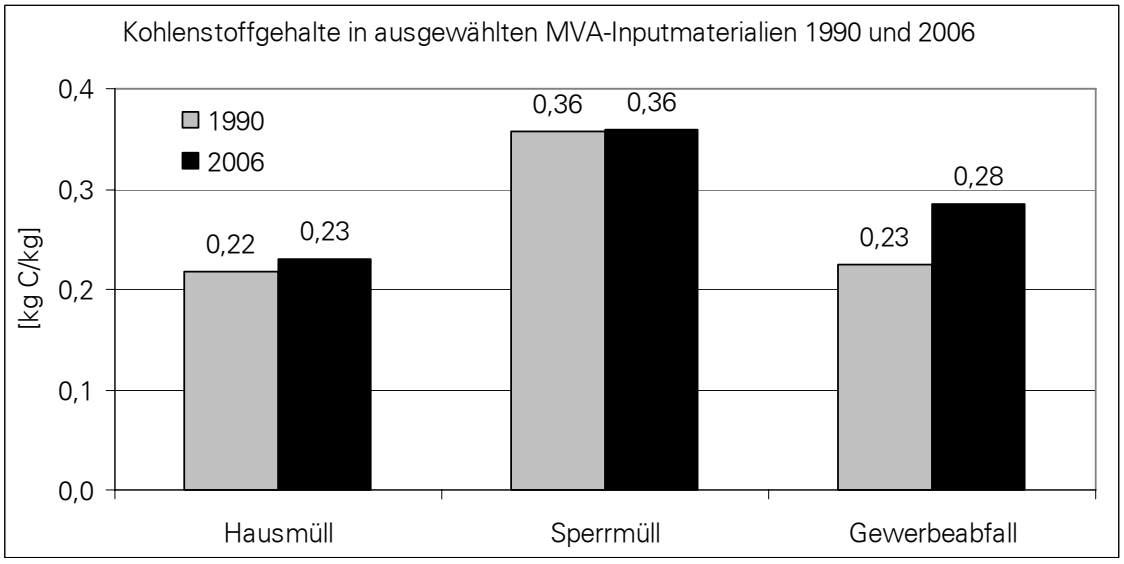

Abbildung 83: Veränderung des Gesamtkohlenstoffanteils in ausgewählten Materialien des MVA-Input in den Jahren 1990 und 2006

Analog zum Gesamtkohlenstoffgehalt lässt sich eine Erhöhung der fossilen Kohlenstoffanteile mit der Erhöhung der Kunststoff- und Verbundfraktion feststellen. In der nachfolgenden Abbildung 84 sind die abfallspezifischen fossilen Kohlenstoffanteile der Jahre 1990 und 2006 gegenübergestellt.

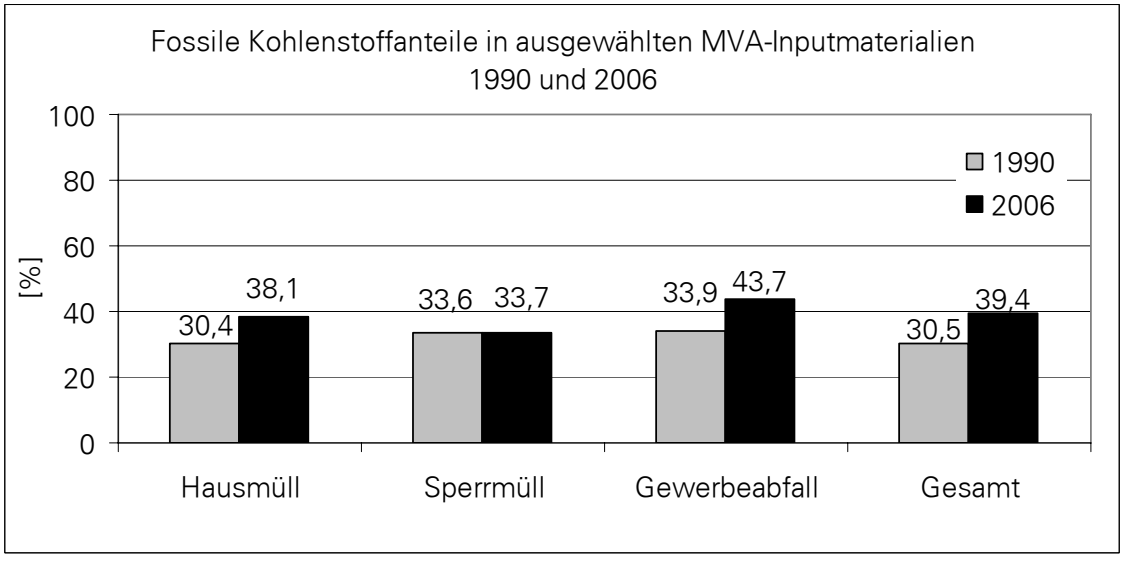

Abbildung 84: Veränderung des fossilen Kohlenstoffanteils in ausgewählten Materialien des MVA-Input in den Jahren 1990 und 2006

Die spezifischen freigesetzten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen für die Behandlung des MVA-Input (vergl. Abbildung 85) sind in den Jahren 1990 bis 2006 von 0,25 auf 0,38 Mg $CO_{2,äq}$-Emissionen/Mg MVA-Input angestiegen. Ursache für die Erhöhung ist der deutlich erhöhte Kunststoffanteil insbesondere im Restabfall (6,7 auf 9,2 Gew.- % OS) und im Gewerbeabfall (7,6 auf 14,8 Gew.- % OS).

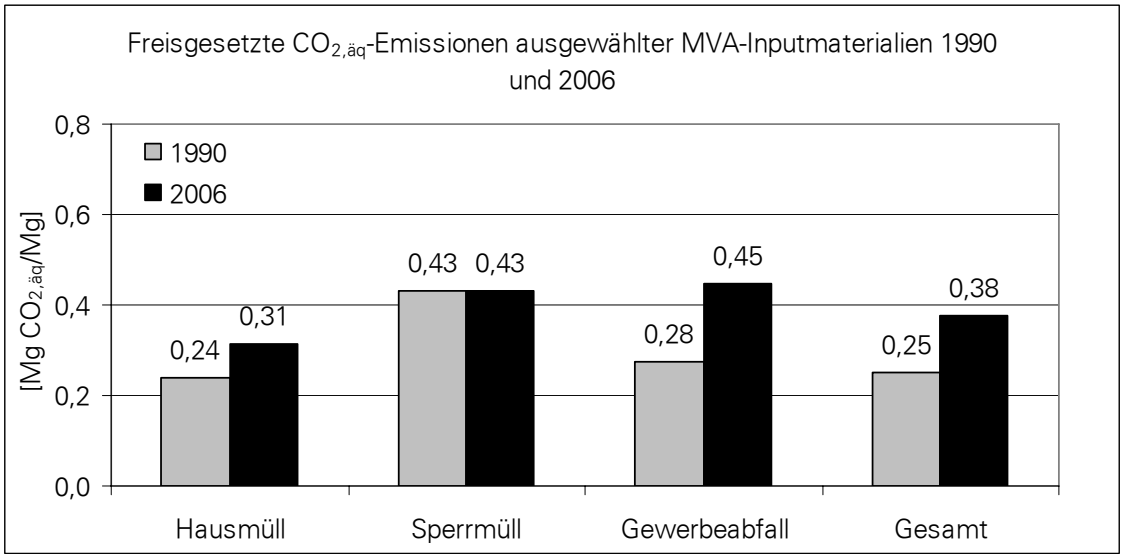

Abbildung 85: Veränderung der spezifischen freigesetzten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen des MVA-Input in den Jahren 1990 und 2006

Mit den Inputmengen [DESTATIS, 1994] von 8,8 Mio. Mg in deutsche MVA für das Jahr 1990 ergeben sich durch Multiplikation mit den berechneten CO_2-Emissionsfaktoren die freigesetzten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen zu 2,2 Mio. Mg $CO_{2,äq}$-Emissionen. Bei der Berechnung der freigesetzten klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen wurde davon ausgegangen, dass zusätzliche Emissionen durch die Verbrennung von Heizöl zur Stütz- und Anfahrfeuerung freigesetzt wurden. Dabei wurde, wie für das Jahr 1990, von einem Heizölverbrauch von 0,8 % der Feuerungswärmeleistung ausgegangen. 1990 sind MVA erfahrungsgemäß nicht mit katalytisch unterstützten Entstickungssystemen ausgerüstet gewesen und die nötige Aufheizung der Rauchgase entfiel. Es wurden daher 1990 keine nennenswerten zusätzlichen freigesetzten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen durch die Verwendung von Erdgas erzeugt.

7.2.3 $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieerzeugung (Gutschriften durch Primärenergiesubstitution)

Im Jahr 1990 wurden durch MVA 2,14 Mio. MWh Strom produziert [Thomè-Kozmiensky, 1994]. Zahlen zu abgegebenen Strommengen liegen nicht vor, der Stromeigenbedarf der Anlagen wird auf ca. 1 Mio. MWh/a geschätzt. Die abgegebenen Strommengen belaufen sich daher auf ca. 1,1 Mio. MWh/a. Die abgegebenen Wärmemengen belaufen sich auf ca. 3,79 Mio. MWh [Thomè-Kozmiensky, 1994] im Jahr 1990, die erzeugten Wärmemengen werden auf 5 Mio. MWh geschätzt. Der Strommixfaktor für das Jahr 1990 ist 0,727 Mg $CO_{2,äq}$/MWh [UBA, 2008d], der Wärmemixfaktor geschätzte 0,25 Mg $CO_{2,äq}$/MWh. Werden die abgegebenen Energiemengen zu Grunde gelegt, ergeben sich für die Szenarien A bis C für das Jahr 1990 folgende Mengen an eingesparten fossilen $CO_{2,äq}$-Emissionen.

Tabelle 36: $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieerzeugung

	durch Strom	**durch Wärme**	**Gesamt - $CO_{2,äq}$**
	[Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a]		
Szenario A	-0,97	-0,88	-1,85
Szenario B	-0,8	-0,95	-1,75
Szenario C	-1,2	-0,82	-2,02

Die Einsparungen an klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen beliefen sich somit im Jahr 1990 je nach Szenario zwischen 1,75 und 2,02 Mio. Mg/a. Im Vergleich dazu stehen die Mengen aus dem Jahr 2006 die sich auf 5,67 - 8,12 Mio. Mg $CO_{2,äq}$ belaufen.

7.2.4 Gesamtbetrachtung für MVA

Analog der Berechnung der Nettoemissionen im Jahr 2006 wurden diese für das Jahr 1990 bestimmt. Legt man das Substitutionsszenario A zugrunde ist eine Verringerung der eingesparten Netto-$CO_{2,äq}$-Emissionen (vergleiche Abbildung 86) zu erkennen. Es ist eine Steigerung an eingesparten fossilen $CO_{2,äq}$-Emissionen zwischen 1990 und 2006 zu verzeichnen.

Dies liegt zum einen an dem höheren Abfalldurchsatz (steigt von 8,8 auf 17,4 Mio. Mg/a mit leichter Erhöhung des Heizwertes) bei einem höheren spezifischen CO_2-Emissionsfaktor (steigt von 0,254 auf 0,377 Mg $CO_{2,äq}$/Mg MVA-Input) und zum anderen an der deutlichen Steigerung der Energieeffizienz. Die pro Mg Abfall abgegebenen Energiemengen konnten von 1990 bis 2006 deutlich erhöht werden. Somit sanken trotz einer Verdreifachung der freigesetzten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen die $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen um ca. 1 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a.

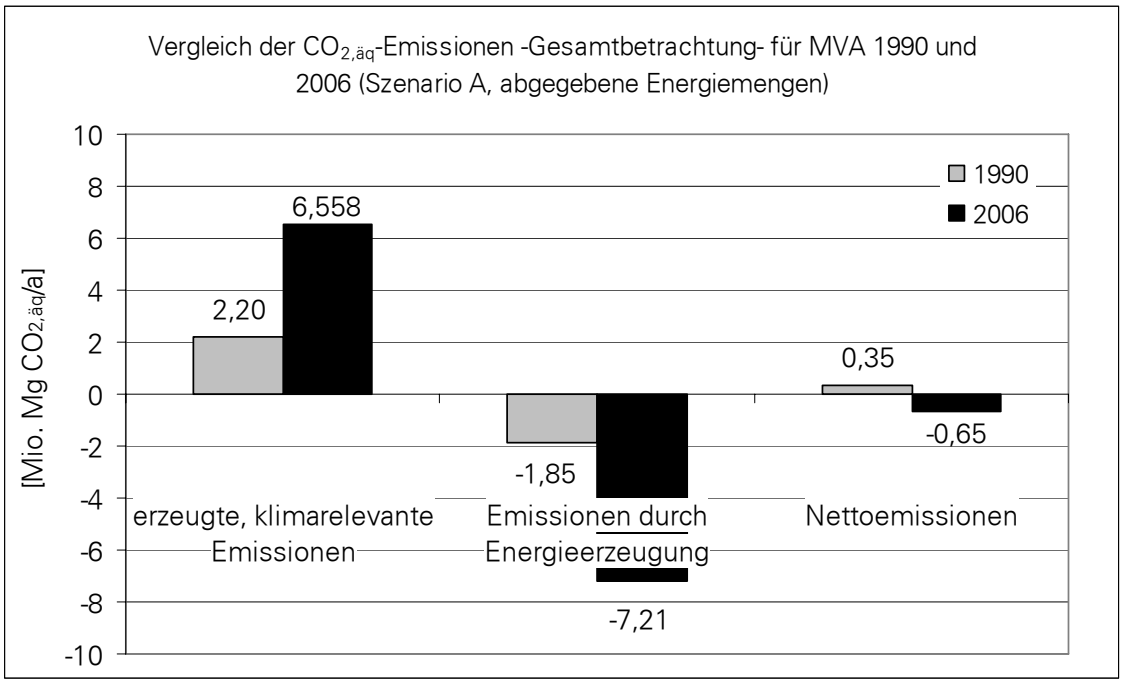

Abbildung 86: Vergleich der $CO_{2,äq}$-Emissionen für MVA in den Jahren 1990 und 2006 für Szenario A (Strommix mit einem Emissionsfaktor von 0,886 kg $CO_{2,äq}$/kWh sowie Wärmemix mit 0,232 kg $CO_{2,äq}$/kWh)

Für die Szenarien B und C errechnen sich für das Jahr 1990 bei Ansatz von abgegebenen Energiemengen $CO_{2äq}$-Nettoemissionen von 0,45 und 0,18 Mio. Mg/a. In der Tabelle 35 sind für die Jahre 1990 und 2006 die Zusatzeinsparungen an Netto-$CO_{2,äq}$-Emissionen unter Beachtung der drei Substitutionsszenarien dargestellt.

Tabelle 37: $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen durch MVA 1990, 2006 und im Vergleich

Netto-CO_2-Emissionen [Mio. $CO_{2,äq}$/a]	**Szenario A**	**Szenario B**	**Szenario C**
1990	0,35	0,45	0,18
2006	-0,65	0,89	-1,35
Zusatzeinsparung	1	0,44	1,53

Es wird darauf hingewiesen, dass ein Vergleich der Szenarien A bzw. C zwischen 1990 und 2006 auf gleichen Emissionsfaktoren beruht. Diese Emissionsfaktoren haben sich im Laufe der Jahre aber ebenfalls geändert, konnten im Rahmen der vorliegenden Studie jedoch nicht eruiert werden.

7.3 Zusammenfassung der Bilanzierung des Basisszenarios 1990 sowie Vergleich mit dem IST-Stand 2006

Im Jahr 1990 haben nur die Deponierung, die Müllverbrennung und die Kompostierung für nennenswerte klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen gesorgt. Die in dieser Studie betrachteten fossilen $CO_{2,äq}$-Mengen aus MVA und Deponierung betragen zusammen 36,78 Mio. Mg/a. Einsparungen durch Energiesubstitution konnten je nach Substitutionsszenario zwischen 2,17 und 2,77 Mio. Mg/a erzielt werden. Daraus berechnen sich je nach Substitutionsszenario folgende $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen für 1990:

- Szenario A: 34,42 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a
- Szenario B: 34,61 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a
- Szenario C: 34,01 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a

In Tabelle 31 wurden die Ergebnisse dieser Studie für das Bilanzjahr 2006 zusammengefasst. Demnach erfolgt eine Reduzierung der $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen je Szenario auf folgende Mengen:

- Szenario A: 4,93 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a
- Szenario B: 7,28 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a
- Szenario C: 3,72 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a

Die in den letzten Jahrzehnten in Deutschland eingeführten abfallwirtschaftlichen Maßnahmen, in erster Linie das Verbot der Deponierung von unbehandelten Abfällen und die verstärkte Deponiegasfassung, aber auch die stärkere energetische Nutzung von Abfällen, sowohl in MVA, als auch nach Aufbereitung in EBS-Kraftwerken oder als Substitution von Regelbrennstoffen in Zement und Kohlekraftwerken, haben die Erzeugung klimarelevanter $CO_{2,äq}$-Emissionen im Bereich der Abfallwirtschaft deutlich verringert. Die erzeugten klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen konnten je nach angesetzten Substitutionsszenario von über 34 Mio. Mg im Jahr 1990 auf 3,8 – 7,3 Mio. Mg im Jahr 2006 gesenkt werden. Dies entspricht einer Reduktion je nach Substitutionsszenario von 78 % bis zu 89 %.

8 Beitrag der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz in der EU 27

8.1 Bestimmung des biogenen Potenzials in kommunalen Abfällen und Entsorgungswege für weitere Staaten der Europäischen Union

8.1.1 Überblick über Aufkommen, Getrenntsammlung und Behandlung in der EU 27

8.1.1.1 Aufkommen

Das mittlere einwohnerspezifische Aufkommen an kommunalen Abfällen[4] in den 27 EU-Staaten stieg zwischen 1995 und 2000 jährlich um etwa 2 % an und stagnierte von 2000 bis 2006 bei etwa 520 kg/(E*a). Diese Tendenz leitet sich aus einem geringen Anstieg des Aufkommens vor allem in den bevölkerungsreichen EU-Staaten (Deutschland, Frankreich, Italien, Großbritannien) ab. Dennoch sind in einigen Staaten die kommunalen Abfallmengen mit durchschnittlich über 3 % pro Jahr angestiegen (Irland, Lettland, Malta, Slowakei).

Ein signifikanter Zusammenhang zwischen Dauer der EU-Mitgliedschaft und Steigerung des Abfallaufkommens ist nicht ableitbar. Ebenso ist kein Zusammenhang zwischen Stand des Aufkommens im Jahr 2000 und der Entwicklung des Aufkommens von 2000 bis 2006 erkennbar.

[4] Der Begriff des kommunalern Abfalls umfasst die Abfälle, die von EUROSTAT unter dem Begriff „Municipal Solid Waste" zusammengefasst werden. Der Begriff „Siedlungsabfall" umfasst die für diese Studie relevanten Fraktionen aus kommunaler Herkunft: Restabfall, PPK, Textilien, Kunststoffe, Glas, Metalle, Bioabfall, Sperrmüll, Andere, Verpackungen, Klärschlamm.

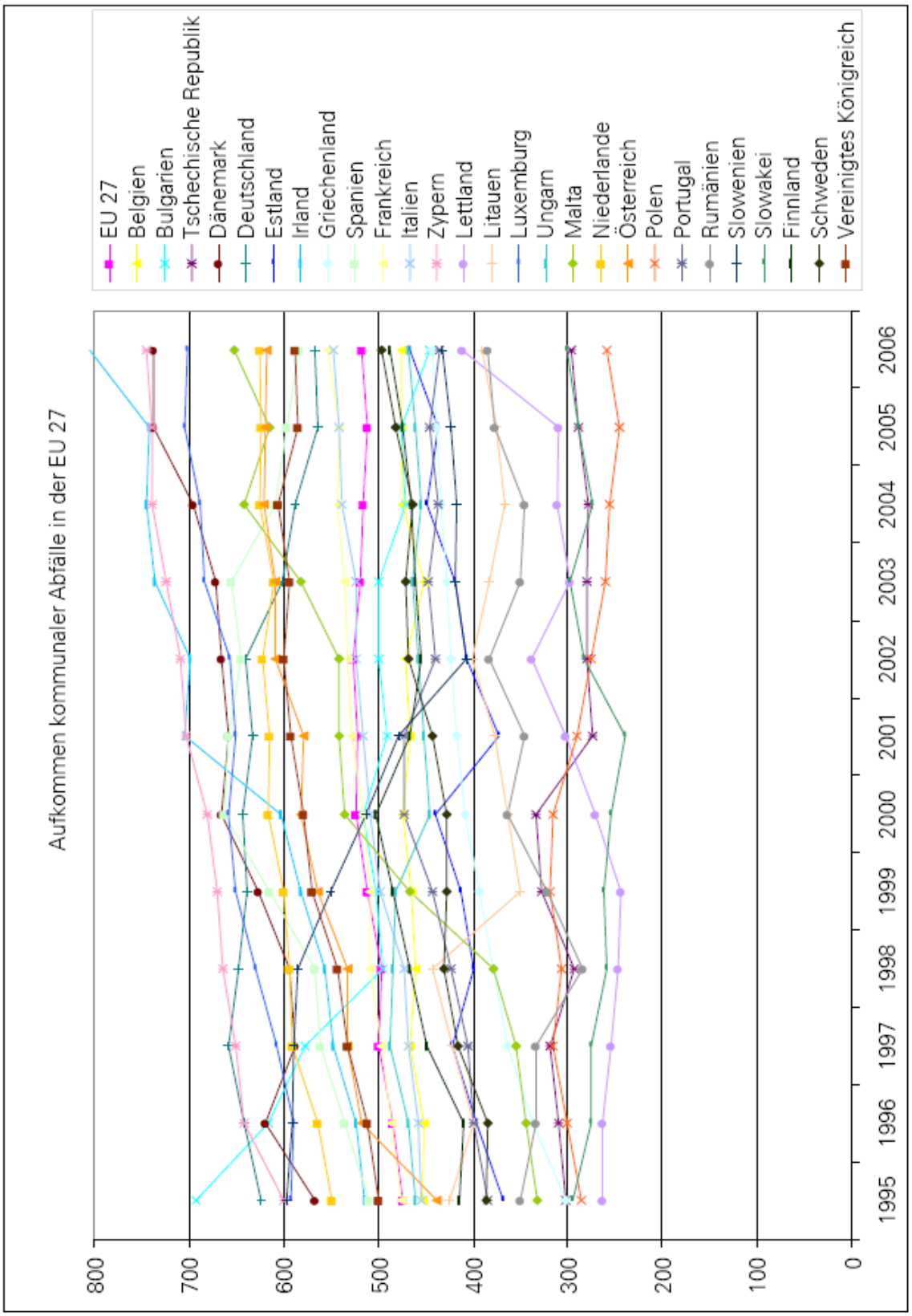

Abbildung 87: Aufkommen kommunaler Abfälle in der EU 27 [Eurostat, 1999-2006]

8.1.1.2 Getrenntsammlung

Die getrennt erfassten kommunalen Abfallmengen sind für 13 Staaten der EU vollständig und für 7 Staaten teilweise verfügbar. Für 7 Staaten lagen Daten entweder nicht für alle zu betrachtenden Abfallströme oder nicht aktuell vor. Das letzte Erfassungsjahr liegt je nach Staat zwischen 1999 und 2003. Aufgrund der relativ geringen Änderungen im Abfallaufkommen des Großteils der EU 27 sind die getrennt erfassten Abfallmengen trotz des unterschiedlichen Erfassungsjahres für eine grobe Bewertung hinreichend vergleich- und addierbar. Für eine detaillierte länderspezifische Ermittlung der $CO_{2,äq}$-Minderungspotenziale genügen die verfügbaren Daten in der Regel nicht.
Das Aufkommen für die EU 27 wurde aus den vorhandenen Erfassungsmengen mit Bezug auf die gesamte EU-Bevölkerung errechnet.

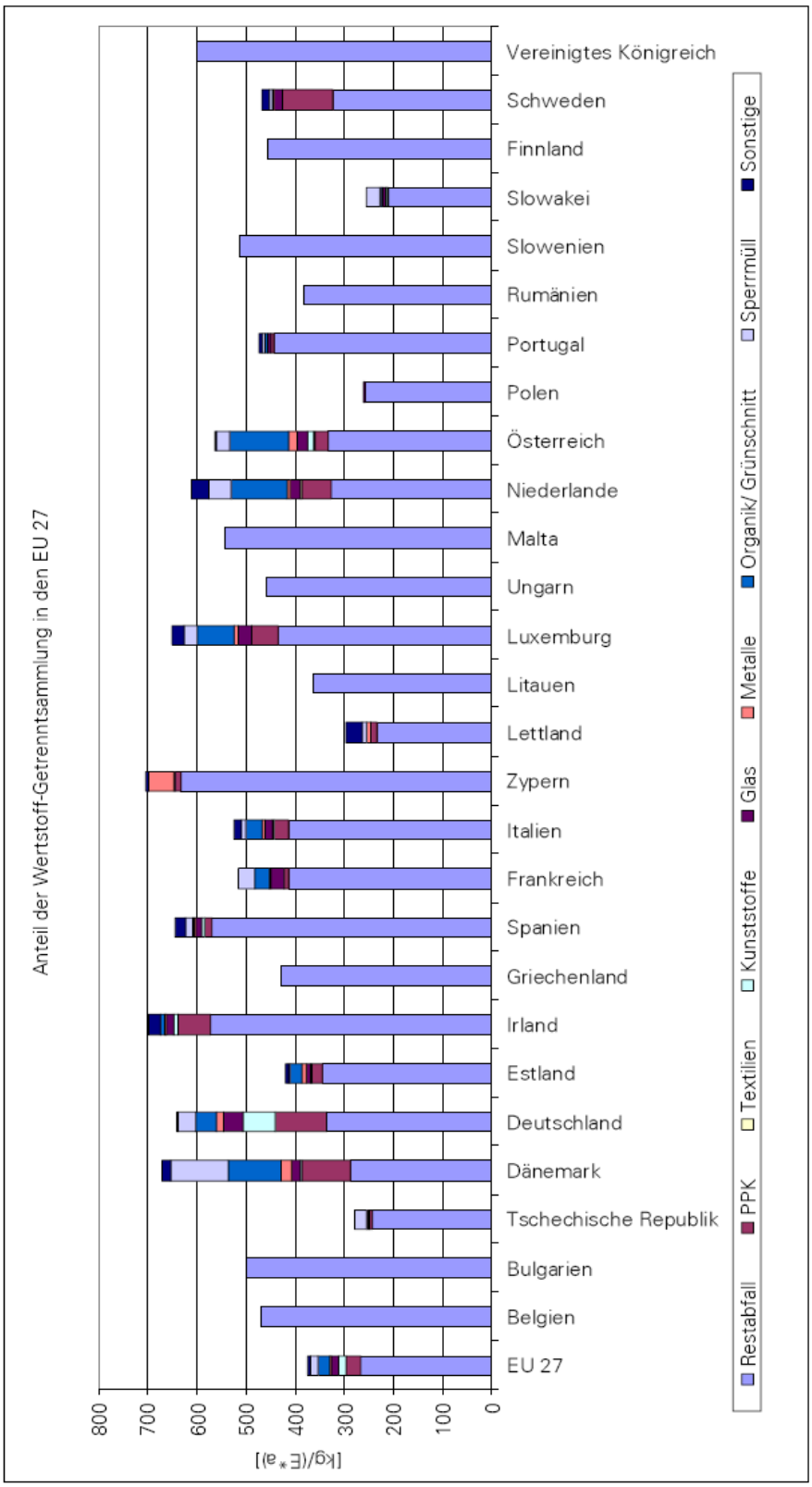

Abbildung 88: Restabfall und getrennt erfasste Abfallfraktionen in der EU 27 [eurostat, 1999-2006]

Der Anteil an, vom Restabfall getrennt erfassten, Abfallfraktionen beträgt maximal 57 % (Dänemark). Für die EU 27 wurde ein Anteil aller getrennt erfassten Abfallfraktionen von 21 % berechnet. Tendenziell wird in Staaten mit hohem personenspezifischen kommunalen Abfallaufkommen auch ein überdurchschnittlicher Anteil getrennt erfasst, z.B. in Dänemark (57 %), Deutschland (48 %), Niederlande (46 %), Luxemburg (33 %) und Österreich (41 %). Beispiele für Staaten mit hohem Abfallaufkommen bei gering getrennt gesammeltem Wertstoffanteil sind Spanien (12 %), Irland (18 %) und Zypern (10 %). Staaten mit geringem Abfallaufkommen und gering getrennt gesammelten Wertstoffanteil sind dahingegen die Tschechische Republik (14 %), Polen (1 %) und die Slowakei (18 %).
Summarisch gilt für die EU 27, dass die höchsten getrennt erfassten Abfallmengen mit hohem biogenen Anteil durch die Fraktionen Pappe/Papier/Kartonagen (5,9 %), Organik/Grünschnitt (4,3 %) und Sperrmüll (3,4 %) repräsentiert werden. Relevante nicht biogene Fraktionen sind Glas (2,9 %) und Kunststoffe (2,5 %).

8.1.2 Clusterung

Basierend auf der im vorangegangenen Kapitel dargestellten eingeschränkten Datenverfügbarkeit und im Interesse einer gezielten Bearbeitung und Beschreibung der nationalen Spezifika wurde auf eine detaillierte Darstellung für alle 27 EU-Staaten verzichtet. Um dennoch eine sinnvolle Vergleichsgrundlage zu den deutschen Daten zu bekommen, wurden die 27 EU-Staaten nach dem Stand der Umsetzung der „Landfill Directive“ [*Quelle: ETC/RWM working paper 2008/1 „Municipal waste management and greenhouse gases“] gruppiert. In den betrachteten EU-Mitgliedsstaaten finden vermehrt abfallwirtschaftliche Klimaschutzmaßnahmen ihre Anwendung. In Anlehnung an die „Landfill Directive“ der EU müssen bspw. alle neu errichteten Deponien innerhalb der europäischen Staaten bis 2009 eine Deponiegaserfassung besitzen. Des Weiteren muss der abgelagerte Anteil an biologisch abbaubaren Bestandteilen von Siedlungsabfällen bis 2009 auf 50 % des Anteils von 1995 minimiert werden.
Grundlage bildete der Erfüllungsstand des Jahres 2003. Jeweils ein Staat wurde stellvertretend aus jeder Gruppe für den Vergleich gemäß folgender Tabelle ausgewählt.

Tabelle 38: Clusterung der 27 EU-Staaten

Nr.	Cluster	Bemerkungen	Beispiel
1	EU 15 ohne UK, Griechenland, Irland	Staaten, die die Kriterien ohne weitere Anstrengungen sicher erfüllen	Niederlande
2	EU 15 ohne UK, Griechenland, Irland	Staaten, die die Kriterien unter großen Anstrengungen erfüllen	Spanien
3	UK, Griechenland, Irland	Staaten, die aufgrund des hohen biogenen Anteils in Restabfällen 1995 eine zusätzliche Frist von 4 Jahren zur Umsetzung erhalten haben	Irland
4	Neue EU-Staaten		Tschechische Republik

8.1.3 Abfallaufkommen, -zusammensetzung und biogener Anteil in ausgewählten Stoffströmen

8.1.3.1 Datenbasis

Die folgenden kommunalen Abfallarten wurden betrachtet:

- Haushaltsnah gesammelte Abfälle mit den Untergruppen
  - Restabfall
  - Sperrmüll (soweit getrennt ausgewiesen, sonst dem Restabfall zugeordnet)
  - Kunststoffe
  - Glas
  - Metalle
  - Textilien
  - Organik
  - Pappe/Papier/Kartonagen (PPK)
  - Verpackungen und
  - (kommunaler) Klärschlamm

Für die Untersuchung wurde eine Reihe von Daten unterschiedlicher Quellen herangezogen, die nicht immer kompatibel waren. Hauptdatenquelle waren die von Eurostat zur Verfügung gestellten Daten für die Jahre 2002/03. Lagen für die benötigten Datengruppen keine oder nicht eindeutige Daten vor, wurden weitere Quellen herangezogen. Zur Vergleichbarkeit der einzelnen Länder wurden alle Daten anteilig von einer Bezugsgröße in [%] oder absolut in [kg/(Einwohner und Jahr)] angegeben. Die für die Umrechnung von Absolutmengen zugrunde liegenden Einwohnerzahlen wurden den Eurostat-Statistiken für das jeweilige Jahr entnommen. Die Datenquellen sind in der Anlage aufgelistet.

8.1.3.2 Kommunales Abfallaufkommen

Das Aufkommen an kommunalen Abfällen von Spanien, Irland und den Niederlanden lagen im Jahr 2003 zwischen 610 kg/(E*a) und 736 kg/(E*a). Das Aufkommen der Republik Tschechien weicht laut Eurostat mit 280 kg/(E*a) erheblich von den anderen ab. Es ist allerdings darauf hinzuweisen, dass für das kommunale Abfallaufkommen der Republik Tschechien in anderen Quellen Daten mit einer Abweichung von bis zu 40 % angegeben werden. Aus Gründen der Einheitlichkeit und Nachvollziehbarkeit der Datenermittlung wurden dennoch die Eurostat-Daten berücksichtigt.

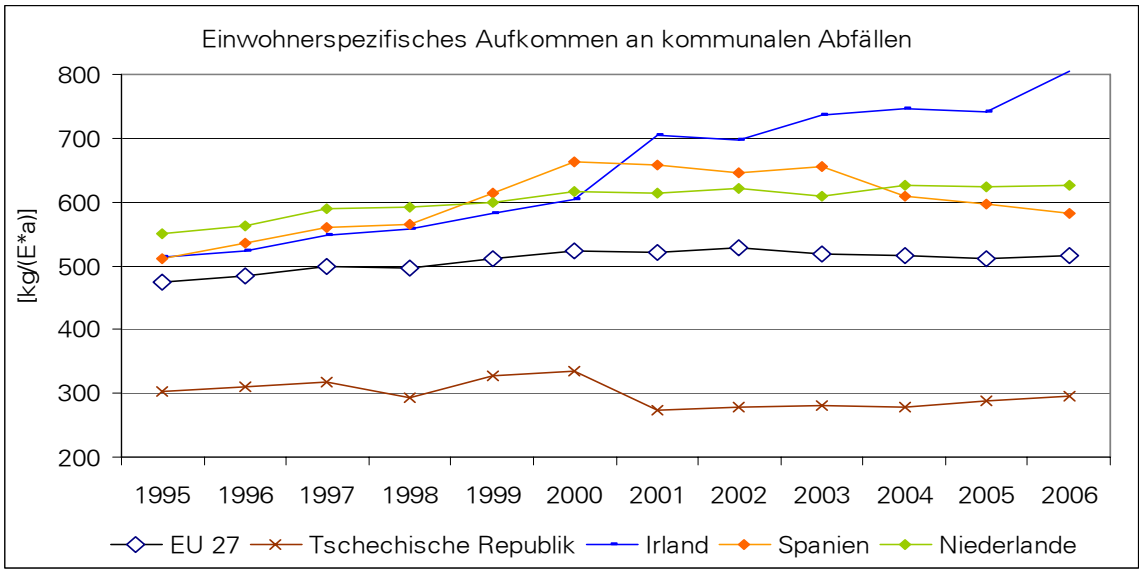

Abbildung 89: Aufkommen kommunaler Abfälle in den ausgewählten EU-Staaten [Eurostat, 1999-2006]

Der Verlauf des Abfallaufkommens in den ausgewählten EU-Staaten von 1995 bis 2006 ist uneinheitlich. Während von 1995 bis 2000 das Aufkommen in jedem der Staaten mehr oder weniger stark anstieg, ist ab 2001 für Spanien ein kontinuierlicher Rückgang, für Irland ein kontinuierlicher Anstieg und für Tschechien nach einem starken Rückgang von 2000 auf 2001 ein kontinuierlich leichter Anstieg zu verzeichnen. Das Aufkommen der Niederlande hat sich zwischen 2001 und 2006 nicht wesentlich geändert.

Der Vergleich der Zusammensetzung der Siedlungsabfälle im Referenzjahr 2002 (Spanien, Irland) bzw. 2003 (Tschechien, Niederlande) (siehe Abbildung 90) zeigt den hohen Anteil an getrennt gesammelten Abfall- und Wertstofffraktionen in den Niederlanden von über 50 %, wohingegen in den anderen Staaten der Restabfallanteil zwischen 80 und 90 % liegt.

Der hohe Anteil der Getrenntsammlung in den Niederlanden ist insbesondere durch den Anteil des getrennt gesammelten Bioabfalls, aber auch durch Sperrmüll und PPK bedingt. Der Anteil der getrennt gesammelten PPK ist in Irland ebenfalls vergleichsweise hoch.

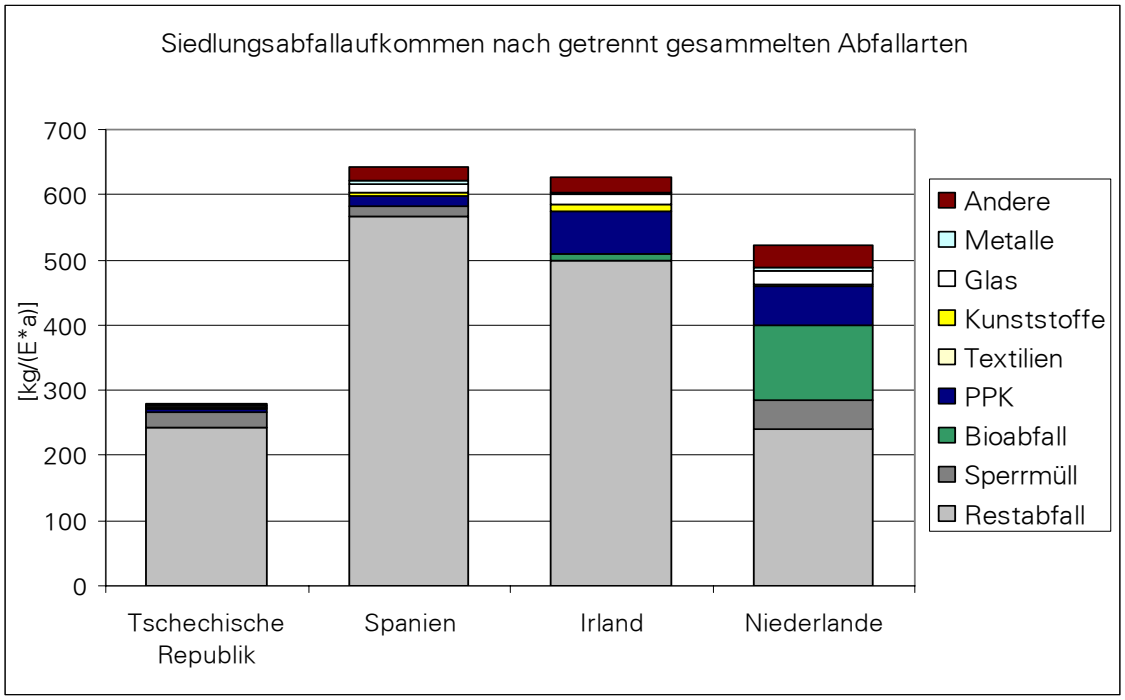

Abbildung 90: Siedlungsabfallzusammensetzung in den ausgewählten EU-Staaten [Eurostat, 1999-2006]

8.1.3.3 Restabfall

Zur Bestimmung der jeweiligen Restabfallzusammensetzungen wurden regionale Abfallanalysen aus den einzelnen EU-Ländern herangezogen und somit die landesspezifischen Zusammensetzungen festgelegt.
Die zugrundeliegenden Analysen sind in der Anlage dargestellt. Massespezifisch besonders relevante Anteile rufen in allen Staaten die Fraktionen Bioabfall, PPK und Kunststoff hervor. In der Tschechischen Republik liegt die Feinfraktion bei einem Anteil von über 30 %, verursacht durch einen hohen Ascheanteil.

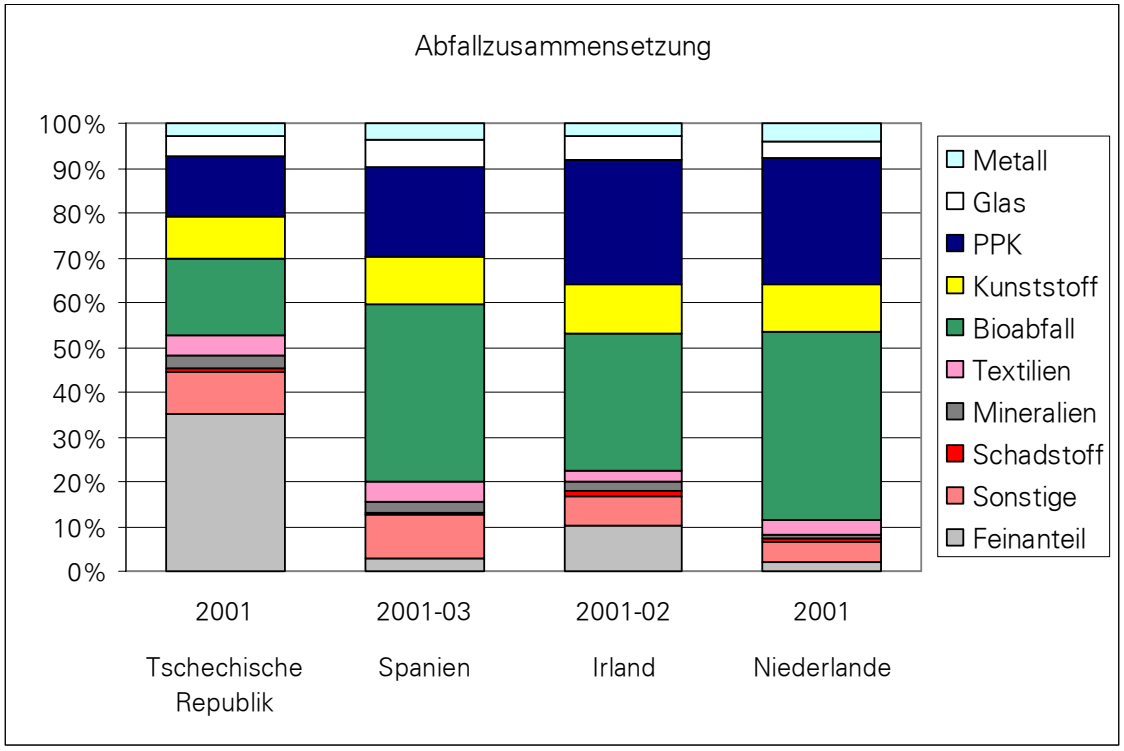

Abbildung 91: Restabfallzusammensetzung in den ausgewählten EU-Staaten [Anlage 1]

Unter Verwendung der Daten aus Tab. 4 (Kap. 4.3) wurde der biogene Anteil der einzelnen Stofffraktionen berechnet. Entsprechend schwankt der biogene Anteil länderspezifisch zwischen 56 % (Tschechische Republik) und 76 % (Niederlande). Die Haupt-

anteile bilden dabei der Bioabfall und PPK, in Tschechien ergänzt durch den biogenen Anteil der Feinfraktion.

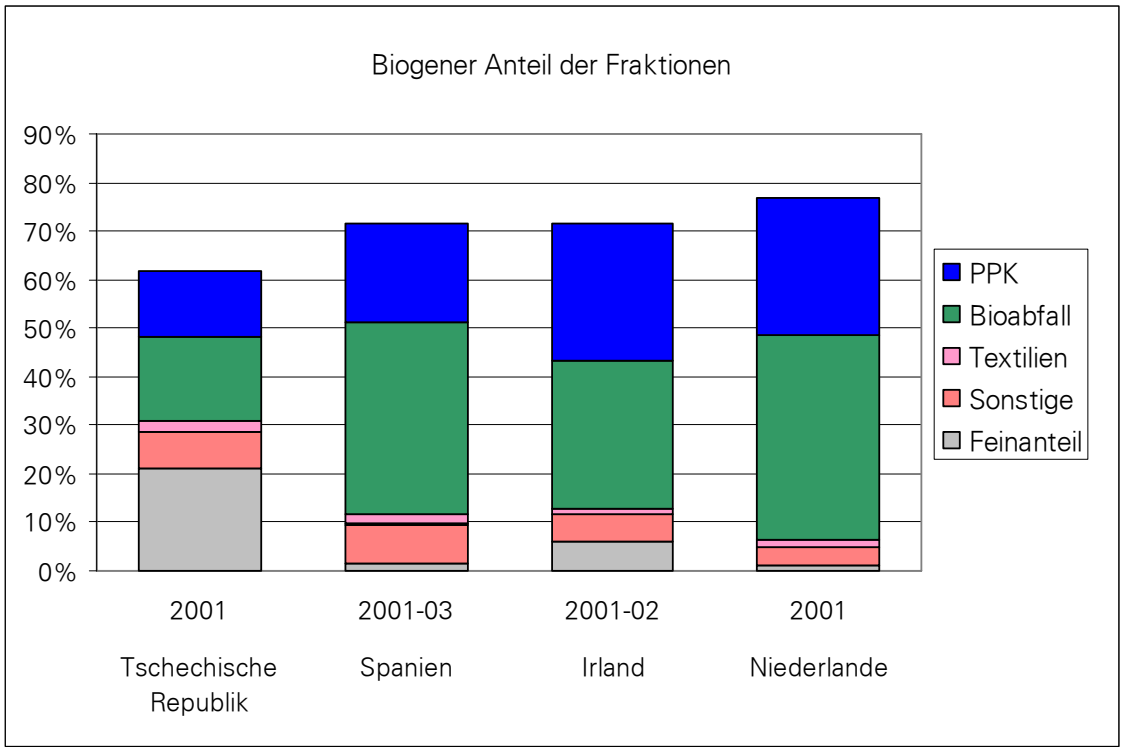

Abbildung 92: Biogener Anteil der Stofffraktionen im Restabfall in den ausgewählten EU-Staaten [Anlage 3]

8.1.3.4 Verpackungen

Das einwohnerspezifische Aufkommen an Verpackungen betrug 2002 zwischen 82 kg/(E*a) (Tschechien) und 193 kg/(E*a) (Niederlande). Der biogene Anteil konzentriert sich dabei hauptsächlich auf die Fraktion PPK. In den Niederlanden stellt der Altholzanteil mit 25 kg/(E*a) ebenfalls einen relevanten biogenen Anteil dar. Sortierreste sind in den Statistiken nicht erfasst.

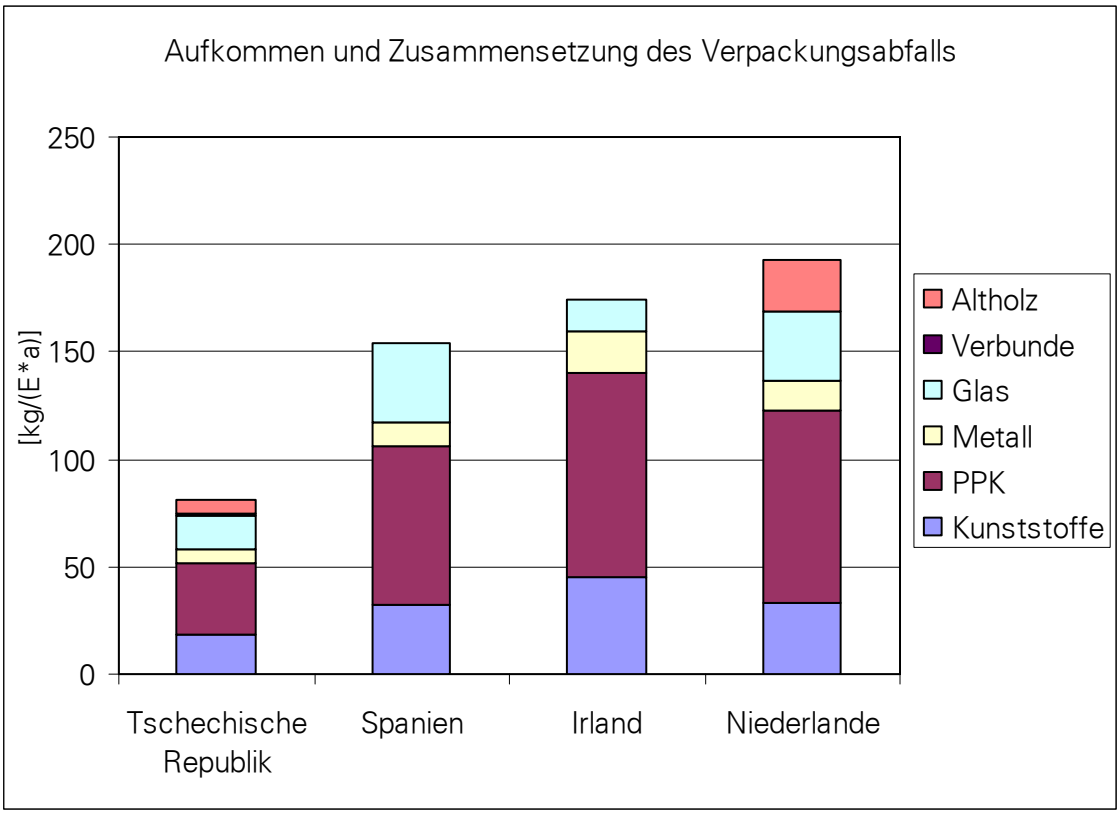

Abbildung 93: Aufkommen und Zusammensetzung des Verpackungsabfalls in den ausgewählten EU-Staaten [DG Environment, 2002]

Der biogene Anteil an den Verpackungen, bestehend aus PPK und Altholz, beträgt zwischen 44 % (Irland) und 59 % (Niederlande). Sortierreste als potentielle dritte Fraktion sind in den Statistiken nicht erfasst.

8.1.3.5 Klärschlamm

Das einwohnerspezifische Aufkommen an Klärschlamm betrug in den betrachteten EU-Staaten zwischen 10 kg/(E*a) und 35 kg/(E*a). Die Behandlung erfolgte in den Niederlanden thermisch, während in den anderen EU-Staaten der Klärschlamm weitestgehend biologisch behandelt wurde.

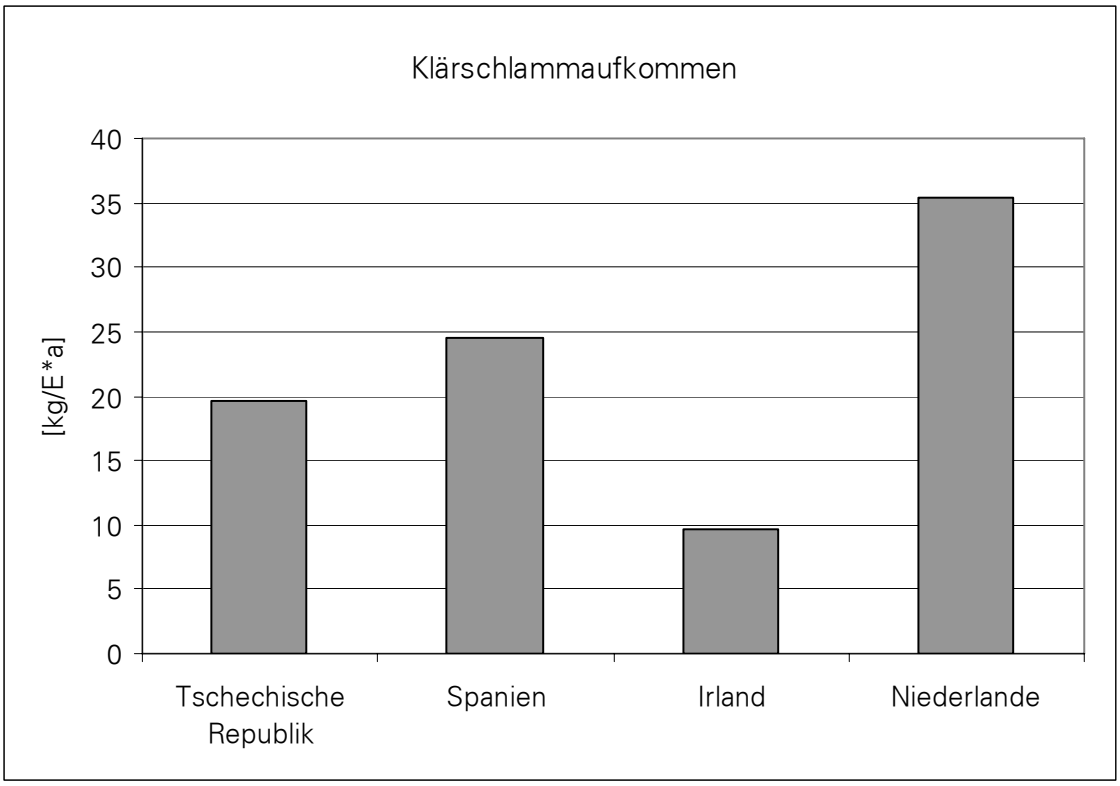

Abbildung 94: Klärschlammaufkommen in den ausgewählten EU-Staaten [Anlage 2]

8.1.3.6 Biogene Anteile

Die Berechnungsgrundlagen für den biogenen Anteil der einzelnen Abfallgruppen sind in Anlage 3 dargestellt. Basis für die Berechnung des biogenen Anteils ist die Summe der in den vorangegangenen Kapiteln einzeln betrachteten kommunalen Abfälle.

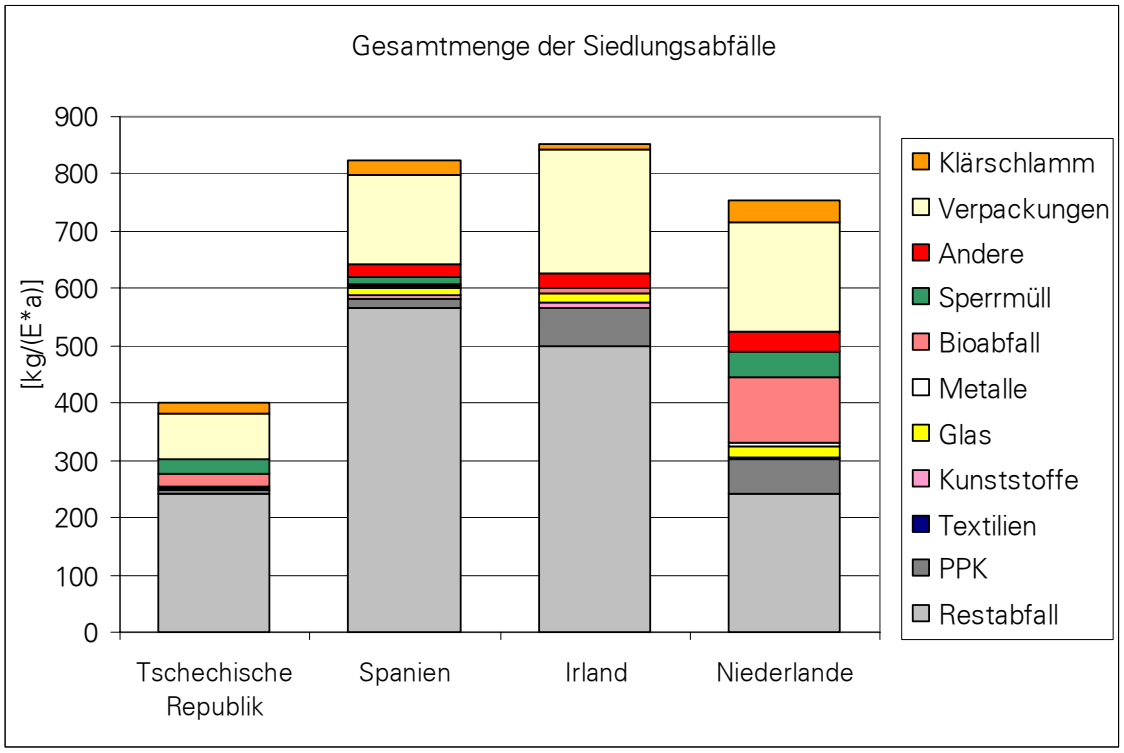

Abbildung 95: Aufkommen der Siedlungsabfälle in den ausgewählten EU-Staaten

Im Vergleich zum Gesamtaufkommen ist allen betrachteten Staaten ein hoher biogener Anteil am Gesamtaufkommen zwischen 57 % (Tschechische Republik) und 72 % (Niederlande) gemein. Der geringere biogene Anteil in der Tschechischen Republik ist dabei mit dem hohen Feinanteil im Restabfall erklärbar.

Das Gesamtaufkommen an biogenen Abfällen ist in Spanien, Irland und den Niederlanden mit 518 bis 540 kg/(E*a) nahezu identisch. Das Aufkommen an biogenen Abfällen in der Tschechischen Republik weicht wie bereits bei der Gesamtmenge an kommunalen Abfällen mit 229 kg/(E*a) dagegen erheblich ab. Die Abweichung ist dabei keiner der Abfallgruppen im Einzelnen zuzuordnen.

Den Großteil des biogenen Aufkommens bildet in der Tschechischen Republik, Spanien und Irland der Restabfall mit einem Anteil zwischen 60 und 76 %, in den Niederlanden sind neben dem Restabfall mit einem Anteil von 34 % auch die Fraktionen Verpackungen (hier insbesondere PPK) und Bioabfall mit jeweils einem Anteil von 21 % relevant.

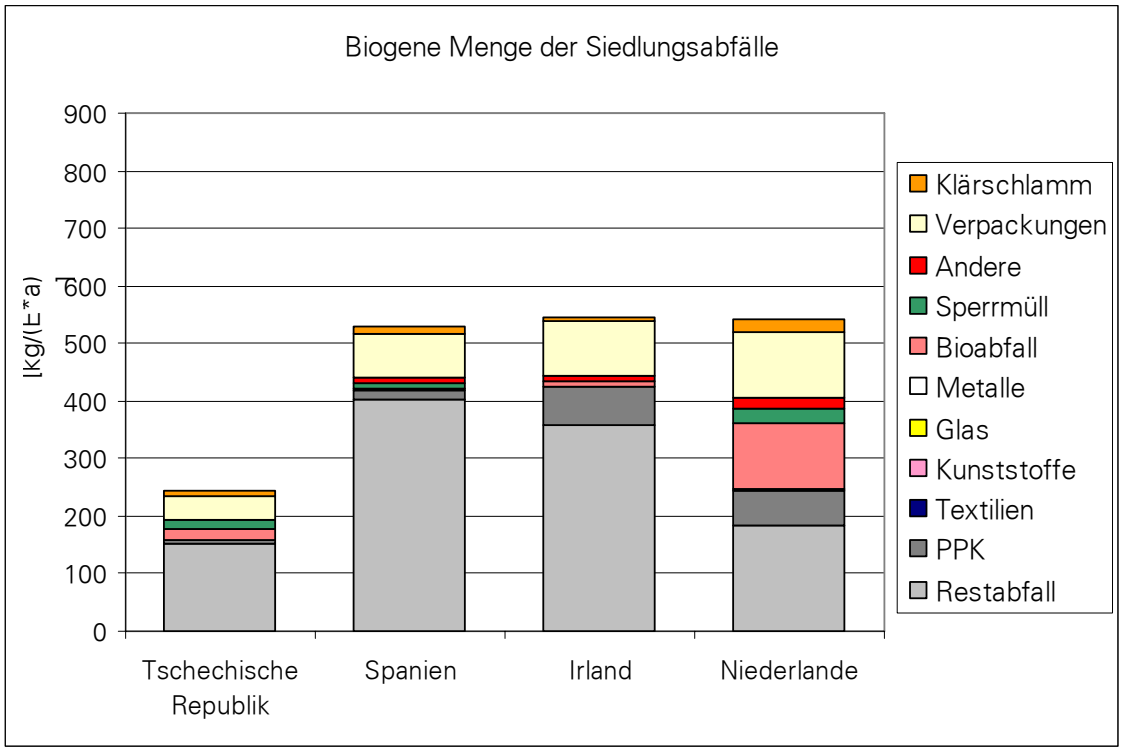

Abbildung 96: Biogener Anteil der Siedlungsabfälle in den ausgewählten EU-Staaten

8.2 Potenzialvergleich des Beitrages der Abfallwirtschaft in der EU 27 sowie Instrumente zur Potenzialsteigerung

Die Mitgliedsstaaten der EU werden, wie schon in den vorangestellten Kapiteln, in die 4 Gruppen nach Erfüllungsgrad der „Landfill Directive – Target 2006" (Erfüllungsstand 2003) deklariert und jeweils durch ein Beispielland (Tschechische Republik, Niederlande, Spanien und Irland) repräsentiert. Es werden quantitative Unterschiede bzgl. der abfallwirtschaftlichen Beiträge zum Klimaschutz aufgezeigt und die vorhandenen Schwachstellen analysiert sowie die technischen Potenzialsteigerungsmöglichkeiten verglichen. Abschließend werden Möglichkeiten zur Potenzialsteigerung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen aufgedeckt und ein Maßnahmenkatalog erarbeitet.

Der Umwelt- und Ressourcenschutz ist inzwischen ein wichtiger Kernbereich in der Gesetzgebung der EU. Nahezu alle Umweltbereiche werden durch ein Gemeinschaftsrecht erfasst. Dies gilt auch für das Abfallrecht, bei dem die EU durch Verordnungen und zahlreiche Richtlinien immer stärker auf die nationale Gesetzgebung einwirkt

(z.B.: Abfallrahmenrichtlinie, Abfallverbringungsverordnung, Verpackungsrichtlinie). Deutschland wirkt aktiv an der Gestaltung des EG-Abfallrechtes mit und übernimmt oft die Vorreiterrolle.
In Deutschland ist die Konzeption einer nahezu vollständigen und hochwertigen Verwertung aller Siedlungsabfälle bis spätestens zum Jahre 2020 eine wichtige Ausgangsbasis für die aktuelle Weiterentwicklung der Abfallwirtschaft hin zu einer ressourcenschonenden Stoff- bzw. Materialwirtschaft. Das vorgegebene Ziel ist, Siedlungsabfälle bis spätestens zum Jahr 2020 so hochwertig zu verwerten, dass ihre direkte Ablagerung aus Klimaschutzgründen und unter Nachhaltigkeitsaspekten beendet werden kann. Die Abfallablagerungsverordnung verbietet seit Juni 2005 die Ablagerung unvorbehandelter Siedlungsabfälle.
Somit verfügt die deutsche Abfallwirtschaft über einen Erfahrungsvorsprung in Planung und Umsetzung innovativer Maßnahmen zur Abfallvermeidung bzw. -verwertung [Penning et al., 2008].

8.2.1 Vergleich der jeweiligen Abfallaufkommen und Abfallzusammensetzungen in der EU 27

Betrachtet man das gesamte Siedlungsabfallaufkommen der Beispielländer Niederlande, Spanien und Irland so sind keine signifikanten Unterschiede im Abfallaufkommen pro Einwohner bemerkbar. Das Aufkommen schwankt zwischen 600 und 700 kg/(E*a. Bei den Eurostat-Daten für die Tschechische Republik ist eine erhebliche Abweichung des Siedlungsabfallaufkommens festzustellen. Auch aus der Betrachtung des Verlaufs des Siedlungsabfallaufkommens in Kapitel 8 wird deutlich, dass länderspezifische Unterschiede feststellbar sind. Die jeweiligen Zusammensetzungen der Siedlungsabfälle zeigen, dass aufgrund eines hohen Anteils der Getrenntsammlung von Wertstoffen, vor allem Bioabfall, PPK und Sperrmüll, der Anteil des Restabfalls in den Niederlanden mit ca. 50 % vergleichsmäßig niedrig ist. Im Gegensatz dazu liegt bei den weiteren ausgewählten EU-Staaten der Anteil des Restabfalls mit ca. 80 bis 90 % weitaus höher. Auffällig ist auch der erhöhte Aschegehalt im Restabfall in der Tschechischen Republik, welcher an einem erhöhten Anteil an privater Ofenfeuerung fest zu machen ist

und bei einer nachfolgenden thermischen oder biologischen Restabfallbehandlung negative Eigenschaften besitzt.

Im Folgenden wird in Hinblick auf den Potenzialvergleich auf die Klimarelevanz der Abfallverbrennung in den jeweiligen EU-Ländern eingegangen, da in Europa der wesentliche Anteil der Energiebereitstellung aus anfallenden Abfällen mittels Verbrennungsprozessen realisiert wird.
Es wird ein Vergleich der fossilen und biogenen Kohlenstoffanteile im Restabfall der betrachteten EU-Staaten dargestellt. Diese biogenen Kohlenstoffanteile bilden die Grundlage für die Betrachtung der erzeugten, klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen sowie der durch Energieerzeugung eingesparten $CO_{2,äq}$-Emissionen der Verbrennung der Restabfälle. Die Berechnung der Kohlenstoffanteile erfolgte mittels der Restabfallzusammensetzung der jeweiligen EU-Staaten des Jahres 2002 (siehe Kapitel 9). Es wurde das Bezugsjahr 2002 für die EU-Referenzländer gewählt, da für dieses Jahr hinreichende Daten bezüglich der jeweiligen Restabfallzusammensetzungen gegeben waren. Bei der Voraussetzung gleicher Kohlenstoffgesamtmengen im länderspezifischen Restabfall wird erkennbar, dass Tschechien einen erhöhten fossilen Kohlenstoffanteil im Restabfall hat. Im Verhältnis dazu lag der biogene Kohlenstoffanteil im Restabfall in den Ländern Spanien, Irland und den Niederlanden im Bezugsjahr 2002 bei ca. 70 % Die erhöhten biogenen Kohlenstoffanteile in den Niederlanden beruhen auf einem vermehrten biogenen Anteil im Restabfall (vgl. Abbildung 96). Allein die Tschechische Republik weist höhere Anteile fossiler Kohlenstoffverbindungen im Restabfall auf. Die Ursache hierfür ist mit einer fehlenden Getrenntsammlung bspw. von Leichtverpackungen, Kunststoffen, Verbundverpackungen etc. zu erklären. In der Tschechischen Republik gelangen diese Materialien nach dem Gebrauch in den Restabfall und erhöhen daher signifikant den fossilen Anteil der Kohlenstoffverbindungen.

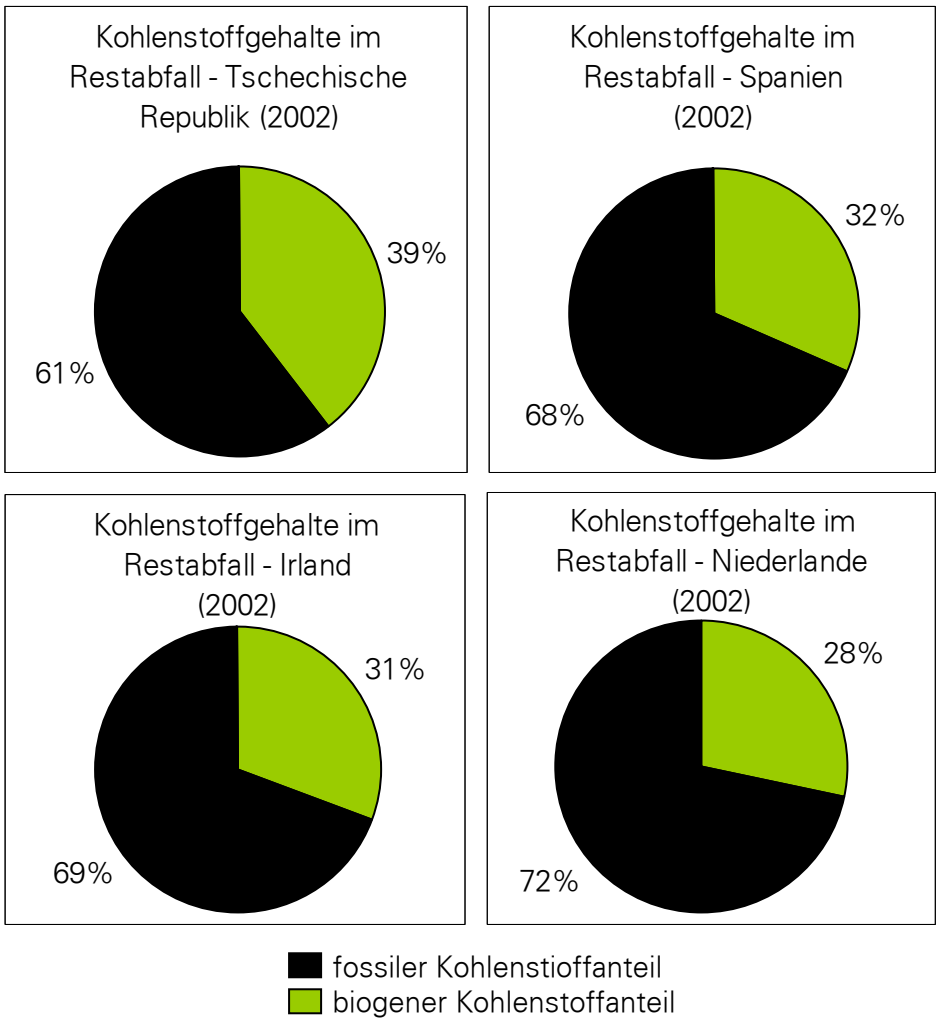

Abbildung 97: Vergleich der Kohlenstoffanteile im Restabfall in den ausgewählten EU-Staaten

8.2.2 Vergleich des jeweiligen technischen Entwicklungsstandes in der EU 27

In der EU 27 entstehen 2 % aller schädlichen Treibhausgase durch die Abfallwirtschaft [EEA Report, 2007]. Insgesamt nahm die absolute Menge der von der Abfallwirtschaft erzeugten Treibhausgase zwischen 1990 und 2005 um 38 % ab [EEA Report, 2007]. Hauptursachen hierfür sind vor allem Mengenreduzierungen bei der Deponierung von Abfällen, die Reduzierung des Anteils organischer Kohlenstoffverbindungen bei dem Deponiegut und die Installation von Deponiegaserfassungssystemen. Trotzdem ist bei der Mehrzahl der EU 27 die Deponierung von Abfällen der Hauptentsorgungsweg. Stellenweise werden darüber hinaus noch wilde Deponien genutzt, welche nicht über

Sickerwasser- bzw. Deponiegaserfassungssysteme verfügen. Die Ausnahmegruppe der EU 27 bilden dabei die EU-Staaten, die ohne Anstrengungen die Kriterien der „Landfill Directive“ erfüllen (z.B. Niederlande). In diesen Staaten werden hauptsächlich die Verfahren Verbrennung, Recycling und biologische Behandlung zur Abfallverwertung und -beseitigung verwendet.

In den Niederlanden wird eine zunehmende Abfallmenge thermisch behandelt, während der Anteil deponierter Abfälle kontinuierlich sinkt. Im Jahr 2003 wurden nur noch 2,7 % der Restabfälle deponiert, 32,9 % wurden verbrannt [UBA, 2006b]. 1995 wurde in den Niederlanden eine Deponiesteuer eingeführt, die in mehreren Stufen bis zum Jahr 2006 erhöht wurde [UBA, 2006b]. Diese Maßnahme erwies sich als sehr effektiv, die anfallenden Abfallströme über den Behandlungspreis in die thermische Behandlung und andere Verwertungswege zu lenken. Zusätzlich besitzen die Niederlande den Vorteil, im internationalen Vergleich über relativ große MVA zu verfügen (die kleinste hat eine Kapazität von 300.000 Mg/Jahr), die ökonomischer betrieben werden können als kleine Anlagen [UBA, 2006b].

Bei den neuen EU-Staaten, z.B. Tschechische Republik, ist ein erheblicher technischer Rückstand bezüglich Abfallaufbereitungs- und Recyclingverfahren sowie für Beseitigungs- und Verwertungsverfahren festzustellen. Somit ist der Restabfallanteil, der in diesen Ländern recycelt oder biologisch behandelt wird, sehr gering. Die Menge an deponierten Abfällen hingegen bildet den Hauptanteil an den Restabfallverwertungswegen. Eine überwiegende Deponierung der Abfälle ist aber auch in Ländern wie Irland und Spanien zu verzeichnen.

Zusammenfassend wird festgehalten, dass sich in den Niederlanden das Siedlungsabfallaufkommen auf etwa 9 bis 10 Mio. Mg/a beläuft und Verbrennungskapazitäten für Siedlungsabfälle von ca. 6,8 Mio. Mg/a vorhanden sind [Stäblein et al., 2009].

Im Gegensatz dazu verhält sich die Situation in der Tschechischen Republik. Hier werden aktuell ca. 0,6 Mio. Mg Siedlungsabfall pro Jahr der Müllverbrennung zugeführt, bei einem Siedlungsabfallaufkommen von ca. 3,4 Mio. Mg/a [Stäblein et al., 2009]. In der Tschechischen Republik werden bis zu 80 % des Siedlungsabfalls deponiert [Stäblein et al., 2009]. Im Vergleich dazu veranschaulicht die folgende Darstellung die

vorherrschenden Verwertungs- bzw. Beseitigungswege in den EU-Beispielländern des Bezugsjahres 2002.

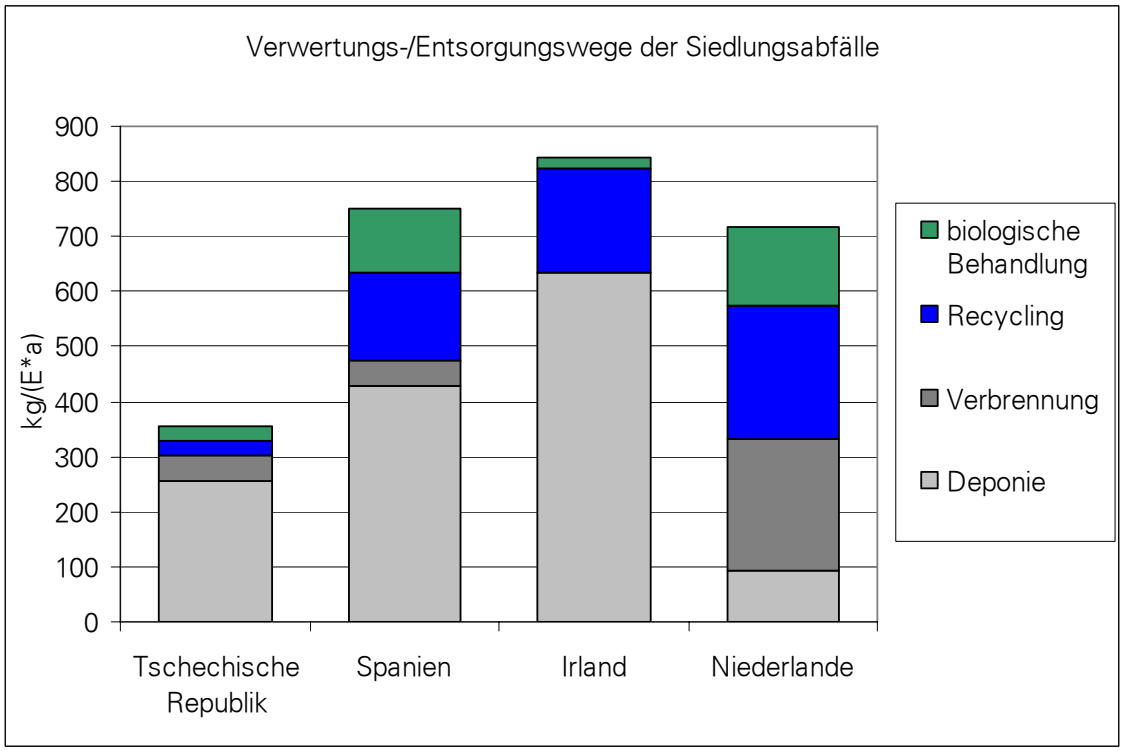

Abbildung 98: Verwertungs- und Entsorgungswege der ausgewählten EU-Staaten [Eurostat 1999-2006]

Im Folgenden werden die $CO_{2,äq}$-Emissionsminderungspotenziale der Abfallverbrennung in den ausgewählten EU-Staaten betrachtet. Grundlagen für die Berechnung der entstehenden $CO_{2,äq}$-Emissionen bei der Verbrennung von Abfällen sind zum einen die vergleichweise vollständigen Daten über Restabfallzusammensetzungen der EU-Staaten des Jahres 2002 und zum anderen die in Deutschland genutzten Verfahrens- und Anlagenvarianten inklusive der Wirkungsgrade (siehe Kapitel 5.2.5). Ursache für die Nutzung deutscher Anlagen- bzw. Verfahrensparameter ist die schwierige Datenlage für die jeweiligen Verbrennungsprozesse in den einzelnen EU-Staaten und der zum Teil grundlegend fehlende Anlagenpark zur Abfallverbrennung anhand deren eine derartige Berechnung möglich gewesen wäre (z.B. in Irland). Außerdem wurden für alle EU-Staaten die Heizwerte und biogenen Anteile der jeweiligen Abfallfraktionen mit den deutschen Werten gleich gesetzt (Bezugsjahr 2006) und zur Berechnung der

$CO_{2,äq}$-Emissionen verwendet. Die fehlende Kenntnis über den anlagenspezifischen Eigenenergieverbrauch der Restabfallverbrennungsanlagen der einzelnen EU-Staaten ermöglicht nur die Betrachtung der produzierten Energiemengen der Abfallverbrennung. Als Datengrundlage hinsichtlich der Menge verbrannter Abfälle sowie produzierter Wärme- und Strommengen in den jeweiligen EU-Ländern dienten die länderspezifischen Datenblätter der CEWEP [CEWEP, 2004] für das Referenzjahr 2002. Bei Spanien wurde auf die Daten der European Commission zurückgegriffen [European Commission, 2003], da diese größere Mengen an verbrannten Abfällen auswiesen als die Daten der CEWEP. Es wurden jeweils die verbrannten Mengen an Abfällen (MVA-Input) betrachtet. Ausgehend von der MVA-Inputmenge wurden die Mengen an verbrannten Restabfällen, Verpackungen und Klärschlamm bei der Betrachtung der jeweiligen EU-Länder abgezogen und die verbleibende Restmenge als verbrannter Gewerbeabfall deklariert. Die folgende Tabelle 39 veranschaulicht die Datengrundlage der Berechnungen.

Tabelle 39: Länderspezifische Datenblätter [CEWEP, 2004][European Commission, 2003]

	Tschechische Republik	**Spanien**	**Niederlande**
Verbrannte Menge Abfall [Mio. Mg/a]	0,42	1,57	5,09
Erzeugte Strommenge [GWh/a]	15,2	807,5	3049,0
Erzeugt Wärmemenge [GWh/a]	958,0	640,3	3538,0

Für die Berechnung der länderspezifischen Emissionsfaktoren wurden anteilig die fraktionsspezifischen Emissionsfaktoren zusammengerechnet. Für Verpackungen, Klärschlamm und Gewerbeabfall wurden für die EU-Staaten die Emissionsfaktoren von Deutschland (vgl. Kapitel 6) übernommen. Die Emissionsfaktoren des Restabfalls wurden anhand der länderspezifischen Zusammensetzung der Restabfälle einzeln berechnet.

Die folgende Abbildung 99 stellt die Freisetzung klimarelevanter $CO_{2,äq}$-Emissionen aus den Abfällen dar, bei der Voraussetzung einer vollständigen Verbrennung des länderspezifischen MVA-Inputs. Der Emissionsfaktor der Niederlande basiert auf der Tatsache, dass die Restabfallzusammensetzung der Niederlande einen wesentlich höheren Anteil der Fraktionen Bioabfall und PPK aufweist. Ein höherer Anteil Bioabfall im Restabfall verschlechtert den Heizwert des Restabfalls merklich. Dies wird aber durch den vermehrten Anteil der PPK-Fraktion im Restabfall kompensiert, so dass der Restabfall in den Niederlanden einen höheren durchschnittlichen Heizwert besitzt. Dies wirkt sich bei den folgenden Berechnungen zu den entstehenden und eingesparten $CO_{2,äq}$-Emissionen der Abfallverbrennung positiv aus.

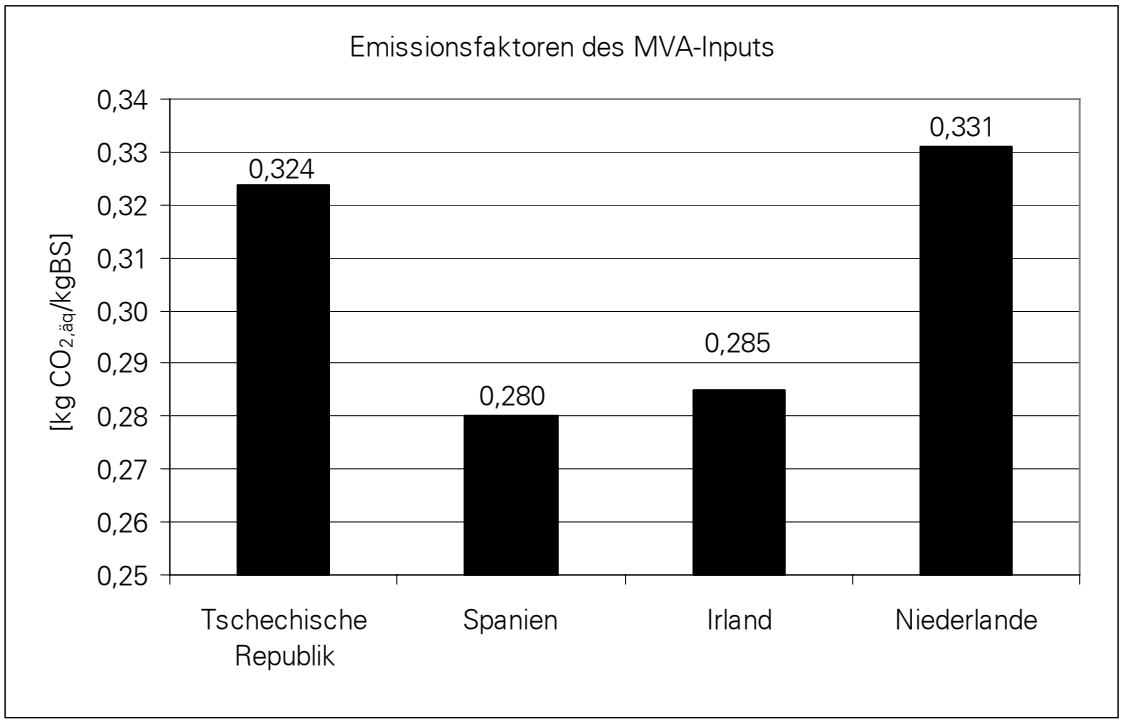

Abbildung 99: Emissionsfaktoren des MVA-Inputs in den ausgewählten EU-Staaten

Verknüpft man die länderspezifischen Daten der klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen der Verbrennung des MVA-Inputs mit den Mengen an Abfällen, die in den EU-Staaten im Jahre 2002 verbrannt wurden [CEWEP, 2004][European Commission, 2003], erhält man die spezifische Menge an $CO_{2,äq}$-Emissionen des Jahres 2002, die durch die Ab-

fallverbrennung freigesetzt wurde. Die länderspezifisch verbrannten Abfallmengen wurden in Restabfall, Verpackungen, Klärschlamm und Gewerbeabfall unterteilt.
In Abbildung 100 sind die klimarelevanten Emissionen der Verbrennung des MVA-Inputs ersichtlich. Die erzeugten $CO_{2,äq}$-Emissionen der Verbrennung des MVA-Inputs fossilen Ursprungs entstehen vermehrt in Ländern, in denen die getrennte Sammlung von Abfallstoffen und die Verbrennung bzw. die energetische Nutzung zu den Hauptverwertungswegen zählt. Somit erzeugen EU-Staaten wie Spanien und die Tschechische Republik dementsprechend weniger $CO_{2,äq}$-Emissionen. In den Niederlanden resultiert die erhöhte Menge an erzeugten, klimarelevanten Emissionen aus den wesentlich größeren Mengen an Restabfall sowie Gewerbeabfall, welche dem Verbrennungsprozess in MVA zugeführt wird.

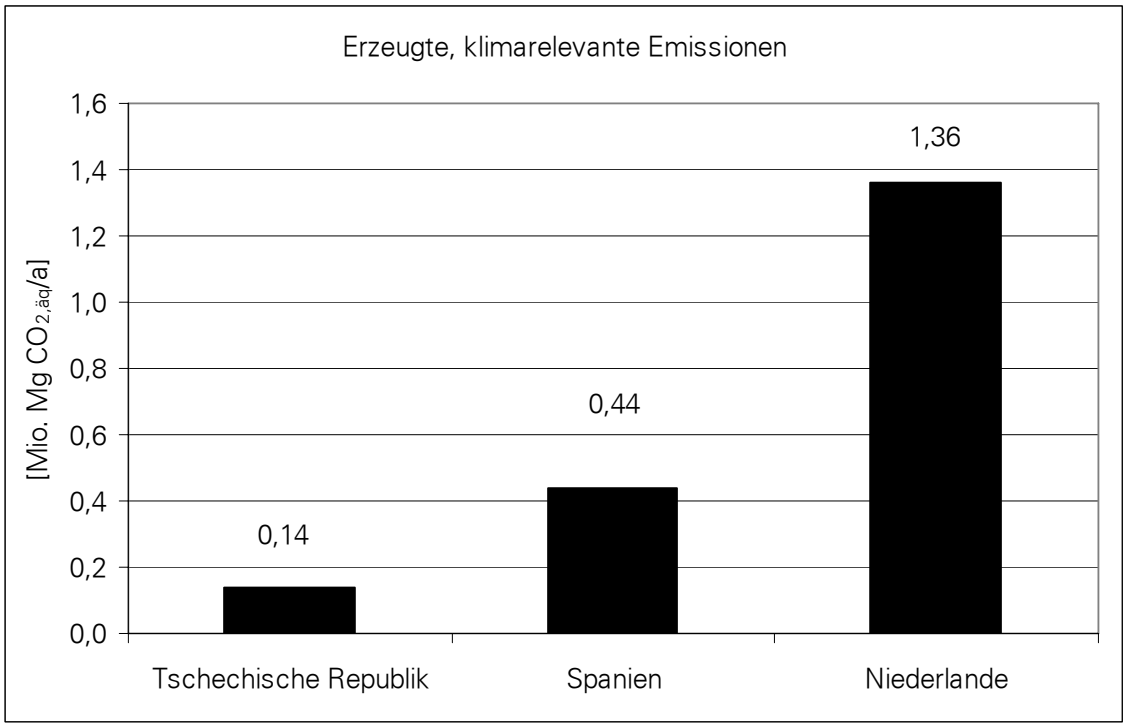

Abbildung 100: Freigesetzte, klimarelevante $CO_{2,äq}$-Emissionen bei der Verbrennung des MVA-Inputs in den ausgewählten EU-Staaten

Bei der energetischen Nutzung von Abfällen erlangt man $CO_{2,äq}$-Gutschriften durch die Einsparung fossiler Energieträger zur Bereitstellung elektrischer Energie und Wärme. Die aktuellen Daten von Deutschland bezüglich der Gutschriften für die Strom- und

Wärmeproduktion sind mit 0,886 kg $CO_{2,äq}$/kWh Strom und 0,232 kg $CO_{2,äq}$/kWh Wärme (Szenario A) für das Jahr 2006 festgelegt. Wesentlich schwieriger gestaltete sich die Datenbasis der weiteren EU-Staaten hinsichtlich des Strom- und Wärmemixes des Jahres 2002. Die International Energy Agency (IEA) gibt für das Jahr 2002 länderspezifische Emissionsdaten an, die die Abgabe von Strom und Wärme in sich vereinen [IEA, 2008]. Im Folgenden sind diese Werte für die ausgewählten EU-Staaten aufgeführt:

- Tschechische Republik: 0,56096 kg $CO_{2,äq}$/kWh
- Spanien: 0,43402 kg $CO_{2,äq}$/kWh
- Irland: 0,63488 kg $CO_{2,äq}$/kWh
- Niederlande: 0,45801 kg $CO_{2,äq}$/kWh

Anhand dieser spezifischen Emissionsfaktoren und den jeweiligen Mengen an produzierten Strom bzw. produzierter Wärme lassen sich die eingesparten $CO_{2,äq}$-Emissionen je EU-Staat berechnen. Der jeweilige Eigenenergieverbrauch der Anlagen hinsichtlich Strom- und Wärmemengen wurde vernachlässigt, da für die ausgewählten EU-Staaten keine Daten zur Verfügung standen. In der folgenden Abbildung sind die jährlichen $CO_{2,äq}$-Einsparungen aufgetragen. Aufgrund der geringen Bedeutung der Restabfallverbrennung ist das Potenzial der $CO_{2,äq}$-Einsparung in den Ländern Tschechische Republik und Spanien wesentlich geringer wie in den Niederlanden. Außerdem wird in den Niederlanden anteilig mehr Wärme bei der Abfallverbrennung produziert als dies in den Referenzländern der EU der Fall ist. Zudem wirken sich schlechtere Wirkungsgrade in den bestehenden Anlagen negativ auf die produzierten Strom- und Wärmemengen aus.

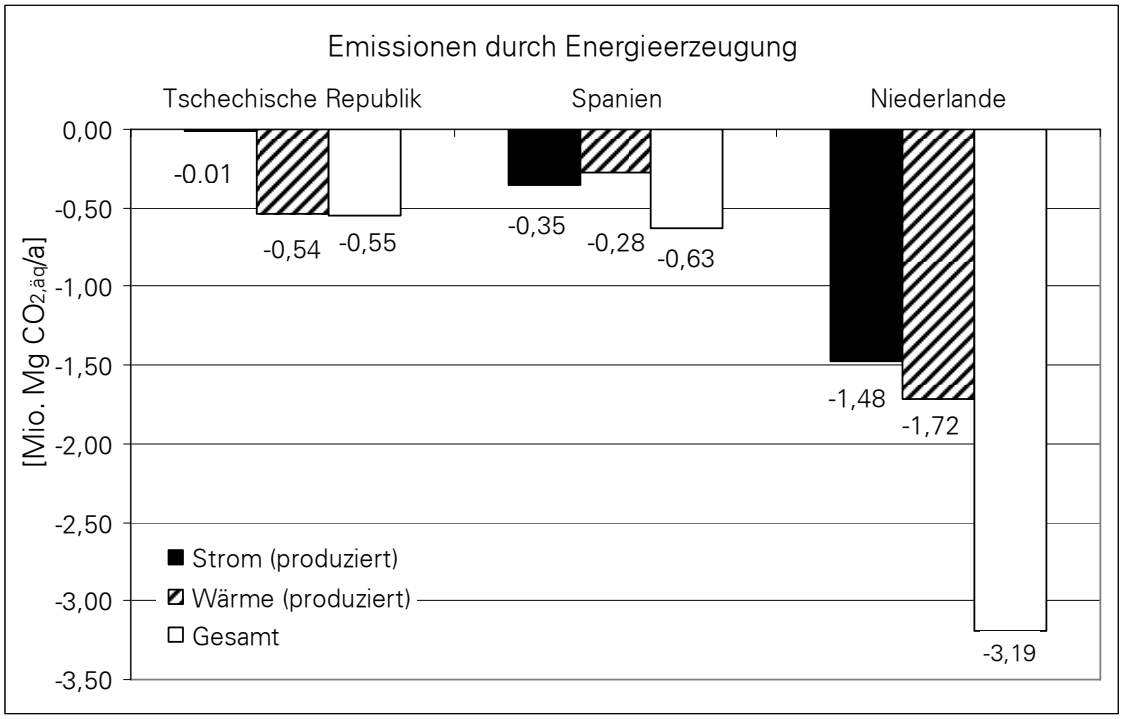

Abbildung 101: $CO_{2,äq}$-Emissionen durch Energieerzeugung bei der Verbrennung des MVA-Inputs in den ausgewählten EU-Staaten

Im Folgenden lassen sich nun die eingesparten, klimarelevanten mit den produzierten $CO_{2,äq}$-Emissionen gegenüberstellen und gemäß Abbildung 102 eine klimarelevante Belastung bzw. eine Gutschrift aus der Verbrennung des jeweiligen MVA-Inputs darstellen. In allen ausgewählten EU-Staaten ist das Potenzial an eingesparten $CO_{2,äq}$-Emissionen höher ist als die produzierte Menge an $CO_{2,äq}$-Emissionen.

In der nachstehenden Abbildung 102 sind die resultierenden $CO_{2,äq}$-Gutschriften als negative Belastung in Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a aufgetragen. Grundlegend muss aber erwähnt werden, dass bei der Berechnung über $CO_{2,äq}$-Be- und Entlastungen zum einen erhöhte Schwankungsbreiten der Literaturdaten über verbrannte Abfallmengen sowie produzierte Strom- und Wärmemengen vorlagen und zum anderen der technische Stand von Deutschland vorausgesetzt wurde. Dieser technische Stand ähnelt zwar sehr stark dem der Niederlande, aber für Spanien und die Tschechische Republik darf davon ausgegangen werden, dass es ein vermehrtes Potenzial zur Energieeffizienzsteigerung bei der Abfallverbrennung gibt.

Die $CO_{2,äq}$-Gutschriften der Niederlande beruhen zum einen auf den unterschiedlichen Zusammensetzungen des MVA-Inputs und zum anderen vorwiegend aber auf den eingesetzten Mengen an MVA-Input. Die jährliche Menge an MVA-Input beeinflusst die $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen der jeweiligen Länder signifikant. Durch den höheren Anteil von Bioabfall und PPK im niederländischen Restabfall sowie den trotzdem hohen durchschnittlichen Heizwert des Restabfalls, verursacht durch die erhöhte PPK-Fracht, erlangt die Restabfallverbrennung in den Niederlanden erhöhte spezifische $CO_{2,äq}$-Gutschriften. Somit belaufen sich in den Niederlanden die Nettoemissionen jährlich auf ca. -1,83 Mio. Mg $CO_{2,äq}$. Es handelt sich hierbei für alle betrachteten EU-Staaten also um Gutschriften bei den $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen.

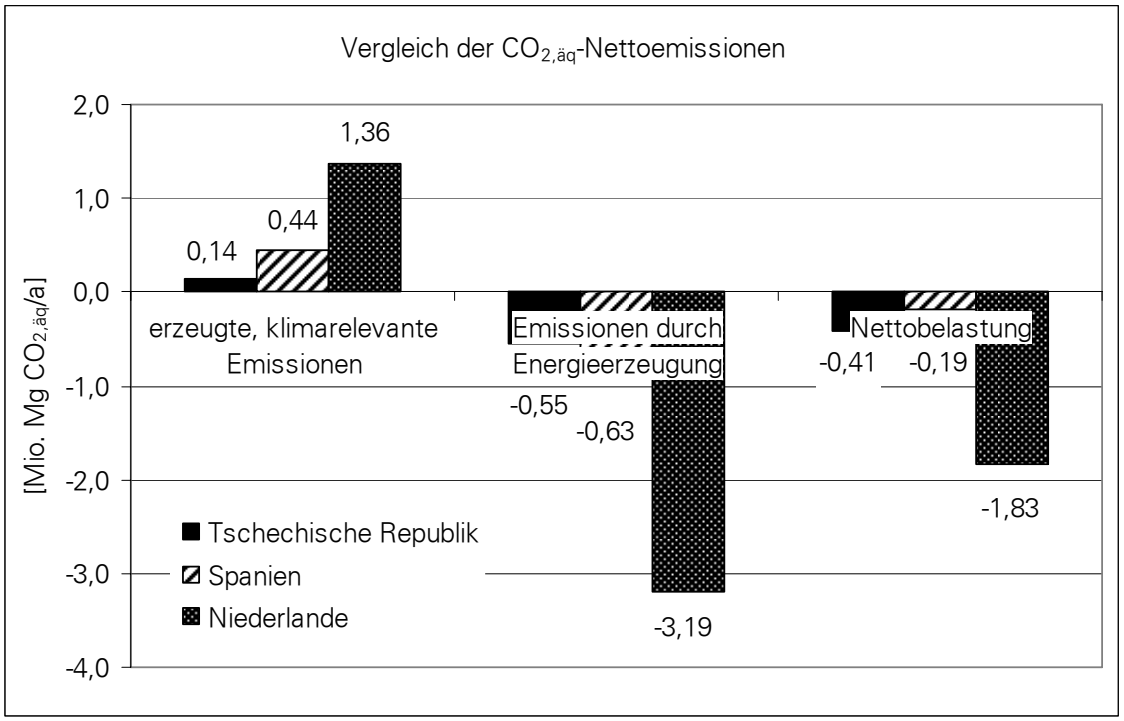

Abbildung 102: $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen bei der Verbrennung des MVA-Inputs in den ausgewählten EU-Staaten

Vergleichend zu den ermittelten $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen der ausgewählten EU-Staaten des Referenzjahres 2002 werden die $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen von Deutschland des Jahres 2006 (vgl. Kapitel 6; Szenario A) bewertet. Die nachfolgend beschriebenen Un-

terschiede sind dabei nur in geringem Umfang auf die verschiedenen Bezugsjahre zurückzuführen (siehe nachfolgende Erläuertungen).
Trotz vergleichbaren technischen Stand der Restabfallverbrennung der Niederlande mit dem Stand in Deutschland sind siginfikante Unterschiede bei den $CO_{2,äq}$-Gutschriften zu erkennen. Diese Unterschiede beruhen zum einen auf den unterschiedlichen Zusammensetzungen des MVA-Inputs, zum anderen werden in Deutschland wesentlich größere Mengen an Restabfällen verbrannt. Zusätzlich wird in den Niederlanden anteilig weniger Wärme gewonnen und mehr Strom produziert als dies in Deutschland 2006 der Fall war. Somit belaufen sich die Nettoemissionen der Niederlande für das Jahr 2002 auf ca. -1,83 Mio. Mg $CO_{2,äq}$. 2006 wurden in Deutschland hingegen ca. -3,18 Mio. Mg $CO_{2,äq}$-Emissionen bei der Abfallverbrennung verursacht. Es handelt sich bei den Nettoemissionen beider Länder um Gutschriften. Obwohl Deutschland 2006 die ca. sechsfache Menge an erzeugten, klimarelevanten Emissionen freisetzte als dies 2002 in den Niederlanden der Fall war, beliefen sich aufgrund der wesentlich höheren Menge an MVA-Inputmaterial auch die Nettoemissionen als $CO_{2,äq}$-Gutschriften.

8.2.3 Maßnahmenkatalog

Hinsichtlich möglicher gesetzlicher Neuregelungen zur Potenzialsteigerung des Beitrages der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz ist ein Ablagerungsverbot für unbehandelte Abfälle, wie es in Deutschland gültig ist, für die betrachteten EU-Staaten zu empfehlen. Da Emissionen von Deponiekörpern einen wesentlichen Anteil an abfallwirtschaftlich bedingten Treibhausgasemissionen ausmachen, ist eine Deponiegaserfassung bei allen Deponien anzustreben, um vor allem Methanemissionen von Deponien zu reduzieren. Auch die Implementierung technischer Neuerungen in der Abfallwirtschaft ist für EU-Staaten wie die Tschechische Republik, Irland und Spanien anzustreben. Dies fördert die Ausschleusung von Wert- und Werkstoffen aus dem Abfallstrom und trägt wesentlich zur Schonung der Ressourcen bei, wie z.B. Kunststoffe.

Effektive Potenzialsteigerungen sind bei der biologischen Behandlung von Abfällen vor allem bei Behandlungsanlagen zu erwarten, die anaerobe Verfahren zur Abfallbehandlung verwenden. Ursache hierfür ist die zusätzliche Stromproduktion dieser Anlagen.

Durch eine gesteigerte Auslastung derartiger Behandlungsanlagen und effektivere Sortiermethoden im Vorfeld der biologischen Behandlung und der damit verbundenen gesteigerten Biogasausbeute können Potenzialsteigerungen bewirkt werden. Auch Minimierungen der Fackelverluste bei anaeroben Behandlungsverfahren können emissionsmindernd wirken. Zudem liefert, ähnlich wie bei der thermischen Verwertung von Abfällen, auch die verbesserte Einspeisung der nutzbaren Wärme einen Beitrag zur Emissionsminderung. Dies ist jedoch abhängig von der jeweiligen Behandlungsanlage, d.h. ihrem Standort bzw. den verfügbaren Wärmeabnehmern.

Ebenso besteht bei der thermischen Verwertung bzw. Behandlung von Abfällen ein vermehrtes Steigerungspotenzial im Bereich Abfallwirtschaft. Vor allem bei der Steigerung der Anlagenwirkungsgrade und der Nutzung der Kraft-Wärme-Kopplung können Effizienzsteigerungen erzielt werden. Des Weiteren können durch technische Änderungen bei der thermischen Verwertung von Abfällen (z.B.: Verringerung des Luftüberschusses, Sauerstoffanreicherung in der Verbrennungsluft, etc.) Potenzialsteigerungseffekte erzielt werden.

Hinsichtlich einer Energieeffizienzsteigerung bei der Müllverbrennung ist immer die Installation der Kraft-Wärme-Kopplung zu empfehlen, um somit die Ausbeute an Strom und Wärme aus der Abfallverbrennung zu ermöglichen. Dies ist natürlich nur in Abhängigkeit der anlagenspezifischen technischen Machbarkeit und der notwendigen standortbedingten Wärmeabnahme möglich. Gleiches gilt für den Betrieb von anaeroben biologischen Abfallbehandlungsanlagen.

Die Auflistung der Maßnahmen zur Potenzialsteigerung des Beitrages der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz in der EU anhand der folgenden Tabelle 40 erfolgt ohne Wertung der jeweiligen Maßnahme hinsichtlich ihres Beitrages zum Klimaschutz.

Tabelle 40: Maßnahmenkatalog

Maßnahmenkatalog zur Potenzialsteigerung des abfallwirtschaftlichen Beitrages zum Klimaschutz in der EU	
1	Einführung eines Deponierungsverbotes für unbehandelte Siedlungsabfälle
2	Förderung von wert- und werkstofflichem Recycling zur Ressourcenschonung
3	Getrenntsammlung und Recycling von Bioabfällen zur Potenzialsteigerung von biologischen Abfallbehandlungsanlagen
4	Verbesserung der Deponiegaserfassung an Deponiekörpern zur Emissionsminderung des Treibhausgases Methan
5	Installation gasdichter Oberflächenabdichtungen bei Deponiestilllegungen
6	Verbesserung der Sortier- und Recyclingmethoden vor der biologischen Behandlung von Abfällen zur Optimierung der Biogasgewinnung
7	Erhöhung der Auslastung von biologischen Behandlungsanlagen und Erhöhung der Wärmeeinspeisung aus biologischen Abfallbehandlungsanlagen
8	Steigerung der Verfügbarkeit der Verfahrenstechnik zur Abfallbehandlung in neuen EU-Beitrittsstaaten, welche dem aktuellen Stand der Technik entspricht
9	Steigerung der Energieeffizienz bei der thermischen Abfallverwertung und -beseitigung durch Nutzung der Kraft-Wärme-Kopplung bzw. der Prozessdampfauskopplung etc.
10	Vermehrter Einsatz von Sekundärbrennstoffen zur Mitverbrennung (z.B.: in Stein- und Braunkohlekraftwerken sowie in Zementwerken)
11	Effektivitätssteigerung der Metallabscheidung aus MVA-Aschen
12	Aufbau von Wärmenetzen zur Wärmebereitstellung aus der thermischen Abfallverwertung
13	Förderung innovativer Technologieentwicklungen im Bereich der Abfallwirtschaft zur Material- und Energieeffizienz

9 Zusammenfassung

Motivation und Zielstellung

Abfallwirtschaftliche Maßnahmen liefern bei effektiver Verfahrensgestaltung einen wichtigen Beitrag zur Energieerzeugung. Da Abfälle neben dem fossilen Kohlenstoffanteil einen hohen Anteil Kohlenstoff biogenen Ursprungs enthalten, sind Emissionen aus der Behandlung dieser Abfälle als klimaneutral zu bewerten. Damit trägt die Energienutzung aus Abfallbehandlungsprozessen zum Ersatz fossiler Brennstoffe verbunden mit erheblichen CO_2-Emissionseinsparungen bei.

Inhalt der Studie ist eine detaillierte Darstellung des Beitrages einzelner abfallwirtschaftlicher Maßnahmen zum Klimaschutz durch die energetische Nutzung der Potenziale des biogenen Anteils im Abfall, eine Darstellung der Entwicklung des Beitrages zum Klimaschutz von 1990 bis 2006 sowie eine Abschätzung noch vorhandener Potenziale.

Im Fokus der Untersuchungen stehen dabei Prozesse der Abfallbehandlung, die einen Beitrag zur Strom- und Wärmebereitstellung liefern. Dazu zählen die thermische Behandlung von Abfällen in Abfallverbrennungsanlagen (MVA), die thermische Behandlung von Klärschlamm in Kohlekraftwerken (KS in KW) und Zementwerken (KS in ZW), die mechanisch-biologische Behandlung (MBA) von Abfällen mit dem Ziel der Ersatzbrennstofferzeugung und deren Verwertung in EBS-Kraftwerken, Zementwerken und Kohlekraftwerken, die Verbrennung von Altholz in Altholzverbrennungsanlagen (AH-HKW), die energetische Verwertung von Biogas resultierend aus der Vergärung von Bioabfällen (Vergärung) sowie die energetische Nutzung von Deponiegas (Deponie).

Datengrundlage und Methodik

Grundlage der Berechnungen ist eine detaillierte Recherche der, durch einen biogenen Anteil gekennzeichneten, Abfallmengenströme ausgewählter Behandlungsverfahren innerhalb des Betrachtungszeitraumes. Untersucht wurden sowohl kommunale Siedlungsabfälle (Restabfall, Sperrmüll, Bioabfall, Pappe, Papier, Kartonagen, Leichtverpackungen, Altholz und Klärschlamm), als auch hausmüllähnliche Gewerbeabfälle auf den

zur Energiegewinnung beitragenden biogenen Anteil. Gewerbeabfälle wurden lediglich im Rahmen der Bilanzierung der thermischen Abfallbehandlung in MVA berücksichtigt, um den Gesamtinput in MVA zu erfassen und die Emissionsminderung realitätsnah zu berechnen.

Eine Übersicht über die ermittelten Verwertungsmengen zeigt Tabelle 41.

Tabelle 41: Verwertungsmengen für das Jahr 2006

Abfallart	**Depo-nie**	**Thermische Behandlung in MVA**	**MBA**	**Thermische Verwertung**	**Vergärung**
	[Mg]				
Restabfall	76.000	12.576.766**	1.781.000	-	-
Sperrmüll	6.000	572.000	118.000	-	-
Gewerbeabfall	-	3.391.000	-	-	-
Bioabfall	19.000	5.000	11.000	-	616.480
Klärschlamm	2.000	98.290	-	2.159.000	-
Altholz	0	3.500	-	219.800	-
Altholz (nach Shredder)	-	-	-	327.233	-
LVP (Sortier-reste mit bio-genem Anteil)	7.014	350.625	164.357	-	-
Summe	110.014	16.990.415*	2.074.357	2.706.033	616.480
*exkl. MBA-SR/EBS/ **inkl. importierter Restabfall					

Prozesse der stofflichen Verwertung (bspw. die Gewinnung von Metallen aus Schlacken oder auch die Kompostierung von Bioabfällen) sind nicht Bestandteil der Studie, da hier keine unmittelbare Energiegewinnung zu verzeichnen ist.

Zur Berechnung der $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen wurden die klimarelevanten $CO_{2,äq}$-Emissionen den durch Energieerzeugung eingesparten CO_2-Emissionen gegenübergestellt. Klimarelevante CO_2-Emissionen entstehen durch die Verbrennung fossiler Kohlenstoffbestandteile im Abfall, sowie N_2O-Emissionen. Tabelle 42 fasst die Daten der biogenen Anteile der Abfallarten sowie deren Veränderung von 1990 bis 2006 zusammen.

Tabelle 42: Entwicklung des biogenen Anteils in verschiedenen Abfällen (feucht/ trocken)

Abfallart	1990	2006	Tendenz
PPK, Altholz (feucht)	100 %	100 %	keine Veränderung
PPK, Altholz (trocken)	100 %	100 %	
Bioabfall (feucht)	90 %	90 %	keine Veränderung
Bioabfall (trocken)	75 %	75 %	
Restabfall (feucht)	66,7 %	65,3 %	sinkend
Restabfall (trocken)	56,7 %	55,7 %	
Klärschlamm (feucht)	74 %	74 %	keine Veränderung
Klärschlamm (trocken)	60 %	60 %	
Spermüll (feucht)	59,3 %	59,3 %	keine Veränderung
Spermüll (trocken)	58,1 %	58,1 %	
LVP (feucht)	24,3 %	30 %	ansteigend
LVP (trocken)	21,6 %	27,1 %	

Die Berechnung der eingesparten CO_2-Emissionen beruht auf einer Multiplikation der durch das jeweilige Verwertungsverfahren erzeugten Energiemengen mit CO_2-Emissionsfaktoren der substituierten Energie (Strom und Wärme). In der vorliegenden Studie kamen die in Tabelle 43 dargestellten Substitutionsszenarien zum Einsatz.

Tabelle 43: Substitutionsfaktoren bei der Berechnung der eingesparten CO_2-Emissionen

Szenario	Strom-faktor	Wärme-faktor	Quelle
	[Mg CO_2/MWh]		
A	0,886	0,232	Substitution des deutschen Strommix basierend auf fossiler Endenergieerzeugung (30 % Braunkohle, 60 % Steinkohle, 10 % Gas); Wärmemix (56,9 % Erdgas, 40,5 % Heizöl, 2,6 % Kohle)*
B	0,596	0,216	Substitution des deutschen Strom- und Wärmemix inkl. regenerativer und atomarer Energieerzeugung [UBA, 2008a/b]
C	1,088	0,216	Substitution von Strom bereitgestellt durch Braunkohlekraftwerke (Grundlastkraftwerke der deutschen Stromversorgung) [UBA, 2008a] und des deutschen Wärmemix [BMU, 2008]
* Wert gilt für Energie aus Abfall nach Angaben des BMU [BMU, 2008]			

Nach Berechnung des Beitrages der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz für das Bezugsjahr 2006 wurde dieser mit dem Beitrag im Jahr 1990 verglichen, um die Entwicklung quantitativ und qualitativ bewerten zu können.

Ergebnisse

Abbildung 103 veranschaulicht die berechneten $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen der betrachteten Entsorgungswege für das Jahr 2006. Dabei wird deutlich, dass der Deponiebetrieb den größten Beitrag zum Nettobilanzergebnis in Form einer CO_2-Belastung liefert. Durch das auf Deponien freigesetzte Methan werden für das Bezugsjahr 2006 $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen in Höhe von ca. 8 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a bilanziert. Die Vergärung als auch die energetische Altholzverwertung führen je nach Substitutionsszenario und Behandlungsverfahren zu geringen CO_2-Einsparungen von bis zu ca. 0,8 Mio. Mg $CO_{2,äq.}$/a. Der Einsatz von Klärschlämmen in Mitverbrennungsanlagen sowie die MVA und die MBA sorgen für Entlastungen von jeweils ca. 1 Mio. Mg $CO_{2,äq}$/a.

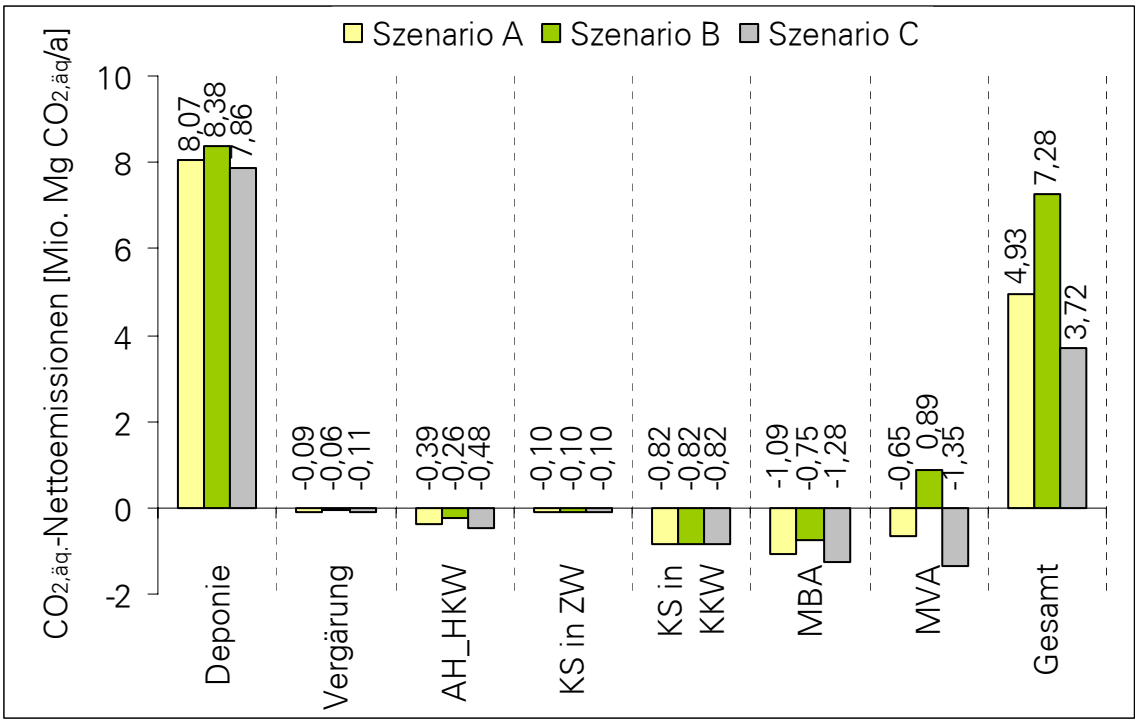

Abb. 103: $CO_{2,äq}$-Nettoemissionen abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit Energieerzeugung für das Jahr 2006

Insgesamt wurden durch die betrachteten abfallwirtschaftlichen Maßnahmen zwischen ca. 3,7 und 7,3 Mio. Mg in Form einer CO_2-Belastung in Abhängigkeit vom gewählten Substitutionsszenario bilanziert.

Um die Entwicklung des Beitrages der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz quantifizieren zu können, wurde im Rahmen der Studie ein Vergleich des Bilanzergebnisses des Bezugsjahres 2006 mit dem Basisszenario 1990 durchgeführt. Die bilanzierten $CO_{2\text{-äq}}$-Nettoemissionen konnten je nach angesetztem Substitutionsszenario von 34,0 – 34,6 Mio. Mg im Jahr 1990 auf 3,8 - 7,3 Mio. Mg im Jahr 2006 gesenkt werden. Dies entspricht einer Reduktion von 78 % bis zu 89 %, je nach gewähltem Substitutionsszenario.

Die Reduktion klimarelevanter $CO_{2\text{-äq}}$-Emissionen durch abfallwirtschaftliche Maßnahmen ist in erhöhtem Maße auf die in den letzten Jahrzehnten in Deutschland eingeführten gesetzlichen Rahmenbedingungen zurückzuführen. In erster Linie ist das Verbot der Deponierung von unbehandelten Abfällen entsprechend der Abfallablagerungsverordnung zu nennen. Weiterhin hat auch die Weiterentwicklung des Standes der Technik einen entscheidenden Einfluss. Als Beispiel seien die verbesserte Deponiegasfassung oder auch höhere Wirkungsgrade der MVA genannt.

Zusätzlich verstärkt wurde die Entwicklung durch eine Erhöhung der energetischen Nutzung von Abfällen, sowohl in MVA, als auch nach entsprechender Aufbereitung in EBS-Kraftwerken oder durch Substitution von Regelbrennstoffen in Zement- und Kohlekraftwerken.

Fazit

Die durchgeführten Berechnungen für das Bezugsjahr 2006 zeigen deutlich, dass das CO_2-Bilanzergebnis der Abfallwirtschaft signifikant durch den Deponiebetrieb in Form einer $CO_{2,äq}$.-Emissionsbelastung beeinflusst wird. Niedrigere $CO_{2,äq}$- Nettoemissionen des Entsorgungsweges MBA im Vergleich zur MVA resultieren aus lediglich geringen EBS- Mengen, die vorwiegend in Kohlekraftwerken und Zementwerken verwertet wurden. Diese weisen einen wesentlich höheren elektrischen Wirkungsgrad als die MVA auf, beziehungsweise erfolgt eine direkte Brennstoffsubstitution in den Zementwerken.

10 Summary

Motivation and Objectives

Waste management in combination with effective process design can make an important contribution to energy production. Waste contains fossil carbon but also a high percentage of carbon of biogenic origin. Thus emissions from waste treatment activities have to be considered partly carbon-neutral. Energy from waste can replace energy that would otherwise be obtained from fossil fuels saving significant $CO_{2,eq.}$-emissions.

The study intends to describe in detail the contribution toward climate protection that can be realized by relevant waste management activities to produce energy from waste´s biogenic fraction. The focus is on those waste treatment processes that can supply electricity and heat. These include:

- thermal treatment in waste incineration plants (incineration),
- thermal treatment of sewage sludge in coal-fired power plants and cement kilns (SS_CPP, SS_CK),
- mechanical-biological treatment (MBT) of waste with the aim of refused derived fuels (RDF) production and utilisation in RDF-fired power plants, cement kilns and coal-fired power plants,
- combustion of waste wood in wood combustion plants (WW_thermal),
- energy recovery from biogas resulting from anaerobic digestion of organic waste (digestion) and
- energy generation from landfill gases (landfill).

Data base and Methodology

The calculation is based on a detailed research of waste streams characterized by biogenic carbon of the previous selected treatment procedures within the observation period. These waste streams are: municipal waste (residual waste, bulky waste,

organic waste, cardboard, paper, cardboard, light packaging, wood waste and sewage sludge) as well as household-type industrial waste containing biogenic carbon. Commercial waste was only included regarding thermal waste treatment in incineration plants in order to capture the total input realistically. An overview of the identified amounts of waste is shown in Table 41.

Table 41: Amount of waste 2006

waste	**disposal on landfill**	**thermal treatment in incineration plants**	**MBT**	**thermal recovery**	**anaerobic digestion**
	[Mg]				
Residual waste	76.000	12.576.766**	1.781.000	-	-
Bulky waste	6.000	572.000	118.000	-	-
Commercial waste	-	3.391.000	-	-	-
biowaste	19.000	5.000	11.000	-	616.480
Sewage sludge	2.000	98.290	-	2.159.000	-
Waste wood	0	3.500	-	219.800	-
Waste wood (after shreddering)	-	-	-	327.233	-
Light packaging (by-products of waste sorting facilities with a biogenic carbon content)	7.014	350.625	164.357	-	-
sum	110.014	16.990.415*	2.074.357	2.706.033	616.480
*excl. by-products of waste sorting facilities in MBP/RDF/ **incl. imported residual waste					

Processes of recycling (e.g. the sorting out of metals from incineration slag or the composting of organic waste) are not included in the study because of no direct energy generation within these processes. To calculate the $CO_{2,eq}$-net emissions, the climate-relevant $CO_{2,eq}$-emissions are compared to saved CO_2 emissions due to energy generation. Climate-relevant $CO_{2,eq}$-emissions are caused both by incineration of fossil carbon contained in waste components

and N_2O emissions. Table 42 summarizes data of the biogenic content of the selected waste types and the development from 1990 to 2006.

Table42: biogenic content of different waste types (wet / dry)

Waste type	1990	2006	tendency
PPK, waste wood (wet)	100 %	100 %	stagnating
PPK, waste wood (dry)	100 %	100 %	
organic waste (wet)	90 %	90 %	stagnating
organic waste (dry)	75 %	75 %	
residual waste (wet)	66,7 %	65,3 %	decreasing
residual waste (dry)	56,7 %	55,7 %	
Sewage sludge (wet)	74 %	74 %	stagnating
Sewage sludge (dry)	60 %	60 %	
bulky waste (wet)	59,3 %	59,3 %	stagnating
bulky waste (dry)	58,1 %	58,1 %	
LVP (wet)	24,3 %	30 %	increasing
LVP (dry)	21,6 %	27,1 %	

The calculation of avoided $CO_{2,eq}$ emissions is based on a multiplication of the utilization of energy produced with $CO_{2,eq}$-emission factors of the substituted energy (electricity and heat). The used substitution scenarios are shown in Table 43.

Table 43: Substitution scenarios

Scenario	Emission factor power	Emission factor heat	Source
	[Mg CO_2/MWh]		
A	0,886	0,232	substitution of the German electricity mix based on fossil energy generation (30% lignite, 60% coal, 10% gas), heat generation mix (56.9% natural gas, fuel oil 40.5%, 2.6% carbon) *
B	0,596	0,216	substitution of the German electricity and heat generation mix including renewable and nuclear energy [UBA, 2008a / b]
C	1,088	0,216	substitution of electricity provided by coal power plants [UBA, 2008a] and the German heat generation mix [BMU, 2008]
* value applies to energy from waste, according to BMU [BMU, 2008]			

After calculating the contribution of waste management activities to climate protection for the basic year 2006 it has been compared to the contribution in 1990 to be able to evaluate the development.

Results

Figure 103 shows the calculated net $CO_{2,eq}$-emissions for the basic year 2006. The operation of landfills has the highest contribution to the net result in form of a $CO_{2,eq}$-emission load.

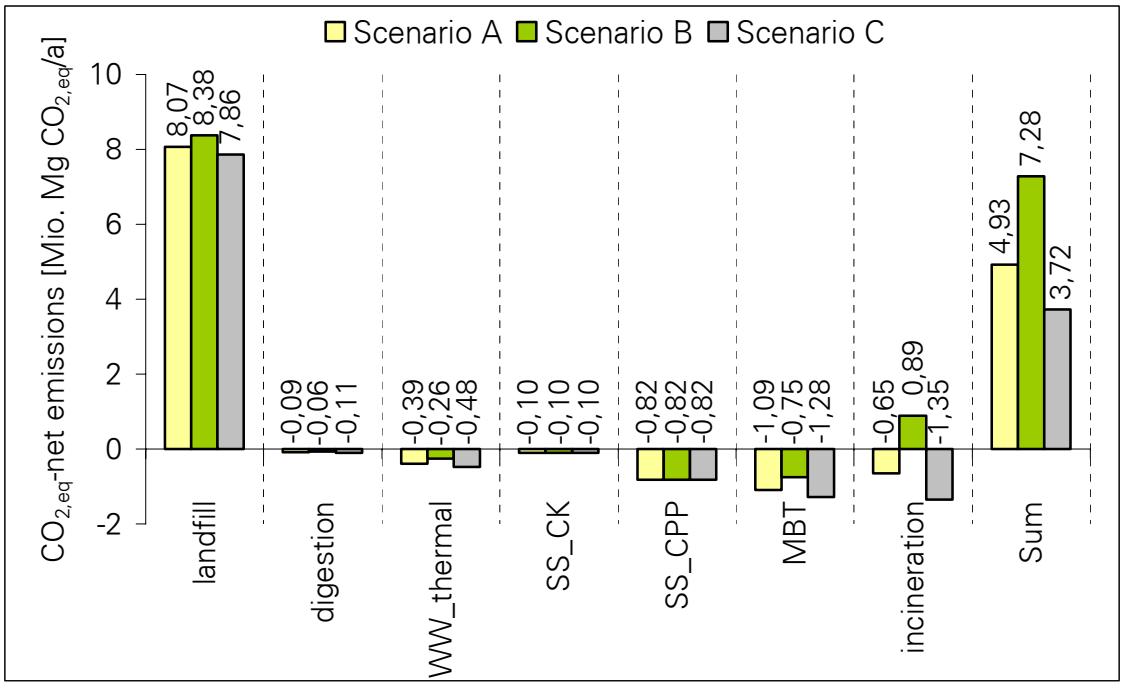

Figure. 203: net $CO_{2,eq}$-emissions of waste management activities with energy production in the basic year 2006

In the year 2006 released methane by landfills caused $CO_{2,eq}$-net emissions of around 8 million Mg $CO_{2,eq}$ / a.

Anaerobic digestion as well as energetic utilization of wood waste lead, depending on the substitution scenario and the treatment method to little $CO_{2,eq}$-emission savings of about 0.8 million Mg $CO_{2,eq}$/a. The utilization of sewage sludge in co-incineration plants, incineration plants and MBT causes $CO_{2,eq}$-emission savings of about 1 million Mg $CO_{2\ eq}$/a.

All in all waste management activities lead to net $CO_{2,eq}$-emissions of about 3.7 to 7.3 Mio. Mg $CO_{2,eq}$/a.

To quantify the contribution of waste management sector to climate protection the calculation results of the year 2006 have been compared to the baseline scenario year 1990. The $CO_{2,eq}$-net emissions could be reduced (depending on the used substitution scenario) from 34.0 to 34.6 Mio. Mg $CO_{2,eq}$/a (1990) to 3.8 - 7.3 Mio. Mg $CO_{2,eq}$/a (2006). This represents a reduction of 78% to 89% depending on the chosen substitution scenario.

The reduction of climate relevant $CO_{2,eq}$ emissions of waste management activities in Germany within the recent decades can be based on the implementation of legal frameworks. First of all, the prohibition of untreated wastes in accordance with the waste deposit decree has to be mentioned. Further on the development is caused by improvements of the state of the art (e.g. the improved landfill gas collection or higher efficiencies of waste incineration plants).

Additionally the development has been strengthened by increasing energetic utilization of waste both in incineration plants and in RDF-power plants or by substitution of regular fuels in cement kilns and coal power plants.

Conclusion

The calculations for the basic year 2006 show clearly that the $CO_{2,eq}$-emissions of the waste management sector significantly are affected by the operation of landfills. Lower $CO_{2,eq}$-emissions for waste treatment in MBT plants in comparison to incineration plants result of only small amounts of RDF, which are predominantly treated in coal-fired power plants and cement kilns. These plants have a much higher electrical efficiency than incineration plants or the fuel is replaced directly in cement kilns respectively.

11 Literaturverzeichnis

[AG Energiebilanzen e.V., 2008]
Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen e.V.:
Auswertungstabellen zur Energiebilanz für die Bundesrepublik Deutschland 1990-2007
Statistisches Landesamt Bremen, Stand 2008
http://www.ag-energiebilanzen.de

[ASA, 2008]
ASA e.V.:
MBA Steckbriefe 2007/2008
2008

[Auerbach, 2002]
Auerbach, W.:
Energiereiche Holzröllchen
UmweltMagazin 6/2002, S. 67, Springer-VDI-Verlag, Düsseldorf, 2002

[Bilitewski, 2006]
Bilitewski, B.,
Berechnung von CO_2-Vermeidungskosten für die Optimierung von Verbrennungsanlagen
In: 11. Fachtagung Thermische Abfallbehandlung (Hrsg.), Urban, A., Bilitewski, B., Faulstich, M., München, 14. und 15. März 2006

[Bilitewski et al., 2008]
Bilitewski, B., Wünsch, C., Hoffmann, G.:
CO_2-Reduktion in Abfallverbrennungsanlagen durch Energieeffizienz
in: Waste to Energy- Internationale Fachmesse & Konferenz für Energie aus Abfall und Biomasse. Bremen, 10./11. Dezember 2008.

[Bode et al., 2008] Bode, S.; Dach, J.; Warnstedt, A.; Müller, G.:
Biomasse aus Bioabfall: Eine Alternative zur Vergärung;
Müll und Abfall, 09/2008

[Butz,1997] Butz, W.:
Klimarelevanz von Deponiegasemissionen
Deponiegas-Tagung, Trier, 1997

[BMU, 2008] Staiß, F.; Linkohr, C.; Zimmer, U.; Musiol, F.;
Ottmüller, M.:
Erneuerbare Energien in Zahlen – Nationale und internationale Entwicklungen
Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berlin, 2008

[Briese et al., 2009] Briese, D.; May, F.; Pförtner, M.; Stäblein, C.:
Podiumsdiskussion: Legaler Abfallim- und -export und illegale Schlupflöcher
Podiumsdiskussion im Rahmen der Konferenz: „Energie aus Abfall", Berlin, 2009

[Cerajewski, 1995] Cerajewski, J.:
Biogasaufbereitung und -nutzung
In: Biologische Abfallbehandlung, Thomè-Kozmiensky, K.J., EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH, Berlin, 1995

[Cuhls et al., 2008] Cuhls, C.; Mähl, B.; Berkau, S.; Clemens, J.:
Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen
Abschlussbericht zum Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; FZK: 206 33 326, Berlin/Bonn, 2008

[Decker, 2009] Decker, J.:
Begriffsdefinition - Lufttrocknen
www.holzlexikon.de

[DEBRIV, 2008] Bundesverband Braunkohle:
Braunkohle in Deutschland 2008
Zahlen und Fakten, Köln, Stand 2008,
http://www.braunkohle.de,

[Dehoust et al., 2002] Dehoust, G. ; Gebhardt, P ; Gärtner, S.:
Der Beitrag der thermischen Abfallwirtschaft zu Klimaschutz, Luftreinhaltung und Ressourcenschonung
Öko-Institut e.V., Darmstadt, 2002

[Dehoust et al., 2005] Dehoust, G.; Wiegmann, K.; Fritsche, U.; Stahl, H.,; Jenseit, W.; Herold, A.; Gebhardt, P.:
Statusbericht zum Beitrag der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz und mögliche Potentiale
Öko-Institut e.V., Darmstadt, 2005

[DESTATIS, 1994] Statistisches Bundesamt, Umwelt:
Abfallentsorgung 1990
Wiesbaden, erschienen 1994
http://www.destatis.de

[DESTATIS, 2006] Statistisches Bundesamt, Umwelt:
Fachserie 19
Reihe 1, Umwelt Abfallentsorgung 1996-2006, Wiesbaden, 2006
http://www.destatis.de

[DESTATIS, 2008a] Statistisches Bundesamt, Umwelt:
E-Mail von Herrn Hans-Jörg Weinert, Statistisches Bundesamt VII B Umwelt, Wiesbaden, 20.08.2008
http://www.destatis.de

[DESTATIS, 2008b] Statistisches Bundesamt, Umwelt:
Abfallentsorgung 2006
Wiesbaden, erschienen 2008
http://www.destatis.de

[DG Environment, 2002] DG Environment:
Member States report in pursuance of Directive 94/62/EC on Packaging and Packaging Waste, 2002
veröffentlicht durch ETC-RWM unter
http://waste.eionet.europa.eu/wastebase/quantities

[DSD, 2007] Zitat in der Drucksache 14/1926 des Landtages von Baden-Württemberg, 26.10.2007

[EdDE, 2009] Wünsch, C.; Hoffmann, M.:
Energieeffizienzsteigerung bei der Müllverbrennung und CO_2-Vermeidungspotentiale – technische und wirtschaftliche Bewertung
Entsorgergemeinschaft der Deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. – EdDE, Köln, noch unveröffentlicht

[EEA Report, 2007] European Environment Agency:
Greenhouse gas emission trends and projections in Europe 2007 – Tracking progress towards Kyoto targets
European Environment Agency Report No 5/2007, ISSN 1725-9177, S. 83-85, Kopenhagen, Dänemark, 2007

[Eurostat, 1999-2006] Statistisches Amt der Europäischen Gemeinschaften,
Jahre der Datenerhebung: 1995-2006
Luxemburg, 2006
http://ec.europa.eu/eurostat

[Fehrenbach et al., 2007] Fehrenbach, F.; Giegrich, J.; Mahmood, S.:
Beispielhafte Darstellung einer vollständigen, hochwertigen Verwertung in einer MVA unter besonderer Berücksichtigung der Klimarelevanz
ifeu Institut für Energie- und Umweltforschung, Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau-Rosslau, Oktober 2007

[FNR, 2006] Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe:
Biogasgewinnung und -nutzung
Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR), Handreichung, Gülzow, 2006
http://www.nachwachsende-rohstoffe.de/

[Fruth et al., 1997] Fruth, F.; Kranert, M.:
Durchführung und Ergebnisse einer visuellen Klassifizierung von Gewerbeabfall, Sperrmüll und kommunalen Abfällen der Stadt Braunschweig
Müll und Abfall 01/97, S. 14-25, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co., Berlin, 1997

[GEMIS 4.4] Globales Emissions-Model Integrierter Systeme (GEMIS) Version 4.42

[Hansen, 2007] Hansen, H.:
Stand und Entwicklung der thermischen Klärschlammentsorgung in Deutschland
5. Klärschlammtagung, Hildesheim, 21.-23. Mai 2007

[Heilmann, 2000] Heilmann, A.:
Stoffstrommanagement für Abfälle aus Haushalten
Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten der TU Dresden, Band 13, Dissertation, Pirna, 2000

[Hoffmann et al., 2008] Hoffmann, G.; Bilitewski, B.; Wagner, J.; Wienhold, H.:
Ersatzbrennstoffverbrennung in Deutschland – aktueller Stand, Perspektiven
Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten, TU Dresden, Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, Pirna, 2008

[Hoffmann et al., 2008 a] Hoffmann, G.; Schnapke, A.; Bilitewski, B.:
Biogener Anteil in EBS – Relevanz, Theorie, Praxis
in: B. Bilitewski, P. Werner, S. Rotter, G. Hoffmann (Hrsg.): EBS – Analytik; Anforderungen – Probleme – Lösungen, Tagungsband, Eigenverlag des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten e. V., Dresden, 29.01.2008.

[Hoffmann et al., 2008 b] Hoffmann, G.;: Wünsch, C.; Bilitewski, B.:
Die zukünftige Bedeutung der thermischen Abfallbehandlung für die Abfallwirtschaft
Vortrag im Rahmen der Tagung: EFFIZIENTE ABFALLBEHANDLUNGSMETHODEN DER ZUKUNFT- Thermische Behandlung vs. stoffliche Verwertung. Wien, 25./26.08.2008.

[Hoffmann et al., 2009] Hoffmann, G.; Schingnitz, D.:
Stimmen die Qualitäten produzierter EBS mit den verwertungsspezifischen Qualitätsanforderungen überein?
in: B. Bilitewski, P. Werner, S. Rotter, G. Hoffmann (Hrsg.): EBS – Analytik; Anforderungen – Probleme – Lösungen, Tagungsband, Eigenverlag des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten e. V., Dresden, 03/04.03.2009

[INTECUS, unveröffentlicht] *Eigene Analysen aus Rheinland-Pfalz und Brandenburg*

[IFEU, 2007] IFEU:
Ökobilanz thermischer Entsorgungssysteme für brennbare Abfälle in Nordrhein-Westfalen
Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Heidelberg, 2007

[IPCC, 1996] Houghton, J.B.; Meira Filho, L.G.; Callander, B.A.; Harris, N.; Kattenberg, A.; Maskell, K.:
Climate Change 1995: The Science of Climate Change.
Intergovernmental Panel on Climate Change; Cambridge University Press, Cambridge, Großbritanien, 1996

[IPCC, 2006] Intergovernmental Panel on Climate Change*:*
IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 5, Waste
Cambridge University Press, Cambridge, Großbritanien, 2006,
http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_5_Ch5_IOB.pdf

[ITAD, 2009] Internetpräsenz der Interessengemeinschaft der thermischen Abfallbehandlungsanalgen in Deutschland e.V.
Download am 28.04.2009 unter:
http://www.itad.de/mitglieder

[Johnke, 2002] Johnke, B.:
Statusbericht zur Einsparung von CO_2-Emissionen durch verbesserte Energienutzung in Siedlungsabfall-Verbrennungsanlagen
Umweltbundesamt, Berlin, 2002

[Knichel, 2008] Knichel, M.:
Telefonische Mitteilung
Pirna, Oktober 2008

[Kost, 1998] Kost, Th.:
Brennstofftechnische Charakterisierung von Haushaltsabfällen
Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten der TU Dresden, Nr.16, Pirna, 1998

[Krümpelbeck, 2000] Krümpelbeck, I.:
Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien
Dissertation, Bergische Universität – Gesamthochschule, Wuppertal, 2000

[Koch, 2009] Koch, M.:
Ökologische und ökonomische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen und deren Standortwahl
Dissertation, Universität Karlsruhe (TH)
Fakultät für Wirtschaftswissenschaften,
Universitätsverlag Karlsruhe, 2009

[Leible et al., 2009] Leible, L.; Kälber, S.; Kappler, G.; Nieke, E.; Fürniß, B.:
CO_2-Minderungskosten verschiedener Biomassenutzungskonzepte
21. Kasseler Abfall- und Bioenergieforum, Witzenhausen-Institut GmbH, Witzenhausen, April 2009

[LfU Bayern, 2008] Riedel, H.:
Restmüllzusammensetzungen, Einflussfaktoren, Abhängigkeit von lokalen abfallwirtschaftlichen Rahmenbesingungen (EFRE-Ziel-2-Gebiete in Bayern)
Bayerisches Landesamt für Umwelt, Endbericht zum Forschungsvorhaben UmweltSpezial, Augsburg, 2008

[LfUG, 2006] Schriftliche Auskunft des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfUG), Dresden, Oktober 2006

[Mantau, 2008] Mantau, U.; Weimar, H.:
Altholz im Entsorgungsmarkt – Aufkommens- und Vermarktungsstruktur
In: Standorte der Holzindustrie, Abschlussbericht im Auftrag von Holzabsatzfonds (HAF) und Verband der deutschen Papierfabriken e.V. (VDP), Hamburg, Januar 2008

[Müller et al., 1999] Müller, W.; Wallmann, R.; Fricke, K.:
Technische Anforderungen an die Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung
BMBF-Statusseminar zum Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen", Ergebnispräsentation vom 7./8.09.1999, S. 85-116, Potsdam, 1999,
http://www.unipotsdam.de/u/oekotech/Download_Dokumente/MBV_Verbund_Praesentation_1999.pdf

[NIR, 2008] Umweltbundesamt:
Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2006
Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2008, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Mai 2008

[NIR, 2009] Umweltbundesamt:
Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2007
Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2009, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, April 2009

[Penning et al., 2008] Penning, J.; Sieck, M.:
Wichtiger Beitrag zum Klimaschutz – Effizient genutzte Waste-to-Energy-Anlagen bewirken eine Reduzierung von Treibhausgasemissionen
Müllmagazin, 08/2008, Rhombos-Verlag, Berlin, 2008

[Rotter et al., 2007] Rotter, S.; Ma, W.; Hoffmann, G.; Schirmer, M.:
Chlorine flow analysis of MSW Treatment in Germany
in: Waste-To-Energy International exhibition and conference for Energy from waste and Biomass, conference proceedings Bremen, Germany, 9-10 May 2007.

[Quicker et al., 2003] Quicker, P.; Faulstich, M.:
Perspektiven der Klärschlammverbrennung – Mono- oder Coverbrennung
In: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung VIII, biologisch, mechanisch, thermisch, Tagungsband, 16. Kasseler Abfallforum, 20.-21. April 2004, S. 422-442, Witzenhausen, 2004

[Schingnitz et al., 2008] Schingnitz, D.; Hoffmann, G.; Gleis, M.; Wagner, J.:
Emergence and utilisation of RDF in Germany - current situation, prospects
in: VENICE 2008, Second International Symposium on Energy from Biomass and Waste, Venedig, 17-20 November 2008.

[Schirmer et al., 2005] Schirmer, M.; Bilitewski, B.; Wagner, J.; Müller, H.:
Ökologische Effekte der Müllverbrennung durch Energienutzung
Studie im Auftrag der Entsorgungsgemeinschaft der deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. (EdDE), EdDE-Dokumentation 10, Pirna, 2005

[Schirmer et al., 2007] Schirmer, M.; Ma, W.; Hoffmann, G; Rotter, S.:
Origin and fate of chlorine in RDF production processes
in: XI International Waste Management and Landfill Symposium (Sardinia), Cagliari, 1.-5. October 2007

[Stäblein et al., 2009] Stäblein, C.; Fröhlig, B.:
Der europäische Abfallverbrennungsmarkt
in: Thomé-Kozmiensky, K.J.; Versteyl, A. (Hrsg.): Planung und Umweltrecht, Band 3, TK Verlag, Neuruppin, 2009

[Thomè-Kozmiensky, 1994] Thomé-Kozmiensky, K.:
T*hermische Abfallbehandlung,*
EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, 1994

[Thomé-Kozmiensky, 1998] Thomé-Kozmiensky K.:
Klärschlammentsorgung
Enzyklopädie der Kreislaufwirtschaft, Neuruppin, 1998

[Treder, 2008] Treder, M.:
Energieerzeugung und Klimarelevanz der W-t-E Anlagen in Deutschland
ITAD – Interessengemeinschaft der thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e.V., Kurzfassung vom 16.07.2008, Würzburg, 2008

[UBA, 2004a] Umweltbundesamt:
Abfallaufkommen und Abfallentsorgung in Deutschland 1996-2004
Dessau-Roßlau, 2004
http://www.umweltbundesamt.de/abfallwirtschaft/abfallstatistik/dokumente/Abfallstatistik_96-04.pdf

[UBA, 2004b] Umweltbundesamt:
Daten zur Anlagentechnik und zu den Standorten der thermischen Klärschlammentsorgung in der Bundesrepublik Deutschland
3. überarbeitete Auflage, Umweltbundesamt Fachgebiet III 3.3 „Abfallbehandlung, Ablagerung“, Berlin, August 2004

[UBA, 2006a] Umweltbundesamt:
Grenzüberschreitende Verbringung von genehmigungspflichtigen Abfällen
Dessau-Roßlau, 2006
http://www.umweltbundesamt.de/abfallwirtschaft/abfallstatistik/dokumente/UStatGImport2006.pdf

[UBA, 2006b] Umweltbundesamt:
Energie aus Abfall, Ein bedeutender Beitrag zum Klimaschutz – Nutzung der Potenziale in Deutschland und Europa
Dokumentation des Workshops, Dessau-Roßlau, 06.-07. November 2006

[UBA, 2008a] Umweltbundesamt:
Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix 1990-2006,
Dessau-Roßlau, 2008
http://www.umweltbundesamt.de/energie/archiv/co2-strommix.pdf

[UBA, 2008b] Fritsche U., Rausch L.:
Bestimmung spezifischer Treibhausgas-Emissionsfaktoren für Fernwärme
Öko-Institut e.V., Darmstadt, Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau-Roßlau, Mai 2008

[VDZ, 2006] Verein deutscher Zementwerke:
Umweltdaten der deutschen Zementindustrie
Verein deutscher Zementwerke e.V., Düsseldorf, 2006
[VGB Power Tech e.V., 2008]
Studie Referenzkraftwerk Nordrhein-Westfalen, Essen, 2008,
http://www.vgb.org

[Vogt et al., 2002] Vogt, R.; Knappe, F.; Giegrich, J.; Detzel, A.:
Ökobilanz Bioabfallverwertung – Untersuchungen zur Umweltverträglichkeit von Systemen zur Verwertung von biologisch-organischen Abfällen
DBU-Schriftenreihe, Initiativen zum Umweltschutz, Bd. 52, Osnabrück, 2002

[Wasteconsult International, 2007]
Kühle-Weidemeier, M., Langer, U., Hohmann, F.:
Anlagen zur mechanisch-biologischen Restabfall-behandlung
Studie im Auftrag des Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Juni 2007

[Wiemer et al., 2002] Wiemer, K.; Kern, M.:
Abfallwirtschaft und Klimaschutz vor dem Hintergrund des Biomassepotenzials in Abfällen aus Industrie und Haushalten
Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, Witzenhausen, 2002

[Wünsch et al., 2008 a] Hoffmann, G.; Wünsch, C.; Brunn, L.; Bilitewski, B.:
CO_2 und Abfall
Vortrag im Rahmen der Abfalltage Baden-Württemberg-Ressourcenschutz durch Abfallwirtschaft. Stuttgart, 24./25. 09.2008

[Wünsch et al., 2008 b] Wünsch, C.; Hoffmann, G.; Bilitewski, B.:
Improvement in energy efficiency and CO_2-prevention at waste incineration - Technical and economical valuation in Germany.
in: VENICE 2008, Second International Symposium on Energy from Biomass and Waste, Venedig, 2008.

[Wünsch et al., 2009] Wünsch, C., Hoffmann, G.; Bilitewski, B.: *Energieeffizientsteigerungsmaßnahmen bei der Müllverbrennung* in: A. Urban, B. Bilitewski, M. Faulstich (Hrsg.): 14. Fachtagung Thermische Abfallbehandlung, Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik Universität Kassel, München, 10./11.03.2009.

12 Anlagenverzeichnis

Anlage 1: Quellennachweis Restabfallzusammensetzung in kommunalen Abfällen für die ausgewählten Staaten der Europäischen Union

Anlage 2: Quellennachweis Klärschlamm

Anlage 3: Datentabellen zur CO_2-Bilanzierung der MBA/MBS/MPS/MA

Anlage 1

Quellennachweis Restabfallzusammensetzung in kommunalen Abfällen für die ausgewählten Staaten der Europäischen Union

Quelle alle	European Commission: Waste generated and treated in Europe, 2003 edition
Quelle alle	Eurostat: ec.europa.eu/eurostat/
Quelle 1S	Grup de medi Ambient de la E.U.E.T.I.T.:Carateritzacio dels residus solids urbans de les poblacions següents (Barcelona), 2001
Quelle 2S	European Comission: Solid Waste Analysis-Tool (Bilbao), 2003
Quelle 3S	ASPAPEL: report 2000
Quelle 2I	EPA: National Waste Database: Interim Report 2002
Quelle 3I	WRAP: Comparsion of Compost Standards Within the EU, North America & Australasia, 2002
Quelle 4I	Arbeitspapier Projekt Payt - Zusammensetzung Cork City
Quelle 5I	Report on Separate Paper and Cardboard Collection, Cppu, 2002
Quelle 1C	Evaluation of the State of Waste Management in the Czech Republik, Ministry of Environment, 2001
Quelle 2C	European Commission, Eurostat: Municipal waste management in Accession Countries, Edition 2002
Quelle 3+4C	HABART, Jan: Biomass utilization in Czech Republic and recent legislative condition. Biom.cz [online]. 2005-11-15 [cit. 2008-04-14]. Dostupné z WWW: <http://biom.cz/index.shtml?x=823784>. ISSN: 1801-2655
Quelle 5C	Arbeitspapier Projekt Payt - Zusammensetzung Prag
Quelle 1N	Comparison of Compost Standards within the EU, North America and Australasia, 2002
Quelle 2N	Household waste Composition, RIVM/ EDC/Oct02, http://www.mnp.nl

Quellen: S=Spanien, C=Tschechische Republik, N=Niederlande, I=Irland

Anlage 2

Quellennachweis Klärschlamm

Die folgenden Quellen bilden die Datengrundlage für Aufkommen und biogenen Anteil des Klärschlamms:

Quelle alle	Eurostat 2002/03
Quelle alle	European Compost Network (ECN), country reports; (www.compostnetwork.info)

Für die Bewertung der Behandlung wurde vereinfachend angenommen, dass Klärschlamm in Tschechien, Spanien und Irland biologisch und in den Niederlanden ausschließlich thermisch behandelt wird.

Anlage 3

zu Abbildung 4: Entwicjklung der biogenen Mengen aus den betrachteten Siedlunsgabfällen – absolut im Anfallzustand [Mio. Mg/a]

Jahr	Rest-abfall	Sperr-müll	Orga-nik	PPK	LVP	Alt-holz	Klär-schlamm	Gesamt
1990	20,305	2,033	1,138	1,605			2,222	27,303
1991	18,545	2,112	1,530	2,597			2,273	27,057
1992	16,803	2,192	1,921	3,588			2,323	26,828
1993	15,077	2,272	2,313	4,580	0,313		2,374	26,929
1994	14,318	2,109	2,266	4,893	0,418		2,084	26,088
1995	13,567	1,945	2,219	5,207	0,522		1,795	25,255
1996	12,943	1,781	4,934	5,520	0,353		1,505	27,036
1997	12,100	1,880	5,536	5,652	0,479		1,697	27,344
1998	11,384	1,883	5,801	5,978	0,481		2,051	27,578
1999	11,292	1,792	6,671	6,944	0,458		1,402	29,409
2000	11,952	1,523	7,120	7,263	0,521		1,739	31,179
2001	10,893	1,587	7,193	7,550	0,531		1,798	31,132
2002	11,283	1,740	6,865	8,590	0,666	0,315	1,580	31,040
2003	10,426	1,547	6,563	8,419	0,699	0,363	1,692	29,708
2004	10,230	1,536	7,050	7,740	0,682	0,566	2,614	30,417
2005	9,128	1,285	6,930	7,895	0,706	0,534	2,475	28,953
2006	9,316	1,333	7,021	8,080	0,716	0,657	2,176	29,299

zu Abbildung 6: Prozentuale Verteilung der biogenen Anteile der betrachteten Abfallarten, bezogen auf Trockensubstanz

	Rest-abfall	**Sperr-müll**	**Bioabfall**	**PPK**	**LVP**	**Altholz**	**Klär-schlamm**	**Summe**
1990	73,4%	11,5%	2,4%	9,2%			3,5%	100,0%
1991	66,5%	11,9%	3,2%	14,9%			3,5%	100,0%
1992	59,7%	12,3%	4,0%	20,4%			3,6%	100,0%
1993	52,3%	12,4%	4,8%	25,5%	1,4%		3,6%	100,0%
1994	50,5%	11,8%	4,8%	27,8%	1,9%		3,2%	100,0%
1995	48,7%	11,1%	4,8%	30,2%	2,4%		2,8%	100,0%
1996	44,8%	9,9%	10,3%	31,1%	1,6%		2,3%	100,0%
1997	41,5%	10,4%	11,5%	31,8%	2,2%		2,6%	100,0%
1998	38,7%	10,4%	12,1%	33,6%	2,1%		3,1%	100,0%
1999	34,9%	9,0%	12,6%	35,5%	1,8%		1,9%	100,0%
2000	35,0%	7,3%	12,9%	35,6%	2,0%		2,3%	100,0%
2001	31,7%	7,5%	12,9%	36,4%	2,0%		2,3%	100,0%
2002	32,7%	8,2%	12,2%	41,1%	2,4%	1,4%	2,0%	100,0%
2003	31,7%	7,6%	12,1%	41,9%	2,7%	1,7%	2,3%	100,0%
2004	31,6%	7,6%	13,1%	38,8%	2,6%	2,7%	3,5%	100,0%
2005	29,5%	6,6%	13,5%	41,4%	2,9%	2,6%	3,5%	100,0%
2006	29,6%	6,7%	13,3%	41,4%	2,8%	3,2%	3,0%	100,0%

zu Abbildung 7: Verteilung der biogenen Anteile der Abfälle im Anfallzustand auf die Behandlungsverfahren - prozentual

	Deponie	**therm. Behandlung**	**Sonstige Behandlung**	**Stoffliche Verwertung - PPK**	**Stoffliche Verwertung –Bioabfall**
1990	73,9%	17,6%	2,4%	6,1%	0,0%
1991	70,2%	16,7%	2,7%	10,4%	0,0%
1992	65,2%	17,2%	3,0%	14,5%	0,0%
1993	57,6%	16,2%	2,6%	17,4%	6,2%
1994	53,4%	17,5%	2,6%	19,6%	6,9%
1995	48,3%	18,7%	3,7%	21,8%	7,5%
1996	39,2%	18,2%	3,8%	21,2%	17,6%
1997	36,0%	19,0%	4,2%	21,6%	19,2%
1998	32,2%	19,0%	6,1%	22,2%	20,4%
1999	26,0%	20,4%	7,9%	24,4%	21,4%
2000	22,1%	22,4%	8,1%	24,6%	22,8%
2001	20,6%	22,1%	8,2%	25,9%	23,2%
2002	18,9%	22,1%	8,9%	28,2%	22,0%
2003	17,1%	23,1%	9,0%	28,9%	21,9%
2004	15,8%	24,6%	10,6%	26,0%	23,0%
2005	8,2%	27,1%	13,1%	27,9%	23,7%
2006	0,3%	24,6%	23,2%	28,2%	23,7%

zu Abbildung 8: Verteilung der biogenen Anteile der Abfälle im Anfallzustand auf die Behandlungsverfahren

Jahr	Deponie	therm. Behandlung	Sonstige Behandlung	Stoffliche Verwertung PPK	Stoffliche Verwertung Bioabfall
1990	73,2%	16,1%	1,3%	9,5%	0,0%
1991	67,2%	15,8%	1,6%	15,3%	0,0%
1992	61,1%	16,1%	1,6%	21,3%	0,0%
1993	53,6%	15,6%	1,3%	26,1%	3,4%
1994	49,6%	16,6%	1,4%	28,7%	3,7%
1995	45,1%	17,5%	2,0%	31,4%	4,0%
1996	38,6%	17,5%	1,7%	32,2%	9,9%
1997	35,4%	18,4%	2,5%	32,8%	10,8%
1998	32,2%	18,5%	3,2%	34,4%	11,7%
1999	25,2%	19,3%	5,5%	37,7%	12,2%
2000	21,2%	20,8%	6,9%	38,0%	13,0%
2001	19,4%	20,9%	6,6%	39,9%	13,2%
2002	17,7%	20,2%	8,2%	41,8%	12,1%
2003	15,8%	20,8%	8,5%	42,8%	12,0%
2004	15,1%	23,0%	9,2%	39,7%	13,0%
2005	7,4%	25,9%	11,0%	42,4%	13,3%
2006	0,2%	22,8%	21,4%	42,4%	13,2%

zu Abbildung 9: Verteilung der biogenen Anteile der Abfälle (Trockensubstanz) auf die Behandlungsverfahren

	Deponie	**therm. Behandlung**	**Sonstige Behandlung**	**Stoffliche Verwertung PPK**	**Stoffliche Verwertung Bioabfall**	**Summe**
Jahr	[Mio. Mg]					
1990	19,333	4,608	0,6194	1,605	0	26,165
1991	17,528	4,180	0,668	2,597	0	24,972
1992	16,119	4,252	0,750	3,588	0	24,709
1993	15,518	4,357	0,708	4,678	1,669	26,929
1994	13,707	4,486	0,674	5,023	1,771	25,661
1995	11,911	4,615	0,903	5,369	1,860	24,660
1996	10,468	4,856	1,027	5,655	4,711	26,718
1997	9,671	5,106	1,124	5,816	5,174	26,891
1998	8,882	5,246	1,687	6,125	5,638	27,578
1999	7,517	5,905	2,278	7,067	6,195	28,961
2000	6,640	6,729	2,416	7,384	6,829	29,998
2001	6,085	6,540	2,415	7,664	6,844	29,549
2002	5,869	6,847	2,746	8,745	6,818	31,024
2003	5,085	6,873	2,669	8,595	6,526	29,747
2004	4,819	7,483	3,212	7,911	6,978	30,403
2005	2,365	7,845	3,781	8,072	6,870	28,933
2006	0,075	7,204	6,795	8,260	6,935	29,269

zu Abbildung 10: Prozentuale Entwicklung der Heizwertanteile am Gesamtheizwert der betrachteten Abfälle

Jahr	Restabfall	Sperrmüll	Bioabfall	PPK	LVP	Altholz	Klärschlamm
1990	73%	16%	2%	7%			2%
1991	67%	17%	3%	11%			2%
1992	61%	18%	3%	15%			2%
1993	53%	18%	4%	18%	5%		2%
1994	51%	17%	4%	20%	7%		2%
1995	49%	16%	4%	21%	9%		2%
1996	47%	15%	8%	23%	6%		2%
1997	43%	15%	9%	23%	8%		2%
1998	40%	15%	10%	25%	8%		2%
1999	39%	14%	11%	28%	7%		1%
2000	39%	12%	11%	29%	7%		2%
2001	37%	12%	12%	30%	7%		2%
2002	36%	12%	10%	31%	8%	1%	1%
2003	36%	11%	10%	31%	9%	2%	2%
2004	36%	11%	11%	29%	8%	2%	2%
2005	34%	10%	11%	31%	9%	2%	2%
2006	35%	10%	11%	31%	9%	3%	2%

zu Abbildung 11: Entwicklung der Heizwerte in Abhängigkeit der Abfallarten mit den Aufkommensanteilen

Jahr	Rest-abfall [kJ/kg]	Sperr-müll [kJ/kg]	Bioabfall [kJ/kg]	PPK [kJ/kg]	LVP [kJ/kg]	Altholz [kJ/kg]	Klärschlamm [kJ/kg]
90	6.161	1.378	159	553	0	0	197
91	5.757	1.464	218	915	0	0	206
92	5.339	1.554	281	1.293	0	0	216
93	4.742	1.593	334	1.632	480	0	218
94	4.630	1.518	336	1.791	658	0	197
95	4.513	1.440	339	1.959	846	0	174
96	4.162	1.288	735	2.029	509	0	143
97	3.808	1.345	816	2.055	700	0	159
98	3.557	1.351	858	2.180	665	0	193
99	3.375	1.238	950	2.438	575	0	127
00	3.344	1.000	963	2.422	612	0	149
01	3.198	1.055	985	2.550	613	0	156
02	3.391	1.143	930	2.870	761	123	136
03	3.396	1.066	932	2.949	811	148	153
04	3.359	1.033	977	2.645	773	226	230
05	3.200	914	1.016	2.854	846	225	230
06	3.287	936	1.017	2.885	847	274	200

Umweltforschungsplan

des Bundesministeriums für Umwelt,

Naturschutz und Reaktorsicherheit

Abfallwirtschaft

Förderkennzeichen (UFOPLAN) 3707 33 303

Nutzung der Potenziale des biogenen Anteils im Abfall zur Energieerzeugung

vom

Institut für

Abfallwirtschaft und Altlasten

der Technischen Universität Dresden

und

INTECUS GmbH

Abfallwirtschaft und umweltintegratives Management

IM AUFTRAG

DES UMWELTBUNDESAMTES

Begleitheft zur Darstellung der Vorgehensweise zur Datenrecherche sowie der umfassenden Rechercheergebnisse

Inhaltsverzeichnis

1 Recherche zur Abfallzusammensetzung und zum biogenen Anteil der relevanten Stoffströme 220
1.1 Restabfall 220
1.2 Sperrmüll 225
1.3 Leichtverpackungen 225
1.4 Altpapier 226
1.5 Bioabfall 226
1.6 Holz 227
1.7 Klärschlamm 227
1.8 Trockensubstanzgehalte 227
1.9 Biogene Anteile in der Trockensubstanz 229
1.10 Heizwert 230
2 Recherche zur Mengenentwicklung 232
2.1 Vorgehen bei der Ermittlung der Mengenentwicklung 232
2.1.1 Restabfall- und Sperrmüllmengen 232
2.1.2 Mengen an Leichtverpackungen 232
2.1.3 Bioabfallmengen 233
2.1.4 Altpapiermengen 233
2.1.5 Altholzmengen 234
2.1.6 Klärschlammmengen 234
2.1.7 Fazit zur Mengenrecherche 236
3 Recherche zur Ermittlung der Entsorgungswege für die betrachteten Abfallstoffströme 237
3.1 Restabfall und Sperrmüll 237
3.2 Leichtverpackungen 237
3.3 Pappe/Papier/Kartonagen 238
3.4 Bioabfall 238
3.5 Altholz 239

3.6 Klärschlamm 239
4 Ergebnisse der Datenrecherchen – Abfallzusammensetzung 241
4.1 Zusammensetzung Restabfall 241
4.2 Zusammensetzung Sperrmüll 243
4.3 Zusammensetzung Leichtverpackungen 244
5 Ergebnisse der Datenrecherchen – Entsorgungswege 245
5.1 Restabfall 246
5.2 Sperrmüll 247
5.3 Bioabfall 249
5.4 Altholz 252
5.5 Klärschlamm 253
Literaturverzeichnis 255

Anlagen

Tabelle zur Abbildung 2 Entwicklung der Restabfallzusammensetzung A – 2
Tabelle zur Abbildung 6: Darstellung des biogenen Anteils der behandelten Restabfallmengen nach Entsorgungswegen A – 2
Tabelle zur Abbildung 7: Darstellung des biogenen Anteils der behandelten Sperrmüllmengen nach Entsorgungswegen A – 3
Tabelle zur Abbildung 8: Darstellung des biogenen Anteils der behandelten Restabfall- und Sperrmüllmengen nach Entsorgungswegen A – 3
Tabelle zur Abbildung 9: Mengenverteilung von Verwertung und Beseitigung bei der Behandlung von Bioabfällen A – 4
Tabelle zur Abbildung 12: Aufteilung der Altholzmengen nach Behandlungsverfahren A – 4
Tabelle zur Abbildung 13: Mengenentwicklung des Klärschlamms unter Berücksichtigung der Behandlungsverfahren A – 5

1 Recherche zur Abfallzusammensetzung und zum biogenen Anteil der relevanten Stoffströme

1.1 Restabfall

Für die Ermittlung der Restabfallzusammensetzung wurden nur Daten verwendet, welche bestimmte Mindestqualitätskriterien aufweisen. Keine Anwendung fanden Daten, welche aus Pilotprojekten (z.B. zur verursachergerechten Abfallerfassung - Müllschleusen) stammen. Gleiches gilt für Analysen, die nicht auf die Abfallfraktionen nach 1. Differenzierungsebene der sächsischen Sortierrichtlinie umzurechnen sind (z.B. Daten mit fehlender Feinfraktion < 10 mm). Es lag eine Vielzahl von Abfallanalysen vor, in welchen die Mittelfraktion 10-40 mm ausgewiesen wurde. Für diese Analysen wurde eine durchschnittliche Zusammensetzung für die Mittelfraktion angesetzt und diese auf die Fraktionen der 1. Differenzierungsebene umgerechnet.

In die in der vorliegenden Studie genutzten Daten zur Restabfallzusammensetzung flossen 94 Restabfallanalysen ein (siehe Tabelle 1).

Insbesondere ab dem Jahr 2005 wurden verstärkt Abfallanalysen am Input von Abfallbehandlungsanlagen durchgeführt.

Die Anzahl der öffentlich rechtlichen Entsorgungsträger, welche durch die Abfallanalysen repräsentiert werden, sind in Klammern in der Tabelle 1 aufgeführt.

Tabelle 1: Überblick über die Anzahl der verwendeten Restabfallanalysen (in Klammern Anzahl der betrachteten öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger) [Quellen siehe „Datenquellen zur Ermittlung der Restabfallzusammensetzung" am Ende des Literaturverzeichnisses]

Jahr	Ländliche Struktur	Städtische Struktur
1990	-	-
1991	3	1
1992	3	2
1993	3	3
1994	7	1
1995	5	2
1996	2	3
1997	2	2
1998	4	4
1999	5 (10)	1
2000	3**	1
2001	2	2
2002	1 (12)	3 (7)
2003	5	2
2004	4	4
2005*	5 (16)	3 (10)
2006*	1 (5)	2 (6)
2007*	3 (4)	-
Summe	**58**	**36**

*...Ein Großteil der Analysen wurden an Abfallbehandlungsanlagen durchgeführt. Die Zahl in Klammern beschreibt die Anzahl der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger, welche in den Analysen Berücksichtigung fanden.

** eine Analyse entspricht der Zusammensetzung des Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommern

Aufgrund der großen Schwankungen in der Zusammensetzung des Restabfalls der einzelnen Analysen (Bebauungsstruktur, Gebührensystem, Jahreszeit, regionale Besonderheiten) wurden die Abfallanalysen über einen Zeitraum von mehreren Jahren zusammengefasst. Als Zeiträume wurden gewählt:

- 1990-1995
- 1996-2000
- 2001-2004
- 2005-2007

Eine Gewichtung der einzelnen Analysen (z.B. über angeschlossene Einwohner) wurde nicht vorgenommen, da für einige Daten die hinterlegten Einwohnerzahlen nicht bekannt waren. Weiterhin unterscheiden sich die Abfallanalysen in ihrer Qualität. Einige Abfallanalysen berücksichtigen alle Jahreszeiten (Ergebnis ist dann der Mittelwert aus 4 jahreszeitlich unabhängigen Untersuchungen), andere nur einen Zeitraum. Im Rahmen der Studie kann nicht geklärt werden, in welcher Form der hausmüllähnliche Gewerbeabfall (Geschäftsmüll), welcher über die reguläre Restabfallsammlung erfasst wird, in den Analysen berücksichtigt wurde[1].

Im nächsten Bearbeitungsschritt erfolgte die Hochrechnung auf die Bundesrepublik. Die Abfallbilanzen aller Bundesländer wurden hinsichtlich der Bevölkerungsdichte ausgewertet. Als Grenze zwischen städtischer und ländlicher Struktur wurde die Bevölkerungsdichte von 250 E/km² gewählt. Demnach leben 51,3 % der Bevölkerung in städtischer Bebauung und 48,7 % in ländlicher Bebauung.

Da zu Beginn des Bilanzzeitraumes nur vereinzelt Daten vorlagen, wurde die bundesweite Abfallanalyse von 1985 mit in die Betrachtung einbezogen. Die Zusammensetzung wurde folgendermaßen ermittelt:

- Mittelwert aus 1985 und Durchschnitt 1990-1995 = Zusammensetzung 1990
- Mittelwert aus Durchschnitt 1990-1995 und 1996-2000 = Zusammensetzung 1995
- Mittelwert aus Durchschnitt 1996-2000 und 2001-2004 = Zusammensetzung 2000
- Mittelwert aus Durchschnitt 2001-2004 und 2005-2007 = Zusammensetzung 2005
- Durchschnitt 2005-2007 = Zusammensetzung 2007

Beispielhaft wird im Folgenden die Ermittlung der Zusammensetzung des Restabfalls für das Jahr 2006 dargestellt:

[1] In der aktuelle Analyse des BayLfU [LFU, 2008] wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass der Geschäftsmüll nicht berücksichtigt wurde.[ii]

Abbildung 1: Berechnung der Zusammensetzung des Restabfalls (beispielhaft für 2006)

Die Bestimmung der jährlichen Restabfallzusammensetzung erfolgte methodisch wie beschrieben für alle Jahre gleich, ohne gesonderten Focus auf das Jahr 2006. Voranstellend soll bemerkt werden, dass ab dem 01.06.2005 verstärkt gewerbliche Anteile im Restabfall zu verzeichnen sind. Erfahrungsgemäß besitzen gewerbliche Abfälle, welche über die Restabfallsammlung erfasst werden, geringere organische Anteile und höhere Anteile an Papier/Pappe/Karton und Kunststoffe.

Folgende Gründe können für den rückläufigen Organikanteil ab 2005 ausschlaggebend sein:

- Weitere Getrenntsammlung der Organik
- Verstärkter Gewerbeanteil

Die Abfallbilanzen der Länder Nordrhein-Westfalen, Bayern und Baden-Württemberg wurden beispielhaft für die Entwicklung der Getrenntsammlung der Organik ausgewertet. Dabei ergibt sich folgendes Bild:

NRW: Bioabfall+Grünabfall+Abfälle von öffentlichen Flächen

- 2004: 97 kg/(E*a)
- 2007: 109 kg/(E*a)

Bayern: Bioabfall aus Haushalten und Grüngut aus Haushalten

- 2004: Bioabfall 61,4 kg/(E*a)[2] und Grüngut 67,0 kg/(E*a)
- 2007: Bioabfall 67,0 kg/(E*a) und Grüngut 68,6 kg/(E*a)

Baden-Württemberg: Bioabfall aus Haushalten und Grünabfall aus Haushalten

- 2004: Bioabfall 41 kg/(E*a) und Grünabfall 73 kg/(E*a)
- 2007: Bioabfall 41 kg/(E*a) und Grünabfall 78 kg/(E*a)

Tendenziell ist ein Trend zur verstärkten getrennten Erfassung von Bioabfall und Grünabfall aus Haushalten zu verzeichnen.

Der Einfluss des verstärkten gewerblichen Abfalls in der Restabfallsammlung ist nicht abschließend zu beurteilen, da dieser in vielen Analysen keine Berücksichtigung fand.

Die biogenen Anteile der Restabfallfraktionen wurden anhand von eigenen Untersuchungen und Ergebnissen aus weiteren Veröffentlichungen [Bifa, 1997], [LfU, 2008] festgelegt (vgl. Tabelle 2):

Tabelle 2: Biogener Massenanteil in Restabfallfraktionen

Fraktion	Biogener Anteil	Bemerkungen
Fe/NE-Metalle	0 %	
PPK	100 %	
Glas	0 %	
Kunststoffe	0 %	
Organik	100 %	
Holz	100 %	
Textilien	65 %	
Mineralstoffe	0 %	
Verbunde	32 %	20% für Verbunde und 60% für Verpackungsverbunde und Anteil der Verpackungsverbunde von 31%
Schadstoffe	10 %	
Stoffe, a.n.g.	81 %	90% der Windel und 90% Windeln in der Fraktion
Feinfraktion	60 %	

[2] 2003 nur 57 kg/(E*a)

1.2 Sperrmüll

Das Vorgehen zur Bestimmung der Zusammensetzung des Sperrmülls erfolgte analog der Vorgehensweise zum Restabfall. In Summe wurden 14 auswertbare Analysen recherchiert [Quellen siehe „Datenquellen zur Ermittlung der Zusammensetzung des Sperrmülls“ im Literaturverzeichnis]. Da mit dieser Datenmenge die Darstellung eines repräsentativen Verlaufes der Entwicklung der Zusammensetzung von 1990 bis 2006 nicht möglich ist, wurde aus den 14 Analysen eine durchschnittliche Zusammensetzung des Sperrmülls über den Zeitraum bestimmt. Insbesondere die Art der Sammlung (Straßensammlung, Sammlung auf Abruf oder Sammlung über Wertstoffhof) und das entsprechende Gebührensystem (pauschal, verursachergerecht) beeinflussen die Zusammensetzung. Die Bestimmung der biogenen Anteile in den Fraktionen des Sperrmülls erfolgte basierend auf eigenen Untersuchungen sowie Veröffentlichungen in der Literatur [Bifa, 1997], [LfU, 2008] (vgl. Tabelle 3).

Tabelle 3: Biogener Massenanteil in den Sperrmüllfraktionen

Fraktion	Biogener Anteil	Bemerkungen
Fe/NE-Metalle	0 %	
PPK	100 %	
Glas	0 %	
Kunststoffe	0 %	
Organik	100 %	
Holz	100 %	
Textilien	20 %	
Mineralstoffe	0 %	
Verbunde	43 %	über Holzanteile der einzelnen Verbunde (Holz 50-99%, Holz 25-50%) ausgewählter Analysen bestimmt
Schadstoffe	10 %	
Stoffe a.n.g.	10 %	
Feinfraktion	60 %	

1.3 Leichtverpackungen

Für Leichtverpackungen liegen nur punktuell Analysen vor, die aufgrund verschiedener Analysenmethoden nur bedingt vergleichbar sind. In der Abfallbilanz von Nordrhein-Westfalen von 2004 [MUNLV, 2004] sind für den Zeitraum 1995 bis 2003 einheitlich

verschiedene Sortierfraktionen ausgewiesen. Diese Entwicklung der Zusammensetzung wurde genutzt. Für die Jahre 1993 und 1994 wurde die Zusammensetzung von 1995 angesetzt, für die Jahre ab 2003 die Zusammensetzung von 2003 (kein anderes belastbares Datenmaterial verfügbar). Der biogene Anteil wurde wie folgt angesetzt (Tabelle 4)

Tabelle 4: Biogener Anteil in den Leichtverpackungsfraktionen

Fraktion	Biogener Anteil	Bemerkungen
Kunststoff	0 %	
Weißblech	0 %	
Getränke-Verpackungen	80 %	
Papierverbund-verpackungen	80 %	
Aluminium	0 %	
Sortierreste	46 %	berechnet aus der Zusammensetzung des Sortierrestes

Für die LVP-Sortierreste wurde aufgrund nur weniger Sortierdaten eine durchschnittliche Zusammensetzung angenommen, welche zu 50 % aus der Restabfallzusammensetzung zu 30 % aus Kunststoffen und zu jeweils 10 % aus Verbunden und Pappe/Papier/Kartonagen berechnet wurde. Auf Basis dieser Zusammensetzung und der biogenen Anteile der jeweiligen Fraktionen wurde der durchschnittliche biogene Anteil der Sortierreste berechnet. Für die biogenen Anteile der jeweiligen Fraktionen wurden die des Restabfalls angesetzt.

1.4 Altpapier

Für diese Stoffgruppe wurde der biogene Anteil näherungsweise auf 100 % festgesetzt. Zwar weist die Sammelware geringe Anteile an Fehlwürfen auf, diese bestehen jedoch wiederum zu einem großen Teil aus biogenen Stoffen, wenn man z.B. eine mittlere Restabfallzusammensetzung unterstellt (ca. 65 %).

1.5 Bioabfall

Die Stoffgruppe der Bioabfälle setzt sich aus den kompostierbaren Abfällen aus der Biotonne und den Garten- und Parkabfällen zusammen. Bis zum Jahr 2001 beinhalte-

ten die Mengenangaben der Garten- und Parkabfälle auch die nicht biologisch abbaubaren Garten- und Parkabfälle.

In der Literatur [Kranert et al., 2002] wird ein mineralischer Anteil in der Trockensubstanz von ca. 30 % bezogen auf die Trockenmasse angegeben. Über den Wassergehalt von Bioabfällen von ca. 60 % ergibt sich somit ein Mineralstoffanteil von ca. 10 % im Anfallzustand. Der biogene Anteil im Anfallzustand beträgt somit 90 %.

1.6 Holz

Für die Stoffgruppe Altholz wurde der biogene Anteil auf 100 % festgelegt.

1.7 Klärschlamm

Für den Klärschlamm werden Schwankungsbreiten hinsichtlich des biogenen Anteils in einem Bereich von 45 % bis 95 % angegeben [UBA, 2004]. Im kommunalen Klärschlamm beträgt der biogene Anteil ca. 60 % [Faulstich et al., 2008] in der Trockensubstanz. Dieser Wert wurde für die Berechnungen zu Grunde gelegt.

1.8 Trockensubstanzgehalte

Die Mengenangaben und Berechnungen beziehen sich auf den Abfall im Anfallzustand. Zur vereinheitlichten Darstellung der prozentualen Verhältnisse der biogenen Anteile beim Aufkommen und den Entsorgungswegen wurden die Trockensubstanzmengen wie auch die biogenen Anteile in der Trockensubstanz ermittelt. Die folgende Tabelle stellt die prozentualen Trockensubstanzgehalte für die relevanten Abfallarten dar.

Tabelle 5: Trockensubstanzgehalt der betrachteten Abfallarten

Jahr	Rest-abfall	Sperr-müll	Bio-abfall	PPK	LVP	Altholz	Klär-schlamm
	[Masse-%]						
1990	66,6	90,3	40,0	90,0	0,0	0,0	30,0
1991	66,5	90,3	40,0	90,0	0,0	0,0	30,0
1992	66,4	90,3	40,0	90,0	0,0	0,0	30,0
1993	66,2	90,3	40,0	90,0	80,0	0,0	30,0
1994	66,1	90,3	40,0	90,0	80,0	0,0	30,0
1995	66,0	90,3	40,0	90,0	80,0	0,0	30,0
1996	65,7	90,3	40,0	90,0	80,6	0,0	30,0
1997	65,3	90,3	40,0	90,0	80,5	0,0	30,0
1998	65,0	90,3	40,0	90,0	79,8	0,0	30,0
1999	64,6	90,3	40,0	90,0	78,8	85,0	30,0
2000	64,3	90,3	40,0	90,0	78,0	85,0	30,0
2001	64,5	90,3	40,0	90,0	77,3	85,0	30,0
2002	64,8	90,3	40,0	90,0	77,4	85,0	30,0
2003	65,0	90,3	40,0	90,0	77,1	85,0	30,0
2004	65,2	90,3	40,0	90,0	77,1	85,0	30,0
2005	65,3	90,3	40,0	90,0	77,1	85,0	30,0
2006	65,4	90,3	40,0	90,0	77,1	85,0	30,0

Für Restabfall, Sperrmüll sowie DSD-Leichtstoffe erfolgte die Berechnung der Trockensubstanzgehalte anhand der Zusammensetzung der Abfälle und der Wassergehalte der jeweiligen Fraktionen [Heilmann, 2000].

Die Trockensubstanzgehalte der anderen Abfallarten wurden der Literatur entnommen:

Bioabfall:	[Bode et al., 2008]
PPK:	[CEPI, 2000]
Altholz:	[Holzlexikon]
Klärschlamm:	[Statistisches Bundesamt, 2009]

Die folgende Tabelle stellt die Gesamtmengen der jeweiligen Abfallarten, bezogen auf Trockensubstanz, über den Betrachtungszeitraum dar.

Tabelle 6: Gesamtmenge bezogen auf Trockensubstanz der betrachteten Abfallarten

Jahr	Restabfall	Sperrmüll	Bioabfall	PPK	LVP	Altholz	Klär-schlamm
	[Mio. Mg TS]						
1990	20,283	3,094	0,506	1,444			0,901
1991	18,588	3,215	0,680	2,337			0,921
1992	16,899	3,337	0,854	3,229			0,942
1993	15,215	3,459	1,028	4,122	1,032		0,962
1994	14,500	3,210	1,007	4,404	1,376		0,845
1995	13,787	2,960	0,986	4,686	1,721		0,728
1996	13,031	2,711	2,193	4,968	1,119		0,610
1997	12,069	2,862	2,460	5,087	1,564		0,688
1998	11,250	2,866	2,578	5,381	1,504		0,831
1999	11,100	2,727	2,965	6,250	1,355	0,722	0,568
2000	11,592	2,318	3,164	6,537	1,477	0,902	0,705
2001	10,625	2,416	3,197	6,795	1,446	1,343	0,729
2002	11,068	2,648	3,051	7,731	1,794	0,268	0,641
2003	10,285	2,355	2,917	7,577	1,794	0,308	0,686
2004	10,148	2,337	3,133	6,966	1,752	0,481	1,060
2005	9,084	1,956	3,080	7,106	1,813	0,454	1,003
2006	9,330	2,029	3,120	7,272	1,837	0,559	0,882

1.9 Biogene Anteile in der Trockensubstanz

Über die Anteile an Wasser, organischer sowie anorganischer Fraktion in den jeweiligen Abfallarten wurden die biogenen Anteile in der Trockensubstanz berechnet.

Tabelle 7 stellt die ermittelten Mengen dar.

Tabelle 7: Menge an biogener Trockensubstanz

Jahr	Restabfall	Sperrmüll	Bioabfall	PPK	LVP	Altholz	Klär-schlamm
	[Mio. Mg TS]						
1990	11,496	1,799	0,379	1,444			0,541
1991	10,467	1,870	0,510	2,337			0,553
1992	9,453	1,940	0,640	3,229			0,565
1993	8,454	2,011	0,771	4,122	0,223		0,577
1994	8,003	1,866	0,755	4,404	0,297		0,507
1995	7,557	1,721	0,740	4,686	0,371		0,437
1996	7,159	1,576	1,645	4,968	0,257		0,366
1997	6,646	1,664	1,845	5,087	0,345		0,413
1998	6,209	1,666	1,934	5,381	0,341		0,499
1999	6,141	1,586	2,224	6,250	0,320	0,722	0,341
2000	6,428	1,348	2,373	6,537	0,360	0,902	0,423
2001	5,902	1,405	2,398	6,795	0,364	1,343	0,437
2002	6,158	1,540	2,288	7,731	0,460	0,268	0,384
2003	5,731	1,369	2,188	7,577	0,486	0,308	0,412
2004	5,664	1,359	2,350	6,966	0,475	0,481	0,636
2005	5,067	1,138	2,310	7,106	0,492	0,454	0,602
2006	5,198	1,180	2,340	7,272	0,498	0,559	0,529

1.10 Heizwert

Zur Veranschaulichung der verfügbaren Energie in den Siedlungsabfällen über den Betrachtungszeitraum wurden die durchschnittlichen Heizwerte ermittelt.

Die Heizwerte für Restabfall, Sperrmüll und Leichtverpackungen wurden anhand der jährlichen Zusammensetzung in Verbindung mit den Heizwerten der einzelnen Fraktionen berechnet. Die Heizwerte für die weiteren Abfälle wurden vereinfachend über alle Jahre konstant gehalten.

Die für die Abfallfraktionen bzw. Abfälle angesetzten Heizwerte sind den folgenden Tabellen zu entnehmen. [Bode et al., 2008], [LfU, 2008]

Tabelle 8: Heizwerte der Abfallfraktionen von Restabfall und Sperrmüll

Abfallfraktion	Restabfall	Sperrmüll
	[kJ/kg]	
Fe/NE-Metalle	0	0
PPK	11.000	13.500
Glas	0	0
Kunststoffe	30.904	31.500
Organik	5.000	7.000
Holz	14.000	15.500
Textilien	14.000	17.000
Mineralien	0	0
Verbunde	19.450	21.000
Schadstoffe	3.000	4.500
Stoffe a.n.g.	8.000	10.000
Feinfraktion < 10mm	4.000	5.000

Tabelle 9: Heizwerte der betrachteten Abfälle

Jahr	Restabfall	Sperrmüll	Bioabfall	PPK	LVP	Altholz	Klär-schlamm
	[kJ/kg]						
1990	8.042	15.988	5.000	13.700			2.612
1991	8.007	15.988	5.000	13.700			2.612
1992	7.972	15.988	5.000	13.700			2.612
1993	7.938	15.988	5.000	13.700	14.322		2.612
1994	7.903	15.988	5.000	13.700	14.322		2.612
1995	7.868	15.988	5.000	13.700	14.322		2.612
1996	7.818	15.988	5.000	13.700	13.658		2.612
1997	7.768	15.988	5.000	13.700	13.576		2.612
1998	7.718	15.988	5.000	13.700	13.250		2.612
1999	7.668	15.988	5.000	13.700	13.056		2.612
2000	7.618	15.988	5.000	13.700	13.269		2.612
2001	7.877	15.988	5.000	13.700	13.306		2.612
2002	8.137	15.988	5.000	13.700	13.472	16.000	2.612
2003	8.396	15.988	5.000	13.700	13.415	16.000	2.612
2004	8.656	15.988	5.000	13.700	13.415	16.000	2.612
2005	8.719	15.988	5.000	13.700	13.415	16.000	2.612
2006	8.844	15.988	5.000	13.700	13.415	16.000	2.612

Literaturquellen Heizwerte: PPK [Kost, 2001], Altholz [Auerbach, 2002] und Klärschlamm [Hermann, 2005]

Auf Basis dieser Heizwerte in Verbindung mit den jährlichen Mengen lässt sich die Entwicklung der Heizwerte über den Betrachtungszeitraum darstellen.

2 Recherche zur Mengenentwicklung

2.1 Vorgehen bei der Ermittlung der Mengenentwicklung

Sowohl für die Sammelmengen als auch für die entsorgten Mengen (gesplittet nach Verwertungs- und Beseitigungsverfahren) wurde die Wahl der Datenbasis unter folgenden Prämissen durchgeführt:

- Vergleichbare Bilanzen über den Zeitraum 1990-2006
- Tiefe der Datenbasis (Angabe der Mengen verteilt auf die verschiedenen Entsorgungswege)

Für alle Stoffströme wurde als primäre Datenbasis die Fachserie 19 des Statistischen Bundesamtes und die ebenfalls durch das Statistische Bundesamt herausgegebenen Abfallbilanzen für ausgewählte Siedlungsabfälle gewählt.

2.1.1 Restabfall- und Sperrmüllmengen

Für das Jahr 1990 wurde die Aufteilung der Restabfall- und Sperrmüllmengen für das Jahr 1990 analog dem Ansatz von [IFEU, 2005] vorgenommen. Für die Jahre 1991/1992 sowie 1994/1995 konnten keine verwertbaren Daten recherchiert werden. Die Werte für diese Jahre wurden anhand der Mengen in den Jahren davor und danach linear interpoliert.

Im Rahmen der Berechnungen zur thermischen Behandlung werden neben den Restabfällen auch die hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle, welche getrennt vom Restabfall angeliefert und eingesammelt werden, betrachtet.

2.1.2 Mengen an Leichtverpackungen

Abweichend von den Angaben des Statistischen Bundesamtes wurde die Sammelmenge für Leichtverpackungen korrigiert, da in den Angaben des Statistischen Bundesamtes ab 2002 neben den kommunalen Anteilen auch die gewerblichen Mengen mit erfasst wurden. Für die Mengen 2002-2006 wurden die Abfallbilanzen der Länder für diese Jahre ausgewertet und die Zahlen aus den Länderstatistiken verwendet. Für Baden-Württemberg wurde die mittlere Sammelmenge der anderen Bundesländer

angesetzt, da die entsprechenden Daten aus diesem Bundesland nicht gesondert ausgewiesen sind.

2.1.3 Bioabfallmengen

Die Menge der Bioabfälle setzen sich aus den kompostierbaren Abfällen aus der Biotonne sowie den zu den Haushaltabfällen gehörenden Garten- und Parkabfällen zusammen. Vor 1996 lagen die Angaben im Statistischen Jahrbuch [Statistisches Jahrbuch, 1994] lediglich für die kompostierbaren organischen Abfälle vor und wurden für die Jahre 1990 und 1993 angegeben. Für die verbleibenden Jahre 1991, 1992, 1994 sowie 1995 wurden aus den gegebenen Werten über einen linearen Ansatz die Mengen berechnet. Ab dem Jahr 1996 wurde das Abfallaufkommen, welches durch das Statistische Bundesamt [DESTATIS, a] herausgegeben wurde, genutzt. In dieser Statistik werden die Mengen für Abfälle aus der Biotonne sowie Garten- und Parkabfälle angegeben. Bis zum Jahr 2001 beinhalteten die Garten- und Parkabfälle auch die nicht biologisch abbaubaren Komponenten dieser Abfallkategorie. Ab 2002 wurden diese separat ausgewiesen und nicht mit in die Mengenübersicht aufgenommen. Die Veränderungen der Abfallkategorien in der Stoffgruppe „Bioabfälle“ spiegeln sich in den Verwertungsmengen wider.
Die Übersicht in Tabelle 10 stellt zusammengefasst die betrachteten Abfallkategorien des Bioabfalls in Abhängigkeit von den Betrachtungsjahren dar.

Tabelle 10: Bioabfallkategorien in Abhängigkeit vom Erfassungszeitraum

1990-1995	**1996-2001**	**2002-2006**
Biologisch abbaubarer Bioabfall (Mengen für 1990 und 1993 gegeben, weitere rechnerisch ergänzt)	Abfälle aus der Biotonne sowie Garten- und Parkabfälle **incl.** nicht biologisch abbaubare Komponenten der Garten und Parkabfälle	Abfälle aus der Biotonne sowie Garten- und Parkabfälle **ohne** nicht biologisch abbaubare Komponenten der Garten und Parkabfälle

2.1.4 Altpapiermengen

Das Aufkommen an Altpapier wurde für das Jahr 1990 auf der Basis einer Veröffentlichung des Statistischen Bundesamtes [DESTATIS, 1993] angesetzt. Für das Jahr 1993 wurden die Angaben des Statistischen Jahrbuches [Statistisches Jahrbuch, 1996]

verwendet. Für 1996, 1997 und 1998 wurden die Mengenangaben über die Auswertung der Abfallbilanzen der Bundesländer ermittelt [Intecus GmbH]. Die Mengen für 1991, 1992, 1994 und 1995 wurden aus den gegebenen Mengen der angrenzenden Jahre berechnet. Ab 1999 wurden die Angaben des Statistischen Bundesamtes [DESTATIS, a] genutzt.

2.1.5 Altholzmengen

Vor 1999 wurden keine Altholzmengen aus Haushalten separat erfasst. Somit gibt es für diese Jahre keine Daten. Zwischen 1999 und 2001 wurden unter der Abfallschlüsselnummer 20 01 07 Altholz erfasst. Diese Kategorie beinhaltete jedoch auch Holz, Rinden und Industrieholz als Input in die Shredderanlagen. Eine einzelne Ausweisung von Holzabfällen aus Haushalten war für diese entsprechenden Jahre nicht möglich. Da die diesbezügliche Abfallschlüsselnummer 20 01 07 Bestandteil der Gruppe Siedlungsabfälle ist, wurden die Mengen mit erhoben aber nicht in die Berechnungen integriert.
Ab 2002 mit Einführung der neuen Abfallschlüsselnummern und der Umsetzung der Altholzverordnung im Jahr 2003 war es möglich die getrennt erfassten Altholzmengen aus Haushalten zu dokumentieren. Alle genutzten Daten wurden der Fachserie 19 entnommen.

2.1.6 Klärschlammmengen

Für die Ermittlung der Klärschlammmengen wurden verschiedenste Quellen gesichtet. Aufgrund der verschiedenen Datenquellen ist die Vergleichbarkeit der Daten nicht immer gegeben. Trotz einheitlicher Bezeichnung „Klärschlamm aus kommunalen Kläranlagen“ kommt es zu sehr verschiedenen Angaben. In Tabelle 11 soll diese Situation kurz dargestellt werden. Die Mengenangaben erfolgen überwiegend in Mg bezogen auf Trockensubstanz. Lediglich in der Fachserie 19 wird die Menge im Zustand, wie sie in den Anlagen angeliefert wird, angegeben (Anfallzustand). Für die Fachserie 19 ([5] in Tabelle 11) erklären sich die vergleichsweise geringe Menge (nach Umrechnung auf die Trockensubstanz) dadurch, dass die Mengen der Anlieferung an die Abfallbehandlungsanlagen dargestellt werden. In diese Statistik fließen nicht die Mengen ein, welche in die landwirtschaftliche Verwertung gehen oder im Landschaftsbau eingesetzt werden.

Tabelle 11: Darstellung jährlicher Klärschlammmengen verschiedener Datenquellen in Mio. Mg (Bezug auf Trockensubstanz außer bei Quelle [5])

Jahr	[1]	[2]	[3]	[4]	[5]	[6]	[7]	[8]
	[Mio. Mg]							
1990	2,679				3,003			
1991	2,337	2,337	2,956					
1992	2,354	2,354		3,000				
1993		2,307			3,208			
1994		2,331						
1995	2,249		2,642					
1996	2,700	2,700			2,034			
1997	2,228				2,293			
1998					2,771			
1999					1,895			2,068
2000					2,350	2,429		2,029
2001								2,129
2002					2,136			2,191
2003					2,287			2,187
2004					3,532		2,107	2,257
2005					3,345		2,106	2,172
2006					2,940		2,059	

[1] UBA: Texte 2004 UFO-Plan Forschungsbericht 29833757; Untersuchung von Klärschlamm auf ausgewählte Schadstoffe und ihr Verhalten bei der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung
[2] Thomé-Kozmiensky: Klärschlammentsorgung, Enzyklopädie der Kreislaufwirtschaft
[3] Statistische Jahrbücher
[4] UBA: Daten zur Umwelt, 1992,1993; 1997
[5] Fachserie 19, Reihe 1: Abfallentsorgung
[6] Fachserie 19, Reihe 2.1: Öffentliche Abwasserversorgung und Abwasserbeseitigung 2004
[7] UBA: Nationaler Klärschlammbericht
[8] Zusammenfassung der Ergebnisse aus den Länderabfallbilanzen und entsprechender Klärschlammberichte sowie der Nachrecherche einzelner Daten

Die recherchierten Angaben schwanken sehr stark. Zur Gewinnung belastbaren Datenmaterials wurde versucht, über entsprechende Abfall- bzw. Klärschlammbilanzen der Bundesländer verwertbares Zahlenmaterial zu extrahieren. Sich dabei ergebende Fehlstellen, wurden in den entsprechenden Behörden nachrecherchiert. Da es zur Datenerfassung bzgl. der Behandlung von Klärschlamm jedoch keine einheitlichen Vorgaben gibt, sind größere Lücken geblieben. Eine Konkretisierung der über andere Statistiken gewonnenen Daten war somit nicht möglich, teilweise jedoch eine Plausibilitätskontrolle.

Zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit wurden in den weiteren Betrachtungen die Daten der Fachserie 19 genutzt. Die in dieser Schriftenreihe nicht verfügbaren Jah-

resmengen (1991/92, 1994/95) wurden über Interpolation aus den angrenzenden Werten ermittelt

2.1.7 Fazit zur Mengenrecherche

Aufgrund der Vergleichbarkeit der Daten wurden in erster Linie die Daten der Fachserie 19 [DESTATIS, b] angesetzt und die verbleibenden Jahre mit den Angaben aus den Statistischen Jahrbüchern sowie den Angaben des Statistischen Bundesamtes in der Übersicht „Aufkommen und Abfallentsorgung in Deutschland 1996 bis 2005, 2006“ [DESTATIS, a] ergänzt. Die Datenqualität variierte stark in Abhängigkeit von der Abfallart.

3 Recherche zur Ermittlung der Entsorgungswege für die betrachteten Abfallstoffströme

3.1 Restabfall und Sperrmüll

Die Daten der Fachserie 19 wurden mit aufbereiteten Daten des BMU [BMU] für die Jahre 1999-2005 sowie des UBA [UBA] für die Jahre 1997-1998 ergänzt. Für die Jahre 1997-1998 lag keine getrennte Datenbasis für die Entsorgungswege von Restabfall und Sperrmüll vor, die Zuordnung der deponierten, verbrannten und sonstig behandelten Mengen an Restabfall und Sperrmüll erfolgte prozentual anhand der gesammelten Mengen.

Für die Jahre 1991/1992 sowie 1994-1996 konnten keine verwertbaren Daten recherchiert werden. Die Werte für diese Jahre wurden anhand der Mengen in den Jahren davor und danach linear interpoliert.

Die Zuordnung der entsorgten Restabfallmengen für das Jahr 1993 erfolgte mit den Daten des UBA [UBA, 1997].

Da die Angaben für die sonstige Abfallbehandlung (außer Deponierung und Verbrennung) über den Bilanzierungszeitraum methodisch wechseln und somit eine homogene Datenbasis nicht vorhanden ist, wurden aufgrund der im Vergleich zur Deponierung/Verbrennung geringen Mengen die Daten zur sonstigen Behandlung für Restabfall und Sperrmüll zusammenfassend dargestellt. Von zunehmender Bedeutung ist die mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA). Die behandelten Mengen in MBA-Anlagen sind in der Fachserie 19 aufgeführt. Diese harmonieren jedoch nicht mit den sonstigen Behandlungsmengen, da in den MBA-Anlagen neben Restabfall auch verschiedene andere Abfälle behandelt werden. Dies erfolgt zudem in unterschiedlichen Behandlungsstufen (nur mechanisch (z.B. Sperrmüll), mechanisch-biologisch, nur biologisch).

3.2 Leichtverpackungen

Für die Leichtverpackungen wurden explizit keine Entsorgungswege recherchiert, da dieser Stoffstrom i.d.R. einer Sortieranlage zugeführt wird und anschließend verschiedenste Verwertungs- und Beseitigungswege genutzt werden. Die Sortierung der

Leichtverpackungen erfolgt in den Anlagen teilweise mit anderen Abfällen (z. B. Gewerbliche Abfälle) gemeinsam.

Bei den Leichtverpackungen besitzen die Getränkeverpackungen und die Papierverbundverpackungen sowie die Fehlwürfe/Sortierreste nennenswerte biogene Anteile. Für die Getränkeverpackungen und die Papierverbundverpackungen wurde eine 100 %-ige stoffliche Verwertung angesetzt. Für die Fehlwürfe/Sortierreste wurde unterstellt, dass diese analog dem Restabfall behandelt werden. Für den Zeitraum ab 2002 wurde entsprechend der Information der DSD GmbH [DSD, 2007] angenommen, dass 30 % der Sortierreste thermisch behandelt werden. Von den verbleibenden 70 % wird analog der Restabfallbehandlung der entsprechende prozentuale Anteil deponiert und der verbleibende Anteil der sonstigen Behandlung zugeführt.

3.3 Pappe/Papier/Kartonagen

Für Pappe/Papier/Kartonagen (Altpapier) wurde vereinfachend angesetzt, dass 100 % stofflich verwertet werden.

3.4 Bioabfall

Für die Jahre 1990 bis 1992 gibt es keine belastbare Darstellung über die Verwertungsweg des Bioabfalls. Im [Statistischen Jahrbuch, 1996] wurden für 1993 die Beseitigungs- und Verwertungsmengen sowie -wege dargestellt. Für 1996 und 1998 enthielt die Fachserie 19 die Menge des deponierten Bioabfalls. Für die Jahre 1994, 1995 und 1997 wurde die Bioabfallmenge, welche auf die Deponie geliefert wurde, mittels linearer Interpolation aus den bekannten, angrenzenden Werten ermittelt. Ausgehend davon, dass die nicht deponierte Menge verwertet wurde, wurden aus der Differenz von Gesamtmenge und Deponierung die jeweiligen Jahresmengen für die Verwertung der Bioabfälle ermittelt.

Ab 1999 sind für den Bioabfall in der Veröffentlichung des UBA [UBA] die Beseitigungs- und Verwertungswege dargestellt. Für die Jahre 2005 und 2006 wurden die entsprechenden Mengen auf Anfrage durch das Statistische Bundesamt zugearbeitet [DESTATIS, 2008].

Für die Jahre 1993, 2000, 2002, 2004 und 2006 wurden Angaben hinsichtlich des Verhältnisses von Kompostierung zu Vergärung im Statistischen Jahrbuch bzw. in der Fachserie 19 gemacht; siehe Tabelle 12:

Tabelle 12: Verhältnis von Kompostierung zu Vergärung bei der Behandlung von Bioabfall in ausgewählten Jahren

Jahr	**Prozentualer Anteil der Kompostierung (Rest Vergärung) [%]**
1993	98,5
2000	95,0
2002	94,4
2004	93,1
2006	92,0

Es ist ein leichter Rückgang der Kompostierung und somit ein Anstieg des Anteils der Vergärung bei der stofflichen Verwertung des Bioabfalls zu erkennen.

3.5 Altholz

Für die Jahre 2002, 2004, 2005 und 2006 sind in der Fachserie 19 die Verwertungs- und Beseitigungsverfahren und die entsprechenden Mengen dargestellt. Für das Jahr 2003 lagen keine Angaben vor, so dass diese Mengen aus den Werten der angrenzenden Jahre berechnet wurden.

Vor 2002 wurden die kommunalen Altholzmengen statistisch gemeinsam mit Industrieholz und Rinden erfasst. Eine separate Registrierung über die Verwertungs- bzw. Entsorgungswege des kommunalen Altholzes wurde nicht vorgenommen. Für den Zeitraum vor 2002 konnten keine belastbaren Daten gewonnen werden. Entsprechende Nachfragen wurden beispielsweise an die Universität Hamburg, Zentrum für Holzwirtschaft oder an den BAV (Bundesverband der Altholzaufbereiter und -verwerter e.V.) gerichtet. Entsprechende Rückmeldungen ergaben, dass eine derartige Erfassung nicht vorgenommen wurde.

3.6 Klärschlamm

So vielfältig wie die Datenquellen für die Jahresmengen des Klärschlamms sind, so verschieden sind auch die Angaben hinsichtlich Verwertungs- und Entsorgungswege für den Klärschlamm.

Für die Jahre 1990, 1991, 1995, 1996, 1998 und 2001 konnten aus den verschiedenen Quellen (analog der Datenquellen für das Aufkommen) ausgewählte Wege der Verwertung und Beseitigung gewonnen werden.

Ab 2004 wird in der Fachserie 19 aufgeschlüsselt nach den relevanten Beseitigungs- und Verwertungswegen eine Mengendarstellung für den Klärschlamm angeboten.

Die Werte für die Jahre ohne statistische Angaben wurden interpoliert.

Aufgrund der Verschiedenheit der Datenquellen wurde die Vergleichbarkeit der Daten hinterfragt und über den Weg der Auswertung der Länderbilanzen eine Plausibilitätskontrolle angestrebt. Diese Überprüfung hatte nur teilweise Erfolg, da die Darstellungen der Verwertungs- und Entsorgungsmengen in den Länderstatistiken von sehr verschiedener Qualität und Quantität sind und eine Zusammenfassung sich schwierig gestaltete. So wurden in den einzelnen Bundesländern verschiedene Bezeichnungen für die einzelnen Behandlungs- und Verwertungsverfahren genutzt bzw. verschiedene Verfahren zusammengefasst. Auch mussten beispielsweise die Werte für Brandenburg und Nordrhein-Westfalen für 1999 und 2000 aus Diagrammen abgeschätzt werden.

Bis auf die landwirtschaftliche Verwertung besteht für die Verwertungswege keine Nachweispflicht.

4 Ergebnisse der Datenrecherchen – Abfallzusammensetzung[3]

4.1 Zusammensetzung Restabfall

Die Entwicklung der Restabfallzusammensetzung in Auswertung von 95 Restabfallanalysen [Analysen] zeigt Abbildung 2:

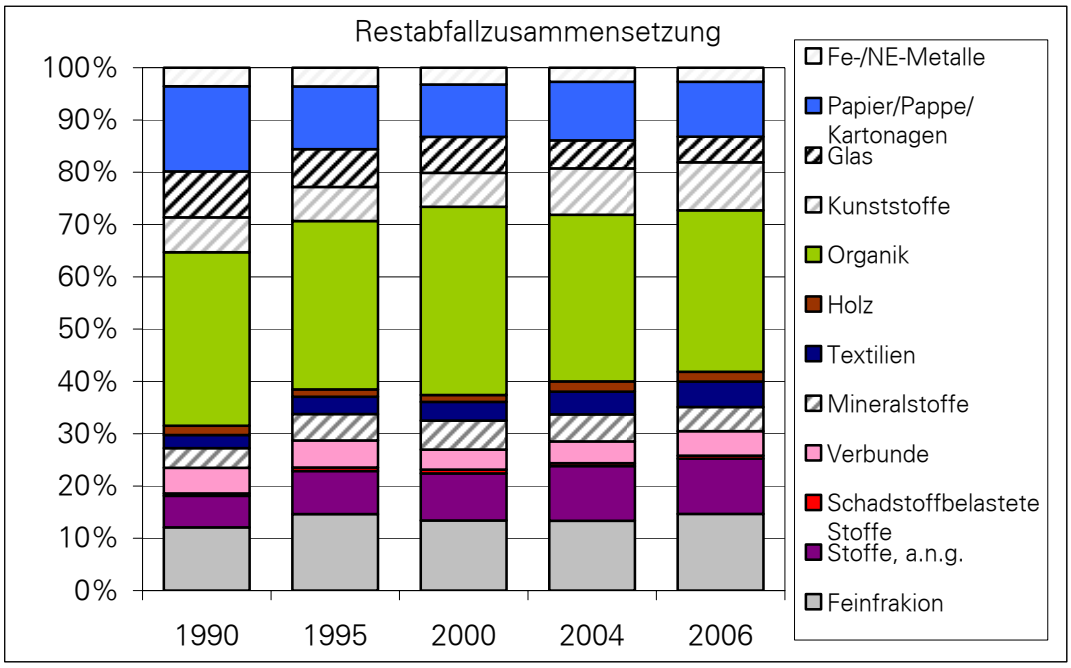

Abbildung 2: Entwicklung der Zusammensetzung des Restabfalls aus Haushalten von 1990-2006 (Daten siehe Anlage 4) *(schraffiert: Fraktionen ohne biogenen Anteil)*

Tendenziell ist ein Rückgang des Anteils der Organikfraktion festzustellen. Die Fraktion Papier/Pappe/Kartonagen stabilisiert sich nach anfänglichem Rückgang aktuell bei ca. 11 %. Steigend ist der prozentuale Anteil der Stoffe, alle nicht genannten. Dies sind insbesondere Hygieneprodukte.

Die durchschnittliche Restabfallzusammensetzung von 2006 lässt sich wie folgt beschreiben (siehe Abbildung 3):

[3] Für ausgewählte Abbildungen sind im Anhang dieses Begleitheftes die Daten in tabellarischer Form dargestellt

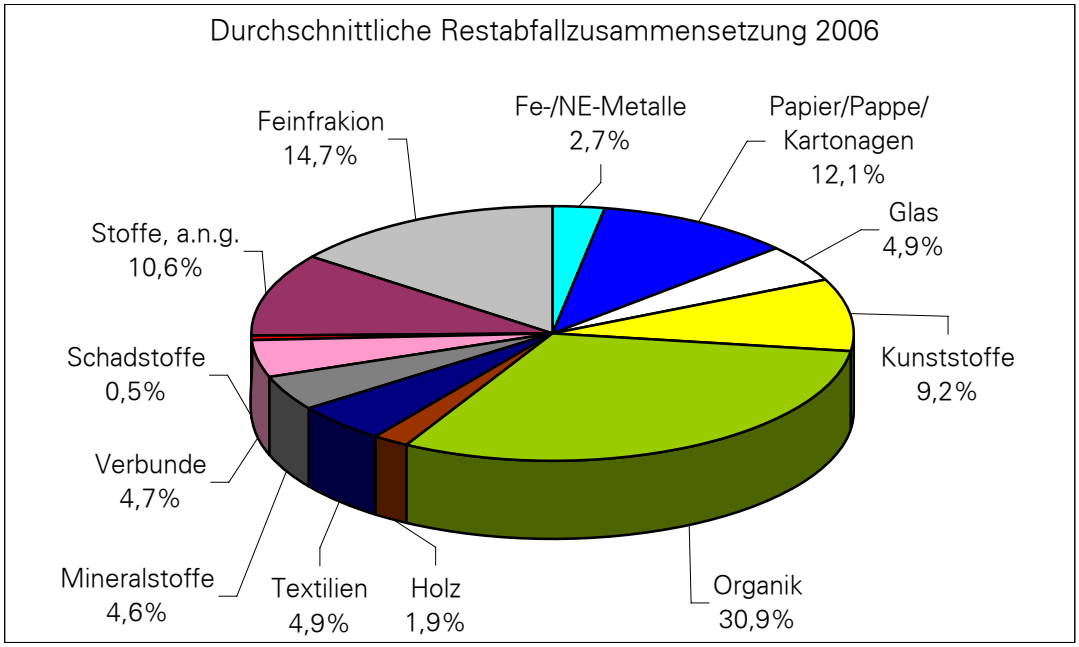

Abbildung 3: Restabfallzusammensetzung in Auswertung von 14 Restabfallanalysen (Jahr 2006)

4.2 Zusammensetzung Sperrmüll

Eine Entwicklung der Zusammensetzung des Sperrmülls ist wie beim Restabfall nicht darstellbar, da im Betrachtungszeitraum nur 14 [Sperrmüllanalysen] in der Qualität vorlagen, dass sie zur Darstellung der Zusammensetzung ausgewertet werden konnten.
Die Zusammensetzung des Sperrmülls ist vor allem geprägt von der Art der Erfassung (Straßen-/Kartensammlung; getrennte Altholzerfassung, Art der Erfassung von Elektroaltgeräten/Schrott), sowie weiteren Faktoren wie Finanzierung der Sammlung oder die Gestaltung der sonstigen Abfallwirtschaft. Der Durchschnitt der 14 Sperrmüllanalysen kann wie folgt angegeben werden (siehe Abbildung 4):

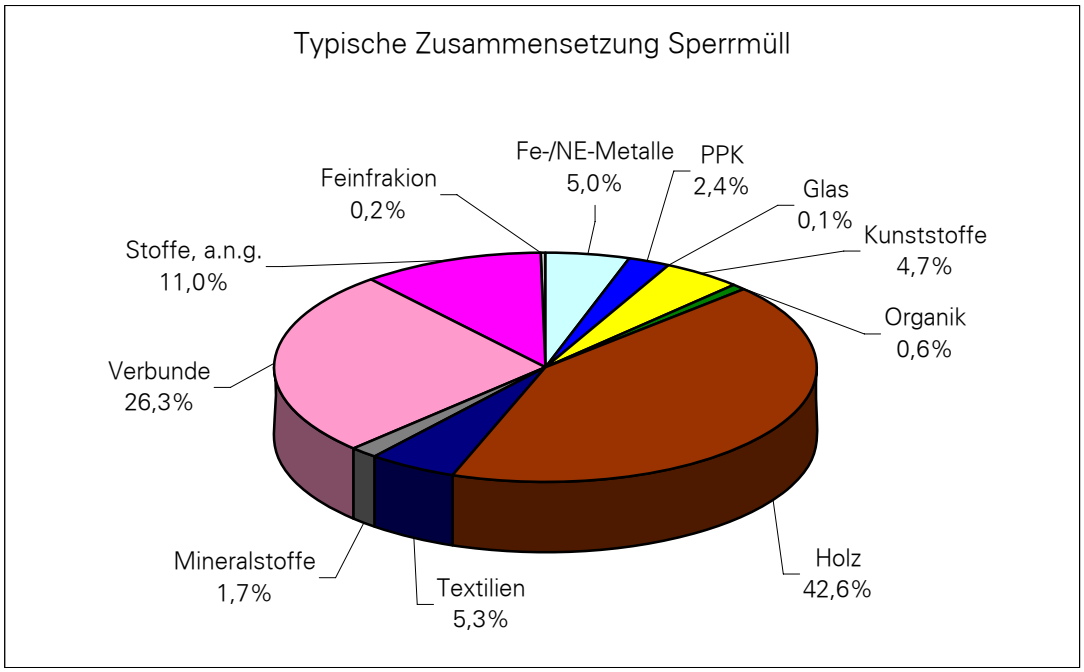

Abbildung 4: Sperrmüllzusammensetzung in Auswertung von 14 Sperrmüllanalysen

4.3 Zusammensetzung Leichtverpackungen

Aufgrund fehlender belastbarer Daten aus Sortieranalysen wurde bei der Beschreibung der Sammelqualität auf Angaben des Landes Nordrhein-Westfalen [Abfallbilanz NRW, 2005] zurückgegriffen, wo im Rahmen der Abfallbilanzerstellung des Landes Nordrhein-Westfalen 2004 eine kontinuierliche Entwicklung dargestellt ist. Die Entwicklung kann wie folgt dargestellt werden (siehe Abbildung 5):

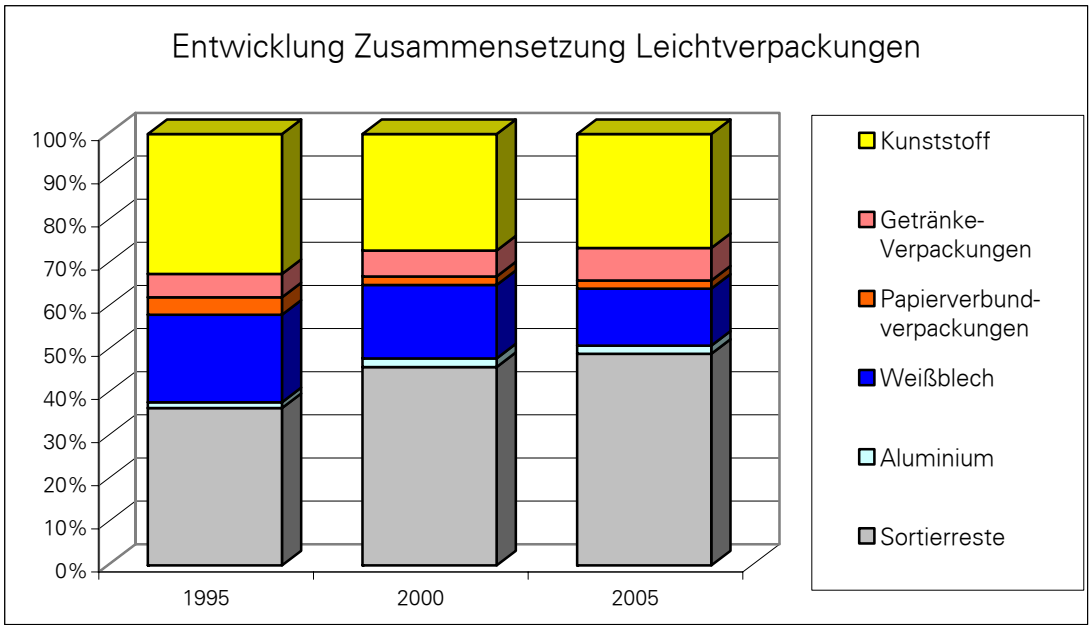

Abbildung 5: Entwicklung der Zusammensetzung von Leichtverpackungen

5 Ergebnisse der Datenrecherchen – Entsorgungswege

Die folgende Tabelle stellt die Verteilung der Abfallmengen auf die entsprechenden Behandlungs- und Verwertungswege für das Jahr 2006 dar. (Quellen für Restabfall, Sperrmüll und Bioabfall: [DESTATIS, 2008 a], für Altholz und Klärschlamm [DESTATIS, 2006])

Tabelle 13: Verteilung der Abfallmengen auf die Behandlungs- und Verwertungswege für 2006

	Deponie	Verbrennung	Sonstige Behandlung	Summe Behandlung	Stoffl. Verwert./ Behandlung	Therm. Verwertung	Summe Verwertung	Summe gesamt
Restabfall*								
[Mio. Mg]	0,076	8,529	1,781	10,386	1,583	2,290	3,873	14,259
[%]	1%	60%	12%	73%	11%	16%	27%	100%
Sperrmüll								
[Mio. Mg]	0,006	0,572	0,118	0,696	1,272	0,279	1,551	2,247
[%]	0%	25%	5%	31%	57%	12%	69%	100%
Bioabfall								
[Mio. Mg]	0,019	0,005	0,011	0,035	7,706	0,059	7,765	7,800
[%]	0%	0%	0%	0%	99%	1%	100%	100%
Altholz**								
[Mio. Mg]		0,004		0,004	0,017	0,220	0,237	0,241
[%]	0%	1%	0%	1%	7%	91%	99%	100%
Klärschlamm								
[Mio. Mg]	0,002	1,150		1,152	0,944	0,839	1,783	2,935
[%]	0%	39%	0%	39%	32%	29%	61%	100%

* Im Rahmen der Betrachtungen zur Müllverbrennung werden neben der angegebenen Restabfallmenge zur Verbrennung, die verbrannten „hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle, getrennt vom Restabfall angeliefert oder eingesammelt“ mit 1.706.000 Mg sowie die importierten verbrennten Restabfallmengen [UBA, 2006] mit 5.983 Mg integriert.

** zusätzlich werden 406.500 Mg Altholz in Shredderanlagen behandelt

Im Jahr 2006 betrug das Aufkommen an Leichtverpackungen aus Haushalten ca. 2,38 Mio. Mg. Für Leichtverpackungen wurden - wie eingangs beschrieben - die Betrachtungen nur auf die hinsichtlich des biogenen Anteils relevanten Fraktionen durchgeführt. Dementsprechend wurden im Jahr 2006 ca. 351.000 Mg verbrannt 1.037.000 Mg stofflich verwertet und 6.000 Mg deponiert.

Die Betrachtungen in den folgenden Kapiteln beziehen sich auf die jeweiligen biogenen Anteile in den betrachteten Abfällen.

5.1 Restabfall

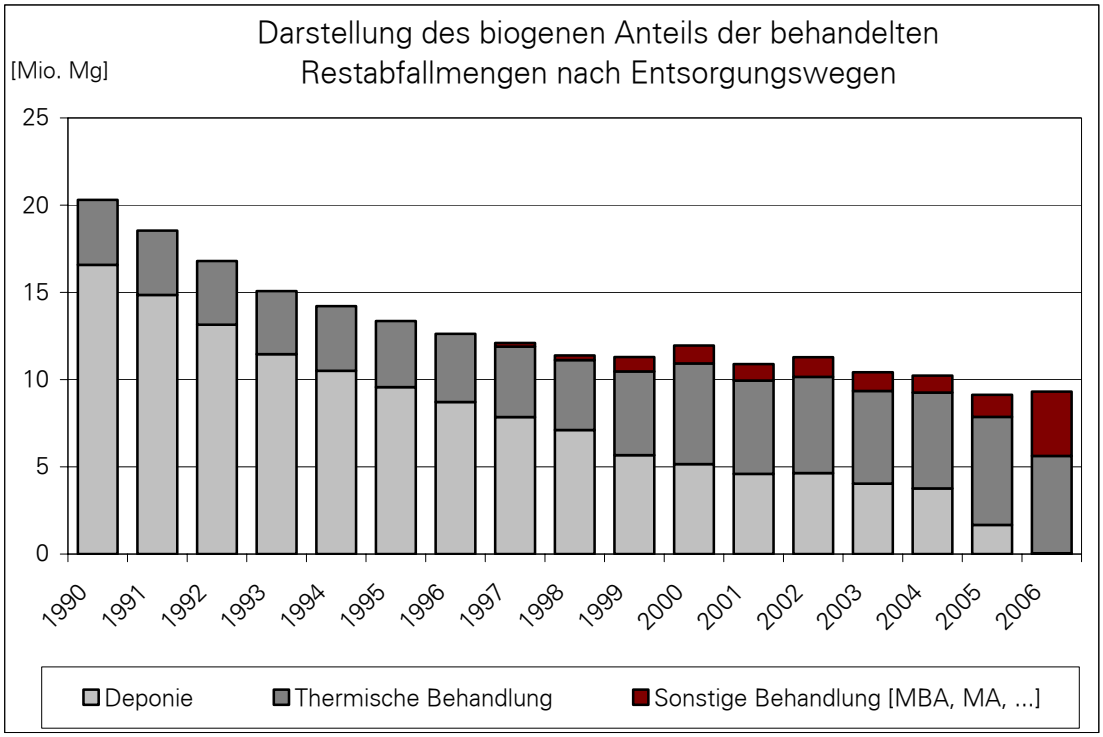

Abbildung 6: Darstellung des biogenen Anteils der behandelten Restabfallmengen nach Entsorgungswegen

Neben dem Rückgang der Gesamtmengen an Restabfall ist ein kontinuierlicher Rückgang der deponierten Mengen erkennbar, welcher im Jahre 2006 aufgrund der Umsetzung der Abfallablagerungsverordnung auf lediglich 50.000 Mg (2005: 1,7 Mio. Mg) zurückgegangen ist.

Der thermischen Behandlung wird demgegenüber ein immer höherer Anteil des Abfalls zugeführt (Anstieg von 3,7 Mio. Mg biogener Menge im Jahr 1990 auf 5,6 Mio. MG im Jahr 2006).

Seit 1999 wird verstärkt die sonstige Behandlung und hierbei besonders die mechanisch-biologische Behandlung genutzt. Nach Umsetzung der Abfallablagerungsverordnung im Jahr 2005 ist eine starke Verlagerung vor allem der Mengen von der Deponierung zur sonstigen Behandlung zu erkennen.

5.2 Sperrmüll

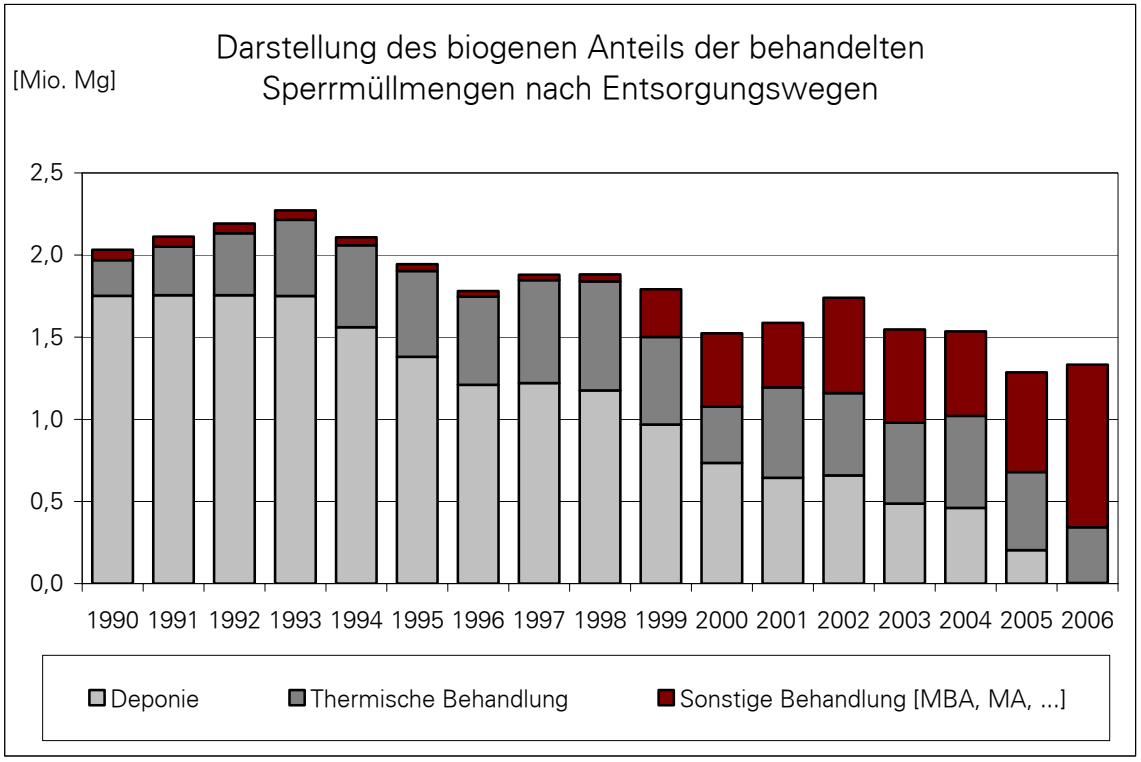

Abbildung 7: Darstellung des biogenen Anteils der behandelten Sperrmüllmengen nach Entsorgungswegen

Die deponierten Mengen (biogenen Anteile) des Sperrmülls sind von 1990 mit 1,8 Mio. Mg auf 2006 mit 0,004 Mio. Mg kontinuierlich zurückgegangen.

Die Mengen, welche einer Verbrennung zugeführt wurden, waren im Jahr 1998 mit 0,7 Mio. Mg am höchsten. Danach lag der biogene Anteil zur Verbrennung in einem Bereich von 0,3 bis 0,6 Mio. Mg.

Die sonstige Behandlung nimmt einen immer höheren Stellenwert in der Behandlung des Sperrmülls ein.

Die Abbildung 8 stellt für den Restabfall und den Sperrmüll die prozentual den Anteil der Behandlungsverfahren für den biogenen Anteil dar.

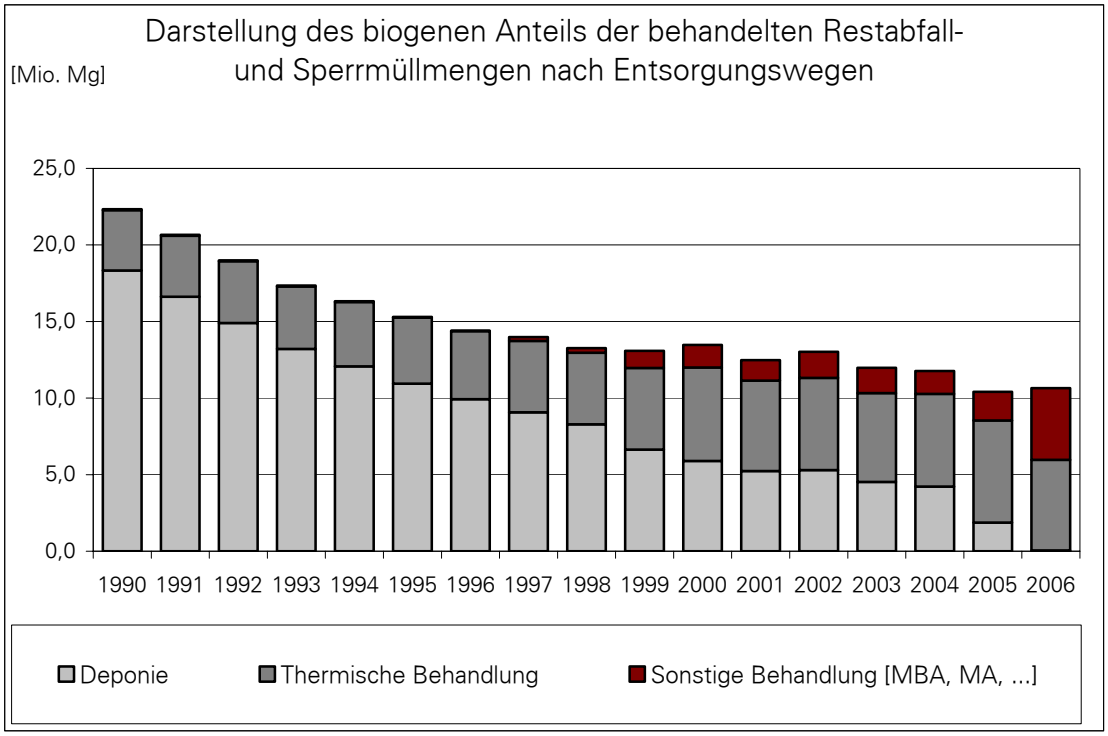

Abbildung 8: Darstellung des biogenen Anteils der behandelten Restabfall- und Sperrmüllmengen nach Entsorgungswegen

Die Deponierung ging von im Jahr ca. 82 % auf 0,5 % im Jahr 2006 zurück. Die deponierten Mengen sanken somit um über 90 % seit 1990.

Die thermische Behandlung stieg in diesem Zeitraum von ca. 18 % auf 55

Seit 1999 werden Restabfall und vor allem Sperrmüll verstärkt über sonstige Behandlung behandelt.

5.3 Bioabfall

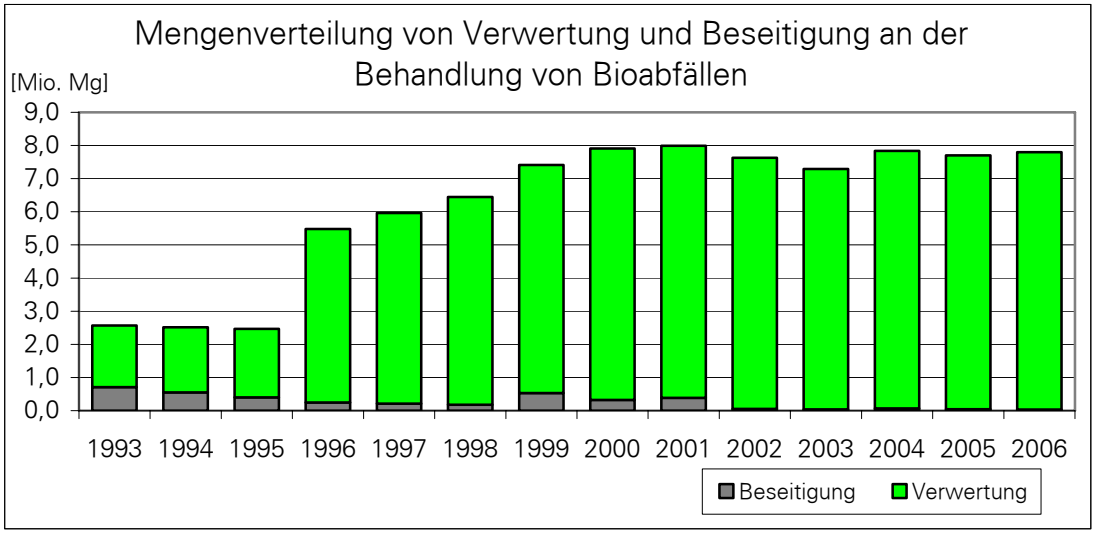

Abbildung 9: Mengenverteilung von Verwertung und Beseitigung an der Behandlung von Bioabfällen (Daten siehe Anhang 4)

Seit dem Jahr 1993, in welchem erstmals eine Darstellung von Verwertungs- und Beseitigungsmengen gegeben war, ist ein rückläufiger Trend der beseitigten Mengen zu verzeichnen. Innerhalb der Verwertung kann ab dem Jahr 2000 eine Unterteilung hinsichtlich Kompostierung und Vergärung vorgenommen werden. In der folgenden Abbildung 10 werden die Mengen, welche durch Kompostierung bzw. Vergärung verwertet werden absolut wie auch prozentual dargestellt.

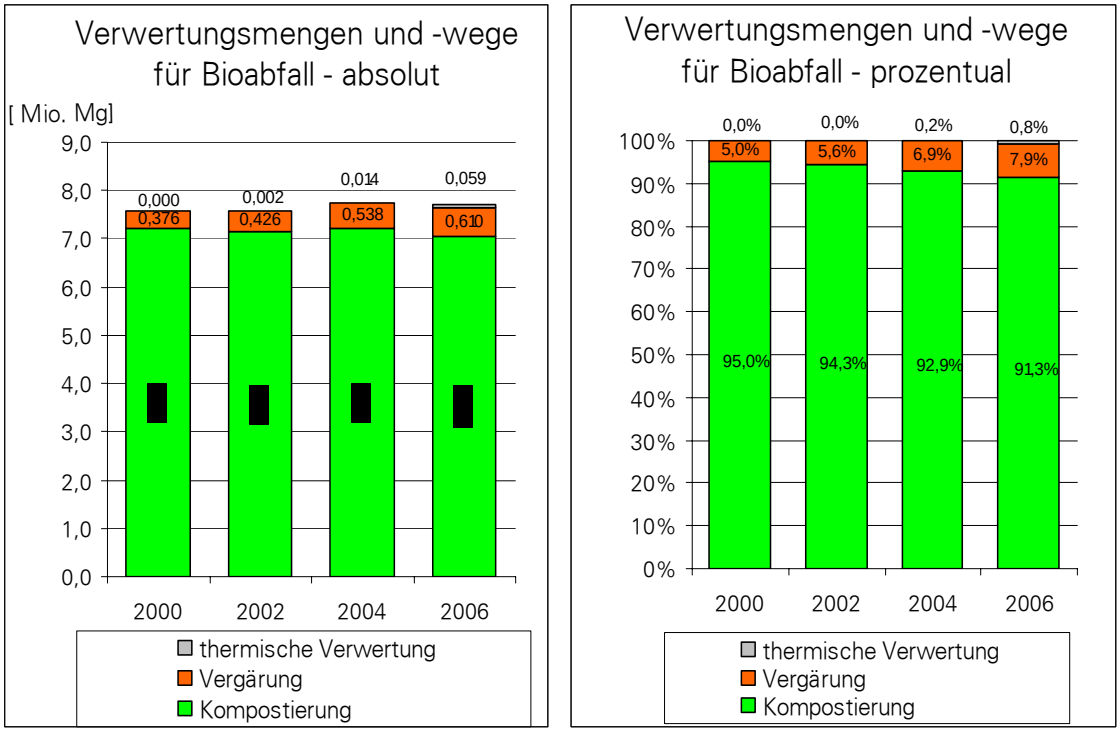

Abbildung 10: Darstellung der Verwertungsmengen und -wege für Bioabfall absolut und prozentual für die Jahre 2000, 2002, 2004 und 2006

Ab dem Jahr 2002 werden mit steigender Tendenz Bestandteile des Bioabfalls einer thermischen Verwertung zugeführt. Im Jahr 2006 betrug diese Menge 59.000 Mg. Es wird davon ausgegangen, dass es sich hierbei überwiegend um die holzigen Bestandteile der Garten- und Parkabfälle handelt.

Die Beseitigung der Bioabfälle ging von 28 % im Jahr 1993 auf 0,4 % im Jahr 2006 zurück.

Ab dem Jahr 1999 können die Beseitigungsverfahren genauer benannt und mit Mengen hinterlegt werden. Abbildung 11 stellt diese Entwicklung dar.

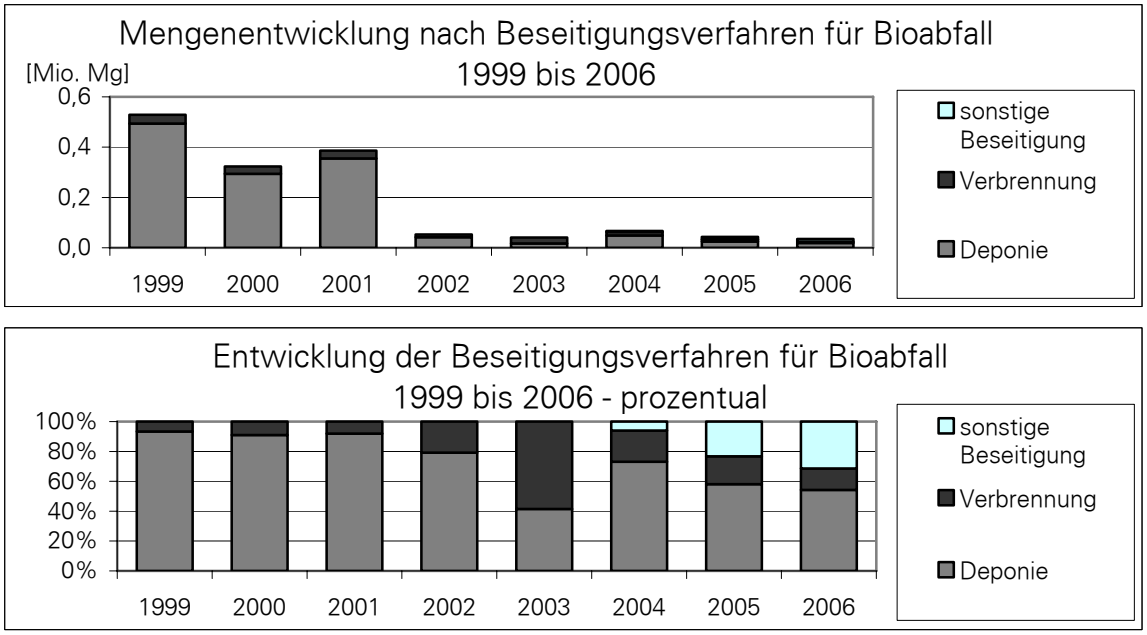

Abbildung 11: Mengenentwicklung der Beseitigungsverfahren für Bioabfall prozentual für den Zeitraum von 1999 bis 2006

Die hohen deponierten Mengen bis zum Jahr 2001 resultieren daraus, dass bis zu diesem Jahr eine Erfassung der Garten- und Parkabfälle inklusive der nicht biologisch abbaubaren Komponenten erfolgte. Die deponierten Mengen gingen bis zum Jahr 2006 auf ca. 50 % vorwiegend zu Gunsten der sonstigen Beseitigung zurück. Die im Jahr 2006 verbliebenen 19.000 Mg Bioabfälle, welche der Deponierung zugeführt wurden, entstammen der Stoffgruppe Garten- und Parkabfälle biologisch abbaubar. Es wird vermutet, dass es sich hierbei nicht um für die biologische Verwertung geeignete Garten- und Parkabfälle handelt, sondern eventuell um Straßenkehricht oder Ähnliches. Auch Zuordnungsprobleme bei der Entsorgung können Ursache für diesen Anteil an deponiertem Bioabfall sein.

5.4 Altholz

Wie bereits eingangs dargestellt, liegen erst ab dem Jahr 2002 verwertbare Daten für Altholz aus Haushalten vor.

Somit erfolgt auch die Darstellung der Entsorgungswege erst ab diesem Zeitpunkt.

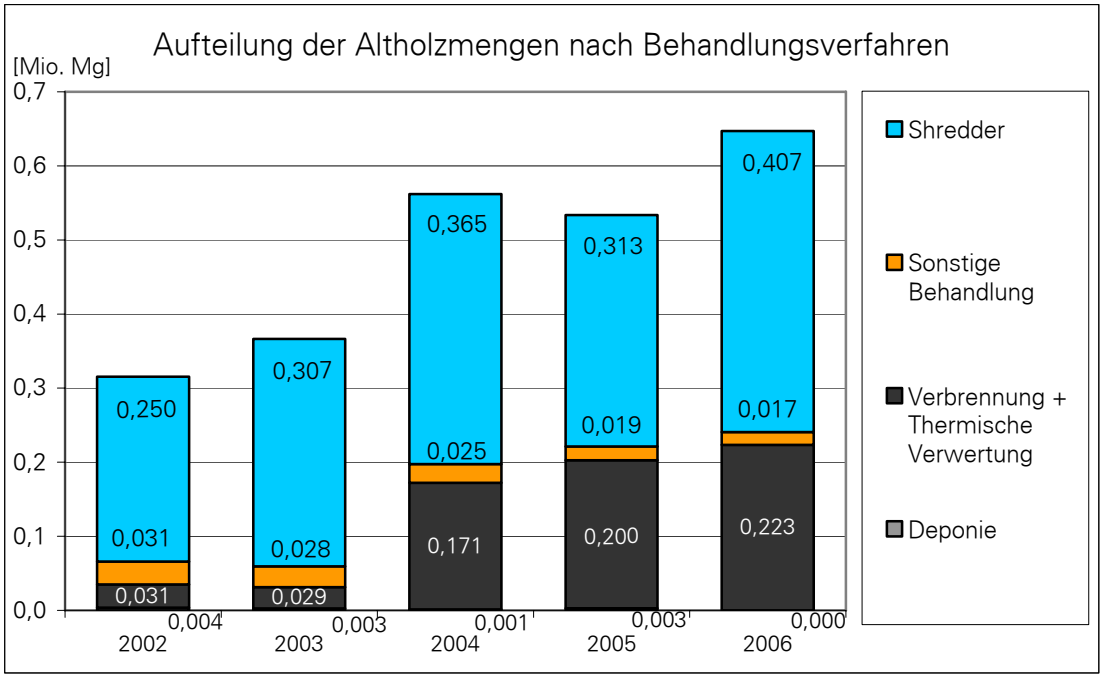

Abbildung 12: Aufteilung der Altholzmengen nach Behandlungsverfahren

Die Mengen, welche deponiert werden, sind rückläufig. Die thermische Verwertung nimmt hingegen an Bedeutung zu. Wobei die Mengen, welche verbrannt werden, abnehmen.

Das Altholz, welches in den Shredderanlagen behandelt wird, bildet den überwiegenden Anteil. Über den Output aus Shredderanlagen können bezogen auf die Altholzabfälle aus Haushalten keine Aussagen getroffen werden, da diese nicht statistisch erfasst werden und auch auf Grund der Fahrweise der Shredderanlage und deren vielfältigem Anlageninput nicht registriert werden. Es erfolgt somit eine Übertragung der Vertriebswege für das gesamt angefallene Altholz in Deutschland aus dem Jahr 2006 auf die Menge des ermittelten Shredderinputs. Von der Universität Hamburg wurden in einer Studie [Mantau, 2008] die entsprechenden Daten veröffentlicht, wonach 19,5 % der Herstellung von Spanplatten und 80,5 % der energetischen Verwertung zugeführt werden.

5.5 Klärschlamm

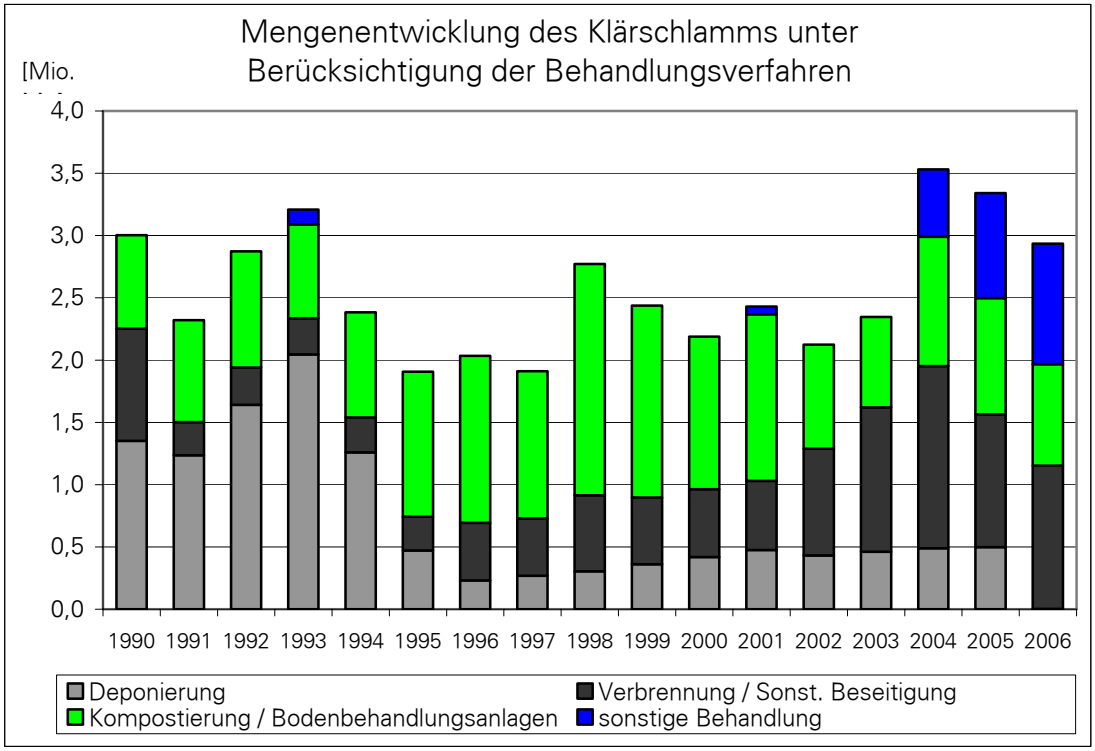

Abbildung 13: Mengenentwicklung des Klärschlamms unter Berücksichtigung der Behandlungsverfahren

Bis 1993 wurde der überwiegende Teil des Klärschlamms deponiert.

Ab 1994 wird Klärschlamm überwiegend über die Kompostierung sowie Bodenbehandlungsanlagen verwertet. Hier ist nach zwischenzeitlichem Anstieg von 1995 bis 2002 mit leichter Senke 1997 nunmehr eine rückläufige Tendenz zu erkennen. Laut BMU [BMU, 2008] ist ab dem Jahr 1997 die landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlamms stetig zurückgegangen.

Die für das Jahr 1998 dargestellte Menge an Klärschlamm ist unverhältnismäßig höher als in den angrenzenden Jahren. Wie der Tabelle 11 zu entnehmen ist, gibt es für das Jahr 1998 nicht viele Vergleichsdaten zur Plausibilitätsprüfung. In der Fachserie 19 sind für dieses Betrachtungsjahr sowie die angrenzenden Jahre 1997 und 1999 die gleichen Verfahren zur Datenerhebung genutzt worden.

Ab dem Jahr 2002 wird der überwiegende Teil des Klärschlamms der Verbrennung zugeführt.

Die sonstige Behandlung nimmt ab dem Jahr 2004 einen Anteil von über 15 % mit steigender Tendenz ein. Inwieweit die sonstige Behandlung bereits vorher Anwen-

dung fand, ist nur vereinzelt nachzuvollziehen. Hauptanteil der sonstigen Behandlung ist in den letzen Jahren die thermische Verwertung.

Literaturverzeichnis

[Abfallbilanz NRW, 2005] Abfallbilanz 2004, Land Nordrhein- Westfalen 2005

[Analysen] 95 deutschlandweite Restabfallanalysen, veröffentlicht und unveröffentlicht, 1990-2007*

[Auerbach, 2002] Auerbach, Wilfried: Energiereiche Holzröllchen, UmweltMagazin 6/2002, S. 67

[Bifa, 1997] Energetische Nutzung der Biomasseanteile in Abfällen, Bifa Umweltinstitut 1997[

[BMU] Aufkommen, Beseitigung und Verwertung von Abfällen, Quelle Statisches Bundesamt, zitiert in Statistiken der Abfallwirtschaft, Internetauftritt BMU

[BMU, 2008] Internetauftritt des BMU: Abfallwirtschaft, Klärschlammstatistik 2008

[Bode et al., 2008] Bode, Dach, Warnstedt, Müller: Biomasse aus Bioabfall, Eine Alternative zur Vergärung; Müll und Abfall, 09/2008

[CEPI, 2000] Richtlinien zur Qualitätskontrolle von Altpapier

[DESTATIS, 1993] Vorläufiges Ergebnis 1990 für die Statistik der öffentlichen Abfallbeseitigung, getrennte Einsammlung verwertbarer und schadstoffhaltiger Abfälle, Statistisches Bundesamt Wiesbaden, April 1993

[DESTATIS, 2006] Fachserie 19, Reihe 1, Umwelt Abfallentsorgung Jahrgang 2006, Statistisches Bundesamt

[DESTATIS, 2008] E-Mail vom 20.08.2008 von Herrn Hans-Jörg Weinert, Statistisches Bundesamt VII B Umwelt

[DESTATIS, 2008 a] E-Mail von Frau Stratmann vom 20.08.2008 mit der Abfallbilanz für Deutschland 2006, Statistisches Bundesamt

[DESTATIS, a] Aufkommen und Abfallentsorgung in Deutschland 1996 bis 2005, Statistisches Bundesamt

[DESTATIS, b] Fachserie 19, Reihe 1, Umwelt Abfallentsorgung Jahrgänge 1996-2006, Statistisches Bundesamt

[DSD, 2007] Zitat in der Drucksache 14/1926 des Landtages von Baden-Württemberg vom 26.10.2007

[Faulstich et al., 2008] Faulstich, Hamatschek, Mocker, Jung, Quicker: Klärschlamm ein „nachwachsender" Energierohstoff? TU München, ATZ Entwicklungszentrum Sulzbach-Rosenberg, 2008

[Heilmann, 2000] Heilmann, A.: Stoffstrommanagement für Abfälle aus Haushalten; Beiträge zur Abfallwirtschaft Band 13, TU Dresden Dissertation, 2000

[Hermann et al., 2004] Hermann, T.; Goldau, K.: Daten zur Anlagentechnik und zu den Standorten der thermischen Klärschlammentsorgung in der Bundesrepublik Deutschland 3. überarbeitete Auflage, Umweltbundesamt Fachgebiet III 3.3 "Abfallbehandlung, Ablagerung", Berlin, (08/2004)

[Holzlexikon] Definition „lufttrocken"; www.holzlexikon.de

[IFEU, 2005] Beitrag der Abfallwirtschaft zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland, 2005

[Intecus GmbH] INTECUS GmbH: Auswertung der Abfallbilanzen der Bundesländer im Rahmen der Erstellung der Altpapiermengenbilanz für den VDP, mehrere Jahre

[Kost, 2001] Kost, Thomas: Brennstofftechnische Charakterisierung von Haushaltsabfällen, Beiträge zu Abfallwirtschaft/Altlasten, Band 16 Dissertation, TU Dresden, 2001

[Kranert et al., 2002] Kranert, Graul, Hillebrecht, K.: Untersuchungen zur Bestimmung von Mineralgehalten in Bioabfällen und Gärrückständen; Müll und Abfall 11/2002

[LfU, 2008] Restmüllzusammensetzung, Einflussfaktoren, Abhängigkeit von lokalen abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen (EFRE-Ziele-2-Gebiete in Bayern), Bayrisches Landesamt für Umwelt 2008

[Mantau et al., 2008] Udo Mantau, Holger Weimar: Standorte der Holzwirtschaft – Altholz im Entsorgungsmarkt – Aufkommens- und Vermarktungsstruktur, Universität Hamburg Januar 2008

[MUNLV, 2004] Abfallbilanz Nordrhein-Westfalen für Siedlungsabfälle 2004, Ministerium für Umwelt und Naturschatz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

[Statistisches Bundesamt, 2009]: E-Mail von Herrn Lehmann zum Wassergehalt der in Fachserie 19 dargestellten Mengen an Klärschlamm vom 03.02.2009

[Sperrmüllanalysen] 14 Sperrmüllanalysen, veröffentlicht und unveröffentlicht, 1990-2007*

[Statistisches Jahrbuch, 1994] Statistisches Bundesamt: Statistisches Jahrbuch 1994, Wiesbaden

[Statistisches Jahrbuch, 1996] Statistisches Jahrbuch 1996, Statistisches Bundesamt Wiesbaden 1996

[UBA] Abfallaufkommen und Abfallentsorgung in Deutschland 1996-2004; http://www.umweltbundesamt.de/abfallwirtschaft/abfallstatistik/dokumente/Abfallstatistik_96-04.pdf, Umweltbundesamt

[UBA, 1997] Daten zur Umwelt, Umweltbundesamt 1997

[UBA, 2004] Untersuchung von Klärschlamm auf ausgewählte Schadstoffe und ihr Verhalten bei der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung; Texte 20/04; Forschungsbericht 298 33 757

[UBA, 2006] Umweltbundesamt: http://www.umweltbundesamt.de/abfallwirtschaft/abfallstatistik/dokumente/UStatGImport2006.pdf

* eine Aufstellung der genutzten Quellen für die Ermittlung der Restabfall- bzw. Sperrmüllzusammensetzung über die Betrachtungsjahre ist den folgenden Tabellen zu entnehmen

Datenquellen zur Ermittlung der Zusammensetzung des Restabfalls (siehe Kapitel 1.1):

Quelle	Untersuchte Gebiete	Bemerkungen
Abfallwirtschaftskonzept 2005-2009, Landkreis Cuxhaven	Landkreis Cuxhaven	Analysen über mehrere Jahre
Abfallwirtschaftskonzept des Landkreises Spree-Neiße, EB Abfallwirtschaft, Mai 2007	Spree-Neiße	
Abfallwirtschaftskonzept für den Landkreis Delitzsch, 2000	Delitzsch	
Abfallwirtschaftskonzept für die Hansestadt Rostock, Rostock Dezember 2002	Rostock	Analysen über mehrere Jahre
Amt für Stadtgrün und Abfallwirtschaft/INTECUS: Vierte Fortschreibung des Abfallwirtschaftskonzeptes der Landeshauptstadt Dresden, 2006	Dresden	Analysen über mehrere Jahre
Analyse der Zusammensetzung von Restabfällen aus Haushalten für den Niederschlesischen Oberlausitzkreis im Jahr 2007; Abfallwirtschaft - Eigenbetrieb des Niederschlesischen Oberlausitzkreises; www.aw-nol.de	Niederschlesischer Oberlausitzkreis	
BayLfU: Zusammensetzung von Schadstoffgehalt von Siedlungsabfällen	Bayern Stadt und LK	
BIfA: Energetische Nutzung der Biomasseanteile in Abfällen-Anhang C, 1997	Cham, Isar-Inn, Kitzingen, Landsberg, LK Würzburg, Ostallgäu, Regensburg, Saarland, Schweinfurt, Würzburg	Analysen über mehrere Jahre
Blickpunkt MIL-Online, Nr. 66 Herbst 2004	LK Miltenberg	
Dr. Reinhard Panning; Hausmüllanalyse 2000/2001 in Magdeburg; http://www.abfallmanager.de	Magdeburg	
Dr. Reinhard Panning; Hausmüllanalyse 2002/2003 im Landkreis Stendal, http://www.abfallmanager.de	Landkreis Stendal	
Fortschreibung AWK 2000	Landkreis Emmendingen	
Herzog R: Der Einfluss der veränderten Restmüllzusammensetzung auf die Gestaltung von Aufbereitungs- und Verwertungsverfahren, 1994	Berlin, Bergisch-Gladbach, Bodenseekreis, ZAW Donauwald:	
Ifeu: Bilanzierung der Siedlungsabfallwirtschaft in Schleswig-Holstein 1993/2004; 2006	Dithmarschen, LK Wolfenbüttel, Lübeck, Ostholstein, Pinneberg	Analysen über mehrere Jahre
Ingut: Abfallwirtschaftskonzeption für das Gebiet der RMA Rhein-Main Abfall GmbH, 2002	Rhein-Main-Gebiet	
Kost T.: Brennstofftechnische Charakterisierung von Haushaltsabfällen. TU Dresden, Beiträge zu Abfallwirtschaft / Altlasten, Bd. 16, 2001	Leipziger Land, Muldentalkreis	
Müll und Abfall, 01/2005; Erhebung repräsentativer Planungsdaten für die Restabfallbehandlung eines Entsorgungsgebietes; Büll, Zwisele, Dr. Nogueira, Niestroj	Berlin	
Panning R.: Hausmüllanalyse Magdeburg, Müll und Abfall 01/02	LK Baden-Württemberg	
SHC-Consult GmbH: Hausmüll- und Wertstoffanalyse Stadt Halle, 1996	Halle	
Stadt Krefeld: Das Abfallwirtschaftskonzept für die Stadt Krefeld 2005	Krefeld	
Uckermärkische Dienstleistungsgesellschaft mbh: Abfallwirtschaftskonzept des Landkreises Uckermark, 2006	Uckermark	
Untersuchung des Restabfalls aus Haushalten im Landkreis Schweinfurt ; Bayerisches Landesamt für Umwelt; Oktober 2007	Schweinfurt	
Weidleplan Consulting GmbH: Hausmüllanalyse Südwestsachsen (Zwischenbericht), 1994	Erfurt, Glauchau, Hohenstein/Ernstthal, Schwarzenberg, Stollberg, Annaberg/Buchholz, Aue, Heilbronn	
www.ovvd.de; entspricht Zusammensetzung Mecklenburg-Vorpommern	OVVD	
Zweite Fortschreibung des Abfallwirtschaftskonzeptes der Stadt Leipzig - Eigenbetrieb Stadtreinigung - 2006 - 2010 - Kurzfassung -	Leipzig	
interne Analysen	Städte und Gemeinden aus Schleswig-Holstein, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Sachsen, Thüringen, Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg	Analysen über mehrere Jahre

Datenquellen zur Ermittlung der Zusammensetzung des Sperrmülls (siehe Kapitel 1.2):

K. Landwehr:	Einführung in die Abfallwirtschaft, 3. Auflage
Landkreis Potsdam-Mittelmark:	Fortschreibung AWK-Entwurf-; 2005
B. Gallenkemper et al.:	Methodik der Abschätzung zukünftiger Restmüllmengen am Beispiel NRW unter Berücksichtigung des Kreislaufwirtschaftsgesetzes und anderer neuerer gesetzlicher Regelungen; 1996, in Bifa: Energetische Nutzung der Biomasseanteile in Abfällen 1997
VKS:	Empfehlung zur Sperrmüllsammlung II, VKS-Informationsschrift; 1999
Baur. F.:	Abfallwirtschaftliche Grundlagen im Saarland
Wiemer K.; Kern M.:	Abfallwirtschaft und Klimaschutz vor dem Hintergrund des Biomassepotenzials in Abfällen aus Industrie und Haushalten, 2002
Ökofep:	Saarländische Abfallerhebung 1994/1995; in BIfA: Energetische Nutzung von Biomasseanteilen, Anhang C, 1997
IfMU:	Stoffstromanalysen und Müllmengenprognosen im Landkreis Starnberg; in BIfA: Energetische Nutzung von Biomasseanteilen, Anhang C, 1997
UET:	Müllanalysen 1992/1993 für die Landkreise Dachau und Fürstenfeldbruck in BifA: Energetische Nutzung von Biomasseanteilen, Anhang C, 1997