

TEXTE

156/2023

# Weiterentwicklung der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) mit den Zielen der Optimierung der Ressourceneffizienz und Minimierung von Treibhausgasemissionen

TEXTE 156/2023

Umweltforschungsplan des  
Bundesministeriums für Umwelt,  
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3717 34 331 0  
FB000819

## **Weiterentwicklung der mechanisch- biologischen Abfallbehandlung (MBA) mit den Zielen der Optimierung der Ressourceneffizienz und Minimierung von Treibhausgasemissionen**

von

Ketel Ketelsen  
Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft und Energietechnik (iba) GmbH, Hannover  
Gabriele Becker  
Institut für Abfall, Abwasser und Infrastruktur-Management (INFA) GmbH, Ahlen

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

# Impressum

**Herausgeber:**

Umweltbundesamt  
Wörlitzer Platz 1  
06844 Dessau-Roßlau  
Tel: +49 340-2103-0  
Fax: +49 340-2103-2285  
buergerservice@uba.de  
Internet: [www.umweltbundesamt.de](http://www.umweltbundesamt.de)

**Durchführung der Studie:**

Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft und Energietechnik (iba) GmbH  
Friesenstraße 14  
30161 Hannover

**Abschlussdatum:**

Dezember 2021

**Redaktion:**

Fachgebiet III 2.4 Abfalltechnik, Abfalltechniktransfer

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, November 2023

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

## **Kurzbeschreibung**

Die Studie beschreibt den aktuellen Stand der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Deutschland und stellt die Weiterentwicklung seit 2005 dar. Für die verschiedenen Anlagenkonzeptionen werden die Durchsatzmengen, der Anlageninput und die Stoffbilanz mit dem Verbleib der ausgeschleusten Stoffströme sowie die Betriebsverbräuche und Emissionen beschrieben. Anhand eigener anlagenspezifischer Berechnungen werden die Energieeffizienz sowie die Klimagasbilanz von MBA-Anlagen bewertet.

Am Beispiel konkreter Anlagen werden die Möglichkeiten zur technischen Optimierung und Neuausrichtung von MBA-Anlagen für die verschiedenen Anlagenkonzepte aufgezeigt und dargelegt, wie durch diese Optimierungen noch weitergehende Umweltentlastungen generiert werden können. Die aufgezeigten Potenziale zur Weiterentwicklung betreffen eine verstärkte Ausschleusung recycelbarer Fraktionen, die Anlagenkonzeption (Integration einer Vergärungsstufe, Umstellung auf Trocknung), die Verbesserung der Klimagasbilanz bei Restabfall-Vergärungsanlagen sowie Maßnahmen im Bereich der Abluftbehandlung.

Unter Berücksichtigung aktueller Entwicklungen werden Perspektiven unter Einbeziehung von Power-to-Gas- und Wasserstoffstrategien, Methanisierung des CO<sub>2</sub> aus Biogas sowie Abscheidung und Speicherung bzw. Nutzung von CO<sub>2</sub> (CCS bzw. CCU) aufgezeigt.

## **Abstract**

The study describes the status of mechanical-biological waste treatment in Germany and presents the development since 2005. The throughput, the plant input, and the material balance with the disposal of the separated materials as well as the consumption and emissions of the different plant concepts are described. The energy efficiency and the greenhouse gas balance of MBT plants are evaluated on the basis of plant-specific calculations.

With the example of actual facilities, the possibilities for technical optimisation and reorientation of MBT plants are shown for the various plant concepts, and it is described how these optimisations can generate further environmental benefits. The highlighted potentials for further development concern an increased separation of recyclable fractions, the plant design (integration of a fermentation step, change to a drying process), the improvement of the greenhouse gas balance in residual waste fermentation plants as well as actions regarding the treatment of exhaust air.

Taking current developments into account, perspectives are outlined including power-to-gas and hydrogen strategies, methanation of CO<sub>2</sub> in biogas, and carbon capture and storage or utilisation (CCS or CCU).

## Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis .....	7
Tabellenverzeichnis .....	11
Abkürzungsverzeichnis .....	13
Zusammenfassung .....	18
Summary .....	31
1 Hintergrund, Zielsetzung und Vorgehen .....	44
2 Anlagenübersicht .....	46
3 Entwicklung der Durchsatzmengen und Anlagenauslastung .....	62
4 Datengrundlage .....	67
4.1 Datengrundlage Studie .....	67
4.2 Vergleich mit Abfallstatistiken Destatis .....	67
5 Entwicklung Anlageninput nach Abfallarten und Anlagentyp .....	74
6 Stoffbilanz, Stoffkennwerte .....	77
7 Verbleib der Stoffströme .....	84
7.1 Ersatzbrennstoffe .....	84
7.2 Mengen zur Ablagerung .....	88
7.3 Mengen zum Recycling .....	89
8 Entwicklung von Betriebsverbräuchen .....	90
8.1 Stromverbrauch .....	90
8.2 Entwicklung Gasverbrauch in MBA .....	94
9 Emissionen .....	99
10 Energieeffizienz .....	101
10.1 Methodik und Bilanzrahmen .....	101
10.2 Ergebnisse .....	103
11 Klimagasbilanz MBA .....	107
11.1 Einleitung .....	107
11.2 Methodik .....	107
11.3 Systemgrenzen .....	111
11.4 Bilanzergebnisse .....	112
11.5 Bilanzergebnisse mit aktualisierten Emissionsfaktoren .....	114
12 Neue Entwicklungen .....	119
12.1 Entwicklung der Restabfall-Zusammensetzung .....	119
12.2 Recycling von Kunststoffen .....	123

12.2.1	Bisherige Versuche und Erfahrungen zum Recycling von Kunststoffen aus Restabfällen .....	123
12.2.2	Potenzialabschätzung.....	126
12.2.3	Entwicklungen bei der Sortierung.....	127
12.2.4	Entwicklungen bei der stofflichen Verwertung.....	127
12.2.5	Chemisches Recycling .....	128
13	Optimierungsszenarien.....	130
13.1	Verstärkte Ausschleusung recycelbarer Fraktionen .....	130
13.2	Verbesserung der Klimabilanz bei Restabfall-Vergärungsanlagen .....	131
13.2.1	Optimierung der Vergärung von Restabfall .....	131
13.2.2	Optimierung der Biogasverwertung in MBA.....	132
13.3	Umstellung der MBA auf Trocknung.....	142
13.4	Maßnahmen im Bereich der Abluftreinigung .....	144
13.4.1	Reduzierung des Energieverbrauchs bei der Abluftreinigung in RTO.....	144
13.4.2	Minderung der Emissionen durch verbessertes Abluftmanagement .....	152
14	Ausblick.....	161
15	Quellenverzeichnis.....	164
	Anhang: Zusammenstellung Bilanzdaten MBA 2017 .....	<b>175</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Erzielter Netto-Primärwirkungsgrad über das Gesamtverfahren getrennt nach MBA-Typ Bezugsjahr: 2017 .....	21
Abbildung 2:	Einzelbeiträge zur Klimagasbilanz MBA nach Anlagentyp 2017 .....	23
Abbildung 3:	Auswirkungen einer Optimierung der der Biogas- und Wärmeverwertung aus BHKW und EBS-Kraftwerk sowie der Metallauslese auf die Klimagasbilanz einer MBA mit Vergärung .....	26
Abbildung 4:	Vereinfachte Darstellung der Anlagenkonzepte mit mechanischen und biologischen Verfahren .....	46
Abbildung 5:	Lage und Entwicklung der MBA-Standorte in Deutschland (Stand 11/2021) .....	49
Abbildung 6:	Erfolgte und geplante Umstellungen im Anlagenbereich 2010 bis 2022 .....	50
Abbildung 7:	Anteil der MBA-Typen an der genehmigten Durchsatzkapazität 2005 .....	51
Abbildung 8:	Anteil der MBA-Typen an der genehmigten Durchsatzkapazität 2010 .....	52
Abbildung 9:	Anteil der MBA-Typen an der genehmigten Durchsatzkapazität 2012 .....	54
Abbildung 10:	Anteil der MBA-Typen an der genehmigten Durchsatzkapazität 2015 (inkl. Anlagen nach Systemumstellung).....	56
Abbildung 11:	Anteil der MBA-Typen an der genehmigten Durchsatzkapazität 2017/2018 (inkl. Anlagen nach Systemumstellung) .....	57
Abbildung 12:	Entwicklung von Kapazität und Anzahl von MBA (inkl. Systemumstellungen) und der Anzahl an MBA nach 30. BImSchV ....	60
Abbildung 13:	Entwicklung der Durchsatzkapazitäten und Nutzungsänderung von MBA 2010 bis 2022 in Mg/a .....	61
Abbildung 14:	Entwicklung der MBA-Nutzung in % der aktuellen Anlagenkapazität in den Bezugsjahren .....	61
Abbildung 15:	Entwicklung Anzahl, Kapazität und Durchsatz in den MBA-Anlagen ( <b>inkl.</b> Anlagen nach Umstellung) .....	62
Abbildung 16:	Entwicklung Anzahl, Kapazität und Durchsatz in den MBA-Anlagen ( <b>ohne</b> Anlagen nach Umstellung) .....	63
Abbildung 17:	Entwicklung der Kapazität in MBA-Anlagen nach Anlagentyp 2010-2017 .....	64
Abbildung 18:	Entwicklung der Durchsatzmengen in MBA-Anlagen nach Anlagentyp 2010-2017 .....	64
Abbildung 19:	Anlagenauslastung der MBA-Anlagen nach Anlagentyp Bezug: genehmigte Durchsatzleistung .....	65
Abbildung 20:	Auslastung und Systemumstellung in ausgewählten MBA- und MA-Anlagen (Stand 2017) .....	66

Abbildung 21:	Vergleich Anzahl MBA-Anlagen nach Destatis und ASA 2010-2017...68
Abbildung 22:	Entwicklung der Anlagengrößen von MBA-Anlagen nach Anlagengröße nach Destatis FS 19 und eigener Erhebung für 2016 ..69
Abbildung 23:	Entwicklung Durchsatz MBA nach Destatis und ASA 2010-2017 ..... 70
Abbildung 24:	Vergleich Input MBA nach Abfallbilanz Destatis und ASA (absolut in Mg/a) ..... 71
Abbildung 25:	Vergleich Input MBA nach Abfallbilanz Destatis und ASA (relativ in %) ..... 71
Abbildung 26:	Vergleich Output MBA nach Abfallbilanz Destatis und ASA 2017 (absolut in Mg/a) ..... 72
Abbildung 27:	Vergleich Output MBA nach Abfallbilanz Destatis und ASA 2017 (relativ in %) ..... 72
Abbildung 28:	Entwicklung Deponiemenge aus MBA 2010-2017 nach Destatis und ASA ..... 73
Abbildung 29:	Auslegung der MBA-Anlagen nach Abfallarten (Stand: 2008/2010) ..74
Abbildung 30:	Anteil der bei MBA-Anlagen angelieferten Abfallarten 2015.....75
Abbildung 31:	Anteil der bei MBA-Anlagen angelieferten Abfallarten 2017 (ohne Bioabfall).....75
Abbildung 32:	Entwicklung der Abfallarten im Eintrag der MBA-Anlagen .....76
Abbildung 33:	Stoffbilanz der einzelnen Verfahren und Hochrechnung auf Gesamtbestand der MBA-Anlagen .....77
Abbildung 34:	Massenanteile der Stoffströme aus MBA-Anlagen zur energetischen Verwertung 2017 .....79
Abbildung 35:	Energieanteil in den Stoffströmen aus MBA-Anlagen zur energetischen Verwertung 2017 .....80
Abbildung 36:	Erzeugte Biogasmenge in MBA 2015 und deren Verwendung.....82
Abbildung 37:	Verbleib der Ersatzbrennstoffe aus MBA-Anlagen 2017 .....84
Abbildung 38:	Einsatz von Ersatzbrennstoffen aus MA/MBA in der Zementindustrie .....85
Abbildung 39:	Verwertungswege EBS aus MBA nach Anlagentyp 2017.....86
Abbildung 40:	Entwicklung der Verwertungswege EBS aus MBA nach Anlagentyp 2010 bis 2017 .....87
Abbildung 41:	Entwicklung der Deponatmengen aus MBA 2010 bis 2017 .....88
Abbildung 42:	Entwicklung Stromverbrauch in den MBA-Anlagen nach Anlagentyp 2010-2017 .....91
Abbildung 43:	Stromverbrauch in ausgewählten MBA-Anlagen nach Anlagentyp (Stand 2017) und dadurch verursachte CO <sub>2</sub> -Belastung in kg CO <sub>2</sub> /Mg <sub>MBA</sub> .....92
Abbildung 44:	Entwicklung des spezifischen Stromverbrauchs und dadurch verursachte Klimagasbelastung in der MBS Nuthe-Spree.....93

Abbildung 45:	Gasbedarf für Abluftreinigung und Prozesswärme in ausgewählten MBA 2017 .....	95
Abbildung 46:	Vereinfachte Darstellung der Luftführung und Abluftreinigung in MBA .....	96
Abbildung 47:	Zusammenhang Abluftkonzept und spezifischer Abluftmenge in MBA mit Anteil der eingesetzten Reinigungssysteme .....	97
Abbildung 48:	Emissionswerte MBA 2010-2017 im Vergleich zu aktuellen Grenzwerten der 30. BImSchV (2019) .....	100
Abbildung 49:	Bilanzrahmen für Kombinationsverfahren mit MBA nach VDI 3460/2 .....	101
Abbildung 50:	Vereinfachte Darstellung des Bilanzrahmens für MBA mit Verwertung der Ersatzbrennstoffe EBS im Zementwerk.....	102
Abbildung 51:	Erzielter Netto-Primärwirkungsgrad über das Gesamtverfahren getrennt nach MBA-Typ Bezugsjahr: 2017 .....	103
Abbildung 52:	Netto-Primärwirkungsgrad der untersuchten MBA-Anlagen, Bezugsjahr: 2017 .....	104
Abbildung 53:	Umrechnung des energetischen Wirkungsgrades in Exergie für MBA 2017 .....	105
Abbildung 54:	Exergetischer Netto-Primärwirkungsgrad der untersuchten MBA-Anlagen 2017 .....	105
Abbildung 55:	Vergleich exergetischer Wirkungsgrad MBA, MVA und TAB 2017...	106
Abbildung 56:	Systemgrenzen des Bilanzmodells für Kombinationsverfahren mit MBA .....	111
Abbildung 57:	Klimagasbilanz von MBA-Anlagen 2017 .....	112
Abbildung 58:	Einzelbeiträge zur Klimagasbilanz MBA nach Anlagentyp .....	113
Abbildung 59:	Einfluss Veränderung der Emissionsfaktoren auf die Klimagasbilanz von MBA mit überwiegender Stromerzeugung aus Biogas und EBS (EV Strom) .....	116
Abbildung 60:	Einfluss Veränderung der Emissionsfaktoren auf die Klimagasbilanz von MBA mit Strom- und Wärmeerzeugung aus Biogas und EBS ....	117
Abbildung 61:	Einfluss Veränderung der Emissionsfaktoren auf die Klimagasbilanz von TAB mit Strom- und Wärmeerzeugung .....	118
Abbildung 62:	Zusammensetzung des Hausmülls aus privaten Haushalten in Deutschland .....	120
Abbildung 63:	Auswirkungen einer Optimierung der Biogas- und Wärmeverwertung aus BHKW und EBS-Kraftwerk sowie der Metallauslese auf die Klimagasbilanz einer MBA mit Vergärung .....	135
Abbildung 64:	Integrationsmöglichkeiten einer biologischen Methanisierung in eine Vergärungsanlage .....	136
Abbildung 65:	Integration der Presswasservergärung in der MBA Erbenschwang .....	138
Abbildung 66:	Massenbilanz der Vergärungsstufe .....	140

Abbildung 67:	Stoffströme aus der Stabilataufbereitung.....	143
Abbildung 68:	Grundsätzlicher Aufbau einer Stabilataufbereitung.....	144
Abbildung 69:	Energiebedarf für den Betrieb einer RTO in Abhängigkeit des TOC- /Energiegehalts im Rohgas .....	145
Abbildung 70:	Stützgasverbrauch für die Abluftbehandlung in RTO in MBA nach Anlagentyp.....	146
Abbildung 71:	Stützgasverbrauch für die Abluftbehandlung in RTO nach Art der Abluftreinigung in der MBA.....	147
Abbildung 72:	Stützgasbedarf pro Nm <sup>3</sup> behandelter Abluftmenge abhängig von MBA-Typ und Abluftmenge zur RTO .....	148
Abbildung 73:	Zusammenhang Auslastungsgrad RTO und Energieverbrauch .....	150
Abbildung 74:	Brennstoffbedarf für den Betrieb einer RTO in Abhängigkeit von Anlagenauslastung und C-Gehalt im Rohgas (Auslegung RTO auf 95 % Wärmerückgewinnung und thermischen Energiebedarf von 20 Wh/Nm <sup>3</sup> Rohgas) .....	151
Abbildung 75:	Spezifische Abluftmengen und deren Herkunft in der MBA .....	155
Abbildung 76:	Höhe und Aufteilung der C-Frachten im Rohgas von MBA .....	156
Abbildung 77:	Erreichbare C-Frachten im Reingas bei unterschiedlichen Rohgasbelastungen, Abgasreinigungsverfahren und angenommenen Reingaskonzentrationen.....	157
Abbildung 78:	Entwicklung CO <sub>2</sub> -Belastung durch die Abgasreinigung in MBA abhängig von Rohgasbelastung und Art der Abgasreinigung.....	158
Abbildung 79:	Einfluss von CCR mit Anrechnung negativer Emissionen auf die Werte der Klimagasbilanz einer MBA mit Vergärung nach Decarbonisierung des Energiesystems .....	163

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht Anzahl und Durchsatzkapazität MBA 2018 .....	19
Tabelle 2:	Übersicht MBA-Anlagen mit Angabe von Anlagentyp u. genehmigter Durchsatzkapazität .....	48
Tabelle 3:	Übersicht Anzahl und Durchsatzkapazität MBA 2005 .....	50
Tabelle 4:	Übersicht Anzahl und Durchsatzkapazität MBA 2010 .....	52
Tabelle 5:	Übersicht Anzahl und Durchsatzkapazität MBA 2012 .....	53
Tabelle 6:	Übersicht Anzahl und Durchsatzkapazität MBA 2015 .....	55
Tabelle 7:	Übersicht Anzahl und Durchsatzkapazität MBA 2017 .....	57
Tabelle 8:	Übersicht Anzahl und Durchsatzkapazität MBA 2018 .....	58
Tabelle 9:	Entwicklung von Anzahl, Durchsatzkapazität und Nenndurchsatzleistung von MBA - Vergleich mit Daten MBA von Destatis .....	68
Tabelle 10	Entwicklung Input MBA nach Abfallarten - Vergleich Destatis/iba/ASA .....	70
Tabelle 11:	Massen- und Energieanteil aus MBA zur energetischen Verwertung 2017 .....	79
Tabelle 12:	System und Durchsatzkapazität der Vergärungsstufen in MBA-Anlagen (Stand 2020) .....	81
Tabelle 13:	Vergleich Biogas- und Energieertrag in den Anlagen Hannover und Kahlenberg.....	83
Tabelle 14:	Ausgewählte Stoffströme aus den MBA-Anlagen 2010-2017 .....	84
Tabelle 15:	Spezifischer Stromverbrauch in MBA 2010-2017 .....	90
Tabelle 16:	Bandbreite der Stromverbräuche in MBA-Anlagen 2017 nach Anlagentyp.....	92
Tabelle 17:	Entwicklung spezifischer Gasverbrauch in MBA nach Anlagentyp und dadurch verursachte CO <sub>2</sub> -Belastung.....	94
Tabelle 18:	Zusatzenergieverbrauch (Stützgas) zur Abluftreinigung mit RTO in MBA .....	97
Tabelle 19:	Luftseitige Emissionsanforderungen für MBA- und MPS-Anlagen.....	99
Tabelle 20:	Emissionsfaktoren der treibhausgasrelevanten Emissionen in kg CO <sub>2</sub> -Äq./kg.....	108
Tabelle 21:	Umweltentlastende Emissionsfaktoren für den Nutzen aus der stofflichen Verwertung von separierten Fraktionen .....	109
Tabelle 22:	Verwendete CO <sub>2</sub> -Gutschriften für erzeugte Netto-Primärzielenergie .....	109
Tabelle 23:	Spezifische Emissionsfaktoren EF für Stromgutschriften bei Substitution unterschiedlicher Energieträger .....	110

Tabelle 24:	Entwicklung der Emissionsfaktoren für Energie nach Umstellung der Energiesubstitution auf nationalen Energiemix und Zunahme Erneuerbarer Energien im Energiemix .....	115
Tabelle 25:	Spezifische Hausmüllmenge in Abhängigkeit der Siedlungsstruktur	121
Tabelle 26:	Vergleich der spezifischen Hausmüllmenge und -zusammensetzung 1985 und 2018 .....	122
Tabelle 27:	Kunststoffanteile am Hausmüll in Abhängigkeit der Siedlungsstruktur .....	126
Tabelle 28:	Vorläufige Bilanzwerte der Presswasservergärung in der MBA Erbenschwang.....	139
Tabelle 29:	Zusätzliche Brennstoffausbeute aus der biologisch getrockneten Feinfraktion .....	142
Tabelle 30:	Auslegungsvorgaben für RTO in MBA 2005.....	149
Tabelle 31:	Beispiel zur Ableitung rechnerisch möglicher Abluftmengen in MBA zur Einhaltung der 30. BImSchV in Abhängigkeit der zugesicherten Reingaswerte .....	153
Tabelle 32:	Untersuchte Szenarien zur Abgasreinigung bei unterschiedlichen MBA-Varianten .....	154

## Abkürzungsverzeichnis

$\eta$	Wirkungsgrad
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	Ammoniumsulfat
$\Sigma$	Summe
a	Jahr
<b>AbfAbIV</b>	Abfallablagerungsverordnung
<b>AEL</b>	Alkalische Elektrolyse
<b>ASL</b>	Ammoniumsulfatlösung
<b>AT<sub>4</sub></b>	Atmungsaktivität über 4 Tage
<b>BA</b>	biologische Abfallbehandlung
<b>BA Bio</b>	Biologische Stufe zur Behandlung von Bioabfall ohne biologische Behandlung von RA
<b>BEHG</b>	Brennstoffemissionshandelsgesetz
<b>BECCS</b>	Bioenergy with carbon capture and storage
<b>BECCU</b>	Bioenergy with carbon capture and utilisation
<b>BECCR</b>	Bioenergy with carbon capture and removal
<b>BF</b>	Biofilter
<b>BGA</b>	Biogasanlage
<b>BGAA</b>	Biogasaufbereitungsanlage
<b>BGEA</b>	Biogaseinspeiseanlage
<b>BHKW</b>	Blockheizkraftwerk
<b>BImSchV</b>	Bundesimmissionsschutzverordnung
<b>BMHKW</b>	Biomasse-Heizkraftwerk
<b>BT</b>	Biologische Trocknung
<b>BT off</b>	Biologische Trocknung der organikhaltigen Feinfraktion
<b>BtL</b>	Biomass-to-Liquid (engl. für Erzeugung flüssiger Kraftstoffe aus Biomasse)
<b>C, C<sub>ges</sub></b>	Kohlenstoff, Gesamt-Kohlenstoff
<b>C/N</b>	Kohlenstoff/Stickstoff (-Verhältnis)
<b>CCR</b>	Carbon Capture and Removal
<b>CCS</b>	Carbon-Capture-and-Storage (engl. für CO <sub>2</sub> -Abscheidung und Speicherung)
<b>CCU</b>	Carbon-Capture-and-Usage (engl. für CO <sub>2</sub> -Abscheidung und Verwendung)
<b>C<sub>ges</sub></b>	Gesamt-Kohlenstoff
<b>CH<sub>4</sub></b>	Methan

<b>CHP</b>	Combined Heat and Power Plant (engl. für BHKW)
<b>CO</b>	Kohlenmonoxid
<b>CO<sub>2</sub></b>	Kohlendioxid
<b>d</b>	Tag
<b>DepV</b>	Deponieverordnung
<b>DVGW</b>	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V.
<b>EBS</b>	Ersatzbrennstoffe
<b>EBSKW</b>	EBS-Kraftwerk
<b>E-CH<sub>4</sub></b>	Elektrolyse-CH <sub>4</sub> (mit Hilfe von E-H <sub>2</sub> erzeugtes Methan)
<b>EE</b>	Erneuerbare Energien
<b>EF</b>	Emissionsfaktor
<b>E-H<sub>2</sub></b>	Elektrolyse-H <sub>2</sub> (durch Elektrolyse erzeugter Wasserstoff)
<b>el, elt</b>	elektrisch
<b>EV</b>	Energetische Verwertung
<b>FEE</b>	Fluktuierende Erneuerbare Energien (Windkraft, Solarkraft)
<b>FF</b>	Feinfraktion
<b>fl.</b>	fluid (flüssig)
<b>g</b>	Gramm
<b>GA</b>	Gewerbeabfall
<b>GASA</b>	Gewerbeabfallsortieranlage
<b>GasNZV</b>	Gasnetz-Zugangsverordnung
<b>GB<sub>21</sub></b>	Gasbildungsrate im Gärtest über 21 Tage
<b>GV</b>	Glühverlust
<b>h</b>	Stunde
<b>H<sub>2</sub></b>	Wasserstoff
<b>H<sub>2</sub>O</b>	Wasser
<b>H<sub>2</sub>S</b>	Schwefelwasserstoff
<b>H<sub>i</sub></b>	Heizwert, früher unterer Heizwert H <sub>u</sub>
<b>HM</b>	Hausmüll
<b>HMW</b>	Halbstundenmittelwert
<b>hPa</b>	Hektopascal
<b>H<sub>s</sub></b>	Brennwert, früher oberer Heizwert H <sub>o</sub>
<b>hwr.</b>	heizwertreich
<b>Hz</b>	Hertz
<b>IPCC</b>	Intergovernmental Panel on Climate Change

<b>K</b>	Kelvin
<b>k. A.</b>	keine Angabe
<b>k. V.</b>	keine Vorgabe
<b>kg</b>	Kilogramm
<b>kJ</b>	Kilojoule
<b>km</b>	Kilometer
<b>KS</b>	Klärschlamm
<b>kW</b>	Kilowatt
<b>kWh</b>	Kilowattstunde
<b>KWK</b>	Kraft-Wärme-Kopplung
<b>LB</b>	Luftbefeuchter
<b>m</b>	Meter
<b>M'</b>	Massenstrom
<b>m<sup>2</sup></b>	Quadratmeter
<b>m<sup>3</sup></b>	Kubikmeter
<b>MA</b>	mechanische Aufbereitungsanlage
<b>MBA</b>	Mechanisch-Biologische Abfallbehandlungsanlage, hier als Sammelbegriff für MBA R, MBA V, MBS- und MPS-Anlagen
<b>MBA R</b>	Mechanisch-Biologische Abfallbehandlungsanlage mit Rotte
<b>MBA V</b>	Mechanisch-Biologische Abfallbehandlungsanlage mit Vergärung
<b>MBA+Bio</b>	Mitbehandlung von Bioabfall in getrennten Verfahrenslinien der MBA
<b>MBS</b>	Mechanisch-Biologische Stabilisierung
<b>Mg</b>	Megagramm (=Tonne)
<b>mg</b>	Milligramm
<b>Mio.</b>	Millionen
<b>MJ</b>	Megajoule
<b>mm</b>	Millimeter
<b>MMW</b>	Monatsmittelwert
<b>MPS</b>	Mechanisch-Physikalische Stabilisierung
<b>MVA</b>	Müllverbrennungsanlage
<b>MW</b>	Mittelwert
<b>N, N<sub>2</sub></b>	Stickstoff
<b>N<sub>2</sub>O</b>	Distickstoffmonoxid = Lachgas
<b>NawaRo</b>	Nachwachsende Rohstoffe
<b>NE</b>	Nicht-Eisen

<b>ng</b>	Nanogramm
<b>NH<sub>3</sub></b>	Ammoniak
<b>Nm<sup>3</sup></b>	Norm-Kubikmeter, Volumen bei 1070 mbar und 0 % Feuchte
<b>NMVOC</b>	Nicht-Methan-VOC
<b>NO<sub>x</sub></b>	Stickoxide
<b>NV</b>	Nassvergärung
<b>O<sub>2</sub></b>	Sauerstoff
<b>ORC</b>	Organic Rankine Cycle
<b>oFF</b>	Organikhaltige Feinfraktion
<b>org.</b>	organisch
<b>oTG</b>	Organischer Trockenmassegehalt (= Glühverlust)
<b>oTS</b>	organische Trockensubstanz
<b>P</b>	Leistung
<b>p. a.</b>	per annum
<b>Pa</b>	Pascal
<b>PDMS</b>	Polydimethylsiloxane
<b>PEM(-EL)</b>	Proton-Exchange-Membrane(-Elektrolyse)
<b>PJ</b>	Peta-Joule
<b>PPK</b>	Papier, Pappe, Karton
<b>PtC</b>	Power-to-Chemicals (engl. für Erzeugung von Chemie-Rohstoffen mittels Wasserstoff aus Strom)
<b>PtG</b>	Power-to-Gas (engl. für Erzeugung von Wasserstoff bzw. Biomethan mittels Wasserstoff aus Strom)
<b>PtL</b>	Power-to-Liquids (engl. für Erzeugung von flüssigen Kraftstoffen mittels Wasserstoff aus Strom)
<b>PtX</b>	Power-to-X (engl. für Erzeugung organischer Rohstoffe/Kraftstoffe mittels Wasserstoff aus Strom)
<b>RA</b>	Restabfall
<b>RTO</b>	Regenerative Thermische Oxidation
<b>RW</b>	Rotteweche
<b>s</b>	Sekunde
<b>SBS</b>	Sekundärbrennstoffe
<b>SF</b>	Staubfilter
<b>SIA</b>	Siedlungsabfall
<b>SiO<sub>2</sub></b>	Siliziumdioxid
<b>SNG</b>	Synthetic Natural Gas (engl. für synthetisches Erdgas bzw. synthetisches Methan)
<b>SOEC</b>	Solid-Oxide-Electrolyzer-Cell (engl., eine Form der Hochtemperatur-Elektrolyse)

<b>SW</b>	saurer Wäscher
<b>TAB-Anlagen</b>	Anlagen zur Thermischen Abfallbehandlung, hier MVA und EBSKW
<b>TB</b>	Thermische Behandlung
<b>TASi</b>	technische Anleitung Siedlungsabfall
<b>TMW</b>	Tagesmittelwert
<b>TOC</b>	total organic carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)
<b>TR</b>	Trockenrückstand
<b>TS</b>	Trockensubstanz
<b>TWh</b>	Terrawattstunden
<b>VDI</b>	Verein Deutscher Ingenieure e.V.
<b>VOC</b>	volatile organic carbon (flüchtiger organischer Kohlenstoff)
<b>Wh</b>	Wattstunde

## Zusammenfassung

Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung leistet in Kombination mit der Verwertung der erzeugten Stoffströme einen wesentlichen Beitrag zu einer umweltverträglichen, energie- und ressourcenschonenden Abfallwirtschaft. Die Studien, die dies belegen, basieren zum Teil noch auf Daten aus den Jahren um 2005. Inzwischen wurden bereits in vielen Anlagen Optimierungsmaßnahmen umgesetzt. Die verschiedenen Anlagentypen erschließen vorhandene Energie- und Ressourcenpotentiale dabei sehr unterschiedlich. Die bisherigen technischen Weiterentwicklungen weisen aber auch für den aktuellen Anlagenbestand noch weitere Optimierungspotentiale auf, insbesondere bei der Energie- und Ressourceneffizienz.

Ziel dieses Vorhabens ist die Aktualisierung der Datenbasis für den Anlagenbestand der mechanisch-biologischen Anlagen, die Dokumentation der Weiterentwicklung seit 2005 sowie das Aufzeigen weitergehender Optimierungspotentiale für Bestandsanlagen und Neuanlagen.

Dazu wurde zunächst die Entwicklung des Anlagenbestands von 2005 bis zum Jahr 2018 zusammengetragen und dokumentiert und ein Ausblick auf die erwarteten Veränderungen bei den MBA im Zeitraum bis 2022 gegeben.

Dabei werden unter MBA alle nachfolgenden Verfahrensvarianten zusammengefasst:

- ▶ MBA mit Rotte (MBA R)
- ▶ MBA mit Vergärung (MBA V)
- ▶ MBS mit biologischer Trocknung (MBS)
- ▶ MPS mit physikalisch-thermischer Trocknung (MPS).

Differenziert für die verschiedenen Anlagenkonzeptionen wurden für den Zeitraum seit 2010 die Durchsatzmengen und Anlagenauslastung, die Art des Anlageninput, die Stoffbilanz der Anlagen mit dem Verbleib der ausgeschleusten Stoffströme sowie die Energieverbräuche (Strom, Gas) und Emissionen ausgewertet. Dazu wurden die den Autoren bereits vorliegenden Daten und Informationen durch Gespräche und Datenerhebungen bei MBA-Betrieben ergänzt. Die Daten der eigenen Erhebung wurden mit den Abfallstatistiken von Destatis (Fachserie 19, Reihe 1) abgeglichen

Anhand eigener anlagenspezifischer Berechnungen wurde die Energieeffizienz sowie die Klimagasbilanz von MBA-Anlagen bewertet und die mit den Weiterentwicklungen und Optimierungen erzielten Umwelteffekte quantifiziert.

Am Beispiel konkreter Anlagen werden die Möglichkeiten zur technischen Optimierung und Neuausrichtung von MBA-Anlagen für die verschiedenen Anlagenkonzepte aufgezeigt und dargelegt, wie durch diese Optimierungen noch weitergehende Umweltentlastungen generiert werden können.

Aufbauend auf den erhobenen Daten wurde eine eigene Hochrechnung für die MBA für das Bilanzjahr 2017 erstellt und auf Wunsch des UBA vorab für das Forschungsvorhaben „Klimaschutzpotenziale der Kreislaufwirtschaft“ zur Verfügung gestellt (IFEU et al.,2021).

Dieses Vorhaben wurde fachlich durch einen Projektbeirat begleitet. Darin waren sowohl Mitglieder aus Fachbehörden und der betreffenden Verbände als auch Anlagenbetreiber und Vertreter aus der Wissenschaft und aus dem Bereich der stofflichen und energetischen Verwertung vertreten.

### Anlagenbestand und Auslastung

Die seiner Zeit überwiegend als Vorbehandlungsanlage für Rest-Siedlungsabfälle konzipierten MBA-Anlagen wurden in den vergangenen Jahren weiterentwickelt und auch für neue Nutzungsmöglichkeiten und andere Stoffströme geöffnet. Einzelne Rotte-MBA haben die Rottestufen auf biologische Trocknung mit nachfolgender Aufbereitung des Trockenstabilats umgestellt. Andere MBA-Anlagen haben

ihren Anlagenbetrieb dahingehend verändert, dass Restabfälle lediglich mechanisch aufbereitet werden, z. T. wird die biologische Stufe für die Behandlung von Bioabfällen genutzt. Eine Anlage hat die mechanische Stufe technisch in der Form erweitert, dass diese zur Vorbehandlung von Gewerbeabfällen gemäß GewAbfV genutzt werden kann. Einzelne Anlagen haben den Betrieb eingestellt.

Von den ursprünglich 18 Rotte-MBA sind noch 14 Anlagen in Betrieb, davon wurden 2 z. T. auf biologische Trocknung der Feinfraktion und eine Anlage auf MA für Restabfall und BA für Bioabfall umgestellt. Von den anfänglich 12 Vergärungsanlagen werden in 10 Anlagen noch Rest-Siedlungsabfälle behandelt, 2 Anlagen wurden auf Bioabfall umgestellt. Von den 13 MBS-Anlagen sind noch 10 Anlagen in Betrieb (1 Stilllegung, 2 Umstellungen auf MA). Insgesamt 7 Anlagen wurden auf MA umgestellt, in 3 Anlagen davon wird die biologische Stufe zur Behandlung von Bioabfall genutzt (zzgl. 1 Anlage, die vollständig auf Bioabfall umgestellt wurde und zzgl. einer Anlage, in der Bio- und Restabfall behandelt werden). Darüber hinaus gibt es 3 MPS-Anlagen mit physikalisch-thermischer Trocknung.

Tabelle 1: Übersicht Anzahl und Durchsatzkapazität MBA 2018

Typ	Weiterbetrieb				Betrieb umgestellt			Gesamt
	MBA R	MBA V	MBS	MPS	MBA BT	MA	BA Bio	
Anzahl	11	10	10	3	2	7	3	44
Kapazität	1.171	1.190	1.495	530	410	566	160	5.522
davon Bioabfall	-	50	-	-	-	-	160	210
davon Restabfall	1.171	1.140	1.495	530	410	566	-	5.312

Kapazität in 1.000 Mg/a

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Nach aktuellem Kenntnisstand wurden in 2018 noch 44 Anlagen mit einer Behandlungskapazität von 5,5 Mio. Mg/a betrieben. In 5 Anlagen wurden insgesamt ca. 210.000 Mg/a Bioabfall behandelt. Das entspricht ca. 5 % der in Deutschland getrennt gesammelten Bioabfallmengen. In 2019 wurde eine weitere MBS-Anlage außer Betrieb gesetzt.

Bis zum Jahr 2022 wird sich nach aktuellem Kenntnisstand die genehmigte Durchsatzkapazität auf ca. 5 Mio. Mg/a reduzieren. Darauf entfallen noch ca. 3,9 Mio. Mg/a auf die mechanisch-biologische Behandlung von Restabfall. Von den Betriebsumstellungen und -stilllegungen werden vorrangig MBS und MBA Rotte-Anlagen betroffen sein. Die Vergärungsanlagen behalten trotz Umstellung ihren Anteil.

Die betriebenen Anlagen weisen seit 2010 im Mittel eine relativ konstante Auslastung von ca. 80 % bezogen auf die jeweils genehmigte Anlagenkapazität auf, mit erheblichen Unterschieden bei den einzelnen Anlagen. Ca. 50 % der ausgewerteten Anlagen weisen Auslastungsgrade zwischen 80 und 100 % auf. Bei den Anlagen mit geringer Auslastung zwischen 45 und 80 % konnten i. d. R. die bei Genehmigung angenommenen Abfallmengen in den Folgejahren nicht realisiert werden. Bei den teilausgelasteten Anlagen ist die überwiegende Anzahl der Anlagen mit schon erfolgter oder geplanter Systemumstellung zu finden.

### Anlageninput und Stoffbilanzen

Beim Anlageninput stellt der Hausmüll auch im Jahr 2017 mit ca. 75,9 % weiterhin die maßgebliche Abfallart bei den bei MBA angelieferten Abfallarten (ohne Bioabfall) dar. Der Anteil an Gewerbeabfällen machte i. M. knapp 6,7 %, der Sperrmüllanteil etwa 5 % aus. Andere Abfallarten wie organische Feinfraktion von Drittanlagen (3,9 %), Sortierreste/EBS (5,1 %), und Sonstige (3,3 %) spielten nur bei den betroffenen Anlagen eine maßgebliche Rolle.

Die Stoffbilanzen der Anlagen unterscheiden sich entsprechend den unterschiedlichen Verfahrenskonzepten und Behandlungszielen maßgeblich voneinander, wobei sich für den Gesamtbestand der MBA-Anlagen folgende generelle Entwicklungstendenzen ablesen lassen.

Der Massenanteil, der als Biogas und heizwertreiche Fraktion energetisch verwertet wird, ist gestiegen. Im Mittel wurden 2017 ca. 57 % der Masse der angelieferten Abfälle als Ersatzbrennstoff und Biogas energetisch verwertet. Die durchschnittlichen Anteile liegen bei den MBA mit Rotte bei etwa 45%, bei MBA mit Vergärung bei 58 %, bei MBS-Anlagen bei 66 % und bei MPS-Anlagen bei 70 %.

Der überwiegende Anteil der unter Ersatzbrennstoffen zusammengefassten Stoffströme aus MBA (53 %) wurde im Betrachtungszeitraum in EBS-Kraftwerken verwertet. Der Anteil der Kohlekraftwerke (hier überwiegend Braunkohlekraftwerke) ist in 2017 auf 17 %-Punkte abgefallen. Die Verwertung von EBS aus MBA in Zementwerken ist 2017 auf ca. 14% angestiegen. Die Verwertung von Ersatzbrennstoffen in MVA ist rückläufig und lag 2017 bei 14 %.

Die in den MBA mit Vergärungsstufe erzeugte Biogasmenge ist bis 2015 auf ca. 50 Mio. m<sup>3</sup> angestiegen. Das entspricht einem Energiegehalt von ca. 1 PJ/a. In 2017 ist die Biogasmenge aufgrund der Betriebsumstellungen und Revisionsarbeiten auf ca. 38 Mio. m<sup>3</sup> gesunken. Nach Abschluss der Revisionsarbeiten und Inbetriebnahme einer weiteren Vergärungsstufe ist mit einem Wiederanstieg der Biogasmengen auf ca. 45-48 Mio. m<sup>3</sup>/a auszugehen. Die Nutzung des Biogases erfolgt derzeit überwiegend in BHKW (84 %) sowie zum Betrieb der thermischen Abluftbehandlung in den RTO-Anlagen (9 %) und anderen Nutzungsformen (z. B. zur Wärmeerzeugung für die die Fermenter).

Von Ausnahmen abgesehen erfolgt in den MBA-Anlagen bisher nur eine Abtrennung von Fe- und NE-Metallen zum Recycling. Die Entnahme von sonstigen Wertstoffen ist bisher unbedeutend.

Die Mengen aus MBA zur Ablagerung sind im Zeitraum 2010 bis 2017 um ca. 36 % auf 657.000 Mg/a gefallen. Der Rückgang der Deponatmengen geht vorrangig auf die Umstellung von Rotte-MBA auf mechanische Aufbereitung oder biologische Trocknung, in geringerem Umfang auf die Umstellung von MBA mit Vergärung auf Bioabfall zurück.

## Emissionen

Die luftseitigen Emissionen aus MBA- und MBS-Anlagen werden vorgegeben durch die 30. BImSchV, für die MPS-Anlagen gelten die Regelungen der TA Luft, ergänzt um zusätzliche Auflagen der jeweils zuständigen Genehmigungsbehörde.

Zur Erfüllung der Anforderungen der 30. BImSchV (siehe auch spätere Ausführungen dazu) erfolgt in den MBA-Anlagen eine Kapselung von emissionsrelevanten Aggregaten und eine getrennte Absaugung dieser Punktquellen. Höher belastete Abluft wird direkt der thermischen Abgasreinigung zugeführt, gering belastete Abluft aus der Entlüftung wird nach Erfordernis als Prozessluft in den Rottestufen genutzt. Überschüssige Hallenabluft wird je nach Abluftkonzentration der RTO oder dem Biofilter zugeführt.

Die aktuellen Betriebswerte im Reingas von MBA liegen i. M. deutlich unterhalb der Grenzwerte:

- ▶ C-Frachten um ca. 60 %
- ▶ Lachgas- und Staubwerte um ca. 80 %
- ▶ Geruchswerte um ca. 33 %
- ▶ Dioxinwerte um >97 %

Die C-Frachten werden durch geringe C-Konzentrationen von < 10 mg/m<sup>3</sup> im Reingas und niedrige spezifische Abluftmengen von 3.-4.000 m<sup>3</sup>/Mg<sub>Abfall</sub> erzielt. Durch die Abscheidung von Ammoniak aus

der Abluft in sauren Wäschern in MBA mit Rotte und Vergärung liegen die N<sub>2</sub>O-Frachten im Jahresmittel über alle Anlagen bei ca. 15 g/Mg. Bei der biologischen Trocknung in MBS-Anlagen sind wegen geringerer NH<sub>3</sub>-Freisetzung i. d. R. keine sauren Wäscher im Einsatz.

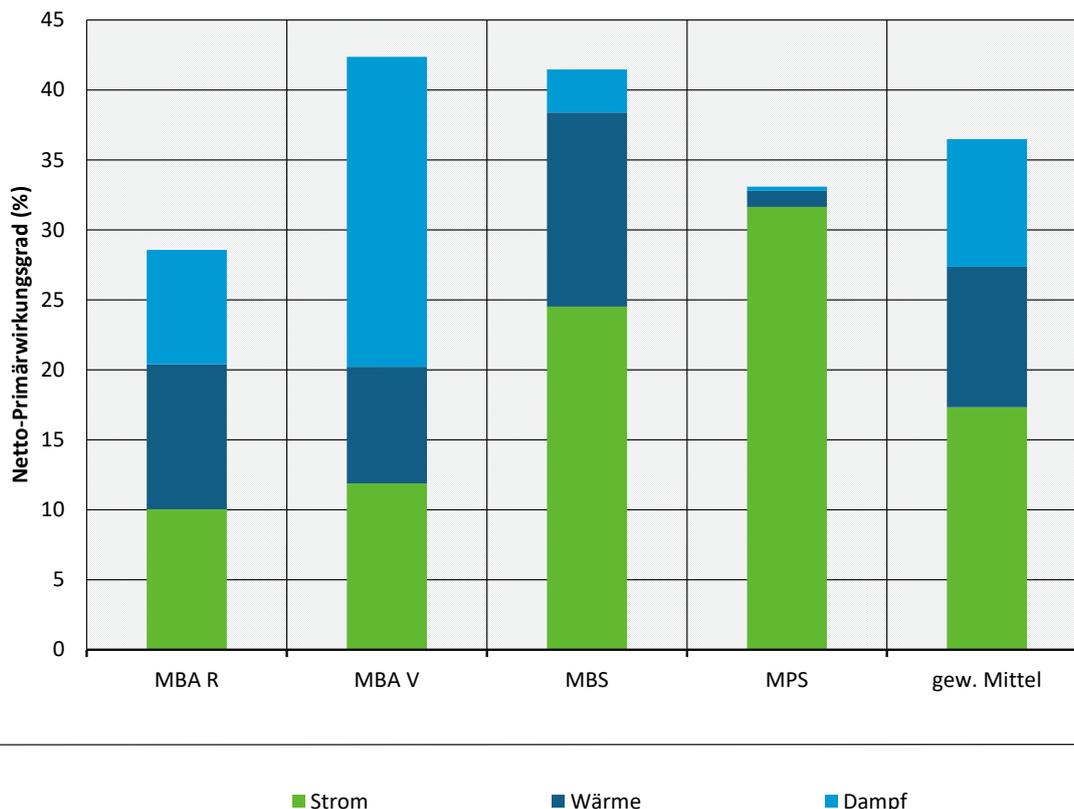
Die Geruchswerte liegen i. d. R < 500 GE/m<sup>3</sup>, wobei teilweise im Reingas nach RTO höhere Werte festgestellt wurden. Die höheren Geruchswerte könnten auf NO<sub>x</sub>-Verbindungen zurückzuführen sein, die sich in der RTO bei Verbrennungstemperaturen > 800°C bilden können. Aus diesem Grund soll nach novellierter 30. BImSchV bei Abluftreinigung über RTO auf die Festsetzung eines Grenzwertes für Geruch verzichtet werden.

### Energieeffizienz

Auf der Basis von Betriebsdaten (Stoff- und Energiebilanzen) verschiedener MBA-Anlagen und der belieferten Verwertungsanlagen wurde über den gesamten Bilanzrahmen des Kombinationsverfahrens der Netto-Primärwirkungsgrad berechnet aus dem Quotienten von erzeugter Energie (nach Abzug aller Eigenverbräuche) und dem Energieinhalt der angelieferten Abfallmenge. Der Netto-Primärwirkungsgrad wird dabei aus der Summe der drei Energieformen Strom, (Fern-)Wärme und (Prozess-) Dampf berechnet.

Für das Bilanzjahr 2017 ergab sich aus den Ergebnissen der untersuchten Einzelanlagen ein auf alle MBA-Anlagen in Deutschland hochgerechneter Mittelwert von ca. 36,5 %. D. h. im Mittel wurde 36,5 % des Energieinhaltes der in MBA angelieferten Abfälle als überschüssige Energie in die Netze eingespeist. Die Werte der MBA-Typen liegen zwischen 29 % (MBA mit Rotte) und 42 % (MBA mit Vergärung und MBS) (Abbildung 1).

Abbildung 1: Erzielter Netto-Primärwirkungsgrad über das Gesamtverfahren getrennt nach MBA-Typ Bezugsjahr: 2017



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Um die unterschiedliche Wertigkeit der Energieformen zu berücksichtigen, wurde der Wirkungsgrad zudem durch Umrechnung der Energieformen über sog. Carnotfaktoren als Exergie ausgedrückt. Für den mittleren Wirkungsgrad von MBA (36,5 %) errechnet sich ein exergetischer Wirkungsgrad von 23 % (Bereich Einzelanlagen 10-35 %).

### Klimabilanz

Die ökobilanzielle Bewertung der Verfahren erfolgte unter dem Fokus Ressourcen- und Klimaschutz. Neben der direkten Einsparung fossiler Energieträger geht dabei vorrangig die Einsparung klimawirksamer Treibhausgasemissionen in die Bewertung ein. Das angewandte Bilanzmodell beschränkte sich daher auf die Parameter Energieeffizienz und klimarelevante CO<sub>2</sub>-Emissionen. Das Berechnungsmodell basiert auf der Methode der VDI Richtlinie 3460, Blatt 2, die an die Erfordernisse eines Kombinationsverfahrens angepasst bzw. erweitert wurde. Mit der Methode wird der durch die Abfallbehandlung erzielte Nettonutzen nach Abzug des für die Behandlung erforderlichen Aufwands berechnet. Der gesamte Aufwand (Strom, Wärme, Diesel, Erdgas etc.) wird über Substitutionsprozesse auf der Ebene der Primärenergie mit dem erzielten Nutzen gegengerechnet.

Die Klimarelevanz der Abfallbehandlung wird über spezifische CO<sub>2</sub>-Emissionsfaktoren berechnet. Dabei gehen die Faktoren je nach Wirkung als Gutschrift (z. B. für erzeugte Energie und stoffliche Verwertung) oder als Belastung (Emissionen, Energiebedarf) in die Berechnung ein. Für die stoffliche Verwertung von z. B. Metallen werden die gegenüber der Herstellung aus Primärrohstoffen eingesparten CO<sub>2</sub>-Emissionen eingestellt. Bei den Emissionen gehen nur die Treibhausgas-relevanten Emissionen Methan, Lachgas und CO<sub>2</sub> aus fossilem Kohlenstoff ein. Die innerhalb des Bilanzrahmens nach Deckung des Eigenbedarfs und Substitution der Zusatzenergie verbleibende Netto-Primär-Zielenergie wird mit Gutschriften bewertet. Für die Stromgutschrift wurde unterstellt, dass mit dem Strom aus Abfall fossile Energieträger (Braunkohle, Steinkohle, Erdgas) substituiert werden. Für die erzeugte Wärme wurde der Ersatz von Öl- und Gasheizungen in Haushalten gutgeschrieben.

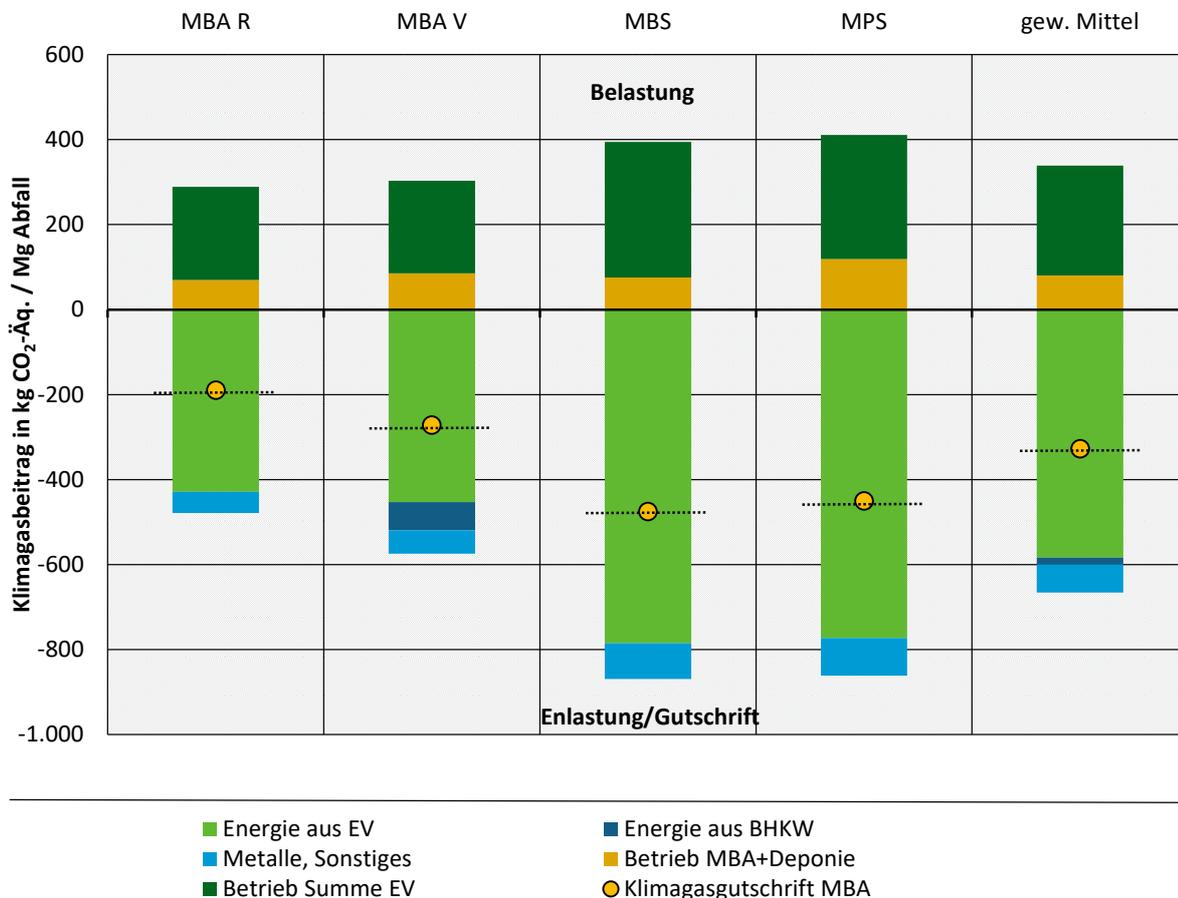
Das Ergebnis der CO<sub>2</sub>-Bilanz wird maßgeblich bestimmt von der Höhe des gewählten Emissionsfaktors für Strom und der im Einzelfall substituierten Energieträger. Um die untersuchten MBA-Anlagen trotz unterschiedlicher Rahmenbedingungen miteinander vergleichen zu können, wurden für die Klimagasbilanzen aller Anlagen die gleichen Emissionsfaktoren für die erzeugte und verbrauchte Energie zu Grunde gelegt unabhängig von dem im Einzelfall tatsächlich substituierten Energieträger. Die Unterschiede im Verbleib der EBS gehen über die anlagenbezogene Energieeffizienz der belieferten Kraftwerke in die Bilanz der MBA-Anlagen ein. Der zunehmende Anteil erneuerbarer Energien im Energiemix in Deutschland führt zu einer Reduzierung der Emissionsfaktoren für die aus Abfall erzeugte Energie. Die Auswirkungen der veränderten Emissionsfaktoren auf das Ergebnis der Klimagasbilanz der MBA-Verfahren wurden am Beispiel ausgewählter Anlagen verdeutlicht.

Im Ergebnis der Klimagasbilanzen aller untersuchten MBA-Anlagen führt die Behandlung von Siedlungsabfall in Kombinationsverfahren mit MBA unter Einbeziehung nachfolgender stofflicher und energetischer Verwertung der Teilfraktionen sowie Deponierung zu einer Einsparung von klimawirksamen Emissionen von im Mittel über alle Anlagen von ca. 327 kg CO<sub>2</sub>/Mg Abfall, wobei erhebliche Unterschiede zwischen den untersuchten Einzelanlagen aufgetreten sind.

Die erzielte Klimagasgutschrift für das Gesamtverfahren lag je nach MBA-Verfahren zwischen -190 und -475 kg CO<sub>2</sub>/Mg (Abbildung 2). Den niedrigen Wert wiesen Rotte-MBA auf, der höchste Wert wurde im Mittel von den MBS-Anlagen erzielt, die ihre EBS-Mengen in Kraft- und Zementwerken verwertet haben. Die Höhe der Klimagasgutschrift hängt maßgeblich von der saldierten Gutschrift für die energetische Verwertung der Ersatzbrennstoffe ab. Die Gutschriften aus der Biogas- und Metallverwertung fallen demgegenüber mit Beiträgen zwischen -50 und -110 kg CO<sub>2</sub>/Mg zwar deutlich geringer aus, werden allerdings mit relativ geringen Mengenanteilen erzielt.

Den Gutschriften steht eine Belastung durch den Betrieb der MBA (inkl. Deponie) zwischen 70 und 120 kg CO<sub>2</sub>/Mg sowie durch die fossilen CO<sub>2</sub>-Emissionen bei der Verbrennung von Ersatzbrennstoffen zwischen 220 und 320 kg CO<sub>2</sub>/Mg<sub>MBA</sub> gegenüber.

Abbildung 2: Einzelbeiträge zur Klimagasbilanz MBA nach Anlagentyp 2017



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Bei Umstellung der Bilanz auf Emissionsfaktoren unter Berücksichtigung der Entwicklung des nationalen Energiemixes verändert sich die Höhe der Bilanzergebnisse für alle Anlagen, die relativen Unterschiede zwischen den Anlagen bleiben jedoch bestehen. Die Veränderung der Bilanzergebnisse für das Bilanzjahr 2017 wird am Beispiel der Entwicklung der Emissionsfaktoren für Strom und Wärme in den Jahren 2010, 2017 und Ausblick auf 2030 aufgezeigt.

Durch den zunehmenden Anteil erneuerbarer Energien an der Stromerzeugung sinken auch die Gutschriften für den aus Abfall erzeugten Strom auf unter 25% der bisher zu Grunde gelegten Faktoren (Abschätzung für 2030 nach IFEU et al. 2021). Bei Wechsel des Bewertungsmaßstabes auf den deutschen Energiemix geht eine sehr deutliche Reduzierung der Werte für die Klimagasgutschriften für MBA einher. Von dieser Entwicklung sind alle Verfahren betroffen, die aus Verbrennungsprozessen Energie erzeugen wie z. B. auch die MVA. Bei Anlagen, die bisher vorwiegend auf Stromerzeugung setzen, können die Bilanzergebnisse bis 2030 auf Belastungswerte absinken. Anlagen, die vorwiegend Wärme erzeugen oder bei denen im konkreten Einzelfall Primärenergieträger substituiert werden, werden von diesem Rückgang der Klimagasgutschriften nicht so stark betroffen.

## Neue Entwicklungen

Bei der Erarbeitung der Optionen zur Weiterentwicklung der MBA wurden auch neue Entwicklungen berücksichtigt.

Dabei lag ein Fokus auf den möglichen Auswirkungen der Entwicklung der Restabfall-Zusammensetzung, die anhand der Ergebnisse des UBA-Vorhabens „Vergleichende Analyse von Siedlungsrestabfällen aus repräsentativen Regionen in Deutschland zur Bestimmung des Anteils an Problemstoffen und verwertbaren Materialien“ (Dornbusch et al., 2020) aufgezeigt wurde.

Mit Blick auf die bislang ausschließlich energetische Verwertung der in MBA-Anlagen aussortierten Kunststoffe wurden des Weiteren die bisherigen Erkenntnisse zur stofflichen Verwertung von Post-Consumer-Kunststoffabfällen aus den dazu vorliegenden Untersuchungen zusammengetragen und die aktuellen Forschungen und Entwicklungen im Bereich des werkstofflichen als auch des chemischen Recyclings dargestellt.

Bei den anschließend aufgezeigten Optionen wurden zudem auch zukunftsorientierte Ansätze im Kontext mit der Energiewende aufgegriffen, wie z. B. die Einbeziehung von Power-to-Gas- und Wasserstoffstrategien, Methanisierung des CO<sub>2</sub> aus Biogas sowie Abscheidung und Speicherung bzw. Nutzung von CO<sub>2</sub> aus dem Abgas der Biomethan- und EBS-Verwertung (BECCR).

## Optionen zur Weiterentwicklung der MBA

Aufbauend auf den bisherigen Entwicklungen, die einzelne MBA-Anlagen in Anpassung an veränderte Randbedingungen oder zur Optimierung des Betriebs und der Klimabilanz bereits umgesetzt haben oder aktuell planen, wurden verschiedene Optionen zur Weiterentwicklung der MBA mit den Zielen der Optimierung der Ressourceneffizienz und Minimierung der Treibhausgasemissionen aufgezeigt. Die verschiedenen Möglichkeiten wurden anhand konkreter Praxisbeispiele beschrieben und die klimarelevanten Auswirkungen bei deren Umsetzung bilanziert.

Nachfolgend sind die wesentlichen Ansatzpunkte zusammengefasst.

### *Verstärkte Ausschleusung recycelbarer Fraktionen*

Zusätzlich zu einer umfassenderen Ausschleusung von Metallen ließe sich auch durch eine gezielte Abtrennung einer sortenreinen Glasfraktion aus der Feinfraktion ein vorteilhafterer Verwertungsweg für diese Stoffgruppe erreichen. Diese Technik ist bisher nur in einer MBS-Anlage im Einsatz. Die dort abgetrennte Glasfraktion wird in der Dämmmaterialindustrie zur Herstellung von mineralischer Glaswolle verwertet.

Auch eine Ausschleusung von Kunststoffen aus dem Restabfall zur stofflichen anstelle der energetischen Verwertung würde das Bilanzergebnis der MBA verbessern. Die klimabilanziellen Vorteile des Recyclings steigen mit dem oben beschriebenen Rückgang der Emissionsfaktoren für den für die Aufbereitung der Recyclingmaterialien benötigten Energiebedarf. Dieser Ansatz steht nach wie vor unter dem Vorbehalt der eingeschränkten Verwertbarkeit und den Hemmnissen bei der Vermarktung der Kunststoffe. Die in der Studie dargestellten Entwicklungen bei der stofflichen Verwertung von Post-Consumer-Kunststoffabfällen, die diesbezüglichen Aktivitäten sowohl im Bereich Forschung und Entwicklung als auch bei den Aufbereitungsfirmen sowie die erhöhte Nachfrage des Marktes nach Rezyklaten lassen mittel- bis langfristig entsprechende Ansätze im Bereich der MBA-Anlagen zunehmend möglich erscheinen. Auch die zukünftig mögliche CO<sub>2</sub>-Besteuerung der energetischen Verwertung von Abfällen nach dem BEHG kann perspektivisch Auswirkungen auf die Entnahme von kunststoffhaltigen Abfallfraktionen aus dem Restabfall und deren Verwertung haben.

Eine sensorgestützte Ausschleusung von Papieranteilen und Zuführung zur stofflichen Verwertung hängt ebenfalls von der Frage der zu erreichenden und seitens der Verwerter geforderten Qualität ab.

Dies wird wiederum vom jeweiligen Anlageninput (und hier u. a. dem Anteil an gewerblichen Abfällen) beeinflusst und wäre im Einzelfall zu prüfen. Bei MBA mit Vergärung kann eine Überführung von feuchten und verschmutzten Papierbestandteilen in die Vergärung Vorteile beim Gasertrag sowie bei der Prozessstabilität durch Erweiterung des C/N-Verhältnisses bringen.

Eine weitere Abtrennung von recyclingfähigen Materialien aus den Rest- und Gewerbeabfällen in MBA steht unter dem Vorbehalt der Wirtschaftlichkeit und Vermarktbarkeit der erzeugten Rezyklate. Eine abschließende Bewertung der ökologischen Vorteilhaftigkeit setzt Kenntnisse über die erzielbaren Rezyklatausbeuten und deren Qualität voraus. Entsprechende Aufbereitungsversuche und Bilanzen mit Material aus MBA stehen aus.

#### *Verbesserung der Klimabilanz bei Restabfall-Vergärungsanlagen*

Bei MBA mit einer Vergärungsstufe lassen sich sowohl durch eine Optimierung der Stoffströme als auch durch eine verbesserte Biogasverwertung Vorteile bei der Klimabilanz generieren. Durch die Ausschleusung inerter Bestandteile (z. B. Metalle, Glas) aus der Feinfraktion vor dem Eintrag in die Vergärung sowie eine optimierte Abtrennung der biologisch abbaubaren Inhaltsstoffen in der Grobfraction und ggf. Zuführung weiterer Bestandteile (z. B. PPK) zur Vergärung kann der Anteil gasbildender Stoffe im Vergärungssubstrat erhöht und gleichzeitig der Anteil nicht abbaubarer, störender bzw. Verschleiß verursachender Inhaltsstoffe reduziert werden.

Darüber hinaus ergeben sich insbesondere Potenziale im Bereich der Biogasverwertung, die sich vorbehaltlich eines Nachweises der Wirtschaftlichkeit mit folgenden Maßnahmen optimieren ließe:

- ▶ Vergleichmäßigung der Fermenterbeschickung durch Vorlagespeicher und automatische Beschickung der Vergärung z. B. über eine Krananlage
- ▶ Erweiterung der Gasspeicherkapazität zum Ausgleich von Mengenschwankungen und Minimierung von Fackellaufzeiten
- ▶ Gestufte Auslegung der BHKW-Einheiten und getakteter Betrieb von BHKW bei Volllast und optimalem Wirkungsgrad
- ▶ Erhöhung des elektrischen Wirkungsgrades der BHKW durch ORC-Technik
- ▶ Entwicklung von Konzepten zur Verwertung der BHKW-Abwärme (Motor- und Abgaswärme)
- ▶ Umstellung der Gasverwertung von BHKW auf Gasaufbereitung und Biomethanherstellung
- ▶ Umsetzung von Methanisierungsstrategien: Nutzung des CO<sub>2</sub> aus Biogas unter Verwendung von grünem Wasserstoff zur Methanerzeugung. Durch die Methanisierung des CO<sub>2</sub> durch H<sub>2</sub> kann der Methanertrag aus der Vergärung um 60-70 % gesteigert werden.
- ▶ Abtrennung und Nutzung des CO<sub>2</sub> aus dem Abgas der Biomethanaufbereitung oder nach der Verbrennung von Biomethan in BHKW

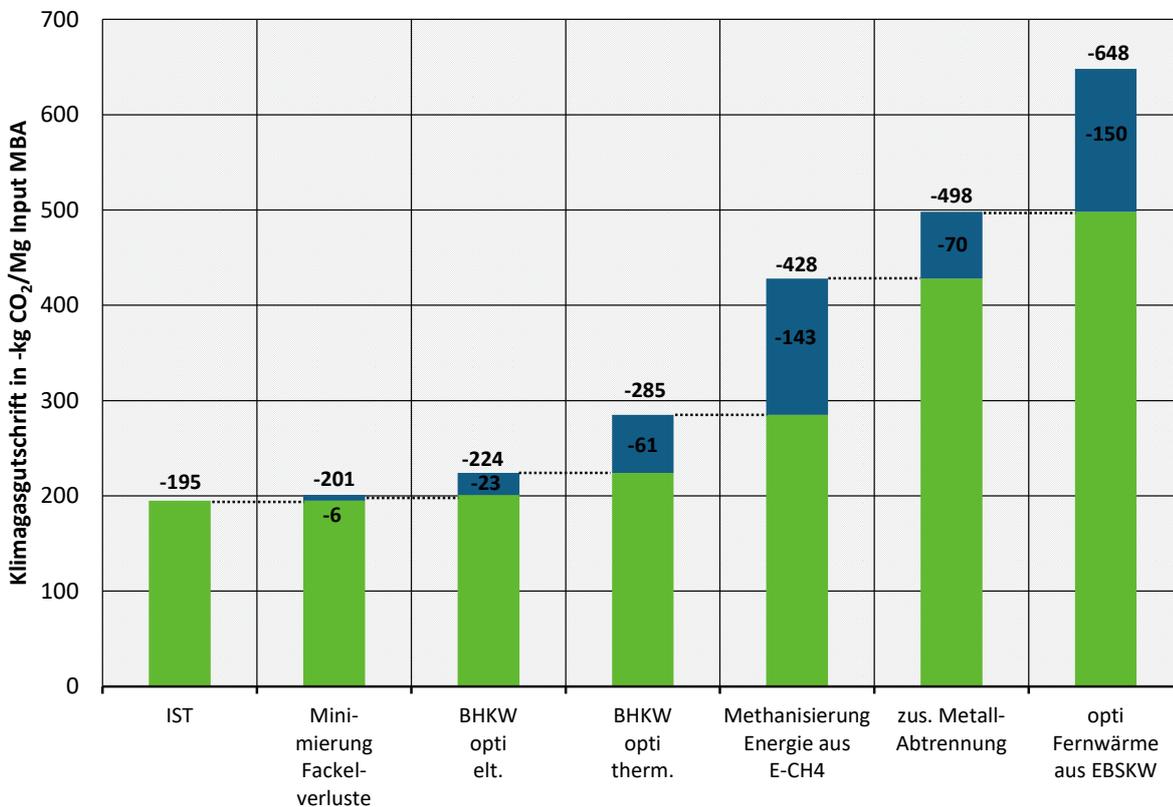
Durch die Abtrennung von CO<sub>2</sub> aus biogenem Kohlenstoff können negative CO<sub>2</sub>-Emissionen realisiert und die Vergärung als CO<sub>2</sub>-Senke betrieben werden.

Die Methanisierung von CO<sub>2</sub> über Wasserstoff setzt voraus, dass sog. grüner Wasserstoff in ausreichender Menge und zu wirtschaftlichen Konditionen ganzjährig zur Verfügung steht.

Die Auswirkungen bei Umsetzung aller genannten Maßnahmen wurden am Beispiel der Klimagasbilanz einer MBA aufgezeigt. Danach würde sich der Bilanzwert der MBA von -195 auf bis zu -648 kg CO<sub>2</sub>/Mg<sub>MBA</sub> und damit um den Faktor 3,3 erhöhen (Abbildung 3). Darin enthalten ist der Effekt aus der Umstellung des EBS-Kraftwerkes von reiner Stromerzeugung auf Kraft-Wärme-Kopplung mit Einspeisung von Fernwärme. Die zusätzlichen Klimagasgutschriften für die MBA entfallen zu ca. 67 % auf den direkten Einflussbereich der MBA und zu einem Drittel auf den externen Bereich der EBS-Verwertung. Darin enthalten sind die Effekte aus dem energetischen Nutzen einer erhöhten Methanproduktion durch Methanisierung des CO<sub>2</sub> im Biogas. Nicht dargestellt sind mögliche Gutschriften für negative CO<sub>2</sub>-Emissionen, die bei einer Abscheidung und anderweitigen Nutzung oder Speicherung

des CO<sub>2</sub> aus dem Abgas des BHKW und des EBSKW realisiert werden könnten. Gleichwohl die dargestellten Entwicklungen der Bilanzwerte nicht auf alle Anlagenstandorte übertragbar sind, zeigen sie doch am konkreten Beispiel realistische, teilweise schon realisierte Optimierungspotenziale für MBA-Konzepte auf.

Abbildung 3: Auswirkungen einer Optimierung der der Biogas- und Wärmeverwertung aus BHKW und EBS-Kraftwerk sowie der Metallauslese auf die Klimagasbilanz einer MBA mit Vergärung



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

#### Integration einer Vergärungsstufe in einer Rotte-MBA

Die positiven Auswirkungen einer Ergänzung von Rotte-MBA um eine Vergärungsanlage auf die Klimagasbilanz wurden von Ketelsen/Kanning/Cuhls schon 2010 untersucht. Neben den 11 MBA-Anlagen, die schon von Beginn an über eine Vergärungsstufe verfügten, wurden danach dennoch nur zwei weitere Anlagen um eine Vergärungsstufe erweitert. Eine Rotte-MBA wurde im Jahr 2019 um eine sog. Presswasservergärung erweitert.

Die Integration einer Vergärungsstufe in MBA ist i. d. R. mit höheren Kosten ggü. einer reinen Rottevariante verbunden. Dies trifft insbesondere bei fehlender Vergütung der Stromerträge nach EEG zu. Sofern die Vergärung auf Grund ihrer Auslegung den Eigenbedarf der Anlage deckt, können die eingesparten Kosten eines Strombezugs aus dem Netz gegengerechnet werden. Bei größeren Vergärungsanlagen übersteigt die erzeugte Energie jedoch den Eigenbedarf. Der überschüssige Strom muss zu den niedrigen Konditionen der örtlichen Versorgungsunternehmen eingespeist werden.

Wenn Biogas aus Abfallstoffen künftig ein höherer Stellenwert beigemessen werden soll, würde hier eine Aufhebung der begrifflichen Unterschiede in der BiomasseV und die Eröffnung gemeinsamer Biogasverwertung aus Bio- und Restabfall die Realisierung zusätzlicher Restabfallvergärungskapazitäten unterstützen.

### *Umstellung einer Rotte-MBA auf Trocknung*

Während bei der biologischen Behandlung vor der Ablagerung die Einhaltung der Deponiekriterien für mechanisch-biologisch behandelte Abfälle nach DepV sichergestellt werden soll, wird mit der Umstellung der Rottestufe auf biologische Trocknung das Ziel verfolgt, aus der Feinfraktion weitere Anteile zur energetischen Verwertung abzutrennen und die verbleibenden Mengen zur Ablagerung zu minimieren.

Je nach Art und Umfang an Vorbehandlung und dem Zeitpunkt, zu dem die Trocknungsphase eingeleitet wird, können mit der Stabilataufbereitung weitere 10 % bis 20 % der Heizwertfracht der behandelten Abfälle im Input der MBA zusätzlich einer energetischen Verwertung zugeführt werden.

Je nach Effizienz der belieferten Verwertungsanlage führt die energetische Verwertung der Brennstoffe aus dem Trockenstabilat zu einer Verbesserung der CO<sub>2</sub>-Bilanz der gesamten MBA um -30 bis -60 kg CO<sub>2</sub>/Mg<sub>MBA</sub>.

Die Entscheidung zur Umstellung der Rotte und Ablagerung auf biologische Trocknung hängt u. a. von der Entwicklung der Kapazitäten und Kosten für die Ablagerung der Deponatmengen und für die energetische Verwertung der EBS ab.

Grundsätzlich ist auch eine Umstellung der Gesamtanlage auf biologische Trocknung der Gesamtabfälle möglich. Je nach Anlagenauslegung und vorhandener Anlagenausstattung ist dafür jedoch eine entsprechende Umstellung der Verfahrensabläufe in der Anlage und eine Anpassung der Aufbereitung an die Erfordernisse der Trockenstabilataufbereitung erforderlich.

Die Trocknung ist mit einem Rückgang der Deponatmenge verbunden, was regional aufgrund des aktuell diskutierten Deponiebedarfs insbesondere für mineralische Abfälle vorteilhaft sein kann.

### *Maßnahmen im Bereich der Abluftreinigung*

Die Emissionsanforderungen der 30. BImSchV erfordern bei MBA die Abluftreinigung über RTO oder eine Kombination von RTO und Biofilter. Eine Abluftreinigung nur über Biofilter führt nicht zuletzt auf Grund der hohen Methangehalte in der Prozessabluft zu einer Überschreitung der geforderten Reingaswerte. Die Abgasreinigung in RTO erfordert einen Energiebedarf an Strom und Gas, dessen CO<sub>2</sub>-Belastung den erzielbaren CO<sub>2</sub>-Nutzen aus der Emissionsminderung übersteigen kann.

Die Nachteile überwiegen insbesondere bei der Behandlung von Abluftteilströmen mit geringer Belastung, die nur niedrige Energiegehalte aufweisen und daher einen hohen Zusatzenergiebedarf erfordern.

Die um 2005 in Betrieb genommenen RTO weisen ggü. Neuanlagen höhere Verbrauchswerte auf. Bei Einsatz von RTO mit hoher Wärmerückgewinnung und Betrieb unter Teillast lässt sich der Energieverbrauch von RTO zwar reduzieren, die grundsätzlichen Nachteile ggü. Biofilter bleiben bei gering belasteten Abluftteilströmen aber bestehen.

Der Energieverbrauch für die Abluftreinigung und die dadurch verursachten CO<sub>2</sub>-Emissionen lassen sich verringern durch

- ▶ Auslegung und Betrieb von RTO mit hoher Wärmerückgewinnung
- ▶ Beschränkung der Abluftreinigung über RTO auf Abluftteilströme aus der biologischen Behandlung, die hohe C-Werte und damit hohe Energieinhalte aufweisen
- ▶ getrennte Erfassung von Abluftteilströmen nach Höhe der Belastung mit weitgehender Ausschöpfung der Möglichkeiten zur Nutzung als Prozessluft in den biologischen Stufen
- ▶ Reinigung von gering belasteten Abluftteilströmen aus Anlagenbereichen, die nicht unmittelbar im Zusammenhang zur biologischen Behandlung stehen, über Biofilter oder andere Verfahren.

Einer weitergehenden Trennung der Abluftteilströme und Erhöhung der Luftmengen in mechanischen Anlagenbereichen steht bisher eine enge Auslegung der Emissionsanforderungen der 30. BImSchV auf alle Abluftteilströme entgegen.

Eine Interpretation der Forderung in der 30. BImSchV i. d. F. von 12/2019, wonach Abluftteilströme nach Art der Belastung getrennt zu fassen sind, ermöglicht die Beschränkung der Emissionsanforderungen auf die Prozessabluft aus den biologischen Behandlungsstufen. Dies würde nicht nur den erforderlichen Energiebedarf für die Abluftreinigung reduzieren, sondern insgesamt zu einer Senkung der CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Abluftbehandlung führen. Gleichzeitig würden durch die Öffnung für Biofilterlösungen für energiearme, gering belastete Hallenluft die Möglichkeiten zur Verbesserung der Luftverhältnisse in den Hallen der mechanischen Aufbereitung erhöht.

### **Ausblick**

Die MBA-Technologie befindet sich in einer Phase des Umbruchs, was an den verfahrensseitigen Umstellungen (z. B. Umstellung auf biologische Trocknung, Erweiterung um Vergärung), der erweiterten Nutzung für andere Stoffströme (Behandlung von Bioabfällen, Vorbehandlung von Gewerbeabfällen), der Beschränkung auf die mechanische Behandlung bis hin zu Stilllegung von einzelnen Anlagen ablesbar ist. Die jeweiligen Anlagen haben damit vielfach auf veränderte Randbedingungen und Anforderungen reagiert. Diese Flexibilität wird auch künftig die weitere Entwicklung von MBA beeinflussen.

So ist damit zu rechnen, dass die rechtlichen Anforderungen zur konsequenten Umsetzung der fünfstufigen Abfallhierarchie mit verstärkten Aktivitäten zur Abfallvermeidung und Wiederverwendung und mehr Recycling durch höhere Quoten sowie auch die erkennbaren Entwicklungen im Bereich der Produktion (z. B. Design for Recycling) und im Nutzerverhalten (z. B. durch Sharing Economy) in Verbindung mit einem Wertewandel v. a. bei der jüngeren Generation mittel- und langfristig zu Veränderungen bei den Abfallarten, deren Menge und Zusammensetzung führen werden, was dann auch den Input von MBA-Anlagen beeinflussen wird. In welchem Ausmaß sich diese Vorgaben und Trends auf die Restabfallmenge und -zusammensetzung auswirken werden, bleibt abzuwarten. In Bezug auf die Organik wird im Rahmen der Studie davon ausgegangen, dass diese auch künftig in ausreichenden Anteilen in den gemischten Siedlungsabfälle verbleiben wird, die einen Weiterbetrieb der biologischen Behandlung in MBA sicherstellen bzw. bei Deponierung erfordern.

Im Hinblick auf eine verstärkte Ausschleusung recycelbarer Fraktionen lässt sich in vielen MBA-Anlagen die Metallabscheidung optimieren und damit die Ressourceneffizienz und die Klimagasbilanz der MBA verbessern. Die weiterentwickelten Sortiertechniken eröffnen zudem neue Möglichkeiten zur Ausschleusung von weiteren Stoffströmen, wie z. B. Kunststoff, Glas oder ggf. auch Papier. Inwieweit eine stoffliche Verwertung erfolgreich umsetzbar sein wird, wird insbesondere von deren Qualität abhängen. Bei den Kunststoffen lassen die aktuellen Entwicklungen auf Seiten der Verwertungsbetriebe als auch in der Forschung sowie die erhöhte Nachfrage des Marktes nach Rezyklaten mittel- bis langfristig entsprechende Ansätze im Bereich MBA zunehmend möglich erscheinen.

Mit dieser Ausschleusung fossiler Bestandteile aus den energetisch verwerteten Abfallströmen ließe sich die in Verbindung mit der Energiewende und der Decarbonisierung verfolgte Strategie zur Reduktion fossiler CO<sub>2</sub>-Emissionen unterstützen. Sollten die Regelungen des BEHG und die daraus resultierende CO<sub>2</sub>-Besteuerung künftig auch für den Restabfall bzw. die in MBA erzeugten Ersatzbrennstoffe gelten, so könnte sich daraus eine gewisse Lenkungswirkung in Richtung Recycling kunststoffhaltiger entfalten.

Aber auch Optimierungen bei den bestehenden Verfahrensansätzen können nachweislich die Klimabilanz der MBA weiter verbessern.

Eine Reduzierung des Energieverbrauchs lässt sich durch Energiemanagement, Einsatz effizienter Aggregate und energieeffiziente RTO sowie Substitution von Erdgas durch Deponieschwachgas in der RTO erreichen und wurde in Anlagen auch bereits erfolgreich umgesetzt.

Bei MBA mit Vergärung kann die Optimierung sowohl eine Erhöhung der Biogasausbeute, z. B. durch erhöhten Anteil gasbildender Stoffe im Substrat zur Vergärung, als auch die Biogas- und Energienutzung betreffen. Darüber hinaus lassen sich über die Verbindung mit Power-to-Gas- und Wasserstoffstrategien sinnvolle Synergieeffekte nutzen. Durch Methanisierung des CO<sub>2</sub> aus Biogas lässt sich nicht nur der Methanertrag ohne weitere Substratzufuhr um bis zu 70 % erhöhen, sondern es lassen sich auch Gutschriften für negative CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Abscheidung und Nutzung von biogenem CO<sub>2</sub> über BECCU-Technologien realisieren.

Weitere Synergieeffekte lassen sich bei gemeinsamer Biogasverwertung aus Bioabfall und Restabfall generieren. Durch Vergärung in getrennten Anlagenbereichen können auch bei weiterer Steigerung der Bioabfallsammelmengen die höheren Gaserträge aus der Restabfallvergärung ausgeschöpft und die stoffliche Verwertung der Gärreste aus Bioabfallvergärung sichergestellt werden. Im Bereich der Biogasnutzung könnten durch die gemeinsame Gasbehandlung am Standort wirtschaftlichere Ausbaugrößen realisiert werden.

Ausgehend von einer Rotte-MBA lassen sich Klimavorteile durch Veränderungen beim grundsätzlichen Verfahren, wie z. B. die Umstellung auf eine Trocknung oder die Erweiterung der MBA um eine Vergärung erzielen. Die Trocknung ist zudem mit einem Rückgang der Deponatmenge verbunden, was regional aufgrund des aktuell diskutierten Deponiebedarfs insbesondere für mineralische Abfälle vorteilhaft sein kann.

Auch bei einer stärkeren Ausrichtung auf Biogasverwertung und Recycling wird der Schwerpunkt der mechanischen und mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen weiterhin in der Erzeugung von Ersatz- und Sekundärbrennstoffen liegen. Die Verwertung der in MBA erzeugten Ersatzbrennstoffe ist grundsätzlich von der Entwicklung entsprechender (Mit-)Verbrennungskapazitäten abhängig. Der Wegfall der Mitverbrennungskapazitäten in Braunkohle-Kraftwerken wirkt sich insbes. bei den betreffenden MBS- und MPS--Anlagen aus. Die Verwertung von EBS aus MBA in Zementwerken wird beeinflusst von der weiteren Entwicklung der Primärenergiesubstitution in den Zementwerken und der Konkurrenzsituation zu anderen alternativen Brennstoffen. Die bestehenden EBS-Kraftwerke, über die bisher die überwiegende Menge der EBS-Mengen aus MBA verwertet werden, sind weitgehend ausgelastet. Ein Zubau ist u. a. in Verbindung mit Produktionsanlagen erkennbar (z. B. Papierfabriken). Vor diesem Hintergrund gibt es Aktivitäten von betroffenen MBA-Betreibern zum Bau oder zur Erweiterung eigener EBS-Kraftwerke zur Absicherung der EBS-Verwertung.

Durch den zunehmenden Anteil erneuerbarer Energien an der Stromerzeugung sinken die Gutschriften für die aus Abfall erzeugten Strom- und Wärmemengen. Ein entsprechender Wechsel des Bewertungsmaßstabes auf den deutschen Energiemix führt zu einer sehr deutlichen Reduzierung der Klimagasgutschriften für erzeugte Energie und beeinflusst dadurch die Klimagasbilanz von MBA und MVA gleichermaßen. Bei Anlagen, die vorwiegend auf Stromerzeugung setzen, können die Bilanzergebnisse bis 2030 auf Belastungswerte absinken. Anlagen, die vorwiegend Wärme erzeugen und Anlagen, in denen durch den Einsatz von EBS im konkreten Fall Primärbrennstoffe substituiert werden, sind von diesem Rückgang der Klimagasgutschriften nicht so stark betroffen. Dieser Rückgang der Bilanzwerte kann durch Methanisierung und durch eine Strategie geschlossener Kohlenstoffkreisläufe kompensiert werden. Dies betrifft sowohl die Abtrennung und Rückführung von kohlenstoffhaltigen Abfällen in die werk- und rohstoffliche Verwertung als auch die Abtrennung von Kohlenstoff aus der Gasphase nach energetischer Verwertung (Verbrennung) von Methan und EBS durch Abscheidung und Nutzung des CO<sub>2</sub> über CCU resp. BECCU-Technologien.

Der durch die zunehmende Dekarbonisierung der Energieerzeugungssysteme verursachte Rückgang des Beitrags der Restabfallbehandlung kann durch die Realisierung von sog. „negativen Emissionen“ kompensiert werden. Durch Abscheidung von CO<sub>2</sub> aus den Abgasen der Biogas- und EBS-Verwertung kann die MBA ihren Beitrag zur Reduzierung von klimawirksamen Emissionen leisten.

MBA-Betreiber können ihren Beitrag zur Schließung von Kohlenstoffkreisläufen leisten, in dem sie künftig die erzeugten Stoffströme Biogas und EBS vorrangig in Anlagen verwerten, die über entsprechende Abscheidesysteme verfügen. Der Anspruch, Abfallfraktionen mit fossilem Kohlenstoffinventar vorrangig vor einer energetischen Verwertung einer werkstofflichen Verwertung zuzuführen, bleibt davon unberührt.

Eine gezielte Förderung von Modellprojekten, in denen innovative Maßnahmen zur Erhöhung der Energieeffizienz und Vermeidung klimawirksamer THG-Emissionen umgesetzt werden, würde den Ausbau dieser Techniken unterstützen. Dies gilt insbesondere auch für die Integration von MBA in Konzepte zur Umwandlung von CO<sub>2</sub> zu Methan über sog. grünen Wasserstoff und die Umsetzung von Projekten zur Abscheidung von CO<sub>2</sub> aus dem Abgas der Biomethan- und der Verwertung von EBS aus MBA.

## Summary

Mechanical-biological waste treatment, in combination with the utilisation of the material flows generated, makes a significant contribution to environmentally compatible, energy- and resource-saving waste management. Studies proving this are partially based on data from the years around 2005. In the meantime, optimisation measures have already been implemented in many plants. The different types of plants utilise existing energy and resource potentials in very different ways. However, the technical developments so far also exhibit further optimisation potential for the current plants, especially in terms of energy and resource efficiency.

The aim of this study is to update the database for the existing mechanical-biological plants, to document the development since 2005 and to identify further optimisation potentials for existing and new plants.

The development of the MBT plant park from 2005 to 2018 was compiled and documented, and an outlook was given on the expected changes over the period up to 2022.

All of the following process variants are summarised under MBT:

- ▶ MBT with rotting (MBT R)
- ▶ MBT with fermentation (MBT F)
- ▶ MBS with biological drying (MBS)
- ▶ MPS with physical-thermal drying (MPS).

For the period since 2010, the throughput quantities and plant capacity rates, the type of plant input, the material balance of the plants with the disposal of the separated material flows, as well as the energy consumption (electricity, gas) and emissions were evaluated. For this purpose, the existing data and information available to the authors were completed by interviews and data collection at MBT plants. The data from the own survey were cross-checked with the waste statistics from Destatis.

Based on own plant-specific calculations, the energy efficiency and the greenhouse gas balance of MBT plants were evaluated and the environmental effects resulting from the further developments and optimisations were quantified.

Based on the data collected, a separate projection for MBT in the balance year 2017 was prepared and, at the request of the UBA, provided in advance for the research project "Klimaschutzpotenziale der Kreislaufwirtschaft" (Climate Protection Potentials of the Circular Economy) (IFEU et al., 2021).

This project was technically evaluated by a project advisory board. It included members from specialist authorities, the affected associations, plant operators and representatives from the scientific community and from the field of material and energy recovery.

### Existing plants and utilisation rate

MBT plants, which were initially designed as pretreatment facilities for residual municipal waste, have developed in recent years and have also started to be used for new purposes and other material flows. Some MBT plants with rotting stage have converted the rotting units to biological drying units with subsequent treatment of the dry stabilate. Other MBT plants have modified their process so that residual waste is only treated mechanically; in some cases the biological stage is used for the treatment of organic waste. One plant has technically expanded the mechanical stage in such a way that it can be used for the pre-treatment of commercial waste in accordance with the GewAbfV. Some plants have terminated their operations.

Of the original 18 rotting MBT plants, 14 are still in operation, 2 of these were partly modified for biological drying of the fine fraction and one plant was transformed to MA for residual waste and BA for organic waste. Of the initial 12 fermentation plants, 10 plants still treat residual municipal waste, 2 plants have been adapted to organic waste. Of the 13 MBS plants, 10 plants are still in operation (1 shut down, 2 converted to MA). A total of 7 plants were converted to MA, in 3 plants of these, the biological stage is used to treat organic waste (plus 1 plant that was completely adapted to organic waste and plus one plant in which organic and residual waste are treated). In addition, there are 3 MPS plants with physical-thermal drying.

Table 1: Overview of quantity and throughput capacity MBT 2018

Typ	Continued operations				Converted operation			Total
	MBT R	MBT F	MBS	MPS	MBT BT	MA	BA Bio	
Quantity	11	10	10	3	2	7	3	44
Capacity	1.171	1.190	1.495	530	410	566	160	5.522
of which organic waste	-	50	-	-	-	-	160	210
of which residual waste	1.171	1.140	1.495	530	410	566	-	5.312

Capacity in 1.000 Mg/a

Source: Own representation, iba GmbH

According to current knowledge, 44 plants with a treatment capacity of 5.5 million Mg/a were still in operation in 2018. A total of approx. 210,000 Mg/a of organic waste was treated in 5 plants. This represents approx. 5% of the separately collected organic waste quantities in Germany.

In 2019, another MBS plant was shut down.

According to current knowledge, the authorised throughput capacity will be reduced to approx. 5 million Mg/a by 2022. Of this, approx. 3.9 million Mg/a will still be accounted for by the mechanical-biological treatment of residual waste. The plant modifications and closures will primarily affect MBS and MBT rotting plants. The fermentation plants will retain their share despite the conversion.

Since 2010, the plants in operation have had a relatively constant average utilisation rate of approx. 80 % in relation to the authorised plant capacity, with significant differences between the individual plants. Approx. 50 % of the evaluated plants have utilisation rates between 80 and 100 %. In the case of plants with low utilisation rates between 45 and 80 %, the waste quantities assumed at the time of authorisation could generally not be realised in subsequent years. Among the partially loaded plants, the majority are plants that have already completed or are planning a system conversion.

### Plant input and material balances

Household waste continued to be the main type of waste (excluding organic waste) delivered to MBT plants in 2017, accounting for approx. 75.9 % of the total input. Commercial waste accounted for just under 6.7% and bulky waste for around 5%. Other types of waste such as organic fine fraction from third-party plants (3.9 %), sorting residues/RDF (5.1 %) and other (3.3 %) only played a significant role at the plants concerned.

The material balances of the plants differ significantly from one another according to the different treatment concepts and objectives, although the following general development trends can be identified for the MBT plants as a whole.

The proportion of mass that is utilised as biogas and high calorific value fractions for energy generation has increased. On average, approx. 57% of the mass of the delivered waste was recovered as RDF

and biogas in 2017. The average shares are around 45 % for MBT with rotting, 58 % for MBT with fermentation, 66 % for MBS plants and 70 % for MPS plants.

The majority of the material flows from MBT (53 %), which are summarised under refuse-derived fuels, were utilised in RDF power plants in the period under review. The share of coal-fired power plants (here predominantly lignite-fired power plants) increased to 17 percentage points in 2017. The utilisation of RDF from MBT in cement plants increased to approximately 14 % in 2017. The utilisation of RDF in waste incineration plants is decreasing and was 14 % in 2017.

The amount of biogas produced in the MBT with fermentation stage increased to approx. 50 million m<sup>3</sup> by 2015. This corresponds to an energy content of approx. 1 PJ/a. In 2017, the biogas volume decreased to approx. 38 million m<sup>3</sup> due to the operational changes and revision work. After completion of the revision work and launch of another fermentation stage, the biogas quantities are expected to increase again to approx. 45-48 million m<sup>3</sup>/a. The biogas is currently mainly used in CHP plants (84 %) and to operate the thermal exhaust air treatment in the RTO units (9 %) and other forms of use (e.g. to generate heat for the fermenters).

Apart from exceptions, only ferrous and non-ferrous metals are separated for recycling in MBT plants. The removal of other recyclable materials has so far been insignificant.

The quantities from MBT for landfilling fell by approx. 36 % to 657,000 Mg/a in the period from 2010 to 2017. The decrease in landfill volumes is primarily due to the conversion of rotting MBT to mechanical treatment or biological drying, and to a lesser extent to the changeover from MBT with fermentation to organic waste.

## Emissions

Air emissions from MBT and MBS plants are governed by the 30th BImSchV; for MPS plants, the regulations of the TA Luft apply, supplemented by additional requirements imposed by the respective competent licensing authority.

To meet the requirements of the 30th BImSchV (see also later explanations), emission-relevant aggregates are encapsulated in the MBT plants and these point sources are extracted separately. Exhaust air with a higher load is fed directly into the thermal waste gas purification system, while exhaust air with a lower load from the ventilation system is used as process air in the rotting stages as required. Depending on the exhaust air concentration, excess hall exhaust air is fed to the RTO or the biofilter.

The current operating values in the clean gas of MBT are generally well below the limit values:

- ▶ C loads by approx. 60%
- ▶ Nitrous oxide and dust values by approx. 80%.
- ▶ Odour values by approx. 33 %.
- ▶ Dioxin levels by 97 %.

The C loads are achieved through low C concentrations of < 10 mg/m<sup>3</sup> in the clean gas and low specific exhaust air volumes of 3 - 4,000 m<sup>3</sup>/Mg waste. Due to the separation of ammonia from the exhaust air in acid scrubbers in MBT with rotting and fermentation, the N<sub>2</sub>O loads are about 15 g/Mg as an annual average across all plants. In biological drying in MBS plants, acidic scrubbers are generally not used because of the lower NH<sub>3</sub> release.

The odour values are usually < 500 GE/m<sup>3</sup>, although higher values were sometimes found in the clean gas after RTO. The higher odour values could be due to NO<sub>x</sub> compounds that can form in the RTO at combustion temperatures > 800 °C. For this reason, according to the amended directive, NO<sub>x</sub> should

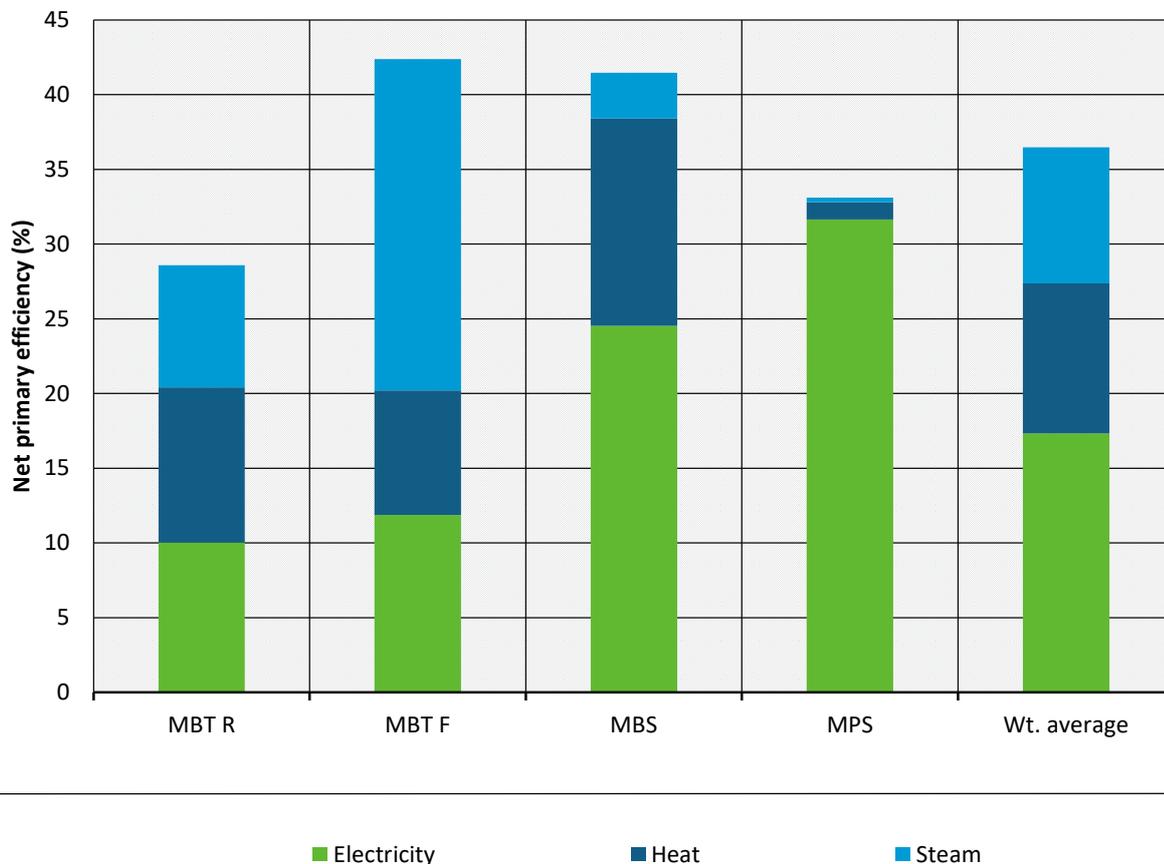
not be used in scrubbers. For this reason, according to the amended 30th BImSchV, a limit value for odour should not be set for exhaust air purification via RTO.

### Energy efficiency

On the basis of operating data (material and energy balances) of various MBT plants and the recovery facilities supplied, the net primary efficiency was calculated over the entire balance sheet framework of the combined process from the quotient of generated energy (after deduction of all own consumption) and the energy content of the delivered waste volume. The net primary efficiency is calculated from the sum of the three forms of energy: electricity, (district) heat and (process) steam.

For the balance year 2017, the results of the individual plants examined resulted in an average value of approx. 36.5 % extrapolated to all MBT plants in Germany. This means that on average 36.5 % of the energy content of the waste delivered to MBT plants was fed into the grid as surplus energy. The values for the MBT types range from 29 % (MBT with rotting) to 42 % (MBT with fermentation and MBS) (Figure 1).

Figure: Achieved net primary efficiency over the entire process separated by MBT type Reference year: 2017



Source: Own illustration, iba GmbH

To take into account the different valence of the energy forms, the efficiency was also expressed as exergy by converting the energy forms via so-called Carnot factors. For the average efficiency of MBT (36 %), an exergetic efficiency of 23 % is calculated (range 10-35 %).

## Carbon footprint

The life cycle assessment of the processes was carried out with a focus on resource and climate protection. In addition to the direct saving of fossil energy sources, the reduction of climate-relevant greenhouse gas emissions is the major factor in the assessment. The balance model applied was therefore limited to the parameters energy efficiency and climate-relevant CO<sub>2</sub> emissions. The calculation model is based on the method of VDI Guideline 3460, Sheet 2, which was adapted or extended to the requirements of a combined procedure. The method calculates the net benefit achieved by waste treatment after deduction of the effort required for treatment. The total expenditure (electricity, heat, diesel, natural gas, etc.) is offset against the benefit achieved via substitution processes at the primary energy level.

The climate relevance of waste treatment is calculated using specific CO<sub>2</sub> emission factors. Depending on the impact, the factors are included in the calculation as a credit (e.g. for energy generated and material recycling) or as a load (emissions, energy demand). For the recycling of metals, for example, the CO<sub>2</sub> emissions saved compared to production from primary raw materials are included. Only the greenhouse gas-relevant emissions methane, nitrous oxide and CO<sub>2</sub> from fossil carbon are included in the emissions. The net primary target energy remaining within the balancing framework after meeting own demand and substituting additional energy is assessed with credits. For the electricity credit, it was assumed that fossil energy sources (lignite, hard coal, natural gas) are substituted with the electricity from waste. For the heat generated, the replacement of oil and gas heating in households was credited.

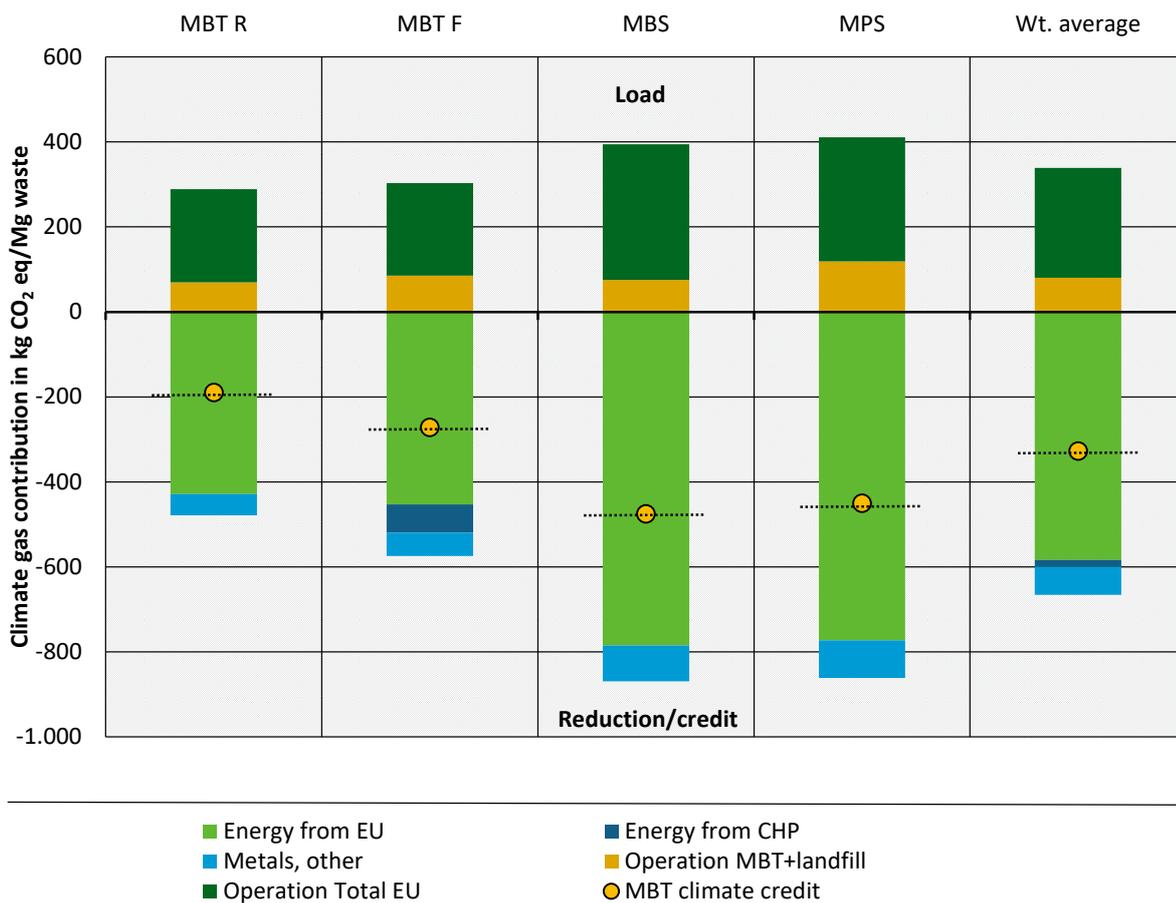
The result of the CO<sub>2</sub> balance is largely determined by the emission factor selected for electricity and the energy sources substituted in the individual case. In order to be able to compare the analysed MBT plants with each other despite different framework conditions, the same emission factors for the generated and consumed energy were used as a basis for the climate gas balances of all plants, regardless of the energy source actually substituted in the individual case. The differences in the fate of the RDF are included in the balance of the MBT plants via the plant-related energy efficiency of the supplied power plants. The increasing share of renewable energies in the energy mix in Germany leads to a reduction in the emission factors for energy generated from waste. The effects of the changed emission factors on the result of the climate gas balance of MBT processes were illustrated using the example of selected plants.

In the result of the climate gas balances of all MBT plants analysed, the treatment of municipal waste in combination processes with MBT, including subsequent material and energy recovery of the sub-fractions as well as landfilling, leads to a saving of climate-impacting emissions of approx. 327 kg CO<sub>2</sub>/Mg waste on average across all plants, whereby considerable differences occurred between the individual plants analysed.

The climate gas credit achieved for the overall process ranged between -190 and -475 kg CO<sub>2</sub>/Mg, depending on the MBT process (Figure 2). Rotting MBT plants had the lowest value, while the highest value was achieved on average by MBT plants that utilised their RDF amounts in power and cement plants. The amount of the climate gas credit depends largely on the netted credit for the energy recovery of the RDF. In contrast, the credits from biogas and metal recovery are significantly lower, with contributions of between -50 and -110 kg CO<sub>2</sub>/Mg, but are achieved with relatively low volume shares.

The credits are offset by a load of between 70 and 120 kg CO<sub>2</sub>/Mg due to the operation of the MBT (incl. landfill) and between 220 and 320 kg CO<sub>2</sub>/Mg MBT due to the fossil CO<sub>2</sub> emissions from the incineration of substitute fuels.

Figure 2: Individual contributions to the greenhouse gas balance MBT by plant type 2017



Source: Own illustration, iba GmbH

When changing the balance to emission factors under consideration of the development of the national energy mix, the results of the balance for all plants change, but the relative differences between the plants remain. The change in the balance results for the balance year 2017 is shown using the example of the development of the emission factors for electricity and heat in 2010, 2017 and the outlook for 2030.

Due to the increasing share of renewable energies in electricity generation, the credits for electricity generated from waste also decrease to below 25% of the previously used factors (estimate for 2030 according to IFEU et al. 2021). Changing the assessment standard to the German energy mix is accompanied by a very significant reduction in the values for the greenhouse gas credits for MBT. All processes that generate energy from incineration processes, such as waste incineration plants, are affected by this development. In the case of plants that have so far relied primarily on electricity generation, the balance results may drop to load values by 2030. Plants that mainly generate heat or where primary energy sources are substituted in specific individual cases will not be as severely affected by this decline in greenhouse gas credits.

### New developments

New developments were also taken into account in the formulation of options for the further development of MBT.

One focus was on the possible effects of the development of the composition of residual waste, which was shown on the basis of the results of the UBA project "Vergleichende Analyse von Siedlungsrestabfällen aus repräsentativen Regionen in Deutschland zur Bestimmung des Anteils an Problemstoffen und verwertbaren Materialien" (Comparative analysis of municipal solid waste from representative regions in Germany to determine the proportion of problematic and recyclable materials) (Dornbusch et al., 2020).

Regarding the so far exclusively energetic utilisation of the plastics sorted out in MBT plants, the previous findings on the material utilisation of post-consumer plastic waste from the available studies were summarised and the relevant research activities as well as the current developments in the field of mechanical and chemical recycling were presented.

In the options subsequently presented, future-oriented approaches were also taken up, e.g. in the context of the energy transition, such as the inclusion of power-to-gas and hydrogen strategies, methanisation of CO<sub>2</sub> from biogas, and carbon capture and storage or utilisation (CCS or CCU) of CO<sub>2</sub> from the waste gas of biomethane and RDF utilisation (BECCR).

### **Options for the further development of MBT**

Based on the previous developments that individual MBT plants have already implemented or are currently planning to implement in order to adapt to changed boundary conditions or to optimise operations and the carbon footprint, various options for the further development of MBT with the goals of optimising resource efficiency and minimising greenhouse gas emissions were presented. The various options were described using concrete practical examples and the climate-relevant impacts of their implementation were balanced.

The main starting points are summarised below.

#### *Increased separation of recyclable fractions*

In addition to a more comprehensive separation of metals, a more favourable recovery path for this group of materials could also be achieved through the targeted separation of a pure glass fraction from the fine fraction. So far, this technology has only been used in one MBS plant. The glass fraction separated there is used in the insulation materials industry for the production of mineral glass wool.

Separating plastics from residual waste for material recycling instead of energy recovery would also improve the MBT's balance result. The climate balance benefits of recycling increase with the above-described decrease in emission factors for the energy required to process the recycled materials. This approach is still subject to the constraints of limited recyclability and the obstacles in marketing the plastics. The developments in the recycling of post-consumer plastic waste described in the study, the related activities both in the area of research and development and at the processing companies, as well as the increased market demand for recyclates, make corresponding approaches in the area of MBT plants increasingly appear possible in a medium- to long-term perspective. The possible future CO<sub>2</sub> taxation of energy recovery from waste under the BEHG may also have an impact on the removal of waste fractions containing plastics from residual waste and their recovery.

A sensor-supported ejection of paper fractions and supply for recycling also depends on the question of the quality to be achieved and demanded by the recyclers. This in turn is influenced by the respective plant input (and here, among other things, the proportion of commercial waste) and would have to be examined in each individual case. In the case of MBT with fermentation, transferring moist and soiled paper components to the fermentation process can bring advantages in terms of gas yield and process stability by increasing the C/N ratio.

Further separation of recyclable materials from residual and commercial waste in MBT is subject to the reservation of the economic viability and marketability of the recyclates produced. A final evaluation of the ecological advantages requires knowledge of the achievable recyclate yields and their quality. Corresponding processing trials and balances with material from MBT are still pending.

#### *Improving the carbon footprint of residual waste fermentation plants*

MBT plants with a fermentation stage can generate advantages in terms of their carbon footprint both by optimising the material flows and by improving biogas utilisation. By removing inert components (e.g. metals, glass) from the fine fraction before it is fed into the digestion process, as well as optimising the separation of biodegradable substances in the coarse fraction and, if necessary, adding further components (e.g. PPK) to the digestion process, the proportion of gas-forming substances in the digestion substrate can be increased and, at the same time, the proportion of non-degradable, disruptive or abrasive substances can be reduced.

In addition, there is particular potential in the utilisation of biogas, which could be optimised with the following measures, depending on proof of economic viability:

- ▶ Reducing the fermenter feed rate using storage tanks and automatic feeding of the fermentation process, e.g. using a crane system.
- ▶ Expansion of the gas storage capacity to compensate for volume fluctuations and minimisation of flare run times
- ▶ Staggered design of CHP units and controlled operation of CHP units at full load and optimum efficiency
- ▶ Increasing the electrical efficiency of CHP units through ORC technology
- ▶ Development of concepts for the utilisation of CHP exhaust heat (engine and exhaust gas heat)
- ▶ Conversion of gas utilisation from CHP to gas processing and biomethane production
- ▶ Implementation of methanation strategies: Utilisation of CO<sub>2</sub> from biogas using green hydrogen for methane production. Methanation of CO<sub>2</sub> by H<sub>2</sub> can increase the methane yield from fermentation by 60-70 %.
- ▶ Separation and use of the CO<sub>2</sub> from the waste gas of biomethane processing or after the combustion of biomethane in CHPs

By separating CO<sub>2</sub> from biogenic carbon, negative CO<sub>2</sub> emissions can be achieved and fermentation can be operated as a carbon sink.

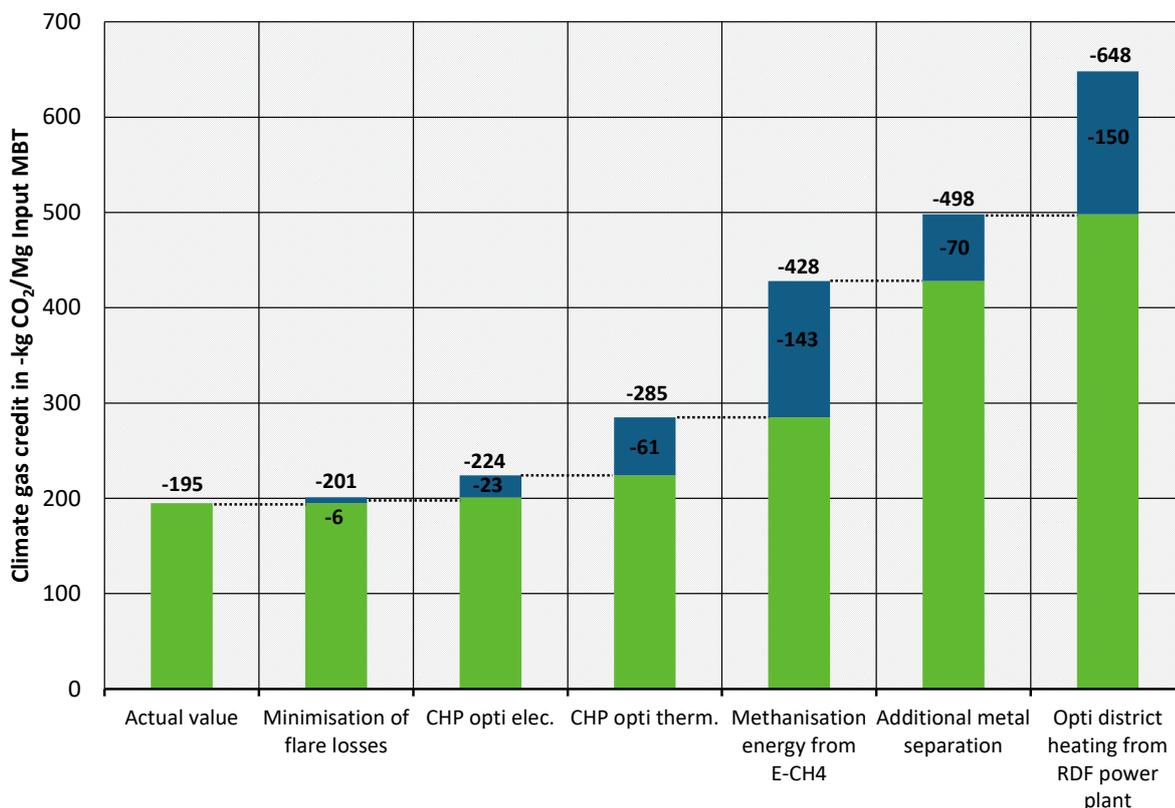
The methanisation of CO<sub>2</sub> via hydrogen presupposes that so-called green hydrogen is available in sufficient quantities and at economic conditions throughout the year.

The effects of implementing all the above measures were shown using the example of the climate gas balance of an MBT plant. According to this, the MBT balance would increase from -195 to up to 648 kg CO<sub>2</sub>/Mg<sub>MBT</sub>, and thus by a factor of 3.3 (Figure 3). This includes the effect from the conversion of the RDF power plant from electricity generation to combined heat and power generation with feed-in of district heating. Of the additional climate gas credits for the MBT, approx. 67 % are attributable to the MBT's direct sphere of influence and one third to the external sphere of SRF utilisation. This includes the effects from the energy benefit of increased methane production through methanisation of the CO<sub>2</sub> in the biogas. Not shown are possible credits for negative CO<sub>2</sub> emissions that could be realised in the case of capture and other use or storage of the CO<sub>2</sub> from the exhaust gas of the CHP and the RDF plant. Although the developments of the balance values shown cannot be transferred to all plant locations, they do show realistic optimisation potentials for MBT concepts based on concrete examples, some of which have already been realised.

The methanisation of CO<sub>2</sub> via hydrogen presupposes that so-called green hydrogen is available in sufficient quantities and at economic conditions throughout the year.

The effects of implementing all the above measures were shown using the example of the climate gas balance of an MBT plant. According to this, the MBT balance would increase from -195 to up to 648 kg CO<sub>2</sub>/Mg MBT, and thus by a factor of 3 (Figure 3). This includes the effect from the conversion of the RDF power plant from electricity generation to combined heat and power generation with feed-in of district heating. Of the additional climate gas credits for the MBT, 67 % are attributable to the MBT's direct sphere of influence and one third to the external sphere of SRF utilisation. This includes the effects from the energy benefit of increased methane production through methanisation of the CO<sub>2</sub> in the biogas. Not shown are possible credits for negative CO<sub>2</sub> emissions that could be realised in the case of capture and other use or storage of the CO<sub>2</sub> from the exhaust gas of the CHP and the RDF plant. Although the developments of the balance values shown cannot be transferred to all plant locations, they do show specific optimisation potentials for MBT concepts based on concrete examples, some of which have already been realised.

Figure 3: Effects of optimising biogas and heat utilisation from CHP and RDF power plant as well as metal selection on the climate balance of a MBT with fermentation



Source: Own illustration, iba GmbH

#### Integration of a fermentation stage in a rotting MBT plant

The positive effects of integrating a fermentation stage into a rotting MBT plant on the climate gas balance were already investigated by Ketelsen/Kanning/Cuhls in 2010. In addition to the 11 MBT plants that already had a fermentation stage from the beginning, only two other plants were subsequently expanded with a fermentation stage. One rotting MBT plant was expanded in 2019 to include a so-called press water fermentation stage.

The integration of a fermentation stage in MBT is generally associated with higher costs compared to a pure rotting variant. This is particularly true if the electricity yields are not compensated according to the Renewable Energy Sources Act (EEG). If the fermentation process is designed to cover the plant's own needs, the costs saved by purchasing electricity from the grid can be compensated. In the case of larger fermentation plants, however, the energy generated exceeds the plant's own needs. The surplus electricity must be fed into the grid at the low conditions of the local utility companies.

If more importance is to be attributed to biogas from waste materials in the future, a removal of the terminological differences in the Biomass Ordinance ("BiomasseV") and the establishment of joint biogas utilisation from biowaste and residual waste would support the realisation of additional residual waste fermentation capacities.

#### *Conversion of a rotting MBT to drying*

While biological treatment prior to landfilling is intended to ensure compliance with the landfill criteria for mechanically-biologically treated waste according to the Landfill Ordinance ("DepV"), the conversion of the rotting stage to biological drying is aimed at separating further fractions from the fine fraction for energy recovery and minimising the remaining quantities for landfilling.

Depending on the type and extent of pre-treatment and the point in time at which the drying phase is initiated, stabilate processing can additionally supply a further 10 % to 20 % of the calorific value load of the treated waste in the MBT input to energy recovery.

Depending on the efficiency of the recycling plant supplied, the energy recovery of the fuels from the dry stabilate leads to an improvement in the CO<sub>2</sub> balance of the entire MBT plant by -30 to -60 kg CO<sub>2</sub>/Mg<sub>MBA</sub>.

The decision to convert the rotting stage and landfilling to biological drying depends, among other things, on the development of capacities and costs for the landfilling of the deposited quantities and for the energy recovery of the RDF.

In principle, it is also possible to convert the entire plant to biological drying of the total waste. However, depending on the plant design and existing plant equipment, this requires a corresponding conversion of the process sequences in the plant and an adaptation of the processing to the requirements of dry stabilate processing.

Drying is associated with a decrease in the amount of landfill, which can be advantageous regionally due to the currently discussed landfill demand, especially for mineral waste.

#### *Measures in the area of exhaust air purification*

The emission requirements of the 30th BImSchV require MBT plants to treat exhaust air via RTO or a combination of RTO and biofilter. Exhaust air purification using only biofilters leads to the required clean gas values being exceeded, not least because of the high methane content in the process exhaust air. Waste gas purification in RTOs requires energy in the form of electricity and gas, the CO<sub>2</sub> impact of which can exceed the CO<sub>2</sub> benefit achievable from emission reduction.

The disadvantages outweigh the benefits, especially when treating exhaust air partial flows with low loads, which only have low energy contents and therefore require a high additional energy demand.

The RTOs put into operation around 2005 have higher consumption values than new systems. When using RTOs with high heat recovery and operation under partial load, the energy consumption of RTOs can be reduced, but the fundamental disadvantages compared to biofilters remain for exhaust air partial flows with low loads.

The energy consumption for exhaust air purification and the resulting CO<sub>2</sub> emissions can be reduced through

- ▶ Design and operation of RTO with high-level heat recovery
- ▶ Restrict exhaust air purification via RTO to exhaust air partial flows from biological treatment that have high C-values and thus high energy contents.
- ▶ Separate collection of exhaust air partial flows according to the level of pollution with extensive utilisation of the possibilities for use as process air in the biological stages.
- ▶ Purification of low-polluted exhaust air partial flows from plant sections that are not directly related to biological treatment via biofilters or other processes.

Up to now, a more extensive separation of exhaust air partial flows and an increase in air volumes in mechanical plant areas has been hindered by a narrow interpretation of the emission requirements of the 30th BImSchV for all exhaust air partial flows.

An interpretation of the requirement in the 30th BImSchV in the version of 12/2019, according to which exhaust air partial flows are to be segregated according to the type of pollution, makes it possible to limit the emission requirements to the process exhaust air from the biological treatment stages. This would not only reduce the energy required for exhaust air purification, but also lead to an overall reduction in CO<sub>2</sub> emissions from exhaust air treatment. At the same time, allowing biofilter solutions for low-energy, low-pollution hall air would increase the possibilities for improving the air conditions in the mechanical treatment halls.

## Outlook

MBT technology is in a phase of radical change, which can be seen in the process-related conversions (e.g. conversion to biological drying, expansion to include fermentation), the expanded use for other material flows (treatment of organic waste, pre-treatment of commercial waste), the restriction to mechanical treatment, and even the closure of individual plants. The respective plants have thus often reacted to changing boundary conditions and requirements. This flexibility will continue to influence the further development of MBT in the future.

It is to be expected that the legal requirements for the consistent implementation of the five-step waste hierarchy with increased activities for waste avoidance and reuse and more recycling through higher quotas, as well as the recognisable developments in the area of production (e.g. design for recycling) and in user behaviour (e.g. through the sharing economy) in connection with a change in values, especially among the younger generation, will lead to changes in the types of waste, their quantity and composition in a medium- and long-term perspective, which will then also influence the input of MBT plants. It remains to be seen to what impact these guidelines and trends will have on the amount and composition of residual waste. With regard to organics, the study assumes that they will continue to remain in mixed municipal waste in sufficient amounts to ensure the continued operation of biological treatment in MBT or, in the case of landfilling, to require it.

With regard to the increased separation of recyclable fractions, metal separation can be optimised in many MBT plants, thus improving resource efficiency and the climate gas balance of the MBT. The further developed sorting technologies also open up new possibilities for the separation of further material streams, such as plastics, glass or possibly also paper. The extent to which material recycling can be successfully implemented will depend in particular on its quality. In the case of plastics, current developments on the part of recycling companies and in research, as well as the increased market demand for recyclates, make corresponding approaches in the MBT sector appear increasingly possible in a medium- to long-term perspective.

This removal of fossil components from the waste streams recovered for energy purposes would support the strategy to reduce fossil CO<sub>2</sub> emissions that is being pursued in connection with the energy transition and decarbonisation. If the regulations of the BEHG and the resulting CO<sub>2</sub> taxation were to apply in future to residual waste or the substitute fuels produced in MBT, this could have a certain steering effect in the direction of recycling waste fractions containing plastics.

However, optimisations in the existing process approaches can also further improve the MBT's climate footprint.

A reduction in energy consumption can be achieved through energy management, the use of efficient aggregates and energy-efficient RTOs as well as the substitution of natural gas with landfill lean gas in the RTO and has already been successfully implemented in plants.

In the case of MBT with fermentation, optimisation can involve both an increase in biogas yield, e.g. by increasing the proportion of gas-forming substances in the substrate for fermentation, and biogas and energy utilisation. In addition, useful synergy effects can be exploited by linking with power-to-gas and hydrogen strategies. By methanising CO<sub>2</sub> from biogas, not only can the methane yield be increased by up to 70 % without further substrate supply, but credits can also be realised for negative CO<sub>2</sub> emissions from the capture and use of biogenic CO<sub>2</sub> via BECCU technologies.

Further synergy effects can be generated by joint biogas utilisation from organic waste and residual waste. By fermenting in separate plant sections, the higher gas yields from residual waste fermentation can be exploited even with a further increase in organic waste collection volumes, and the material utilisation of digested residues from organic waste fermentation can be ensured. In the area of biogas utilisation, more economical expansion sizes could be realised through joint gas treatment at the site.

Starting from a MBT with rotting, climate benefits can be achieved through changes in the basic process, such as switching to drying or adding a fermentation stage to the MBT. Drying is also connected with a reduction in the amount of landfill, which can be advantageous regionally due to the currently discussed need for landfill, especially for mineral waste.

Even with a stronger orientation towards biogas utilisation and recycling, the focus of mechanical and mechanical-biological waste treatment plants will continue to be on the production of substitute and secondary fuels. The utilisation of RDF produced in MBT is fundamentally dependent on the development of corresponding (co-)incineration capacities. The termination of co-incineration capacities in lignite-fired power plants has a particular impact on the MBS and MPS plants concerned. The utilisation of RDF from MBT in cement plants is influenced by the further development of primary energy substitution in the cement plants and the competitive situation with other alternative fuels. The existing RDF power plants, in which the majority of the RDF quantities from MBT have been utilised so far, are largely operating at full capacity. An expansion can be seen in connection with production plants (e.g. paper mills). For this reason, the MBT operators have started activities to build or expand their own RDF power plants in order to secure the recycling of RDF.

Due to the increasing share of renewable energies in electricity generation, the credits for electricity and heat generated from waste decrease. A corresponding change in the assessment standard to the German energy mix leads to a very significant reduction in the climate gas credits for generated energy and thus influences the climate gas balance of MBT and waste incineration plants equally. In the case of plants that rely primarily on electricity generation, the balance results can drop to load values by 2030. Plants that mainly generate heat and plants in which primary fuels are substituted through the use of SRF in this specific case are not as strongly affected by this decline in climate gas credits. This decline in balance values can be compensated for by methanisation and by a strategy of closed carbon cycles. This concerns both the separation and recycling of carbon-containing waste into mechanical

and feedstock recycling and the separation of carbon from the gas phase after energy recovery (combustion) of methane and RDF by capturing and using the CO<sub>2</sub> via CCU or BECCU technologies.

MBT operators can make their contribution to closing carbon cycles by recycling the generated material streams biogas and RDF primarily in plants that have appropriate separation systems. This does not affect the requirement to recycle waste fractions with a fossil carbon inventory prior to energy recovery.

Targeted funding of model projects in which innovative measures are implemented to increase energy efficiency and avoid climate-impacting GHG emissions would support the expansion of these technologies. This applies in particular to the integration of MBT in concepts for the conversion of CO<sub>2</sub> to methane via so-called green hydrogen and the implementation of projects for the separation of CO<sub>2</sub> from the waste gas of biomethane and the utilisation of RDF from MBT.

## 1 Hintergrund, Zielsetzung und Vorgehen

Die Ablagerung von unbehandelten Siedlungsabfällen auf Deponien ist seit dem 1. Juni 2005 mit Inkrafttreten der TA Siedlungsfall in Deutschland nicht mehr zulässig. Alle anfallenden Restabfälle werden entweder in thermischen oder mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA) behandelt. Beide Behandlungsverfahren leisten einen wichtigen Beitrag zum Klima- und Ressourcenschutz. Klimaschädliche Methanemissionen aus der Ablagerung unbehandelter Abfälle können so vermieden werden. Außerdem ist eine Substitution von Primärrohstoffen durch die energetische und stoffliche Verwertung der Abfälle möglich.

Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung leistet in Kombination mit der Verwertung der erzeugten Stoffströme einen wesentlichen Beitrag zu einer umweltverträglichen, energie- und ressourcenschonenden Abfallwirtschaft. Die Studien, die dies belegen, basieren zum Teil noch auf Daten aus den Jahren um 2005. Inzwischen wurden bereits in vielen Anlagen Optimierungsmaßnahmen umgesetzt. Die verschiedenen Anlagentypen erschließen vorhandene Energie- und Ressourcenpotentiale dabei sehr unterschiedlich. Allerdings weisen die bisherigen technischen Weiterentwicklungen auch für den aktuellen Anlagenbestand noch weitere Optimierungspotentiale auf, insbesondere bei der Energie- und Ressourceneffizienz.

Ziel dieses Vorhabens ist die Aktualisierung der Datenbasis für den Anlagenbestand der mechanisch-biologischen Anlagen, die Dokumentation der Weiterentwicklung seit 2005 sowie das Aufzeigen weitergehender Optimierungspotentiale für Bestandsanlagen und Neuanlagen.

Dazu wurde zunächst die Entwicklung des Anlagenbestands von 2005 bis zum Jahr 2018 zusammengetragen und dokumentiert und ein Ausblick auf die erwarteten Veränderungen bei den MBA im Zeitraum bis 2022 gegeben.

Dabei werden unter MBA alle nachfolgenden Verfahrensvarianten zusammengefasst:

- ▶ MBA mit Rotte (MBA R)
- ▶ MBA mit Vergärung (MBA V)
- ▶ MBS mit biologischer Trocknung (MBS)
- ▶ MPS mit physikalisch-thermischer Trocknung (MPS)

Differenziert für die verschiedenen Anlagenkonzeptionen wurden für den Zeitraum seit 2010 die Durchsatzmengen und Anlagenauslastung, die Art des Anlageninput, die Stoffbilanz der Anlagen mit dem Verbleib der ausgeschleusten Stoffströme sowie die Energieverbräuche (Strom, Gas) und Emissionen ausgewertet. Dazu wurden bei den Autoren bereits vorliegende Daten und Informationen durch Gespräche und Datenerhebungen bei MBA-Betrieben ergänzt. Die Daten der eigenen Erhebung wurden mit den Abfallstatistiken von Destatis abgeglichen.

Anhand eigener anlagenspezifischer Berechnungen wurde die Energieeffizienz sowie die Klimagasbilanz von MBA-Anlagen bewertet und die mit den Weiterentwicklungen und Optimierungen erzielten Umwelteffekte quantifiziert.

Am Beispiel konkreter Anlagen werden die Möglichkeiten zur technischen Optimierung und Neuausrichtung von MBA-Anlagen für die verschiedenen Anlagenkonzepte aufgezeigt und dargelegt, wie durch diese Optimierungen noch weitergehende Umweltentlastungen generiert werden können.

Aufbauend auf den erhobenen Daten wurde eine eigene Hochrechnung für die MBA für das Bilanzjahr 2017 erstellt und auf Wunsch des UBA vorab für das Forschungsvorhaben „Klimaschutzpotenziale der Kreislaufwirtschaft“ zur Verfügung gestellt (IFEU et al., 2021).

Dieses Vorhaben wurde fachlich durch einen Projektbeirat begleitet. Darin waren sowohl Mitglieder aus Fachbehörden und der betreffenden Verbände als auch Anlagenbetreiber und Vertreter aus der Wissenschaft und aus dem Bereich der stofflichen und energetischen Verwertung im Beirat vertreten.

## 2 Anlagenübersicht

Nach Umsetzung der AbfAbIV und der 30. BImSchV wurden bis 2007 insgesamt 48 MBA-Anlagen neu errichtet oder bestehende an die Erfordernisse der genannten Verordnungen angepasst.

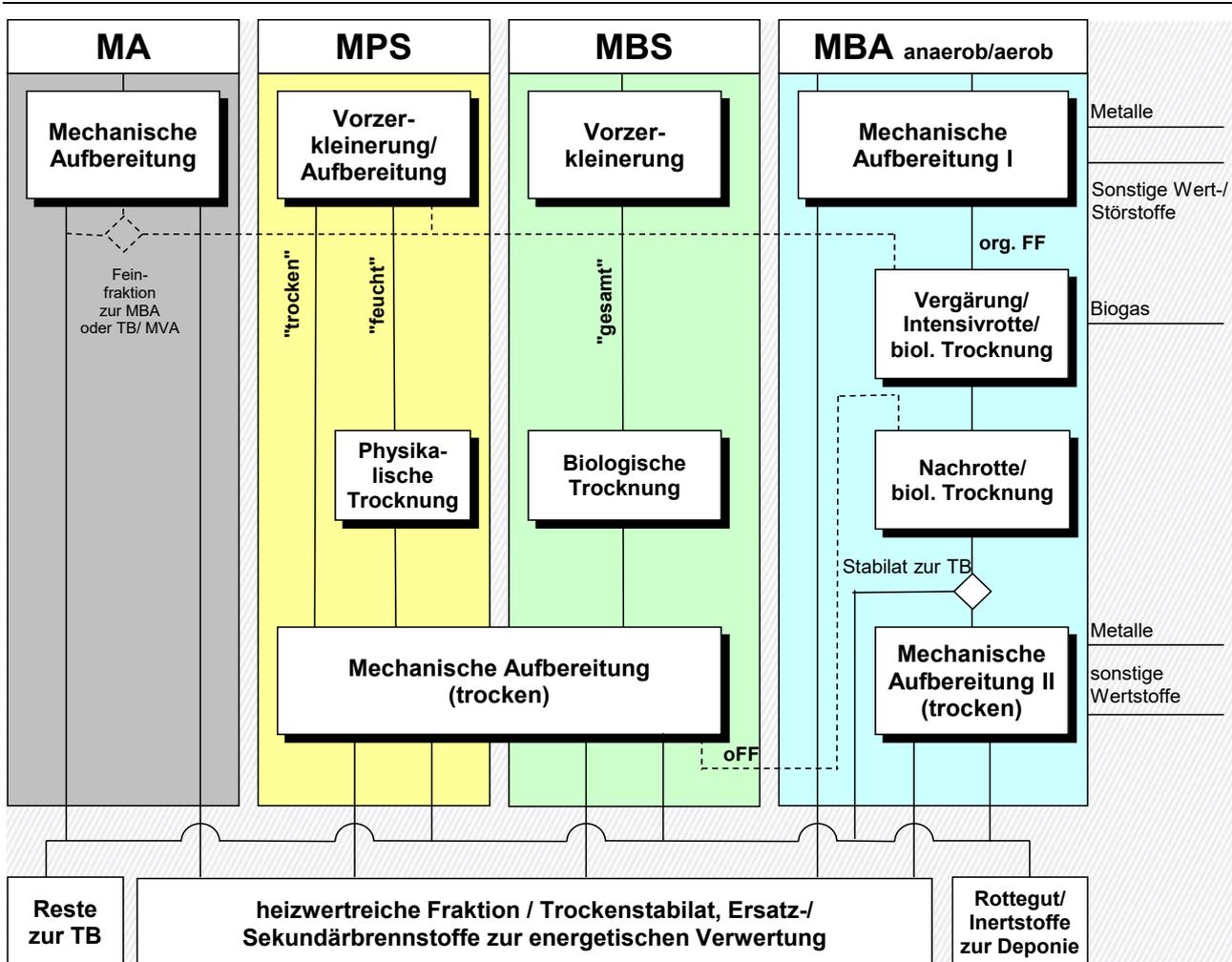
Davon wurden in 2007 die beiden Perkolationsanlagen der EnBW in Buchen und Heilbronn außer Betrieb genommen und rückgebaut.

Ab 2008 wurden somit noch 46 MBA-Anlagen mit einer genehmigten Gesamtkapazität von 5,8 Mio. betrieben. Die in Tabelle 2 gelisteten Anlagen stellen somit den Anlagenbestand in Deutschland dar, dessen Entwicklung bis 2018 im Rahmen dieses Vorhabens verfolgt und dokumentiert wird.

Dabei werden unter MBA alle nachfolgenden Verfahrensvarianten zusammengefasst (Abbildung 4):

- ▶ MBA mit (aerober) Rotte (MBA R)
- ▶ MBA mit (anaerober)Vergärung (MBA V)
- ▶ MBS mit biologischer Trocknung (MBS)
- ▶ MPS mit physikalisch-thermischer Trocknung (MPS)

Abbildung 4: Vereinfachte Darstellung der Anlagenkonzepte mit mechanischen und biologischen Verfahren



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

In MBA-Anlagen wird vor der biologischen Behandlung der Abfall aufbereitet. Dabei wird der Abfall zerkleinert und über klassische Trenn-, Sieb- und Sichteraggregate klassiert. Nach Abtrennung von Metallen und potenziellen Störstoffen wird eine Grob- und Leichtfraktion als heizwertreiche Fraktion

zur energetischen Verwertung abgetrennt. Die verbleibende organikhaltige Feinfraktion wird in aeroben Rottestufen (MBA mit Rotte) oder in einer Kombination aus anaeroben und aeroben Stufen (MBA mit Vergärung) bis zum Erreichen der geforderten Ablagerungskriterien biologisch behandelt. Bei Bedarf erfolgt noch eine weitere Abtrennung von Metallen und brennbarer Bestandteile aus dem Ausstragsmaterial der Nachrotte vor der endgültigen Ablagerung.

Bei MBS-Anlagen erfolgt i. d. R die biologische Behandlung der gesamten Abfälle mit dem Ziel, die biologischen Selbsterwärmungsprozesse während einer kurzen Intensivrottephase zur Trocknung der Abfälle zu nutzen. Die mechanische Aufbereitung der Abfälle erfolgt hier erst nach der biologischen Trocknung.

Bei den MPS-Anlagen erfolgt die Trocknung der Abfälle in Trocknungstrommeln unter Einsatz von Zusatzenergie in Form von Erdgas. Die nachfolgende Aufbereitung ist mit der in MBS-Anlagen vergleichbar.

Anlagen, in denen der Abfall nur durch mechanische Verfahren aufbereitet wird (MA), sind nicht Gegenstand der vorliegenden Studie.

In einigen MBA-Anlagen erfolgte inzwischen eine Umnutzung des Betriebes wie z. B.

- ▶ Umstellung der Rottestufen auf biologische Trocknung (BT) der organikhaltigen Feinfraktion (oFF) mit nachfolgender Aufbereitung des Trockenstabilats (nachfolgend BT oFF)
- ▶ Einstellung der biologischen Stufe für die Restabfallbehandlung und nur noch Weiterbetrieb der mechanischen Stufe zur Aufbereitung der Restabfälle (MA)
- ▶ Umnutzung der biologischen Stufe zur Behandlung von Bioabfall ohne biologische Behandlung der Restabfälle (BA Bio)
- ▶ Mitbehandlung von Bioabfall in getrennten Verfahrenslinien der MBA (MBA+Bio)
- ▶ Erweiterung/Umbau der mechanischen Stufe der MBA zur Aufbereitung von Gewerbeabfall (MBA+GA)

Neben der Umstellung sind bis Anfang 2021 sechs Anlagen dauerhaft außer Betrieb genommen worden. Die betroffenen Anlagen werden in der nachfolgenden Tabelle in der Spalte Typ nach Umstellung unter „Stilllegung“ gelistet.

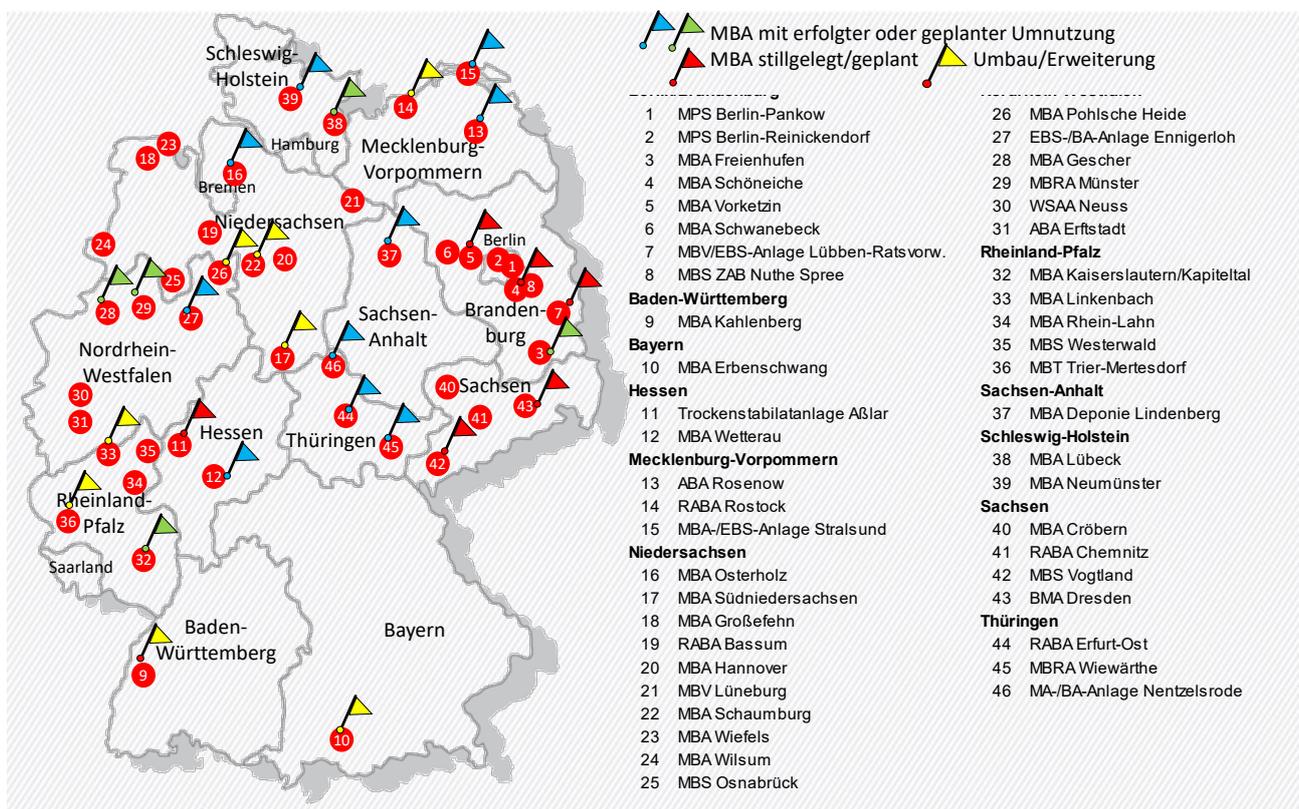
Tabelle 2: Übersicht MBA-Anlagen mit Angabe von Anlagentyp u. genehmigter Durchsatzkapazität

Land	Anlage	Typ bei IBN	Typ nach Umstellung	Jahr der Umstellung	genehmigte Durchsatzkapazität					
					2005	2010	2012	2015	2017/18	2022
B	MPS Berlin-Pankow	MPS			in Bau	190.000	190.000	190.000	190.000	190.000
B	MPS Berlin-Reinickendorf	MPS			160.000	190.000	190.000	190.000	190.000	190.000
BB	MBA Freienhufen	MBA V	BA Bio	in Planung	50.000	50.000	50.000	50.000	50.000	30.000
BB	MBA Schöneiche	MBA R	Stilllegung	2020	180.000	180.000	180.000	180.000	180.000	0
BB	MBA Vorketzin	MBA R	MA/Stilllegung	2013/2017	130.000	190.000	190.000	190.000	0	0
BB	MBA Schwanebeck	MBA R	BA Bio	in Planung	48.500	88.500	88.500	88.500	88.500	88.500
BB	MBV/EBS-Anlage Lübben	MBS	Stilllegung	2020	30.000	28.000	28.000	28.000	28.000	0
BB	MBS ZAB Nuthespre	MBS			150.000	150.000	150.000	150.000	150.000	150.000
<b>Berlin/Brandenburg</b>					<b>748.500</b>	<b>1.066.500</b>	<b>1.066.500</b>	<b>1.066.500</b>	<b>876.500</b>	<b>648.500</b>
BW	MBA Kahlenberg	MBA V			in Bau	110.000	110.000	110.000	110.000	110.000
BW	Buchen	MBA P	Stilllegung	2007	151.000	0	0	0	0	0
BW	Heilbronn	MBA P	Stilllegung	2007	88.600	0	0	0	0	0
<b>Baden-Württemberg</b>					<b>239.600</b>	<b>110.000</b>	<b>110.000</b>	<b>110.000</b>	<b>110.000</b>	<b>110.000</b>
BY	MBA Erbschwang	MBA R	MBA V	2019	40.000	40.000	40.000	40.000	40.000	40.000
<b>Bayern</b>					<b>40.000</b>	<b>40.000</b>	<b>40.000</b>	<b>40.000</b>	<b>40.000</b>	<b>40.000</b>
HE	Trockenstabilitatanlage Aßlar	MBS	Stilllegung	31.12.2013	140.000	155.000	155.000	0	0	0
HE	MBA Wetterau	MBS	MA	2011	45.000	49.500	49.500	49.500	49.500	49.500
<b>Hessen</b>					<b>185.000</b>	<b>204.500</b>	<b>204.500</b>	<b>49.500</b>	<b>49.500</b>	<b>49.500</b>
MV	ABA Rosenow	MBA R	MBA BT oFF	stufenweise seit 2012	125.000	190.000	190.000	210.000	210.000	210.000
MV	RABA Rostock	MBA R	MBA V	2009	120.000	135.000	135.000	135.000	135.000	135.000
MV	MBA-/EBS-Anlage Stralsund	MBS	MA	2013	70.000	130.000	130.000	130.000	130.000	130.000
<b>Mecklenburg-Vorpommern</b>					<b>315.000</b>	<b>455.000</b>	<b>455.000</b>	<b>475.000</b>	<b>475.000</b>	<b>475.000</b>
NI	MBA Osterholz	MBA R	MA/ BA Bio	2010/in Planung	60.000	80.000	80.000	80.000	80.000	30.000
NI	MBA Südniedersachsen	MBA V	von NV auf TV	in Planung	133.000	133.000	133.000	133.000	133.000	133.000
NI	MBA Großefehn	MBA R			47.600	47.600	47.600	47.600	62.700	62.700
NI	RABA Bassum	MBA V			112.000	112.000	112.000	112.000	112.000	112.000
NI	MBA Hannover	MBA V			200.000	200.000	200.000	200.000	200.000	200.000
NI	MBV Lüneburg	MBA R			83.000	83.000	83.000	83.000	83.000	83.000
NI	MBA Schaumburg	MBA V	MBA+GASA	2019	75.000	75.000	75.000	75.000	75.000	75.000
NI	MBA Wiefels	MBA V			115.000	113.500	113.500	113.500	113.500	113.500
NI	MBA Wilsun	MBA R			65.000	63.000	63.000	63.000	63.000	63.000
NI	MBS Osnabrück	MBS			90.000	90.000	90.000	90.000	90.000	90.000
<b>Niedersachsen</b>					<b>980.600</b>	<b>997.100</b>	<b>997.100</b>	<b>997.100</b>	<b>1.012.200</b>	<b>962.200</b>
NW	MBA Pohlsche Heide	MBA V	MBA+GASA	2019	100.000	115.000	115.000	115.000	115.000	115.000
NW	EBS-/BA-Anlage Ennigerloh	MBA R	MBA BT oFF	2015	200.000	200.000	200.000	200.000	200.000	200.000
NW	MBA Gescher	MBA R	MA+BA Bio	2012/14	115.000	115.000	115.000	116.500	116.500	116.500
NW	MBRA Münster	MBA V	MA+BA Bio	2016/17	100.000	70.000	70.000	70.000	100.000	100.000
NW	WSAA Neuss	MBS			161.500	161.500	161.500	161.500	161.500	161.500
NW	ABA Erftstadt	MBS			250.000	250.000	250.000	250.000	250.000	250.000
<b>Nordrhein-Westfalen</b>					<b>926.500</b>	<b>911.500</b>	<b>911.500</b>	<b>913.000</b>	<b>943.000</b>	<b>943.000</b>
RP	MBA Kaiserslautern/Kapittelal	MBA V	BA Bio	III/2015	40.000	70.000	70.000	70.000	60.000	60.000
RP	MBA Linkenbach	MBA R			57.000	90.000	90.000	90.000	90.000	90.000
RP	MBA Rhein-Lahn	MBA R			90.000	90.000	90.000	90.000	90.000	90.000
RP	MBS Westerwald/Rennerod	MBS			120.000	120.000	120.000	120.000	120.000	120.000
RP	MBT Trier-Mertesdorf	MBS			220.000	220.000	220.000	220.000	220.000	220.000
<b>Rheinland-Pfalz</b>					<b>527.000</b>	<b>590.000</b>	<b>590.000</b>	<b>590.000</b>	<b>580.000</b>	<b>580.000</b>
ST	MBA Deponie Lindenberg	MBA R	MA	2013	50.000	50.000	50.000	50.000	50.000	25.000
<b>Sachsen-Anhalt</b>					<b>50.000</b>	<b>50.000</b>	<b>50.000</b>	<b>50.000</b>	<b>50.000</b>	<b>25.000</b>
SH	MBA Lübeck	MBA V	MBA+Bio	2010	146.000	146.000	146.000	146.000	146.000	146.000
SH	MBA Neumünster	MBS	MA+ BA Bio	2021	270.000	270.000	270.000	270.000	270.000	270.000
<b>Schleswig-Holstein</b>					<b>416.000</b>	<b>416.000</b>	<b>416.000</b>	<b>416.000</b>	<b>416.000</b>	<b>416.000</b>
SN	MBA Cröbern	MBA R			300.000	300.000	300.000	300.000	300.000	300.000
SN	RABA Chemnitz	MPS			150.000	150.000	150.000	150.000	150.000	150.000
SN	MBS Vogtland	MBS	Stilllegung	2019	in Bau	100.000	100.000	100.000	100.000	0
SN	BMA Dresden	MBS	Stilllegung	2021	105.000	105.000	105.000	105.000	105.000	0
<b>Sachsen</b>					<b>0</b>	<b>555.000</b>	<b>655.000</b>	<b>655.000</b>	<b>655.000</b>	<b>450.000</b>
TH	RABA Erfurt-Ost	MBA R	Perkolations/MA	2010/2021	in Bau	90.000	90.000	90.000	90.000	90.000
TH	MBRA Wiewärthe	MBA R	MBA BT	2000	85.000	85.000	85.000	85.000	85.000	85.000
TH	MA-/BA-Anlage Nentzelsrode	MBA R	MA+BA Bio	2011/2015	140.000	140.000	140.000	140.000	140.000	140.000
<b>Thüringen</b>					<b>225.000</b>	<b>315.000</b>	<b>315.000</b>	<b>315.000</b>	<b>315.000</b>	<b>315.000</b>
<b>Kapazität Gesamt MBA inkl. Anlagen nach Umstellung</b>					<b>5.208.200</b>	<b>5.810.600</b>	<b>5.810.600</b>	<b>5.677.100</b>	<b>5.521.800</b>	<b>5.013.800</b>
<b>Anzahl Anlagen in Betrieb</b>					<b>44</b>	<b>46</b>	<b>46</b>	<b>45</b>	<b>44</b>	<b>40</b>
<b>davon MBA/MBS/MPS für Rest-Siedlungsabfall</b>					<b>5.208.200</b>	<b>5.810.600</b>	<b>5.028.600</b>	<b>4.921.100</b>	<b>4.795.800</b>	<b>3.909.343</b>
<b>Anzahl Anlagen nach 30. BImSchV (inkl. MPS)</b>					<b>44</b>	<b>46</b>	<b>40</b>	<b>38</b>	<b>36</b>	<b>29</b>

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

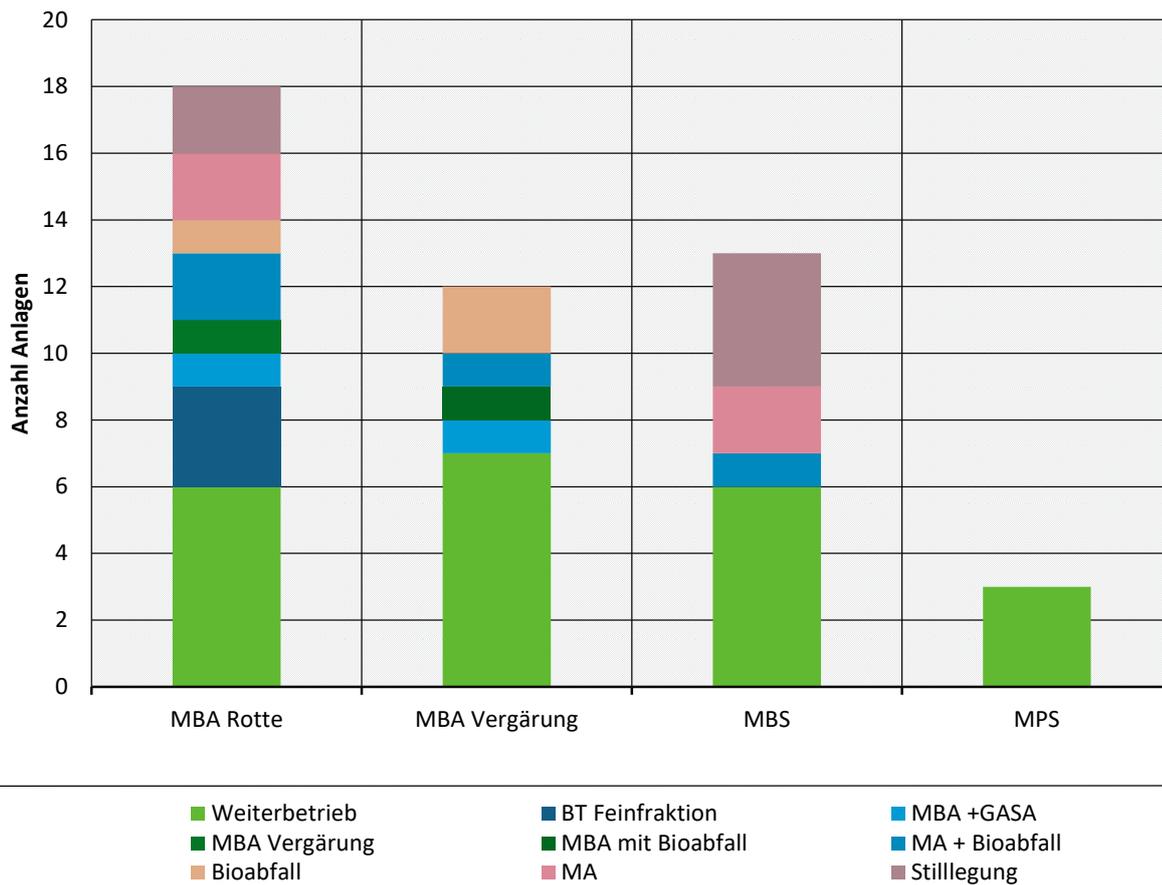
Die Lage der MBA Standorte mit Kennzeichnung der Anlagen, in denen eine Umstellung des Betriebes erfolgt oder geplant ist zeigt Abbildung 5. In Abbildung 6 ist die Art der Umstellung getrennt nach Anlagentyp ersichtlich. Der Ausblick auf 2022 entspricht den angekündigten Umstellungen und Stilllegungen nach aktuellem Kenntnisstand der Autoren.

Abbildung 5: Lage und Entwicklung der MBA-Standorte in Deutschland (Stand 11/2021)



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Abbildung 6: Erfolgte und geplante Umstellungen im Anlagenbereich 2010 bis 2022



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

### Bestand 2005

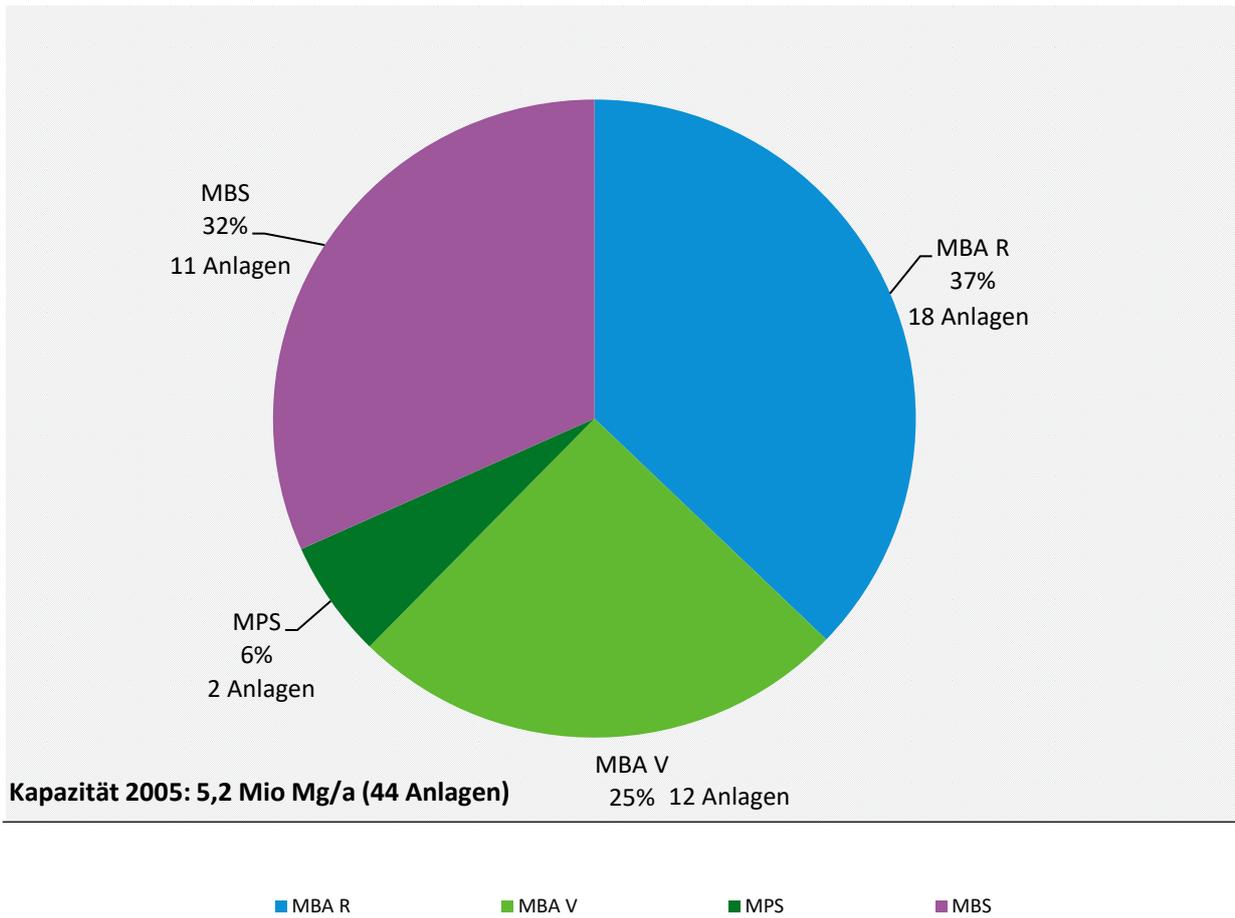
In 2005 waren 44 MBA-Anlagen in Betrieb, die über eine genehmigte Durchsatzkapazität von ca. 5,2 Mio. Mg/a verfügten. Davon wurden 18 Anlagen als Rotte-MBA, 12 Anlagen mit Vergärungsstufe, 11 Anlagen als biologische Stabilisierung MBS und 2 Anlagen mit physikalisch-thermischer Trocknung MPS betrieben.

Tabelle 3: Übersicht Anzahl und Durchsatzkapazität MBA 2005

Typ		MBA R	MBA V	MBS	MPS	Gesamt
Anzahl	-	18	12	12	2	44
Kapazität	1.000 Mg/a	1.936	1.311	1.652	310	5.208

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Abbildung 7: Anteil der MBA-Typen an der genehmigten Durchsatzkapazität 2005



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

### Bestand 2009/2010

In 2007 wurden die beiden Perkolationsanlagen in Buchen und Heilbronn außer Betrieb genommen.

Neu in Betrieb genommen wurden in den Jahren 2006 noch die Anlagen MPS Berlin-Pankow, MBA Kahlenberg, MBS Vogtland und RABA Erfurt.

Die MBA Rostock wurde in 2009 um eine Trockenvergärungsstufe ergänzt und die Durchsatzkapazität um ca. 12,5 % auf 135.000 Mg/a erhöht.

Die MBA Erfurt wurde 2010 um eine Perkolatvergärung ergänzt, auf Grund der geringen Gasausbeute wird die MBA weiterhin den Rotte-MBA zugeordnet.

Danach stand in 46 MBA-Anlagen eine Behandlungskapazität von 5,8 Mio. Mg/a zur Verfügung, die sich wie folgt aufteilt.

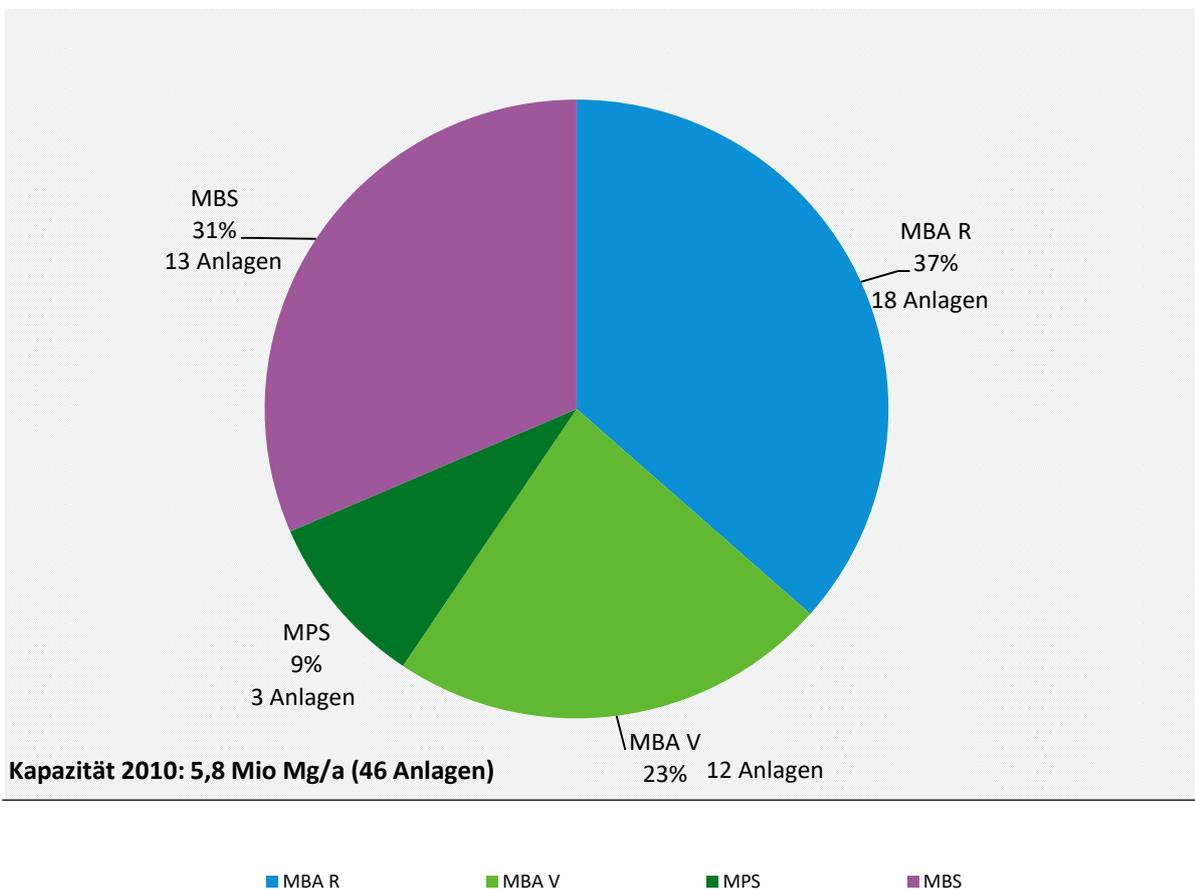
Tabelle 4: Übersicht Anzahl und Durchsatzkapazität MBA 2010

Typ	MBA R	MBA V	MBS	MPS	Gesamt
Anzahl	18	12	13	3	46
Kapazität	2.122	1.330	1.829	530	5.811

Kapazität in 1.000 Mg/a

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Abbildung 8: Anteil der MBA-Typen an der genehmigten Durchsatzkapazität 2010



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

**Bestand 2012**

In 2010 wurde für die MBA Lübeck die getrennte Behandlung von Bioabfall genehmigt. In der Anlage wird seitdem Rest- und Bioabfall in 2 strikt voneinander getrennten Linien behandelt. Der Gärrest aus der Bioabfallvergärung wird im Biomassewerk der Entsorgungsbetriebe Lübeck am Standort nachkompostiert.

Im selben Jahr wurde die Rotte in der MBA Osterholz außer Betrieb genommen. Die Anlage wird seitdem nur noch zur mechanischen Aufbereitung von Siedlungsabfall genutzt.

Eine anderweitige Nutzung der Rotte zur Behandlung von Bioabfall bzw. zur Nachrotte von Gärresten aus der Bioabfallvergärung befindet sich im Planungsstadium.

Die MBS Wetterau wurde 2011 auf MA umgestellt.

In der MBA Gescher erfolgte in 2012 die Umstellung eines Teils der biologischen Stufe auf Behandlung von Bioabfall.

Die BA-Stufe in Nentzelsrode wurde Ende 2011 außer Betrieb genommen. Die MA wird weiter zur Aufbereitung der Siedlungsabfälle genutzt.

Tabelle 5: Übersicht Anzahl und Durchsatzkapazität MBA 2012

Typ	Weiterbetrieb				Betrieb umgestellt	Gesamt
	MBA R	MBA V	MBS	MPS	MA	
Anzahl	16	12	11	3	4	46
Kapazität	1.902 <sup>1)</sup>	1.330 <sup>2)</sup>	1.650	530	400	5.811

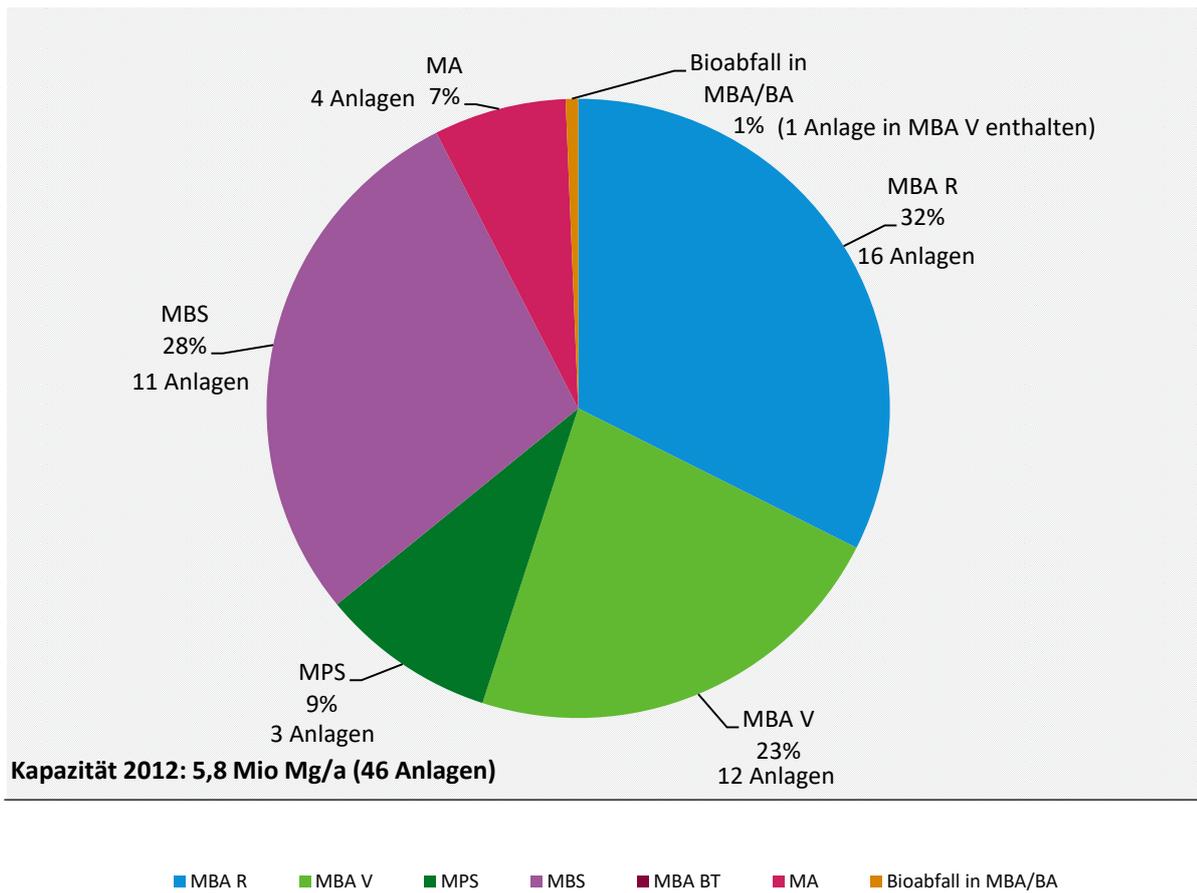
1) inkl. 17.500 Mg/a Bioabfall

2) inkl. 20.000 Mg/a Bioabfall

Kapazität in 1.000 Mg/a

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Abbildung 9: Anteil der MBA-Typen an der genehmigten Durchsatzkapazität 2012



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

## Bestand 2015

Im Zeitraum 2012 bis 2015 vollzogen sich im Anlagenbestand folgende Änderungen:

Die MBA Vorketzin wurde auf MA umgestellt, die Rottestufen wurden außer Betrieb genommen. Die weiterhin bei der Aufbereitung der Siedlungsabfälle abgetrennte organische Feinfraktion wurde in der benachbarten MBA Schwanebeck biologisch behandelt.

Mit Übernahme der MBS Stralsund durch die OVVD in Rosenow wird die MBS Stralsund seit Januar 2013 nur noch als MA betrieben. Die abgetrennte organische Feinfraktion wird seitdem in der MBA Rosenow biologisch behandelt.

In der MBA Gardelegen wurde in 2013 die Intensivrotte temporär außer Betrieb genommen. Die Anlage wird seitdem als MA betrieben. Die künftige Nutzung der Rottestufen ist unklar.

In der MBA Gescher werden seit 2013 die Rest-Siedlungsabfälle nur noch mechanisch aufbereitet. Die Rottestufen werden nur noch zur Behandlung von Bioabfall genutzt.

Nach Umbau der ehemaligen Tunnelrotte zur Batch-Fermentation wird seit 2013 in der BA Nentzelsrode nur noch Bioabfall behandelt.

In den Rotte-MBA in Rosenow und Ennigerloh wurde mit der Umstellung der Rotte auf biologische Trocknung der Feinfraktion mit nachfolgender Aufbereitung und energetischer Verwertung der getrockneten Stabilatmengen begonnen. In der MBA Ennigerloh wird seit 2013 die gesamte Menge Feinfraktion getrocknet und in Anlagen energetisch verwertet. Seit 2016 wird das Trockenstabilat vor der energetischen Verwertung aufbereitet. Die über Siebe und Sichter abgetrennten Feinst- und Inertstoffe werden deponiert. Die abgetrennten Metalle werden recycelt.

Die Mitbehandlung von Bioabfall in der MBA Lübeck wurde von 20. auf 50.000 Mg/a erhöht.

Die MBS-Anlage Aßlar wurde zum 31.12.2013 außer Betrieb genommen.

Ende 2015 wurden vom ursprünglichen Anlagenbestand noch 45 Anlagen betrieben. Durch die erfolgte Umnutzung zu MA und BA Bio wurden noch in 38 Anlagen mit einer Behandlungskapazität von 5,0 Mio. Mg Rest-Siedlungsabfälle mechanisch und biologisch behandelt (inkl. MPS).

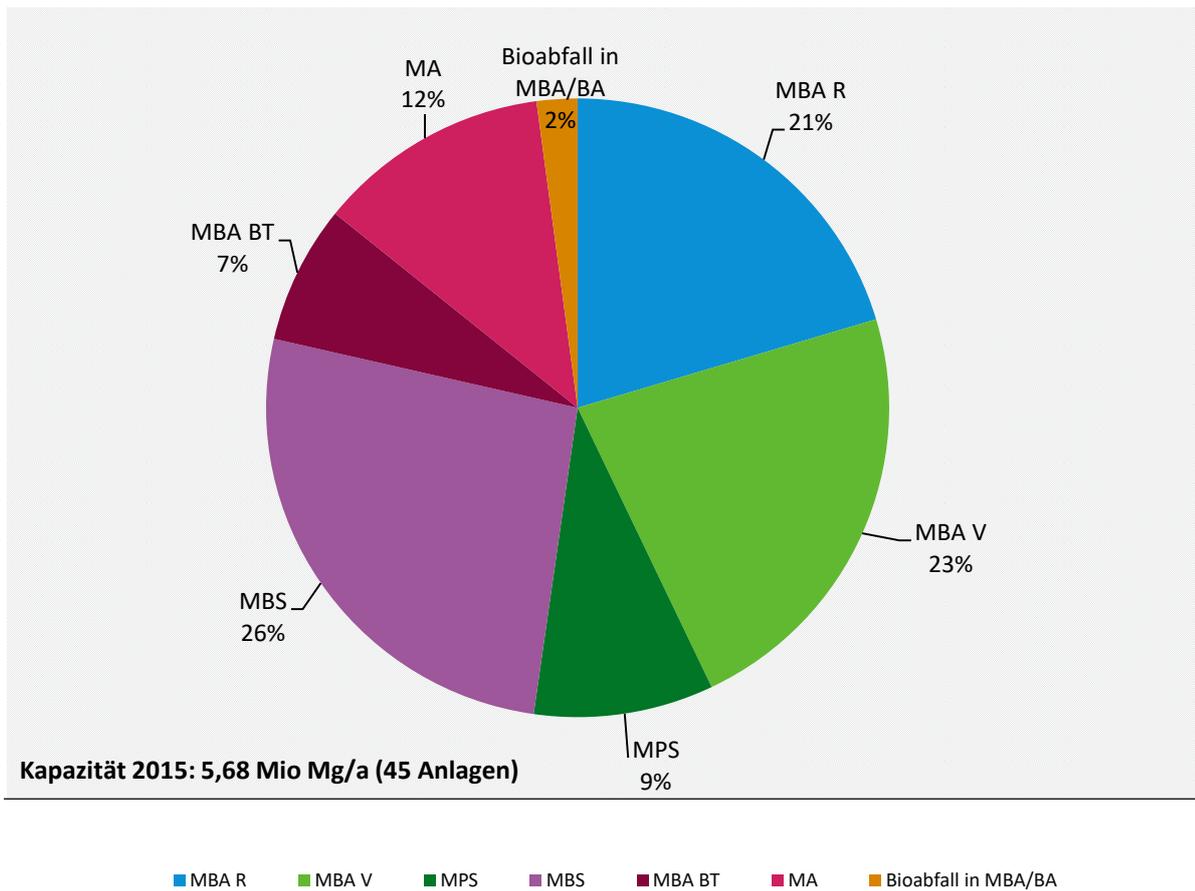
Tabelle 6: Übersicht Anzahl und Durchsatzkapazität MBA 2015

Typ	Weiterbetrieb				Betrieb umgestellt			Gesamt
	MBA R	MBA V	MBS	MPS	MBA BT	MA	BA Bio	
Anzahl	11	12	10	3	2	7	1	45
Kapazität	1.157	1.330 <sup>1)</sup>	1.495	530	410	686	70	5.677

1) inkl. 50.000 Mg/a Bioabfall  
Kapazität in 1.000 Mg/a

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Abbildung 10: Anteil der MBA-Typen an der genehmigten Durchsatzkapazität 2015 (inkl. Anlagen nach Systemumstellung)



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

### Bestand 2017

In 2016 wurde der Betrieb der MBRA Münster umgestellt. Seitdem wird in der Anlage der Rest-Siedlungsabfall nur noch mechanisch aufbereitet. Nach Umbau der biologischen Stufe in 2016 werden seit 2017 in der Vergärung und Nachrotte nur noch Bioabfälle behandelt.

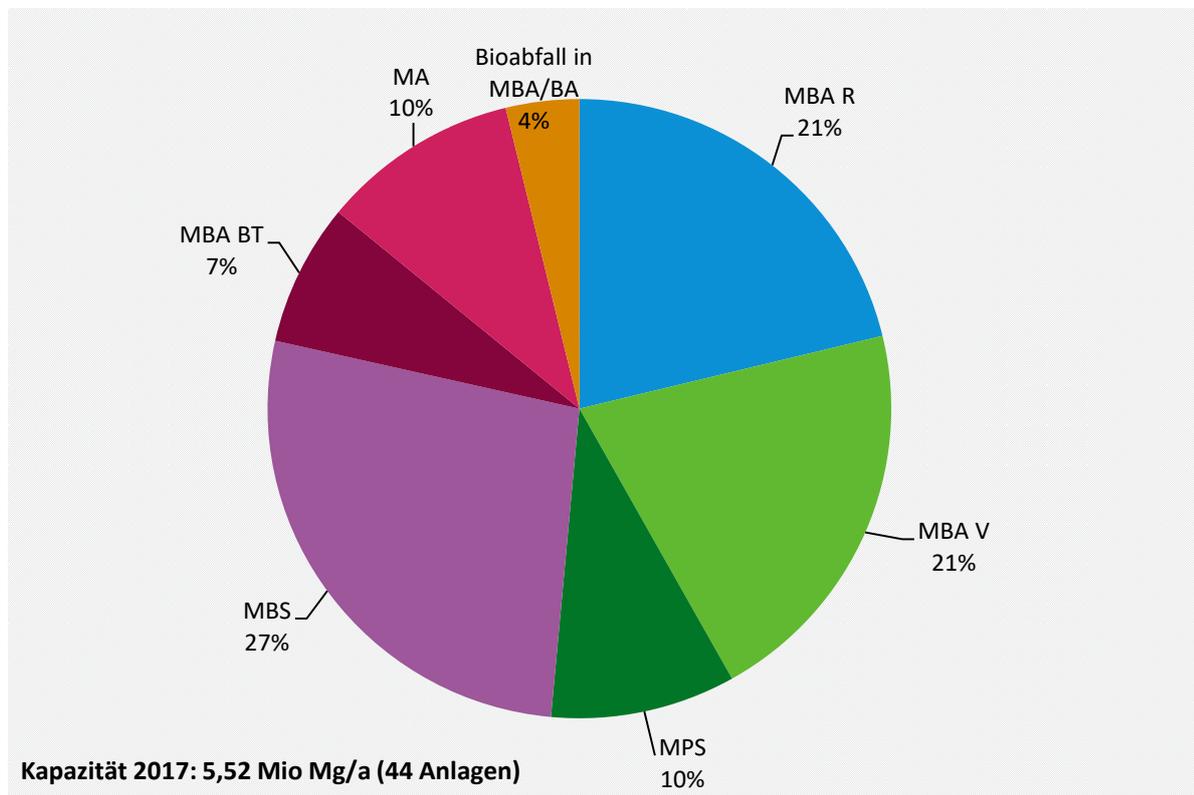
Tabelle 7: Übersicht Anzahl und Durchsatzkapazität MBA 2017

Typ	Weiterbetrieb				Betrieb umgestellt			Gesamt
	MBA R	MBA V	MBS	MPS	MBA BT	MA	BA Bio	
Anzahl	11	10	10	3	2	7	3	44
Kapazität	1.171	1.190 <sup>1)</sup>	1.495	530	410	566	160	5.522

1) inkl. 50.000 Mg/a Bioabfall in MBA V  
Kapazität in 1.000 Mg/a

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Abbildung 11: Anteil der MBA-Typen an der genehmigten Durchsatzkapazität 2017/2018 (inkl. Anlagen nach Systemumstellung)



■ MBA R ■ MBA V ■ MPS ■ MBS ■ MBA BT ■ MA ■ Bioabfall in MBA/BA

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

## Bestand 2018

In 2018 wurde nach Außerbetriebnahme der biologischen auch die mechanische Stufe in der MBA Vorketzin stillgelegt.

Nach aktuellem Kenntnisstand wurden in 2018 nach Stilllegung der Anlagen in Aßlar und Vorketzin noch 44 Anlagen mit einer Behandlungskapazität von 5,5 Mio. Mg/a betrieben.

Von den ursprünglich 18 Rotte-MBA sind noch 14 Anlagen in Betrieb (davon wurden 2 z. T. auf biologische Trocknung und eine Anlage auf MA und Bioabfall (Gescher) umgestellt).

Von den anfänglich 12 Vergärungsanlagen werden in 10 Anlagen noch Rest-Siedlungsabfälle behandelt, 2 Anlagen wurden auf Bioabfall umgestellt (Kaiserslautern + Münster).

Von den 13 MBS-Anlagen sind noch 10 Anlagen in Betrieb (1 Stilllegung, 2 Umstellungen auf MA).

7 Anlagen wurden auf MA umgestellt, in 3 Anlagen davon wird die biologische Stufe zur Behandlung von Bioabfall genutzt (zzgl. 1 Anlage, die vollständig auf Bioabfall umgestellt wurde und zzgl. einer Anlage, in der Bio- und Restabfall behandelt werden).

Insgesamt wurden 2018 in 5 Anlagen ca. 210.000 Mg/a Bioabfall behandelt. Das entspricht ca. 5 % der in Deutschland getrennt gesammelten Bioabfallmengen.

Tabelle 8: Übersicht Anzahl und Durchsatzkapazität MBA 2018

Typ	Weiterbetrieb				Betrieb umgestellt			Gesamt
	MBA R	MBA V	MBS	MPS	MBA BT	MA	BA Bio <sup>1)</sup>	
Anzahl	11	10	10	3	2	7	3	44
Kapazität	1.171	1.190	1.495	530	410	566	160	5.522
davon Bioabfall	-	50	-	-	-	-	160	210
davon Restabfall	1.171	1.140	1.495	530	410	566	-	5.312

1) ohne BA Nentzelsrode nach Umbau der biologischen Stufe auf Bioabfall Kapazität in 1.000 Mg/a

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

## **Entwicklung 2018-2022**

Nach aktuellem Kenntnisstand ist im benannten Zeitraum mit folgenden geplanten Veränderungen auszugehen:

Die Rotte-MBA Erbenschwang wurde um eine Vergärungsanlage erweitert (IBN 2019, siehe Kap. 13).

Eine Umstellung auf Bioabfall ist in der Anlage Freienhufen (2021) vorgesehen und in der Anlage Schwanebeck geplant

Eine Umstellung auf MA mit Nutzung der biologischen Stufe zur die Nachrotte von Bioabfall/Gärresten ist in der Anlage Neumünster vorgesehen.

In Osterholz sollen die Tunnel der ehemaligen MBA für die Nachrotte von Gärresten aus der Bioabfallvergärung genutzt werden.

In der RABA Erfurt soll die biologische Stufe außer Betrieb genommen werden.

Die Anlagen in Schöneiche, Vogtland und Dresden werden stillgelegt.

Am Standort der Anlage Kahlenberg ist der Bau eines EBS-Kraftwerkes für die Brennstoffe aus der MBA vorgesehen. Aus der Verbrennungasche soll künftig Phosphor zurückgewonnen werden.

In der MBA Deiderode wird die Nassvergärung durch eine Trockenvergärung ersetzt.

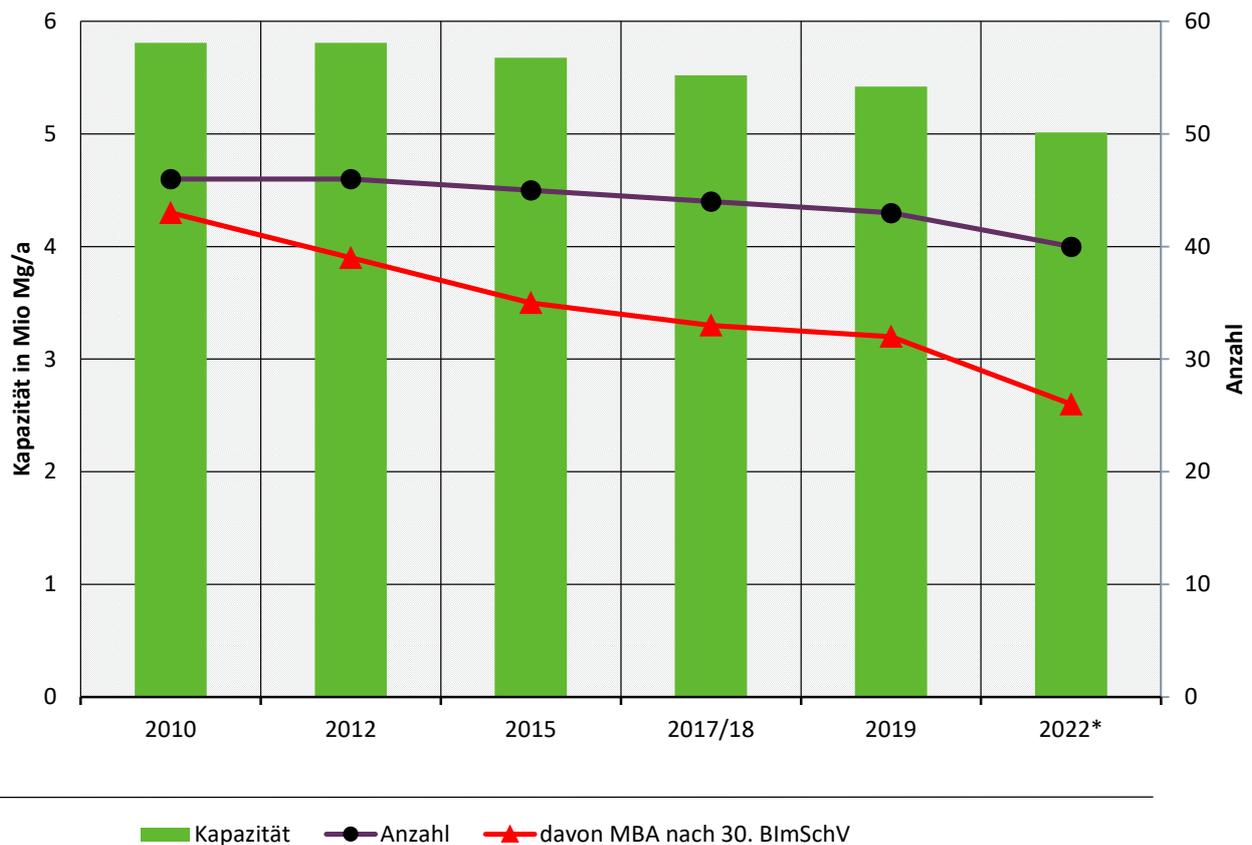
Über den Weiterbetrieb bzw. die Art des Weiterbetriebs der übrigen Anlagen soll in den Jahren 2025-2030 entschieden werden.

### Entwicklung von Anzahl und Durchsatzkapazitäten von MBA nach Anlagentyp

Von den in 2010 genehmigten Anlagen wurden bis 2019 drei stillgelegt und acht einer anderweitigen Nutzung zugeführt.

Der Anteil von MBA-Anlagen, die Rest-Siedlungsabfälle mechanisch und biologisch behandeln, hat sich somit in 2019 auf 35 Anlagen reduziert. Abzgl. der 3 MPS-Anlagen unterliegen 2019 noch 32 (von ursprünglich 43) MBA-Anlagen dem Genehmigungsregime der 30. BImSchV und der DepV. Mittelfristig ist mit einem Rückgang der MBA, die gemäß 30. BImSchV betrieben werden, auf 26 Anlagen auszugehen (Abbildung 12).

Abbildung 12: Entwicklung von Kapazität und Anzahl von MBA (inkl. Systemumstellungen) und der Anzahl an MBA nach 30. BImSchV

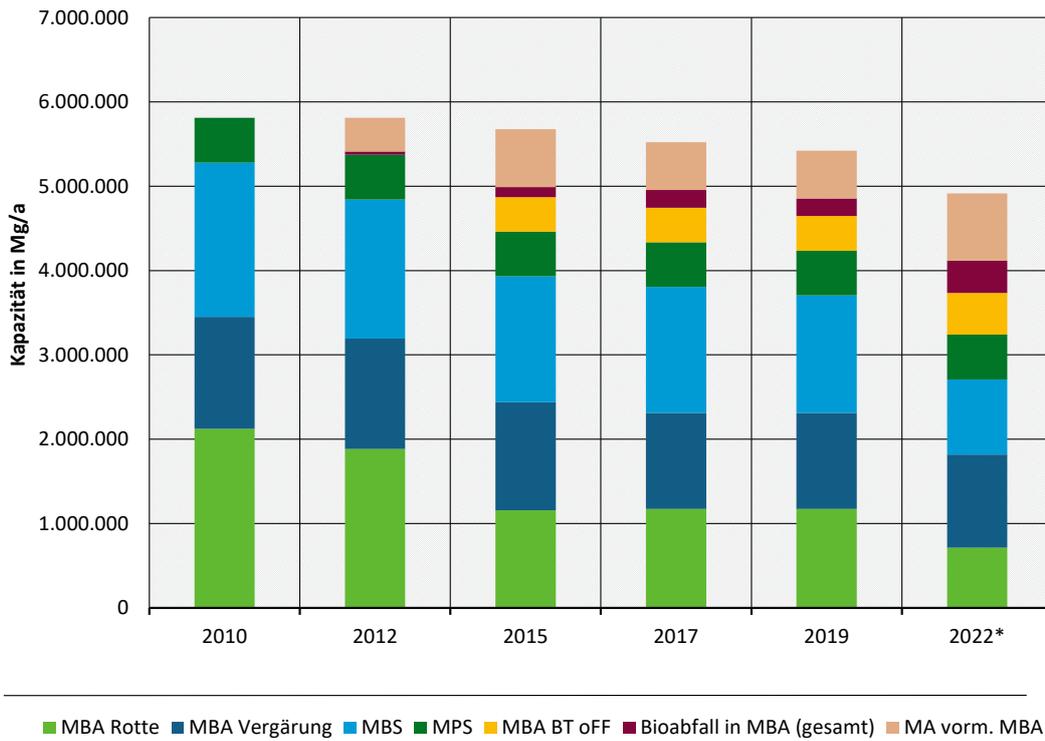


Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH, 2022\* voraussichtliche Entwicklung bis 2022 nach aktuellem Kenntnisstand, ohne MPS-Anlagen

In 2018 wurden somit noch 85 % der Anlagenkapazitäten im Wirkungsbereich der 30. BImSchV betrieben. Ca. 15 % der Anlagenkapazität wurde genehmigungsrechtlich auf die TA Luft umgestellt (Abbildung 14).

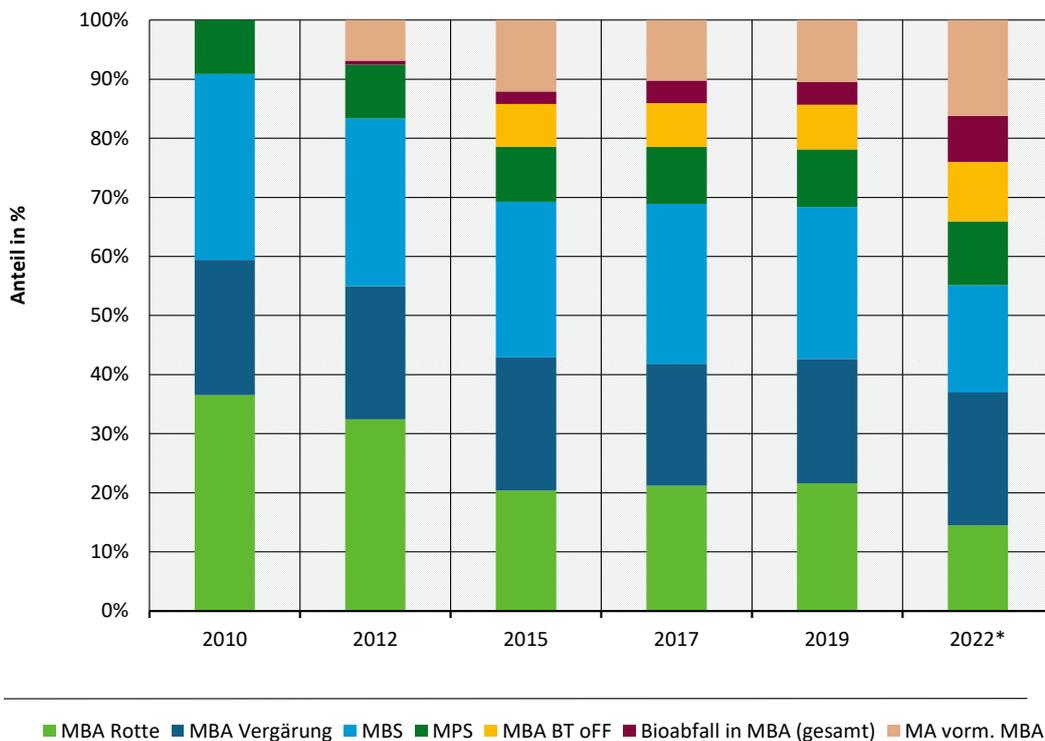
Bis zum Jahr 2022 wird sich nach aktuellem Kenntnisstand die genehmigte Durchsatzkapazität auf ca. 5 Mio. Mg/a reduzieren. Darauf entfallen noch ca. 3,9 Mio. Mg/a auf die mechanisch-biologische Behandlung von Restabfall. Von den Betriebsumstellungen und -stilllegungen werden vorrangig MBS und MBA Rotte-Anlagen betroffen sein. Die Vergärungsanlagen behalten trotz Umstellung ihren Anteil (Abbildung 13 und Abbildung 14).

Abbildung 13: Entwicklung der Durchsatzkapazitäten und Nutzungsänderung von MBA 2010 bis 2022 in Mg/a



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH, 2022\* voraussichtliche Entwicklung nach aktuellem Kenntnisstand

Abbildung 14: Entwicklung der MBA-Nutzung in % der aktuellen Anlagenkapazität in den Bezugsjahren

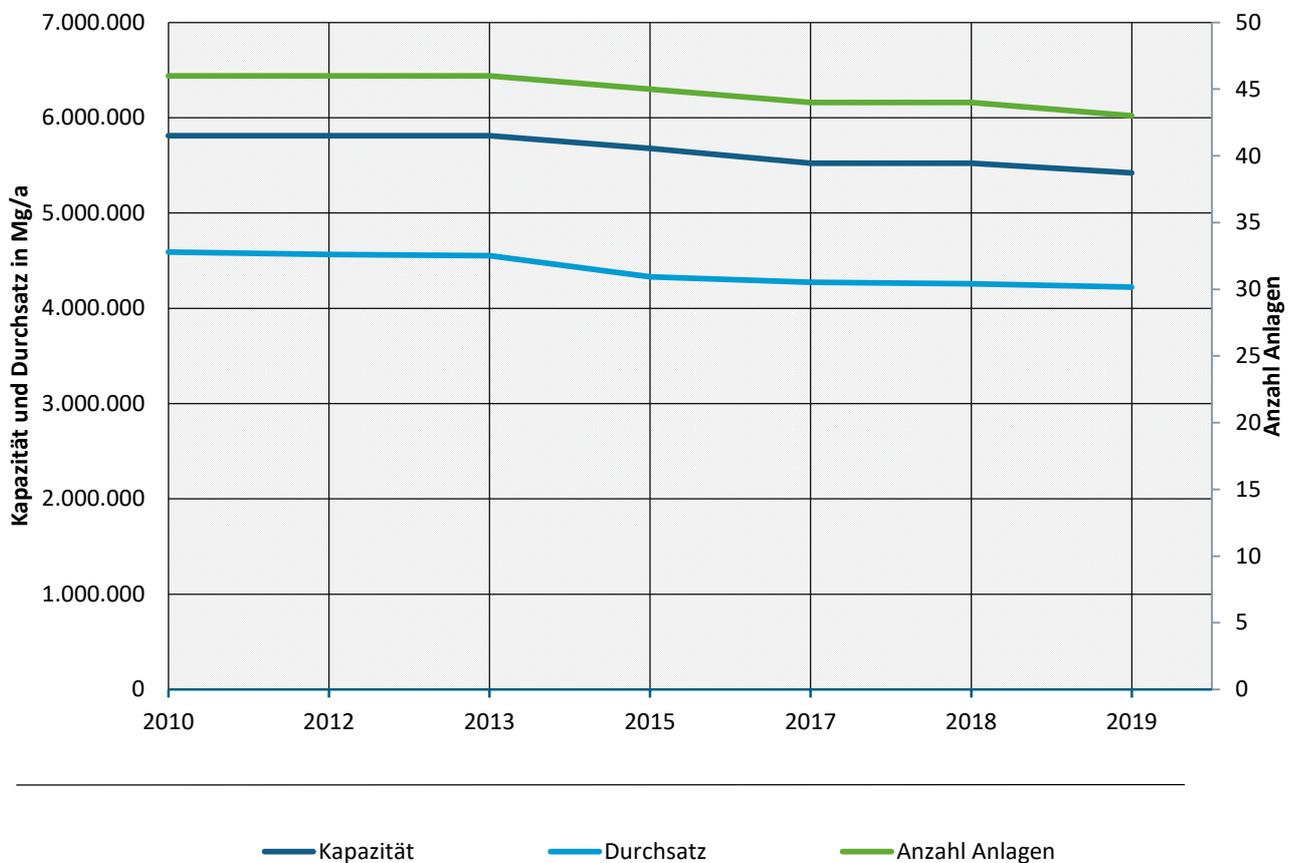


Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH, 2022\* voraussichtliche Entwicklung nach aktuellem Kenntnisstand

### 3 Entwicklung der Durchsatzmengen und Anlagenauslastung

Durch die Außerbetriebnahme der MBS Aßlar (01/2014) und der MBA Vorketzin (12/2015) hat sich die Durchsatzleistung der weiterhin betriebenen Anlagen von 5,8 auf 5,5 Mio. Mg/a, der Durchsatz von 4,6 Mio. Mg/a auf 4,2 Mio. Mg/a reduziert. In 2018 hat es keine weiteren Veränderungen im Anlagenbestand gegeben (Abbildung 15).

Abbildung 15: Entwicklung Anzahl, Kapazität und Durchsatz in den MBA-Anlagen (inkl. Anlagen nach Umstellung)

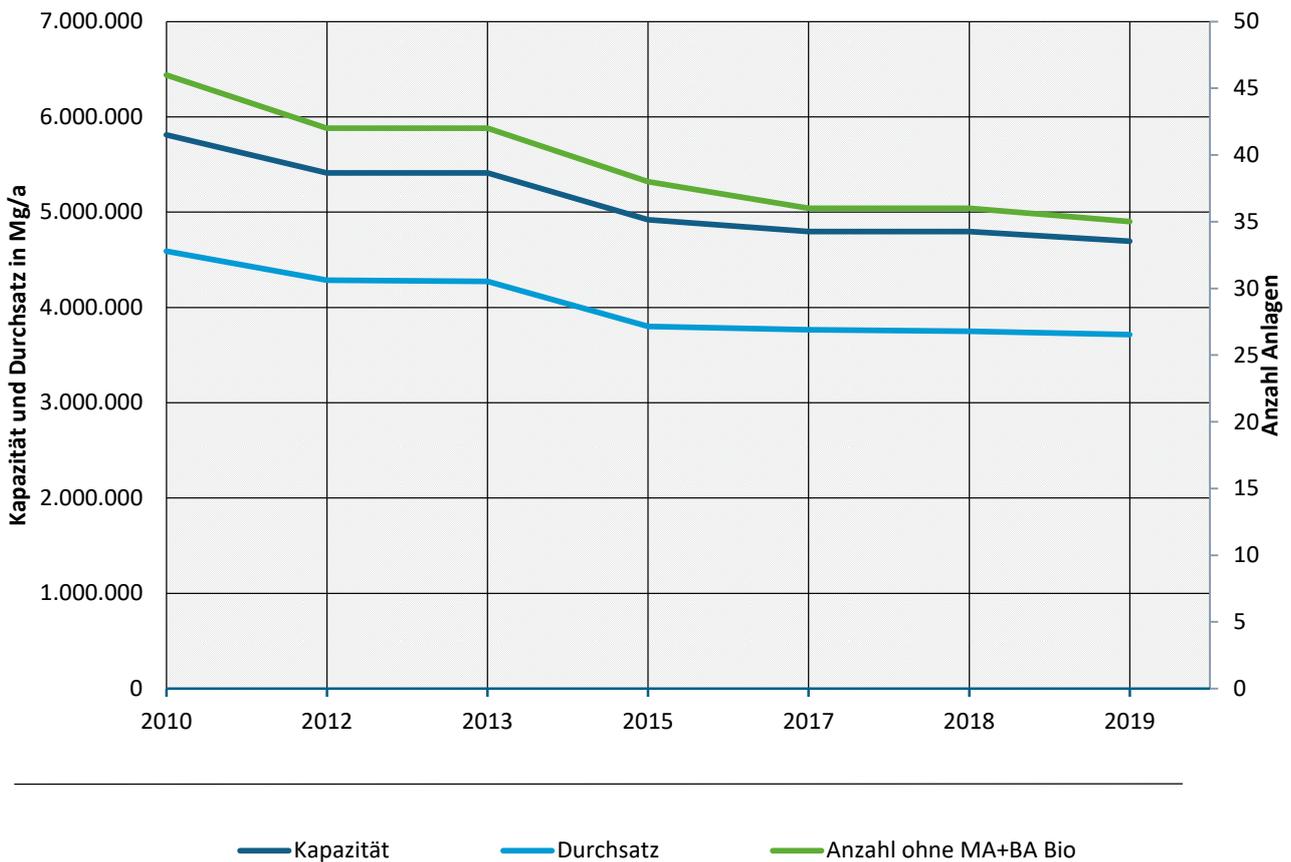


Anzahl Anlagen inkl. Anlagen nach Umstellung

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Durch die erfolgte Umstellung von Anlagen auf MA und BA Bio hat sich die Anzahl der Anlagen, die Rest-Siedlungsabfälle mechanisch und biologisch behandeln bis 2018 von 46 auf 36 Anlagen reduziert, Im gleichen Zeitraum ist die behandelte Siedlungsabfallmenge von 4,6 auf ca. 3,8 Mio. Mg/a gefallen. Darin sind die in den umgestellten Anlagen nur mechanisch behandelten Abfälle sowie die Bioabfallmengen in auf BA Bio umgestellten Anlagen nicht enthalten (Abbildung 16).

Abbildung 16: Entwicklung Anzahl, Kapazität und Durchsatz in den MBA-Anlagen (ohne Anlagen nach Umstellung)



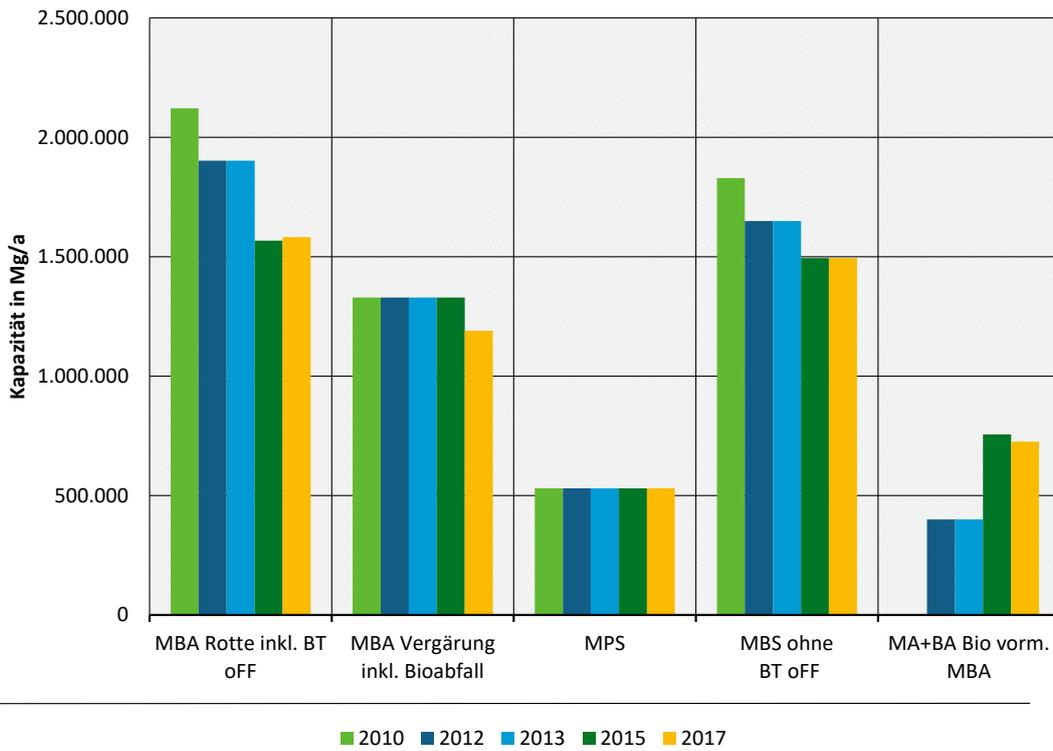
inkl. Mitbehandlung von Bioabfall in MBA (MBA Bio)

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Der Rückgang bei Kapazität und Durchsatz geht vorrangig auf die Umstellung von MBA mit Rotte und MBS-Anlagen zurück. MBA mit Vergärung und MPS-Anlagen sind von diesen Umstellungen bis 2015 nicht betroffen. Der Rückgang von MBA V in 2017 spiegelt die Umstellung der MBA-Vergärungsanlagen in Kaiserslautern und Münster auf Bioabfall wider (Abbildung 17).

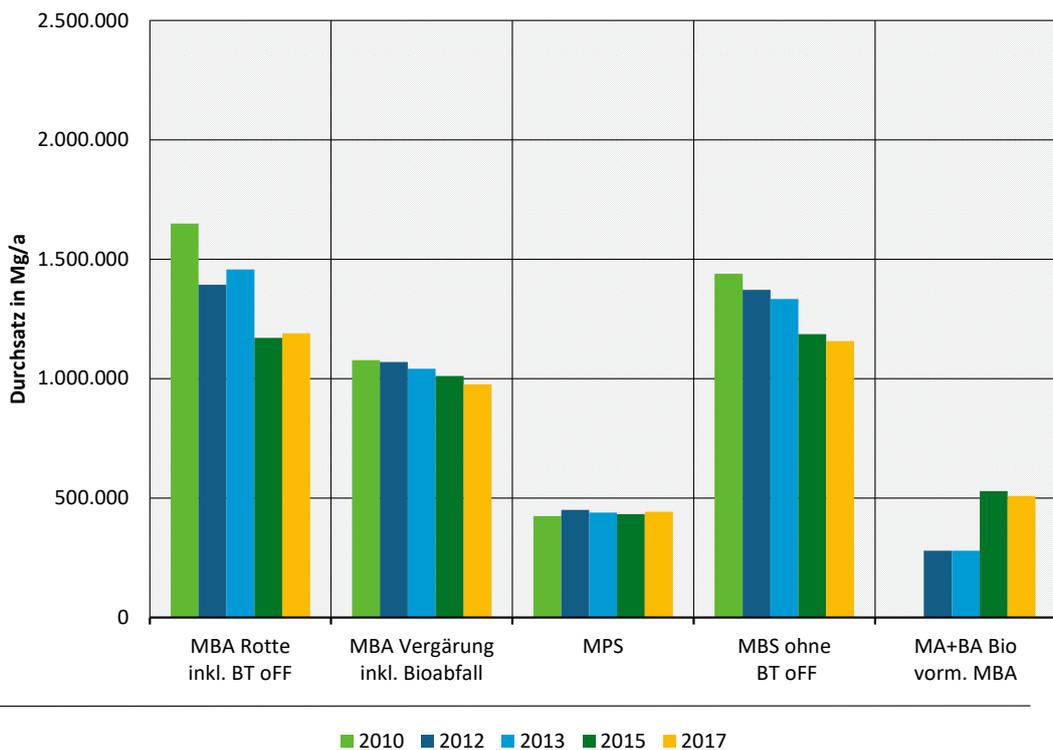
Der Rückgang der Durchsatzmengen folgt dem Kapazitätsrückgang und der Umstellung der MBA zu MA und BA Bio (Abbildung 18).

Abbildung 17: Entwicklung der Kapazität in MBA-Anlagen nach Anlagentyp 2010-2017



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

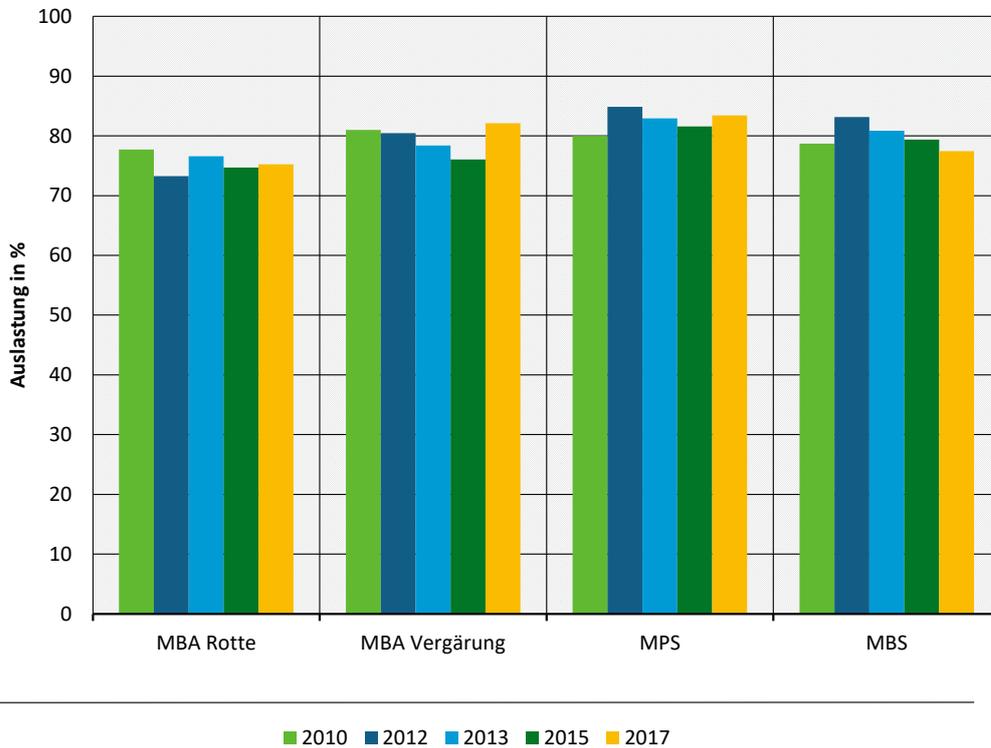
Abbildung 18: Entwicklung der Durchsatzmengen in MBA-Anlagen nach Anlagentyp 2010-2017



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Die betriebenen Anlagen weisen seit 2010 im Mittel eine relativ konstante Auslastung von ca. 80 % bezogen auf die jeweils genehmigte Anlagenkapazität auf (Abbildung 19).

Abbildung 19: Anlagenauslastung der MBA-Anlagen nach Anlagentyp  
 Bezug: genehmigte Durchsatzleistung



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Der Anstieg der Auslastung bei MBA mit Vergärung in 2017 geht zurück auf die Umstellung von 2 Vergärungsanlagen auf BA Bio, die in den Vorjahren relativ geringe Auslastungsgrade aufwiesen und die wegen erfolgter Umstellung in 2017 nicht mehr im Datenkollektiv MBA Vergärung enthalten sind.

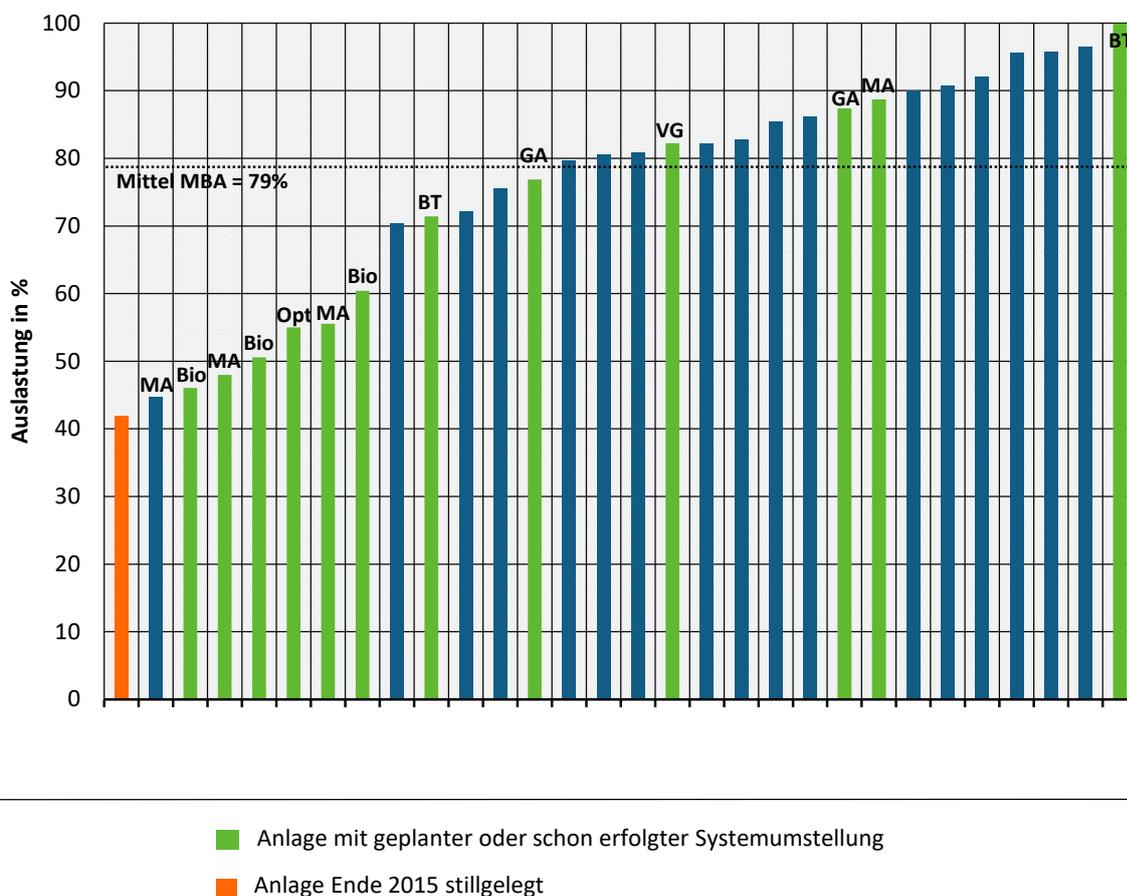
In einigen Anlagen wurde die genehmigte Anzahl an Arbeitsschichten reduziert. Durch angepasste Betriebszeiten reduzieren sich die aktuell möglichen Durchsatzmengen. Die tatsächliche Anlagenauslastung dürfte daher im Mittel bei ca. 85-90 % liegen.

Die einzelnen Anlagen weisen jedoch erhebliche Unterschiede in der Auslastung auf. Ca. 50 % der ausgewerteten Anlagen weisen Auslastungsgrade zwischen 80 und 100 % auf. Bei den Anlagen mit geringerer Auslastung zwischen 45 und 80 % konnten i. d. R. die bei Genehmigung angenommenen Abfallmengen in den Folgejahren nicht realisiert werden (Abbildung 20).

Bei den teilausgelasteten Anlagen ist die überwiegende Anzahl der Anlagen mit schon erfolgter oder geplanter Systemumstellung zu finden (grüne und rote Säulen in Abbildung 20).

Bei Teilauslastung wächst der wirtschaftliche Druck auf die Anlagenbetreiber, Alternativen zum bisherigen Betrieb zu suchen, bis hin zur Betriebsstilllegung.

Abbildung 20: Auslastung und Systemumstellung in ausgewählten MBA- und MA-Anlagen (Stand 2017)



MA: Umstellung auf MA, Bio: Umstellung auf Bioabfall, BT: Umstellung auf biologische Trocknung off, GA: Erweiterung um Gewerbeabfallvorbehandlung, VG: Erweiterung um Vergärungsstufe  
 Auslastung bezogen auf genehmigte Durchsatzleistung

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

## 4 Datengrundlage

### 4.1 Datengrundlage Studie

Die Daten dieser Studie beruhen auf Betriebsdaten von ausgewählten MBA-Anlagen sowie veröffentlichten Daten zur Anlagenkapazität, Durchsatz, Verbleib der Stoffströme. Die Ergebnisse zur Energieeffizienz und zur Klimagasbilanz der MBA basiert auf eigenen Berechnungen nach der in Kapitel 10 und 11 beschriebenen Methodik für jede Anlage und jedes Bilanzjahr getrennt.

Die Hochrechnung der anlagenbezogenen Einzelergebnisse auf den Gesamtbestand der MBA-Anlagen erfolgte in Stufe 1 für jede MBA-Verfahrensgruppe getrennt. In Stufe 2 erfolgte die Hochrechnung auf die Grundgesamtheit der in den jeweiligen Bilanzjahren betriebenen Anlagen entsprechend der jeweils genehmigten Durchsatzkapazität.

Dabei wurde in die Grundgesamtheit der MBA-Anlagen die Anlagengruppen MBA Rotte, MBA Vergärung und MBS sowie die MPS-Anlagen entsprechend der Zusammenstellung in Tabelle 2einbezogen.

MBA-Anlagen, die im Untersuchungszeitraum auf MA oder auf Bioabfall umgestellt wurden sowie reine MA-Anlagen wurden im Rahmen dieser Studie nicht untersucht bzw. wurde im Jahr der Umstellung aus der Grundgesamtheit MBA entfernt.

### 4.2 Vergleich mit Abfallstatistiken Destatis

Die vorliegende Erhebung der MBA-Daten mit selbst erhobenen Daten lässt sich trotz gleicher Anlagenbezeichnung mit den Angaben von Destatis nicht direkt vergleichen. Von Destatis werden in der Abfallstatistik (Fachserie 19, Reihe 1) unter der Gruppe MBA (Tabelle 8, Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen, seit 2011 mit geänderter Bezeichnung M(B)A) offensichtlich hinsichtlich Typ, Anzahl und Durchsatz von dieser Studie abweichende Anlagenzuordnungen vorgenommen. Ob mit der in 2011 von Destatis vorgenommenen Änderung in der Bezeichnung (mit B in Klammern) auch eine Änderung der Anlagenzuordnung vorgenommen wurde, entzieht sich unserer Kenntnis.

In Tabelle 9 werden unter eigener Erhebung nur die Anlagen aufgeführt, die im Bilanzjahr noch Rest-Siedlungsabfälle behandelt hatten. Eine Übereinstimmung mit den Destatis-Daten war dennoch nicht zu erzielen. Unklar ist, ob von Destatis auch MBA-Anlagen nach erfolgter Umstellung weiterhin unter ihrer ursprünglichen Anlagenzuordnung als MBA bilanziert werden. Ferner wird angenommen, dass MPS-Anlagen nicht unter MBA, sondern unter Sortier- oder anderen Aufbereitungsanlagen bilanziert werden. Bei Abzug der MPS-Anlagen würde sich die Diskrepanz zwischen beiden Erhebungen jedoch noch weiter vergrößern. Abweichungen zu Destatis ergeben sich in der Anzahl und Anlagenkapazität (Tabelle 9 und Abbildung 21), in der Verteilung nach Anlagengröße (Abbildung 22) sowie im Anteil der Abfallarten im Ein- und im Austrag von MBA (Tabelle 10, Abbildung 24 bis Abbildung 27). Die größten Diskrepanzen liegen in der Anzahl an MBA, hier insbesondere bei den kleinen Anlagen. Hier weist Destatis eine wesentlich höhere Anzahl an Anlagen aus. Beim Abfallinput fällt bei Destatis die wesentlich höhere Menge an Abfällen aus Behandlungsanlagen auf (Tabelle 10). Auch bei den Deponatmengen aus MBA ist keine gute Übereinstimmung mit den Destatis-Bilanzen zu erzielen (Abbildung 28). Bei der Fülle an Abweichungen muss die relativ gute Übereinstimmung in der Höhe der Durchsatzmenge in MBA eher als Zufall gewertet werden (Abbildung 23).

Empfehlung: Um künftig nicht von eigenen Hochrechnungen zur Abschätzung der MBA-Daten abhängig zu sein, wäre es sinnvoll, die von Destatis unter MBA geführten Anlagen eindeutiger zu definieren und transparenter zuzuordnen.

Tabelle 9: Entwicklung von Anzahl, Durchsatzkapazität und Nenndurchsatzleistung von MBA - Vergleich mit Daten MBA von Destatis

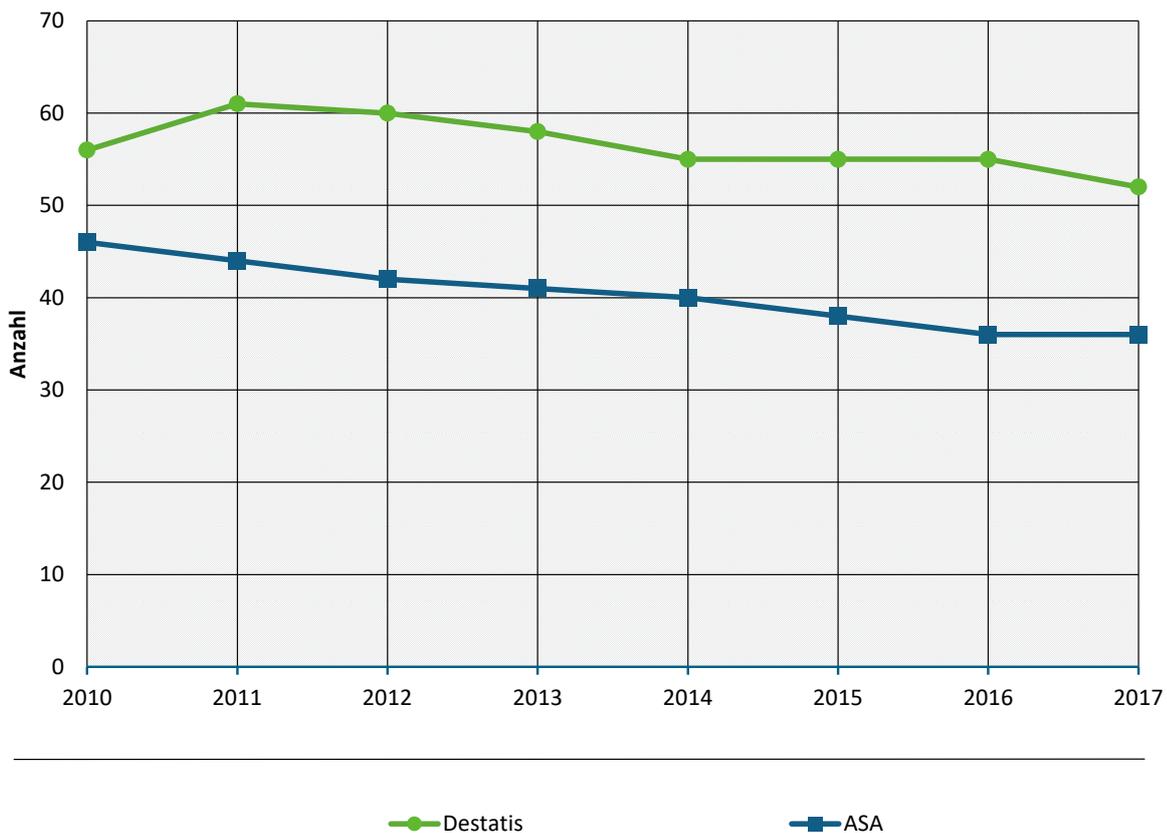
Jahr	Anzahl Anlagen		Anlagenkapazität		Anlagendurchsatz	
	eigene Erhebung <sup>1)</sup>	Destatis <sup>2)</sup>	eigene Erhebung <sup>1)</sup>	Destatis <sup>2)</sup>	eigene Erhebung <sup>1)</sup>	Destatis <sup>2)</sup>
	-	-	1.000 Mg/a			
2010	46	56	5.810	5.420	4.589	4.154
2012	42	60	5.411	6.391	4.285	4.265
2015	38	55	4.921	5.545	3.800	4.098
2016	36	55	4.796	5.433	3.780	3.948
2017	36	52	4.796	k. A.	3.766	3.823
2018	36	53	4.796	k. A.	3.750	3.771
2019	35	52	4.696	k. A.	3.720	3.744

Anmerkungen

- 1) in eigener Erhebung hier unter MBA nur Anlagen, die Rest-Siedlungsabfall mechanisch-biologisch behandeln, inkl. MPS-Anlagen, ohne auf MA und BA Bio umgestellte Anlagen
- 2) FS 19, Reihe 1, Tab. 1.4 und Tab 8.2

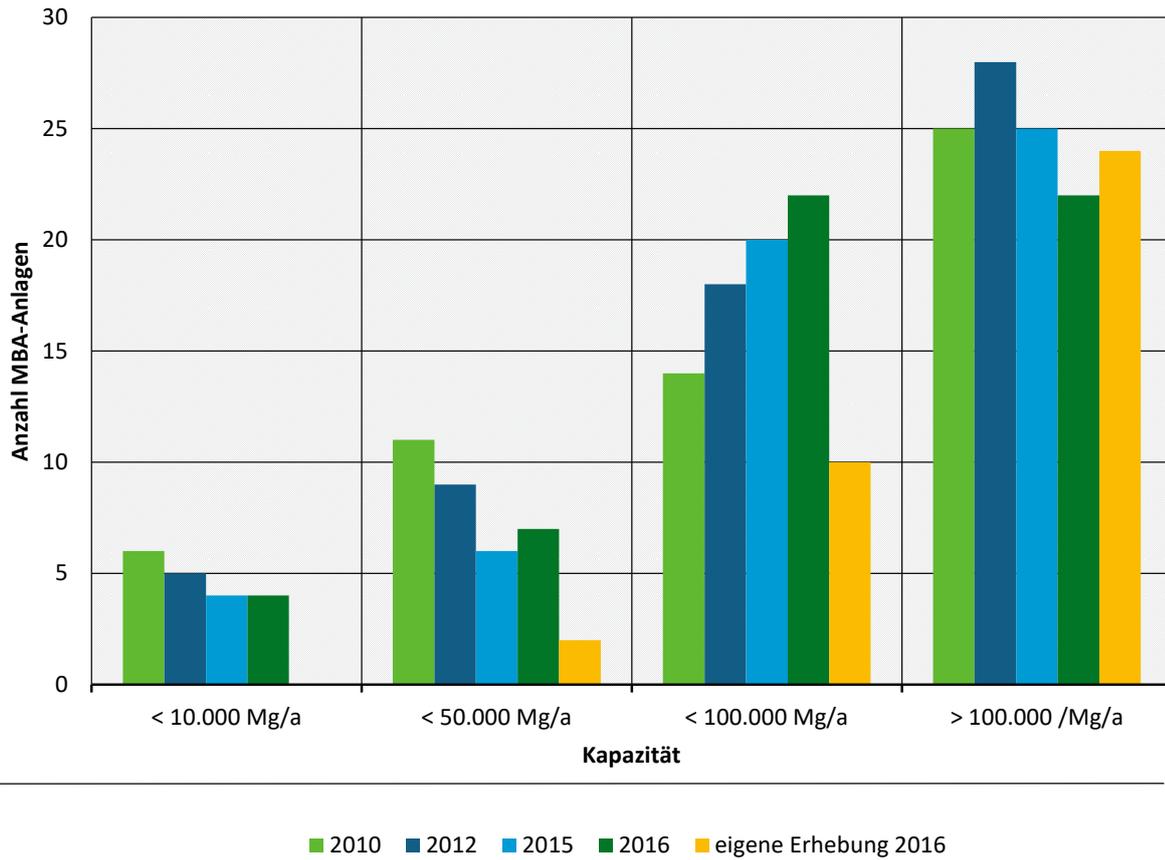
Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH mit Daten aus [Destatis]

Abbildung 21: Vergleich Anzahl MBA-Anlagen nach Destatis und ASA 2010-2017



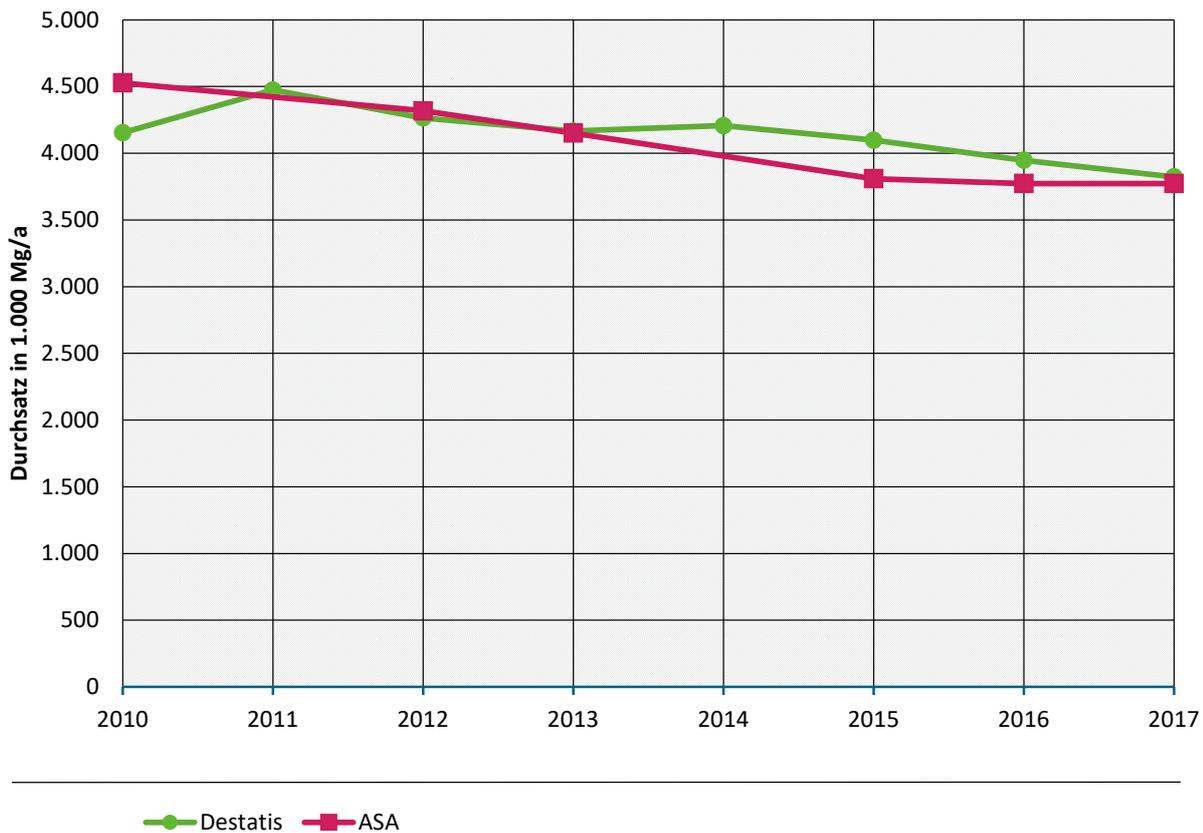
Quellen: Eigene Darstellung, iba GmbH mit Daten aus Destatis FS 19, Reihe 1, ASA: eigene Erhebung auf der Basis Betriebsdaten ASA

Abbildung 22: Entwicklung der Anlagengrößen von MBA-Anlagen nach Anlagengröße nach Destatis FS 19 und eigener Erhebung für 2016



Quellen: Eigene Darstellung, iba GmbH mit Daten aus Destatis, FS 19, Reihe 1, Tab. 1.4, für 2017 liegt keine Aufschlüsselung nach Anlagengrößen vor; 2016: eigene Erhebung auf der Basis Betriebsdaten ASA

Abbildung 23: Entwicklung Durchsatz MBA nach Destatis und ASA 2010-2017



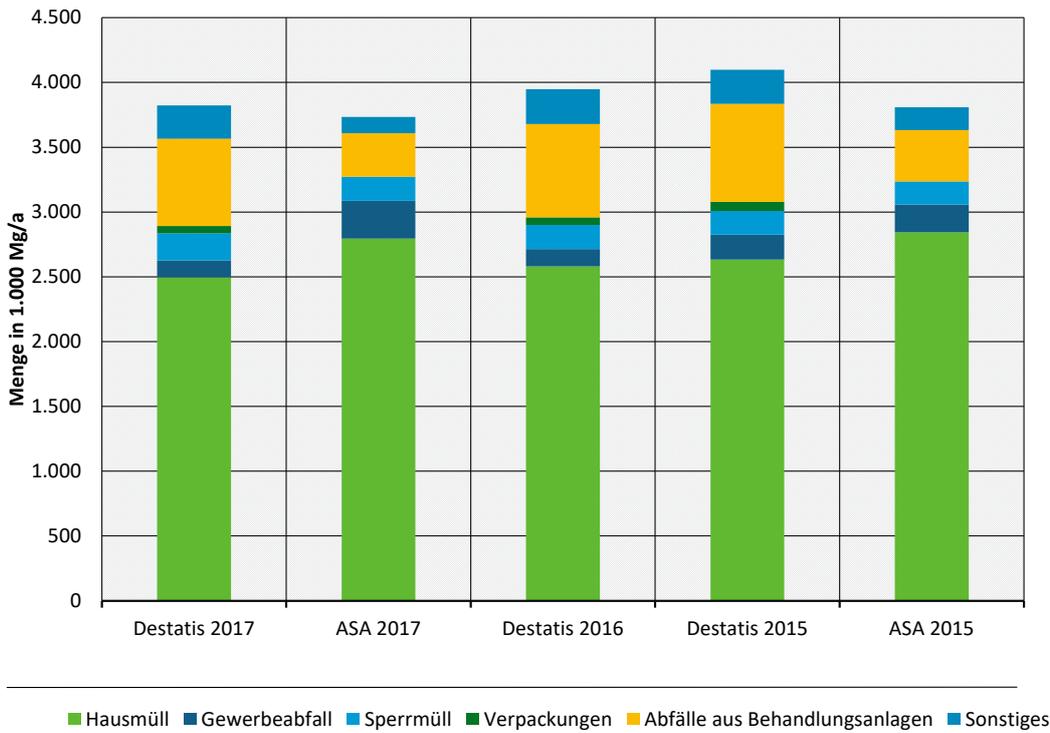
Quellen: Eigene Darstellung, iba GmbH mit Daten aus Destatis: FS 19 Reihe 1/ASA: eigene Erhebung auf der Basis Betriebsdaten ASA

Tabelle 10 Entwicklung Input MBA nach Abfallarten - Vergleich Destatis/iba/ASA

Jahr		2017	2016	2015	2017	2015
Quelle		Destatis			ASA	
Anzahl Anlagen		52	55	55	36	38
Gesamtdurchsatz	1.000 Mg/a	3.823	3.948	4.098	3.766	3.800
15 Verpackungen	1.000 Mg/a	56,9	59,3	69,9	k. A.	k. A.
19 Abfälle aus Behandlungsanlagen	1.000 Mg/a	674,1	719,2	757,7	360,1	395,9
200301 Hausmüll	1.000 Mg/a	2.496,2	2.580,8	2.633,7	2.829,7	2.876,5
200301 Gewerbeabfall	1.000 Mg/a	131,3	133,9	192,6	280,2	173,1
200307 Sperrmüll	1.000 Mg/a	207,4	185,6	181,6	185,6	177,3
Sonstiges	1.000 Mg/a	257,1	269,1	262,3	140,4	186,9

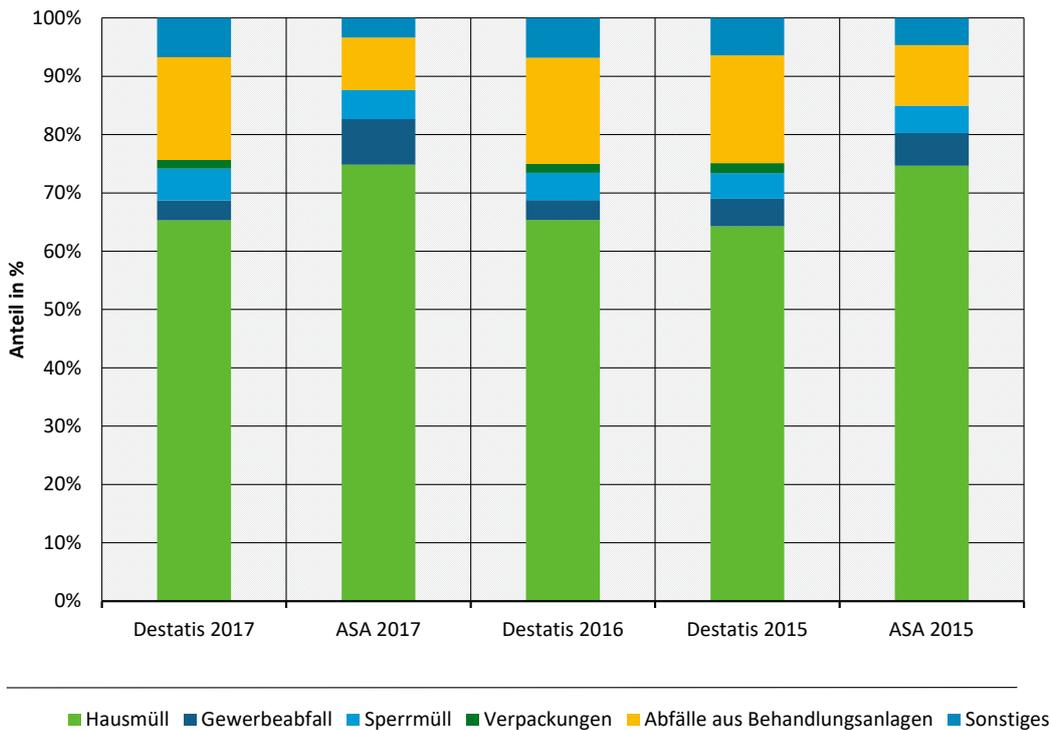
Quellen: Eigene Darstellung, iba GmbH mit Daten aus Destatis: FS 19 Reihe 1/ASA: eigene Erhebung auf der Basis Betriebsdaten ASA

Abbildung 24: Vergleich Input MBA nach Abfallbilanz Destatis und ASA (absolut in Mg/a)



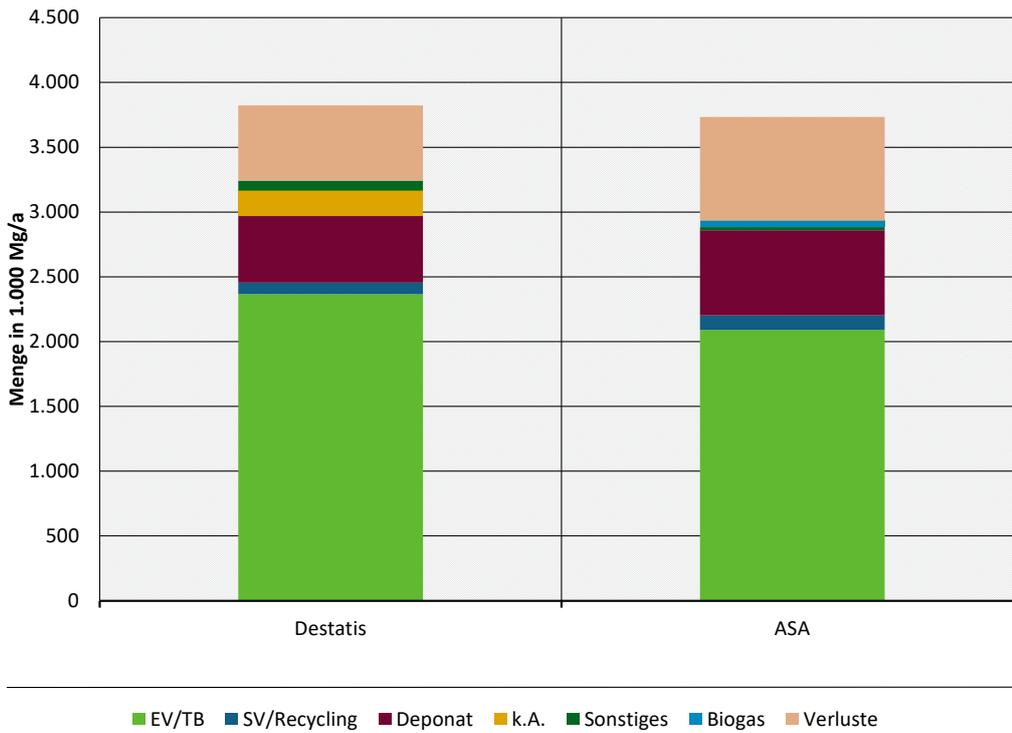
Quellen: Eigene Darstellung, iba GmbH mit Daten aus Destatis: FS 19 Reihe 1/ASA: eigene Erhebung auf der Basis Betriebsdaten ASA

Abbildung 25: Vergleich Input MBA nach Abfallbilanz Destatis und ASA (relativ in %)



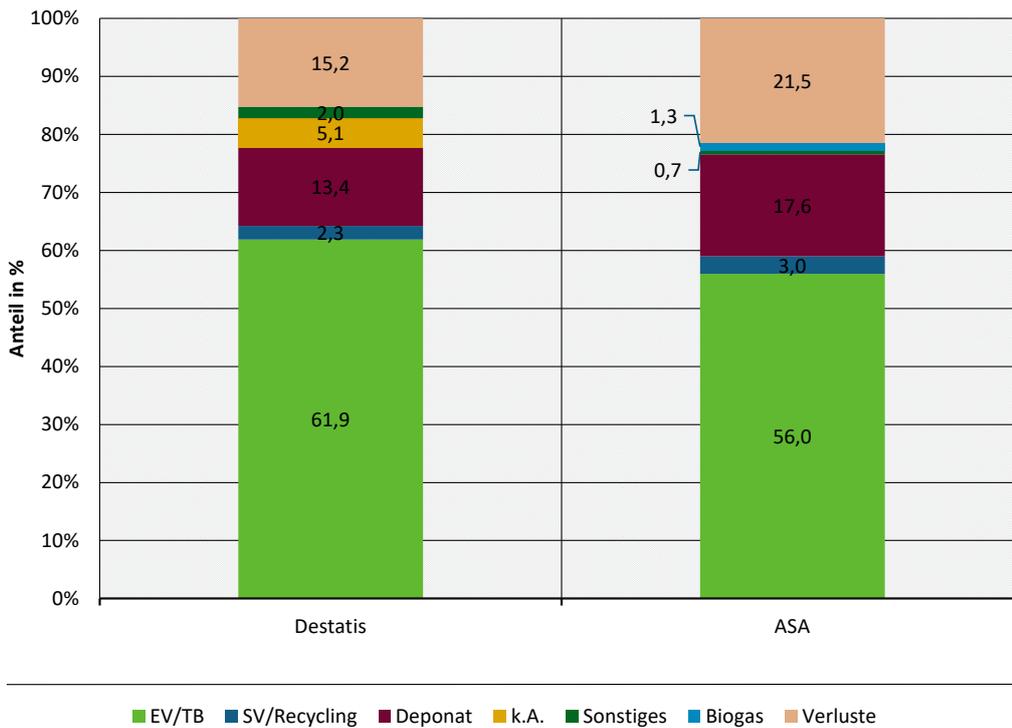
Quellen: Eigene Darstellung, iba GmbH mit Daten aus Destatis: FS 19 Reihe 1/ASA: eigene Erhebung auf der Basis Betriebsdaten ASA

Abbildung 26: Vergleich Output MBA nach Abfallbilanz Destatis und ASA 2017 (absolut in Mg/a)



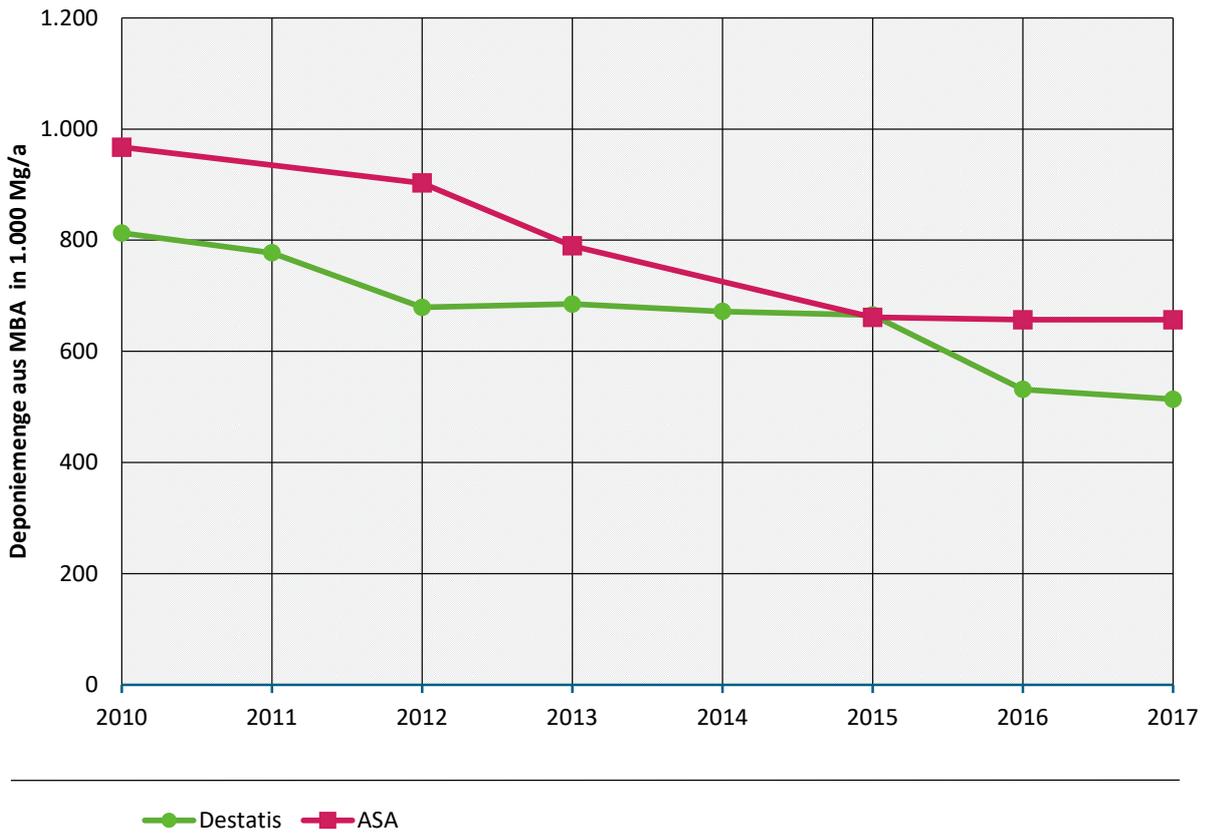
Quellen: Eigene Darstellung, iba GmbH mit Daten aus Destatis: FS 19 Reihe 1/ASA: eigene Erhebung auf der Basis Betriebsdaten ASA

Abbildung 27: Vergleich Output MBA nach Abfallbilanz Destatis und ASA 2017 (relativ in %)



Quellen: Eigene Darstellung, iba GmbH mit Daten aus Destatis: FS 19 Reihe 1/ASA: eigene Erhebung auf der Basis Betriebsdaten ASA

Abbildung 28: Entwicklung Deponiemenge aus MBA 2010-2017 nach Destatis und ASA



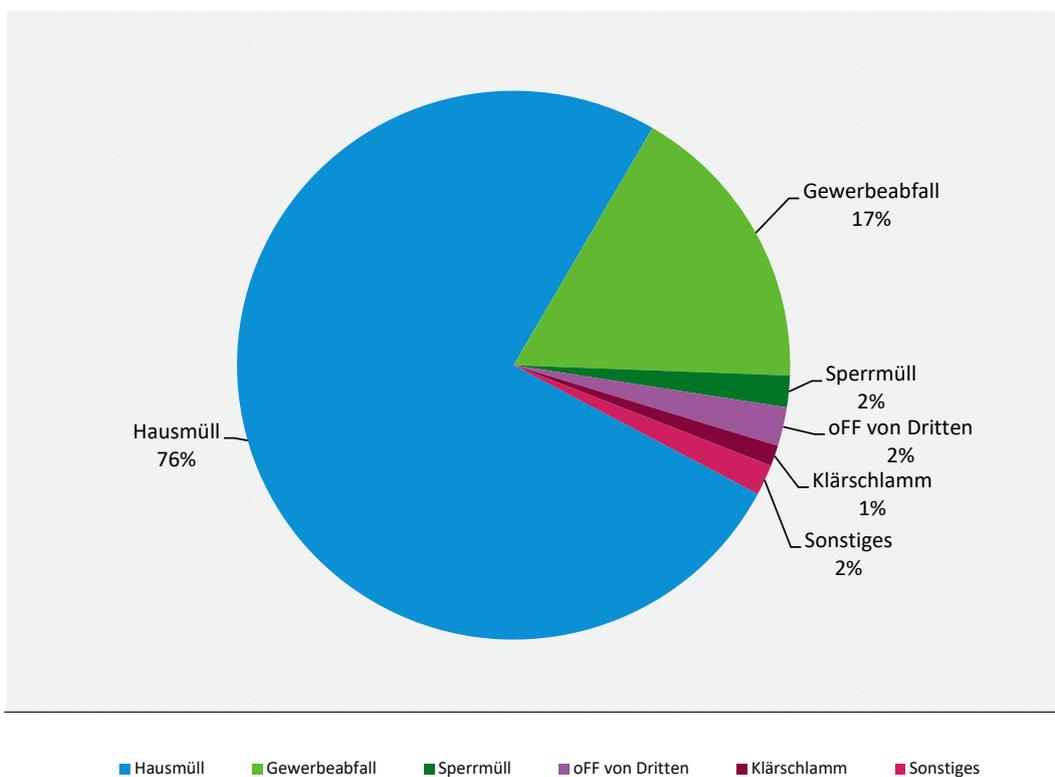
Quellen: Eigene Darstellung, iba GmbH mit Daten aus Destatis: FS 19 Reihe 1/ASA: eigene Erhebung auf der Basis Betriebsdaten ASA

## 5 Entwicklung Anlageninput nach Abfallarten und Anlagentyp

Die Auslegung der MBA-Anlagen in 2005-2008 erfolgte vorrangig auf die Behandlung von kommunalem Hausmüll aus der Systemabfuhr. Darin sind gewerbliche Abfälle (Geschäftsmüll, hausmüllähnlicher Gewerbeabfall) in gewissem Umfang enthalten. Der Anteil Hausmüll wurde bei Anlagenauslegung mit ca. 75 % angenommen. Mit 17 % Anteil wurden ca. 1,0 Mio. Mg/a Kapazitäten für Gewerbeabfall vorgehalten.

Tatsächlich wurden in den Jahren 2010 bis 2013 nur 400.-500.000 Mg/a als Gewerbeabfall in MBA angeliefert. In 2015 ist die Menge Gewerbeabfall auf ca. 200.000 Mg/a abgefallen. Der Rückgang der gewerbeabfallmengen trägt maßgeblich zur Teilauslastung der MBA-Anlagen ab 2010 bei. Davon sind MBA-Anlagen, die ursprünglich einen hohen Anteil an Gewerbeabfall bei der Anlagenauslegung angesetzt hatten, von der Teilauslastung entsprechend stärker betroffen.

Abbildung 29: Auslegung der MBA-Anlagen nach Abfallarten (Stand: 2008/2010)

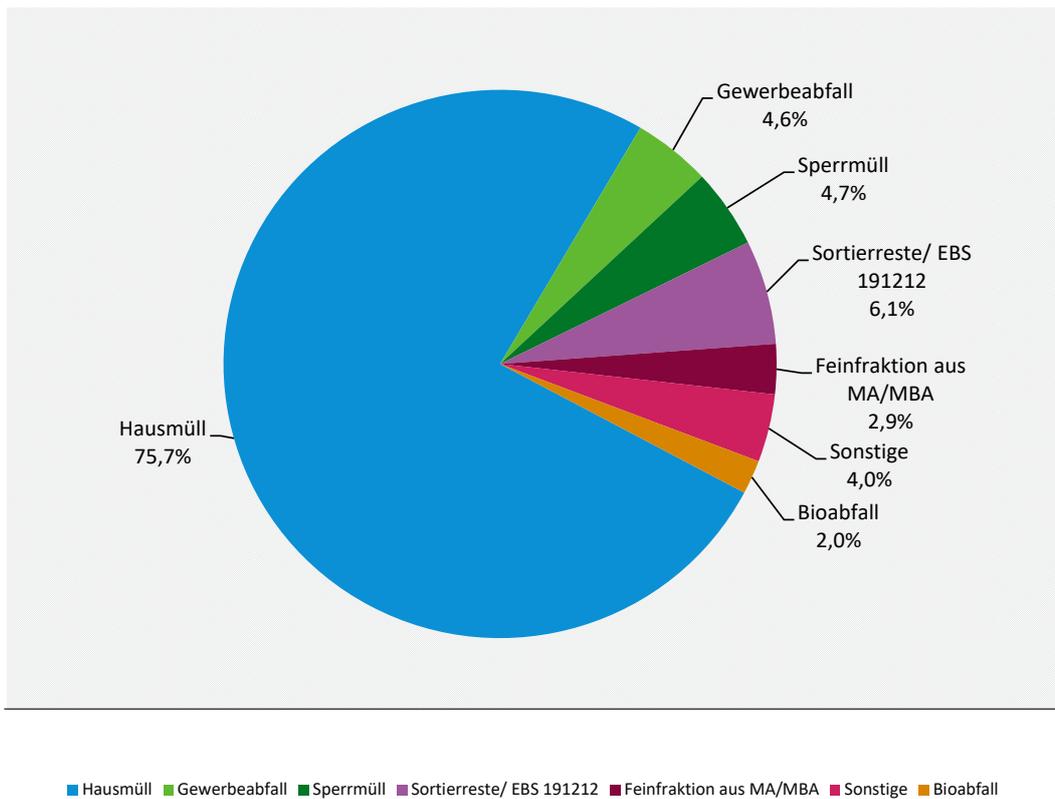


Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Andere Abfallarten wie organische Feinfraktion von Drittanlagen (2,3 %), Sperrmüll (1,9%), Klärschlamm (1,2 %) und Sonstige (1,8 %) spielten nur bei den betroffenen Anlagen eine maßgebliche Rolle.

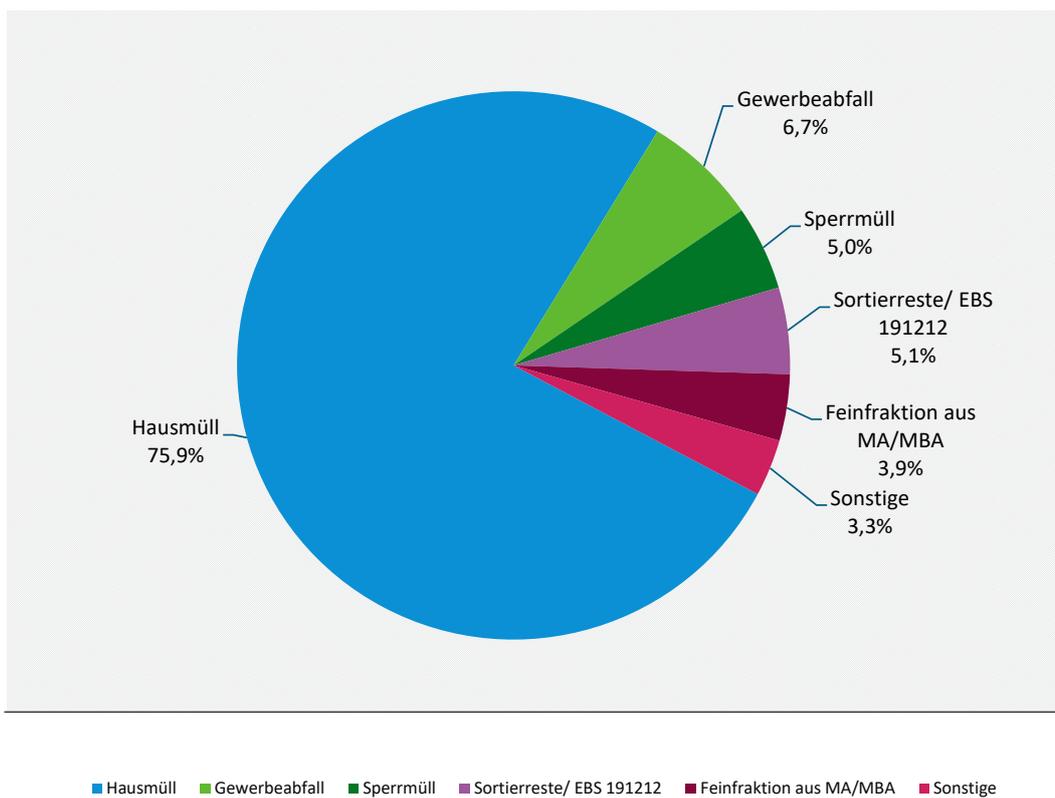
Nach Inbetriebnahme der Anlagen stellte Hausmüll in den Jahren 2010 bis 2017 mit ca. 75 % auch weiterhin die maßgebliche Abfallart bei den bei MBA angelieferten Abfallarten dar (Abbildung 30 und Abbildung 31).

Abbildung 30: Anteil der bei MBA-Anlagen angelieferten Abfallarten 2015



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Abbildung 31: Anteil der bei MBA-Anlagen angelieferten Abfallarten 2017 (ohne Bioabfall)



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

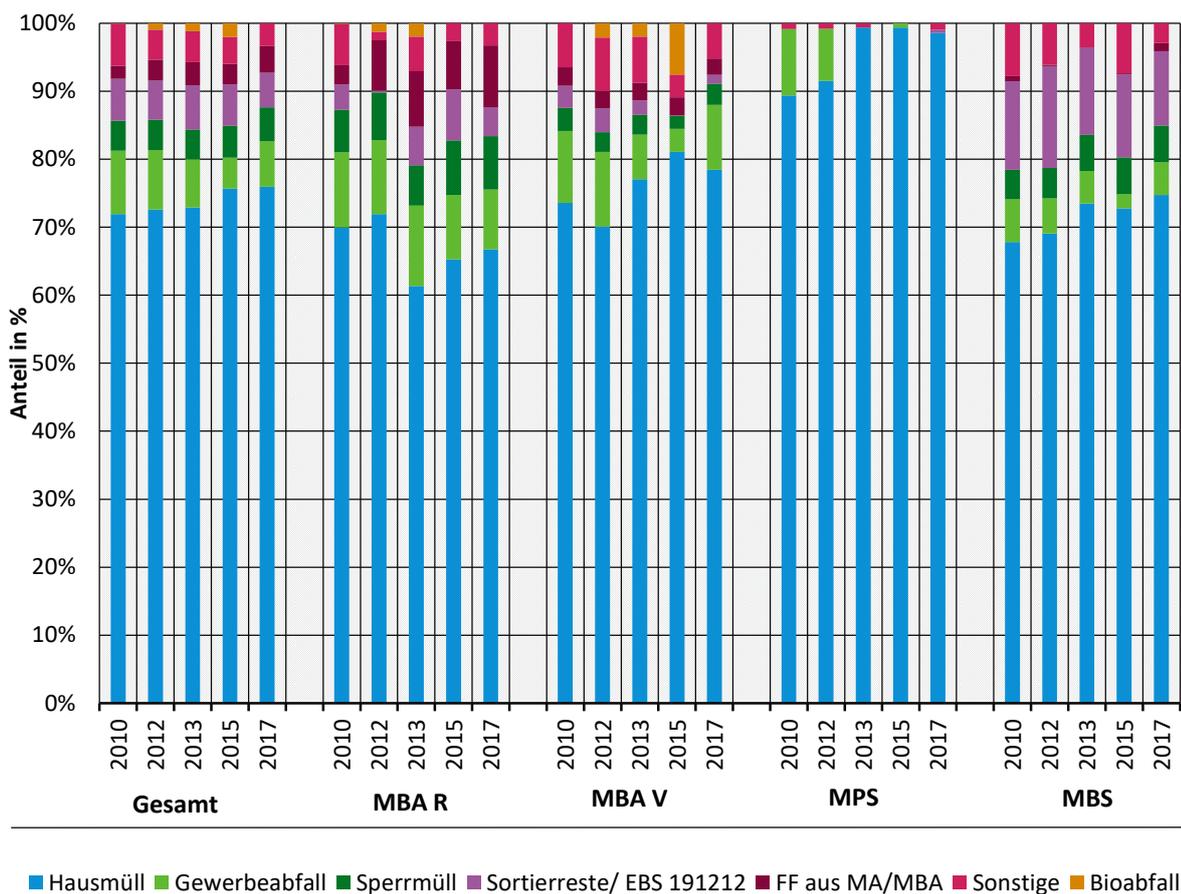
Bei den MBA mit Rote wurde der Rückgang an Hausmüll durch verstärkte Annahme von vorbehandeltem Hausmüll (org. Feinfraktion aus anderen MA-Anlagen) und die Weiterbehandlung von Sortierresten und Ersatzbrennstoffen (1912 12) aus anderen Anlagen kompensiert.

Bei den MBA mit Vergärungsanlagen ist dagegen ein Anstieg der Hausmüllanteile zu verzeichnen. Der Rückgang der Gewerbeabfallanteile ist zum einen auf den allgemeinen Rückgang von angelieferten Gewerbeabfällen und zum anderen auf die stärkere Ausrichtung auf Bioabfall zurückzuführen.

Bei den MPS-Anlagen sind keine relevanten Veränderungen im Anlageninput aufgetreten.

Bei den MBS-Anlagen hat sich der Hausmüllanteil um 3-4 Prozentpunkte erhöht. Die Übernahme von Sortierresten und heizwertreicher Fraktion aus anderen Anlagen zur weiteren Aufbereitung spielt bei einzelnen MBS-Anlagen eine größere Rolle. Dies schlägt sich am dargestellten hohen Anteil dieser Abfallart von > 10 % in der Gruppe der MBS-Anlagen nieder (Abbildung 32).

Abbildung 32: Entwicklung der Abfallarten im Eintrag der MBA-Anlagen



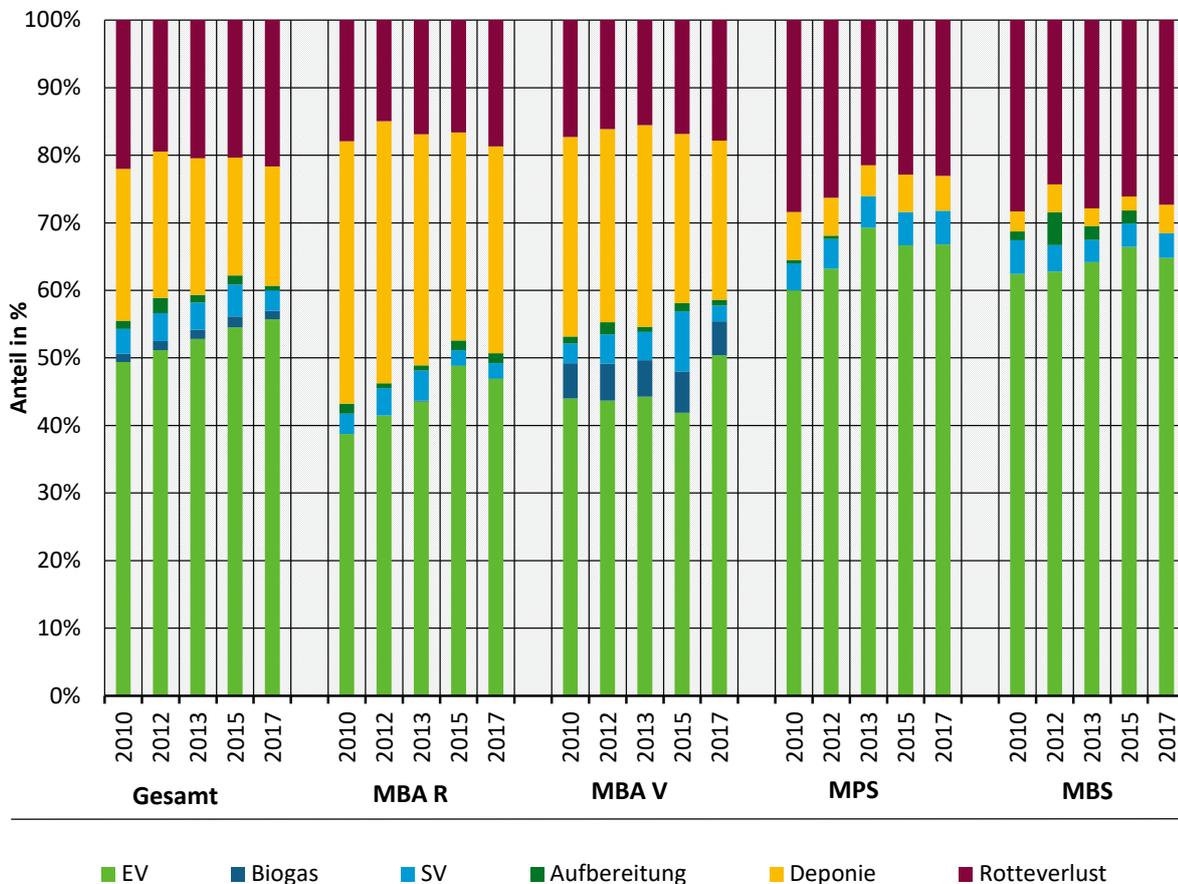
2017 ohne Mitbehandlung von Bioabfall in MBA V, Hausmüll inkl. Anteile gewerblicher Herkunft

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

## 6 Stoffbilanz, Stoffkennwerte

Entsprechend den unterschiedlichen Verfahrenskonzepten und Behandlungszielen der MBA-Anlagen sowie durch die unterschiedlichen Abfallarten im Anlageninput unterscheiden sich die Stoffbilanzen der Anlagen und Anlagentypen maßgeblich voneinander (Abbildung 33).

Abbildung 33: Stoffbilanz der einzelnen Verfahren und Hochrechnung auf Gesamtbestand der MBA-Anlagen



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Dabei lassen sich für den Gesamtbestand der MBA-Anlagen folgende generelle Entwicklungstendenzen ablesen:

- ▶ der Massenanteil der als Biogas und heizwertreiche Fraktion energetisch verwertet wird, ist von ca. 50 auf ca. 57 % der behandelten Abfallmenge angestiegen
- ▶ der Anteil zum Recycling ist durch die Mitbehandlung von Bioabfall in MBA V leicht angestiegen, bleibt aber ansonsten weitestgehend auf die Verwertung von Fe- und NE-Metallen beschränkt. Die Verwertung von Kunststoffen, Glas, PPK, Holz etc. ist bisher unbedeutend
- ▶ der Anteil zur Ablagerung ist seit 2010 im Mittel von 22,5 % auf 17,6 % reduziert worden
- ▶ der Massenverlust durch organischen Abbau und Trocknung liegt im Mittel bei ca. 22 %, wobei die Trocknungsverluste bei MBS und MPS die Verluste aus Organikabbau bei MBA mit Rotte und Vergärung übersteigen.

## **MBA R**

Der Rückgang der Ablagerungsmengen geht vorrangig auf die Veränderungen bei den Rotte-MBA zurück, hier i. W. auf die Umstellung von Anlagen auf biologische Trocknung mit anschließender energetischer Verwertung der Stabilatmengen. Dementsprechend sind hier die Mengen zur energetischen Verwertung von ca. 39 auf ca. 47 % gestiegen.

## **MBA V**

Bei den Vergärungsanlagen haben sich die prozentualen Anteile durch die Verwertung von Bioabfällen verändert. Ohne den Effekt Bioabfall sind bei diesem Anlagentyp keine nennenswerten Veränderungen in der Stoffbilanz aufgetreten.

## **MPS**

Bei den MPS-Anlagen ist durch Reduzierung der Trocknungsleistung (geringere Wasserverdampfung) ein Anstieg der Masse der Stabilatmengen eingetreten. Dieser Massenanstieg ist unmittelbar auf die höheren Wassergehalte im getrockneten Stabilat zurückzuführen.

Je höher der Wasseraustrag, desto höher ist der Verbrauch an Erdgas in den Trommeltrocknern. Damit geht eine gewichtsmäßige Reduzierung der Stabilatmenge bei Anstieg des Heizwertes von Stabilat einher.

Durch Reduzierung des Erdgaseinsatzes im Trockner steigen die Stabilatmengen mit Anstieg der Wassergehalte, wobei die Heizwerte vom Stabilat sinken.

Die dargestellte Entwicklung der Massenbilanzen spiegelt sich ebenso in der Reduzierung der Gasverbräuche in den MPS-Anlagen wider.

Welchen Einfluss der reduzierte Energieverbrauch auf die Energieeffizienz und Klimagasbilanz des Gesamtverfahrens hatte, wird in Kapitel 10 und 11 erläutert.

## **MBS**

Bei den MBS-Anlagen ist ebenfalls ein tendenzieller Anstieg der Anteile zur energetischen Verwertung zu verzeichnen, einhergehend mit einem Rückgang der Rotte- und Trocknungsverluste.

Die Veränderungen in der Stoffbilanz der MBS-Anlagen werden auf Veränderungen im Betrieb (Trocknung, Aufbereitung) und auf Veränderungen im Abfallinput (z. B. Anstieg der Hausmüllanteile, Qualität der sonstigen Anlieferungen) zurückgeführt.

## **Massen- und Energieanteile zur energetischen Verwertung**

Für die Jahre 2016 und 2017 ergibt sich aus der Analyse der Betriebsdaten der untersuchten Anlagen nachfolgendes Bild der Stoffstromteilung und Nutzung des Energieinhaltes der in MBA behandelten Restabfälle getrennt nach Anlagentyp (Tabelle 11, Abbildung 34 und Abbildung 35).

Dabei bezieht sich die Stoff- und Energiebilanz nur auf den behandelten Restabfall. Der Effekt aus dem in einigen Anlagen mitbehandelten Bioabfall wurde für diese Anlagen über einen separaten Bilanzkreis bereinigt.

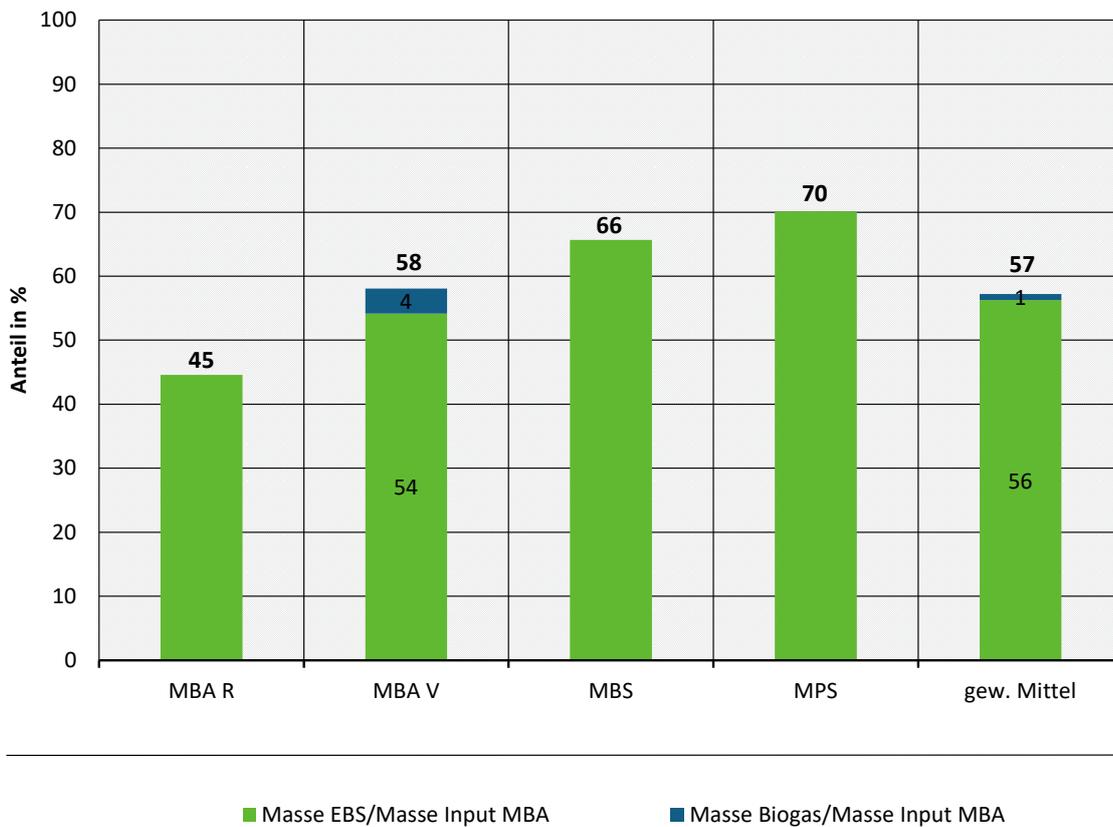
Tabelle 11: Massen- und Energieanteil aus MBA zur energetischen Verwertung 2017

Anlagentyp	Einheit	MBA R	MBA V	MBS	MPS	gew. Mittel
Heizwert Hi	MJ/kg FS	8,8	8,6	9,4	8,3	8,9
Anteil zur EV	% Masse	45	58	66	70	57
Anteil zur EV	% Energie	71	87	95	105	86

Bezug: Heizwert Abfalleintrag zur MBA. Anteil zur EV: EBS, Sortierreste, Fremdstoffe, Biogas

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Abbildung 34: Massenanteile der Stoffströme aus MBA-Anlagen zur energetischen Verwertung 2017

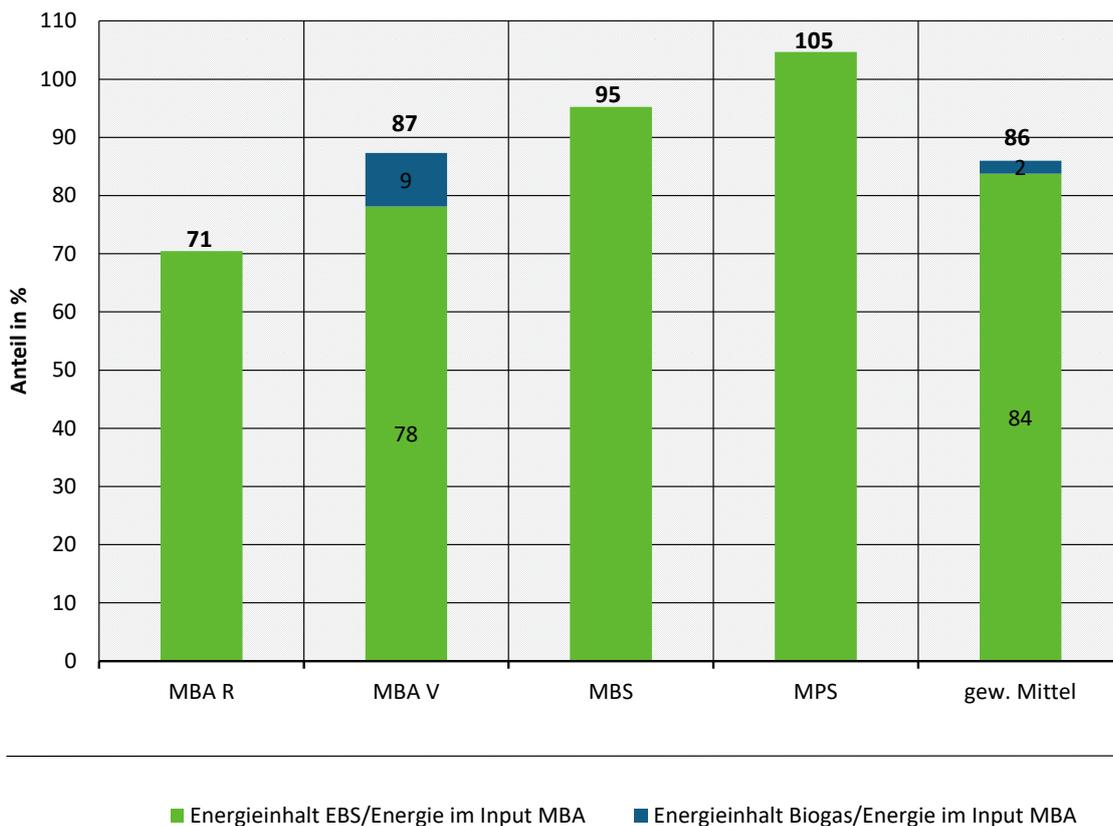


Bezug: Anlieferungsmenge zur MBA.

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Im Mittel wurden ca. 57 % der Masse der angelieferten Abfälle als Ersatzbrennstoff und Biogas energetisch verwertet (Abbildung 34). In diesen Fraktionen war im Mittel 86 % des Energiegehaltes der Abfälle im Anlieferungszustand enthalten (Abbildung 35). Die Ergebnisse der jeweiligen MBA-Typen weichen systembedingt z.T. erheblich vom Mittelwert aller Anlagen ab.

Abbildung 35: Energieanteil in den Stoffströmen aus MBA-Anlagen zur energetischen Verwertung 2017



Bezug: Energieinhalt im angelieferten Abfall ohne Zusatzenergie = 100 %, max. Wert bei umfassender Trocknung in MPS bis zu 120%, Energieinhalt bezogen auf Heizwert  $H_i$

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

In 2017 ist der Energiegehalt im Biogas ggü. dem Vorjahr um 1 % niedriger ausgefallen, da 2 Anlagen auf Bioabfall umgestellt wurden und in einer Anlage auf Grund von Revisionsarbeiten an den Fermentern der Durchsatz durch die Vergärungsstufe reduziert wurde. Die Reduzierung der Durchsatzmenge in der Vergärung wurde in diesem Fall durch einen höheren Anteil an Abfall zur energetischen Verwertung ausgeglichen, sodass die Summe der Energieinhalte den Vorjahreswerten entspricht.

Aus den Anlagen MBA mit Rotte werden ca. 45 % der Masse und ca. 71 % des Energiegehaltes der angelieferten Abfälle einer energetischen Verwertung zugeführt.

Bei den Vergärungsanlagen erfolgt die Abtrennung der org. Feinfraktion zur biologischen Stufe i. d. R. mit geringerer Korngröße als in den Rotte-MBA. Entsprechend höher fällt hier der Anteil der heizwertreichen Fraktion zur energetischen Verwertung aus. Zusätzlich werden in den Vergärungsanlagen i. M. ca. 4 % der Masse und 10 % des Energiegehaltes in Biogas überführt und einer energetischen Verwertung in BHKW, RTO etc. zugänglich gemacht. In der Summe werden in MBA V-Anlagen im Mittel ca. 87 % des Energiegehaltes in den Stoffströmen heizwertreiche Fraktion und Biogas einer energetischen Verwertung zur Verfügung gestellt.

Bei den MBS-Anlagen werden trotz der Energieverluste, die bei dem für den biologischen Trocknungsprozess erforderlichen Organikabbau auftreten, ca. 95 % des Energiegehaltes der angelieferten Abfälle über die erzeugten Mengen an Trockenstabilat zur energetischen Verwertung bereitgestellt.

Bei den MPS-Anlagen überschreitet der nutzbare Energiegehalt in den Stoffströmen zur energetischen Verwertung sogar den ursprünglichen Energiegehalt in den angelieferten Abfällen. Je nach Umfang der

Trocknung durch zugeführte Zusatzenergie zum Trockner (Erdgas) und Verdampfung der Feuchte im Abfall kann der Energiegehalt im Austrag der MPS-Anlagen bis zu 20 % über dem Energiegehalt in den Abfällen im Anlieferungszustand liegen.

### Energiegewinnung durch Vergärung

Insgesamt verfügen 12 MBA-Anlagen über eine Vergärungsstufe. Davon entfallen 50 % auf kontinuierliche Trockenverfahren, die übrigen werden als Nassvergärung betrieben.

Davon ist eine Anlage als Perkulationsverfahren konzipiert (Kahlenberg). Die Nassvergärungsanlage in Wiefels wurde 2011 um eine Batch-Fermentationsanlage für die bei der Nassaufbereitung abgetrennten Faserstoffe ergänzt.

In der Rotte-MBA Erbenschwang wurde 2019 eine Vergärungsstufe für das Presswasser aus der Abpressung der Feinfraktion in Betrieb genommen. Die Vergärungsanlagen unterscheiden sich hinsichtlich Verfahren und Anlagengröße erheblich voneinander.

In den MBA-Anlagen steht nach Tabelle 12 eine Behandlungskapazität von ca. 612.000 Mg/a zur Verfügung. Davon sind bis 2017 zwei Anlagen auf Bioabfall umgestellt worden, bei einer weiteren ist die Umstellung in der Planung.

Tabelle 12: System und Durchsatzkapazität der Vergärungsstufen in MBA-Anlagen (Stand 2020)

Anlage	Vergärung System	Durchsatz Kapazität	Anteil zur Vergärung	Bemerkung
	-	Mg/a	%	% vom MBA Input
<b>Trockenvergärung</b>		<b>218.000</b>	<b>37</b>	
Bassum	OWS	13.500	12	
Pohlsche Heide	OWS	26.000	23	
Münster	OWS	26.000	37	Umstellung auf Bio in 2017
Kaiserslautern	OWS	20.000	29	Umstellung auf Bio in 2015
Hannover	Valorga	100.000	50	
Rostock	Kompogas	32.500	24	
<b>Nassvergärung</b>		<b>269.000</b>	<b>46</b>	
Lübeck	HAB	81.000	55	Mitbehandlung Bioabfall seit 2010
Süd-niedersachsen	HAB	52.000	39	Umbau auf Trockenvergärung geplant
Schwarze Elster	HAB	16.000	32	Umstellung auf Bio geplant in 2021
Wiefels	HRT+WTT	80.000	70	Nachrüstung um Trockenvergärung für Teilfraktion
Schaumburg	HRT	40.000	53	
<b>Perkolation</b>		<b>125.000</b>	<b>90</b>	
Kahlenberg	ZAK	100.000	90	
Erbenschwang	Sutco	25.000	60	Inbetriebnahme in 2019
<b>Gesamt</b>				
Anlagen in Betrieb	13	612.000		

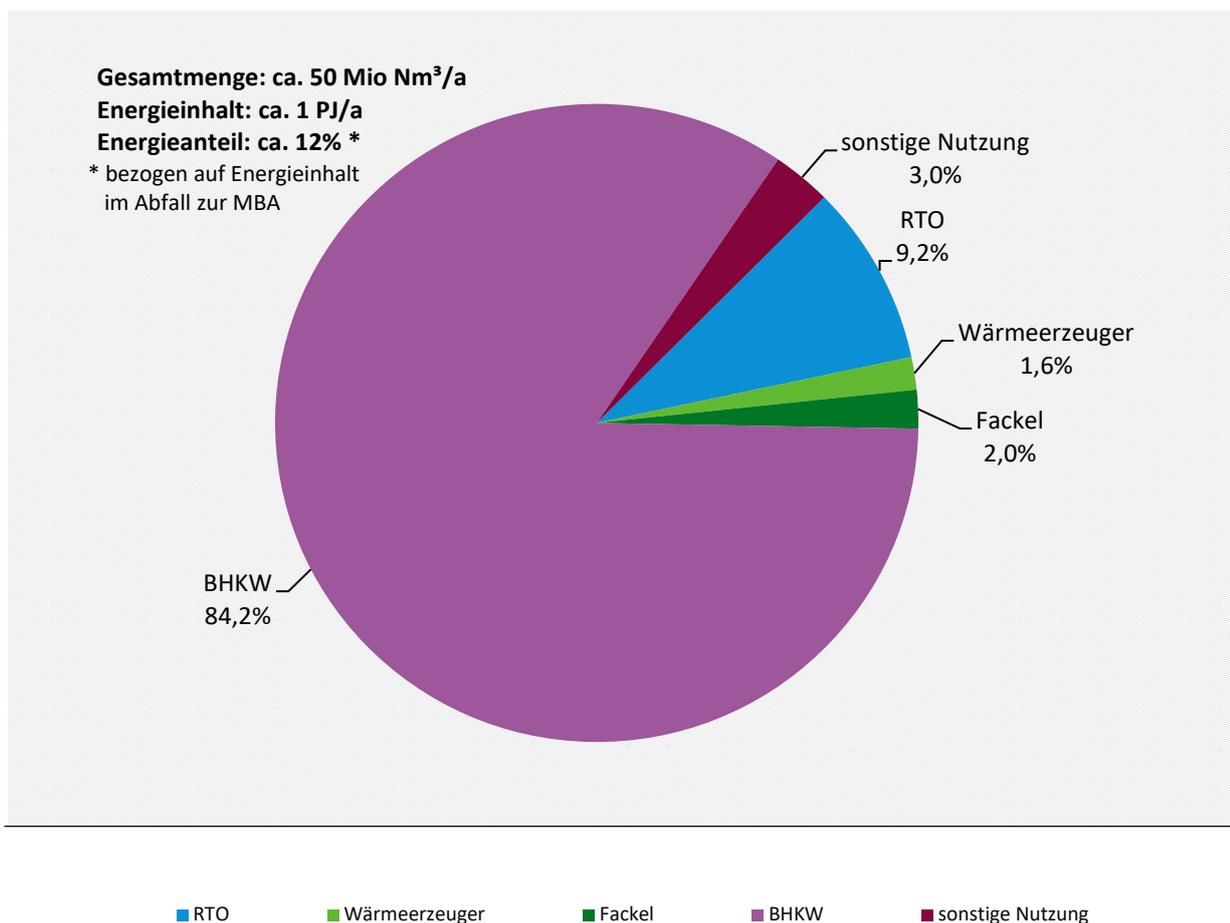
Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Im vorhandenen Anlagenbestand wurden in den Jahren 2010-2012 ca. 45 Mio. m<sup>3</sup> Biogas pro Jahr erzeugt. Bis 2015 ist die Biogasmenge auf ca. 50 Mio. m<sup>3</sup> angestiegen. Das entspricht einem Energiegehalt von ca. 1 PJ/a. In 2017 ist die Biogasmenge aufgrund der Betriebsumstellungen und Revisionsarbeiten auf ca. 38 Mio. m<sup>3</sup> gesunken. Nach Abschluss der Revisionsarbeiten und Inbetriebnahme der Vergärungsstufe in Erbsenschwang ist mit einem Wiederanstieg der Biogasmengen auf ca. 45-48 Mio. m<sup>3</sup>/a auszugehen.

Bei einer angelieferten Abfallmenge von ca. 1 Mio. Mg und einem mittleren Heizwert der Abfälle zur MBA V von 8,4 MJ/kg wurde in 2015 somit ca. 12 % des Energiegehaltes der in MBA mit Vergärung angelieferten Abfälle in Biogas umgewandelt (2017: ca. 38 Mio. m<sup>3</sup> Biogas, 9 % Energie in Biogas).

Das erzeugte Biogas in MBA wurde überwiegend in BHKW verwertet (Abbildung 36).

Abbildung 36: Erzeugte Biogasmenge in MBA 2015 und deren Verwendung



Energieanteil Biogas bezogen auf Energieinhalt im Abfall zur MBA

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH mit Daten aus ASA-Betriebsumfrage Ressourcenschutz 2015

Die Vergärungsstufen in MBA unterscheiden sich in der Art der Vergärung (Trocken-, Nass- oder Perkolationsverfahren) und in dem Anteil sowie der Korngröße der Abfallfraktion, die der Vergärungsstufe zugeführt wird. Bei den Verfahren mit Trockenvergärung wird ein Teilstrom der Feinfraktion direkt der Nachrotte zugeführt, um eine geordnete Rotte von Gärresten und Frischmaterial sicherstellen zu können (Teilstromvergärung).

Aus den genannten Gründen lassen sich die Gaserträge aus der Vergärung von Rest-Siedlungsabfällen nur zwischen Anlagen vergleichen, die vergleichbar hohe Anteile vom Abfall der Vergärungsstufe zuführen.

Hierzu wird nachfolgend der Gasertrag in den MBA-Anlagen Hannover und Kahlenberg gegenübergestellt. Beide Anlagen unterscheiden sich zwar im Verfahren der Vergärung, vergleichbar sind sie dennoch, da in beiden Anlagen die organische Fraktion im Hausmüll weitestgehend der Vergärung bzw. Perkolation und Vergärung zugeführt wird.

Der angelieferte Hausmüll ist in beiden Anlagen geprägt durch hohe Anteile an anaerob abbaubaren Organikmengen. Auf Grund des niedrigen Heizwertes des Hausmülls in der Anlage Kahlenberg von lediglich 6,5 MJ/kg ist hier ggü. dem Hausmüll in Hannover von einem höheren anaerob gut abbaubaren feuchten Organikanteil auszugehen.

Die spezifischen Gaserträge bezogen auf den Eintrag zur Vergärung/Perkolation liegen bei Vergärung der organischen Feinfraktion um den Faktor 3 über dem Gasertrag aus der Perkolation der gesamten Hausmüllmenge. Bei Bezug auf den Gesamtinput zur MBA und unter Berücksichtigung des höheren Methangehaltes im Biogas der Anlage Kahlenberg, fallen die Unterschiede zwischen beiden Anlagen deutlich geringer aus.

Trotz aller Unterschiede in Abfallzusammensetzung und Verfahren der Vergärung wird in beiden Anlagen ca. 20 % des Energiegehaltes der angelieferten Hausmüllmenge in Biogas als Energieträger überführt, d. h. mit der Trockenvergärung der Feinfraktion lässt sich ein gleich hoher Energieertrag über Biogas aus dem Hausmüll realisieren wie bei der Perkolation des (nahezu) gesamten Hausmülls nach dem Verfahren der Anlage Kahlenberg.

Tabelle 13: Vergleich Biogas- und Energieertrag in den Anlagen Hannover und Kahlenberg

MBA-Anlage	Hannover	Kahlenberg
Abfall zur MBA	Hausmüll	Hausmüll
Heizwert $H_i$ in MJ/kg	8,0	6,5-6,7
Vergärung	trocken, kontinuierlich	Perkolation, Nassvergärung
Anteil zur Vergärung in %	42-49	ca. 90
<b>Erzielter Biogasertrag</b>		
$m^3/Mg$ zur Vergärung	162-172	50-62
$m^3/Mg$ zur MBA	70-80	44-61
Methangehalt im Biogas in %	57-58	66-70
<b>Energiegehalt im Biogas</b>		
kWh/Mg zur Vergärung	945-1.000	340-463
kWh/Mg zur MBA	400-460	300-420
% von Energie im Abfall	18-20	17-23
<b>Erzeugbare Strommenge bei Annahme 100 % Gas zum BHKW</b>		
Strom in kWh/Mg zur MBA	160-185	116-170

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Für einen direkten Vergleich ist jedoch die unterschiedliche Zusammensetzung des Hausmülls in den Anlagen Hannover und Kahlenberg zu berücksichtigen. Der sehr niedrige Heizwert des Hausmülls in der Anlage Kahlenberg deutet auf einen höheren Anteil organikhaltiger Abfälle hin. Bei Abfall mit geringeren Organikanteilen dürfte der über Perkolation realisierbare Gasertrag entsprechend niedriger ausfallen.

## 7 Verbleib der Stoffströme

### 7.1 Ersatzbrennstoffe

Mit 53,4 % der unter Ersatzbrennstoffen zusammengefassten Stoffströme aus MBA wurde der überwiegende Anteil im Betrachtungszeitraum in EBS-Kraftwerken verwertet (Tabelle 14 und Abbildung 37).

Der Anteil der Kohlekraftwerke (hier überwiegend Braunkohlekraftwerke) ist in 2017 auf 17 %-Punkte abgefallen, der Anteil EBS zu Zementwerken auf 14 % angestiegen.

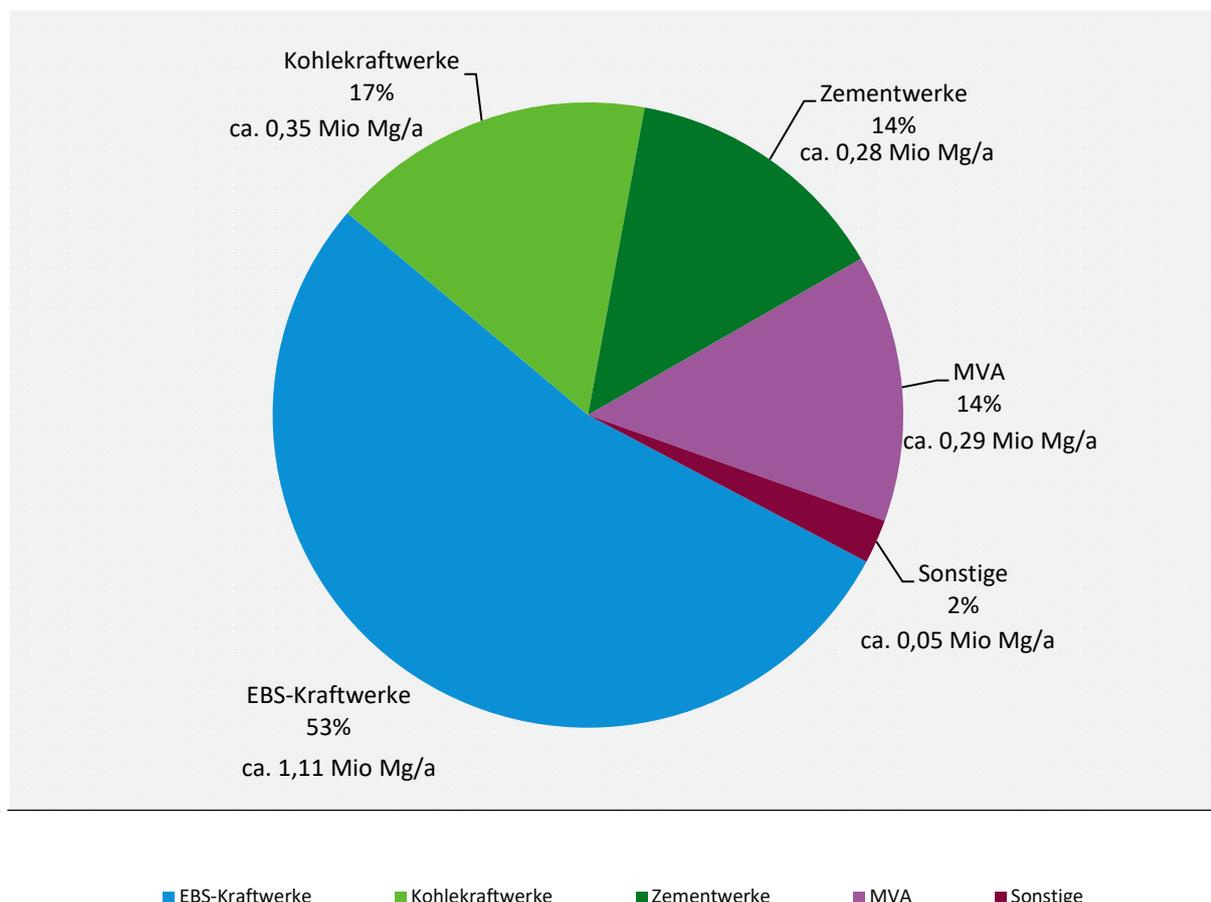
Tabelle 14: Ausgewählte Stoffströme aus den MBA-Anlagen 2010-2017

Jahr	EBS Mg/a	Fe+NE <sup>1)</sup> Mg/a	Ablagerung Mg/a
2010	2.265.000	125.000	1.030.000
2013	2.260.000	105.000	865.000
2015	2.100.000	106.000	663.000
2017	2.100.000	113.000	657.000

1) Metalle inkl. Fremdstoffe

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Abbildung 37: Verbleib der Ersatzbrennstoffe aus MBA-Anlagen 2017

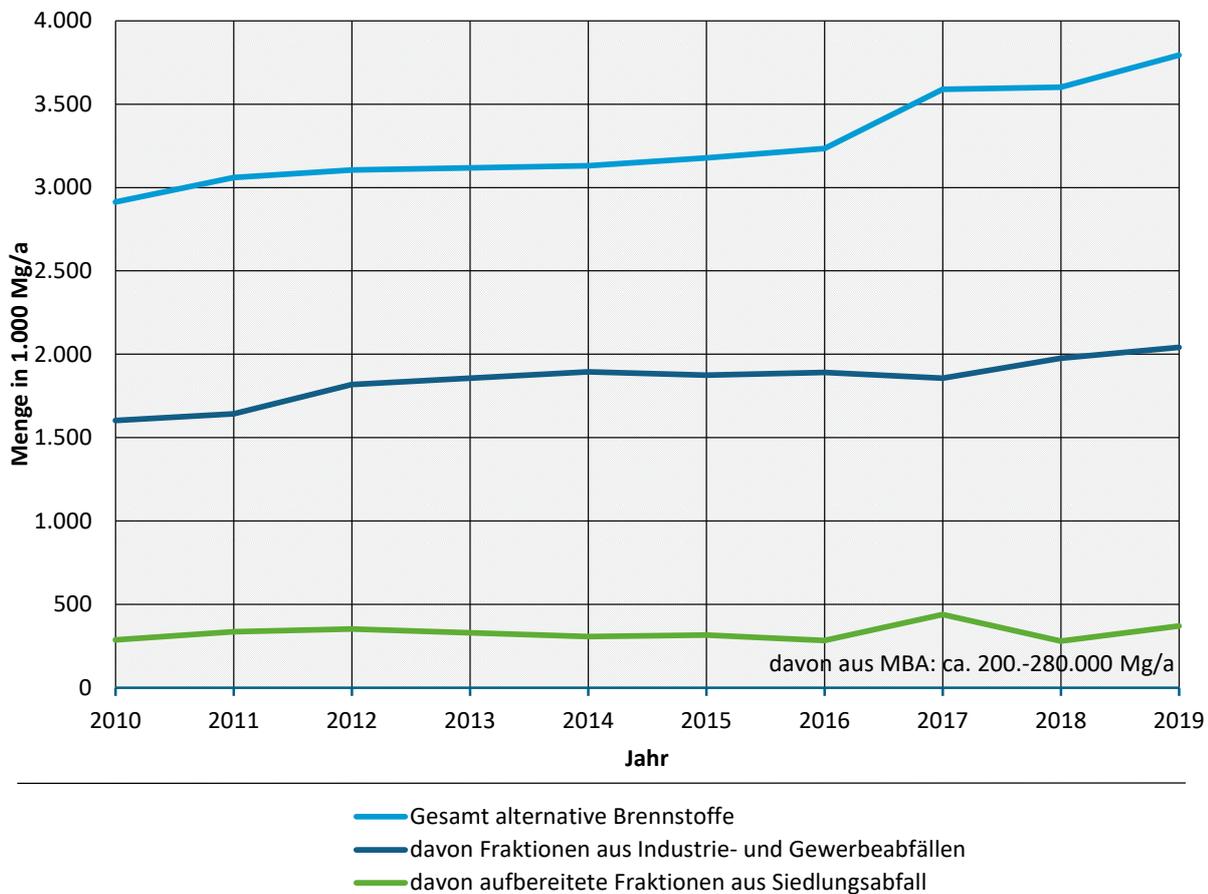


Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

In Zementwerken wurden 2017 ca. 14 % der EBS aus MBA verwertet. Die EBS aus MBA decken ca. 7-9% der alternativen Brennstoffmenge in der Zementindustrie ab.

Der Einsatz von aufbereiteten Fraktionen aus Siedlungsabfall aus MA- und MBA-Anlagen in der Zementindustrie ist in 2017 auf 440.000 Mg/a angestiegen, weist nach einem Rückgang in 2018 im Jahr 2019 wieder einen Anstieg auf 390.000 Mg/a auf. Davon entfielen in den letzten Jahren ca. 200.-280.000 Mg/a auf EBS aus MBA-Anlagen. Die Zunahme an alternativen Brennstoffen in der Zementindustrie aus Industrie-, Gewerbe- und Siedlungsabfällen dürfte dem zur Folge auf Mengen aus MA-Anlagen zurückzuführen sein (Abbildung 38).

Abbildung 38: Einsatz von Ersatzbrennstoffen aus MA/MBA in der Zementindustrie



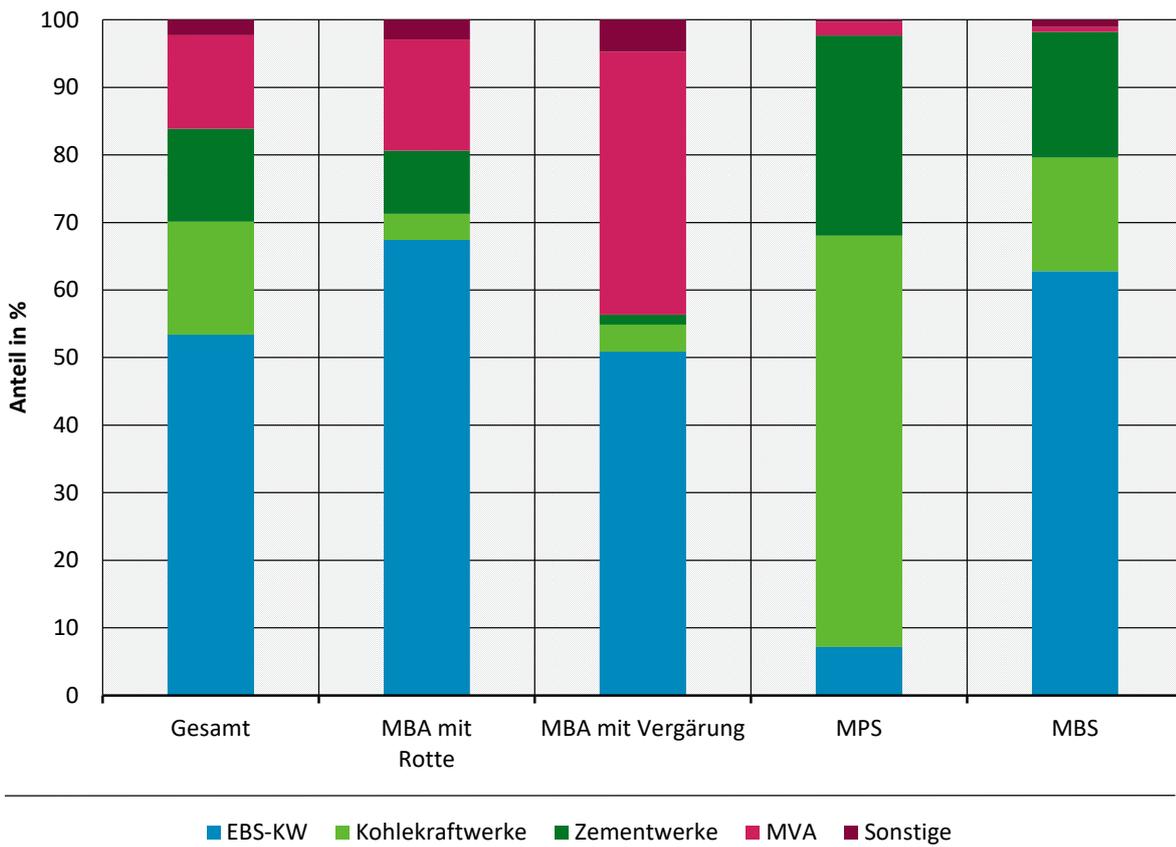
Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH mit Daten von VDZ

Die Verwertung von Ersatzbrennstoffen aus MBA in MVA ist rückläufig. Ein Grund hierfür könnte in der von ITAD dokumentierten hohen Anlagenauslastung der TAB-Anlagen in Deutschland durch Haus- und Gewerbeabfall liegen, sodass die Nachfrage nach heizwertreichen Abfällen aus MBA nachgelassen hat (ITAD-Jahresberichte 2010-2019).

Die Verwertungswege der Ersatzbrennstoffe unterscheiden sich zwischen den Anlagentypen beträchtlich voneinander (Abbildung 39).

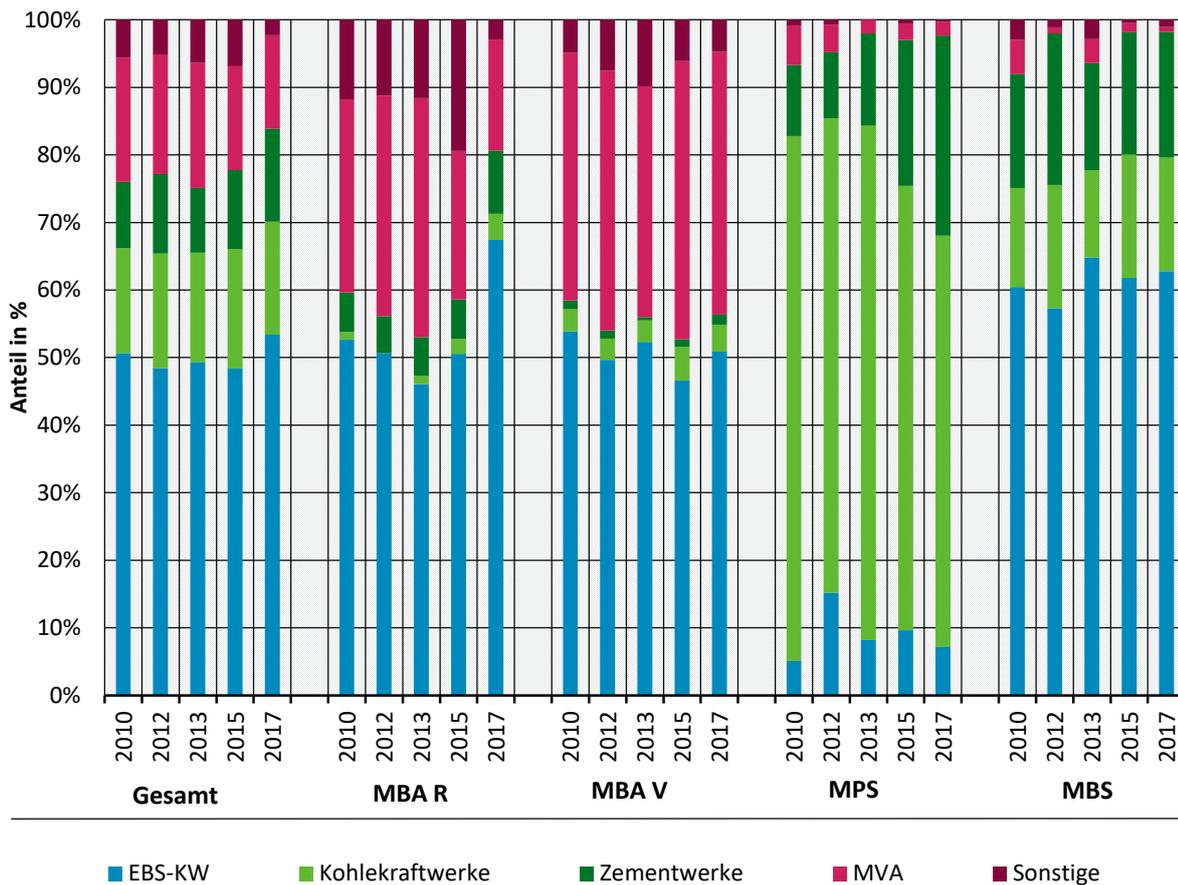
Außerdem lassen sich bei den MBA-Anlagentypen unterschiedliche Tendenzen bei der Verwertung der Ersatzbrennstoffe erkennen (Abbildung 40).

Abbildung 39: Verwertungswege EBS aus MBA nach Anlagentyp 2017



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Abbildung 40: Entwicklung der Verwertungswege EBS aus MBA nach Anlagentyp 2010 bis 2017



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

### EBS aus MBA mit Rotte

Bei den Rotte-MBA gehen weiterhin ca. 67,4 % der Ersatzbrennstoffmengen in EBS-Kraftwerke. Die Verwertung über Drittanlagen, in denen die heizwertreiche Fraktion weiter aufbereitet wird, um sie danach in Zementwerken, Kohle- und EBS-Kraftwerken einzusetzen, hat sich nahezu verdoppelt.

Der Anteil der Mengen zur MVA ist im gleichen Umfang gefallen.

Der Verbleib von Ersatzbrennstoffen aus Rotte-MBA in der Zementindustrie geht auf einzelne MBA-Anlagen zurück, die über eine weitergehende mechanische Aufbereitung für Ersatzbrennstoffe verfügen. (z. B. Ennigerloh).

Die Veränderungen in 2017 gehen zurück auf neue Erkenntnisse zum Verbleib der Ersatzbrennstoffe aus den nachgeschalteten Aufbereitungsanlagen (sonstiger Verbleib) zur Verwertung. Diese erweiterten Kenntnisse ergeben ein genaueres Bild zum letztendlichen Verbleib der Ersatzbrennstoffe aus MBA und führen zu einem Anstieg der Anteile zu EBS-Kraftwerken und zur Zementindustrie.

### EBS aus MBA mit Vergärung

Bei den Verwertungsstrukturen für Ersatzbrennstoffe aus MBA mit Vergärung haben sich lediglich geringe Verschiebungen von EBS-Kraftwerken zur MVA ergeben.

### EBS aus MPS-Anlagen

Die Ersatzbrennstoffe aus den MPS-Anlagen werden derzeit auch bei rückläufiger Tendenz noch überwiegend in den Braunkohlekraftwerken Jänschwalde und Schwarze Pumpe verwertet.

Die Verwertung in der Zementindustrie und in EBS-Kraftwerken ist angestiegen und die Mengen zu Kohlekraftwerken sind rückläufig, dennoch sind die MPS-Anlagen bei ihren heute vorliegenden Verwertungswegen am stärksten von den erwarteten Veränderungen bei den Braunkohlekraftwerken betroffen. Um unabhängig von der Entwicklung bei den Braunkohlekraftwerken zu sein, werden die EBS-Mengen aus der MPS-Anlage Chemnitz seit Mitte 2020 in der MVA Zorbau verwertet.

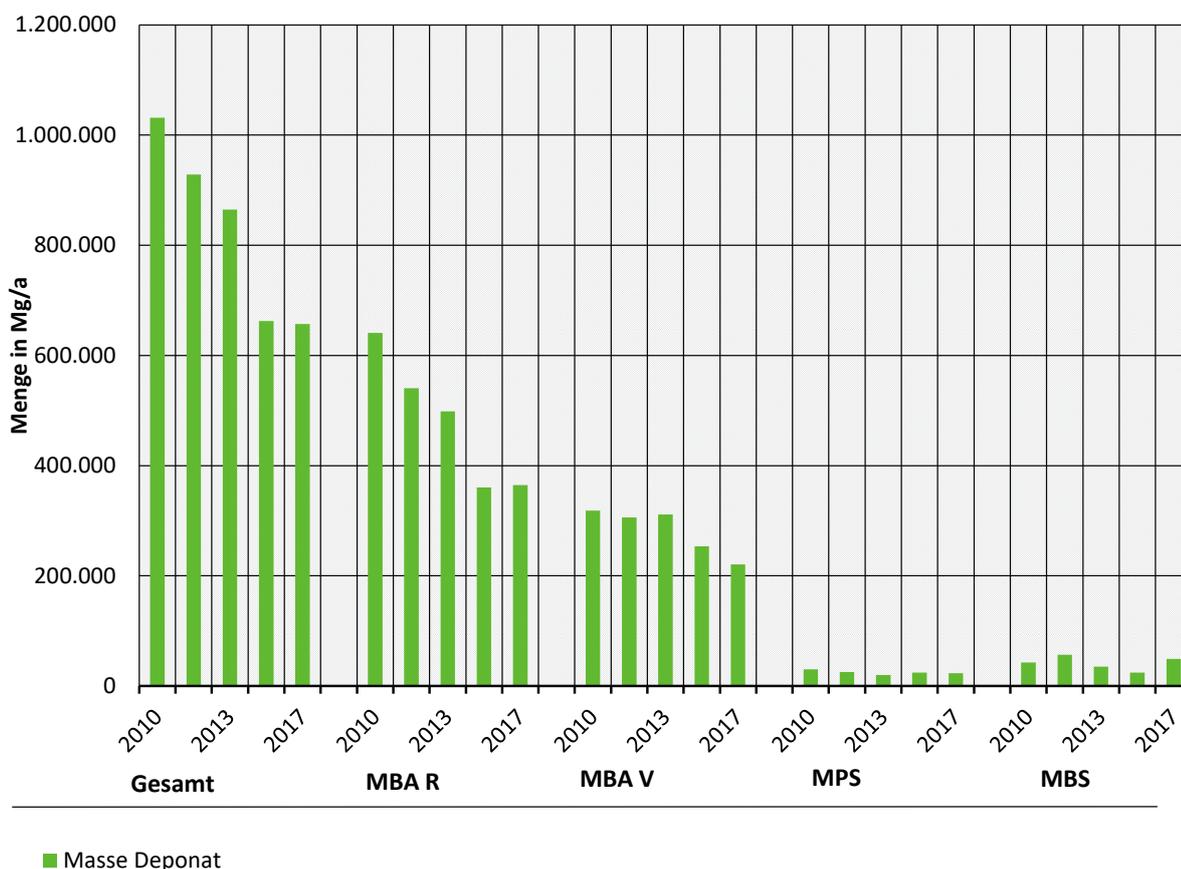
### EBS aus MBS-Anlagen

Ca. 63 % der Ersatzbrennstoffmengen aus MBS-Anlagen werden weiterhin in EBS-Kraftwerken verwertet. Die Verwertung in Kohlekraftwerken und Zementwerken ist zu Lasten der MVA und sonstiger Entsorgung angestiegen.

## 7.2 Mengen zur Ablagerung

Die Mengen aus MBA zur Ablagerung sind im Zeitraum 2010 bis 2017 um ca. 36 % gefallen. Der Rückgang der Deponatmengen geht vorrangig auf die Umstellung von Rotte-MBA auf mechanische Aufbereitung oder biologische Trocknung, in geringerem Umfang auf die Umstellung von MBA mit Vergärung auf Bioabfall zurück. Die Deponatmengen aus MPS- und MBS-Anlagen sind dagegen unbedeutend (Abbildung 41).

Abbildung 41: Entwicklung der Deponatmengen aus MBA 2010 bis 2017



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Von den in 2015 und 2017 ausgewiesenen Deponatmengen aus MBA in Höhe von 660.000 Mg/a sind ca. 96 % auf DII-Deponien abgelagert worden. Die verbleibenden Mengen stammen aus der Stabilisierungsaufbereitung in MPS- und MBS-Anlagen und sind z. T. auf DII-Deponien, z. T. anderweitig entsorgt worden.

### **7.3 Mengen zum Recycling**

Von Ausnahmen abgesehen erfolgt in den MBA-Anlagen bisher nur eine Abtrennung von Fe- und NE-Metallen zum Recycling. Die Entnahme von sonstigen Wertstoffen ist bisher unbedeutend.

Die Metalle werden i. d. R. über Verwertungsbetriebe entsorgt, in denen die Metallgemische aufbereitet und von Fremdstoffen befreit werden.

In der MPS Chemnitz und in der MBS Nuthe-Spree werden die abgetrennten Metallgemische in eigenen Anlagen vor Ort aufbereitet und von Fremdstoffen befreit. In der MBS Nuthe-Spree werden darüber hinaus Metallgemische aus Drittanlagen aufbereitet.

Der Fremdstoffanteil in den abgeschiedenen Metallfraktionen wird rechnerisch bei der Ermittlung der CO<sub>2</sub>-Gutschriften für das Recycling in Abzug gebracht (Kapitel 11).

## 8 Entwicklung von Betriebsverbräuchen

Die Betriebsverbräuche in MBA werden nachfolgend am Beispiel der Energieverbräuche Strom, Gas und Diesel aufgezeigt. Die Energieverbräuche werden auf die jeweils behandelte Abfallmenge bezogen (kWh/Mg<sub>MBA</sub>).

Der Gasverbrauch wird bei den MPS-Anlagen aus Gründen der Vergleichbarkeit mit den anderen Anlagen getrennt nach Trocknung und Abluftbehandlung (RTO) ausgewiesen.

### 8.1 Stromverbrauch

#### Stromverbrauch nach Anlagentyp und Jahr (Mittelwerte)

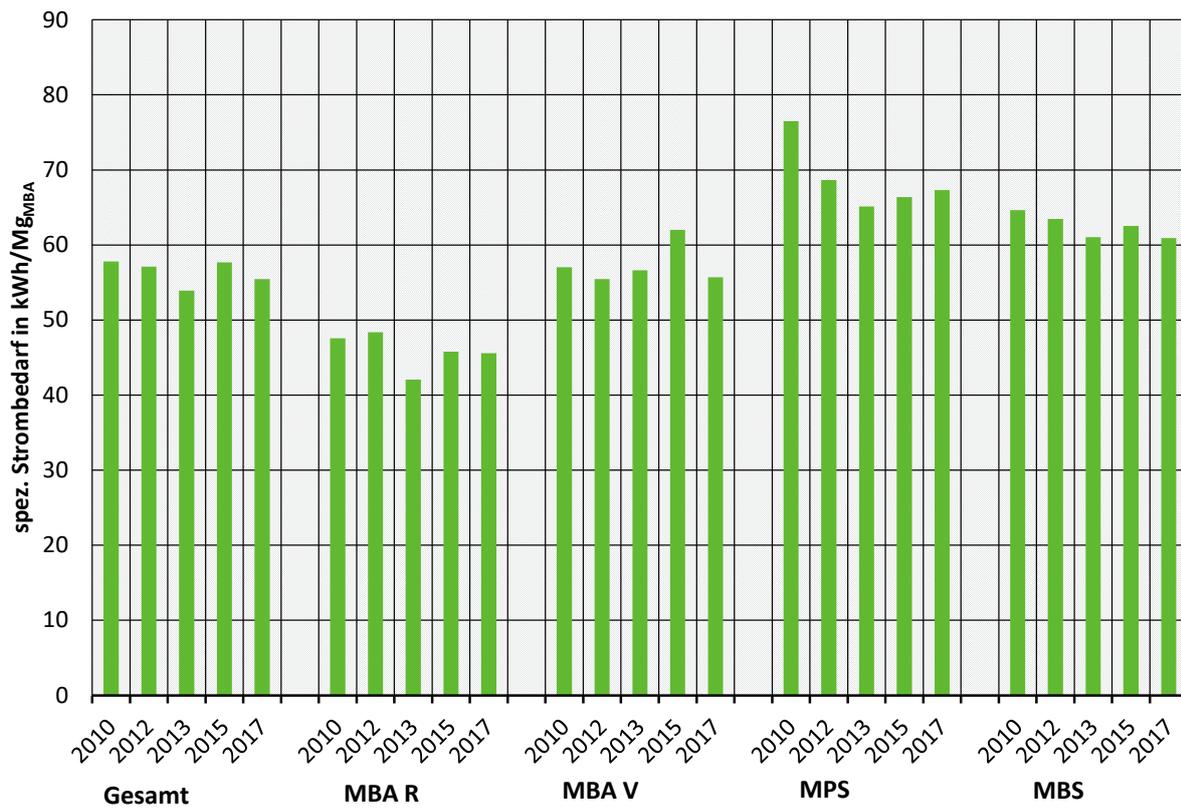
Mit Ausnahme bei den MPS-Anlagen lassen sich bei den übrigen Anlagen keine relevanten Veränderungen im Stromverbrauch erkennen (Tabelle 15 und Abbildung 42).

Tabelle 15: Spezifischer Stromverbrauch in MBA 2010-2017

	MBA R	MBA V	MPS	MBS	Gew. Mittel
	kWh/Mg <sub>MBA</sub>				
2010	47,5	57,1	76,5	64,6	57,8
2012	46,3	55,5	68,7	63,5	56,3
2013	42,1	56,6	65,1	61,0	53,9
2015	45,8	62,0	66,4	62,5	57,7
2017	45,6	55,7	67,3	60,9	55,5

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Abbildung 42: Entwicklung Stromverbrauch in den MBA-Anlagen nach Anlagentyp 2010-2017



■ spez Strombedarf

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Den geringsten Strombedarf weisen Rotte-MBA auf ( $44 \pm 3$  kWh/Mg).

Der Stromverbrauch in den Vergärungsanlagen liegt mit  $58 (\pm 3)$  kWh/Mg um ca. 30 % über dem der Rotte-MBA.

MBS-Anlagen benötigen durch den höheren Aufwand für die Stabilataufbereitung ca.  $63 \pm 2$  kWh/Mg Strom mit leicht abnehmbarer Tendenz.

Der Rückgang im Stromverbrauch bei den MPS-Anlagen von 77 auf 67 kWh/Mg spiegelt neben der Umsetzung von Maßnahmen zur Verbrauchsoptimierung die geringere Trocknung der EBS in den Anlagen wider. Im Gegenzug stieg mit dem Feuchtegehalt die Masse an EBS aus den MPS-Anlagen während der Heizwert entsprechend sinkt.

### Stromverbrauch nach Anlage und Typ

Während sich bei den Mittelwerten anlagentypische Unterschiede im Stromverbrauch erkennen lassen, sind bei den anlagenbezogenen Verbrauchswerten Minima und Maxima in gleicher Größenordnung zu finden. Bei den einzelnen Anlagentypen sind auffallend große Unterschiede im Stromverbrauch feststellbar (Tabelle 16 und Abbildung 43).

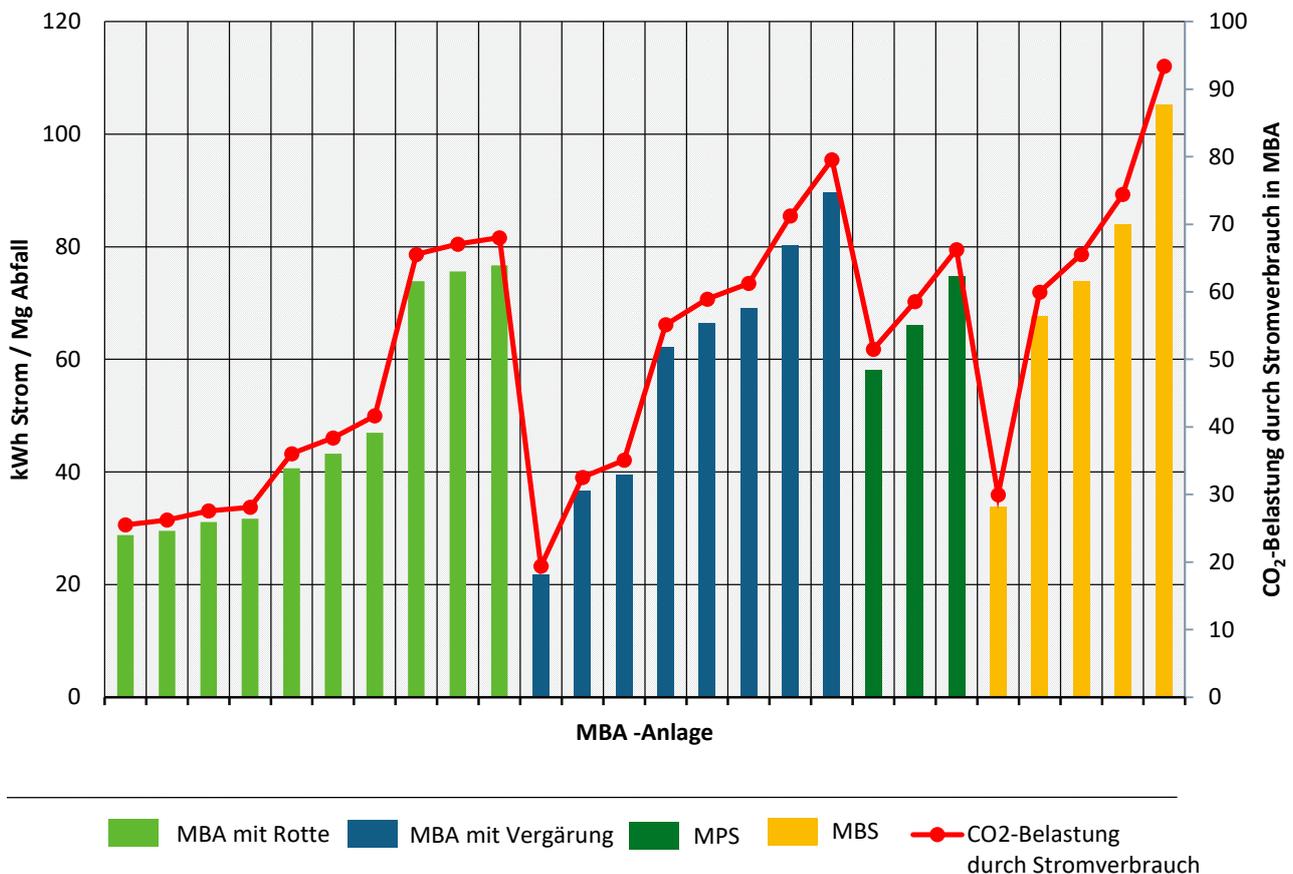
Zur Verdeutlichung der Relevanz des Stromverbrauchs auf die Klimagasbilanz der MBA wurde in Abbildung 43 zusätzlich die zum Stromverbrauch zugehörige CO<sub>2</sub>-Belastung aufgenommen. Da der Stromverbrauch in MBA im Klimagasmodell (Kapitel 11) mit dem erzeugten Strom in BHKW und EBS-Kraftwerken gegengerechnet wird, wurde für die Stromlastschrift der gleiche Emissionsfaktor wie bei der Stromgutschrift (mit gegensätzlichem Vorzeichen +) berücksichtigt.

Tabelle 16: Bandbreite der Stromverbräuche in MBA-Anlagen 2017 nach Anlagentyp

	MBA R	MBA V	MPS	MBS
	kWh/Mg <sub>MBA</sub>			
Min	29	22	58	34
Max	77	90	75	105

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Abbildung 43: Stromverbrauch in ausgewählten MBA-Anlagen nach Anlagentyp (Stand 2017) und dadurch verursachte CO<sub>2</sub>-Belastung in kg CO<sub>2</sub>/Mg<sub>MBA</sub>



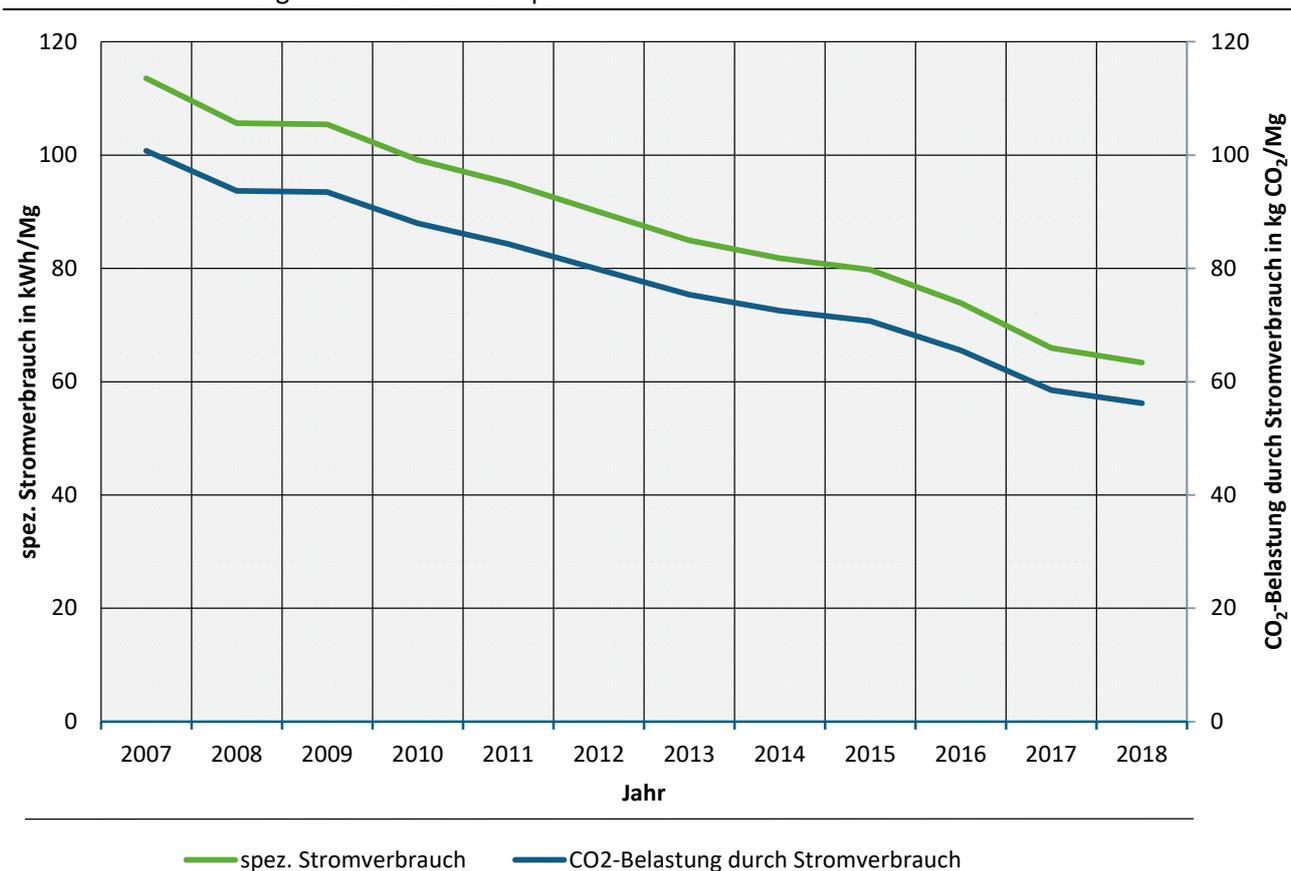
Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH, Emissionsfaktor Strom gemäß Tabelle 22

Die klimaneutrale Versorgung in MBA mit Vergärung durch Eigenstrom aus BHKW ist in Abbildung 43 unberücksichtigt, da der Stromverbrauch im Bilanzmodell gegen den erzeugten Strom saldiert wird und damit mit dem gleichen CO<sub>2</sub>-Faktor in die Berechnung eingeht.

### Entwicklung Stromverbrauch in ausgewählten Anlagen

Die Auswirkungen von Maßnahmen zur Optimierung des Strombedarfs werden exemplarisch am Beispiel der MBS Nuthe-Spree aufgezeigt. Der spezifische Stromverbrauch konnte in der MBA Nuthe-Spree in den letzten 10 Jahren kontinuierlich um über 40 % reduziert werden. Diese Einsparung wurde durch Umsetzung von Energiemanagementsystemen, Betriebsoptimierung und Einsatz energieeffizienter Aggregate erzielt. Allein durch die Stromeinsparung konnte das Ergebnis der CO<sub>2</sub>-Bilanz um bis zu -40 kg CO<sub>2</sub>/Mg<sub>Abfall</sub> verbessert werden (Kap. 11).

Abbildung 44: Entwicklung des spezifischen Stromverbrauchs und dadurch verursachte Klimagasbelastung in der MBS Nuthe-Spree



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH, Angaben ZAB Nuthe-Spree, Emissionsfaktor Strom gemäß Tabelle 22

## 8.2 Entwicklung Gasverbrauch in MBA

Gas als Energieträger wird in den MBA-Anlagen benötigt für

- ▶ den Betrieb der RTO (Abluftreinigung)
- ▶ den Betrieb von Dampf- und Heizkesseln (Wärmebedarf Vergärung)
- ▶ den Betrieb von Trocknern (gesamter Abfall, heizwertreiche Fraktion, Deponiefraktion aus Nassvergärung).

Der Gasbedarf wird in den Anlagen gedeckt durch den Einsatz von Erdgas, Deponiegas und Biogas. Der gesamte Gasverbrauch in MBA nach Anlagentyp ist in Tabelle 17 dargestellt

Tabelle 17: Entwicklung spezifischer Gasverbrauch in MBA nach Anlagentyp und dadurch verursachte CO<sub>2</sub>-Belastung

Jahr/Typ	MBA R	MBA V	MPS	MBS	Gew. Mittel
kWh/Mg <sub>MBA</sub>					
2010	31	40	245	17	49
2012	34	39	196	25	49
2013	31	44	177	25	48
2015	35	41	188	25	51
2017	32	40	174	25	48
CO <sub>2</sub> -Belastung in kg CO <sub>2</sub> /Mg <sub>MBA</sub>					
2017	7	(9)	41	6	11

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH, CO<sub>2</sub>-Belastung durch Erdgasverbrauch, bei MBA V ohne Berücksichtigung geringerer Emissionsfaktoren bei Einsatz von Bio- oder Deponiegas

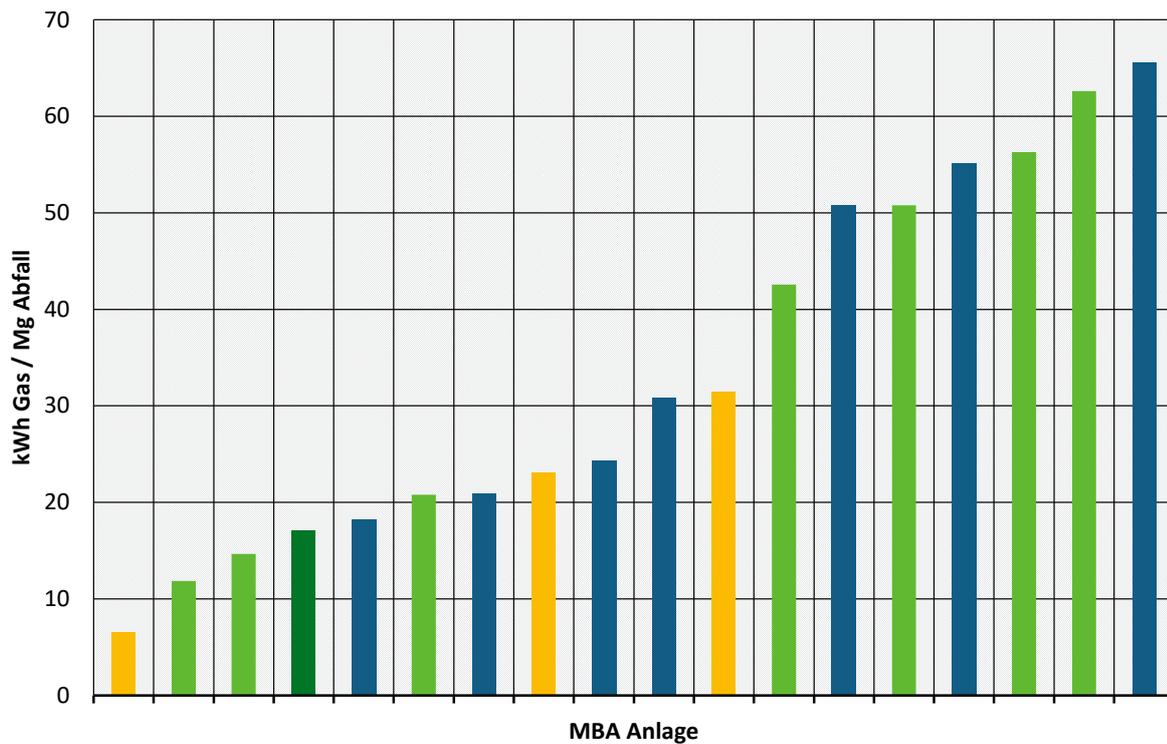
### Gasverbrauch der Einzelanlagen

Wie schon beim Stromverbrauch zeigen sich auch beim Gasverbrauch zwischen den einzelnen Anlagen eines Typs erhebliche Unterschiede im spezifischen Gasverbrauch.

Bei den Anlagen MBA R, MBA V und MBS liegen die Gasverbräuche zwischen 10 und 80 kWh/Mg<sub>MBA</sub>. Systembedingt liegen die Gasverbräuche bei den MPS-Anlagen mit Werten bis zu 300 kWh/Mg<sub>MBA</sub> deutlich höher. Durch Reduzierung der Trocknung ist der Gasverbrauch in MPS-Anlagen auf ca. 180 kWh/Mg<sub>MBA</sub> abgesenkt worden. Davon entfällt ca. 5-20 kWh/Mg auf die Abluftreinigung.

Der Gasbedarf für Abluftreinigung und Prozesswärme (ohne Trocknung) liegt bei den Anlagen zwischen 10 und 65 kWh/Mg (Abbildung 45). Der Wärmebedarf bei den Vergärungsanlagen erhöht sich noch durch die eingesetzte BHKW-Abwärme, die in dieser Darstellung nicht berücksichtigt wurde.

Abbildung 45: Gasbedarf für Abluftreinigung und Prozesswärme in ausgewählten MBA 2017



■ MBA mit Rotte 
 ■ MBA mit Vergärung 
 ■ MPS 
 ■ MBS

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH, ohne BHKW-Wärmenutzung bei MBA mit Vergärung, bei MPS ohne Energie für Trocknung

### Gasverbrauch für die Abluftreinigung in RTO

Die Höhe des Gasverbrauchs für die thermische Abluftreinigung in RTO hängt ab von der Abluftmenge und deren Belastung (resp. Energiegehalt), die in der RTO gereinigt wird.

Zusätzlich spielt die Energieeffizienz der eingesetzten RTO eine maßgebliche Rolle (Umfang Wärmerückgewinnung im System).

Die Belastung der Abluft mit TOC und Methanverbindungen hängt ab von der Herkunft und vom Maß an Aufkonzentrierung der Inhaltsstoffe durch z. B. Umluftführung in der Rotte oder dem Austreiben von Restmethanemissionen in der Nachrotte von Gärresten.

Je höher die Schadstoffbelastung der Abluft, desto höher ist der Energiegehalt der Abluft und umso geringer ist der erforderliche Zusatzenergiebedarf für den Betrieb der RTO.

Je höher die Energieeffizienz der RTO, desto geringer ist der Zusatzenergiebedarf. Nähere Ausführungen hierzu siehe in Kapitel 13.4.

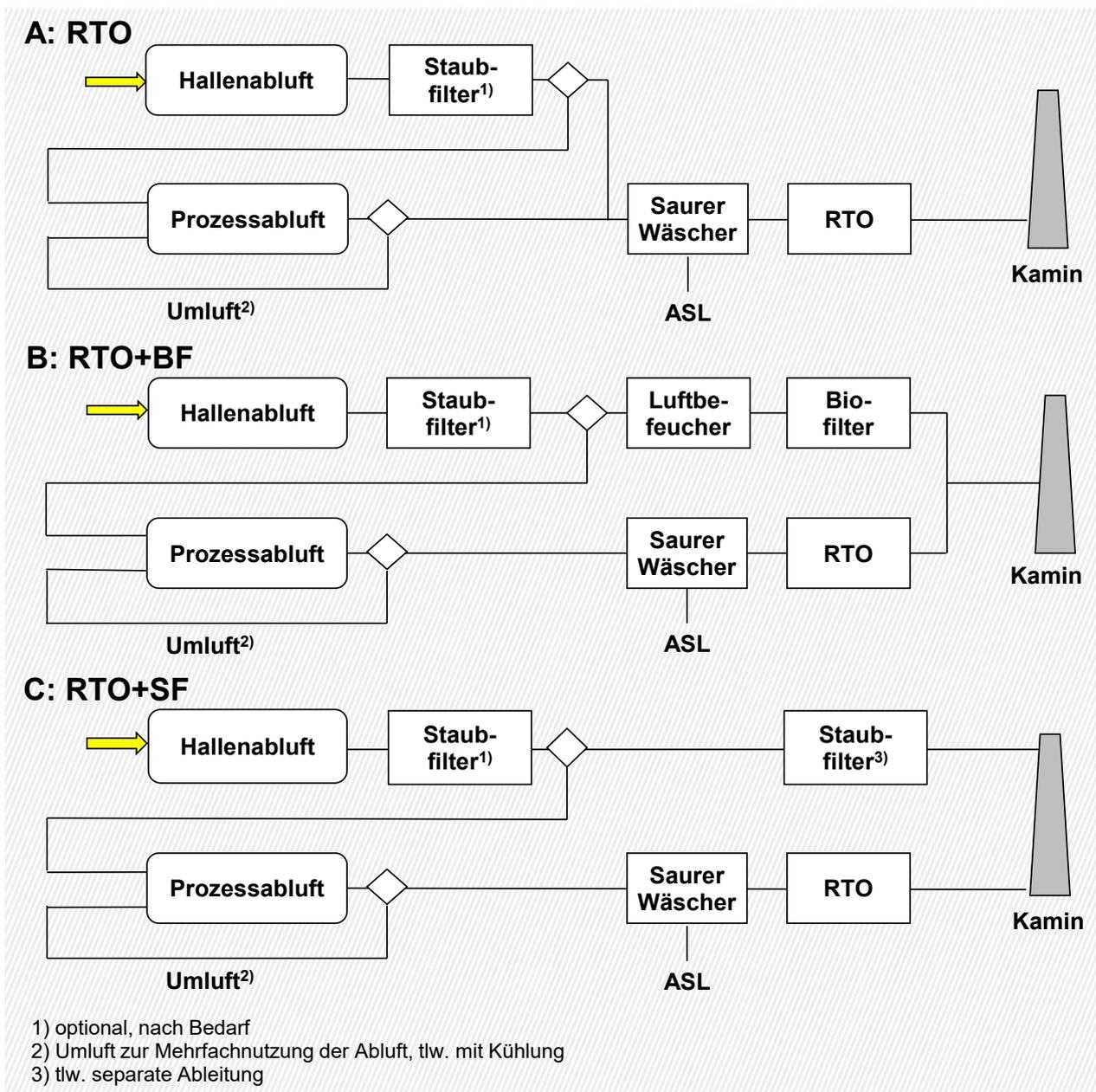
Die Belastung der Abluftströme zur RTO werden bestimmt vom Abluftkonzept der MBA. In MBA sind folgende Abluftkonzepte umgesetzt worden (Abbildung 46):

- ▶ Konzept A: nur RTO  
Die gesamte Abluft wird über RTO gereinigt (Hallen- und Prozessabluft)

- ▶ Konzept B: Kombination RTO und Biofilter BF  
Nur die höher belastete Prozessluft aus der (Intensiv-)Rotte wird über RTO gereinigt. Die übrige geringer belastete Hallenluft und Abluft aus der Nachrotte wird über Biofilter gereinigt.
- ▶ Konzept C: Kombination aus RTO und Staubfilter SF  
Die Abluft aus der biologischen oder physikalischen Trocknung wird über RTO, die übrige Hallenluft aus den Aufbereitungshallen wird über Staubfilter oder eine Kombination von Staub- und Biofilter gereinigt.

Konzept A ist überwiegend in MBA-Anlagen mit Vergärung, Konzept B überwiegend in MBA-Anlagen mit Rotte umgesetzt worden. Die Kombination RTO und Staubfilter findet sich nur in MBS- und MPS-Anlagen.

Abbildung 46: Vereinfachte Darstellung der Luftführung und Abluftreinigung in MBA



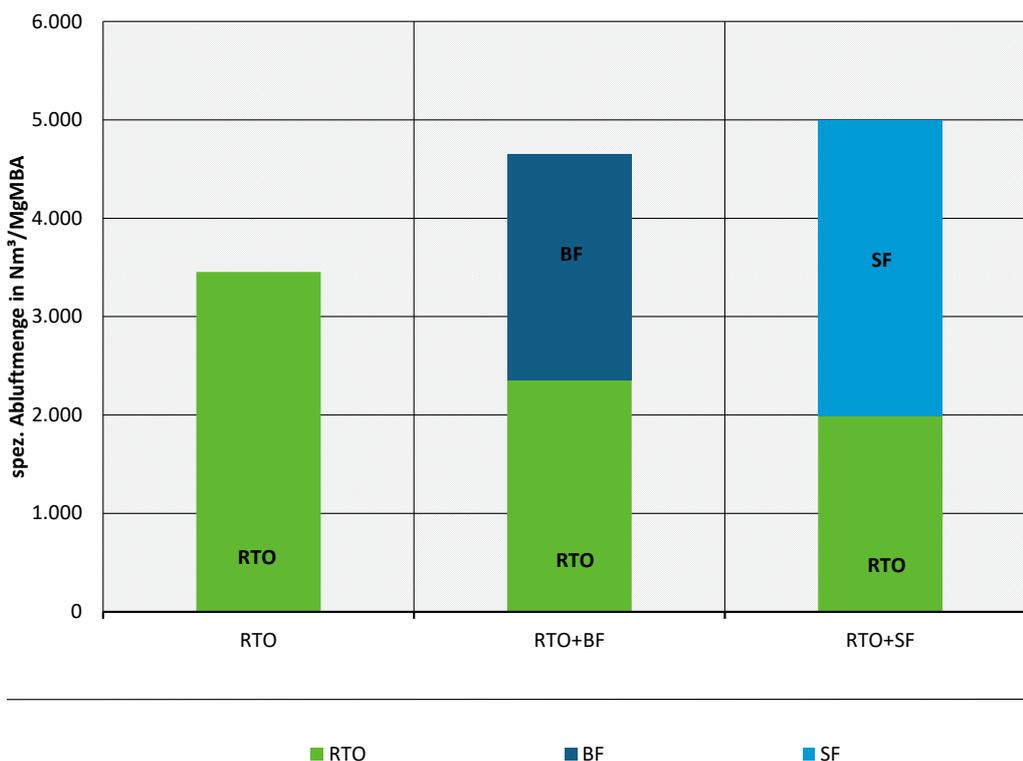
Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Auf Grund der in der 30. BImSchV vorgegebenen Frachten an Gesamt-C und Lachgas im Reingas (bezogen auf die behandelte Abfallmenge), werden MBA-Anlagen in der Praxis mit sehr geringen Abluftmengen je Mg Abfall betrieben.

Dabei zeichnen sich nach Abbildung 47 folgende Abhängigkeiten ab:

- A: Anlagen, deren Abluft nur in RTO gereinigt wird, weisen mit ca.  $3.300 \text{ m}^3/\text{Mg}_{\text{Abfall}}$  die geringsten Abluftmengen, aber zugleich die höchsten Abluftmengen zur RTO auf ( $3.300 \text{ m}^3/\text{Mg}_{\text{Abfall}}$ )
- B: Anlagen, in denen die Abluft in RTO und Biofilter gereinigt werden, werden mit höheren Abluftmengen von ca.  $4.-4.500 \text{ m}^3/\text{Mg}_{\text{Abfall}}$  betrieben. Die Abluftmenge zur RTO liegt jedoch nur bei ca.  $2.300 \text{ m}^3/\text{Mg}_{\text{Abfall}}$ .
- C: MBS- und MPS-Anlagen werden mit den höchsten Abluftmengen von ca.  $5.000 \text{ m}^3/\text{Mg}_{\text{Abfall}}$  betrieben, weisen jedoch mit ca.  $2.000 \text{ m}^3/\text{Mg}_{\text{Abfall}}$  die geringsten Luftmengen zur RTO auf.

Abbildung 47: Zusammenhang Abluftkonzept und spezifischer Abluftmenge in MBA mit Anteil der eingesetzten Reinigungssysteme



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH, Mittel aus Daten 2012-2017

Der Zusammenhang „je geringer die spez. Luftmenge zur RTO, desto höher deren Belastung und umso geringer der Zusatzenergiebedarf“ spiegelt sich in den spezifischen Verbrauchswerten wider (Tabelle 18).

Tabelle 18: Zusatzenergieverbrauch (Stützgas) zur Abluftreinigung mit RTO in MBA

Abluftkonzept	A: RTO	B: RTO+BF	C: RTO+SF
Abluftmenge zur RTO in Nm³/Mg <sub>MBA</sub>	3.300	2.300	2.000
kWh/Mg <sub>MBA</sub>	47	34	15
Wh/Nm³ <sub>Abluft</sub>	15	14	7

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH, Mittel aus 2012-2017

Mit ca. 47 kWh/Mg<sub>Abfall</sub> liegt der Gasverbrauch für die Abluftreinigung in MBA, in denen die gesamte Abluft über RTO gereinigt wird, am höchsten.

In MBA mit kombinierter Abluftreinigung mit RTO und Biofilter fällt der Gasverbrauch pro Mg Abfall für die RTO um ca. 28 % niedriger aus.

Den mit nur 15 kWh/Mg<sub>Abfall</sub> geringsten Gasverbrauch weisen die MBS/MPS-Anlagen auf, in denen nur die Prozessluft aus der Trocknung über RTO gereinigt wird.

Der mit ca. 14-15 Wh vergleichbar hohe Stützgasbedarf je Nm<sup>3</sup> behandelte Abluftmenge in RTO bei Abluftkonzept A und B trotz ungleicher Abluftmenge zur RTO, deutet auf eine höhere Belastung der Prozessabluft in MBA mit Vergärung gegenüber Rotte MBA hin. Dies wird insbesondere durch die sehr hohen und schwankenden C-Gehalte in der Abluft aus der Nachrotte von Gärresten verursacht (siehe hierzu auch Kapitel 13).

Auffallend niedrig fällt der Zusatzenergiebedarf bei MBS/MPS-Anlagen aus (7-8 Wh/m<sup>3</sup><sub>Abluft</sub>). Dies spricht für eine hohe Belastung der Prozessabluft aus der Trocknung und/oder für eine hohe Energieeffizienz der hier eingesetzten RTO-Systeme.

Der Einfluss der Energieeffizienz, der Abluftbelastung sowie der Auslastung der RTO-Anlagen auf den Energieverbrauch für Abluftreinigung in RTO wird in Kap. 13 erläutert.

## 9 Emissionen

Die luftseitigen Emissionen aus MBA- und MBS-Anlagen werden vorgegeben durch die 30. BImSchV, für die MPS-Anlagen gelten die Regelungen der TA Luft, ergänzt um zusätzliche Auflagen der jeweils zuständigen Genehmigungsbehörde.

Tabelle 19: Luftseitige Emissionsanforderungen für MBA- und MPS-Anlagen

Anlagenzuordnung		MBA+MBS			MPS	Bemerkung
Regelwerk		30. BImSchV (i. d. F. vom 13.12.2019)			TA Luft 5.4.8.10a	
Messwert/ Messdauer		TMW	HMW	MMW <sup>1)</sup>	-	Tages-/Halbstunden-/ Monatsmittelwert
					EPN/MPN	Einzelmesswert über Probenahmezeitraum
Staub <sup>2)</sup>	mg/m <sup>3</sup>	5	30	-	10	
C <sub>gesamt</sub> <sup>3)</sup>	mg/m <sup>3</sup>	20	40	55	20	
N <sub>2</sub> O	g/Mg	-	-	100	-	-
Messdauer				EPN/MPN	EPN/MPN	
Dioxine	ηg/m <sup>3</sup>			0,1	-	kann bei Nachweis entfallen
Geruch	GE/m <sup>3</sup>			500	500	kann bei RTO entfallen
<b>Anmerkungen</b>						
1) MMW in g/Mg						
2) in 2019 erfolgte Absenkung des Staubwertes von 10 auf 5 mg/m <sup>3</sup>						
3) Bei MPS-Anlagen ist zusätzlich ein Emissionsminderungsgrad für C <sub>gesamt</sub> von > 90 % einzuhalten						

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Im Zuge der Umsetzung der BAT-Anforderungen in nationales Recht ist in der 30. BImSchV der TMW für Staub von 10 auf 5 mg/m<sup>3</sup> abgesenkt worden. Auf Einzelmessungen von Dioxin kann verzichtet werden, wenn der Betreiber mit ausreichender Sicherheit nachweist, dass die vorgegebenen Emissionsbegrenzungen nicht überschritten werden (30. BImSchV, §11 (1). Bei einer Abluftreinigung über RTO entfällt der Nachweis der Geruchswerte (30. BImSchV, § 11 (4)).

Die aktuellen Betriebswerte im Reingas von MBA liegen bei Staub im Mittel bei <1 mg/m<sup>3</sup> (Bereich 0,1- 5 mg/m<sup>3</sup>) und bei Dioxin < 0,003 ηg/m<sup>3</sup>. In beiden Fällen werden die Grenzwerte deutlich unterschritten. Bei Staub werden auch die erst seit 12/2019 verschärften Grenzwerte sicher eingehalten.

Bei Nachweis der Einhaltung des Grenzwertes kann nach novellierter 30. BImSchV auf Antrag auf die Bestimmung der Dioxinwerte verzichtet werden.

Die Geruchswerte liegen i. d. R < 500 GE/m<sup>3</sup>, wobei teilweise im Reingas nach RTO höhere Werte festgestellt wurden. Die höheren Geruchswerte könnten auf NO<sub>x</sub> – Verbindungen zurückzuführen sein, die sich in der RTO bei Verbrennungstemperaturen >800°C bilden können. Aus diesem Grund soll nach novellierter 30. BImSchV bei Abluftreinigung über RTO auf die Festsetzung eines Grenzwertes für Geruch verzichtet werden.

Die C-Frachten liegen im Mittel bei < 60 % vom Grenzwert. Diese Werte werden durch geringe C-Konzentrationen von < 10 mg/m<sup>3</sup> im Reingas und niedrige spezifische Abluftmengen von 3.-4.000 m<sup>3</sup>/Mg<sub>Abfall</sub> erzielt.

Durch die Abscheidung von Ammoniak aus der Abluft in sauren Wäschern in MBA mit Rotte und Vergärung liegen die N<sub>2</sub>O-Frachten im Jahresmittel über alle Anlagen bei ca. 15 g/Mg (Abbildung 48). Bei Bildung von primärem Lachgas in der Nachrotte sowie bei unzureichender Abscheidung von Ammoniak im sauren Wäscher kann es durch die Bildung von Lachgas in der RTO und im Biofilter zu deutlich höheren Lachgasfrachten kommen (Cuhls, Clemens 2012).

Bei der biologischen Trocknung in MBS-Anlagen sind wegen geringerer NH<sub>3</sub>-Freisetzung i. d. R. keine sauren Wäscher im Einsatz.

In Abbildung 48 wurden die Betriebswerte im Verhältnis zum jeweiligen Grenzwert aufgezeigt. Die C-Werte unterschreiten im Mittel die Grenzwerte um ca. 60 %, Lachgas- und Staubwerte liegen um ca. 80 %, die Geruchswerte um ca. 33 % und die Dioxinwerte sogar um 97 % unter den Grenzwerten.

Abbildung 48: Emissionswerte MBA 2010-2017 im Vergleich zu aktuellen Grenzwerten der 30. BImSchV (2019)



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH, Werte aus 2010-2017, bei Staub normiert auf den neuen erst seit 12/2019 geltenden Grenzwert von 5 mg/m<sup>3</sup>

Die abluftseitigen Emissionen aus MBA führen unter Berücksichtigung der Emissionsfaktoren für Methan und Lachgas nach IPCC, 2017 insgesamt zu einer CO<sub>2</sub>-Belastung von lediglich ca. 17.000 Mg CO<sub>2</sub>-Äq./a.

## 10 Energieeffizienz

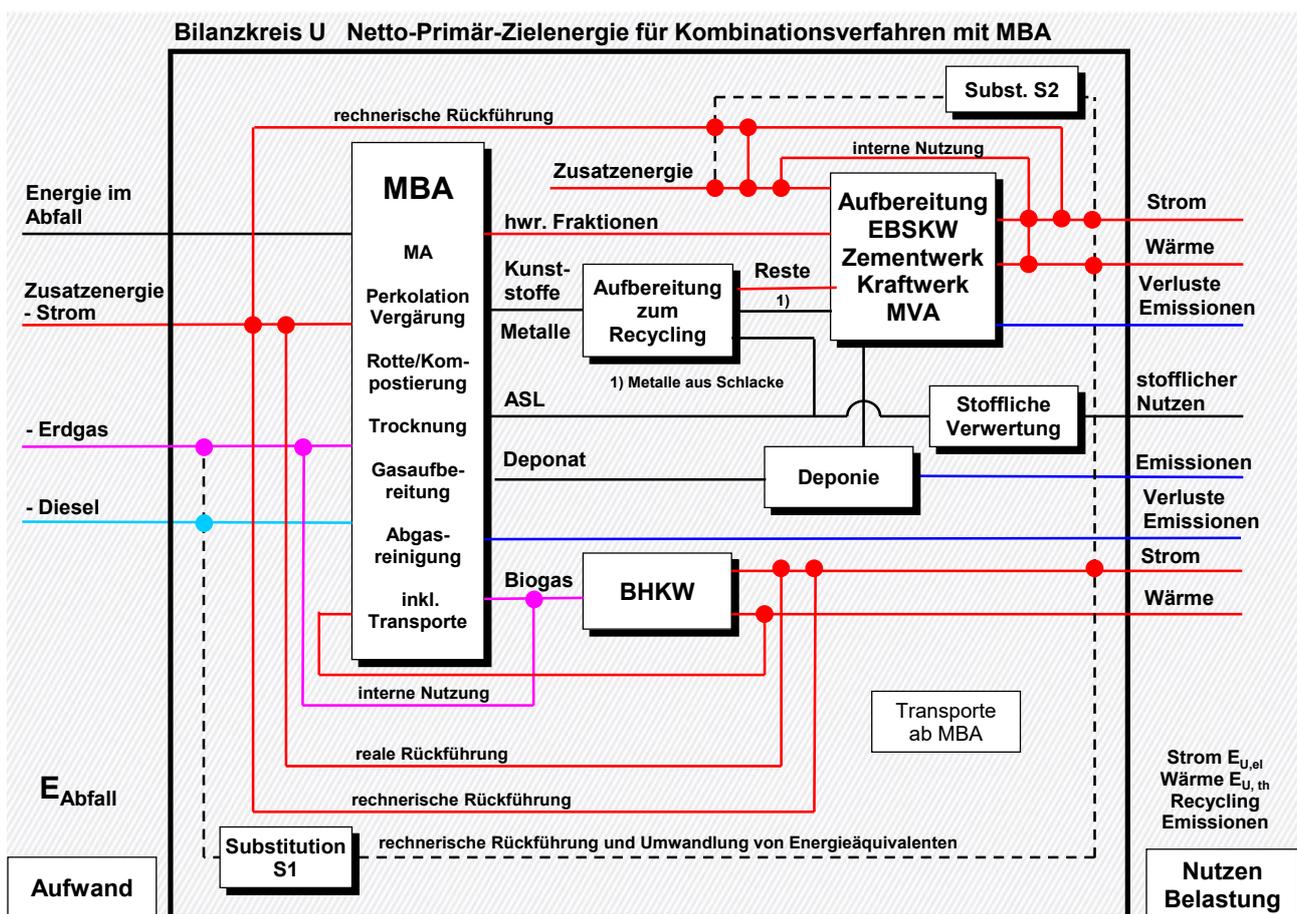
### 10.1 Methodik und Bilanzrahmen

Die Energieeffizienz von MBA-Verfahren wird bestimmt über den Netto-Primärwirkungsgrad gemäß VDI-Richtlinie 3460 Blatt 2.

Die Bilanzierung erfolgt über alle Behandlungsverfahren inkl. der nachfolgenden Entsorgung der in der MBA erzeugten Stoffströme.

Der Bilanzrahmen erstreckt sich gemäß VDI 3460/2 auf den dort definierten Bilanzrahmen U mit Berechnung der Netto-Primär-Zielenergie als Kenngröße für den erzielten energetischen Nutzen der Abfallbehandlung (Abbildung 49).

Abbildung 49: Bilanzrahmen für Kombinationsverfahren mit MBA nach VDI 3460/2



Quelle: Ketelsen 2012, ergänzt

Mit der Methode werden folgende Kennwerte ermittelt, mit denen der energetische Nutzen der Abfallbehandlung dokumentiert wird. Der energetische Nutzen und die Emissionsbelastung gehen in die Klimabilanzierung des Gesamtverfahrens ein (Kap 11):

- **Netto-Primär-Zielenergie in MWh/Jahr und kWh/Mg Abfall** als Maß für den aus der Abfallbehandlung erzielten Netto-Zielenergieertrag nach Abzug aller Zusatzenergien

► **Netto-Primärwirkungsgrad in %**

als Maß für aus dem Energieinhalt der behandelten Abfälle erzielten relativen Netto-Zielenergieertrag. Der Netto-Primärwirkungsgrad bildet die tatsächliche Energieeffizienz des Gesamtverfahrens ab.

Hinsichtlich Methodik und Begrifflichkeiten wird auf die VDI 3460/2 verwiesen.

Der ausgewiesene Netto-Primärwirkungsgrad  $\eta$  wird berechnet aus der Summe der erzeugten elektrischen und thermischen Netto-Primärzielenergie  $E_U$ , die ins Verhältnis zum Energieinhalt der behandelten Abfälle  $E_{Abfall}$  gesetzt wird.

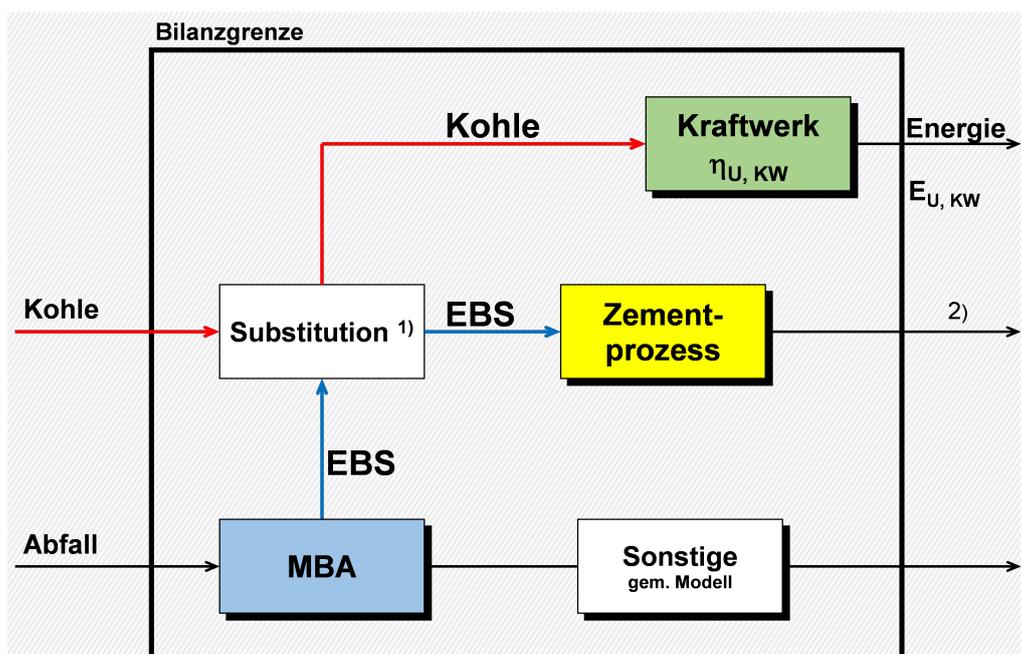
Netto-Primärwirkungsgrad als Energieeffizienz nach VDI 3460/2

$$\eta_{gesamt} = \eta_{U, el} + \eta_{U, th} = \frac{E_{U, el} + E_{U, th}}{E_{Abfall}}$$

Für die energetische Verwertung der EBS in MVA und in Kraftwerken wird im Rahmen einer Nebenrechnung ein eigener Bilanzrahmen erstellt, wobei auch hier nur der anlagenbezogene Netto-Primärwirkungsgrad in den Bilanzrahmen des Gesamtverfahrens übernommen wird.

Bei der Verwertung der Ersatzbrennstoffe im Zementwerk wird die im Zementwerk durch den Ersatzbrennstoff substituierte Steinkohle im Rahmen eines Koppelprozesses einem virtuellen Kraftwerk zugeführt. Für die Energieumwandlung wird der durchschnittliche elektrische Nettowirkungsgrad eines deutschen Steinkohlekraftwerkes ohne KWK angesetzt (Abbildung 50).

Abbildung 50: Vereinfachte Darstellung des Bilanzrahmens für MBA mit Verwertung der Ersatzbrennstoffe EBS im Zementwerk



1) Ansatz: Energieaustauschverhältnis = 1

2) stofflicher Nutzen mineralischer Anteile aus EBS im Zement wurde nicht berücksichtigt

Quelle: Ketelsen 2012, ergänzt

## Datengrundlage/Sachbilanz

Der Sachbilanz liegen die von den Anlagenbetreibern genannten Abfallmengen und Betriebswerte zu Grunde. Die Daten wurden einer umfassenden Plausibilitätsprüfung unterzogen. Fehlende oder unter bilanziellen Gesichtspunkten unplausible Werte wurden bei Bedarf soweit korrigiert, wie es die Aufstellung einer in sich geschlossenen Stoff- und Energiebilanz erforderte.

Der Netto-Primärwirkungsgrad wird berechnet aus dem Quotienten von erzeugter Energie (nach Abzug aller Eigenverbräuche) und Energieinhalt der angelieferten Abfallmenge.

Der Netto-Primärwirkungsgrad wird dabei aus der Summe der 3 Energieformen

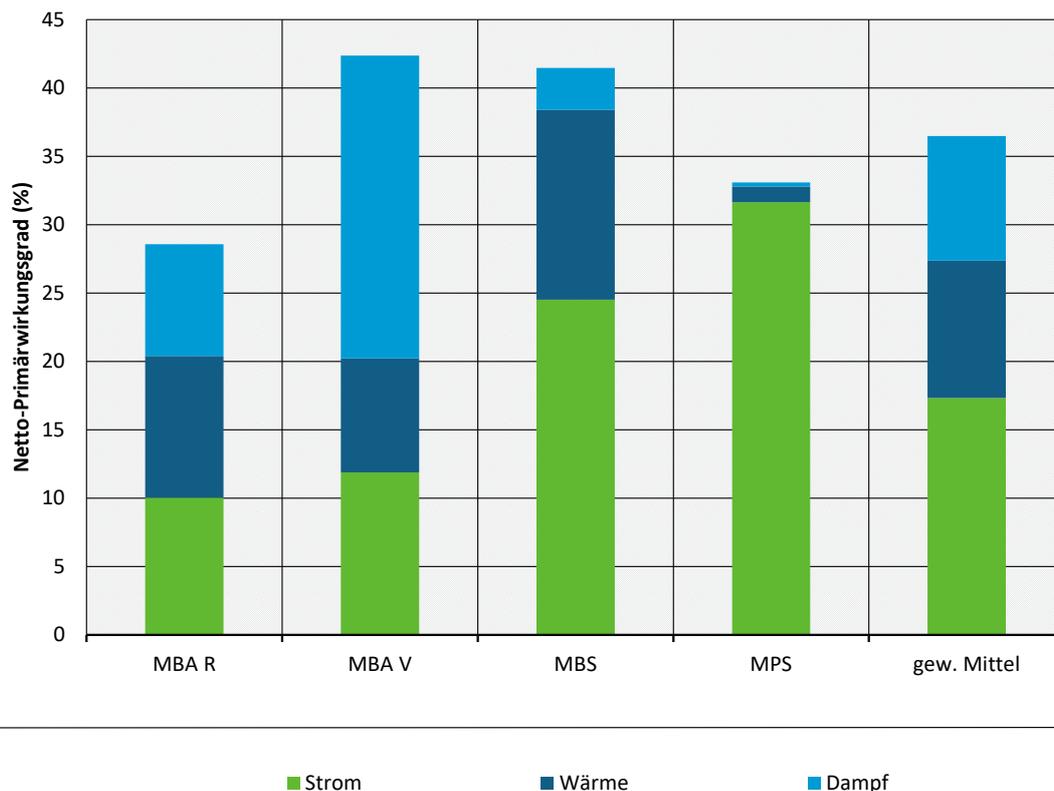
- ▶ Strom
- ▶ (Fern-) Wärme
- ▶ Dampf

berechnet.

## 10.2 Ergebnisse

Für das Bilanzjahr 2017 ergab sich aus den Ergebnissen der untersuchten Einzelanlagen ein auf alle MBA-Anlagen in Deutschland hochgerechneter Mittelwert von 36,5 %. D. h. im Mittel wurde 36 % des Energieinhaltes der in MBA angelieferten Abfälle als überschüssige Energie in die Netze eingespeist. Die Werte der MBA-Typen liegen zwischen 28,6 % (MBA R) und 42,4 % (MBA V und MBS) (Abbildung 51).

Abbildung 51: Erzielter Netto-Primärwirkungsgrad über das Gesamtverfahren getrennt nach MBA-Typ Bezugsjahr: 2017



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH, Bilanzrahmen gemäß Abbildung 49

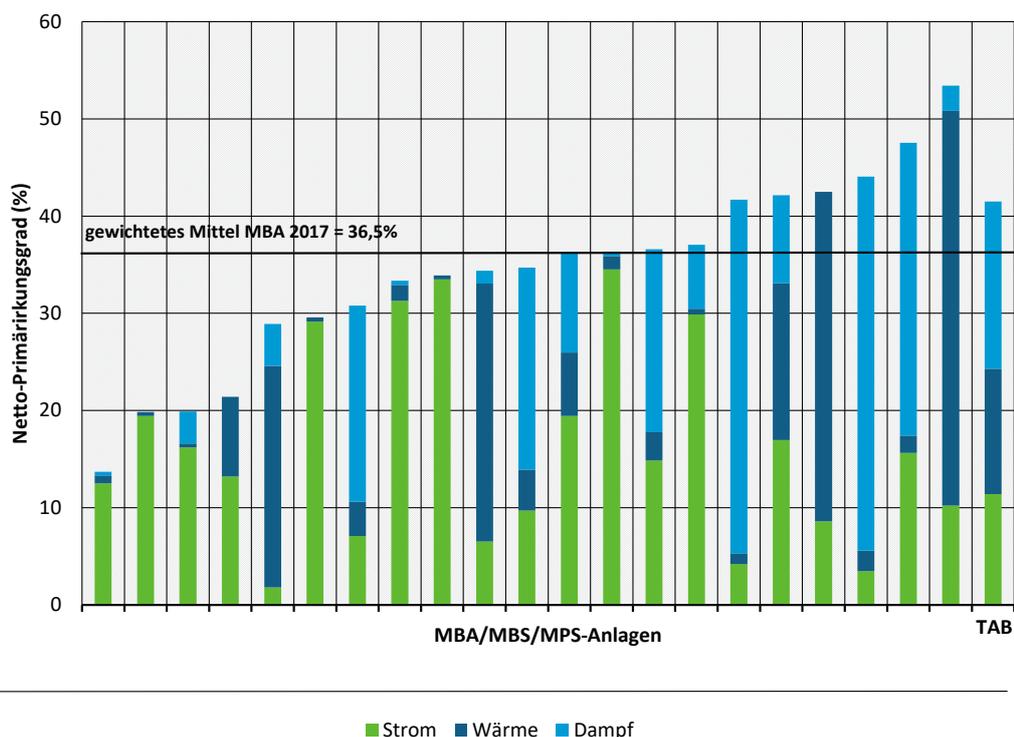
Entsprechend der unterschiedlichen Verwertungswege der EBS aus MBA-Anlagen, weisen die Wirkungsgrade unterschiedliche Anteile der Energieformen Strom, Wärme, Dampf auf. Der Wirkungsgrad von MBA mit Vergärung wird geprägt durch den hohen Anteil an Dampf. D. h. diese Anlagen verwerten ihren Ersatzbrennstoff überwiegend in EBS-Kraftwerken mit hoher Ausschleusung von Dampf.

Der Ersatzbrennstoff aus MBS- und MPS-Anlagen wird vorwiegend in Kraftwerken verwertet, die der Stromerzeugung dienen. Entsprechend hoch fällt daher hier der elektrische Wirkungsgrad aus.

Der Einsatz von Ersatzbrennstoffen in Zementwerken wird im Bilanzmodell über einen sog. Substitutionsprozess „Kraftwerk“ bilanziert. Entsprechend der Energieerzeugung in Kraftwerken schlägt sich die Verwertung in Zementwerken in der Bilanz daher in hohen Stromgutschriften nieder.

Da der Netto-Primärwirkungsgrad von Kombinationsverfahren mit MBA wesentlich von der Energieeffizienz der belieferten Kraftwerke abhängt, treten große Unterschiede im Wirkungsgrad zwischen den untersuchten MBA-Anlagen auf. Die Bandbreite der Wirkungsgrade reicht dabei von 14-53 % (Abbildung 52). Der gewichtete Wirkungsgrad ist in 2017 auf ca. 36 % angestiegen.

Abbildung 52: Netto-Primärwirkungsgrad der untersuchten MBA-Anlagen, Bezugsjahr: 2017



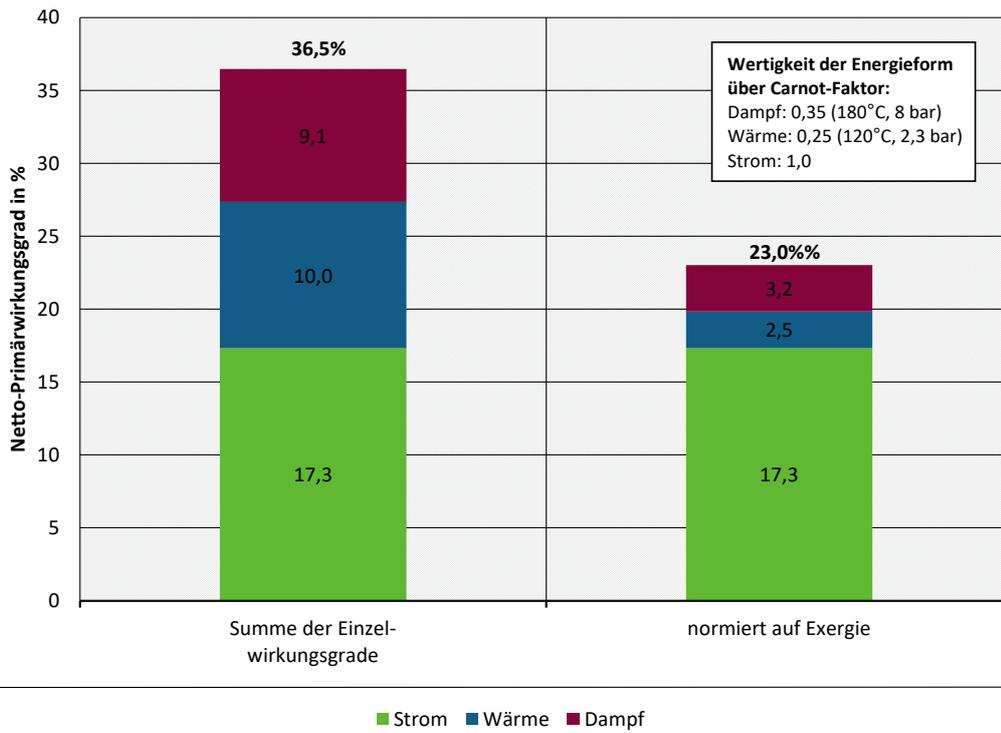
Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH, Vergleichswert TAB berechnet aus Jahresbericht ITAD 2017, Bilanzrahmen gemäß Abbildung 49

### Exergetischer Ansatz

Um die unterschiedliche Wertigkeit der Energieformen zu berücksichtigen, wird der Wirkungsgrad durch Umrechnung der Energieform über sog. Carnotfaktoren als Exergie ausgedrückt.

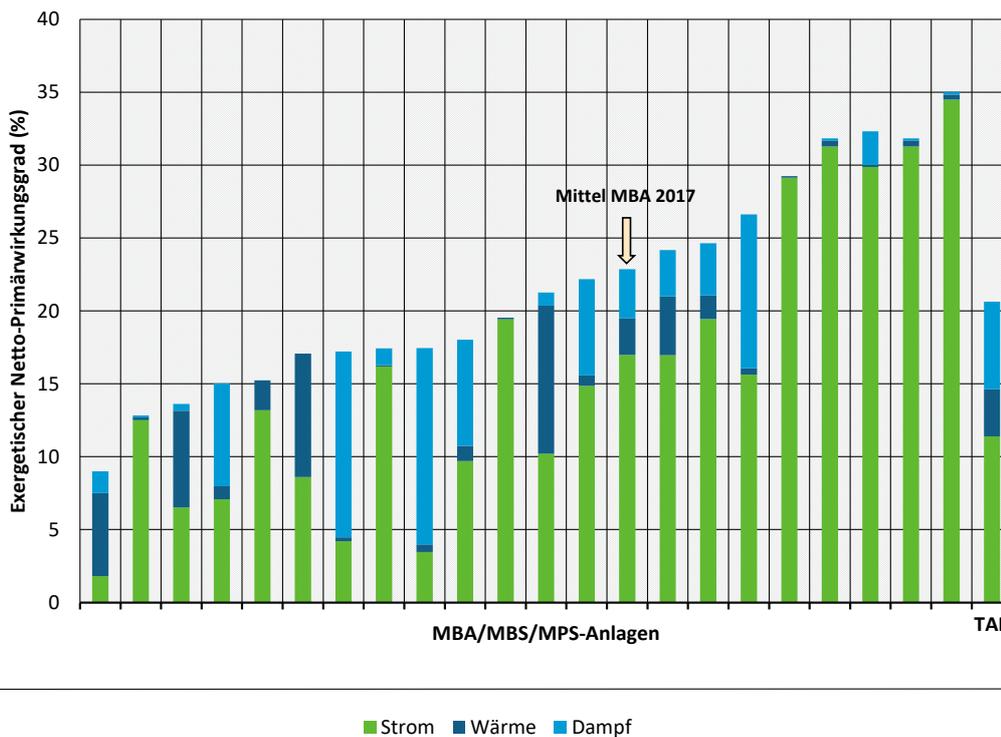
Für den mittleren Wirkungsgrad von MBA (36 %) errechnet sich ein exergetischer Wirkungsgrad von 23 % (Bereich 9-35 %) (Abbildung 53). Der Mittelwert von MBA liegt damit etwa 10 % über dem für 2017 ermittelten Wert für die TAB-Anlagen sowie in gleicher Größenordnung über den von CUTEC (2016) für MVA ermittelten Werten (Abbildung 54).

Abbildung 53: Umrechnung des energetischen Wirkungsgrades in Exergie für MBA 2017



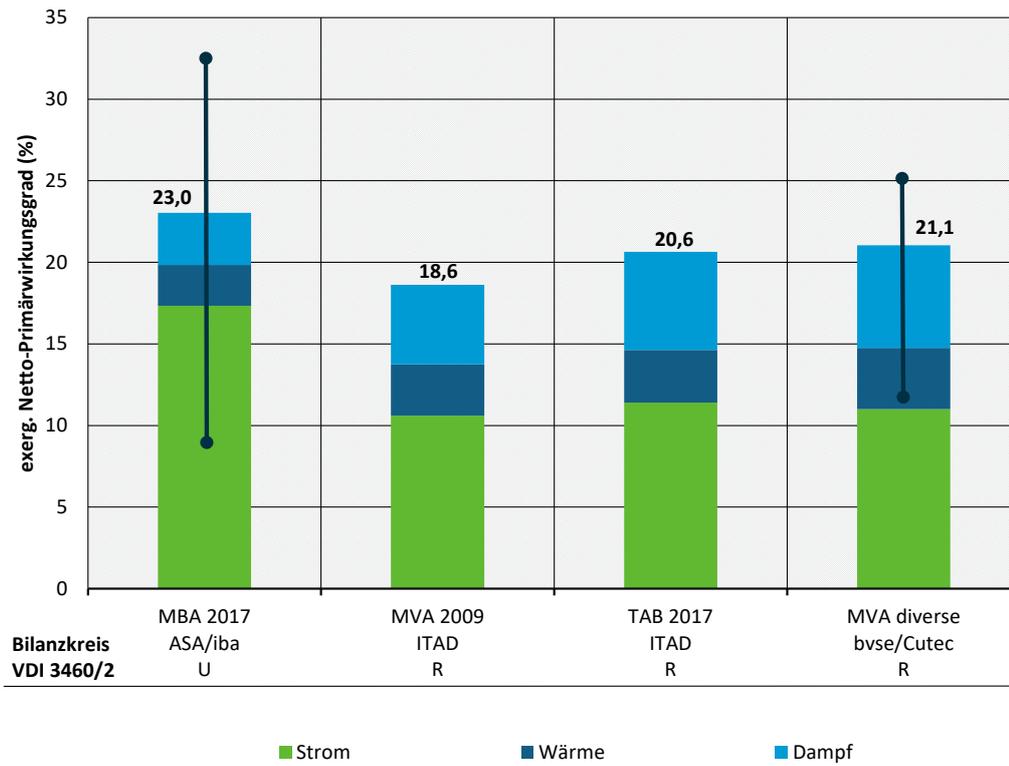
Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH, Umrechnung mit Carnotfaktoren nach CUTEC, 2016

Abbildung 54: Exergetischer Netto-Primärwirkungsgrad der untersuchten MBA-Anlagen 2017



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH, Vergleichswert für TAB aus Daten ITAD Jahresbericht 2017 mit Carnot-Faktoren nach CUTEC, 2016 berechnet

Abbildung 55: Vergleich exergetischer Wirkungsgrad MBA, MVA und TAB 2017



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH mit Daten von ASA, ITAD-Jahresberichte und CUTEC (2016)

## 11 Klimagasbilanz MBA

### 11.1 Einleitung

Die im Rahmen dieser Studie vorgestellten Ergebnisse basieren auf den konkreten Betriebsdaten (Stoff- und Energiebilanz) der MBA-Anlagen und von den Anlagen, in denen die Stoffströme der untersuchten MBA verwertet wurden.

Das Berechnungsmodell basiert auf der Methode der VDI Richtlinie 3460, Blatt 2, die an die Erfordernisse eines Kombinationsverfahrens angepasst bzw. erweitert wurde. Die Bilanz basiert auf einer in sich geschlossenen und plausiblen Energie- und Massenbilanz. Darauf aufbauend wird der Nettoenergieertrag berechnet, der nach Abzug des für die Behandlung aufgebrauchten Energieaufwandes den energetischen Nutzen des Verfahrens beschreibt.

Die ökobilanzielle Bewertung der Abfallbehandlung erfolgt am Beispiel der Klimagasbilanz über die Höhe der eingesparten klimaschädlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen (angegeben als CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro behandelte Abfallmenge). Die CO<sub>2</sub>-Äquivalente werden über spezifische Emissionsfaktoren berechnet, die die Auswirkungen auf die Umwelt gegenüber einem Äquivalenzsystem beschreiben.

Durch den gewählten Bilanzrahmen lassen die berechneten Kennwerte Energieeffizienz und Klimaefekt eine Bewertung der konkreten Anlagenkombination sowie die vergleichende Bewertung mit alternativen Verfahren der Abfallbehandlung zu.

Um die Werte der MBA-Verfahren in ihrer Höhe bewerten zu können, werden sie Angaben aus der Literatur zu gleichen Verfahren und auch den Verfahren der thermischen Behandlung von gemischten Siedlungsabfällen in MVA gegenübergestellt.

### 11.2 Methodik

Die Bewertung von Verfahren zur Abfallbehandlung erfolgt zunehmend unter dem Fokus Ressourcen- und Klimaschutz. Neben der direkten Einsparung fossiler Energieträger geht vorrangig die Einsparung klimawirksamer Treibhausgasemissionen in die Bewertung ein. Weitere Umweltwirkungen, wie z. B. Versauerung, Eutrophierung, Humantoxizität, bleiben umfassenderen Ökobilanzstudien vorbehalten.

Aus den genannten Gründen beschränkt sich das vorliegende Bilanzmodell auf die Parameter Energieeffizienz und klimarelevante CO<sub>2</sub>-Emissionen.

Das Berechnungsmodell basiert auf der Methode der VDI 3460, Blatt 2 (Emissionsminderung, Energieumwandlung bei der thermischen Abfallbehandlung), die durch eine Erweiterung der Systemgrenzen an die Erfordernisse eines Kombinationsverfahrens mit stoffstromspezifischer Behandlung der erzeugten Fraktionen in verschiedenen Behandlungsanlagen angepasst wurde.

Mit der Methode wird der durch die Abfallbehandlung erzielte Nettonutzen nach Abzug des für die Behandlung erforderlichen Aufwands berechnet. Der gesamte Aufwand (Strom, Wärme, Diesel, Erdgas etc.) wird über Substitutionsprozesse auf der Ebene der Primärenergie mit dem erzielten Nutzen gegengerechnet.

Die für die Behandlung der Abfälle in sämtlichen Prozessen benötigten Energiemengen werden dabei innerhalb des Bilanzrahmens über von der Energieform (Strom, Diesel, Gas) abhängige Substitutionsprozesse mit der erzeugten Zielenergie verrechnet. Der verbleibende Netto-Zielenergieertrag wird auf den Energiegehalt der in der MBA behandelten Abfallmenge bezogen.

Die Klimarelevanz der Abfallbehandlung wird über spezifische CO<sub>2</sub>-Emissionsfaktoren berechnet. Dabei gehen die Faktoren je nach Wirkung als Gutschrift (z. B. für erzeugte Energie und stoffliche Verwertung) oder als Belastung (Emissionen, Energiebedarf) in die Berechnung ein. Für die stoffliche Verwertung von z. B. Metallen werden die gegenüber der Herstellung aus Primärrohstoffen eingesparten CO<sub>2</sub>-Emissionen als Gutschrift eingestellt. Bei den Emissionen gehen nur die Treibhausgas-relevanten

Emissionen Methan und Lachgas sowie CO<sub>2</sub>, das bei der Verbrennung von fossilen Kohlenstoffen entsteht, als Belastung in die Bilanz ein. CO<sub>2</sub>-Emissionen aus biogenen C-Verbindungen gehen klimaneutral in die Bewertung ein. Sofern diese Emissionen aus dem Abgas abgeschieden und gespeichert oder stofflich genutzt werden, werden sie als sog. negative Emissionen bewertet.

Mit der Methode werden folgende Kennwerte ermittelt, mit denen unter ökobilanziellen Gesichtspunkten der erzielte Nutzen der Abfallbehandlung dokumentiert wird:

- ▶ **CO<sub>2</sub>-Gutschrift relativ in kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente / Mg Abfall und absolut in Mg CO<sub>2</sub>-Äq/Jahr** als Maß für den durch die Abfallbehandlung erzielten Klimagasentlastungseffekt durch Einsparung von klimawirksamen CO<sub>2</sub>-Emissionen (inkl. Anteile aus Methan und Lachgas)

Die Methode bedient sich dabei der klassischen Ansätze und Instrumente der Ökobilanzierung

- ▶ Festlegung der Ziele und Systemgrenzen
- ▶ Aufstellen der Sachbilanz
- ▶ Abschätzung der Umweltwirkungen
- ▶ Auswertung und Bewertung

Die bei der Abfallbehandlung und in den nachfolgenden Verfahren anfallenden Emissionen gehen als Umwelt-Belastung in die Bilanz ein. Die in der Sachbilanz ermittelten relevanten Treibhausgase werden dabei entsprechend ihrer THG-Wirkung (GWP) berücksichtigt. Die Bilanzen der MBA basieren auf den Emissionsfaktoren nach IPCC 2007. Für Vergleichszwecke wurde die Neubewertung nach IPCC 2013 eingestellt (Tabelle 20).

Tabelle 20: Emissionsfaktoren der treibhausgasrelevanten Emissionen in kg CO<sub>2</sub>-Äq./kg

Treibhausgas	Emissionsfaktor	
	IPCC 2007	IPCC 2013
Quelle		
Kohlendioxid CO <sub>2</sub> , fossil	1	1
Methan CH <sub>4</sub> , fossil	27,75	30
Methan CH <sub>4</sub> , regenerativ	25	28
Lachgas N <sub>2</sub> O	298	265

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Der aus der Abfallbehandlung erzeugte Nutzen in Form von erzeugten Sekundärprodukten (zur stofflichen Verwertung) und erzeugter Energie (Strom, Wärme, Dampf) wird über Gutschriften bewertet (= Umwelt-Entlastung).

Die Höhe der Gutschrift bestimmt sich aus dem mit der Herstellung von Produkten aus Sekundärprodukten realisierten Einsparungen von Primärprodukten und Energie bzw. aus der Einsparung von fossilen Energieträgern in so genannten Äquivalenzprozessen (Produktion, Kraftwerk inkl. der zugehörigen Vorketten). Die dem Modell zu Grunde gelegten Gutschriften sind in Tabelle 21 zusammengestellt. Um den Einfluss von Veränderungen im MBA-Betrieb unabhängig von der Entwicklung der Bewertung des Nutzens des Recyclings darstellen zu können, wurden die materialspezifischen Gutschriftenfaktoren über den Untersuchungszeitraum konstant gehalten. Für den Ausblick auf den Zeitraum bis 2030 wurden die Auswirkungen sich ändernder Gutschriften für das Recycling auf das Bilanzergebnis von MBA abgeschätzt (Kap. 11.5 und 13)

Tabelle 21: Umweltentlastende Emissionsfaktoren für den Nutzen aus der stofflichen Verwertung von separierten Fraktionen

Fraktion	Gutschrift in kg CO <sub>2</sub> -Äq./Mg
Anwendungszeitraum MBA	2010-2019
Eisenmetalle	-1.927
Nichteisenmetalle	-12.888
Kunststoffe	-2.500
Papier, Pappe	-732
Altglas	-465
Holz	-942
Ammoniumsulfatlösung <sup>1)</sup> ASL	-5.660

- 1) Gutschrift bezogen auf N-Anteil in ASL  
 Gutschrift Metalle bezogen auf verwogene Metallmenge nach Abzug von Fremdstoffen

Quelle: IFEU/Ökoinstitut 2010, Fritsche/Rausch 2008, BIWA/BZL/Born 2009

Die in den Anlagen des Kombinationsverfahrens produzierte Energie wird zur Deckung des Eigenbedarfs sämtlicher Prozesse und Anlagen innerhalb des Bilanzrahmens verwendet. Dabei wird die als Strom, Wärme, Dampf benötigte Zusatzenergie direkt mit der erzeugten Zielenergie verrechnet.

Die als Primärenergie (Erdgas, Diesel etc.) zugeführte Zusatzenergie wird über Substitutionsprozesse berücksichtigt, in denen die erzeugte Zielenergie über Umwandlungsprozesse rechnerisch in energieäquivalente Primärenergie umgewandelt wird.

Die innerhalb des Bilanzrahmens nach Deckung des Eigenbedarfs und Substitution der Zusatzenergie verbleibende Netto-Primär-Zielenergie wird mit Gutschriften bewertet. Aus Vergleichbarkeitsgründen werden für Strom und Wärme die in IFEU/Ökoinstitut (2010) abgeleiteten Faktoren inkl. Vorketten, weiteren Treibhausgasen und Verlusten im Fernwärmenetz verwendet. Für die Stromgutschrift wurde unterstellt, dass mit dem Strom aus Abfall fossile Energieträger (Braunkohle, Steinkohle, Erdgas) substituiert werden. Für die erzeugte Wärme wird der Ersatz von Öl- und Gasheizungen in Haushalten gutgeschrieben.

Für die Gutschrift von abgegebenem Prozessdampf wird der Wert für Wärme aus Heizwerken angesetzt.

Tabelle 22: Verwendete CO<sub>2</sub>-Gutschriften für erzeugte Netto-Primärzielenergie

Energieform	g CO <sub>2</sub> -Äq./kWh	
	2010-2019	Entwicklung
Anwendungszeitraum		
Strom	-887	s. Tabelle 24
Fernwärme	-334	s. Tabelle 24
Dampf	-303	s. Tabelle 24

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH mit Daten aus IFEU/Ökoinstitut, 2010; Fritsche/Rausch 2008; IFEU et al., 2021, jeweils inkl. Belastung aus den Vorketten

In anderen Studien wurde für die Stromgutschrift der jeweils aktuelle nationale Strommix, der Strommix des jeweiligen Bundeslandes, des regionalen Versorgungsunternehmens oder die Gutschrift für die tatsächlich substituierte fossile Energie des konkreten Einzelfalls (z. B. Braunkohlekraftwerk, Ersatz von Kohle durch EBS im Zementwerk) angesetzt (Tabelle 23).

Tabelle 23: Spezifische Emissionsfaktoren EF für Stromgutschriften bei Substitution unterschiedlicher Energieträger

Substitution	g CO <sub>2</sub> -Äq./kWh <sub>el</sub>	Quelle
Mix fossiler Energieträger	887	IFEU/Ökoinstitut 2010, inkl. Vorkette
deutscher Strommix 2010	570	UBA, ohne Vorkette
Deutscher Strommix 2017	562	IFEU et al. 2021, inkl. Vorkette
deutscher Strommix 2018	468	UBA, ohne Vorkette
deutscher Strommix 2030	218	IFEU et al. 2021, inkl. Vorkette
sächsischer Strommix 2009	915	BIWA/BZL/Born M. 2009
europäischer Strommix 2017	429	IFEU et al. 2021, inkl. Vorkette
Ersatz Braunkohle	1.071	Öko-Institut, BIWA/BZL/Born M. 2009
Ersatz Steinkohle	936	LfU Bayern, 2016
österreichischer Strommix	281	Frischenschlager, 2010

Quelle: wie oben angegeben

Die sehr stark voneinander abweichenden Emissionsfaktoren resultieren aus dem unterschiedlichen Mix an Energieträgern (Kohle, Gas, Atomkraft, regenerative Energien), der Berücksichtigung oder Nichtberücksichtigung von Belastungen aus den Vorketten und der allgemeinen Entwicklung im Bereich der Stromerzeugung.

Das Ergebnis der CO<sub>2</sub>-Bilanz wird maßgeblich bestimmt von der Höhe des gewählten Emissionsfaktors für Strom und der im Einzelfall substituierten Energieträger. Um die untersuchten MBA-Anlagen trotz unterschiedlicher Rahmenbedingungen miteinander vergleichen zu können, wurden für die Klimagasbilanzen aller Anlagen die gleichen Emissionsfaktoren für die erzeugte und verbrauchte Energie zu Grunde gelegt. Die Unterschiede im Verbleib der EBS gehen über die anlagenbezogene Energieeffizienz der belieferten Kraftwerke in die Bilanz der MBA-Anlagen ein.

Im Rahmen des Bilanzmodells wurden daher die gewählten spezifischen Emissions- bzw. Äquivalenzfaktoren über einen definierten Zeitraum konstant gehalten, um die Anlagen untereinander und deren Entwicklung ohne Überlagerung des Effektes unterschiedlicher Energie-Faktoren bewerten zu können.

Die zunehmende Bedeutung regenerativer Energien bei der Energieerzeugung sowie die stetige Verbesserung der Energieeffizienz der fossilen Kraftwerke führt dabei zu einer deutlichen Abnahme der Emissionsfaktoren für den erzeugten Strom. Die durch die energetische Verwertung von Abfällen eingesparten CO<sub>2</sub>-Emissionen fallen damit immer geringer aus, die Unterschiede zwischen den Verfahren bleiben auf niedrigerem Niveau dennoch bestehen.

Die Auswirkungen der veränderten Emissionsfaktoren auf das Ergebnis der Klimagasbilanz der MBA-Verfahren wird am Beispiel ausgewählter Anlagen verdeutlicht (Kap. 11.5).



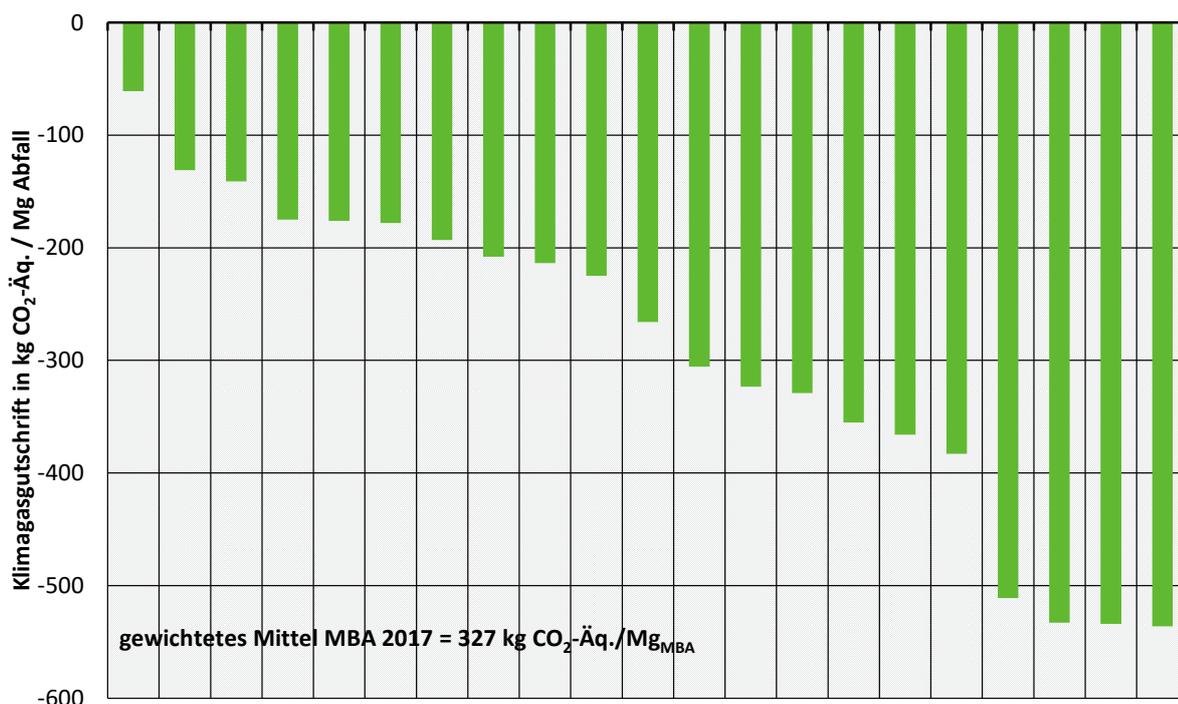
### 11.4 Bilanzergebnisse

Für die CO<sub>2</sub>-Bilanzierung umfasst der Bilanzrahmen damit neben der MBA alle nachfolgenden Prozesse und deren Belastung bis zur Einspeisung der erzeugten überschüssigen Nettozielenergie ins Netz und Übergabe der separierten und aufbereiteten (d. h. von Fremdstoffen befreiten) Wertstoffe zur stofflichen Verwertung und der damit realisierten Nutzeneffekte.

Die Behandlung von Siedlungsabfall in Kombinationsverfahren mit MBA unter Einbeziehung nachfolgender stofflicher und energetischer Verwertung der Teilfraktionen sowie Deponierung führen zu einer Einsparung von klimawirksamen Emissionen von im Mittel über alle MBA/MBS/MPS-Anlagen von über -300 kg CO<sub>2</sub>/Mg Abfall.

Dabei sind jedoch erhebliche Unterschiede zwischen den untersuchten Einzelanlagen in der Größenordnung von -60 bis -536 kg CO<sub>2</sub>/Mg Abfall aufgetreten (Abbildung 57).

Abbildung 57: Klimagasbilanz von MBA-Anlagen 2017



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH, Emissionsfaktoren nach Tabelle 20 bis Tabelle 22

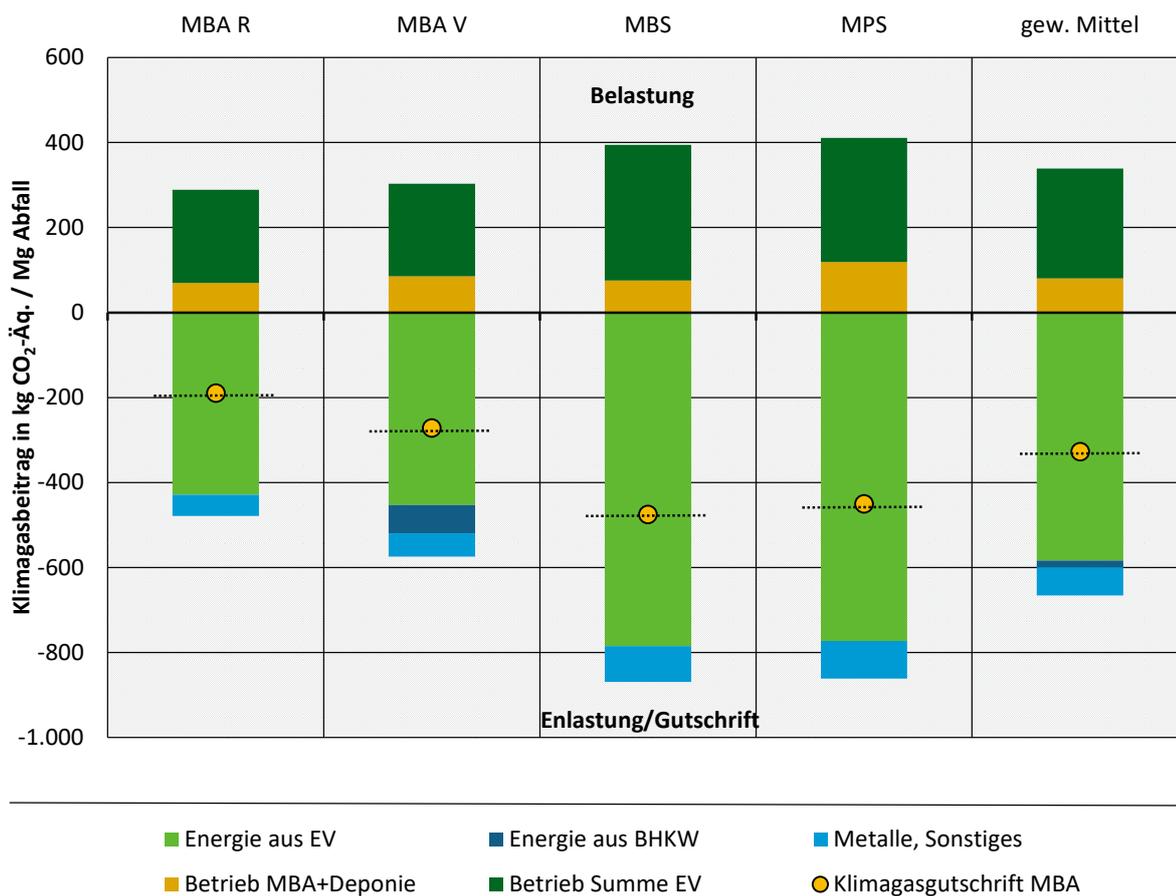
Die erheblichen Unterschiede in der Klimagasgutschrift zwischen den untersuchten Anlagen erklären sich zum einen aus den unterschiedlichen MBA-Verfahrenstypen, zum anderen wirken sich die unterschiedlichen Verwertungswege der EBS-Fraktionen maßgeblich auf das Bilanzergebnis auf. Die höchsten Bilanzwerte sind von MBA erzielt worden, die hohe Abfallanteile in Kraftwerke mit effizienter Energieausnutzung verbracht haben. Die niedrigen Bilanzwerte sind von MBA-Anlagen erzielt worden, die ihre EBS-Fraktionen in Anlagen mit sehr niedrigen energetischen Wirkungsgraden verwertet haben. Da die Verwertung der EBS-Fraktionen öffentlich ausgeschrieben werden muss, verändert sich auch die Abnehmerstruktur zwischen den Ausschreibungsterminen. In die Bilanz der MBA sind jeweils

die im gleichen Betrachtungszeitraum erzielten Wirkungsgrade der von der untersuchten MBA-Anlage belieferten Kraftwerke und MHKW-Anlagen eingeflossen.

In 2017 hat sich die Klimagasbilanz über alle MBA-Anlagen von 308 auf 327 kg CO<sub>2</sub>/Mg erhöht, hervorgerufen durch einen Anstieg der Energieeffizienz von belieferten Kraftwerken sowie einer Veränderung der Anlagenstruktur im MBA-Bereich mit Einfluss auf den gewichteten Mittelwert. Bei der Berechnung des gewichteten Mittelwertes für alle MBA-Anlagen ist die anteilige Gutschrift aus der Annahme und Aufbereitung metallhaltiger Sortierreste in einer MBS-Anlage, die z.T. aus anderen MBA übernommen wurden, wegen fehlender Übertragbarkeit auf die Grundgesamtheit aller MBS-Anlagen nicht berücksichtigt worden.

In Abbildung 58 sind die belastenden und die entlastenden Einzelbeiträge in den Klimagasbilanzen der MBA dargestellt.

Abbildung 58: Einzelbeiträge zur Klimagasbilanz MBA nach Anlagentyp



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Die erzielte Klimagasgutschrift für das Gesamtverfahren lag je nach MBA-Verfahren zwischen -190 und -475 kg CO<sub>2</sub>/Mg. Den niedrigen Wert wiesen Rotte-MBA auf, der höchste Wert wurde im Mittel von den MBS-Anlagen erzielt, die ihre EBS-Mengen in Kraft- und Zementwerke verbracht haben. Die Höhe der Klimagasgutschrift wurde maßgeblich von der saldierten Gutschrift für die energetische Verwertung der Ersatzbrennstoffe bestimmt. Die saldierte Gutschrift ergibt sich aus der Energiegutschrift abzüglich der Belastung aus den bei der Verbrennung erzeugten fossilen CO<sub>2</sub>-Emissionen. Die Gutschriften aus der Biogas- und Metallverwertung fallen demgegenüber mit Beiträgen zwischen -50 und -110 kg CO<sub>2</sub>/Mg deutlich geringer aus, werden allerdings mit relativ geringen Mengenanteilen erzielt.

In einigen MBA-Anlagen erfolgt teilweise keine umfassende Abtrennung von Fe- und NE-Metallen. Sofern die im Abfall verbliebenen Metalle erst nach der energetischen Verwertung der EBS-Fraktion aus der Schlacke separiert worden sind, blieben sie mangels Daten in der MBA-Klimagasbilanz unberücksichtigt. Daten zum Metallrecycling aus EBS-Schlacke liegen aus zwei MBA-Anlagen vor, aus denen die EBS in eigenen EBS-Kraftwerken verwertet werden. Hier wurden aus der Schlacke zusätzlich Metallmengen in der Größenordnung von 0,2 bis 1,3% bezogen auf die Abfallmenge zur MBA abgeschieden. Dies entspricht einer zusätzlichen Gutschrift aus dem Metallrecycling von -4 bis -40 kg CO<sub>2</sub>/Mg<sub>MBA</sub>.

Bei den MBA mit Vergärung führt der Nutzeneffekt aus der Biogasverwertung zu einer ggü. Rotte-MBA um im Mittel ca. -50 kg/Mg höheren CO<sub>2</sub>-Einsparung. Durch die unterschiedliche Mengenanteile, die in den Anlagen zur Vergärung gelangen (Teilstrom-/Vollstrom-Vergärung), fallen die CO<sub>2</sub>-Gutschriften in den MBA mit Vergärung sehr unterschiedlich aus.

Bei der Belastung ist die Höhe der verbrannten fossilen C-Gehalte in den Ersatzbrennstoffen maßgebend. Der fossile C-Gehalt steigt i. d. R. mit dem Heizwert der Abfälle an. Da die an MBS angelieferten Abfälle mit 9,4 MJ/kg den höchsten Heizwert und die höchsten fossilen C-Gehalte aufwiesen, fällt die CO<sub>2</sub>-Belastung hier mit 400 kg CO<sub>2</sub>/Mg am höchsten aus. Durch den erzielten hohen Nutzen bei der energetischen Verwertung weisen die MBS-Anlagen dennoch im Saldo die mit über -500 kg CO<sub>2</sub>/Mg höchsten Bilanzergebnisse auf.

Die Belastungswerte durch den Betrieb von MBA und Deponie (Energieverbrauch, Emissionen aus Betrieb und Ablagerung, im Mittel ca. 80 kg CO<sub>2</sub>/Mg<sub>MBA</sub>) fallen im Vergleich zur Belastung aus der Verbrennung fossiler Abfallbestandteile (im Mittel ca. 260 kg CO<sub>2</sub>/Mg<sub>MBA</sub>) deutlich niedriger aus.

## 11.5 Bilanzergebnisse mit aktualisierten Emissionsfaktoren

Bei Umstellung der Bilanz auf andere Emissionsfaktoren verändert sich die Höhe der Bilanzergebnisse für alle Anlagen, die relativen Unterschiede zwischen den Anlagen bleiben jedoch bestehen.

Maßgeblichen Einfluss auf die Höhe des Bilanzergebnisses hat die Wahl des Emissionsfaktors für Strom. Eine Umstellung der Substitutionsenergie von fossilem Verdrängungsstrom auf aktuellen Strommix (inkl. erneuerbare Energien) wird am Beispiel von MBA mit unterschiedlicher Energieverwertung aufgezeigt.

Die Veränderung der Bilanzergebnisse wird am Beispiel der Entwicklung der Emissionsfaktors für Strom in den Jahren 2010, 2017 und Ausblick auf 2030 aufgezeigt. Im Bezugsjahr 2010 wurde der Emissionsfaktor für den verdrängten Strommix aus fossilen Energien angesetzt. In den Bezugsjahren 2017 und 2030 wurde der Energiemix Deutschland inkl. Belastung aus den Vorketten nach IFEU et al. (2021) eingestellt. Durch den Umstieg der Substitutionsenergie auf Strommix und den zunehmenden Anteil erneuerbarer Energien bei der Stromerzeugung wird der Emissionsfaktor für Strom von 887 bis 2030 auf nur noch 218 g CO<sub>2</sub>/kWh absinken, für die Wärmeenergie wird der Einfluss erneuerbarer Energien auf die Höhe der Wärmegutschriften geringer prognostiziert, gleichwohl ist auch hier von einem Rückgang der Werte auszugehen (nach IFEU et al. 2021) (Tabelle 24)

Tabelle 24: Entwicklung der Emissionsfaktoren für Energie nach Umstellung der Energiesubstitution auf nationalen Energiemix und Zunahme Erneuerbarer Energien im Energiemix

Energieform	g CO <sub>2</sub> -Äq./kWh		
	2010	2017	2030
Bezugsjahr Emissionsfaktor			
Substituierte Energieträger	Fossiler Energiemix	Energiemix	Energiemix
Strom	-887	-562	-218
Fernwärme	-334	-303	-196
Dampf	-303	-272	-178

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH mit Daten aus IFEU/Ökoinstitut, 2010; Fritsche/Rausch 2008; IFEU et al., 2021, jeweils inkl. Belastung aus den Vorketten, eigene Annahmen für Dampf in 2017 und 2030

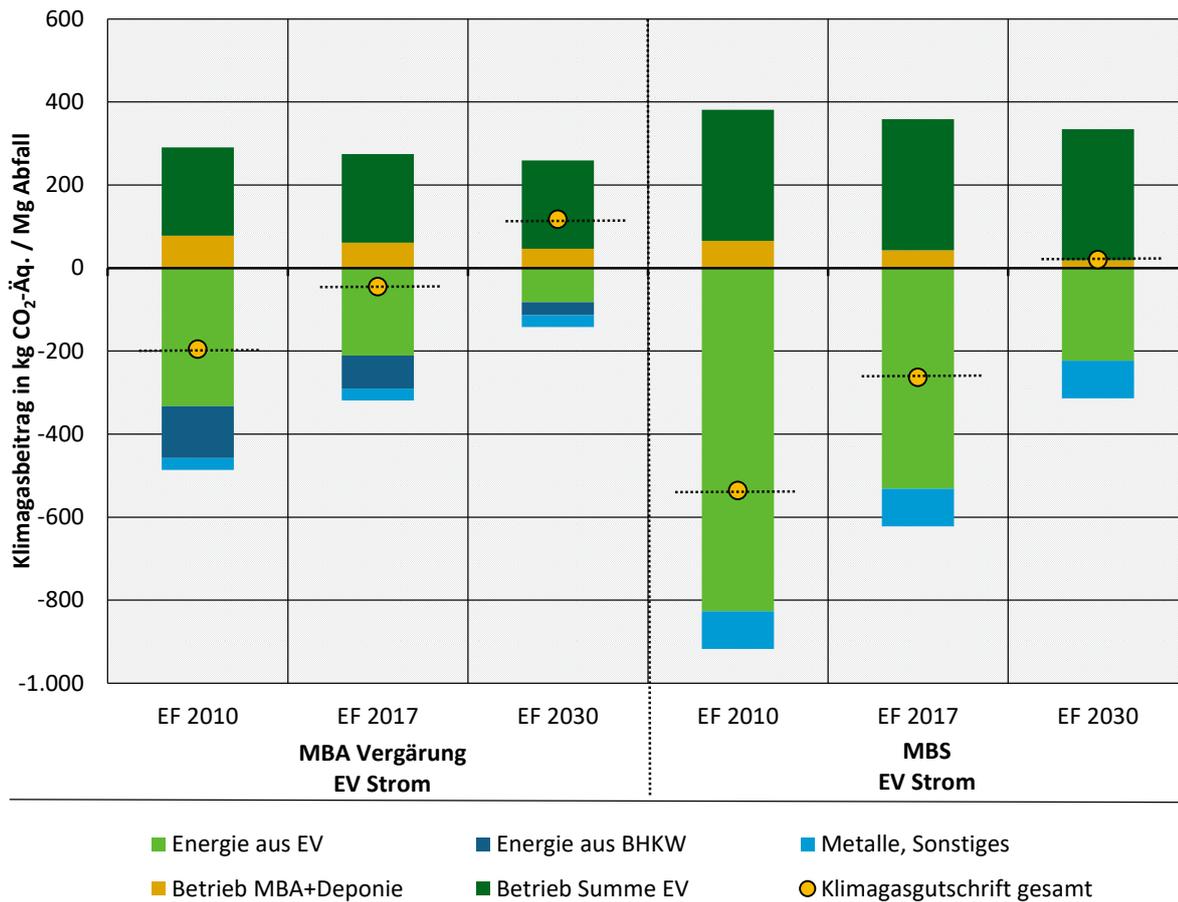
Diese im Sinne der Energiewende gewollte Entwicklung wird die Höhe der CO<sub>2</sub>-Bilanzwerte künftig maßgeblich reduzieren. Die Bilanzen der dargestellten Fallbeispiele basieren auf aktuellen Bilanzen der ausgewählten MBA-Anlagen. Dabei wurden für das jeweilige Bilanzjahr 3 unterschiedliche Emissionsfaktoren und Energiesubstitutionen variiert. Bei den Bezugsjahren 2017 und 2030 wurden neben den Emissionsfaktoren für Energie auch die Emissionsfaktoren für Methan und Lachgas gemäß Tabelle 22 angepasst.

In Abbildung 59 wird der Einfluss der Emissionsfaktoren am Beispiel von MBA/MBS-Anlagen dargestellt, in denen im Rahmen der energetischen Verwertung der EBS und des Biogases vorwiegend Strom erzeugt wird. In Abbildung 60 erfolgt in den dargestellten Anlagen in stärkerem Umfang eine Wärmeverwertung bei der Biogas- und bei der EBS-Verwertung.

Anlagen mit starker Ausrichtung auf Stromerzeugung werden von dem Rückgang der Emissionsfaktoren stärker betroffen. Die Gutschriften für die erzeugte Energie fallen künftig geringer aus, auf der anderen Seite gehen die Emissionen aus der Verbrennung der fossilen Kohlenstoffgehalte in den EBS weiterhin in ursprünglicher Größenordnung in die Bilanz ein. Durch die interne Verrechnung der Energieverbräuche nehmen zwar auch die Belastungen aus dem Energieverbrauch der MBA ab, deren Abnahme gleicht aber bei weitem die Abnahme der Energiegutschriften nicht aus. Im Ergebnis führt eine Umstellung des Bewertungsmaßstabes für Energiegutschriften zu einer drastischen Reduzierung der Klimagutschriften, die in 2030 sogar zu einer Belastung führen kann (Abbildung 59).

Dabei ist zu beachten, dass die Säulen in nachfolgenden Abbildungen keine zeitliche Entwicklung der Jahre 2010, 2017, 2030 darstellen, sondern sie zeigen für jeweils ein bestimmtes Bilanzjahr den Einfluss einer Veränderung der Emissionsfaktoren als Folge der Transformationsprozesse im Energieerzeugungssystem auf die Klimagasbilanz der Abfallbehandlung am Beispiel der ausgewählten MBA- und TAB-Anlagen.

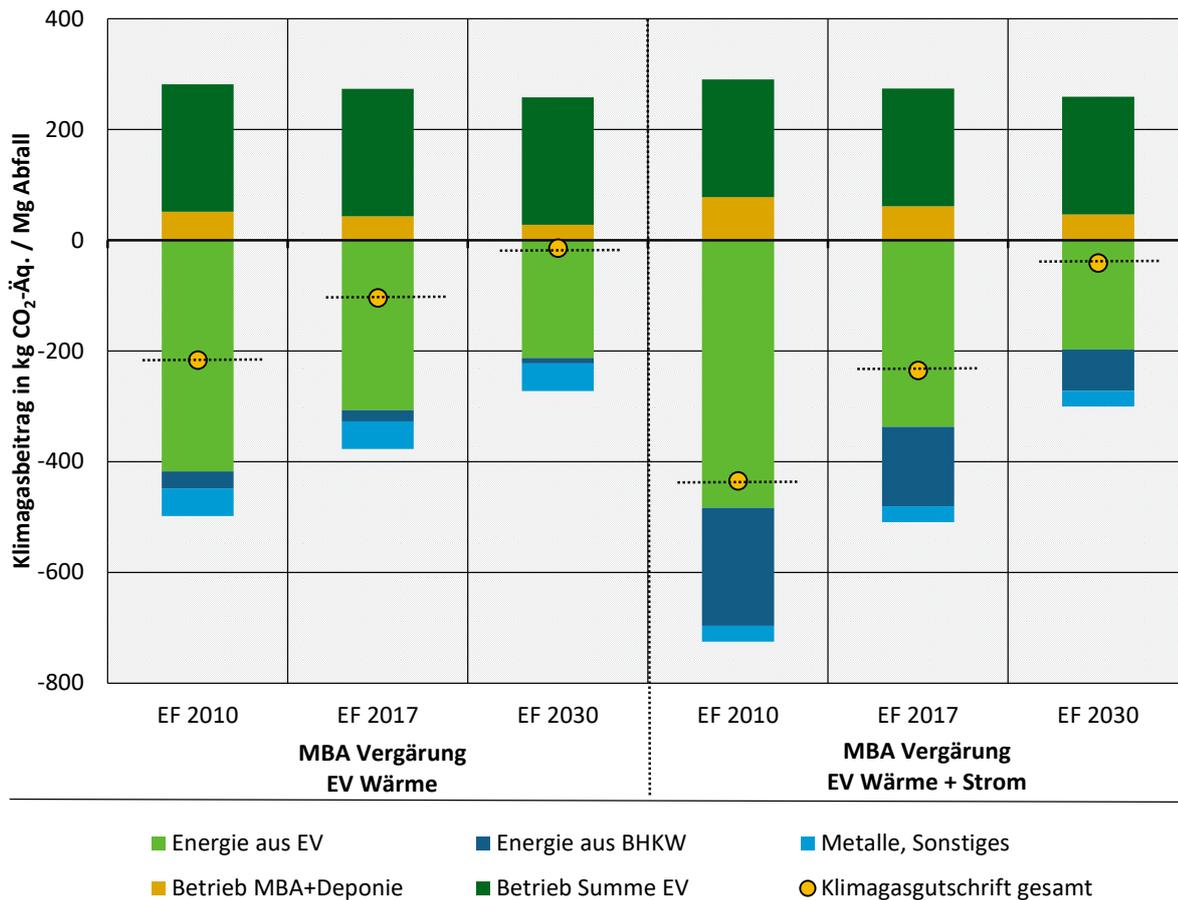
Abbildung 59: Einfluss Veränderung der Emissionsfaktoren auf die Klimagasbilanz von MBA mit überwiegender Stromerzeugung aus Biogas und EBS (EV Strom)



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Anlagen mit stärkerer Ausrichtung auf Wärmeverwertung sind durch den etwas geringeren Rückgang der Emissionsfaktoren für Wärme nicht so stark betroffen. In beiden untersuchten Anlagen würde auch bei Ansatz der Emissionsfaktoren 2030 trotz ebenfalls deutlichem Rückgang der Bilanzwerte eine geringe Gutschrift für die MBA verbleiben (Abbildung 60).

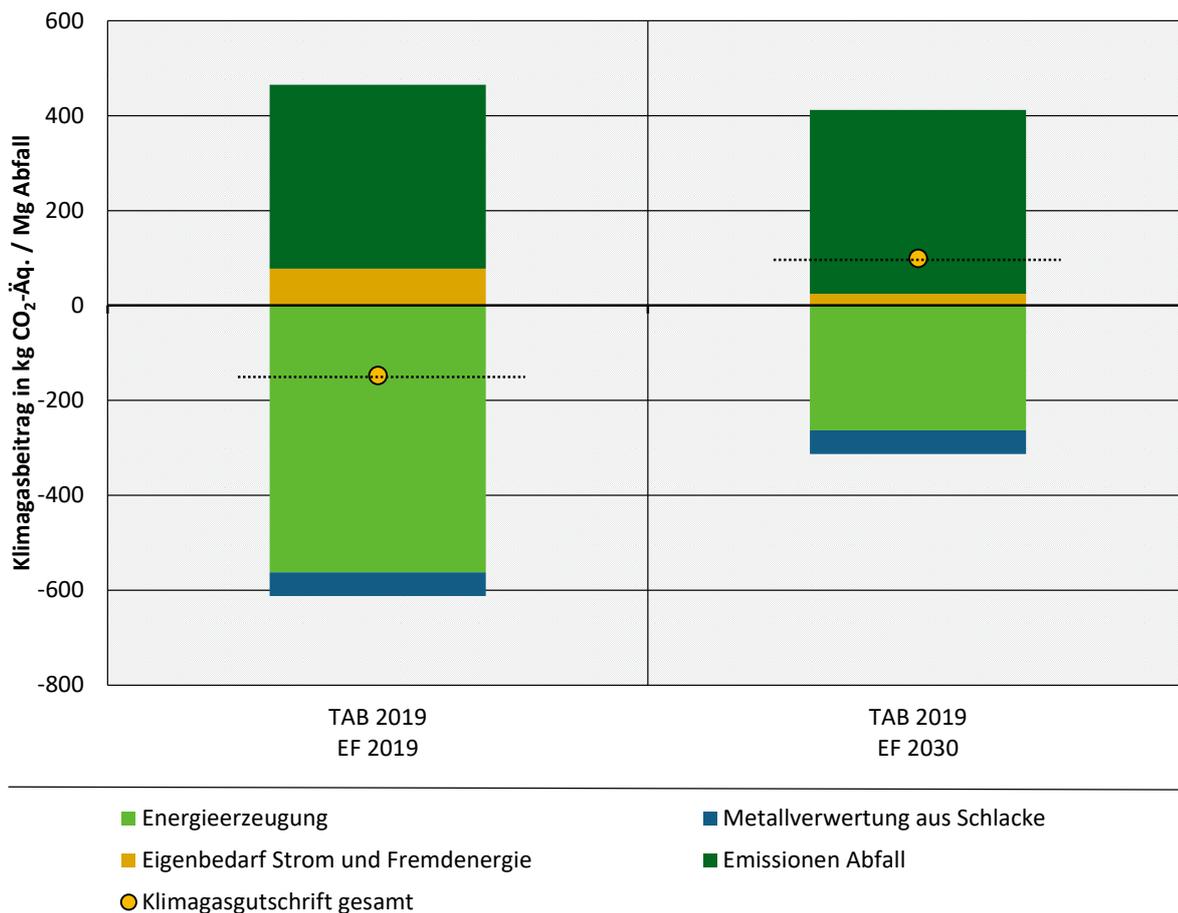
Abbildung 60: Einfluss Veränderung der Emissionsfaktoren auf die Klimagasbilanz von MBA mit Strom- und Wärmeerzeugung aus Biogas und EBS



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Die dargestellte Veränderung der Bewertungsmaßstäbe würde künftig nicht nur die Klimagasbilanzwerte von MBA, sondern in gleichem Umfang auch die Bilanzwerte von Thermischen Abfallbehandlungsanlagen (MVA und EBS-Kraftwerke) geringer ausfallen lassen. Ausgehend von der Klimagasbilanz von 2019 würde sich bei Umstellung auf Emissionsfaktoren 2030 das Bilanzergebnis der TAB von einer Gutschrift in Höhe von -148 kg CO<sub>2</sub>/Mg TAB zu einer Belastung von +14 kg CO<sub>2</sub>/Mg TAB umkehren (Abbildung 61).

Abbildung 61: Einfluss Veränderung der Emissionsfaktoren auf die Klimagasbilanz von TAB mit Strom- und Wärmeerzeugung



Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, iba GmbH mit Daten aus ITAD Jahresbericht 2019,

Unabhängig davon wie zukünftig die Emissionen aus der energetischen Abfallverwertung bewertet werden und welcher Maßstab für die Bewertung der dabei erzeugten Energien vereinbart wird, lassen sich aus den dargestellten Klimagasbilanzentwicklungen folgende Anforderungen an die künftige energetische Verwertung von Abfällen und EBS ableiten:

Zur Minderung der brennstoffseitigen CO<sub>2</sub>-Emissionen müssten künftig die fossilen Kohlenstoffgehalte in den energetisch verwerteten Abfällen reduziert werden. Dies kann z. B. durch verstärkte Entnahme von Kunststoffen erreicht werden.

Die energetische Verwertung von Abfällen sollte künftig stärker auf die Erzeugung und Verwertung von Wärme ausgerichtet werden, da der Strombedarf absehbar überwiegend durch erneuerbare Energien gedeckt werden soll.

Bei der Wahl der Emissionsfaktoren sollte künftig die tatsächlich durch die Abfallverwertung substituierte Energie berücksichtigt werden, sofern im konkreten Einzelfall fossile Energieträger substituiert worden sind. Dies betrifft u.a. den Einsatz von EBS in Zementwerken oder in EBS-Kraftwerken, die vorwiegend Prozesswärme erzeugen.

## 12 Neue Entwicklungen

Bei der Erarbeitung der Optionen zur Weiterentwicklung der MBA wurden auch neue Entwicklungen berücksichtigt. Dabei lag ein Fokus auf der Entwicklung der Restabfall-Zusammensetzung.

Mit Blick auf die bislang ausschließlich energetische Verwertung der in MBA-Anlagen aussortierten Kunststoffe wurden des Weiteren die bisherigen Erkenntnisse zur stofflichen Verwertung von Post-Consumer-Kunststoffabfällen aus den dazu vorliegenden Untersuchungen zusammengetragen und die diesbezüglichen Forschungsaktivitäten sowie die aktuellen Entwicklungen im Bereich des werkstofflichen als auch des chemischen Recyclings dargestellt.

Bei den anschließend aufgezeigten Optionen werden zudem auch zukunftsorientierte Ansätze im Kontext mit der Energiewende aufgegriffen, wie z. B. die Einbeziehung von Power-to-Gas- und Wasserstoffstrategien, Methanisierung des CO<sub>2</sub> aus Biogas sowie Abscheidung und Speicherung bzw. Nutzung von CO<sub>2</sub> (BECCR).

### 12.1 Entwicklung der Restabfall-Zusammensetzung

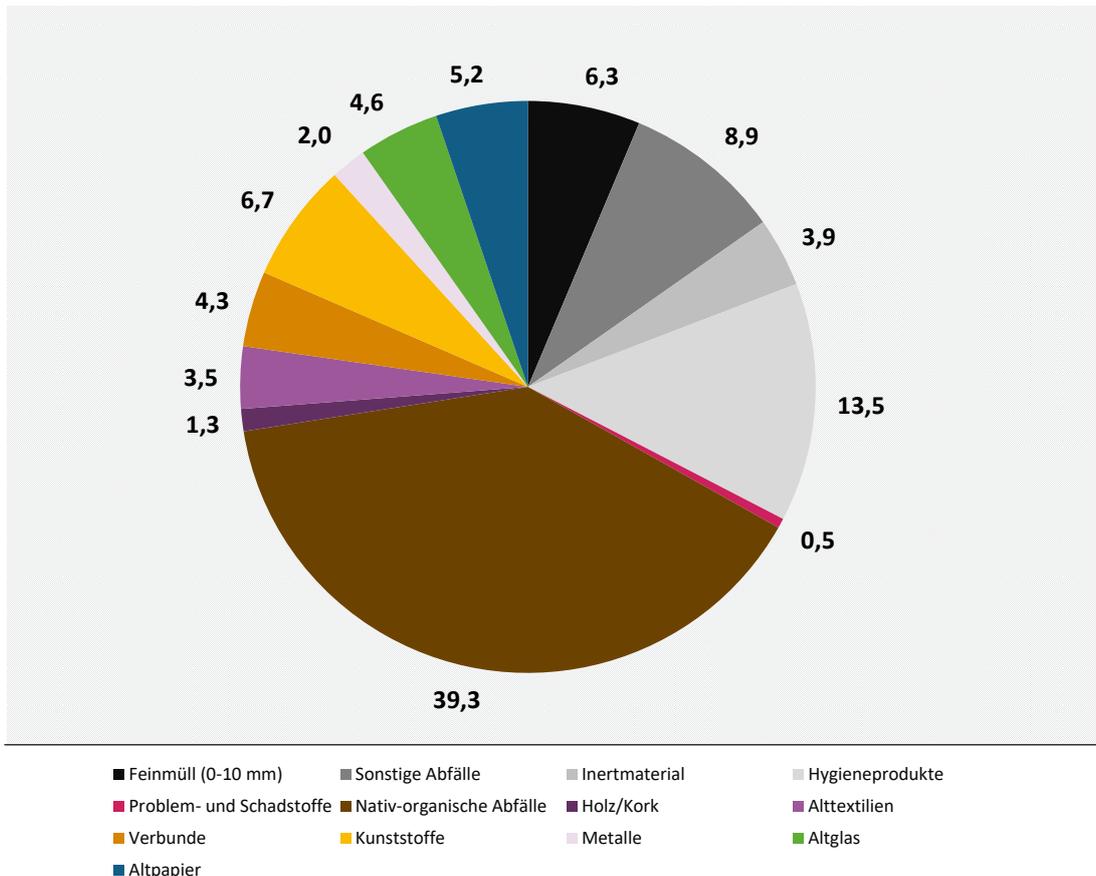
Seit der bundesweiten Datenerhebung zur Hausmüllzusammensetzung in den 1980er Jahren hat eine Entwicklung im Umgang mit Siedlungsrestabfällen (Hausmüll) hin zu einer verbesserten Kreislaufwirtschaft stattgefunden. Vor diesem Hintergrund wurde in einem aktuellen UBA-Vorhaben eine „vergleichende Analyse von Siedlungsrestabfällen aus repräsentativen Regionen in Deutschland zur Bestimmung des Anteils an Problemstoffen und verwertbaren Materialien“ durchgeführt und 2020 veröffentlicht (Dornbusch et al., 2020). Es wurden die Menge und Zusammensetzung des Hausmülls aus privaten Haushalten in Deutschland ermittelt und die relevanten Einflussgrößen auf die Zusammensetzung des Hausmülls hinsichtlich ihrer Wirkungsweisen untersucht. Die Ergebnisse werden nachfolgend zusammenfassend dargestellt und mit Blick auf die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung bewertet.

Die Untersuchungen der Studie beziehen sich ausschließlich auf den Hausmüll aus privaten Haushalten. Die Hochrechnung der ermittelten Massenströme auf das Bundesgebiet ergibt eine spezifische Hausmüllmenge aus privaten Haushalten von ca. 128 kg/(E\*a), entsprechend 10,7 Mio. Mg/a. Die in Deutschland über die Systemabfuhr im Jahr 2017 insgesamt erfasste Mengen an gemischten Siedlungsabfällen (AS 20 03 03 01 und 200301 01 anteilig) werden von DESTATIS mit ca. 12,95 Mio. Mg/a (in FS 19), in der Abfallbilanz dagegen mit 14,1 Mio. Mg/a ausgewiesen. Das entspricht einer spezifischen Menge von ca. 156 bzw. 170 kg/(E\*a). Neben dem Hausmüll aus privaten Haushalten sind darin Mengen gewerblicher Herkunft in Höhe von 2,3-3,4 Mio. Mg/a enthalten. In den Sammeltouren werden auch Behälter geleert, die gemeinsam von Gewerbebetrieben und privaten Haushalten oder in Einzelfällen auch ausschließlich gewerblich genutzt werden. Der gewerbliche Anteil an der Gesamtmenge gemischter Siedlungsabfälle variiert erfahrungsgemäß in Abhängigkeit der Siedlungsstrukturen und kann in städtischen Gebieten bis zu 25 % und mehr betragen, in ländlich geprägten Sammelgebieten geht der Anteil teilweise auf unter 10 % zurück. Zur Zusammensetzung der gewerblichen Hausmüllanteile liegen keine aktuellen Daten aus Sortieranalysen vor, es ist aber zu vermuten, dass diese einen höheren Anteil an trockenen Wertstoffen und einen geringeren Organikanteil aufweisen. Eine Hochrechnung der ermittelten Zusammensetzung auf die Gesamthausmüllmenge und den MBA-Input ist somit nur bedingt aussagekräftig. Auch Sperrmüll ist in der o. g. Menge nicht enthalten und wird zudem mit der nachfolgend beschriebenen Zusammensetzung nicht abgebildet. Die bei der bundesweiten Analyse in Form von Sichtungen ermittelte Sperrmüllzusammensetzung ist Dornbusch et al. (2020) zu entnehmen.

Die in Abbildung 62 dargestellte durchschnittliche Zusammensetzung des **Hausmülls aus privaten Haushalten** in Deutschland kann anhand der Gewichtsanteile von fünf wesentlichen Hauptstoffgruppen beschrieben werden (Dornbusch et al., 2020):

- ▶ Nativ-organische Abfälle: 39,3 Gew.-%
- ▶ Trockene Wertstoffe: 27,6 Gew.-%
- ▶ Restabfall: 26,3 Gew.-%
- ▶ Feinmüll (0 - 10 mm): 6,3 Gew.-%
- ▶ Problem- und Schadstoffe: 0,5 Gew.-%

Abbildung 62: Zusammensetzung des Hausmülls aus privaten Haushalten in Deutschland



Quelle: Dornbusch et al. 2020

Den größten Anteil am Hausmüll stellen, laut der Studie, die nativ-organischen Abfälle mit ca. 39 Gew.-%. In dieser Menge sind Küchen- und Nahrungsabfälle, Gartenabfälle (in nur geringer Menge), sonstige organische Abfälle sowie gefüllte oder teilentleerte Lebensmittelverpackungen zusammengefasst. Insbesondere die noch verpackten Lebensmittel sind in der vorliegenden Form nicht für eine separate Erfassung über die Biotonne oder die Sammelsysteme für Verpackungen geeignet. Trockene Wertstoffe machen etwa 28 Gew.-% des Gesamthausmülls aus. Neben Altpapier, Altglas, Kunststoffen, Alttextilien sowie Holz/Kork sind darin auch Verbunde und Elektroaltgeräte berücksichtigt.

Folgende Einflussgrößen auf die Qualität und Quantität des Hausmülls wurden in der Studie analysiert:

- ▶ **Vegetation:** Die spezifischen Hausmüllmengen unterscheiden sich zwischen den Vegetationsphasen nur gering. Die Grünabfallmenge wie auch die Gesamtmenge an nativer Organik im Hausmüll liegt in beiden Vegetationsphasen auf einem vergleichbaren Niveau.

- ▶ Siedlungsstrukturen: Siedlungsstrukturen haben einen signifikanten Einfluss auf die Qualität und Quantität des Hausmülls (vgl. Tabelle 25). In städtischen Strukturen wird die getrennte Wertstoffsammlung in geringerem Umfang umgesetzt, was zu größeren Hausmüllmengen mit höheren Wertstoffpotenzialen führt. In ländlichen und ländlich verdichtet bebauten Gebieten ist der Anteil an trockenen Wertstoffen vergleichbar gering. Aufgrund des höheren Anschlussgerades an die Biotonne ist der Organikanteil im Hausmüll in den ländlich dichten Gebieten niedriger als in den ländlichen Gebieten.
- ▶ Umfang der getrennten Bioabfallsammlung: Der reduzierende Effekt einer haushaltsnahen getrennten Sammlung von nativer Organik über eine Biotonne konnte in den Analysen eindeutig belegt werden.
- ▶ Einsatz gebührenrelevanter technisierter Systeme: Der Einsatz von gebührenrelevanten technisierten Systemen, bei denen z. B. durch die Anzahl der Behälterbereitstellungen zur Leerung die Gebührenhöhe direkt beeinflusst werden kann, bewirkt einen deutlichen Rückgang der Hausmüllmengen
- ▶ Bebauungsstrukturen: Insbesondere Bebauungsstrukturen mit einer großen Anonymität und großen Abfallbehältern, wie es häufig bei Großwohnanlagen der Fall ist, weisen eine überdurchschnittliche Hausmüllmenge auf. Bei direkter Zuordnung von Abfallbehältern zu Haushalten, wie in Außenbereichen üblich, existiert ein hoher finanzieller und sozialer Anreiz, Abfälle zu vermeiden und getrennt zu halten, was sich reduzierend auf die Hausmüllmenge auswirkt.

Tabelle 25: Spezifische Hausmüllmenge in Abhängigkeit der Siedlungsstruktur

Stoffgruppe	Deutschland kg/(E*a)	Ländlich kg/(E*a)	Ländlich dicht kg/(E*a)	Städtisch kg/(E*a)
Altpapier	6,6	4,2	5,1	10,1
Altglas	5,8	5,1	4,8	7,6
Metalle	2,6	2,1	2,1	3,4
Kunststoffe	8,6	5,7	7,8	11,7
Verbunde	5,5	4,8	5,0	6,5
Alttextilien	4,5	5,1	4,0	4,6
Holz/Kork	1,6	1,4	2,2	1,0
Nativ-organische Abfälle	50,4	49,4	38,7	64,6
Problem- und Schadstoffe	0,7	1,0	0,5	0,7
Hygieneprodukte	17,3	15,5	18,8	16,9
Inertmaterial	5,0	5,3	5,6	4,1
Sonstige Abfälle	11,4	10,7	10,2	13,4
Feinmüll (0 - 10 mm)	8,1	14,4	5,7	6,5
Summe	128,2	124,6	110,5	151,1

Quelle: Dornbusch et al. 2020

Ein orientierender Ergebnisvergleich mit den Ergebnissen der vorherigen bundesweiten Hausmüllanalyse von 1983 – 1985 zeigt, dass die Anstrengungen mit einem sukzessiven Ausbau der Getrennterfassungssysteme zu sehr guten Effekten im Hinblick auf die im Hausmüll verbleibenden Wertstoffmengen geführt haben. Gegenüber der vorherigen bundesweiten Hausmüllanalyse ist ein Mengenrückgang insgesamt um ca. 46 % von ca. 239 kg/(E\*a) auf 128 kg/(E\*a) eingetreten. Die verbleibenden Potenziale sind der Studie nach bei allen Wertstoffen zurückgegangen, wie der Tabelle 26 zu entnehmen

men ist. Auch die Menge an nativ-organischen Abfällen im Hausmüll ist um ca. 29 kg/(E\*a) beziehungsweise 37 % erheblich zurückgegangen. Die prozentuale Zusammensetzung des Hausmülls weist insbesondere deutlich geringere Anteile an Altpapier, Altglas und Metallen auf. Aufgrund des Rückgangs der Gesamthausmüllmenge liegen die Anteile an Kunststoffen, Verbunden und Textilien etwa auf dem damaligen Niveau und der Organikanteil ist von ca. 33 Gew.-% in den 1980er Jahren auf aktuell ca. 39 Gew.-% angestiegen.

Tabelle 26: Vergleich der spezifischen Hausmüllmenge und -zusammensetzung 1985 und 2018

Stoffgruppen	1985 kg/(E*a)	2018 kg/(E*a)	Delta kg/(E*a)	1985 Gew.-%	2018 Gew.-%	Delta Gew.-%
Altpapier	49,6	6,6	-42,9	20,8	5,2	-15,6
Altglas	27,5	5,8	-21,7	11,5	4,6	-7,0
Metalle	9,8	2,6	-7,2	4,1	2,0	-2,1
Kunststoffe	15,9	8,6	-7,3	6,7	6,7	0,1
Verbunde	9,2	5,5	-3,7	3,8	4,3	0,4
Textilien	6,1	4,5	-1,6	2,6	3,5	0,9
Nativ-organische Abfälle	79,6	50,4	-29,1	33,3	39,3	6,0
Problem- und Schadstoffe	1,2	0,7	-0,5	0,5	0,5	0,0
Sonstige Abfälle/Feinmüll	39,8	43,5	3,7	16,7	33,9	17,2
<b>Summe</b>	<b>238,7</b>	<b>128,2</b>	<b>-110,5</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>-</b>

Quelle: Dornbusch et al. 2020

Bei den trockenen Wertstoffen werden inzwischen hohe Erfassungsquoten von z. B. 91 % beim Altpapier und 80 % beim Altglas erreicht und auch die Metallmenge ist auf unter 3 kg/(E\*a) gesunken. Die Kunststoffe im Hausmüll machen im Durchschnitt etwa 6,7 % bzw. 8,6 kg/(E\*a) aus. Für den MBA-Input und die Ausschleusung von trockenen Wertstoffen in der mechanischen Stufe wäre der Rückgang der Metallanteile für die anschließende stoffliche Verwertung relevant. Für die heizwertreiche Fraktion sind Anteile des Papiers und v. a. der Kunststoffe von Bedeutung. Bei den Kunststoffen ist der Anteil konstant geblieben, diese Fraktionen bieten teilweise das Potenzial, um im Rahmen der mechanischen Aufbereitung aus dem Abfallstrom abgetrennt und einer hochwertigeren Verwertung zugeführt zu werden (vgl. 12.2).

Von den 50,4 kg/(E\*a) nativ-organischen Abfällen im Hausmüll eignen sich 40,1 kg/(E\*a) für eine Erfassung über die Biotonne. Separat über die Biotonne eingesammelt wurden im Jahr 2017 bundesweit ca. 59 kg/(E\*a), was einer Erfassungsquote von etwa 60 % entspricht. Bezogen auf die Küchen- und Nahrungsabfälle liegt die Quote nur bei 37 %. Vor diesem Hintergrund verwundert es nicht, dass die Biogasausbeute bei MBA-Anlagen mit einer Vergärungsstufe höher ist als bei der Bioabfallvergärung. Eine Reduzierung der Organikmengen im Hausmüll ist durch eine weitere Erhöhung der Anschlussquoten an die Biotonne zu erreichen.

Grundsätzlich ist mittel- und langfristig mit einer weiteren Veränderung der Restabfallmenge und dessen Zusammensetzung zu rechnen. Dazu werden zum einen die im KrWG geforderte konsequentere Umsetzung der fünfstufigen Abfallhierarchie mit weitergehender getrennter Erfassung von Wertstoffen zum Recycling und verstärkten Aktivitäten zur Abfallvermeidung und Wiederverwendung beitragen. Dabei steht aktuell insbesondere die verstärkte Erfassung von Bioabfällen im Fokus der Bemühungen. Aber auch zum Thema Wiederverwendung sind bereits heute v. a. in größeren Städten Aktivitäten bis hin zu umfassenden Re-Use-Strategien erkennbar. Im Rahmen der bundesweiten Hausmüllanalyse wurde dazu im Rahmen einer Sperrmüllsichtung ein wiederverwendbarer Anteil des Sperrmülls von i. M. 9 % ermittelt.

Auch die höheren Quoten bei den Verpackungen (VerpackG) sowie die stärkeren Trennvorgaben bei den Gewerbeabfällen (GewAbfV) können Auswirkungen auf den künftigen MBA-Input haben. Darüber hinaus sind auch Entwicklungen im Bereich der Produktion (z. B. Design for Recycling) und im Nutzerverhalten (z. B. durch Sharing Economy) in Verbindung mit einem Wertewandel v. a. bei der jüngeren Generation erkennbar. In welchem Ausmaß sich diese Vorgaben und Trends auf die Restabfallmenge und -zusammensetzung auswirken werden, bleibt abzuwarten.

Im Rahmen dieser Studie wird davon ausgegangen, dass sich die Bestrebungen zur Steigerung der über Biotonne erfassten Bioabfallmengen nicht in einen vergleichbaren Rückgang der Organikmengen im Restabfall niederschlagen werden. Durch die Wechselwirkungen zwischen den Entsorgungspfaden wird angenommen, dass ein Teil der künftigen Bioabfallmengen auf einen Rückgang der bisher als Garten- und Parkabfall oder Grünabfall (AS 20 02 01) angelieferten Mengen und zum Teil auf einen Rückgang der Eigenkompostierung zurück zu führen sein wird. Damit dürften auch künftig trotz der Steigerungsbemühungen ausreichend Organikanteile in den gemischten Siedlungsabfällen verbleiben, die einen Weiterbetrieb der biologischen Behandlung in MBA sicherstellen bzw. erfordern. Für die im Restabfall verbleibenden Organikmengen kann durch eine Restabfallvergärung in einer MBA weiterhin das Biogaspotenzial effektiv nutzbar gemacht werden. Mit Blick auf die in der Tabelle 25 erkennbare Abhängigkeit der Zusammensetzung von der Siedlungsstruktur ist zudem bei den meisten MBA-Anlagen aufgrund des häufig eher ländlich strukturierten Einzugsgebiets und der hier bereits umfassenderen Wertstoffabschöpfung sowie den höheren getrennt erfassten Bioabfallmengen mit geringeren Reduzierungspotenzialen zu rechnen.

In welchem Umfang die bisher im Rahmen der Systemabfuhr gesammelten gewerblichen Abfälle durch verstärkte Getrennthaltung an den Anfallstellen/Betrieben künftig geringer ausfallen werden, kann in der Höhe zzt. nicht abgeschätzt werden. Davon wird abhängen, in welcher Höhe abschöpfbare Wertstoffanteile in den zu MBA angelieferten gemischten Siedlungsabfällen enthalten sein werden.

## 12.2 Recycling von Kunststoffen

Ein Recycling von Stoffströmen aus MBA-Anlagen erfolgt bisher nahezu ausschließlich bei den Fe- und NE-Metallen sowie bei einigen Anlagen durch die Mitbehandlung von Bioabfall. Die aussortierten Kunststoffe werden i. d. R. einer energetischen Verwertung zugeführt. Bestrebungen, auch die aus dem MBA-Input ausgeschleusten Kunststoffe stofflich zu verwerten, gibt es bereits seit vielen Jahren. Vor dem Hintergrund der aktuellen Entwicklungen auf dem Kunststoffmarkt könnte dieser Verwertungsweg künftig an Bedeutung gewinnen. Nachfolgend werden zunächst die bereits vorliegenden Erkenntnisse aus früheren Untersuchungen dargestellt und anschließend die aktuellen Entwicklungen und Perspektiven aufgezeigt.

### 12.2.1 Bisherige Versuche und Erfahrungen zum Recycling von Kunststoffen aus Restabfällen

Als eine der ersten MBA-Anlagen hatte die 2003 in Betrieb gegangene **MBRA Münster** bereits in der Planungsphase das Ziel, möglichst viele der aus dem Restabfall aussortierten Stoffströme, so auch die Kunststoffe, stofflich zu verwerten. Entsprechend wurde die mechanische Stufe der Anlage mit NIR-Aggregaten zur Kunststoffaussortierung ausgestattet. Die Bemühungen, die ausgeschleusten Kunststoffe einer stofflichen Verwertung zuzuführen und neue Kunststoffprodukte daraus erzeugen zu lassen, sind bislang gescheitert. Als wesentliche Hemmnisse stellten sich die Verschmutzungen und insbesondere die Geruchskontaminationen der Rezyklate heraus. Bis heute werden die Kunststoffe aus dieser Anlage – wie bei den übrigen MBA-Anlagen auch – energetisch verwertet.

Die stoffliche Verwertung von aus dem Restabfall ausgeschleusten Kunststoffen wurde in den vergangenen Jahren in verschiedenen Versuchen immer wieder getestet. Ausgewählte Versuche und deren Ergebnissen sind nachfolgend dargestellt.

Im Jahr 2005 wurden im Rahmen einer im Auftrag des **Umweltministeriums NRW** durchgeführten Studie (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2005) Versuche zur stofflichen Verwertung von Kunststoffen aus einem Restabfall-/LVP-Gemisch durchgeführt. Im Zuge der Diskussion um die Erfassung von Leichtverpackungen wurde hier als eine Variante der zu dieser Zeit diskutierte mögliche Verzicht auf eine getrennte Erfassung zu Gunsten einer Erfassung über den Restabfall mit anschließender Aussortierung (u. a. in der MBRA Münster) getestet. Es wurden Verwertungsversuche sowohl im Technikumsmaßstab als auch in Anlagen verschiedener Kunststoffverwerter durchgeführt und auch die werkstofflichen Eigenschaften der verwerteten Kunststoffe wurden untersucht. Alle Verwertungsversuche zeigten die grundsätzliche Verwertbarkeit der Kunststoffe. Durch die stärkere Anhaftung mineralischer und organischer Bestandteile und die höhere Feuchte wurden geringere Ausbeuten und größerer Aufbereitungsaufwand in Aussicht gestellt. Die erprobten Materialeigenschaften waren jedoch tendenziell vergleichbar zu Material aus einer getrennten Sortierung von Leichtverpackungen. Es gab aber auch Hinweise darauf, dass das erzeugte Produkt mit einem spezifischen „Müllgeruch“ beladen sein könnte, was die Vermarktbarkeit beeinträchtigen würde. Daher konnte die stoffliche Verwertbarkeit und v. a. die Marktakzeptanz der Kunststoffe nicht abschließend geklärt werden.

2010 wurden in der **mechanisch-biologischen Trocknungsanlage (MBT) Mertesdorf** im Rahmen eines vom rheinland-pfälzischen Umweltministerium geförderten Projektes ca. 10.000 Mg getrockneter Hausmüll aus der Region Trier nachsortiert. Im Ergebnis wurde die Herstellung von Produkten zur werkstofflichen Verwertung als technisch machbar eingestuft, wobei eine möglichst geringe Restfeuchte für die Sortierung als erforderlich angesehen wurde. Veröffentlichungen zu Folge konnten 6,4 kg verwertbare Kunststoffe pro Einwohner und Jahr gewonnen werden. Bei der anschließenden Verwertung wurden seitens der Verwerter insbesondere die staubförmigen Anhaftungen sowie der abfallähnliche Eigengeruch der erzeugten Regranulate als Beeinträchtigung für die Vermarktbarkeit bewertet und ein positiver Marktwert in Frage gestellt (EUWID, 38/2010).

Praxisversuche zur weiteren Wertstoffentfrachtung von Hausmüll wurden zudem von der **Arbeitsgemeinschaft "Graue Wertstofftonne"** durchgeführt. Ausgangsmaterial waren haushaltsstämmige Restabfälle aus dem Landkreis Kassel sowie aus dem Gebiet des Zweckverbandes Südniedersachsen. Der Hausmüll wurde jeweils zunächst in Abfallbehandlungsanlagen (EBS-Aufbereitungsanlage in Weidenhausen sowie MBA Südniedersachsen in Deiderode) mit der jeweils vorhandenen mechanischen Aufbereitungstechnik zu einem Wertstoffkonzentrat aufbereitet. Dieses wurde anschließend in der Technikumsanlage der Fa. TITECH (Mühlheim-Kärlich) mittels NIR-Technik weiter aufbereitet. Als Zielfractionen wurden 2-D-Kunststoffe (LDPE) und 3-D-Kunststoffe (PP, PE, PET, PS) abgetrennt. Von den 3-D-Kunststoffen wurden repräsentative Proben zur Bewertung der Kunststoffqualitäten im Magdeburger Kunststoff-Service-Center (MAKSC) untersucht. Nach Wäsche, Zerkleinerung, Schwimm-Sink-Trennung und Trocknung erfolgte eine Regranulierung und Herstellung von Normprüfkörpern, die den üblichen Kunststoffanalysen unterzogen wurden. (Hezel et al., 2014)

Die Ausgangsmenge der im Restabfall enthaltenen Kunststoffe betrug in beiden Gebieten etwa 10 kg/(E\*a). Anteilig lagen die Kunststoffe im Ausgangsmaterial in folgender Größenordnung vor:

- ▶ LK Kassel: 5,9 %, davon 3,7 % 3-D-Kunststoffe und 2,2 % 2-D-Kunststoffe
- ▶ AZV Südniedersachsen: 8,1 %, davon 3,8 % 3-D-Kunststoffe und 4,3 % 2-D-Kunststoffe.

Aus den beiden Wertstoffkonzentraten konnten Kunststoffmengen in der Größenordnung von 3,7 kg/(E\*a) (LK Kassel) bzw. 6,0 kg/(E\*a) (AZV Südniedersachsen) (i. M. 4,8 kg/(E\*a)) gewonnen werden. Aus diesem Kunststoff-Stoffstrom konnten wiederum 1,2 bzw. 1,6 kg/(E\*a) (i. M. 1,4 kg/(E\*a)) nach Kunststoffarten differenziert werden. Davon machen die 3-D-Kunststoffe 0,2 – 0,3 kg/(E\*a) aus. (Kern, Siepenkothen, 2013)

Die auf die Materialeigenschaften untersuchten PP- und PE-Kunststoffe waren materialseitig vergleichbar mit Fraktionen aus der LVP-Erfassung, wiesen jedoch einen höheren Verschmutzungsgrad auf. Die Outputraten lagen dadurch unter denen von LVP-Kunststoffen. Die Qualität der erzeugten Normprüfkörper lag im erwarteten Qualitätsspektrum und zeigte keine signifikanten Unterschiede zu Rezyklaten aus der LVP-Erfassung. Der registrierte Geruch der Proben wurde insbesondere auf die Füllgüter der Verpackungen und weniger auf die Anhaftungen aus der Restmülltonne zurückgeführt. Es wurde geschlussfolgert, dass eine positive Vermarktung möglich sein müsste. Die Bestrebungen zur Abtrennung und Verwertung von Kunststoffen wurden nicht weiterverfolgt.

Im Herbst 2020 wurde auch in der jetzigen **MRA Münster** die Fragestellung erneut aufgegriffen. Im Zuge einer Untersuchung und Bewertung verschiedener Stoffströme wurden an mehreren Tagen an unterschiedlichen Stellen der Anlage Stoffströme beprobt und auf deren stoffliche Zusammensetzung sowie chemisch analysiert. Ziel der Untersuchungen war es u. a., Potenziale für hochwertige Verwertungswege zu identifizieren. Ein Fokus wurde dabei auch auf die enthaltenen Kunststoffe und insbesondere PE/PP-Kunststoffe, die den größten Anteil der Kunststoffe ausmachten, gelegt. Insgesamt wurde ein abtrennbares PE/PP-Potenzial für eine mögliche stoffliche Verwertung von etwa 2.300 Mg/a ermittelt. 42 % dieses Potenzials findet sich in der groben Leichtfraktion, wo die Konzentration an PE/PP-Kunststoffen bei 30 % liegt. 31 % des PE/PP-Potenzials fallen in der feinen Leichtfraktion, die verbleibenden 28 % in der Schwerfraktion an. Die Überlegungen zum weiteren Vorgehen sind noch nicht abgeschlossen.

Im Jahr 2020 wurden Versuche zur Verwertung von PE-Kunststofffolien unterschiedlicher Herkunftsbereiche aus der **MBA Pohlsche Heide im Kreis Minden** durchgeführt (Ebbing, 2020). Es wurden sowohl Folienballen aus Hausmüll, als auch aus Gewerbeabfall produziert. Die visuelle Bewertung der durch die Verwendung von Windsichtern und NIR-Abscheidern hergestellten Folienballen aus Gewerbeabfall ergab eine „gute“ Qualität mit geringen Anteilen an Fremdkunststoffen oder sonstigen Verunreinigungen. Das Material war trocken, aber mit mineralischem Staub verunreinigt. Die mit den gleichen Aggregaten produzierten Folienballen aus Hausmüll wurden optisch nur als „befriedigend“ bis „ausreichend“ bewertet, da die Folien eine hohe Feuchtigkeit und einen hohen Anteil an organischen Verunreinigungen aufwiesen.

Die produzierten Ballen wurden beim Schweriner Standort der FVH Folienveredelung Hamburg GmbH & Co. KG weiterverarbeitet. Um die Wasseraufbereitung nicht zu überlasten und damit die Qualität des zu produzierenden Granulats zu beeinträchtigen, wurden die Folien nicht als Monofraktion verarbeitet. Stattdessen wurden die Folien aus dem Hausmüll in einem Verhältnis von 1:7 mit Sortierfolie (Verpackungsfolie) und Verpackungsfolien aus der LVP-Sammlung vermischt. Bei den Folien aus den Gewerbeabfällen lag dieses Verhältnis bei 1:5. Die Wahl dieser Mischungsverhältnisse wurde auf Grundlage der optischen Beurteilung gewählt. Nach dem mehrstufigen Reinigungs- und Waschverfahren wurden die getrockneten Folienflakes extrudiert und granuliert. Dieses Regranulat kann wieder zu Kunststoffprodukten verarbeitet werden.

Bei den gewählten geringen Beimischungsverhältnissen konnten keine negativen Auswirkungen auf die Produktqualität durch die Verwertung der Folien aus der MBA festgestellt werden. Gleichzeitig können auch keine detaillierten Aussagen zum Einfluss dieser Folien auf das ohnehin sehr inhomogene Ausgangsmaterial getroffen werden.

Nach dem Test wurde geschlussfolgert, dass der Anteil der Folien aus den Gewerbeabfällen bei der Verarbeitung, aufgrund der vergleichsweise guten Qualität, wahrscheinlich erhöht werden könnte. Gleichzeitig gälte es zu berücksichtigen, ob in diesen Abfällen beigesetzte Zusatzstoffe, wie z. B. Flammschutzmittel, einen limitierenden Faktor darstellen könnten. Ferner wurde diskutiert, ob Heißwäschen bei Kunststoffen mit organischen Anhaftungen zu bevorzugen wären. Der Einsatz von Kunststoffen aus Restabfällen zur Erzeugung von Postconsumer-Rezyklaten wurde seitens des Aufbereiters bisher nicht weiterverfolgt.

## 12.2.2 Potenzialabschätzung

Ausgehend von der derzeit in MBA-Anlagen behandelten Restabfallmenge von etwa 4,0 Mio. Mg/a sowie dem Kunststoffanteil, der in der aktualisierten bundesweiten Analyse für Hausmüll aus privaten Haushalten ermittelt wurde (vgl. auch Kapitel 0), wurde unter Kenntnis der Ungenauigkeit in Bezug auf die Zusammensetzung der gewerblichen Anteile das Potenzial von Kunststoffabfällen in den betrachteten Anlagen abgeschätzt. Tabelle 27 zeigt die Anteile der verschiedenen Kunststoffe im Hausmüll in Abhängigkeit der Siedlungsstruktur. Mit Blick auf die Siedlungsstruktur im Einzugsgebiet einer MBA kann davon ausgegangen werden, dass bei der überwiegenden Zahl der Anlagen 4,5 bis 7,7 % der behandelten Restabfallmenge die Kunststoffe ausmachen. Bezieht man den in der Hausmüllanalyse ermittelten deutschlandweiten Kunststoffanteil auf den gesamten MBA-Input inkl. Gewerbeabfall, so führt dies rechnerisch zu einer Kunststoffabfallmenge in den deutschen MBA-Anlagen von rund 270.000 Mg/a mit einer strukturbedingten Spannweite von 180.000 bis 310.000 Mg Kunststoffabfällen pro Jahr. Bei Berücksichtigung der in MA-Anlagen behandelten Abfallmengen würde sich das Potenzial um weitere 50 % erhöhen. Da die Hausmüllanalyse nicht die Zusammensetzung der gewerblichen Teilmengen (mit vermutlich höherem Anteil an trockenen Wertstoffen) widerspiegelt, kann davon ausgegangen werden, dass der reale Kunststoffanteil im MBA-Input eher höher liegen dürfte.

Tabelle 27: Kunststoffanteile am Hausmüll in Abhängigkeit der Siedlungsstruktur

Kunststoffe im Hausmüll	Deutschland [%]	Ländlich [%]	Ländlich dicht [%]	Städtisch [%]
Kunststoffe allgemein (Summe)	6,7	4,5	7,1	7,7
Kunststoffverpackungsfolien	1,6	0,9	1,5	2,2
Kunststoffverpackungen (Hartkunststoffe)	2,2	1,1	2,1	3,0
Kunststoffverpackungen als Mülltüten	0,2	0,2	0,3	0,2
Sonstige Kunststoffe, Gebrauchsgegenstände	1,6	1,4	2,0	1,3
Abfallsäcke und -tüten	0,8	0,6	0,8	0,8
Kunststoffe 10 - 40 mm	0,4	0,3	0,5	0,3

Quelle: Dornbusch et al. 2020

Eine weitergehende getrennte Erfassung von Kunststoffen z. B. über eine Wertstofftonne würde sich reduzierend auf das Potenzial von Kunststoffabfällen im Hausmüll auswirken. Nach dem damaligen Planspiel des Umweltbundesamtes erhöht die mit der Wertstofftonne erfasste Kunststoffmenge im Vergleich zur klassischen LVP-Sammlung um 1,9 kg/(E\*a) (Bünemann et al., 2011). Erfahrungen von Kommunen, die die Wertstofftonne bereits eingeführt haben, bestätigen diese Zahlen im Allgemeinen. Das Potenzial der Kunststoffabfälle aus MBA-Anlagen würde sich bei einer flächendeckenden Einführung der Wertstofftonne um maximal rund 40.000 Mg/a (inkl. MA-Input rd. 65.000 Mg/a) reduzieren.

Ausgehend vom o. g. Kunststoffpotenzial wurde aufbauend auf den bisherigen Praxisversuchen der Austrag der Kunststoffe zur weitergehenden Verwertung abgeschätzt. So konnten in den in Kap. 12.2.1 dargestellten Versuchen zur „Grauen Wertstofftonne“ in einer Kombination aus MBA-Technik und Technikumsversuchen rund 48 % der im Input der MBA-Anlagen enthaltenen Kunststoffe zurückgewonnen werden (vgl. Kern, Siepenkothen, 2013). Aus diesem Kunststoffstrom konnten etwa 30 % als kunststoffartenreine Fraktionen (LDPE-Folien, PP-, PE-, PET- und PS-Hohlkörper) ausgeschleust werden. Die LDPE-Folien machen hiervon 80 % aus. Bezogen auf die mit dem Restabfall allen deutschen MBA zugeführte Kunststoffmenge von 270.000 Mg/a ergäbe sich damit ein zurückzugewinnendes Kunststoffpotenzial von insgesamt rund 130.000 Mg/a. Davon wären fast 40.000 Mg/a sortenrein auszuscheidende Kunststoffe, die verbleibenden gut 90.000 Mg/a würden als Mischkunststoffe anfallen

(überwiegend 2-D-Kunststoffe). In anderen Studien wurde z. T. auch von höheren stofflich zu verwertenden Anteilen ausgegangen, wie z. B. in der o. g. NRW-Untersuchung zum Gemisch aus Restabfall und LVP (MUNLV, 2005) mit 25 - 30 % der im Input enthaltenen Kunststoffe.

Auf die Berechnung der Auswirkungen auf die CO<sub>2</sub>-Einsparung bei einer werkstofflichen Verwertung im Vergleich zur derzeitigen Form der energetischen Verwertung als heizwertreiche Fraktion und eine Hochrechnung auf Basis des oben abgeschätzten Potenzials wird aufgrund fehlender belastbarer Basisdaten für die spezifischen Ansätze an dieser Stelle verzichtet. Die Literaturdaten zu den verschiedenen Formen der Kunststoffverwertung und die hinterlegten ökobilanziellen Ansätze (z. B. Rezyklatausbeuten etc.) beziehen sich häufig auf Kunststoffe aus trockeneren Wertstoffgemischen, wie z. B. LVP (Dehoust et al., 2016; Maletz und Dornack, 2021). Bei aus Restabfall aussortierten Kunststoffen ist allein aufgrund der stärkeren Verunreinigung u. U. von anderen Annahmen auszugehen. Hierzu bedarf es weitergehender Untersuchungen.

### 12.2.3 Entwicklungen bei der Sortierung

Veränderte Anforderungen sowie auch die sich weiterentwickelnde Sortiertechnik können perspektivisch auch eine verbesserte Kunststoffausschleusung bewirken. Bei den Verpackungsabfällen werden in den neueren LVP-Sortieranlagen mittels Hightech-Sensoren z. T. bis zu acht verschiedene Kunststoffarten ausgeschleust, darunter - u. a. aufgrund der erhöhten Recyclingquotenvorgaben – Fraktionen wie PO-Flex (überwiegend polypropylenhaltige Folien im Format kleiner als DIN A4), die bislang überwiegend mit der Mischkunststofffraktion energetisch verwertet werden (Statusbericht der deutschen Kreislaufwirtschaft 2020). Auch Systeme zur robotergestützten Sortierung von grobstückigen Abfällen, wie Baumischabfall oder Sperrmüll, werden bereits von mehreren Herstellern angeboten und finden mittlerweile auch Anwendung bei der Sortierung von Leichtverpackungen. Durch die Verknüpfung von Multisensorsystemen (zur Erkennung von Material, Farbe und Form von Objekten) mit künstlicher Intelligenz können so gezielter als bisher Wert- oder Störstoffe von dem Stoffstrom abgetrennt werden.

Die Sortierfähigkeit eines Gemisches, v. a. des Restabfalls, wird aber insbesondere auch von dessen Beschaffenheit beeinflusst, wie z. B. die Feuchte (vgl. Versuche in der MBT Mertesdorf) und der Organikanteil, die sich beide negativ auf die Aussortierbarkeit von Kunststoffen sowie auch deren Qualität in Bezug auf die Verschmutzung auswirken.

Inwieweit die aus dem Restabfall abgetrennten Kunststoffe perspektivisch tatsächlich stofflich verwertet und auf dem Markt abgesetzt werden können, ist derzeit noch offen. Auf die aktuellen Entwicklungen wird im nachfolgenden Kapitel eingegangen.

### 12.2.4 Entwicklungen bei der stofflichen Verwertung

In Deutschland sind im Jahr 2019 6,3 Mio. Mg Kunststoffabfälle angefallen. Weniger als die Hälfte dieser Abfälle wird einem stofflichen Verwertungsverfahren zugeführt. Davon werden in Deutschland letztlich rund 2,0 Mio. Mg zu Rezyklat aus Post-Consumer- und Post-Industrial-Abfällen verarbeitet (Conversio, 2020). 2017 lag dieser Wert noch bei knapp 1,8 Mio. Mg (Conversio, 2018). Auch wenn dem Rezyklat über 12 Mio. Mg Neuware bei der Kunststoffverarbeitung in Deutschland gegenüberstehen (Conversio, 2020), lässt sich doch ein Trend zu mehr Recycling feststellen. Dies korreliert mit einer erhöhten Nachfrage des Marktes nach Rezyklaten oder Kunststofffraktionen, insbesondere aus Postconsumer-Abfällen.

So hat beispielsweise das Verwertungsunternehmen Borealis die Technologie für die Umwandlung polyolefinbasierter Abfallströme in Rezyklatmaterial zur Herstellung hochwertiger Verbundstoffe z. B. für Haushaltsgeräte mit z. T. mehr als 80 % Rezyklatanteil weiterentwickelt. Auslöser war nach eigenen Angaben u. a. die Selbstverpflichtung führender Markeneigentümer, z. B. für Haushaltsgeräte, den

Anteil rezyklierter Kunststoffe in ihren Produkten zu steigern, was eine entsprechende Versorgung mit hochwertigen Rezyklaten erfordert. (EUWID 2019)

Im Januar 2021 hat Borealis zusammen mit den Firmen TOMRA und Zimmermann in Lahnstein bei Koblenz eine Pilotanlage für das mechanische Recycling von Post-Consumer Kunststoffabfällen in Betrieb genommen. Versuche mit Material aus einer MBA sind geplant. Bewährt sich die Pilotanlage, soll sie Basis für eine Recyclinganlage im kommerziellen Maßstab sein (EUWID 2021).

Auch die Nachfrage seitens der kunststoffverarbeitenden Industrie an geeigneten Kunststoffabfällen wächst. So ist z. B. die Fa. GRAF bestrebt, bei den von ihr produzierten Kunststoffprodukten (z. B. zur Regenwasserspeicherung / -versickerung) zunehmend Rezyklate einzusetzen. Um dieses Ziel zu erreichen, hat die Firma im Jahr 2020 ein Kompetenzzentrum für Rohstoffe in Betrieb genommen. In der Sortier- und Aufbereitungsanlage sollen jährlich über 50.000 Mg an Kunststoffen aus gewerblichen und kommunalen Abfällen recycelt werden (EUWID 2020).

Die steigende Nachfrage des Marktes kann dazu führen dazu, dass sich künftig Verwertungsperspektiven für Stoffströme aus MBA-Anlagen entwickeln lassen, die bislang als nicht marktfähig eingestuft wurden. So berichteten MBA-Betreiber zuletzt vermehrt über Anfragen nach sortierten Kunststofffraktionen.

Kunststoffe aus dem Post-Consumer-Bereich sind aufgrund des hohen Verschmutzungsgrades allerdings nur mit hohem Aufwand zu recyceln. Die Rezyklate weisen auch trotz umfangreicher Aufbereitung häufig noch Störgerüche auf, sodass der Einsatzbereich dieser Materialien bislang beschränkt ist. Eine Studie des Fraunhofer IVV in Kooperation mit der Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg und der Universität Alicante hat sich mit der Identifizierung der für den Störgeruch verantwortlichen Substanzen beschäftigt. Bei den meisten identifizierten Gerüchen handelt es sich demnach um Stoffwechselprodukte von Mikroorganismen. So weisen insbesondere die über den Restabfall gesammelten Kunststoffe, aufgrund des höheren organischen Anteils im Restabfall, eine hohe Geruchsbelastung auf. Intensivere käseartige, schweißige und fäkale Geruchsnoten sind charakteristisch für diese Abfallfraktion, während getrennt gesammelte Kunststoffabfälle (Gelber Sack) eine insgesamt geringere Geruchsbelastung aufweisen. Eine Heißwäsche bei 60 °C reduziert Geruchsstoffe, kann diese aber nicht komplett entfernen (Cabanés et al., 2020).

Aufbauend auf diesen Erkenntnissen forscht das Fraunhofer IVV im Rahmen des im Mai 2019 bewilligten EU-Forschungsprojektes „Circular Plastics Network for Training (C-PlaNeT)“ an Methoden um im Recyclingprozess aus postconsumer Kunststoffverpackungsabfall qualitativ hochwertige Materialien mit Neuwarequalität herzustellen. In dem Zusammenschluss aus acht europäischen Universitäten (u. a. Fraunhofer IVV) und 23 außeruniversitären Partnern (u. a. Plastics Europe, Ellen MacArthur Foundation, DOW, Adidas) steht als eine zentrale Forschungsaufgabe die analytische Erfassung und Entfernung von Kontaminanten (Geruch, Störsubstanzen) in Recyclingmaterialien im Fokus. Damit werden genau die Aspekte untersucht, die auch in den bisherigen Bemühungen zur stofflichen Verwertung von Kunststoffen aus Restabfällen (s. o.) als Problemstellung identifiziert wurden (Fraunhofer IVV, 2020).

### **12.2.5 Chemisches Recycling**

Mit zunehmender Heterogenität der Kunststoffe sowie aufgrund der Verschmutzungen steigt der Aufwand für ein werkstoffliches Recycling. Schadstoffbelastungen, die in das Folgeprodukt übertragen werden, stehen dem evtl. sogar entgegen. Vor diesem Hintergrund und den höheren Anforderungen an die Recyclingquoten werden aktuell unter dem Begriff „chemisches Recycling“ Depolymerisationsverfahren als möglicher Lösungsansatz diskutiert. Bei diesen Verfahren handelt es sich um rohstoffliche Verwertung. Dazu gehören alle thermochemischen Prozesse, wie die Verbrennung mit anschließender CO<sub>2</sub>-Verwertung, die Vergasung und die Pyrolyse. Darüber hinaus gelten auch die Verflüssigung durch Löseverfahren, Druckhydrierung oder Depolymerisation im Ölbad als rohstoffliche Verwertung. Diese

Prozesse haben gemein, dass makromolekulare Polymerstrukturen so zerlegt werden, dass diese wieder als Grundstoff in der Kunststoffproduktion eingesetzt werden können. Bei werkstofflichen Verwertungsverfahren bleiben die Polymerstrukturen hingegen erhalten.

Bei der CARBOWEST GmbH in Ennigerloh erfolgt in einer der ersten Anlagen dieses Typs im halbindustriellen Maßstab eine Direktverölung von Ersatzbrennstoffen, die in der EBS-Anlage des Unternehmensverbundes AWG, GEG und ECOWEST am Standort des Entsorgungszentrums hergestellt werden. Dabei wird das CARBOLIQ-Verfahren der CARBOLIQ GmbH (einem Tochterunternehmen von Re-ceso) eingesetzt. Bei der katalytischen drucklosen Verölung wird unter Verwendung eines Katalysators in einem geschlossenen Prozess und bei einer vergleichsweise niedrigen Betriebstemperatur (< 400 °C) ein flüssiges kohlenwasserstoffhaltiges Konversionsprodukt hergestellt. Dieses kann als Dieselöl eingesetzt werden oder auch als Grundstoff für die Polymerindustrie zur Herstellung neuer Kunststoffe dienen. Additive bzw. Verunreinigungen stellen keine Beeinträchtigung dar. Die Verölung stellt damit eine Alternative zur Nutzung des Energieträgers EBS dar. Das erzeugte Dieselöl ist motor-tauglich, erfüllt allerdings nicht die Anforderungen der EN 590 für Dieselkraftstoffe. Seit 2018 ist das produzierte Öl entsprechend der REACH-Verordnung als neue Substanz registriert und kann damit außerhalb des Abfallrechts vermarktet werden. Seit 2019 werden jährlich rund 1.000 Mg Öl im Rahmen des ChemCycling-Projektes des Chemiekonzerns BASF für die Produktion neuer Kunststoffe verwendet (EUWID, 2018). Seit März 2021 ist die Anlage in Ennigerloh als Recyclinganlage für den vollkontinuierlichen Betrieb genehmigt und entsprechend den Nachhaltigkeitskriterien nach ISCC-Plus zertifiziert.

2019 wurden gerade einmal 0,01 Mio. Mg Kunststoffabfälle rohstofflich verwertet (Conversio, 2020). Das Ausmaß der häufig privatwirtschaftlich finanzierten Forschungsaktivitäten und Investitionen in diesem Bereich lässt vermuten, dass die rohstoffliche Verwertung zukünftig eine größere Rolle spielen wird.

Als Vorteil gegenüber dem werkstofflichen Recycling wird neben der Erzeugung neuer Grundstoffe v. a. die Zerstörung von Schadstoffen und die größere Toleranz in Bezug auf die Qualität des Ausgangsmaterials gesehen. Allerdings erfordern die Verfahren hohen verfahrenstechnischen Aufwand und weisen z. T. einen deutlich höheren Energiebedarf auf. Vor diesem Hintergrund wird ihr Einsatz in der Fachwelt kontrovers diskutiert (vgl. Quicker, 2020) und vielfach auch nur als Ergänzung zum werkstofflichen Recycling angesehen.

Aus Sicht des Bundesumweltministeriums stellt das chemische Recycling von Kunststoffverpackungen jedoch keine Verwertungsoption zur Erfüllung der im Verpackungsgesetz vorgesehenen werkstofflichen Verwertungsquote für Kunststoffverpackungen dar (Janz, 2020). Gemäß dem aktuellen Koalitionsvertrag 2021 – 2025 zwischen der Sozialdemokratischen Partei Deutschlands (SPD), BÜNDNIS 90 / DIE GRÜNEN und den Freien Demokraten (FDP) soll das chemische Recycling im Verpackungsgesetz als Recyclingoption aufgenommen werden.

Das Umweltbundesamt lässt aktuell in dem Forschungsvorhaben „Abschätzung der Potenziale und Bewertung der Techniken des thermochemischen Kunststoffrecycling“ das chemische Kunststoffrecycling im Detail untersuchen. Die Verfahren sollen im Vergleich zu herkömmlichen Abfallbehandlungsverfahren und dem werkstofflichen Recycling bewertet und die künftigen Potenziale abgeschätzt werden.

Aktuell werden zahlreiche Großprojekte im Bereich des chemischen Recyclings initiiert, an denen v. a. Chemiekonzerne und Kunststoffhersteller beteiligt sind, die nach eigenen Angaben erhebliche Investitionen in diese Technologie planen. Dabei finden sich auch Kooperationen mit Entsorgungsunternehmen und dualen Systemen.

## 13 Optimierungsszenarien

Aufbauend auf den bisherigen Entwicklungen, die in einzelnen MBA-Anlagen in Anpassung an veränderte Randbedingungen oder zur Optimierung des Betriebs und der Klimabilanz bereits umgesetzt wurden oder aktuell geplant sind, werden nachfolgend verschiedene Optionen zur Weiterentwicklung der MBA mit den Zielen der Optimierung der Ressourceneffizienz und Minimierung der Treibhausgasemissionen aufgezeigt. Dabei werden auch zukunftsorientierte Ansätze z. B. im Kontext mit der Energiewende aufgegriffen. So lassen sich in Zusammenhang mit der Restabfallvergärung neben einer Flexibilisierung der Energie-Erzeugung für externe Nutzungen auch der Ausbau der Erzeugung von Biomethan und die perspektivische Nutzung des CO<sub>2</sub>-Abgases aus der Biomethan-Produktion sowie Power-to-Gas-Ansätze, wie die Methanisierung des CO<sub>2</sub> aus dem Biogas mit regenerativ-erzeugtem Wasserstoff diskutieren.

### 13.1 Verstärkte Ausschleusung recycelbarer Fraktionen

Aus den Siedlungsabfällen wurden in MBA ca. 3% Metalle abgeschieden. Abzüglich der Fremdstoffanteile wurde durch das Metallrecycling im Mittel eine CO<sub>2</sub>-Gutschrift in Höhe 55 kg CO<sub>2</sub>/Mg<sub>MBA</sub> realisiert. In einigen Anlagen werden Metalle insbes. NE-Metalle nicht umfassend abgeschieden. Eine weitgehendere Ausstattung der Anlagen mit effektiven Metallabscheidern würde die Klimagasbilanz der MBA-Anlagen verbessern. Sofern die Metalle aus dem Abfallteilstrom gewonnen werden, der bisher zur Deponie gelangt, würde mit der Metallabscheidung in der MBA ein unmittelbarer Ressourcenschutzeffekt erzielt. Sofern Restmetallgehalte in den EBS im Rahmen der Schlackenaufbereitung zurückgewonnen werden, würde eine weitergehende Metallabtrennung innerhalb der MBA nur zur Verbesserung der anlagenbezogenen Klimagasbilanz führen. Aus der Bilanzierung von aus EBS-Schlacke abgetrennten Metallen konnte dieser entgangene Nutzeneffekt mit -4 bis zu -40 kg CO<sub>2</sub>/Mg<sub>MBA</sub> abgeschätzt werden. Unabhängig vom entgangenen Nutzeneffekt führen die in der MBA nicht abgetrennten Metalle durch ihren Verbleib in der EBS-Fraktion zu einer mengenanteiligen Erhöhung der EBS-Verwertungskosten.

Zusätzlich zu einer umfassenderen Ausschleusung von Metallen ließe sich auch durch eine gezielte Abtrennung einer sortenreinen Glasfraktion aus der Inertfraktion ein vorteilhafterer Verwertungsweg für diese Stoffgruppe erreichen. Diese Technik ist bisher nur in einer MBS-Anlage im Einsatz. Die dort abgetrennte Glasfraktion wird in der Dämmmaterialindustrie zur Herstellung von mineralischer Glaswolle verwertet.

Auch eine Ausschleusung von Kunststoffen aus dem Restabfall zur stofflichen anstelle der energetischen Verwertung würde das Bilanzergebnis der MBA verbessern. Dieser Ansatz wurde bereits in früheren Jahren immer wieder getestet, aufgrund der Unsicherheiten bei der Verwertbarkeit und den Hemmnissen bei der Vermarktung der Kunststoffe i. d. R. nicht weiterverfolgt. Die in der Studie dargestellten Entwicklungen bei der stofflichen Verwertung von Post-Consumer-Kunststoffabfällen, die diesbezüglichen Aktivitäten sowohl im Bereich Forschung und Entwicklung als auch bei den Aufbereitungsfirmen sowie die erhöhte Nachfrage des Marktes nach Rezyklaten lassen mittel- bis langfristig entsprechende Ansätze im Bereich der MBA-Anlagen (wie auch bei MBS, MPS und MA) zunehmend möglich erscheinen (vgl. Kap. 12.2.4). Aufgrund der bislang fehlenden belastbaren Erfahrungswerte zu den aussortierbaren und v. a. anschließend auch stofflich verwertbaren Anteilen wurde auf die Bilanzierung der damit zu erzielenden CO<sub>2</sub>-Einsparungen verzichtet. Hierzu wären weitere Untersuchungen erforderlich.

Auch eine sensorgestützte Ausschleusung von Papieranteilen und Zuführung zur stofflichen Verwertung dürfte von der Frage der zu erreichenden und seitens der Verwerter geforderten Qualität abhängen. Dies wird wiederum vom jeweiligen Anlageninput (und hier u. a. dem Anteil an gewerblichen Abfällen) abhängen und wäre im Einzelfall zu prüfen. Bei MBA mit Vergärung kann eine Überführung von

feuchten und verschmutzten Papierbestandteilen in die Vergärung Vorteile beim Gasertrag sowie auch dem C/N-Verhältnis bringen (vgl. Kap. 13.2).

Eine weitere Abtrennung von recyclingfähigen Materialien aus den Rest- und Gewerbeabfällen in MBA steht unter dem Vorbehalt der Wirtschaftlichkeit und Vermarktbarkeit der erzeugten Rezyklate. Eine abschließende Bewertung der ökologischen Vorteilhaftigkeit setzt Kenntnisse über die erzielbaren Rezyklatausbeuten und deren Qualität voraus. Entsprechende Aufbereitungsversuche und Bilanzen mit Material aus MBA stehen aus.

## **13.2 Verbesserung der Klimabilanz bei Restabfall-Vergärungsanlagen**

### **13.2.1 Optimierung der Vergärung von Restabfall**

Die organikhaltige Feinfraktion wird im Aufbereitungsprozess in der MBA durch verschiedene Zerkleinerungs-, Trenn- und Klassierungsprozesse als Siebfraction gewonnen (i. d. R. < 40 bis <60 mm).

Die Siebfraction enthält neben der Nativorganik-Fraktion auch weitere biologisch abbaubare (z. B. Papier), nicht abbaubare (z. B. Kunststoffe) und inerte Bestandteile (z. B. Sand, Steine, Glas), die im Rahmen der Aufbereitung in Korngrößen der Feinfraktion überführt worden sind.

Die Vergärung dieser organikhaltigen Feinfraktion zeichnet sich trotz hoher Inertanteile durch hohe Gaserträge aus. Aus der Herkunft und Zusammensetzung der Feinfraktion leiten sich mögliche Optimierungsmaßnahmen zur Verbesserung der Eigenschaften der Organikfraktion zur Vergärung ab:

- ▶ Abtrennung inerte Bestandteile aus der Feinfraktion vor Eintrag in die Vergärung
- ▶ Abtrennung von biologisch abbaubaren Inhaltsstoffen in der Grobfraktion und deren Zuführung zur Vergärung.

Mit den Maßnahmen kann der Anteil gasbildender Stoffe im Substrat zur Vergärung erhöht und der Anteil nicht abbaubarer, störender bzw. Verschleiß verursachender Inhaltsstoffe reduziert werden.

#### **Optimale Abtrennung Nativorganik**

Bei optimaler Abscheidung der organikhaltigen Feinfraktion wird der Eintrag organikhaltiger, inerte Bestandteile in die heizwertreiche Fraktion reduziert. Damit einher geht eine Reduzierung der Menge und damit einhergehend ein Anstieg der Heizwerte der verbleibenden heizwertreichen Fraktion.

#### **Nutzung der PPK-Fraktion in der Vergärung**

Ferner können über sensorgestützte Sortiersysteme (feuchte und verschmutzte) Papierbestandteile aus der Grobfraktion abgetrennt und der Fraktion zur Vergärung zugeführt werden.

In der Vergärung führt der anaerobe Abbau von Papier zu Gaserträgen von bis zu  $150 \text{ Nm}^3/\text{Mg}_{\text{FS}} \text{ Papier}$  ( $\pm 10 \%$ ). Ein weiterer Vorteil ist der hohe C-Anteil im Papier, der zu einer Erhöhung des C/N-Verhältnisses in den Gärsubstraten und damit zu einer Stabilisierung der Milieubedingungen im Gärreaktor führt.

Alternativ könnten über die sensorgestützten Systeme PPK und Kunststoffe abgetrennt und dem Recycling zugeführt werden, sofern die Qualitätsanforderungen erfüllt werden.

#### **Abtrennung Fe/NE**

Die Abtrennung von Fe- und NE-Metallen vor der Vergärung dient im Wesentlichen dem Schutz der Aggregate in der Vergärung.

Nach Einbau eines NE-Abscheiders konnten in einer MBA NE-Metalle aus der Feinfraktion abgetrennt und dem Recycling zugeführt werden. Die NE-Metalle, die vorher deponiert worden waren, verbesserten die CO<sub>2</sub>-Bilanz der MBA um bis zu -10 kg CO<sub>2</sub>/Mg<sub>MBA</sub>.

### **Trennung fein/leicht/schwer**

Die Abtrennung anaerob nicht abbaubarer Bestandteile vor der Vergärung kann durch einfache Trenntechniken (z. B. Siebung, Prall-Windsichter o. ä.) erfolgen. In diesem Fall gelangen die Fein- und Leichtfraktion in die Vergärung. Die Schwerfraktion, die weiterhin biologische abbaubare Bestandteile enthält, kann den Gärresten zur Nachrotte zugemischt werden.

### **Altglas-Recycling**

Durch mehrstufige Klassierung und Sichtung kann über sensorgestützte Sortiersysteme aus der Feinfraktion einer Inertfraktion sowie darüber hinaus eine sortenreine Glasfraktion abgetrennt werden. Diese Technik ist bisher nur in einer MBS-Anlage im Einsatz. Die dort abgetrennte Glasfraktion wird in der Dämmmaterialindustrie zur Herstellung von mineralischer Glaswolle verwertet.

### **Schwimm-/Sink-Verfahren**

In Anlagen mit Nassvergärung erfolgt die Abtrennung von Leicht- und Schwerstoffen aus der Gär suspension über Schwimm-/Sink-Verfahren.

#### **13.2.2 Optimierung der Biogasverwertung in MBA**

Der Betrieb der Vergärungsstufen in MBA-Anlagen ist vielfach auf den Aspekt der Entsorgungssicherheit und weniger auf optimale Energieerzeugung ausgerichtet. Dies findet seinen Ausdruck im Betrieb der Anlagen. Die Anlagen werden im Gegensatz zu NawaRo-Anlagen und teilweise auch Bioabfall-Vergärungsanlagen nicht kontinuierlich, sondern diskontinuierlich von Montag bis Freitag im 1- oder 2-Schicht-Betrieb beschickt. Vorlagespeicher, die eine kontinuierliche Beschickung der Vergärung erlauben, sind bei MBA bisher nicht üblich.

Das führt im Wochengang zu sehr starken Schwankungen sowohl beim Biogasaufkommen als auch und beim Methangehalt im Biogas. Die Gasproduktion kann dadurch im Wochenverlauf um bis zu einem Faktor 4 schwanken (Vielhaber, Nülle, 2008). Sofern diese Schwankungen nicht durch große Gasspeicher aufgefangen werden – was in der Regel nicht der Fall ist – müssen die schwankenden Biogasmengen durch die Gasverwertung aufgefangen oder abgefackelt werden.

Bei BHKW führt dies zu einem Teillastbetrieb der zu Lasten des energetischen Wirkungsgrades geht. Die Stromerzeugung kann im Jahresmittel um 5-15 % geringer ausfallen gegenüber einem getakteten Vollastbetrieb des BHKW. Von Ausnahmen abgesehen gelingt zudem bei den meisten Anlagen keine sinnvolle Verwertung der überschüssigen Wärme.

Bei einer Biogasaufbereitung müsste die Anlage auf einen unwirtschaftlich hohen Spitzenlastfall ausgelegt werden. Ohne Abpufferung der Anfallspitzen im Biogasaufkommen durch ausreichend dimensionierte Biogasspeicher oder entsprechend ausgelegte Verwertungskapazitäten müssen Gasanfallspitzen in stärkerem Umfang als nötig über die Fackel entsorgt werden. Die Biogasspeicher sind in der Regel auf ein Volumen von 1-4 Stunden der mittleren stündlichen Biogasmenge ausgelegt. Die Begrenzung des Speichervolumens erfolgt i. d. R. mit dem Ziel, die maximal zulässige Biogasmenge in der Gesamtanlage von 10 Mg Biogas nicht zu überschreiten. Bei Überschreitung würde die Vergärungsanlage der Störfallverordnung unterliegen.

Vorbehaltlich eines Nachweises der Wirtschaftlichkeit lässt sich die Biogasverwertung in MBA mit folgenden Maßnahmen optimieren:

- ▶ Optimierung der Substratmischung, z. B. durch Zugabe von Papier aus Restabfall oder sonstigen C-haltigen Abfallarten (z. B. Spuckstoffe aus der Papierindustrie)
- ▶ Vergleichmäßigung der Fermenterbeschickung durch Vorlagespeicher und automatisierte Beschickung der Vergärung z.B. über Krananlage
- ▶ Erweiterung der Gasspeicherkapazität zum Ausgleich von Mengenschwankungen und Minimierung von Fackellaufzeiten
- ▶ Gestufte Auslegung der BHKW-Einheiten und getakteter Betrieb von BHKW bei Volllast und optimalem Wirkungsgrad
- ▶ Erhöhung des elektrischen Wirkungsgrades der BHKW-Anlagen durch ORC-Technik
- ▶ Entwicklung von Konzepten zur Verwertung der BHKW-Abwärme (Motor- und Abgaswärme)
- ▶ Umstellung der Gasverwertung von BHKW auf Gasaufbereitung und Biomethanherstellung
- ▶ Umsetzung von Methanisierungsstrategien: Nutzung des CO<sub>2</sub> aus Biogas unter Verwendung von grünem Wasserstoff zur Methanherzeugung. Durch die Methanisierung des CO<sub>2</sub> durch H<sub>2</sub> kann der Methanertrag aus der Vergärung um 60-70 % gesteigert werden.
- ▶ Abtrennung und Nutzung des CO<sub>2</sub> aus dem Abgas der Biomethanaufbereitung oder nach der Verbrennung von Biomethan in BHKW (negative CO<sub>2</sub>-Emissionen aus Biomasse, CO<sub>2</sub>-Senke Vergärung)

Am Beispiel der Klimagasbilanz der MBA Hannover sollen die Auswirkungen einer Umsetzung der oben beschriebenen Maßnahmen aufgezeigt werden.

Die MBA Hannover verfügt über eine kontinuierliche Trockenvergärung mit einer Durchsatzkapazität von 100.000 Mg/a und eine nachgeschaltete Nachrotte für entwässerte Gärreste und die vorab separierte Schwergutfraktion. Die Abtrennung der Schwerstoffe erfolgt über Siebung und Sichtung. Die Schwerstoffe (ca. 15 % der Feinfraktion) werden als „Energieträger“ der Nachrotte zugeführt.

Nach Schwerstoffabtrennung werden ca. 85 % der Feinfraktion <60 mm der Vergärung zugeführt. Durch die Abtrennung der anaerob nicht abbaubaren Schwerstoffe weist die verbleibende Feinfraktion zur Vergärung höhere Anteile anaerob abbaubarer Anteile auf. Aus der aufbereiteten organikhaltigen Feinfraktion werden überdurchschnittlich hohe Gaserträge von bis zu 170 Nm<sup>3</sup>/Mg realisiert.

Mit dem Biogas steht abzgl. Eigenbedarf eine Energiemenge von im Mittel 10 MW zur Verwertung zur Verfügung. Daraus können ca. 4 MW Strom und 4,5 MW Wärme erzeugt werden.

Das Biogas wird abzüglich sonstiger Verwertung (RTO und Heizkessel für Fermenterwärme) im BHKW verwertet. Der erzeugte Strom wird für den Eigenbedarf der Anlage und weiteren Verbrauchern am Standort genutzt. Die BHKW-Wärme wird in geringem Umfang für die Wärmeversorgung der Betriebsgebäude am Standort genutzt. Ein Teil wird derzeit über sog. Hotmobile zur Wärmeversorgung von öffentlichen Gebäuden verwendet.

Für den überwiegenden Teil der BHKW-Wärme stehen derzeit keine Nutzungsoptionen zur Verfügung. Eine Möglichkeit wäre die Einspeisung der Wärme in das regionale Fernwärmenetz.

Das Biogasaufkommen unterliegt durch die diskontinuierliche Beschickung der Reaktoren starken Schwankungen, sodass die BHKW nicht mit optimalen Wirkungsgraden betrieben werden können und zeitweise Biogasspitzen über die Fackel entsorgt werden müssen.

Die heizwertreiche Fraktion wird in einem EBS-Kraftwerk verwertet, in dem bisher nur Strom erzeugt wurde. Seit 2020 ist die Anlage an das regionale Fernwärmenetz angeschlossen. Die damit verbundene Erhöhung der energetischen Wirkungsgrade sind in die Klimagasbilanz der MBA eingeflossen (s. u.).

Unter den genannten Rahmenbedingungen ergab sich für das gewählte Bezugsjahr vor Umsetzung der nachfolgend beschriebenen Optimierungsmaßnahmen eine Klimagasgutschrift von  $-195 \text{ kg CO}_2/\text{Mg}$  in der MBA behandelte Abfallmenge.

### **Optimierung Biogaserzeugung, BHKW-Betrieb und Wärmeverwertung**

Durch Optimierung der Bewirtschaftung der erzeugten Biogasmengen und Verwertung der überschüssigen Wärme ließe sich das Bilanzergebnis der MBA um 46 % auf  $-285 \text{ kg CO}_2/\text{Mg}_{\text{MBA}}$  erhöhen, aufgeteilt auf die Bausteine Minimierung der Fackelverluste ( $-6 \text{ kg CO}_2$ ), Erhöhung des elektrischen Wirkungsgrades der BHKW ( $-23 \text{ kg CO}_2$ ) und zusätzliche Wärmeverwertung ( $-61 \text{ kg CO}_2/\text{Mg}_{\text{MBA}}$ ). Bei der Wärmegutschrift ist eine ganzjährige Einspeisung der überschüssigen Wärme ins städtische Fernwärmenetz zur Grundlastversorgung unterstellt. Bei einer nur teilweisen Abnahme würden die Wärmegutschriften entsprechend geringer ausfallen.

### **Zusätzlicher Energieertrag durch Methanisierung von biogenem $\text{CO}_2$**

Durch Methanisierung des  $\text{CO}_2$ -Anteils im Biogas über sog. „grünen“ Wasserstoff kann der Methanertrag ohne weitere Substratzufuhr um ca. 60-70% erhöht werden. Aus der zusätzlich erzeugten Methanmenge kann im BHKW zusätzliche Energie generiert werden. Unter Berücksichtigung des Energiebedarfs für den Betrieb der Methanisierungsstufe können im vorliegenden Beispiel durch den zusätzlichen Energieertrag  $\text{CO}_2$ -Emissionen von bis zu  $-143 \text{ kg CO}_2/\text{Mg}_{\text{MBA}}$  eingespart werden. Bei dieser Betrachtung wurde nur die aus den zusätzlich erzeugten Strom- und Wärmeenergiemengen generierbaren  $\text{CO}_2$ -Gutschriften in Ansatz gebracht. Die Möglichkeiten einer Abscheidung der bei der Verbrennung des Methans erzeugten  $\text{CO}_2$ -Mengen über CCU-Techniken und die daraus realisierbaren negativen Emissionen bleiben vorläufig unberücksichtigt (siehe hierzu Abbildung 80 in Kapitel 14).

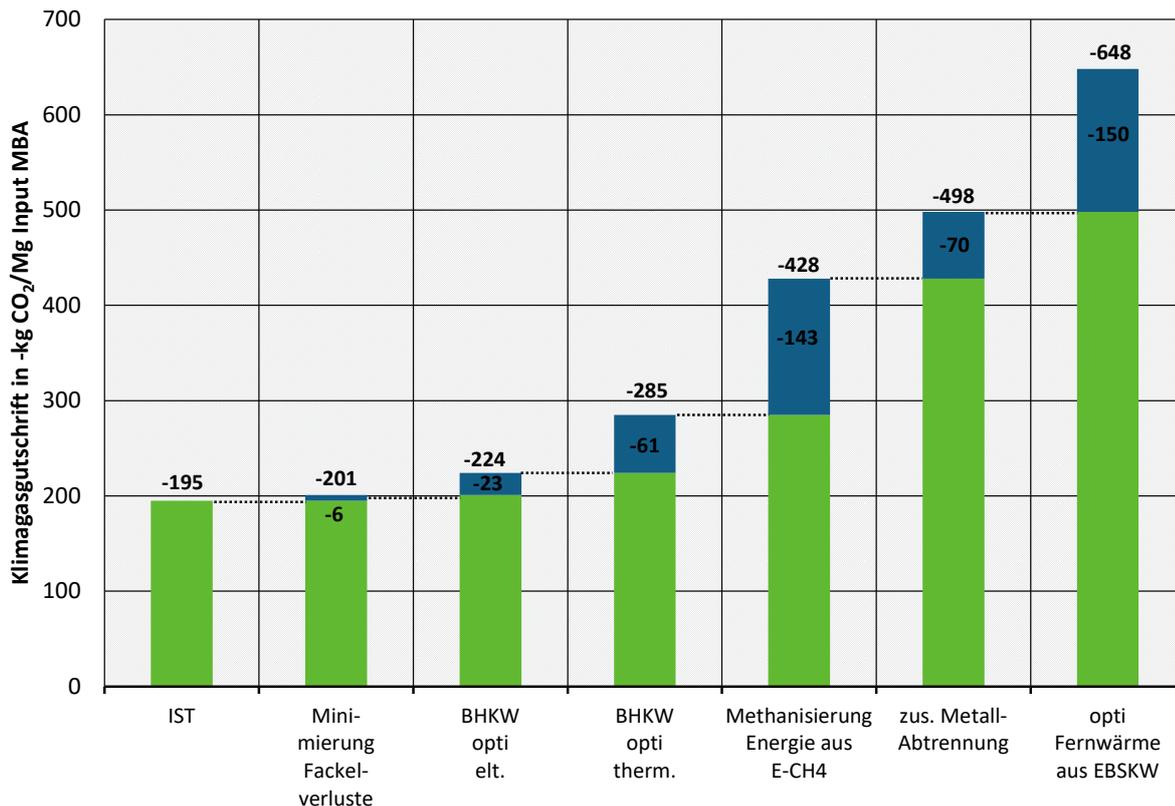
### **Wärmenutzung aus EBS-Verwertung**

Die Umstellung des EBS-Kraftwerkes auf Kraft-Wärme-Kopplung mit Einspeisung von Fernwärme im mit dem Energieversorger vereinbarten Umfang würde allein zu einer Verbesserung der Klimagasgutschrift der MBA um weitere  $-150 \text{ kg CO}_2/\text{Mg}_{\text{MBA}}$  führen.

### **Verbesserung Klimagasbilanz bei Umsetzung aller Maßnahmen**

Bei Umsetzung aller benannten Maßnahmen zur energetischen Optimierung würde sich der Bilanzwert der MBA somit von  $-195$  auf bis zu  $-648 \text{ kg CO}_2/\text{Mg}_{\text{MBA}}$  und damit um den Faktor 3,3 erhöhen. Die zusätzlichen Klimagasgutschriften entfallen zu 67% auf den direkten Einflussbereich der MBA und zu einem Drittel auf den externen Bereich der EBS-Verwertung.

Abbildung 63: Auswirkungen einer Optimierung der Biogas- und Wärmeverwertung aus BHKW und EBS-Kraftwerk sowie der Metallauslese auf die Klimagasbilanz einer MBA mit Vergärung



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Insbesondere die Wärmeverwertung aus BHKW und EBS-Kraftwerk tragen dazu wesentliche Beiträge bei. Aber auch die Methanisierung von CO<sub>2</sub> kann einen nicht unerheblichen Beitrag zur Verbesserung der Klimagasbilanz der MBA leisten.

Dabei wurde hier unterstellt, dass das bei der Verbrennung des Methans erzeugte CO<sub>2</sub> am Ende emittiert wird. Die Möglichkeit der CO<sub>2</sub>-Abscheidung aus dem BHKW-Abgas ist hier nicht berücksichtigt. Eine Abtrennung des „biogenen CO<sub>2</sub>“ aus dem Abgas des BHKW und dessen Speicherung oder stoffliche Nutzung (CCS bzw. CCU) würde durch die C-Sequestrierung zu einer weiteren Gutschrift von ca. -150 kg CO<sub>2</sub>/Mg<sub>MBA</sub> führen. Als Netto-Gutschrift verbleiben nach Abzug eines Pauschalansatzes von 20 % für eine Belastung aus zusätzlichem Energiebedarf ca. -120 kg CO<sub>2</sub>/Mg<sub>MBA</sub>. Aus Gründen der Vergleichbarkeit liegen dieser Klimagasbilanzierung die Emissionsfaktoren zu Grunde, die auch für das Bezugsjahr verwendet wurden.

Die bisher nicht in der MBA abgetrennten und daher über die heizwertreiche Fraktion ausgetragenen Fe- und NE-Metalle werden durch Abgleich mit den bei Sortieranalysen ermittelten Metallgehalten im Abfallinput der MBA abgeschätzt und einer optimierten Metallabscheidung in der MBA zugeordnet.

Die Auswirkungen einer Umstellung der Nachrotte mit anschließender Deponierung auf biologische Trocknung und Aufbereitung der Gärreste werden in Kap. 13.3 beschrieben.



### **Integration einer Vergärungsstufe in einer Rotte-MBA am Beispiel der MBA Erbenschwang**

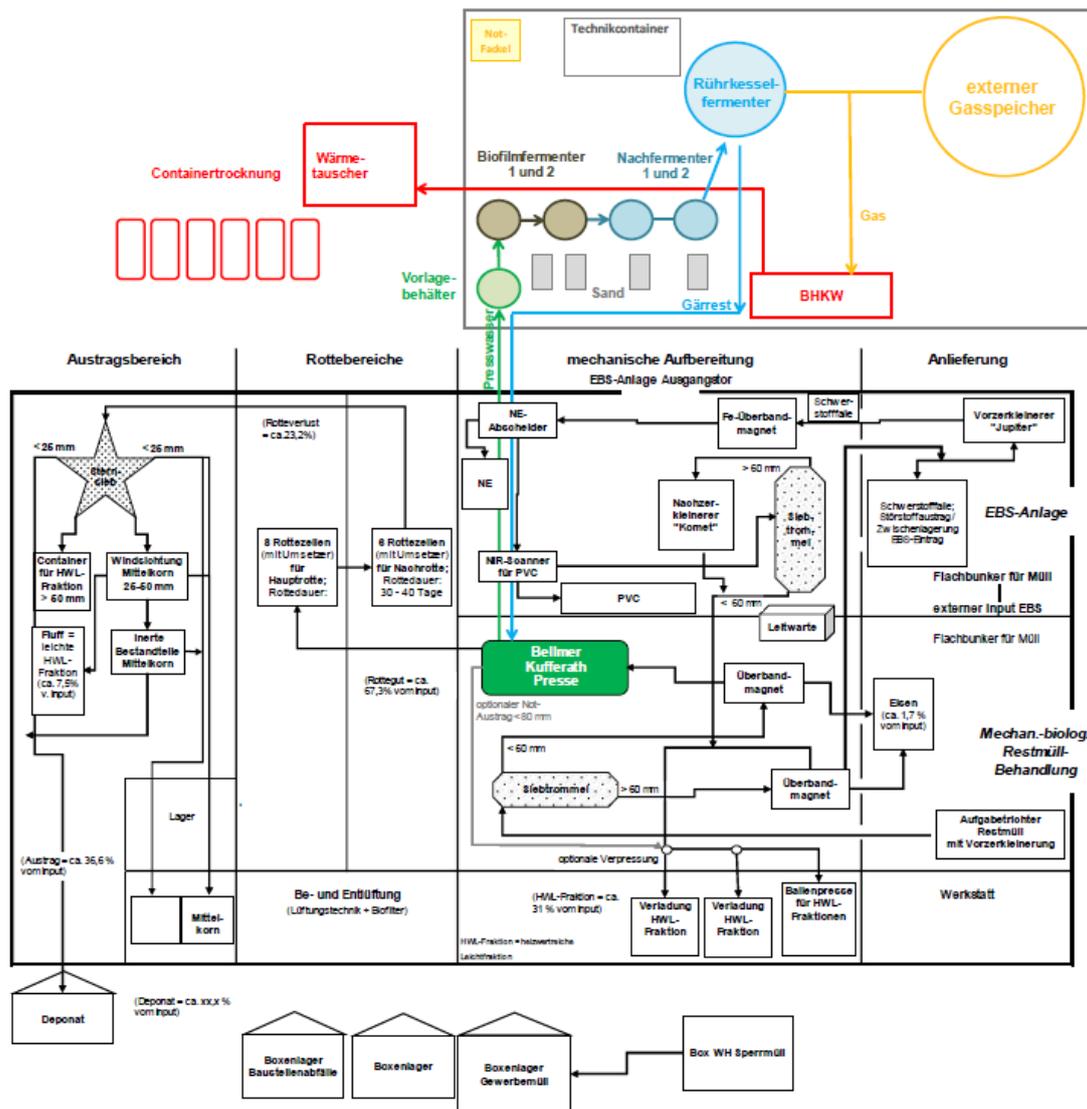
Die positiven Auswirkungen einer Ergänzung von Rotte-MBA um eine Vergärungsanlage auf die Klimabilanz wurden von Ketelsen/Kanning/Cuhls schon 2010 untersucht. Neben den 11 MBA-Anlagen, die schon von Beginn an über eine Vergärungsstufe verfügten, wurden danach dennoch nur zwei weitere Anlagen um eine Vergärungsstufe erweitert. Die nachfolgend beschriebene MBA Erbenschwang wurde im Jahr 2019 um eine sog. Presswasservergärung erweitert.

Die MBA Erbenschwang verfügt über eine mechanische Aufbereitung und eine eingehauste Zeilenrotte mit Systemumsetzer zur biologischen Behandlung. In der Rotte wird die auf 60 mm abgeseibte organische Feinfraktion oFF behandelt. Die Aufenthaltszeit in den Rottezeilen beträgt ca. 10 Wochen. Nach der Rotte erfolgt eine Abtrennung der Leichtstoffe über Sternsieb und Windsichtung. Die verbleibende Fraktion wird deponiert.

Die organikhaltige Feinfraktion weist nach Voruntersuchungen eine sehr hohe biologische Aktivität auf, die in der Rotte zu hohen Mietentemperaturen führt und einen hohen Wasserbedarf für die Befuchtung der Mieten erfordert. Zur Entlastung der Rottestufen und zur Erzeugung von Strom und Wärme für den Eigenbedarf der MBA wurde daher eine Vergärungsstufe vorgeschaltet.

Mit dem hier gewählten Vergärungsverfahren sollen nur die leicht abbaubaren Inhaltsstoffe ausgewaschen und in einer Nassvergärung anaerob abgebaut werden. Bei dem realisierten Verfahren wird im ersten Schritt die organische Feinfraktion unter Zugabe von flüssigen Gärresten und sonstigen Prozessabwässern aus der Rotte einer Presse mit Siebkorb zugeführt (Abbildung 65).

Abbildung 65: Integration der Presswasservergärung in der MBA Erbenschwang



Quelle: EVA-Erbenschwanger Verwertungs- und Abfallentsorgungsgesellschaft mbH

In der Presse erfolgt eine Auswaschung organischer Inhaltsstoffe. Das Presswasser gelangt über einen Vorlagebehälter zur Vergärung. Der entwässerte Abfall wird der Intensiv- und Nachrotte zugeführt.

Die Vergärung besteht aus 2 in Reihe geschalteten Biofilmfermentern, 2 parallel beschickten Nachfermentern und einem Rührkesselreaktor. Die Biofilm- und Nachfermenter sind als zylindrische Reaktoren mit Trichterboden ausgeführt. Aus den Trichtern wird sedimentierter Sand abgezogen. Die Aufenthaltszeiten in der Vergärung liegen zwischen 8 und 12 Tagen.

Das entstehende Biogas wird durch Zugabe von Eisenhydroxid simultan entschwefelt. Darüber hinaus erfolgt eine biologische Entschwefelung in einem Biogasfilter. Das gereinigte Biogas wird in einem Gasspeicher gespeichert und in einem BHKW verwertet.

Der erzeugte Strom wird für die Eigenversorgung der MBA genutzt. Die Abwärme wird zur Trocknung der heizwertreichen Fraktion aus der MBA genutzt.

Neben dem BHKW stehen am Standort aufgestellte PV-Anlagen zur Stromversorgung der MBA zu Verfügung.

Das Verfahren der Presswasservergärung wurde in dieser Form erstmalig im Restabfallbereich realisiert. Das Verfahren wurde investiv gefördert und wird wissenschaftlich begleitet.

Die Anlage wurde in 2019 in Betrieb genommen und wurde seitdem technisch optimiert und erweitert. Die Erweiterung der Kapazität im Vorlagevolumen erfolgte in 2021.

Zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Berichtes konnte die Anlage wegen unzureichendem Vorlagevolumen nur mit ca. 60 % der anfallenden Feinfraktion betrieben werden.

Die nachfolgenden Ergebnisse basieren auf Daten des Anlagenbetreibers und spiegeln den oben beschriebenen Teillastbetrieb wider.

Die wissenschaftliche Begleitung dauert noch an, abschließende Ergebnisse konnten daher in diesen Bericht nicht einfließen.

Nach eigener Auswertung der vorgelegten Betriebswerte ergibt sich folgende Bilanz (Tabelle 28 und Abbildung 66).

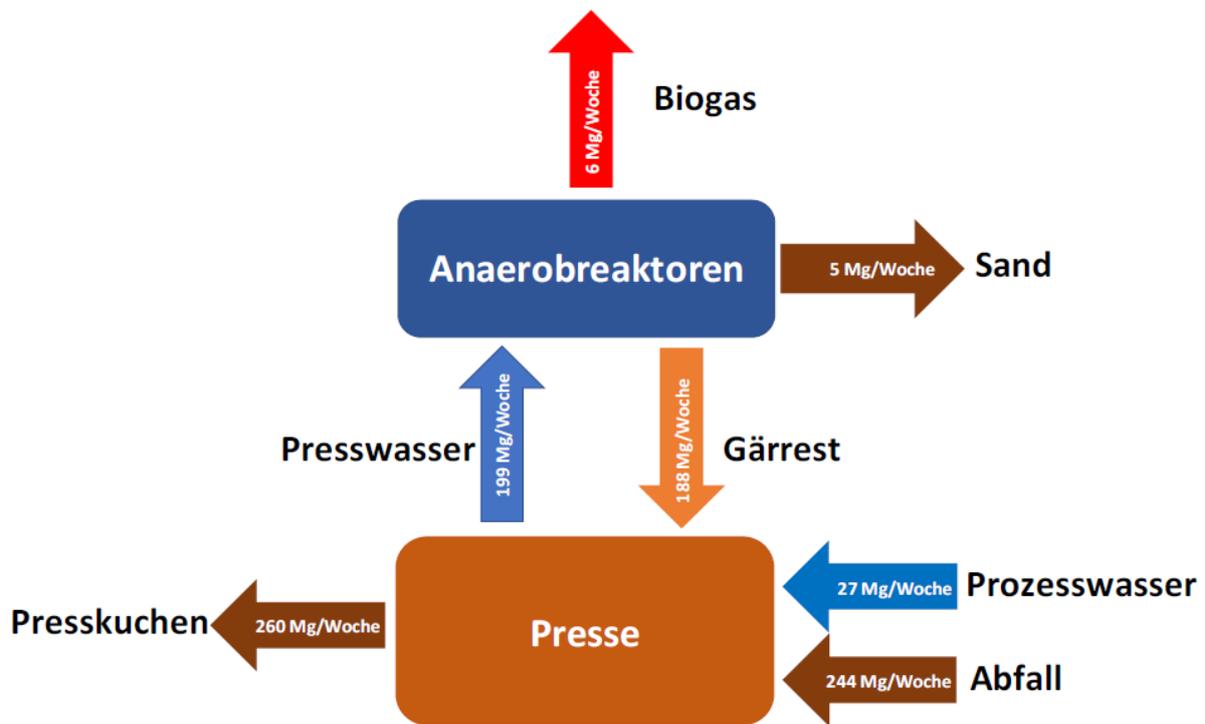
Tabelle 28: Vorläufige Bilanzwerte der Presswasservergärung in der MBA Erbenschwang

	Menge	Anteil	Bemerkung
Eintrag MBA in Mg/a	34.000	100 %	
davon org. Feinfraktion > 60 mm		ca. 60-65 %	
davon zur Vergärung		ca. 60 %	geplant 100 %
	Masse	TM %	
<b>Eintrag Presse</b>	Mg/Mg <sub>Presse</sub>		
Abfall < 60 mm	1.000	56-60	Bezug auf Menge zur Presse
Prozesswasser	110	k. A.	
flüssiger Gärrest	770	13	Ziel: 900 -1.100 inkl. Prozesswasser
<b>Austrag Presse</b>			
Presswasser	816	15	
Presskuchen	1.066	51	
<b>Austrag Vergärung</b>			
Biogas	33	100	Bei 26 Nm <sup>3</sup> tr/Mg oFF
Sand	20	60	
flüssiger Gärrest	770	13	
erzeugte Biogasmenge in Nm <sup>3</sup> /Mg <sub>oFF</sub>	22-26	-	Nach Anlagenoptimierung wird Anstieg des Gasertrags erwartet
Methangehalt in %	50-65	-	im Mittel 56 %
Energieertrag im Biogas in kWh/Mg <sub>oFF</sub>	120-146	-	
erzeugter Strom in kWh/Mg <sub>oFF</sub>	55-58	-	Abh. von Wirkungsgrad BHKW
erzeugter Strom in kWh/Mg <sub>MBA</sub>	33-35		Im Endausbau bei 60% oFF aus MBA Input und 100% zur Presse

Quelle: eigene Berechnung auf der Grundlage der durch die EVA mbH bereitgestellten Betriebsdaten aus dem Zeitraum 08/19 bis 07/20

Auf Basis der bisherigen Betriebs- und Analysedaten wurde eine Massenbilanz erstellt, die die grundsätzlichen Stoffflüsse in der Anlage verdeutlicht (Abbildung 66).

Abbildung 66: Massenbilanz der Vergärungsstufe



Quelle: Nelles et al. (2020): 1. Zwischenbericht der wissenschaftlichen Begleitung

Der Feinfraktion wurde in der Presse im Behandlungszeitraum 880 l flüssige Abfälle pro Mg Abfall zugegeben, davon 770 l über rückgeführten flüssigen Gärrest. Das extern zugegebene Prozesswasser wird rechnerisch mit dem Presskuchen ausgetragen. Die Kreislaufführung des Presswasser/flüssigen Gärrests führte bisher nicht zu einer Aufsalzung der Inhaltsstoffe, sodass der Prozess bisher abwasserfrei gefahren werden konnte.

Der Biogasertrag liegt je nach Berechnungsgrundlage zwischen 22-26 Nm<sup>3</sup>/Mg<sub>oFF</sub>. Der höhere Gasertrag ergibt sich bei Rückrechnung der Gasmenge aus der erzeugten Strommenge unter Annahme eines elektrischen Wirkungsgrades des BHKW von 38 % und eines Energiegehaltes im Biogas von 5,6 kWh/Nm<sup>3</sup>.

In der Vergärungsstufe werden die in die Flüssigphase überführten Bestandteile (gemessen am DOC) weitestgehend abgebaut und in Biogas umgewandelt. Ausgehend von einem Gasbildungspotenzial der gesamten Feinfraktion von 90-150 Nm<sup>3</sup>/Mg<sub>oFF</sub> (Ketelsen/Kanning, 2013; pers. Mitteilung Böning, 2021) werden über das Verfahren der Presswasservergärung jedoch nur ca. 17-25 % des Gasbildungspotenzials realisiert (vgl. hierzu Trockenvergärungs- und Perkulationsverfahren in Tabelle 13).

Der Stromverbrauch der MBA ist durch die Vergärung um ca. 7 % angestiegen, bei Zuführung der gesamten Feinfraktion zur Vergärung wird sich nach eigener Hochrechnung der Stromverbrauch um ca. 12 % gegenüber dem früheren Betrieb der MBA mit Rotte erhöhen.

Bei aktuellem Teillastbetrieb der Presse werden zzt. ca. 55-58 kWh Strom pro Mg zur Presse erzeugt. Das entspricht einem Stromertrag bezogen auf die Eintragsmenge zur MBA von 20 kWh/Mg<sub>MBA</sub>. Bei mengenproportionaler Hochrechnung auf 100 % Feinfraktion zur Presse und Vergärung ist ein Anstieg auf 33-35 kWh/Mg<sub>MBA</sub> zur erwarten. Für den Betrieb der Vergärungsstufe werden ca. 25% vom erzeugten Strom und lediglich 10-20% der erzeugbaren Wärmemenge benötigt. Die Bandbreite ergibt sich aus der Wärmeauskopplung aus dem BHKW (mit/ohne Abgaswärmetauscher).

Damit könnten dann ca. 40 % ( $\pm 3$  %) des Stromverbrauchs der MBA über die Verstromung des Biogases gedeckt werden. Der verbleibende Strombedarf soll bilanziell überwiegend durch den am Standort erzeugten PV-Strom abgedeckt werden.

Der Zusatzenergiebedarf für den Betrieb der RTO hat sich nach den vorliegenden Daten nicht maßgeblich verändert. Daraus kann geschlossen werden, dass sich die Abluft aus der Nachrotte der Gärreste (Presskuchen) gegenüber dem früheren Rottebetrieb nicht verändert hat. Damit ist auch keine Restausgasung von Methan aus den Gärresten in der Nachrotte aufgetreten, die zu einem Anstieg der Energiegehalte in der Abluft aus der Rotte und in der Folge zu einer Reduzierung des Zusatzenergiebedarfs zur RTO geführt hätte. Dieser Effekt tritt i. d. R. bei der Nachrotte von festen Gärresten aus der Trockenvergärung auf.

Inwiefern sich bei Umstellung der Rotte auf 100 % Eintrag von Gärresten/Pressgut Änderungen im Betrieb der Rotte und in der Abluftqualität ergeben, kann derzeit nicht beurteilt werden.

Durch den relativ geringen Organikabbau in der Vergärung darf erwartet werden, dass die Gärreste/Presskuchen noch ausreichend hohe oTS-Gehalte aufweisen. Damit wäre auch ein ausreichender Organikabbau in der Nachrotte mit ausreichender Wärmeentwicklung zur Wasserverdunstung gewährleistet.

### Zwischenfazit

Vorbehaltlich abweichender Erkenntnisse aus der noch nicht abgeschlossenen Anlagenoptimierung und der wissenschaftlichen Begleitung lassen sich bisher aus dem Betrieb der MBA Erbschwang mit Presswasservergärung der gesamten Feinfraktion folgende Erkenntnisse ziehen:

- ▶ Mit der Presswasservergärung können bis zu 40 % des Strombedarfs der MBA gedeckt werden.
- ▶ Der Wärmebedarfs für die Vergärung fällt mit ca. 16 kWh/Mg<sub>oFF</sub> im Vergleich zu sonstigen Vergärungsverfahren relativ niedrig aus.
- ▶ Die überschüssige Abwärme aus dem BHKW (ca. 80-90% der verfügbaren Wärme) könnte daher nutzbringend für Trocknungszwecke und sonstige Wärmenutzungen verwendet werden.
- ▶ Der Betrieb der Nachrotte wird durch den Eintrag feuchterer Gärreste aus der Presse nicht beeinträchtigt. Es werden positive Effekte auf den Organikabbau und die Wärmeentwicklung in der Rotte erwartet.
- ▶ Der Betrieb der MBA kann auch nach Inbetriebnahme der Vergärungsstufe weiterhin abwasserfrei betrieben werden.
- ▶ Im Verlauf der Anlagenoptimierung wird vom Betreiber eine Steigerung der Gaserträge erwartet.

Um den Gasertrag zu steigern, müssen höhere anaerob abbaubare Organikanteile aus der Feinfraktion über die Presse ins Presswasser überführt und den Vergärungsreaktoren zugeführt werden.

Bei einer Entscheidung zwischen Presswasservergärung und Vergärung der gesamten Feststoffmasse ist abzuwägen zwischen einem Verfahren mit relativ niedrigem Gasertrag aber mit geringen Auswirkungen auf die Nachrotte und Verfahren mit hohem Gasertrag, deren Gärreste jedoch höhere Anforderungen an die Nachrotte stellen und die ggf. einen Teilstrom der Feinfraktion an der Vergärung vorbei direkt zur Nachrotte leiten müssen.

Beim hier realisierten Verfahren der Presswasservergärung werden mit verhältnismäßig geringem technischem Aufwand die schnell verfügbaren organischen Anteile aus der Feinfraktion in die Wasserphase überführt und anaerob behandelt. Dem erzielten Gasertrag steht auf der anderen Seite der geringe erforderliche technische und investive Aufwand des Verfahrens gegenüber.

### 13.3 Umstellung der MBA auf Trocknung

#### Umstellung der Rotte auf biologische Trocknung

Mit der biologischen Behandlung vor der Ablagerung soll die Einhaltung der Deponiekriterien für mechanisch-biologisch behandelte Abfälle nach DepV sichergestellt werden.

Mit der Umstellung der Rottestufe auf biologische Trocknung wird das Ziel verfolgt, aus der Feinfraktion weitere Anteile zur energetischen Verwertung abzutrennen und die verbleibenden Mengen zur Ablagerung zu minimieren.

Die Abtrennung von Leichtstoffen erfordert eine Trocknung der Feinfraktion auf TS-Gehalte von 80-85 %.

Die biologische Trocknung kann grundsätzlich angewendet werden für unterschiedlich vorbehandelte Feinfraktionen, wie z. B.

- ▶ unbehandelt
- ▶ teilweise vorbehandelt (z. B. Gärreste oder nur teilgerottete Feinfraktion)
- ▶ weitgehend vorbehandelt (z. B. Rotteausttrag zur Ablagerung)

Mit der Dauer bzw. dem Umfang an biologischem Abbau vor der Trocknungsphase kann die Ablagerungsfähigkeit der im Rahmen der späteren Aufbereitung abzutrennenden Feinfraktion beeinflusst werden. Der zulässige biologische Abbau wird begrenzt durch die Notwendigkeit, dass für die abschließende Trocknungsphase noch ausreichend biologisch abbaubare Substanz im Material verbleibt.

Mit dem Umfang an Vorbehandlung (Vergärung oder Intensivrotte) verbleiben unterschiedlich hohe Anteile an abtrennbaren Brennstoffbestandteilen im Trockenstabilat.

Je nach Art und Umfang an Vorbehandlung können im Rahmen der biologischen Trocknung mit nachfolgender Aufbereitung der getrockneten Abfälle Brennstoffanteile in unterschiedlichem Umfang und Heizwert abgetrennt werden (Tabelle 29).

Tabelle 29: Zusätzliche Brennstoffausbeute aus der biologisch getrockneten Feinfraktion

Trocknung Feinfraktion	Brennstoffausbeute <sup>1)</sup> %	Heizwert MJ/kg <sub>OS</sub>	Energieanteil in % Abfallinput MBA <sup>2)</sup>
unvorbehandelt	60-70	9-12	ca. 20
weitgehend vorbehandelt	30-40	7-8	ca. 10

1) jeweils bezogen auf getrocknete Menge vor Aufbereitung und jeweils bei optimaler Aufbereitung

2) abhängig von Stoffstromaufteilung in der MA und Korngröße der off

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Je nachdem zu welchem Zeitpunkt des biologischen Abbaus die Trocknungsphase eingeleitet wird, können mit der Stabilataufbereitung weitere 10 % bis 20 % der Heizwertfracht der behandelten Abfälle im Input der MBA zusätzlich einer energetischen Verwertung zugeführt werden.

#### Verbesserung Klimabilanz MBA

Je nach Effizienz der belieferten Verwertungsanlage führt die energetische Verwertung der Brennstoffe aus dem Trockenstabilat zu einer Verbesserung der CO<sub>2</sub>-Bilanz der gesamten MBA um -30 bis -60 kg CO<sub>2</sub>/Mg<sub>MBA</sub>. Die Höhe der zusätzlich realisierbaren klimawirksamen CO<sub>2</sub>-Gutschrift hängt auch ab vom biogenen Kohlenstoffanteil im erzeugten Brennstoff, der zwischen 50 und 70 % liegen kann, abhängig von der ursprünglichen Zusammensetzung der org. Feinfraktion.

Bei Teiltrocknung und nicht optimaler Aufbereitung erhöhen sich durch die Verschleppung von Feinkorn die Brennstoffanteile bei gleichzeitig sinkenden Heizwerten.

### Technische Ausstattung Stabilataufbereitung

Die mehrstufige Aufbereitung der getrockneten Feinfraktion kann über klassische Trennaggregate erfolgen, wie z. B.

- ▶ Siebung
- ▶ Windsichtung
- ▶ Feinsortiersysteme, Trenntische, Luftherde
- ▶ Hartstoffabscheider, Inertstoffabtrenner
- ▶ Fe-/NE-Metallabscheider
- ▶ sensorbasierte Sortiertechnik (bei Bedarf)
- ▶ Staubfilter mit Brikettierpressen für den abgeschiedenen Staub

Aus dem Trockenstabilat können Teilfraktionen abgeschieden werden, deren Anteile und Qualität von der Art der Aufbereitung abhängen. Einen visuellen Eindruck über die Teilfraktionen aus der Aufbereitung von Stabilat mit weitgehendem organischem Abbau zeigt Abbildung 67.

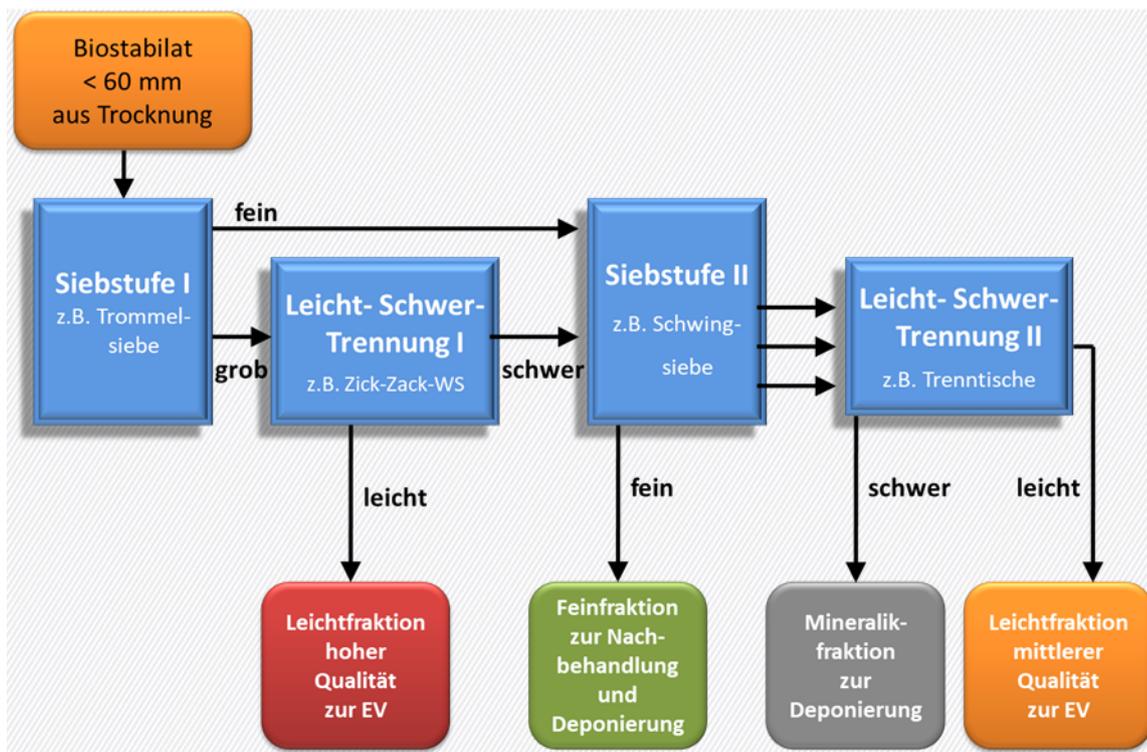
Die zugehörige Aufbereitung, mittels der die dargestellten Fraktionen gewonnen wurden, ist vereinfacht in Abbildung 68 dargestellt.

Abbildung 67: Stoffströme aus der Stabilataufbereitung



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Abbildung 68: Grundsätzlicher Aufbau einer Stabilataufbereitung



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Die Entscheidung zur Umstellung der Rotte und Ablagerung auf biologische Trocknung hängt u. a. von der Entwicklung der Kapazitäten und Kosten für die Ablagerung der Deponatmengen und für die Kosten für die energetische Verwertung der EBS ab.

Grundsätzlich ist auch eine Umstellung der Gesamtanlage auf biologische Trocknung der Gesamtabfälle möglich. Je nach Anlagenauslegung und vorhandener Anlagenausstattung ist dafür eine entsprechende Umstellung der Verfahrensabläufe in der Anlage und eine Anpassung der Aufbereitung an die Erfordernisse der Trockenstabilataufbereitung erforderlich.

### 13.4 Maßnahmen im Bereich der Abluftreinigung

#### 13.4.1 Reduzierung des Energieverbrauchs bei der Abluftreinigung in RTO

Die Abluftbehandlung in RTO erfordert den Einsatz von Zusatzenergie in Form von Strom und Gas. Ein Teil des Wärmebedarfs wird durch den Energiegehalt in der zu behandelnden Abluft abgedeckt. Der Gesamtenergiebedarf für den Betrieb der RTO ist abhängig vom Grad der Wärmerückgewinnung.

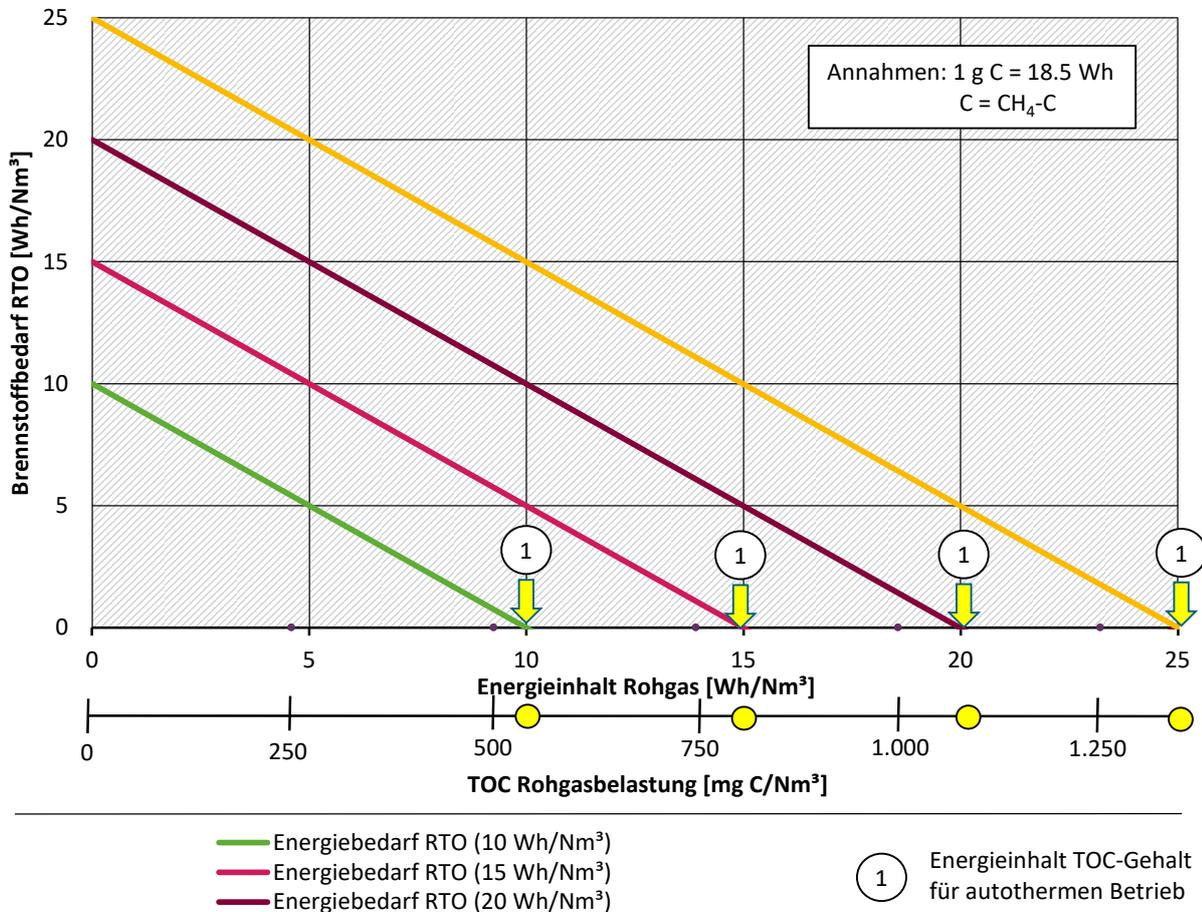
Dieser wiederum hängt maßgeblich ab vom Volumen bzw. der durchströmten Oberfläche der eingesetzten Rekuperatorsteine (Fläche und Höhe resp. Anzahl Steinlagen). Darüber hinaus wirkt sich die aktuelle Auslastung der RTO-Einheiten auf die Verbrauchswerte aus. Im Teillastbetrieb sinkt der spezifische Energiebedarf je  $m^3$  behandelter Abluftmenge. Der Zusatzenergiebedarf an Gas (Erdgas oder Biogas) ist abhängig vom Energiegehalt der zu behandelnden Abluft. Bei zunehmender Abluftbelastung steigt mit dem C-Gehalt auch der Energiegehalt der Abluft.

Die Prozessabluft aus MBA weist i. d. R hohe Anteile an Methan-C auf. Nach eigenen Messungen besteht die Abluft aus MBA zu etwa 60-80 % von  $C_{ges}$  aus  $CH_4-C$ . Aus diesem Grund kann der Energiegehalt der Abluft näherungsweise über den Energiegehalt von  $CH_4-C$  berechnet werden ( $1 \text{ g C/Nm}^3 \equiv 18,54 \text{ Wh/Nm}^3$ ).

Weist die Abluft nur niedrige Methan-C-Anteile am ges.-C auf, ist der Energiegehalt der NMVOC-Verbindungen im Abgas anteilig mit zu berücksichtigen.

Der grundsätzliche Zusammenhang zwischen Abluftbelastung und Brennstoffbedarf in RTO ist in Abbildung 69 dargestellt.

Abbildung 69: Energiebedarf für den Betrieb einer RTO in Abhängigkeit des TOC-/Energiegehalts im Rohgas



Quelle: iba/Cutec, 2014, ergänzt

Je höher die Abluftbelastung, desto geringer ist der Zusatzenergiebedarf in der RTO.

Je höher die Energieeffizienz, desto geringer der Zusatzenergiebedarf und desto geringer ist die Abluftbelastung, bei der ein autothermer Betrieb der RTO ohne Zuführung von Zusatzenergie möglich ist.

Bei einer Energieeffizienz von 20 Wh/m<sup>3</sup> ist eine Abluftbelastung von ca. 1.100 mg C/Nm<sup>3</sup> erforderlich, um die RTO autotherm betreiben zu können. Bei einer hohen Energieeffizienz von 10 Wh/Nm<sup>3</sup> würde der autotherme Betrieb schon bei einer Abluftbelastung von 550 mg C/Nm<sup>3</sup> erreicht. Bei geringerer Energieeffizienz (bei Auslegung oder durch Belegung der Wärmetauschersteine) stellen sich Verbrauchswerte >25 Wh/Nm<sup>3</sup> Abluft ein.

Bei Überschreitung der autothermen Belastungsbereiche muss zusätzliche Frischluft der RTO zugeführt werden, zu Lasten der Menge an Rohgas.

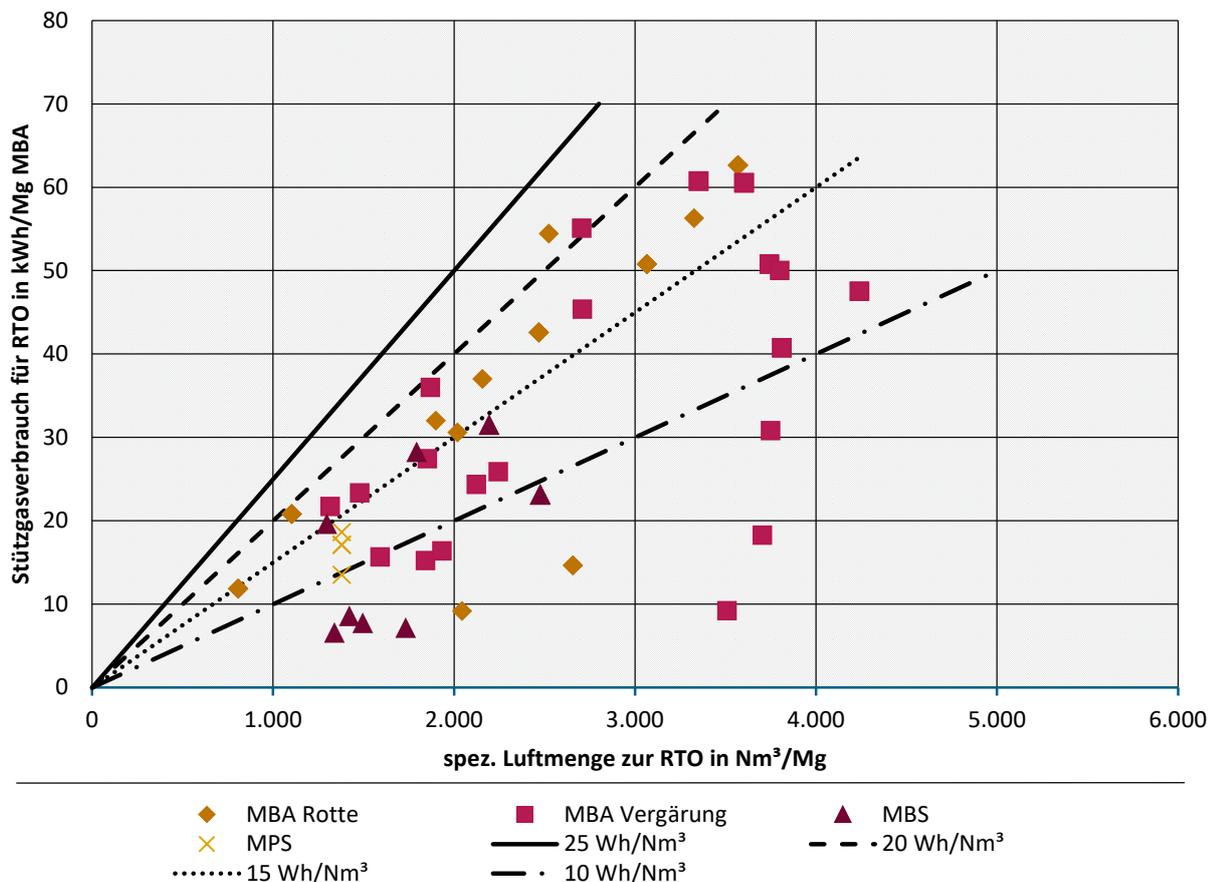
Die Abluftbelastung von Abluft aus MBA, die über RTO gereinigt wird, liegt im Mittel bei 100-300 mg C/Nm<sup>3</sup> und weist einen Energiegehalt zwischen 2 und 5 Wh/Nm<sup>3</sup> auf. In einigen Anlagen wurden jedoch auch Werte von 600-1.000 mg C/m<sup>3</sup> gemessen, zeitweise bis zu 2.500 mg C/m<sup>3</sup>. Damit

wurden zeitweise die Abluftkonzentrationen für den autothermen Betrieb der RTO sogar überschritten. Im Regelfall muss den RTO-Anlagen jedoch zusätzlich Gas in der u. g. Größenordnung zugeführt werden.

Für die thermische Abluftbehandlung in MBA wurde den RTO-Anlagen Stützgas zwischen 6 und 63 kWh pro angelieferter Abfallmenge zur MBA zugeführt. Das entspricht einen Gasverbrauch zwischen ca. 0,6 bis 6 m<sup>3</sup> Erdgas/Mg<sub>MBA</sub>. Der erforderliche Stützgasbedarf in der MBA (bezogen auf die behandelte Abfallmenge, hängt ab von der Höhe und der Belastung der Abluftmenge, die in der RTO gereinigt wird. In einigen MBA -Anlagen wird die gesamte Abluft, in anderen nur eine Teilmenge der RTO zugeführt, i.d.R. nur die Prozessabluft aus der Trocknung oder Intensivrotte. Die übrige Abluft wird über Staub- und Biofilter gereinigt. In MBS- und MPS-Anlagen sind kombinierte Abluftreinigungskonzepte realisiert, in MBA-Anlagen sind sowohl Kombinationssysteme als auch Systeme mit alleiniger Abluftreinigung über RTO vertreten.

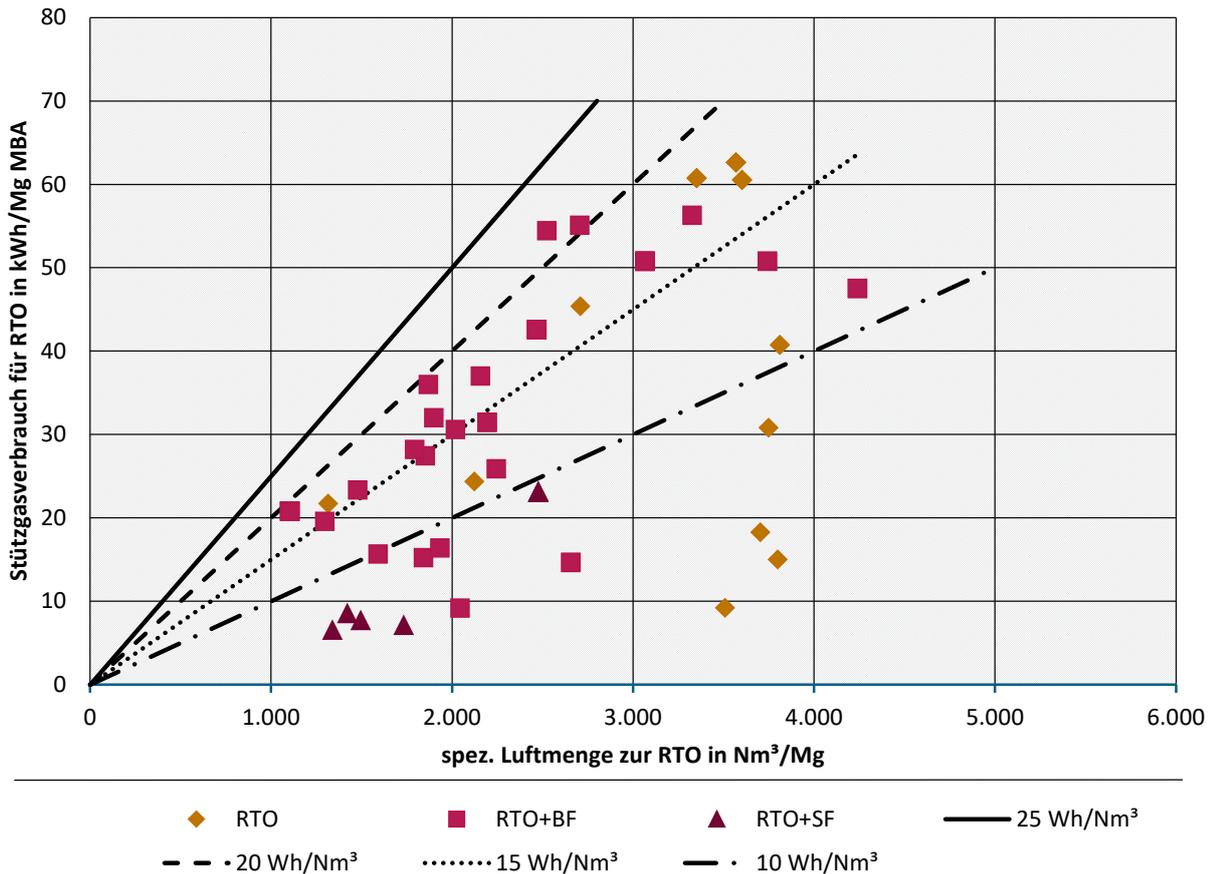
Da bei Erhöhung der Abluftmengen die Belastungswerte in der Abluft aus Prozess- und Hallenabluft sinken, wäre ein überproportionaler Anstieg der erforderlichen Zusatzenergie mit steigenden Abluftmengen zur RTO zu erwarten gewesen. Die Darstellung der Messwerte in Abbildung 70 und Abbildung 71 zeigt zwar einen Anstieg des Energiebedarfs bei steigenden Abluftmengen, die Streubreite der Messwerte ist aber geprägt durch die Überlagerung mit diversen anderen Einflussfaktoren. Dies gilt sowohl für die Darstellung nach MBA-Anlagentyp (Abbildung 70), als auch für die Darstellung nach Abluftreinigungssystem (Abbildung 71).

Abbildung 70: Stützgasverbrauch für die Abluftbehandlung in RTO in MBA nach Anlagentyp



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Abbildung 71: Stützgasverbrauch für die Abluftbehandlung in RTO nach Art der Abluftreinigung in der MBA



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Die in Abbildung 70 und Abbildung 71 dargestellten Messpunkte stellen jeweils den mittleren Jahresverbrauch der untersuchten MBA-Anlagen dar. Die Linien bilden den zu erwartenden Gesamtenergiebedarf (Energie in Abluft + Stützgas) einer RTO bei angegebener Energieeffizienz, ausgedrückt in Energiebedarf pro Nm<sup>3</sup> behandelter Abluftmenge (10-25 Wh/Nm<sup>3</sup>).

Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Gasbedarf und MBA Anlagentyp (Abbildung 70), Abluftmenge zur RTO und den in den MBA eingesetzten Reinigungssystemen (nur RTO oder Kombination RTO und Biofilter, Abbildung 71) ist vordergründig nicht erkennbar.

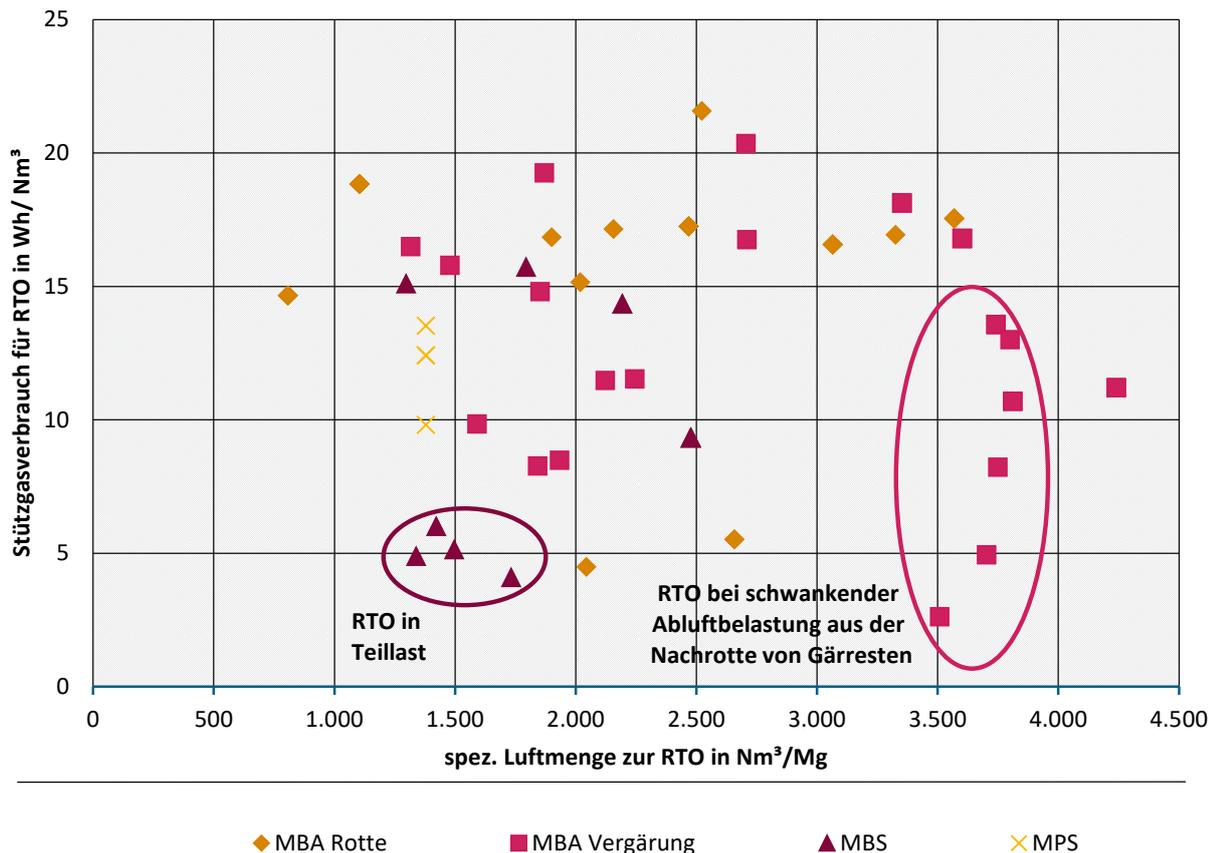
Dies liegt vorwiegend an der Überlagerung mit den Einflussfaktoren Abluftbelastung, Energieeffizienz der RTO, aktuelle Auslastung der RTO, aktuelle Belagbildung durch Siloxan und ASL auf den Wärmetauschersteinen der RTO und Eintrag von freiem Wasser über die Abluft in die RTO.

Der spezifische thermische Gesamtenergiebedarf als Summe Energiegehalt aus Stützgas und Abluft bezogen auf die in der RTO behandelte Abluftmenge in Wh/Nm<sup>3</sup> ist ein Maßstab für die Energieeffizienz der RTO für den Auslegungsfall bei ungestörtem Betrieb.

Die tatsächlich zugeführte Stützgasenergie lag in den MBA-Anlagen zwischen < 5 und > 20 Wh/Nm<sup>3</sup> Abluft. Die großen Unterschiede sind nahezu bei allen MBA-Anlagentypen aufgetreten (Abbildung 72).

Die Fragen, die sich daraus ableiten sind: Woraus resultieren die hohen Unterschiede im Gasverbrauch und lässt sich durch entsprechende Auslegung und Betrieb der RTO oder durch angepassten Betrieb der MBA der Zusatzenergiebedarf für die thermische Abluftreinigung in MBA nachhaltig reduzieren?

Abbildung 72: Stützgasbedarf pro Nm<sup>3</sup> behandelter Abluftmenge abhängig von MBA-Typ und Abluftmenge zur RTO



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Die niedrigen Verbrauchswerte von < 5 Wh/Nm<sup>3</sup> resultieren entweder aus hohen Effizienzwerten der RTO oder aus hohen Energiegehalten in der Abluft. Für die dargestellten Anlagen liegen i. d. R. keine Angaben zur Abluftbelastung im Jahresmittel vor, so dass sich aus den Verbrauchswerten keine Rückschlüsse auf den Gesamtenergiebedarf der RTO-Anlagen ableiten lassen.

Aus den über mehrere Jahre dokumentierten Verbrauchswerten einer MBA mit Vergärung (Rauten bei ca. 3.800 Nm<sup>3</sup>/Mg) wird der Einfluss schwankender Abluftbelastung auf die Höhe des Zusatzenergiebedarfs deutlich. In dieser Anlage musste in einem Jahr nur 2,5 Wh/Nm<sup>3</sup> als Zusatzenergie zugeführt werden, in anderen Jahren bis zu 14 Wh/Nm<sup>3</sup>. Die Unterschiede im Gasbedarf spiegeln sich in unterschiedlich hohen TOC-Belastungen der Abluft wider, hervorgerufen durch unterschiedliche Betriebszustände in der Nachrotte von Gärresten.

Die niedrigen Verbrauchswerte in MBS-Anlagen resultieren aus einem deutlichen Rückgang der Abluftmengen zur RTO, sodass diese RTO aktuell in einem niedrigen Auslastungsgrad gegenüber der ursprünglichen Anlagenauslegung betrieben werden.

Der Einfluss des aktuellen Auslastungsgrades auf die Höhe des Energiebedarfs wird nachfolgend erläutert.

## Einfluss Anlagenauslastung auf Energieverbrauch der RTO

Die oben dargestellten Verbrauchsdaten basieren auf RTO-Anlagen, die im Zeitraum 2001 und 2006 konzipiert und in Betrieb genommen worden sind.

Die Auslegung der RTO-Anlagen erfolgte bei MBA i. d. R. teils redundant mit der Vorgabe, dass im Wartungsfall einer Linie noch 75-80 % der Abluftmenge über die verbleibenden Linien gereinigt werden konnte. Zur Behandlung der Abluft wurden dabei entweder 2 oder 3 RTO-Linien realisiert.

Tabelle 30: Auslegungsvorgaben für RTO in MBA 2005

Anzahl RTO-Linien		2	3
Summe Abluft zur RTO	%	100	100
Kapazität je RTO	%	75	40
Kapazität RTO gesamt	%	150	120
Auslastung RTO-Linien im Regelbetrieb	%	67 (100 von 150)	83 (80 von 120)
Auslastung RTO-Linie im Wartungsfall	%	100 (75 von 75)	100 (80 von 80)

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Durch diese Vorgaben wurden die RTO im Regelbetrieb in Teillast gefahren zwischen 67 % (bei 2 Linien) und 83 % (bei 3 Linien) (Tabelle 30).

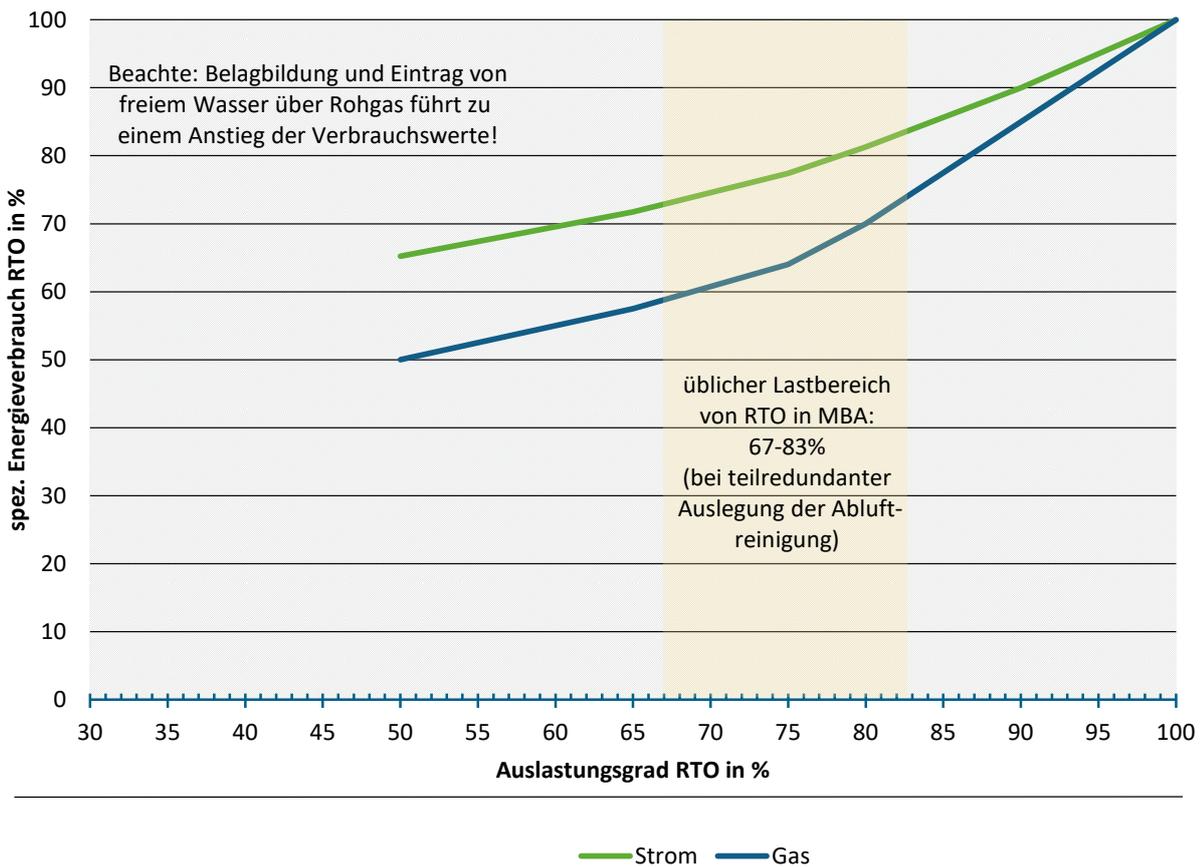
In den ersten Betriebsjahren nach 2005 wurde festgestellt, dass die RTO-Anlagen oft die Kapazitätsreserven nicht nachweisen konnten. Dies lag zum einen an dem Auftreten von Ablagerungen von SiO<sub>2</sub> und ASL auf den Wärmetauschersteinen, die zu einer Reduzierung der Durchsatzleistung führte. Zum anderen sind im Nachhinein Zweifel an den Angaben zur Auslegung der RTO-Aggregate angebracht.

In den nachfolgenden Betriebsjahren ist in einigen MBA das Behandlungsregime und das Lüftungskonzept verändert worden. Das führte in der Folge zu geringeren Abluftmengen und damit zu einer Teilauslastung der vorhandenen RTO-Kapazitäten. In anderen Anlagen wurden die RTO-Kapazitäten durch Zubau weiterer Linien erweitert.

Diese Teilauslastung führte in den betroffenen Anlagen zu einer deutlichen Reduktion der absoluten und spezifischen auf die behandelte Abluftmenge bezogenen Energieverbräuche der RTO. Diese Einsparung wird in der Praxis jeweils überlagert durch die Effekte aus der Belagbildung auf den Regeneratorsteinen und dem Eintrag von unzureichend abgeschiedenen Flüssigkeitstropfen aus den vorgelagerten Wäschern (führt zu steigendem Energieverbrauch) sowie aus Veränderungen im Energiegehalt in der Abluft (je nach Einzelfall mit Anstieg oder Reduktion des Zusatzbrennstoffbedarfs verbunden).

Bei der Auslegung von RTO-Anlagen, die im Zeitraum 2015-2021 realisiert wurden, wurde ein deutlicher Zusammenhang zwischen Auslastungsgrad und Energieverbrauch in der dargestellten Größenordnung festgestellt (Abbildung 73).

Abbildung 73: Zusammenhang Auslastungsgrad RTO und Energieverbrauch



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH und Berechnung aus aktuellen Gewährleistungsangaben von RTO-Herstellern

Bis zu einer Teilauslastung von ca. 75 % geht der thermische Energieverbrauch überproportional zurück. Bei Gas fällt der Rückgang ausgeprägter aus als beim Strombedarf. Im Bereich <75 % Auslastung lässt der Einfluss der Anlagenauslastung nach.

Wird jede RTO-Linie nur mit 67 % ihrer Kapazität betrieben, liegt der spezifische Brennstoffbedarf nur bei ca. 60 % des Bedarfs bei Betrieb mit Auslegungsmengen jeweils bezogen auf die behandelte Abluftmenge im Normzustand trocken.

Der Strombedarf sinkt bei gleichem Teillastfall auf einen Wert von ca. 72 % ab.

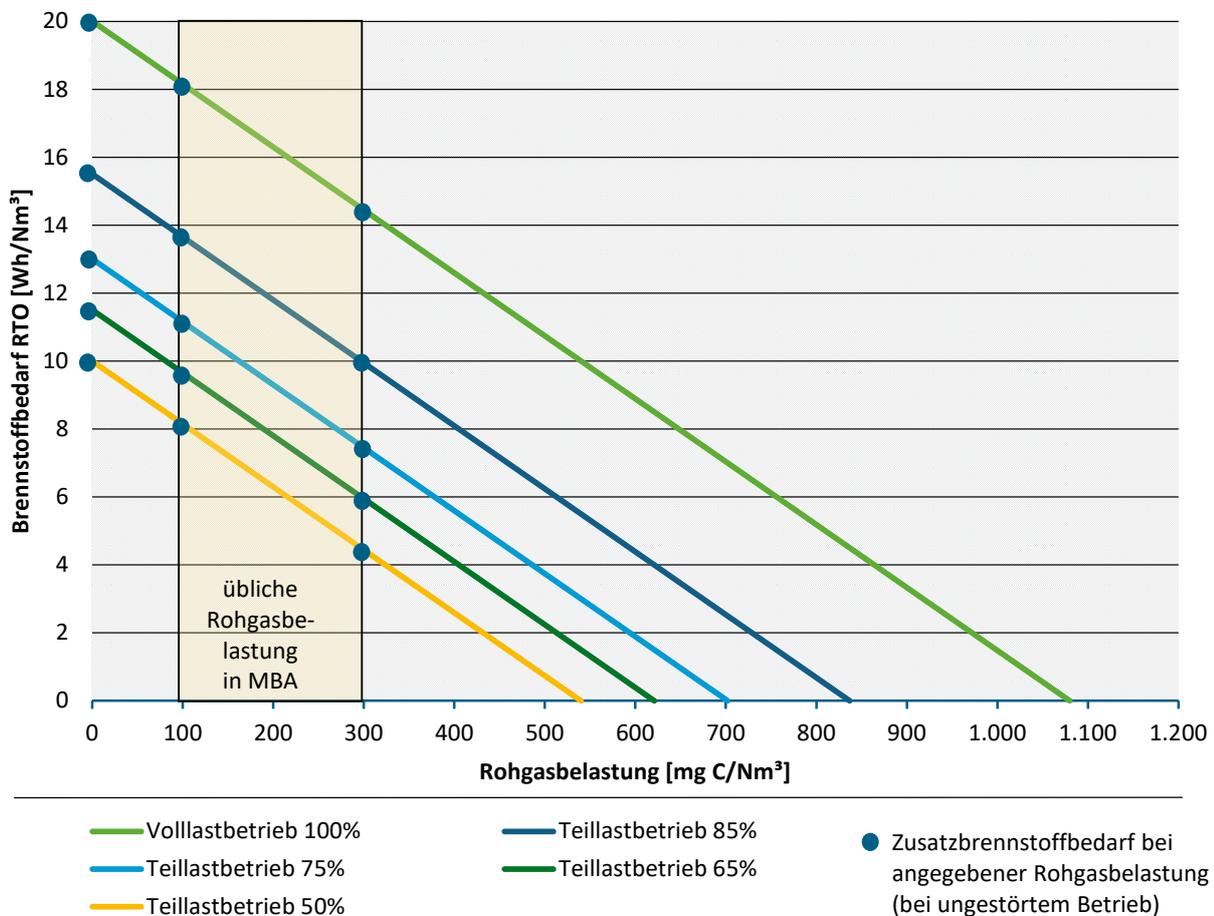
Geht die Teilauslastung mit einer Reduzierung der zu behandelnden Abluftmenge einher, multiplizieren sich beide Faktoren, sodass der absolute Energiebedarf z. B. auf 40 % ( $0,67 \times 0,6 = 0,4$ ) des ursprünglichen Energiebedarfs absinkt. Der Zusatzenergiebedarf sinkt abhängig vom Energieinhalt im Rohgas auf Werte <40 %

Mit der Vorhaltung von Kapazitätsreserven und Begrenzung des Auslastungsgrades im Regelbetrieb kann somit die Höhe des Energieverbrauchs der Abluftreinigung in RTO maßgeblich beeinflusst werden.

Nach Abbildung 73 sind die größten Einsparpotenziale bei Reduzierung des Auslastungsgrades im Bereich von 100 auf bis ca. 75 % Auslastung zu erzielen. Dabei sind die zusätzlichen Kapitalkosten für die Vorhaltung der Kapazitätsreserve den eingesparten Betriebskosten für Strom und Gas gegenüberzustellen.

Die Einflüsse von Anlagenauslastung und Rohgasbelastung addieren sich bei der Bestimmung des Zusatzbrennstoffbedarfs (Abbildung 74).

Abbildung 74: Brennstoffbedarf für den Betrieb einer RTO in Abhängigkeit von Anlagenauslastung und C-Gehalt im Rohgas (Auslegung RTO auf 95 % Wärmerückgewinnung und thermischen Energiebedarf von 20 Wh/Nm<sup>3</sup> Rohgas)



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Im dargestellten Beispiel einer RTO mit einem thermischen Energiebedarf von 20 Wh/Nm<sup>3</sup> ist bei einer Rohgasbelastung von 300 mg C/Nm<sup>3</sup> ein Zusatzbrennstoffbedarf von ca. 14 Wh/Nm<sup>3</sup> erforderlich. Bei einem Teillastbetrieb von 75 % (entsprechend einer Kapazitätsreserve von +25 %) reduziert sich der Brennstoffbedarf um 50 % auf ca. 7 Wh/Nm<sup>3</sup>.

Die durch Vorhaltung von Kapazitätsreserven bei Einsatz einer größeren RTO zu erzielende Einsparung von Betriebskosten ist gegen den Anstieg der Kapitalkosten für die größere RTO abzuwägen. In einem Praxisbeispiel ergaben sich für den zusätzlichen Invest für eine 15% Kapazitätsreserve Refinanzierungszeiten von ca. 4 Jahren.

Bei den in den Jahren um 2005 in MBA errichteten RTO-Anlagen wurden von den Anlagenerrichtern Energieverbrauchswerte benannt, die bezogen auf den geforderten Regelbetrieb mit 67% Teillast je Linie, um den Faktor 2 über den in Abbildung 74 aufgezeigten Werten lagen. Damals wurde der erforderliche Mindestenergiebedarf mit ca. 24 Wh/Nm<sup>3</sup> für den abgeforderten Teillastbetrieb von 67% benannt. Für einen autothermen Betrieb der RTO wäre demnach ein C-Gehalt im Rohgas von ca. 1.300 mg C/Nm<sup>3</sup> erforderlich gewesen. Unterstellt man den gleichen Teillasteffekt wie bei den RTO der zweiten Generation, dann hätten die RTO aus 2005 einen Zusatzbrennstoffbedarf von 48 Wh/Nm<sup>3</sup> bei 0 mg C/Nm<sup>3</sup> Rohgasbelastung aufweisen müssen. Diese Werte und die damaligen Gewährleistungswerte

haben sich im späteren Betrieb nicht bestätigt. Aus der Entwicklung der tatsächlichen Verbrauchswerte kann geschlossen werden, dass die damals zugesicherten Verbrauchswerte mit Zuschlägen für den noch unbekanntem Anwendungsfall von RTO in MBA versehen wurden und dass die zugesicherten Werte sich nicht auf den Teillastfall, sondern auf den Vollastbetrieb der RTO bezogen haben. Darüber hinaus lag der damaligen Dimensionierung möglicherweise eine andere Berechnung des erforderlichen Wärmetauschervolumens zur Erzielung des geforderten Wärmerückgewinnungsgrades zu Grunde. Die in 2005 realisierten RTO-Anlagen weisen geringere Höhen der Wärmetauschersteine (1,2-1,5m) und geringere Anströmflächen und damit höhere Anströmgeschwindigkeiten auf. Die nach 2010 gebauten RTO-Anlagen werden die geforderten Wärmerückgewinnungsgrade mit ca. 20% höheren Steinlagen (1,80 m) und mit um ca. 10% geringeren Anströmgeschwindigkeiten realisiert. Insgesamt wurde damit in den neuen RTO-Anlagen ein um ca. 30% größeres Wärmetauschervolumen eingesetzt.

Die dargestellten Wirkungszusammenhänge erklären letztlich die großen Unterschiede beim Energieverbrauch in den untersuchten MBA-Anlagen.

Eine gezielte Anhebung der Methangehalte in der Abluft aus den Rottestufen zur Minimierung des Zusatzbrennstoffbedarfs in der RTO wurde in der Praxis nicht umgesetzt. Eine bewusste Reduzierung der Belüftung der Rottemieten mit dem Ziel, Methangehalte in der Abluft anzuheben bis hin zur autothermen Verbrennung in der RTO, können im Widerspruch zum erforderlichen maximalen Organikabbau stehen und die Einhaltung der Ablagerungskriterien verhindern.

Darüber hinaus können die allgemeinen Schwankungen im Rottebetrieb schnell zu einem unkontrollierten temporären Anstieg der Methangehalte führen, die eine Überschreitung autothermer Konzentrationsbereiche zur Folge haben kann.

Der Energiebedarf der RTO lässt sich daher unter Sicherheitsaspekten effektiver über eine Auslegung der RTO mit höherer Wärmerückgewinnung reduzieren, wie oben beschrieben.

### 13.4.2 Minderung der Emissionen durch verbessertes Abluftmanagement

Das Abluftmanagement in den deutschen MBA ist ausgerichtet auf Einhaltung der Emissionsanforderungen der 30. BImSchV. In der Verordnung werden u. a. die zulässigen **Konzentrationen** von  $C_{ges}$  und Staub vorgegeben. Darüber hinaus werden jedoch zusätzlich die zulässigen **Frachten** für  $C_{ges}$  und  $N_2O$  mit 55 gC bzw. 100 g $N_2O$ /Mg bezogen auf die in der MBA behandelte Abfallmenge (=Eingangsmenge MBA) begrenzt.

Die Einhaltung des  $N_2O$ -Frachtwertes ließ sich durch Installation von sauren Wäschern, in denen  $NH_3$  zu über 95% aus dem Rohgas abgeschieden wird, sicherstellen. Eine unzureichende Ammoniakabscheidung aus dem Rohgas führt zu einer Bildung von Lachgas in der RTO wie auch im Biofilter (Cuhls, Clemens 2012 und ZIM 2014). Damit kein Eintrag von Lachgas ins Rohgas erfolgt, muss der Rotteprozess so gesteuert werden, dass in der Nachrotte bei Nitri- und Denitrifikationsprozessen keine primäre Lachgasbildung entsteht. Im Rohgas enthaltenes Lachgas wird weder in der RTO noch im Biofilter zurückgehalten und gelangt somit direkt ins Reingas.

Maßgebenden Einfluss auf das Abluftmanagement in MBA nach 30. BImSchV hatte die Begrenzung der C-Fracht auf 55 g/Mg<sub>MBA</sub>. Diese Emissionsbegrenzung erforderte den Einsatz thermische Abgasreinigungsverfahren. Für Abluftteilströme wurden teilweise Bio- und Staubfilter eingesetzt.

Die üblichen Reingaswerte nach RTO und nach Biofilter schränken die maximal möglichen Abluftmengen aus der MBA und deren Aufteilung auf RTO und Biofilter stark ein. Bei einer Reinigung der gesamten Abluft über RTO wird die Abluftmenge auf 5.500 Nm<sup>3</sup>/Mg begrenzt, bei Einsatz von RTO und Biofiltern sind nur ca. 3.000 Nm<sup>3</sup>/Mg möglich, um die Einhaltung des C-Frachtwertes nicht zu gefährden. Je niedriger die Reingaswerte desto höhere Luftmengen sind möglich. Die in den Anlagen realisierten Luftmengen liegen zum Teil deutlich unter den rechnerisch möglichen Werten. Dies erfolgte, um auch bei höheren Reingaswerten die geforderten Emissionswerte sicher einhalten zu können (Tabelle 31).

Durch die erforderlichen niedrigen Luftmengen konnten in den MBA nur sehr niedrige Luftwechselraten in den Hallen realisiert werden. In den biologischen Systemen wurde zudem durch entsprechende Mehrfachnutzung und Umluftführung die Luftmenge reduziert, so dass sich die prozessbedingten Emissionen im verbleibenden Abluftstrom aufkonzentriert haben.

Tabelle 31: Beispiel zur Ableitung rechnerisch möglicher Abluftmengen in MBA zur Einhaltung der 30. BImSchV in Abhängigkeit der zugesicherten Reingaswerte

Reinigungssystem		Nur RTO	Nur RTO	RTO+BF	RTO+BF
Reingaswerte RTO	mg/Nm <sup>3</sup>	7	10	7	10
Reingaswerte Biofilter <sup>1)</sup>	mg/Nm <sup>3</sup>	-	-	20	30
maximal mögliche Abluftmenge					
▶ RTO	Nm <sup>3</sup> /Mg	7.860	5.500	2.500	2.500
▶ Biofilter	Nm <sup>3</sup> /Mg	0	0	1.875	544
▶ Gesamt	Nm <sup>3</sup> /Mg	7.860	5.500	4.375	3.044
C-Fracht ges.	g C/Mg	55	55	55	55
davon aus RTO	g C/Mg	55	55	17,5	35
davon aus Biofilter	g C/Mg	-	-	37,5	20

1 Reingaswerte Biofilter bei Rohgaswerten < 100 mg C/Nm<sup>3</sup> und ohne relevanten Anteil CH<sub>4</sub>-C im Abluftteilstrom

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Die Abluftbehandlung über RTO führt gegenüber dem bei der biologischen Abluftbehandlung üblichen Einsatz von Biofiltern zu höheren Investition- und Betriebskosten.

Zur Einhaltung der C-Fracht im Reingas und zur Begrenzung der Behandlungskosten wurden die Abluftmengen in MBA durch Umluftführung, Kühlung und Mehrfachnutzung sowie Reduzierung der Luftwechselraten in den Hallen auf spezifische Luftmengen zwischen 2. und 5.000 m<sup>3</sup>/Mg<sub>MBA</sub> limitiert. Die Reduzierung der Luftmenge führte in der Folge zu einer Anhebung der C-Konzentrationen im Rohgas. Das erwies sich unter energetischen Aspekten als Vorteil für die Behandlung in RTO, schränkte den Einsatz von Biofiltern jedoch stark ein.

### Emissionen im Rohgas

Nach Ausrichtung der Abluftkonzepte auf 30. BImSchV werden in den MBA-Anlagen je nach Anlagenart und Lüftungskonzept zwischen 900 und 1.400 g C/Mg<sub>MBA</sub> freigesetzt. Davon entfällt unabhängig vom System ca. 300 g C/Mg<sub>MBA</sub> auf Nicht-Methan-Verbindungen NMVOC. Die restlichen Anteile entfallen auf Methan-C.

Während NMVOC-Verbindungen im Biofilter gut abgebaut werden, wird Methan auf Grund der kurzen Aufenthaltszeiten im Filter nicht bzw. nur in vernachlässigbarem Umfang abgebaut. Abluftströme aus MBA mit hohen Methangehalten müssen daher der RTO zugeführt werden.

Sowohl NMVOC- als auch Methanverbindungen werden überwiegend in der Phase der Intensivrotte und ersten Nachrottephase von Gärresten freigesetzt und können so über die Prozessabluft getrennt erfasst und in der RTO gereinigt werden.

Ein Verschleppen oder eine Neubildung von Methan in späteren Phasen der Nachrotte durch unzureichende Belüftung und Materialstruktur ist zu vermeiden, sofern die Abluft aus diesen Bereichen über Biofilter gereinigt werden soll.

Eine Behandlung von methanhaltiger Abluft über Biofilter führt zur deutlichen Überschreitung der zulässigen Emissionswerte.

Eine Mitbehandlung von relativ unbelasteten Abluftteilströmen aus der Hallenentlüftung und aus der Nachrotte führt durch die geringen Energiegehalte in der Abluft von  $< 2 \text{ Wh/m}^3$  zu einem deutlichen Anstieg des Zusatzenergiebedarfs in der RTO von bis zu  $18 \text{ Wh/m}^3$  (vgl. Kap. 13.2.2, Abbildung 63).

Die Höhe des Energiebedarfs wirkt sich unmittelbar auf die  $\text{CO}_2$ -Bilanz der Abluftreinigung der MBA aus. Dabei steht einer Entlastung durch Oxidation der Methanemissionen in der RTO eine Belastung durch den dafür erforderlichen Energieaufwand in Form von Erdgas und elektrischen Strom gegenüber.

Am Beispiel von 3 MBA-Verfahren mit typischem Emissionsverhalten und Abluftregime soll der Einfluss unterschiedlicher Reinigungssysteme auf die Reingaswerte und  $\text{CO}_2$ -Bilanz der MBA dargestellt werden.

Tabelle 32: Untersuchte Szenarien zur Abgasreinigung bei unterschiedlichen MBA-Varianten

MBA Variante	Abluftmenge		Abgasreinigung		
	in $\text{Nm}^3/\text{Mg}_{\text{MBA}}$	Davon zur RTO	nur Biofilter	RTO + Biofilter	nur RTO
1 Vergärung mit Tunnelrotte	3.750	2.600	X	X	X
2 Intensiv- und Nachrotte als Tunnelrotte mit Umluft	4.000	2.800	X	X	X
3 Intensiv- und Nachrotte als Hallenrotte mit Wandermiete	5.500	2.750	X	X	X
4 wie 2, jedoch höhere Luftmenge	6.500	3.000	X	X	X
5 wie 4, jedoch höhere Luftmenge	7.500	3.750	X	X	X
6 wie 5, jedoch höhere Luftmenge	8.500	4.000	X	X	X

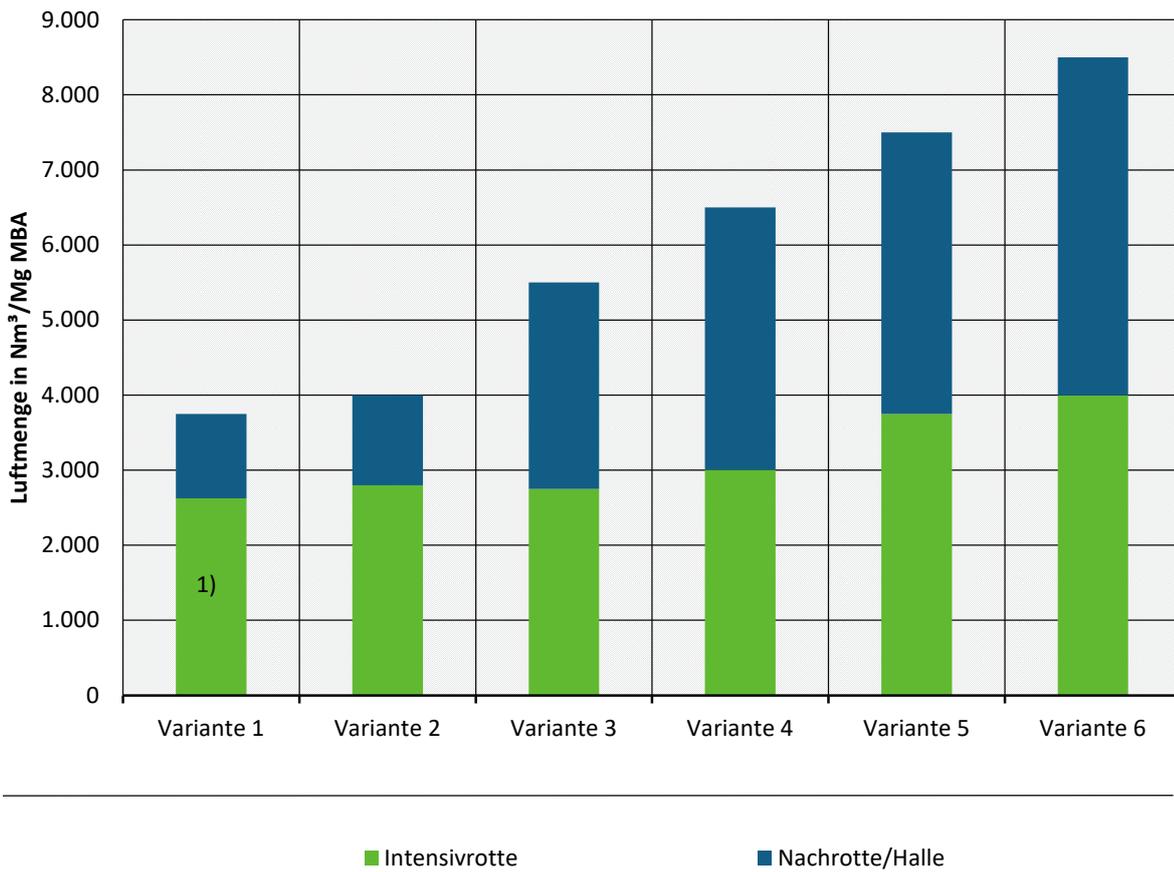
Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

In den Varianten 4-6 wird der mögliche Einfluss höherer Luftmengen in der Rotte modelliert. Dabei wird unterstellt, dass eine Erhöhung der Abluftmengen, verursacht durch eine höhere Belüftung der Rottestufen, zu einer signifikanten Abnahme der Methanemissionen führt. Damit soll untersucht werden, ab welchem Emissionsniveau im Rohgas sich eine Abluftbehandlung mit Biofilter unter Beibehaltung der Prämisse 30. BImSchV eröffnet.

Der Nachweis der Emissionsminderung entsprechend den Annahmen zu den Varianten 4-6 ist noch nicht erbracht und müsste durch großtechnische Versuche in bestehenden Anlagen erst noch nachgewiesen werden.

Die zu Grunde gelegten Luftmengen und deren Aufteilung auf Intensivrotte (inkl. Nachrotte Gärreste) und Nachrotte (inkl. übrige Hallenabluft, die nicht als Prozessluft benötigt wurde) ist in Abbildung 75 dargestellt.

Abbildung 75: Spezifische Abluftmengen und deren Herkunft in der MBA



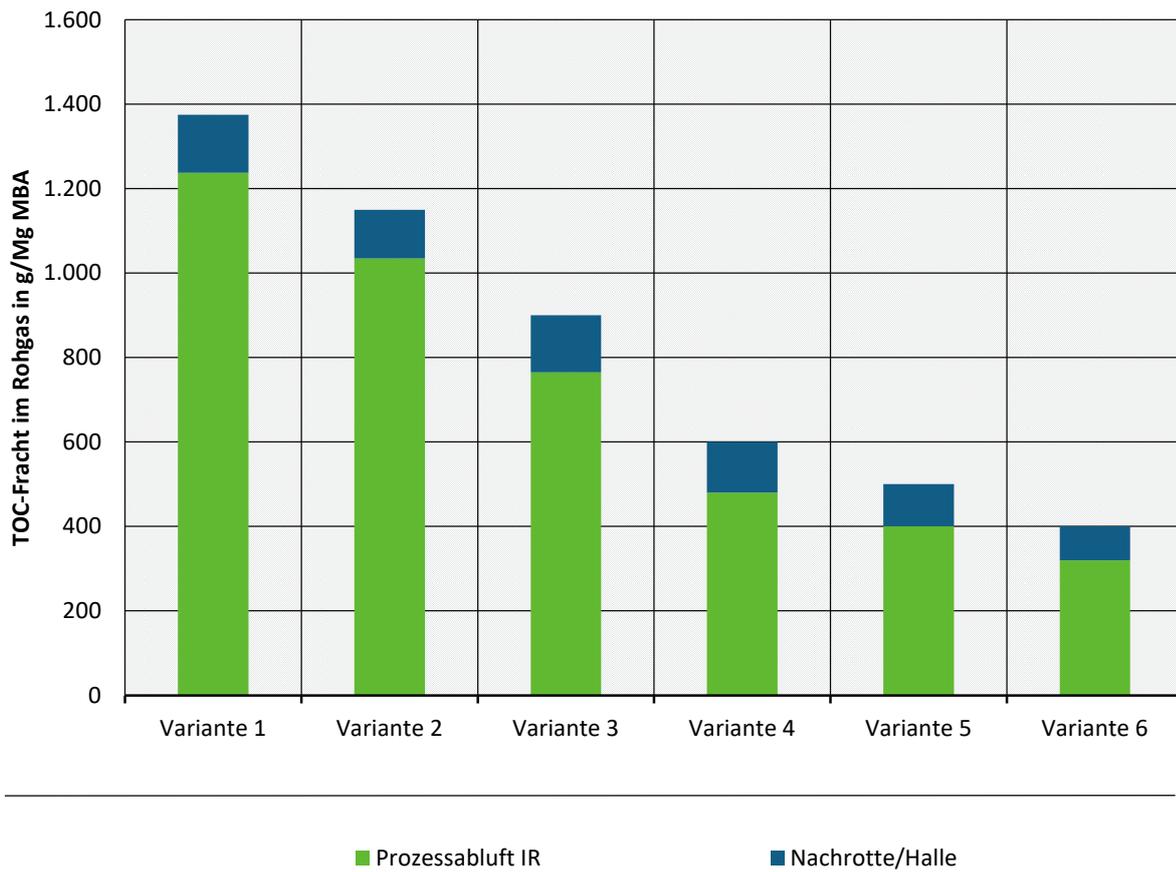
1) bei Variante1 mit Vergärung sind die drei ersten Tunnel der Nachrotte an RTO angeschlossen

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Die zugehörigen C-Frachten im Rohgas und deren Herkunft bzw. Aufteilung auf Intensiv- und Nachrotte sind gegenläufig zur Höhe der Abluftmenge( Abbildung 76 ).

Die C-Frachten der Varianten 1 bis 3 wurden aus eigenen Messungen in bestehenden Anlagen abgeleitet. Die Varianten 4-6 basieren auf eigenen Annahmen.

Abbildung 76: Höhe und Aufteilung der C-Frachten im Rohgas von MBA



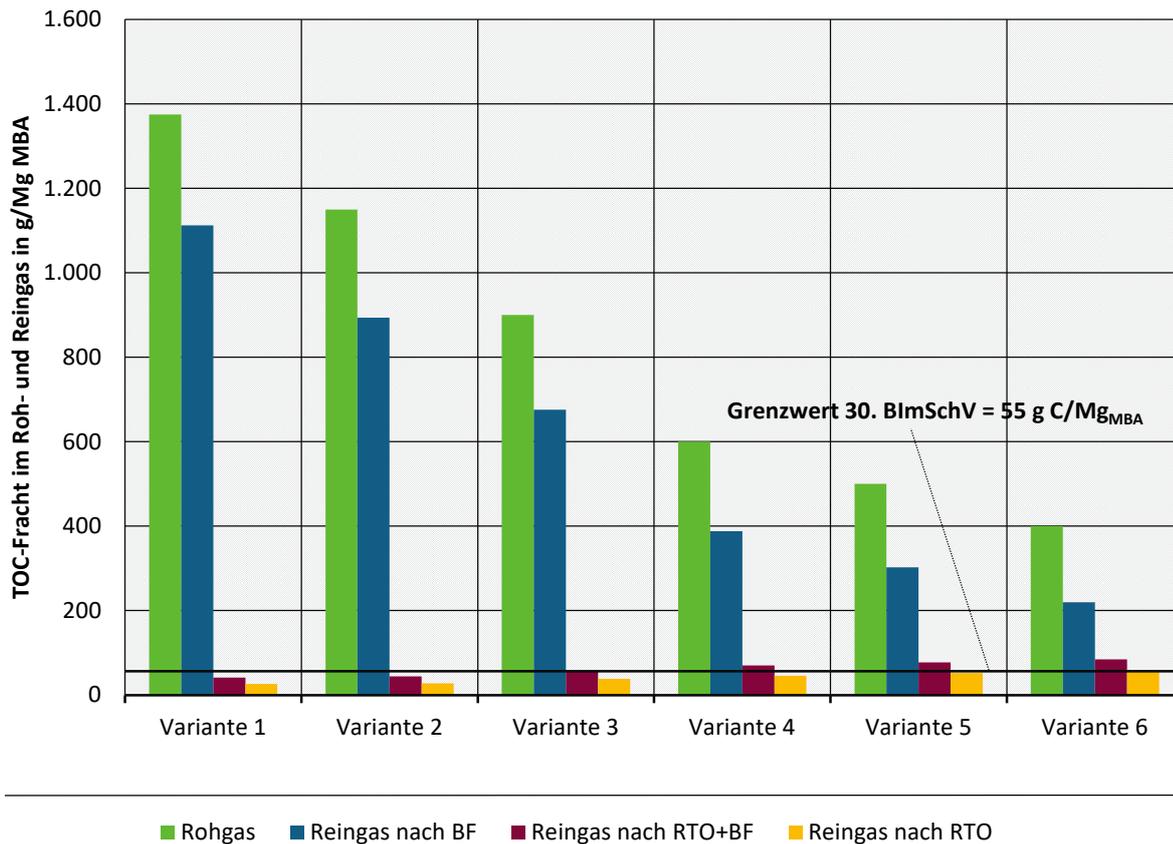
Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Aus der Gegenüberstellung der Rohgasbelastung und den erreichbaren Reingasfrachten wird ersichtlich, dass der C-Grenzwert der 30. BImSchV allein mit Biofilter selbst bei einer angenommenen Reduzierung der Rohgasbelastung auf 400 g C/Mg<sub>MBA</sub> nicht eingehalten werden kann. Die Werte der 30. BImSchV können in den Praxisvarianten 1-3 sowohl mit RTO als auch mit einer Kombination aus RTO und Biofilter sicher eingehalten werden.

Bei einer Erhöhung der Abluftmengen auf 6.500 Nm<sup>3</sup>/Mg ist bei einer kombinierten Abluftbehandlung mit RTO und Biofilter die Einhaltung des C-Frachtwertes nicht mehr sicher einhaltbar und wird bei weiterer Erhöhung der Luftmengen unmöglich.

Bei Behandlung der gesamten Abluft über RTO könnten bei Reingaswerten von 7 mg C/Nm<sup>3</sup> die C-Fracht-Werte der 30. BImSchV noch mit ca. 8.000 Nm<sup>3</sup>/Mg eingehalten werden, zur Abdeckung von Schwankungen im Betrieb erfolgte die Auslegung auf Luftmengen < 4.000 Nm<sup>3</sup>/Mg (Abbildung 77, vgl. hierzu auch Tabelle 31 und Abbildung 47).

Abbildung 77: Erreichbare C-Frachten im Reingas bei unterschiedlichen Rohgasbelastungen, Abgasreinigungsverfahren und angenommenen Reingaskonzentrationen



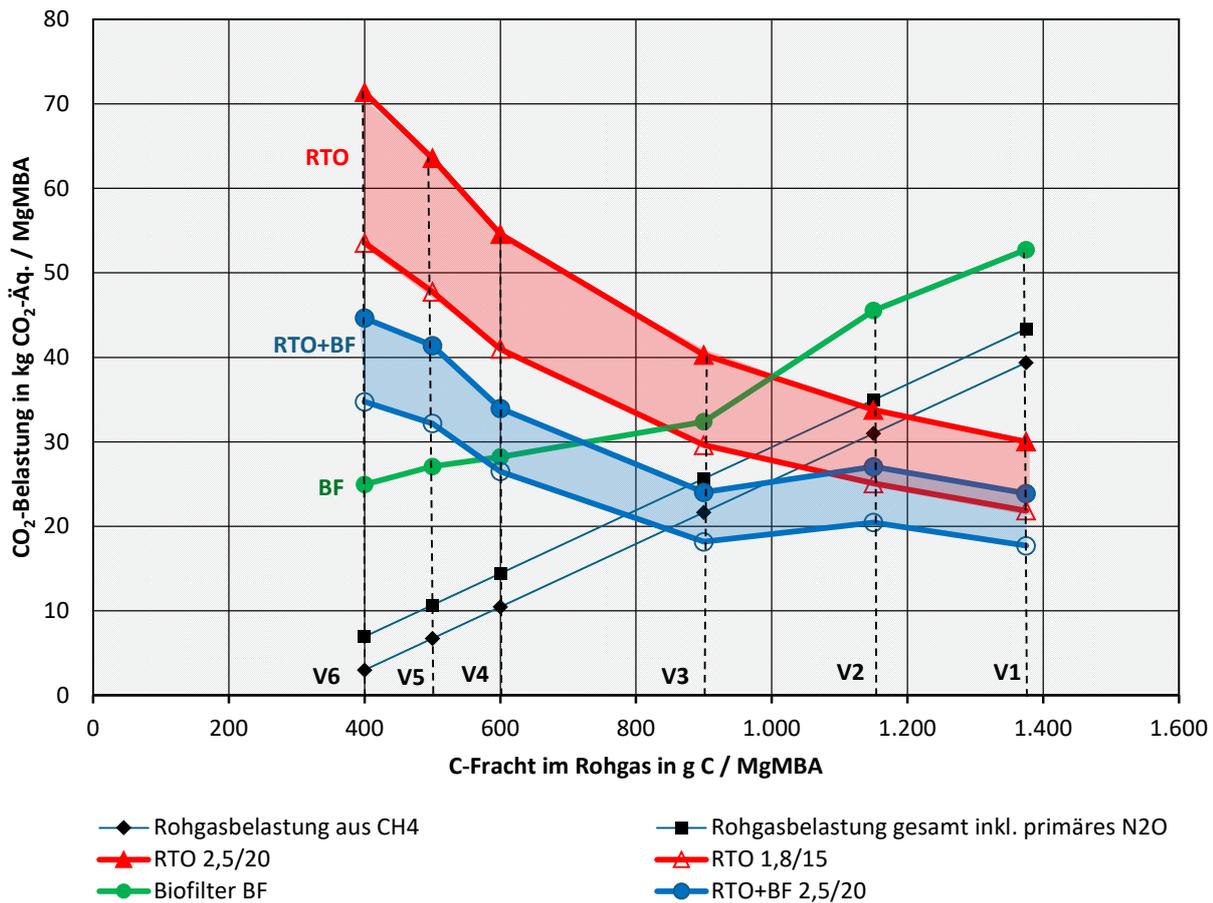
Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Die Überschreitung des Grenzwertes bei allen Biofiltervarianten ist den hohen CH<sub>4</sub>-Gehalten im Rohgas geschuldet.

Bei den Kombinationsverfahren ist unterstellt, dass über 98 % der Methanemissionen über die Prozessabluft erfasst und in der RTO gereinigt werden.

Die Emissionsminderung führt je nach Art der Abluftbehandlung durch die verbleibenden Reingasemissionen und den zur Emissionsminderung erforderlichen Energiebedarf zu einer unterschiedlichen CO<sub>2</sub>-Belastung. Den Zusammenhang zwischen Abluftreinigung und Rohgasbelastung zeigt für die untersuchten Varianten Abbildung 78.

Abbildung 78: Entwicklung CO<sub>2</sub>-Belastung durch die Abgasreinigung in MBA abhängig von Rohgasbelastung und Art der Abgasreinigung



Emissionsfaktoren			Verbrauch		
CH <sub>4</sub> biogen	28	-	RTO Strom	1,8/2,5	kWh/Nm <sup>3</sup>
N <sub>2</sub> O	265	-	RTO Gas	15/20	Wh/Nm <sup>3</sup>
Strom	0,562	kg CO <sub>2</sub> /kWh	Biofilter Strom	1,0	kWh/Nm <sup>3</sup>
Erdgas	0,257	kg CO <sub>2</sub> /kWh			

Varianten nach Tabelle 32, Bandbreiten aus gewählten Verbrauchsdaten RTO

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

Bei der CO<sub>2</sub>-Bilanzierung wurde hier abweichend zu Ansätzen in anderen Systemvergleichen (Knappe, Vogt 2007 und Ketelsen 2011) nur der jeweilige Energiebedarf der Abgasreinigungssysteme sowie der variantenabhängige Energiebedarf für die Belüftung der Rottesysteme (z. B. Umluftführung) berücksichtigt. Die Abluftfassung in den Hallen wurde hier ebenso wie der Nutzeneffekt aus der Ammoniakabscheidung und ASL-Erzeugung im sauren Wäscher nicht berücksichtigt.

Auf der Grundlage der Bilanzannahmen wird ersichtlich, dass die CO<sub>2</sub>-Belastung bei Abluftreinigung über Biofilter abhängt von der Höhe der Rohgasbelastung und hier vorwiegend auf Grund des Nicht-Abbaus der Methanverbindungen.

In der RTO wird das Methan aus dem Rohgas zwar oxidiert und nicht emittiert, durch den dafür benötigten Energiebedarf steigt die CO<sub>2</sub>-Belastung mit sinkender C-Konzentration im Rohgas jedoch an.

Bei einer C-Belastung < 1.000 g C/Mg<sub>MBA</sub> führt die Abluftbehandlung über RTO zu einer höheren CO<sub>2</sub>-Belastung als bei einer Abluftbehandlung über Biofilter. Bei einer Kombination aus RTO und Biofilter liegt der CO<sub>2</sub>-Schnittpunkt im Vergleich zum Biofilter bei ca. 700 g C/Mg<sub>MBA</sub>. Steigt der Energiebedarf der RTO durch Verblockungen an, verschieben sich die Schnittstellen in Richtung höherer C-Frachten.

Bei Realisierung von RTO mit höherem Wärmerückgewinnungsgrad und geringem Eintrag von Blockbildnern (ASL und Siloxan) und freiem Wasser in die RTO übersteigt die CO<sub>2</sub>-Belastung bei RTO und RTO mit Biofilter erst bei niedrigeren C-Frachten von 900 bzw. 600 g C/Mg<sub>MBA</sub> die Belastungswerte bei Abluftreinigung über Biofilter (Schnittstellen der Kurven mit der Biofilterkurve in Abbildung 78).

Bei Abluftteilströmen, die nur geringe Belastungswerte aufweisen, fallen die ökologischen Nachteile einer thermischen ggü. einer biologischen Abluftbehandlung noch gravierender aus.

### Zwischenfazit Abluftreinigung

Nach 30. BImSchV § 5(4) sind „Möglichkeiten, die Emissionen durch den Einsatz emissionsarmer Verfahren und Technologien zu mindern, zum Beispiel durch eine Getrennthaltung unterschiedlich belasteter Abgasströme, eine Mehrfachnutzung von Abgas als Prozessluft beim Rottevorgang (...), aususchöpfen.“

Diese Forderung wird in den MBA-Anlagen durch eine Kapselung von emissionsrelevanten Aggregaten und getrennte Absaugung dieser Punktquellen sowie der Nutzung dieser Abluftteilströme in den Rottestufen erfüllt.

Höher belastete Abluft, wie z. B. aus der Gärrestentwässerung werden direkt der thermischen Abgasreinigung zugeführt.

Gering belastete Abluft aus der Entlüftung wird nach Erfordernis als Prozessluft in den Rottestufen genutzt.

Überschüssige Hallenabluft wird je nach Abluftkonzentration der RTO oder dem Biofilter zugeführt.

Die mögliche Hallenluftmenge wird einerseits begrenzt durch die Frachtenregelung der 30. BImSchV. Auf der anderen Seite steht einer thermischen Reinigung gering belasteter Abluftteilströme in RTO die Forderung der 30. BImSchV entgegen. Der erforderliche hohe Energiebedarf der RTO führt zu CO<sub>2</sub>-Emissionen, die höher liegen als bei einer Reinigung über Biofilter. Nach Verordnung sollen Emissionen aber gerade durch den Einsatz emissionsarmer Technologien vermieden werden.

Dieser Forderung wird die thermische Behandlung gering belasteter Abluftteilströme in RTO nicht gerecht.

Die Emissionsbegrenzung nach § 4 und die Forderung nach Einsatz emissionsmindernder Verfahren nach § 5(4) stehen also gewissermaßen für geringbelastete Abluftteilströme im Widerspruch zueinander.

Dieser Konflikt lässt sich lösen, wenn die Emissionsanforderungen des § 4 der 30. BImSchV begrenzt werden auf die zu reinigende Prozessabluft aus den biologischen Systemen.

Das setzt gemäß 30. BImSchV die weitestgehende Nutzung von Abluftteilströmen aus anderen Anlagenbereiche der MBA als Prozessluft in den biologischen Systemen voraus.

Die nach getrennter Erfassung der höher belasteten Abluftteilströme verbleibenden gering belasteten Abluftteilströme aus mechanischen Aufbereitungsstufen werden geeigneten Abluftreinigungssystemen zugeführt, die z. B. nach den einschlägigen, dafür anwendbaren Regelwerken der TA Luft genehmigt werden können.

Die Konzeption der Abluftreinigung richtet sich nach der Abluftbelastung und den Anforderungen an die Reingaswerte. Die Konzeption und Wahl der Reinigungssysteme obliegt dem Anlagenbetreiber, ebenso die Einhaltung der geforderten Reingaswerte.

Einer weitergehenden Trennung der Abluftteilströme und Erhöhung der Luftmengen in mechanischen Anlagenbereichen steht bisher eine enge Auslegung der Emissionsanforderungen der 30. BImSchV auf alle Abluftteilströme entgegen.

Eine Interpretation der Forderung in der 30. BImSchV i. d. F. von 12/2019, wonach Abluftteilströme nach Art der Belastung getrennt zu fassen sind, ermöglicht die Beschränkung der Emissionsanforderungen auf die Prozessabluft aus den biologischen Behandlungsstufen. Dies würde nicht nur den erforderlichen Energiebedarf für die Abluftreinigung reduzieren, sondern insgesamt zu einer Senkung der CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Abluftbehandlung führen. Gleichzeitig würden durch die Öffnung für Biofilterlösungen, in denen energiearme, gering belastete Hallenluft gereinigt werden könnte, die Möglichkeiten zur Verbesserung der Luftverhältnisse in den Hallen der mechanischen Aufbereitung erhöht.

## 14 Ausblick

Die MBA-Technologie befindet sich in einer Phase des Umbruchs, was an den verfahrensseitigen Umstellungen (z. B. Umstellung auf biologische Trocknung, Erweiterung um Vergärung), der erweiterten Nutzung für andere Stoffströme (Behandlung von Bioabfällen, Vorbehandlung von Gewerbeabfällen), der Beschränkung auf die mechanische Behandlung bis hin zu Stilllegung von einzelnen Anlagen ablesbar ist. Die jeweiligen Anlagen haben damit auf veränderte Randbedingungen und Anforderungen reagiert. Diese Flexibilität wird auch künftig die weitere Entwicklung von MBA beeinflussen.

So ist damit zu rechnen, dass die Ausrichtung der Abfallwirtschaft in Richtung Kreislaufwirtschaft und die rechtlichen Anforderungen zur konsequenten Umsetzung der fünfstufigen Abfallhierarchie mit verstärkten Aktivitäten zur Abfallvermeidung und Wiederverwendung und mehr Recycling mittel- und langfristig zu weiteren Veränderungen bei den Abfallarten, deren Menge und Zusammensetzung führen werden, was dann auch den Input von MBA-Anlagen beeinflussen wird. In Bezug auf die Organik wird im Rahmen der Studie davon ausgegangen, dass diese auch künftig in ausreichenden Anteilen in den gemischten Siedlungsabfälle verbleiben wird, die einen Weiterbetrieb der biologischen Behandlung in MBA sicherstellen bzw. bei Deponierung weiterhin erfordern.

Im Hinblick auf eine verstärkte Ausschleusung recycelbarer Fraktionen lässt sich in vielen MBA-Anlagen die Metallabscheidung optimieren und damit die Ressourceneffizienz und die Klimagasbilanz der MBA verbessern.

Die weiterentwickelten Sortiertechniken eröffnen zudem neue Möglichkeiten zur Ausschleusung von bislang nicht aussortierten Stoffströmen, wie z. B. Kunststoff, Glas oder ggf. auch Papier. Inwieweit eine stoffliche Verwertung erfolgreich umsetzbar sein wird, wird insbesondere von deren Qualität abhängen. Bei den Kunststoffen lassen die aktuellen Entwicklungen auf Seiten der Verwertungsbetriebe als auch in der Forschung sowie die erhöhte Nachfrage des Marktes nach Rezyklaten mittel- bis langfristig entsprechende Ansätze im Bereich MBA zunehmend möglich erscheinen.

Mit dieser Ausschleusung fossiler Bestandteile aus den energetisch verwerteten Abfallströmen ließe sich die in Verbindung mit der Energiewende und der Decarbonisierung verfolgte Strategie zur Reduktion fossiler CO<sub>2</sub>-Emissionen unterstützen. Sollten die Regelungen des BEHG und die daraus resultierende CO<sub>2</sub>-Besteuerung künftig auch für den Restabfall bzw. die in MBA erzeugten Ersatzbrennstoffe gelten, so könnte sich daraus eine gewisse Lenkungswirkung in Richtung Recycling kunststoffhaltiger Abfallfraktionen entfalten.

Aber auch Optimierungen bei den bestehenden Verfahrensansätzen können nachweislich die Klimabilanz der MBA weiter verbessern.

Eine Reduzierung des Energieverbrauchs lässt sich durch Energiemanagement, Einsatz effizienter Aggregate und energieeffiziente RTO sowie Substitution von Erdgas durch Deponieschwachgas in der RTO erreichen und wurde in Anlagen auch bereits erfolgreich umgesetzt.

Bei MBA mit Vergärung kann die Optimierung sowohl eine Erhöhung der Biogasausbeute, z. B. durch erhöhten Anteil gasbildender Stoffe im Vergärungssubstrat, als auch die Biogas- und Energienutzung betreffen. Darüber hinaus lassen sich über die Verbindung mit Power-to-Gas- und Wasserstoffstrategien sinnvolle Synergieeffekte nutzen. Durch Methanisierung des CO<sub>2</sub> aus Biogas lässt sich nicht nur der Energieertrag ohne weitere Substratzufuhr um bis zu 60-70 % erhöhen, sondern es lassen sich auch Gutschriften für negative CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Abscheidung und Nutzung von biogenem CO<sub>2</sub> über CCR-Technologien realisieren.

Weitere Synergieeffekte lassen sich bei gemeinsamer Biogasverwertung aus Bioabfall und Restabfall generieren, Durch Vergärung in getrennten Anlagenbereichen können auch bei weiterer Steigerung der Bioabfallsammelmengen die höheren Gaserträge aus der Restabfallvergärung ausgeschöpft und die stoffliche Verwertung der Gärreste aus Bioabfallvergärung sichergestellt werden.

Im Bereich der Biogasnutzung könnten durch die gemeinsame Gasbehandlung am Standort wirtschaftlichere Ausbaugrößen realisiert werden.

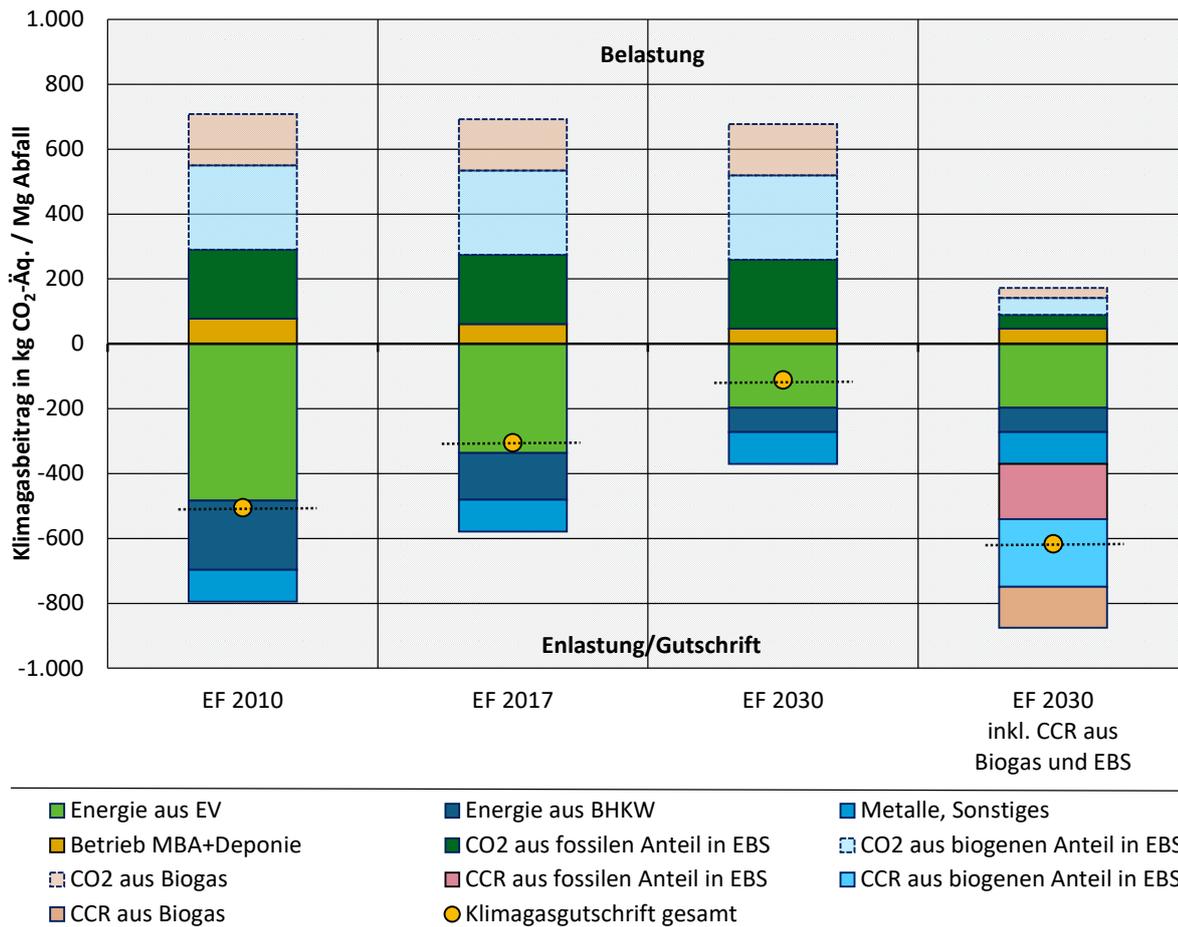
Ausgehend von einer Rotte-MBA lassen sich Klimavorteile durch Veränderungen beim grundsätzlichen Verfahren, wie z. B. die Umstellung auf eine Trocknung oder die Erweiterung der MBA um eine Vergärung erzielen. Die Trocknung ist zudem mit einem Rückgang der Deponatmenge verbunden, was regional aufgrund des aktuell diskutierten Deponiebedarfs insbesondere für mineralische Abfälle vorteilhaft sein kann.

Auch bei einer stärkeren Ausrichtung auf Biogasverwertung und Recycling wird der Schwerpunkt der mechanischen und mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen weiterhin in der Erzeugung von Ersatz- und Sekundärbrennstoffen liegen. Die Verwertung der in MBA erzeugten Ersatzbrennstoffe ist grundsätzlich von der Entwicklung entsprechender (Mit-)Verbrennungskapazitäten abhängig. Der Wegfall der Mitverbrennungskapazitäten in Braunkohle-Kraftwerken wirkt sich insbes. bei den betreffenden MBS- und MPS--Anlagen aus. Die Verwertung von EBS aus MBA in Zementwerken wird beeinflusst von der weiteren Entwicklung der Primärenergiesubstitution in den Zementwerken und der Konkurrenzsituation zu anderen alternativen Brennstoffen. Die bestehenden EBS-Kraftwerke, über die bisher die überwiegende Menge der EBS-Mengen aus MBA verwertet werden, sind weitgehend ausgelastet. Ein Zubau ist u. a. in Verbindung mit Produktionsanlagen erkennbar (z. B. Papierfabriken). Vor diesem Hintergrund gibt es Aktivitäten von betroffenen MBA-Betreibern zum Bau oder zur Erweiterung eigener EBS-Kraftwerke zur Absicherung der EBS-Verwertung.

Durch den zunehmenden Anteil erneuerbarer Energien an der Stromerzeugung sinken die Gutschriften für den aus Abfall erzeugten Strom. Ein entsprechender Wechsel des Bewertungsmaßstabes auf den deutschen Energiemix führt zu einer sehr deutlichen Reduzierung der Klimagasgutschriften für erzeugte Energie und beeinflusst dadurch die Klimagasbilanz von MBA und von MVA gleichermaßen. Bei Anlagen, die vorwiegend auf Stromerzeugung setzen, können die Bilanzergebnisse bis 2030 auf Belastungswerte absinken. Die Abfallbehandlung könnte für sich nicht mehr klimaentlastend dargestellt werden. Anlagen, die vorwiegend Wärme erzeugen und Anlagen, in denen durch den Einsatz von EBS Primärbrennstoffe substituiert werden, sind von diesem Rückgang der Klimagasgutschriften nicht so stark betroffen. Dieser Rückgang der Bilanzwerte kann durch Methanisierung und durch eine Strategie geschlossener Kohlenstoffkreisläufe kompensiert werden. Dies betrifft sowohl die Abtrennung und Rückführung von kohlenstoffhaltigen Abfällen in die werk- und rohstoffliche Verwertung als auch die Abtrennung von Kohlenstoff aus der Gasphase nach energetischer Verwertung (Verbrennung) von Methan und EBS durch Abscheidung und Nutzung des CO<sub>2</sub> über CCU resp. BECCU-Technologien.

Im dargestellten Beispiel wird deutlich, dass die mit fortschreitender Decarbonisierung der Energieerzeugungssysteme rückläufigen Klimagasgutschriften für aus Abfall erzeugte Energie (vgl. Abbildung 60) durch eine Abscheidung von Kohlendioxid aus dem Abgas der Biogas- und aus der EBS-Verbrennung mehr als nur kompensiert werden können (Abbildung 79). Die gestrichelt dargestellten Beiträge aus Emissionen der Verbrennung von biogenen Abfallbestandteilen inkl. Biogas werden im Rahmen der Klimagasbilanzierung vereinbarungsgemäß als klimaneutral bewertet und gehen daher nicht als Belastung in die Bilanz ein. Eine Abscheidung von CO<sub>2</sub> aus dem Abgas würde aber zu einer Entlastung der Atmosphäre sowohl von fossilem wie auch von „grünem“ CO<sub>2</sub> (im vorliegenden Beispiel in einer Größenordnung von ca. 500 kg CO<sub>2</sub>/Mg<sub>MBA</sub>) führen. Die abgeschiedenen CO<sub>2</sub>-Mengen gehen als negative Emissionen in die Bilanz ein und verbessern den Bilanzwert 2030 von ca. -110 (ohne CCU) auf ca. -610 kg CO<sub>2</sub>/Mg<sub>MBA</sub>. Gutschriften für einen Nutzeneffekt für die Verwertung der abgeschiedenen Kohlenstoffverbindungen wurde dabei noch nicht berücksichtigt.

Abbildung 79: Einfluss von CCR mit Anrechnung negativer Emissionen auf die Werte der Klimagasbilanz einer MBA mit Vergärung nach Decarbonisierung des Energiesystems



Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH, Zusatzenergiebedarf für CCR durch Pauschalabzug von 20% der CO<sub>2</sub>-Gutschrift berücksichtigt

MBA-Betreiber können ihren Beitrag zur Schließung von Kohlenstoffkreisläufen leisten, in dem sie künftig die erzeugten Stoffströme Biogas und EBS vorrangig in Anlagen verwerten, die über entsprechende Abscheidesysteme verfügen. Der Anspruch, Abfallfraktionen mit fossilem Kohlenstoffinventar vorrangig vor einer energetischen Verwertung einer werkstofflichen Verwertung zuzuführen, bleibt davon unberührt.

Eine gezielte Förderung von Modellprojekten, in denen innovative Maßnahmen zur Erhöhung der Energieeffizienz und Vermeidung klimawirksamer THG-Emissionen umgesetzt werden, würde den Ausbau dieser Techniken unterstützen. Dies gilt insbesondere auch für die Integration von MBA in Konzepte zur Umwandlung von CO<sub>2</sub> zu Methan über sog. grünen Wasserstoff und die Umsetzung von Projekten zur Abscheidung von CO<sub>2</sub> aus dem Abgas der Biomethan- und der Verwertung von EBS aus MBA.

## 15 Quellenverzeichnis

### Im Bericht zitierte Quellen

- ASA et al. (insgesamt 15 Verbände, Hrsg.) (2020) Statusbericht der deutschen Kreislaufwirtschaft 2020
- BIWA/BZL/Born M. (2009) Klimarelevanz und Energieeffizienz – Untersuchungen zur Klimarelevanz der Abfallwirtschaft in den Abfallverbänden des Freistaates Sachsen. Hrsg.: Sächs. Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft Abt. 4, Ref. 44, Dresden 2009
- Bünemann, A.; Rachut, G.; Christiani, J.; Langen, M.; Wolters, J. (2011) Planspiel zur Fortentwicklung der Verpackungsverordnung, Teilvorhaben 1: Bestimmung der Idealzusammensetzung der Wertstofftonne TEXTE 08/2011, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 02/2011
- Cabanes, A.; Strangl, M.; Ortner, E.; Fullana, A.; Büttner, A. (2020) Odorant composition of post-consumer LDPE bags originating from different collection systems, Waste Management Volume 104, 1 March 2020, Pages 228-238, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.01.021> 2020
- Conversio Market & Strategy GmbH (2018). Stoffstrombild Kunststoffe in Deutschland 2017, September 2018, Seite 14
- Conversio Market & Strategy GmbH (2020). Stoffstrombild Kunststoffe in Deutschland 2019, Kurzfassung, August 2020
- Cuhls C., Clemens J. (2012) Emissionen von Lachgas aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Studie im Auftrag des Lebensministeriums Österreich, Troisdorf 2012
- CUTEC Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH (2016): Studie: Differenzierung der energetischen Verwertung am Kriterium der Energieeffizienz. Aufgestellt für bvse – Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung e. V. (Projektnr.: 60 3584). Clausthal-Zellerfeld
- DBI-DVGW (2019): Erler, R.; Lehnert, F.; Grube, E.; Ortloff, F.; Müller, C.; Feldpausch-Jägers, S.; Tali, E.; Burmeister, F. Ermittlung des Gesamtpotentials erneuerbarer Gase zur Einspeisung ins deutsche Erdgasnetz (Gesamtpotenzial EE-Gase) – Abschlussbericht; DVGW-Förderkennzeichen G 201710; Hrsg.: DVGW, Bonn, November 2019
- Dehoust, G.; Stahl, H.; Gebhard P. (2014) Klima- und Ressourcenbilanz für die Abfallentsorgung des Landkreises Kassel Vergleich des Status Quo mit vier Entwicklungsszenarien, Berlin, 2014
- Dehoust, G.; Möck, A.; Merz, C. u. Gebhardt P. (2016) Umweltpotenziale der getrennten Erfassung und des Recyclings von Wertstoffen im Dualen System - Bilanz der Umweltwirkungen 2016. [https://www.gruener-punkt.de/fileadmin/layout/redaktion/Nachhaltigkeit/Studie-Oeko-Institut/16-09-21\\_Oeko-Institut\\_Abschlussbericht\\_LCA-DSD.PDF](https://www.gruener-punkt.de/fileadmin/layout/redaktion/Nachhaltigkeit/Studie-Oeko-Institut/16-09-21_Oeko-Institut_Abschlussbericht_LCA-DSD.PDF), abgerufen: 19.11.2020
- DESTATIS (2011 ff) Statistisches Bundesamt. Fachserie19/Reihe 1, Umwelt/Abfallentsorgung. Wiesbaden 2011 ff
- Dornack, C.; Maletz, R. (2021) Ökoeffizienzbewertung von Maßnahmen zur Steigerung des Einsatzes von Kunststoffzyklat. Müll und Abfall Heft 01/2021, S. 21-23
- Dornbusch H.-J., Hannes L., Santjer M., Böhm C., Wüst S., Zwisele B., Kern M., Siepenkothen H.-J., Kanthak M. (2020) Vergleichende Analyse von Siedlungsrestabfällen aus repräsentativen Regionen in Deutschland zur Bestimmung des Anteils an Problemstoffen und verwertbaren Materialien, TEXTE 113/2020, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 04/2020
- Ebbing, J. (2020). Verarbeitung von Folien aus der MBA Minden, Versuchsbericht, 03/2020, unveröffentlicht 2020
- Electrochaea (2018) Carbon and energy storage – BioCat Plant. Datasheet der Electrochaea GmbH, Planegg, Stand 03/2018; [http://www.electrochaea.com/wp-content/uploads/2018/03/201803\\_Data-Sheet\\_BioCat-Plant.pdf](http://www.electrochaea.com/wp-content/uploads/2018/03/201803_Data-Sheet_BioCat-Plant.pdf) (Zugriff: 18.03.2021)
- EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2010) Hausmüll-Sortierprojekt in Mertesdorf: Mehr Kunststoffe als aus dem Gelben Sack. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 38, Text-Nr. 002, Gernsbach
- EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2018) - <https://www.euwid-recycling.de/news/wirtschaft/einzelansicht/Artikel/kunststoffabfaelle-basf-treibt-chemisches-recycling-voran.html>
- EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2019) Borealis intensiviert Kunststoffrecycling. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 27, Text-Nr. 017, Gernsbach

- EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2020) Graf beteiligt sich an Recycler Wilken Plastics. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 33, Text-Nr. 011, Gernsbach
- EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2021): Tomra, Borealis und Zimmermann mit Pilotanlage für Kunststoff-Rezyklat. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 03, Text-Nr. 014, Gernsbach
- Fraunhofer IVV. URL: <https://www.ivv.fraunhofer.de/de/presseinformationen/c-planet.html> 2020
- Frischenschlager, H. (2010) Klimarelevanz ausgewählter Recycling-Prozesse in Österreich – Endbericht. Hrsg.: Umweltbundesamt GmbH, i. A. BMLFUW, Abt. VI/3, Wien 2010
- Fritsche U.; Rausch L. (2008) Bestimmung spezifischer Treibhausgas-Emissionsfaktoren für Fernwärme, Forschungsbericht 360 16 008, UBA-FB 001145. Hrsg. UBA, FG I 2.5 2008
- GEMIS: Öko-Institut. Globales Emissions-Modell integrierter Systeme (GEMIS), Internet-release. Öko-Institut – Institut für angewandte Ökologie e. V., [www.gemis.de](http://www.gemis.de)
- Hezel J., Kern M., Siepenkothen H.-J., Wöbbing K. H., Davis J. (2014) Gleichwertigkeitsnachweis eines alternativen Entsorgungssystems. Müll und Abfall 9/2014, S. 472 ff.
- iba/CUTEC (2014): Ketelsen K., Kanning K., Traue A., Harms I., Faulstich M., Vodegel S., Müller F. Ganzheitliche Entwicklung zum ressourceneffizienten Betrieb von MBA-Prozessen mit RTO-Technologie, ZIM Kooperationsprojekt KF 285130RH1 und KF 2207513RH1, Hannover/Clausthal-Zellerfeld 2014
- IFEU/Argus/Ökoinstitut (2020) Klimaschutzpotenziale der Kreislaufwirtschaft – Deutschland, EU. Präsentation im 1. Online-Workshop (30.09.2020) im Auftrag des UBA (FKZ 3718 41 305 0) 2020
- IFEU/Argus/Ökoinstitut (2021) Klimaschutzpotenziale der Kreislaufwirtschaft – Deutschland, EU (Entwurf). Dokumentation des 2. Online-Workshops (03.03.2021) und der online-Präsentation des Endberichtes (24.11.2021), im Auftrag des UBA (FKZ 3718 41 305 0) 2021
- IFEU/ÖkoInstitut (2010) Klimaschutzpotenziale der Abfallwirtschaft – Am Beispiel von Siedlungsabfällen und Altholz. FKZ 3708 31 302. Hts.: UBA/BMU/BDE 2010
- ITAD Interessengemeinschaft Thermischer Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e. V. (2011-2020): Jahresberichte 2010 2019. Braunschweig
- Janz, A. (2020) Chemisches Recycling von Kunststoffabfällen – eine Alternative zur werkstofflichen Verwertung? Müll und Abfall 05.20, S. 242 ff, 52. Jahrgang, Mai 2020, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co KG, Berlin
- Kern M., Siepenkothen J. (2013) Graue Wertstofftonne Praxisversuch zur weiteren Wertstoffentfrachtung von Hausmüll. Ergebnisbericht, Witzenhausen, Februar 2013, unveröffentlicht
- Ketelsen, K. (2011) Kurzgutachten zur Frachtbegrenzung für Emissionen aus der MBA; Studie im Auftrag des Lebensministeriums Österreich; Hannover 2011
- Ketelsen, K.; (2012): Beitrag der MBA zum Klima- und Ressourcenschutz. In: Kühle-Weidemeier/Balhar: Internationale 9. ASA-Recyclingtage. S. 17-39. Hannover 29.02.-02.03-2012
- Ketelsen, K.; Kanning, K.; Cuhls, C. (2010). Optimierung der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen (MBA) unter Berücksichtigung von Ressourcen- und Klimaschutzaspekten. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Umweltbundesamtes; Förderkennzeichen (FKZ) 363 01 254; iba/gewitra, Endbericht, Hannover/Bonn, Juni 2010
- Knappe, F.; Vogt, R. (2007): Vergleichende Bewertung der Umweltauswirkungen verschiedener Abluftreinigungskonzepte einer mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. Im Auftrag der ASA e. V., Ennigerloh
- Kretschmar, J. (2017) Technologiebericht 4.2b Power-to-gas (Methanisierung biologisch). In: Wuppertal Institut, ISI, IZES (Hrsg.): Technologien für die Energiewende. Teilbericht 2 an das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi). Wuppertal, Karlsruhe, Saarbrücken 2017
- LfU (2016). CO<sub>2</sub>-emissionen\_berechnung\_lfu-1.xls. <https://www.umweltpakt.bayern.de>, aufgerufen am 10.06.2020

microbEnergy (2020). BiON® – Robust. Flexibel. Umweltfreundlich. Synthetisches Methan aus CO<sub>2</sub> und H<sub>2</sub>. Fachinformation der microbEnergy GmbH, Schwandorf, Stand 08/2020; [https://www.microbenergy.de/fileadmin/user\\_upload/9451834\\_08-2020\\_DE.pdf](https://www.microbenergy.de/fileadmin/user_upload/9451834_08-2020_DE.pdf) (Zugriff: 18.03.2021)

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.). Ökologische und ökonomische Bewertung von Sammelsystemen für Haushaltsabfälle in Nordrhein-Westfalen., Bearbeitung: ifeu-Institut (Heidelberg), INFA-Institut (Ahlen), FIW Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen, Düsseldorf, 2005

Nelles, M.; Böning, T.; Al-Bewani, R.; Nassour, A. (2020) FuE-Vorhaben Presswasservergärung Restabfall, 1. Zwischenbericht, Universität Rostock 30.06.2020

Quicker, P. (2020) Ansätze zur rohstofflichen Verwertung In: Müll und Abfall 05.20, S. 236ff, 52. Jahrgang, Mai 2020, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co KG, Berlin 2020

Süddeutsche Zeitung (2019) Lässt Kohleausstieg Hausmüllentsorgung teurer werden? Süddeutsche Zeitung Digitale Medien GmbH 24.11.2019, <https://www.sueddeutsche.de/wissen/abfall-laesst-kohleausstieg-hausmuellentsorgung-teurer-werden-dpa.urn-newsml-dpa-com-20090101-191124-99-860498>

UBA (2020): Juhrich, K. Spezifische Emissionsfaktoren für den Deutschen Strommix. 01.04.2020. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschadstoffen/spezifische-emissionsfaktoren-fuer-den-deutschen>, aufgerufen am 10.06.2020

Vielhaber, B.; Nülle C. (2008) MBA mit Trockenvergärung am Beispiel der MBA Hannover. Internationale 7. ASA-Abfalltage (13.-15.02.08) „Leistungsfähigkeit der MBA“. Tagungsband, Weimar 2008

## Sonstige Literatur

- [1] Abfallbehandlungsgesellschaft Havelland mbH: MBA Schwanebeck. [http://www.abfall-havelland.de/index.php?page\\_id=528](http://www.abfall-havelland.de/index.php?page_id=528) aufgerufen am 19.07.2018
- [2] Abfallwirtschaftsbetrieb Wetterau: Entsorgungszentrum Wetterau – Echzell. <https://awb-wetterau.de/entsorgungszentrum-wetterau.html>, aufgerufen am 07.08.2018
- [3] Abfallzweckverband Südniedersachsen: MBA Südniedersachsen, Verfahrensbeschreibung. <https://www.as-nds.de/mba/verfahren/index.html> aufgerufen am 19.07.2018
- [4] Adler, Jürgen (2017): Optionen der Stoffstromseparation im Abfallwirtschaftszentrum Lübeck. In: Witzenhausen-Institut - Neues aus Forschung und Praxis: Bio- und Sekundärrohstoffverwertung XII. S. 534-550. Witzenhausen
- [5] AEV Abfallentsorgungsverband Schwarze Elster: Mechanisch-Biologische Abfallbehandlungsanlage Freienhufen. <https://www.schwarze-elster.de/ihr-aev/mba-freienhufen/> aufgerufen am 17.07.2018
- [6] ASA GmbH (2003): MBA Steckbriefe 2003. Erfassung und Auflistung aktueller über mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlagen in Deutschland. Ennigerloh
- [7] ASA GmbH (2004): MBA Steckbriefe 2004. Erfassung und Auflistung aktueller über mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlagen in Deutschland. Ennigerloh
- [8] ASA GmbH (2005): MBA Steckbriefe 2005/2006. Erfassung und Auflistung aktueller über mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlagen in Deutschland. Ennigerloh
- [9] ASA GmbH (2007): MBA Steckbriefe 2007/2008. Erfassung und Auflistung aktueller von mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen in Deutschland und Kraftwerken für den Einsatz von Ersatzbrennstoffen (EBS). Ennigerloh
- [10] ASA GmbH (2010): MBA Steckbriefe 2010/2011. Aktuelle Daten von MBA-, MBS- und MPS-Anlagen und Kraftwerken für den Einsatz von Ersatzbrennstoffen in Deutschland. Ennigerloh
- [11] AWB Landkreis Grafschaft Bentheim: Entsorgungszentrum Wilsum. <https://www.grafschaft-bentheim.de/staticsite/staticsite.php?menuid=496&topmenu=418> aufgerufen am 16.07.2018

- [12] AWM Abfallwirtschaftsbetriebe Münster: Abfallbilanz 2013. [https://awm.stadt-muenster.de/fileadmin/user\\_upload/awm/pdf/Abfallbilanzen/Abfallbilanz\\_2013\\_mit\\_Tabellen\\_Endfassung.pdf](https://awm.stadt-muenster.de/fileadmin/user_upload/awm/pdf/Abfallbilanzen/Abfallbilanz_2013_mit_Tabellen_Endfassung.pdf), aufgerufen am 08.06.2015
- [13] AWM Abfallwirtschaftsbetriebe Münster: Standorte und Anlagen. Anlagen des Entsorgungszentrums. <https://awm.stadt-muenster.de/das-unternehmen-awm/standorte-und-anlagen.html>, aufgerufen am 16.08.2018
- [14] AWS Abfallwirtschaft Schaumburg: Entsorgungszentrum Schaumburg (EZS). <https://aws-shg.de/broschueren.html> aufgerufen am 17.07.2018
- [15] Balhar, Michael (2014): Ausweitung der Wertstofffassung und demografischer Wandel – Auswirkungen, Konsequenzen und Lösungsansätze für die mechanisch-biologische Abfallbehandlung. In: Witzenhausen-Institut - Neues aus Forschung und Praxis: Bio- und Sekundärrohstoffverwertung IX. S. 469-476. Witzenhausen
- [16] Braun, Oliver (04.03.2015): Deponie liefert immer mehr Energie. [https://www.nwzonline.de/friesland/wirtschaft/deponie-liefert-immer-mehr-energie\\_a\\_24,0,2230545886.html](https://www.nwzonline.de/friesland/wirtschaft/deponie-liefert-immer-mehr-energie_a_24,0,2230545886.html) aufgerufen am 08.03.2015
- [17] Braun, Oliver (24.02.2015): Im Abfallwirtschaftszentrum der Zeit Jahre voraus. [https://www.nwzonline.de/friesland/wirtschaft/im-abfallwirtschaftszentrum-der-zeit-jahre-voraus\\_a\\_24,0,1507572593.html](https://www.nwzonline.de/friesland/wirtschaft/im-abfallwirtschaftszentrum-der-zeit-jahre-voraus_a_24,0,1507572593.html) aufgerufen am 08.03.2015
- [18] BSR (2021): Durchsatzmengen MPS Anlagen Berlin 2013, 2015, 2017. pers. Mitteilungen der BSR vom 24. und 27.09.2021
- [19] Büscher, Katrin (2017): Weiterentwicklung der MBA im Fokus der stoffspezifischen Abfallbehandlung – neues Strategiepapier der ASA. In: Witzenhausen-Institut - Neues aus Forschung und Praxis: Bio- und Sekundärrohstoffverwertung XII. S. 513-520. Witzenhausen
- [20] Butz, Wolfgang (2018): Umsetzung der BVT Schlussfolgerungen Abfallbehandlung in nationales Recht. <https://www.asa-ev.de/de/login/interner-bereich/beirat/> aufgerufen am 29.10.2018
- [21] CUTEC Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH (2016): Studie: Differenzierung der energetischen Verwertung am Kriterium der Energieeffizienz. Aufgestellt für bvse – Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung e. V. (ProjektNr.: 60 3584). Clausthal-Zellerfeld
- [22] Deubig, Jan B.; Stadtmüller, Gregor; Greuel, Michael; Deubig, Isabel (2013): Umnutzung einer MBA zur Bioabfallbehandlung. In: Thomé-Kozmiensky/Beckmann: Energie aus Abfall Bd. 10, S. 805-821, Neuruppin
- [23] Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft e. V. DGAW (2012): Ergebnisse aus der Optimierung der RABA Chemnitz. Regionalveranstaltung Ost/Berlin Brandenburg „Für und Wider Ersatzbrennstoffe“, Chemnitz 06.06.2012
- [24] Dr. Born – Dr. Ermel GmbH: MBA Südniedersachsen. [https://born-ermel.eu/files/bornermel/uploads/pds/Referenzen/d\\_Abfall/b\\_mech\\_bio\\_Abfall/mba\\_Suedniedersachsen.pdf](https://born-ermel.eu/files/bornermel/uploads/pds/Referenzen/d_Abfall/b_mech_bio_Abfall/mba_Suedniedersachsen.pdf) aufgerufen am 19.08.2018
- [25] Drees & Sommer: MBA Niedersachsen – Göttingen, Deutschland. [https://www.vgie.de/uploads/tx\\_12bis3pool/MBA\\_S%C3%BCdniedersachsen.pdf](https://www.vgie.de/uploads/tx_12bis3pool/MBA_S%C3%BCdniedersachsen.pdf) aufgerufen am 19.07.2018
- [26] Dresdner Abfallverwertungsgesellschaft mbH (DAVG) (): Biologisch-Mechanische Abfallaufbereitungsanlage (BMA). <https://www.srdresden.de/ueber-uns/anlagen/>, aufgerufen am 19.07.2018
- [27] ECONUM Unternehmensberatung GmbH (2014): Entwurf zum Abfallwirtschaftskonzept für den Landkreis Vorpommern-Rügen. (Hrsg: Landkreis Vorpommern Rügen), Dresden 2014. <https://slidex.tips/download/entwurf-zum-abfallwirtschaftskonzept-fr-den> aufgerufen am 11.07.2018
- [28] EGN Entsorgungsgesellschaft Niederrhein: Haus-/Sperrmüll-Aufbereitungsanlage. Von wegen alter Plunder. <https://www.entsorgung-niederrhein.de/egn-profil/anlagen/anlagen/haus-sperrmuell-aufbereitungsanlage/>, aufgerufen am 14.09.2018
- [29] EGW Entsorgungsgesellschaft Westmünsterland mbH: Alles Bio oder was? Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung (MBA). (Flyer) [https://www.egw.de/fileadmin/user\\_upload/egw/MBA/EGW161005\\_MBA.pdf](https://www.egw.de/fileadmin/user_upload/egw/MBA/EGW161005_MBA.pdf), aufgerufen am 16.08.2018
- [30] EGW Entsorgungsgesellschaft Westmünsterland mbH: Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung (MBA). <https://egw.de/anlagen-standorte/entsorgungsanlagen/mechanisch-biologische-abfallbehandlung-mba/>, aufgerufen am 16.08.2018
- [31] europaticker (2014): Hallerbach: Abfallsystem des Landkreises ist weiter auf hohem Niveau. Verwertungsquote im Kreis Neu-wied steigt im Jahr 2013 auf über 81 Prozent. <http://www.Europaticker.de> aufgerufen am 13.06.2014

- [32] europaticker (2014): Im harten Wettbewerb um den Müll waren deutlich Preisabschläge nötig. MBA Neumünster behandelt Abfall aus Flensburg. <http://www.Europaticker.de> aufgerufen am 20.06.2014
- [33] europaticker (2014): Zertifikat ist erforderlich für die Zusammenarbeit mit anderen Entsorgungsfachbetrieben. MBA Neumünster erneut als Entsorgungsfachbetrieb zertifiziert. <http://www.Europaticker.de> aufgerufen am 29.07.2014
- [34] europaticker (2015): AEV „Schwarze Elster“: Erster Schritt in Richtung Biotonne. Landkreis Oberspreewald-Lausitz: Verbandsversammlung beschließt Bioabfallkonzept. <http://www.Europaticker.de> aufgerufen am 13.04.2015
- [35] europaticker (2015): Amtsleiter Thiel: Noch konsequenter alle anfallenden Bioabfälle getrennt sammeln. Dresdener Abfallbilanz 2014: Mehr Einwohner, weniger Müll. <http://www.Europaticker.de> aufgerufen am 11.06.2015
- [36] europaticker (2015): Heizkraftwerk produziert rund ein Drittel des Stromverbrauchs und zwei Drittel des Wärmebedarfs der Stadt. Neumünster: Heizkraftwerk sieht sich als verlässlicher und klimafreundlicher Wärmeversorger. <http://www.Europaticker.de> aufgerufen am 01.04.2015
- [37] europaticker (2015): MBA und Wertstoffzentrum sollen im zunehmenden Wettbewerb erfolgreich positioniert bleiben. Neumünster: Dr. Schneider weitere fünf Jahre als Geschäftsführer der MBA bestätigt. <http://www.Europaticker.de> aufgerufen am 26.01.2015
- [38] europaticker (2015): Wege-Zweckverband der Gemeinden des Kreises Segeberg ab 2016 neuer MBA-Kunde. MBA Neumünster erhielt den Zuschlag für die Behandlung von 15.000 Tonnen Restabfall. <http://www.Europaticker.de> aufgerufen am 21.01.2015
- [39] europaticker (2016): Bei der Anlage handelt es sich um eine mechanisch-biologische Stabilisierungsanlage. 10. Betriebsjubiläum der Restabfallbehandlungsanlage beim Zweckverband Nuthe-Spree. <http://www.Europaticker.de> aufgerufen am 07.07.2016
- [40] europaticker (2016): Stadträte wollen Bioabfälle verbrennen lassen – Winterdienstkonzept für Chemnitz beschlossen. Chemnitz: Stadtrat wählt neuen Betriebsleiter von ASR und ESC. <http://www.Europaticker.de> aufgerufen am 30.09.2016
- [41] europaticker (2017): Der als Halbstundenmittelwert festgesetzte Grenzwert für Staub von 20 mg/Nm<sup>3</sup> wurde jedoch nicht überschritten. Neumünster: Dunkle Rauchfahne am Schornstein der TEV. <http://www.Europaticker.de> aufgerufen am 17.08.2017
- [42] europaticker (2017): Neue innovative Sortieranlage geht in Kaiserslautern in Betrieb. ZAK: Investition in sauberen Kompost. <http://www.Europaticker.de> aufgerufen am 27.09.2017
- [43] europaticker (2017): Veolia Umweltservice Nord GmbH fusioniert mit der EVG Entsorgungs- und Verwertungsgesellschaft mbH Rostock. Rostock: EVG verliert ihre eigenständige Existenz. <http://www.Europaticker.de> aufgerufen am 04.07.2017
- [44] europaticker (2018): Ergänzte Vergärungsstufe soll eine maximale Gasausbeute erzielen. Energieautarke Abfallbehandlung in Ingenried. <http://www.Europaticker.de> aufgerufen am 24.01.2018
- [45] europaticker (2018): Geänderte Prozesse und ein höheres Qualitätsmanagement reduziert die Kosten um rund 140.000 Euro. Neumünster: TEV-Revision schneller fertig als geplant. <http://www.Europaticker.de> aufgerufen am 27.09.2018
- [46] europaticker (2018): Insgesamt wurden 186.000 Tonnen Abfälle mit einem Brennstoffnutzungsgrad von über 70 Prozent verbrannt. TEV sorgt für Wärme in Neumünster. <http://www.Europaticker.de> aufgerufen am 26.03.2018
- [47] europaticker (2018): Landrat Hallerbach: Entsorgungssicherheit zu angemessenen Gebühren ist auch künftig gewährleistet. Eigene Abfallbehandlungsanlagen und kommunale Kooperation zahlen sich auch. Abfallwirtschaft spielt bei Daseinsvorsorge große Rolle. <http://www.Europaticker.de> aufgerufen am 22.06.2018
- [48] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2015): Anlagen: Abfallwirtschaftsgesellschaft (AWG) des Kreises Warendorf. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 52, S. 17, Gernsbach
- [49] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2015): Deponie und MBA Cröbern von nun an vollständig kommunal. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 30, S. 17, Gernsbach
- [50] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2015): Ein Drittel der Bewohner Brandenburgs soll ab 2016 eine Biotonne nutzen können. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 11, S. 29, Gernsbach

- [51] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2015): GVoA übertrifft Erwartungen durch mehr Gewerbemüll. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 51, S. 10, Gernsbach
- [52] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2015): Letzte Restabfallbehandlung in der MBA Kapiteltal. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 24, S. 4, Gernsbach
- [53] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2015): Umgerüstete Anlage der ZAK Mitte Oktober im Volllastbetrieb. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 39, S. 6, Gernsbach
- [54] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2016): Entsorgungstöchter der Stadtwerke Erfurt erwirtschaften 2015 wieder Gewinne. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 46, S. 17, Gernsbach
- [55] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2016): Jahresabschlüsse: MBA Neumünster GmbH. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 38, S. 18, Gernsbach
- [56] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2016): Strategische Neuausrichtung bei Awigo im Kreis Osnabrück wird fortgesetzt. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 38, S. 17, Gernsbach
- [57] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2017): A.R.T. investiert in Behandlung von Abfällen und Wertstoffen. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 44, S. 4, Gernsbach
- [58] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2017): Abfallverband in Chemnitz schreibt EBS-Verwertung aus. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 13, S. 4, Gernsbach
- [59] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2017): aha rechnet wieder mit leichten Überschüssen. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 38, S. 6, Gernsbach
- [60] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2017): AWM Münster steigert Umsatz und Gewinn im Geschäftsjahr 2016. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 23, S. 13, Gernsbach
- [61] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2017): Erfurt: Stadtwerke-Töchter mit Licht und Schatten. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 43, S. 15, Gernsbach
- [62] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2017): Ersatzbrennstoff-Kraftwerk in Chemnitz vorerst vom Tisch. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 18, S. 14, Gernsbach
- [63] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2017): Jahresabschlüsse: MBA Neumünster GmbH. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 42, S. 18, Gernsbach
- [64] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2017): Jahresabschlüsse: Abfallwirtschaftsgesellschaft des Kreises Warendorf. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 16, S. 8, Gernsbach
- [65] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2017): Jahresabschlüsse: Ecowest Entsorgungsverbund Westfalen GmbH. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 35, S. 10, Gernsbach
- [66] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2017): Jahresabschlüsse: Ecowest Entsorgungsverbund Westfalen GmbH. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 15, S. 16, Gernsbach
- [67] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2017): MEAB steigert Ergebnis trotz Umsatzrückgang. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 45, S. 6, Gernsbach
- [68] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2017): Stabile Gebühren durch optimierte MBRA. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 48, S. 26, Gernsbach
- [69] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2017): ZAK nimmt Sortieranlage für Bioabfälle in Betrieb. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 39, S. 4, Gernsbach
- [70] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2018): aha 2017 wieder mit Gewinn, aber unter Plan. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 37, S. 13, Gernsbach
- [71] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2018): AWM Münster steigert Jahresüberschuss. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 26, S. 7, Gernsbach
- [72] EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2018): Fördermittel für energieautarke Vergärungsanlage bei der EVA. EUWID Recycling und Entsorgung Heft 5, S. 8, Gernsbach



- [93] Hertel, Markus; Huber, Wolfgang (2000): Wissenschaftliche Begleitung der MBA Erbenschwang; Erste Erfahrungen mit der Deponierung. <https://slidex.tips/download/wissenschaftliche-begleitung-der-mba-erbenschwang-erste-erfahrungen-mit-der-depo-aufgerufen-am-20.07.2018>
- [94] IAG Ihlenberger Abfallentsorgungsgesellschaft mbh: Restabfallbehandlung. <https://www.ihlenberg.de/restabfallbehandlung-232.html> aufgerufen am 12.07.2018
- [95] Idelmann, Martin (2014): Umstellung der MBA Gescher auf die kombinierte Restmüll- und Bioabfallbehandlung unter dem Regime der 4. BImSchV. In: Witzenhausen-Institut - Neues aus Forschung und Praxis: Bio- und Sekundärrohstoffverwertung IX. S. 461-468. Witzenhausen
- [96] Idelmann, Martin (2015): Umstellung der MBA Gescher auf die kombinierte Restmüll- und Bioabfallbehandlung. In: Kühle-Weidemeier/Balhar: Waste-to-Ressources 2015. 6. Internationale Tagung MBA, Sortierung und Recycling. S. 255-263. Göttingen
- [97] Idelmann, Martin (2017): Anlagenumstellung und Stoffstromoptimierung im Entsorgungszentrum Gescher. In: Witzenhausen-Institut - Neues aus Forschung und Praxis: Bio- und Sekundärrohstoffverwertung XII. S. 551-558. Witzenhausen
- [98] IFEU (2015): Vogt, Regine; Reinhardt, Joachim: Stoffstrom-, Klimagas- und Umweltbilanz 2014 für das Land Berlin. SKU-Bilanz für die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt (SenStadtUM), Referat Kreislaufwirtschaft, 10179 Berlin. [https://www.berlin.de/senuvk/umwelt/abfall/bilanzen/download/studie\\_langfassung\\_2014.pdf](https://www.berlin.de/senuvk/umwelt/abfall/bilanzen/download/studie_langfassung_2014.pdf) aufgerufen am
- [99] IFEU (2017): Vogt, Regine; Fehrenbach, Sophia: Stoffstrom-, Klimagas- und Umweltbilanz für das Jahr 2016 für das Land Berlin. SKU-Bilanz für die Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz (SenUVK), Referat Kreislaufwirtschaft, 10179 Berlin. [https://www.ifeu.de/fileadmin/uploads/Kurzfassung-SKU-2016\\_05-01-18.pdf](https://www.ifeu.de/fileadmin/uploads/Kurzfassung-SKU-2016_05-01-18.pdf) aufgerufen am
- [100] IFEU (2019): Vogt, Regine; Ludmann, Sabrina: Stoffstrom-, Klimagas- und Umweltbilanz für das Jahr 2018 für das Land Berlin. SKU-Bilanz für die Enatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz (SenUVK), Referat Kreislaufwirtschaft, 10179 Berlin. [https://www.berlin.de/senuvk/umwelt/abfall/bilanzen/download/Abfallbilanz\\_2018.pdf](https://www.berlin.de/senuvk/umwelt/abfall/bilanzen/download/Abfallbilanz_2018.pdf) aufgerufen am
- [101] IFEU + ICU (2013): Vogt, Regine; Reinhardt, Joachim; Ebert, Knud; Wiegel, Ulrich: Stoffstrom-, Klimagas- und Umweltbilanz 2012 für die Nutzung von Berliner Abfällen als Ressource. Endbericht für die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt (SenStadtUM), Referat Kreislaufwirtschaft, 10179 Berlin. [https://www.berlin.de/senuvk/umwelt/abfall/bilanzen/download/studie\\_langfassung\\_2012.pdf](https://www.berlin.de/senuvk/umwelt/abfall/bilanzen/download/studie_langfassung_2012.pdf) aufgerufen am
- [102] IFEU +ICU (2012): Vogt, Regine; Fehrenbach, Horst; Ebert, Knud; Wiegel, Ulrich Maßnahmenplan zur Umsetzung einer vorbildhaften klimafreundlichen Abfallentsorgung im Land Berlin. Endbericht für die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, Referat Abfallwirtschaft 10179 Berlin. [https://www.berlin.de/senuvk/umwelt/abfall/bilanzen/download/studie\\_langfassung.pdf](https://www.berlin.de/senuvk/umwelt/abfall/bilanzen/download/studie_langfassung.pdf) aufgerufen am
- [103] KAEV Kommunaler Abfallentsorgungsverband „Niederlausitz“: MBV/EBS-Anlage. <https://www.kaev.de/ueber-den-kaev-kontakt-anfahrt/mbc-ebs-anlage/> aufgerufen am 17.07.2018
- [104] Kanning, Karsten; Gosten, Alexander; Rücker, Thomas; Ketelsen, Ketel (2015): Ein Jahr Biokraftstoff aus BIOGUT – Betriebserfahrungen und Klimagasbilanzdaten aus der neuen Vergärungsanlage in Berlin. in: Müll und Abfall Heft 10/2015, Erich-Schmidt-Verlag, Berlin
- [105] Ketelsen, Ketel (2007): Potentiale und Perspektiven der MBA-Technologie – Sachstand und Ausblick; 10 Jahre ASA Jubiläum; Powerpoint-Vortrag; Abgerufen am 11.02.2013 unter; <http://www.iba-hannover.de/publikationen>; Potsdam
- [106] Ketelsen, Ketel (2011): Stand der Restabfallvergärung in Deutschland. Anlagen - Erfahrungen – Optimierungsansätze. 8. Biogastagung. Dresden
- [107] Ketelsen, Ketel (2012): Berechnungshickhack. in: RECYCLINGmagazin Heft 07/2012, S. 18-22, München
- [108] Ketelsen, Ketel; Cuhls, Carsten (1999): Emissionen bei der mechanisch-biologischen Behandlung von Restabfällen und deren Minimierung bei gekapselten MBA-Systemen, in: Wiemer/Kern (Hrsg): Bio- und Restabfallbehandlung III, Witzenhausen
- [109] Ketelsen, Ketel; Fischer, Nicole (2012): Quote ist nicht gleich Quote – Grundlagen zur Ermittlung der Recycling-quoten nach AbfRR und KrWG. Internationale 9. ASA-Abfalltage, Hannover

- [110] Ketelsen, Ketel; Kanning, Karsten (2016): ASA-Strategie 2030. Ressourcen- und Klimaschutz durch eine stoffspezifische Abfallbehandlung. Aufgestellt für ASA, Ennigerloh
- [111] Ketelsen, Ketel; Nelles, Michael (2015): Stand und neue Entwicklungstendenzen/Perspektiven von MBA in Deutschland. In: Kühle-Weidemeier/Balhar: Waste-to-Ressources 2015. 6. Internationale Tagung MBA, Sortierung und Recycling. S. 166-189. Göttingen
- [112] Kreisbote: Presswasservergärungsanlage in Erbenschwang ist in Betrieb. <https://www.kreisbote.de/lokales/schongau/erbenschwanger-abfallentsorger-nimmt-seine-neue-presswasservergaerungsanlage-betrieb-13267359.html> aufgerufen am 11.03.2021
- [113] Kummer, Birgit (2012): Hinter den Kulissen einer Restabfallbehandlungsanlage. <https://erfurt.thueringer-allgemeine.de/web/erfurt/startseite/detail/-/specific/Hinter-den-Kulissen-einer-Restabfallbehandlungsanlage-1669856766> aufgerufen am 19.07.2018
- [114] Landkreis Märkisch Oderland, Abfallentsorgung: „Behandlung“ der Siedlungsabfälle. [http://maerkisch-oderland.de/cmsemofront\\_content.php?idart=900](http://maerkisch-oderland.de/cmsemofront_content.php?idart=900) aufgerufen am 18.07.2018
- [115] MBS-Anlage Westerwald GmbH & Co. KG: Herzlich willkommen zum interaktiven Rundgang durch die MBS-Anlage Westerwald. <http://www.mbs-anlage.de/mbs-anlage-westerwald/virtueller-rundgang.html> aufgerufen am 31.07.2018
- [116] MBS-Anlage Westerwald GmbH & Co. KG: Steckbrief. <http://www.mbs-anlage.de/mbs-anlage-westerwald/steckbrief.html> aufgerufen am 31.07.2018
- [117] MBS-Anlage Westerwald GmbH & Co. KG: Versteckte Energien nutzen. Die Mechanisch-Biologische-Stabilisierungsanlage Westerwald in Rennerod [http://www.mbs-anlage.de/fileadmin/dateien/Dokumente/MBS-Anlage\\_Broschuer\\_e\\_web.pdf](http://www.mbs-anlage.de/fileadmin/dateien/Dokumente/MBS-Anlage_Broschuer_e_web.pdf) aufgerufen am 31.07.2018
- [118] MEAB mbH: Schöneiche – Standort für die Behandlung und Ablagerung für Rest- und gefährliche Abfälle. <https://www.meab.de/leistungen/> aufgerufen am 18.07.2018
- [119] MES Ingenieurgesellschaft mbH: Umbau WSAA Neuss. [http://www.mesgmbh.de/r\\_umwelt\\_u1.htm](http://www.mesgmbh.de/r_umwelt_u1.htm), aufgerufen am 16.08.2018
- [120] MKW Materialkreislauf- und Kompostwirtschaft GmbH & Co. KG, Großefehn: Mechanisch-Biologische Abfallbehandlungsanlage (MBA). <http://www.mkw-grossefehn.de/anlagen.html> aufgerufen am 12.07.2018
- [121] Mühleisen, Martin (08.06.07): Entsorga, Der letzte Müll - Mechanisch-Biologische Müllbehandlungsanlage in Baden-Württemberg vor dem Aus. <http://www.entsorga-magazin.de/Default.asp?Ausgabe=13909&Jahrgang=758&Menue=3&Artikel-PPV=13909>, aufgerufen am 01.11.2018
- [122] Neuwied-Rhein-Kurier: Umgebaute MBA Linkenbach nun offiziell in Betrieb. <http://www.nr-kurier.de/artikel/40015-umgebaute-mba-linkenbach-nun-offiziell-in-betrieb>, aufgerufen am 07.08.2018
- [123] OVVD Ostmecklenburgisch Vorpommersche Verwertungs- und Deponie GmbH: Entsorgungskonzept der OVVD GmbH. <https://www.ovvd.de/entsorgungskonzept> aufgerufen am 16.07.2018
- [124] PBO Ingenieurgesellschaft für Planung, Beratung und Organisation: Umrüstung der MBA Wetterau zur Anpassung an die Anforderungen der 30. BImSchV. <https://www.pbo.de/de/kernkompetenzenreferenzen/referenzen-von-a-z/abluffbehandlung-mba-wetterau/> aufgerufen am 07.08.2018
- [125] Prof. Doedens, Wedemark; iba GmbH, Hannover; INFA, Ahlen (2006): Statuts der Erreichung der Ablagerungskriterien in MBA. Aufgestellt für ASA, Ennigerloh
- [126] Prof. Doedens, Wedemark; LWI, TU Braunschweig; ISWA, Universität Stuttgart; iba GmbH, Hannover; INFA GmbH, Ahlen (2007): Status der MBA in Deutschland. Aufgestellt für ASA, Ennigerloh
- [127] RegEnt Regionale Entsorgungsgesellschaft mbH: Rundgang. Unsere virtuelle Trocknungsanlage erklärt Ihnen die Funktionsweise der MBT Mertesdorf. <http://www.regent-trier.de/> aufgerufen am 30.07.2018
- [128] Rhein-Lahn-Kreis - Eigenbetrieb Abfallwirtschaft: Unterrichtung der Öffentlichkeit über die Emissionsmessungen an der Abluftreinigungsanlage der Mechanisch-Biologischen Restabfallbehandlungsanlage (NBA) im Abfallwirtschaftszentrum Rhein-

- Lahn in Singhofen. Berichtszeitraum:2013. <https://www.rhein-lahn-kreis-abfallwirtschaft.de/files/pdf/7/22.pdf> aufgerufen am 31.07.2018
- [129] Rhein-Lahn-Kreis - Eigenbetrieb Abfallwirtschaft: Unterrichtung der Öffentlichkeit über die Emissionsmessungen an der Abluftreinigungsanlage der Mechanisch-Biologischen Restabfallbehandlungsanlage (NBA) im Abfallwirtschaftszentrum Rhein-Lahn in Singhofen. Berichtszeitraum:2014. <https://www.rhein-lahn-kreis-abfallwirtschaft.de/files/pdf/7/52.pdf> aufgerufen am 31.07.2018
- [130] Rhein-Lahn-Kreis - Eigenbetrieb Abfallwirtschaft: Unterrichtung der Öffentlichkeit über die Emissionsmessungen an der Abluftreinigungsanlage der Mechanisch-Biologischen Restabfallbehandlungsanlage (NBA) im Abfallwirtschaftszentrum Rhein-Lahn in Singhofen. Berichtszeitraum:2015. <https://www.rhein-lahn-kreis-abfallwirtschaft.de/files/pdf/7/69.pdf> aufgerufen am 31.07.2018
- [131] Rhein-Lahn-Kreis - Eigenbetrieb Abfallwirtschaft: Unterrichtung der Öffentlichkeit über die Emissionsmessungen an der Abluftreinigungsanlage der Mechanisch-Biologischen Restabfallbehandlungsanlage (NBA) im Abfallwirtschaftszentrum Rhein-Lahn in Singhofen. Berichtszeitraum:2016. <https://www.rhein-lahn-kreis-abfallwirtschaft.de/files/pdf/7/76.pdf> aufgerufen am 31.07.2018
- [132] Rhein-Lahn-Kreis - Eigenbetrieb Abfallwirtschaft: Unterrichtung der Öffentlichkeit über die Emissionsmessungen an der Abluftreinigungsanlage der Mechanisch-Biologischen Restabfallbehandlungsanlage (NBA) im Abfallwirtschaftszentrum Rhein-Lahn in Singhofen. Berichtszeitraum:2017. <https://www.rhein-lahn-kreis-abfallwirtschaft.de/files/pdf/7/98.pdf> aufgerufen am 31.07.2018
- [133] Rhein-Lahn-Kreis (23.05.2014): Rhein-Lahn-Kreis und Landkreis Neuwied setzen auf Kooperation. [http://www.rhein-lahn-kreis.de/html/Aktuelles/nid\\_323.html?PHPSESSID=lq0s2jbc03shu1cah5oqfbsld7ai3c](http://www.rhein-lahn-kreis.de/html/Aktuelles/nid_323.html?PHPSESSID=lq0s2jbc03shu1cah5oqfbsld7ai3c) aufgerufen am 31.07.2018
- [134] Ringel, G. (2008): Kurzbeschreibung: Ertüchtigung der MBRA im ABZ Wiewärthe gemäß Vorgaben 30. BImSchV. Pirna 2008. [http://www.ib-ringel.de/Dokumente/kurzvorstellung\\_MBRA\\_071207.pdf](http://www.ib-ringel.de/Dokumente/kurzvorstellung_MBRA_071207.pdf) aufgerufen am 22.06.2018
- [135] Scheffold, Karlheinz (2007): Schwachstellenanalyse am Beispiel der MBA Wilsum. Internationale Tagung MBA 2007, Hannover. <http://www.wasteconsult.net/files/downloads/2007-25%20-%20Scheffold%20-%20Schwachstellenanalyse%20am%20Beispiel%20der%20MBA%20Wilsum.pdf> aufgerufen am 16.07.2018
- [136] Schlupheck, Bernd (2013): Zeit für Wandel. RECYCLING magazin Heft 11, S. 10-14. München
- [137] Schrap, Hartmut; Hoffmann, Werner: MBA Wilsum – Erfahrungsbericht. <https://docplayer.org/11098392-Mba-betrieb-wilsum-erfahrungsbericht.html> aufgerufen am 30.08.2018
- [138] SenStadtUm: Abfallbilanz des Landes Berlin 2013. <https://www.berlin.de/senuvk/umwelt/abfall/bilanzen/2013/bilanz2013.pdf> aufgerufen am
- [139] SenStadtUm: Abfallbilanz des Landes Berlin 2015. <http://www.berlin.de/senuvk/umwelt/abfall/bilanzen/2015/Abfallbilanz2015.pdf> aufgerufen am
- [140] SenUVK: Abfallbilanz des Landes Berlin 2017. [https://www.berlin.de/senuvk/umwelt/abfall/bilanzen/download/Abfallbilanz\\_2017.pdf](https://www.berlin.de/senuvk/umwelt/abfall/bilanzen/download/Abfallbilanz_2017.pdf) aufgerufen am
- [141] Siechau, Rüdiger; Aschhoff, Heinz-Gerd; Grumbrecht, Ronja; Prien, Maria (2018): Gewährleistung der Entsorgungssicherheit in Hamburg – Bau eines Zentrums für Ressourcen und Energie. Müll und Abfall Heft 10, S. 508-515. Berlin
- [142] Stadtreinigung Dresden (2015): Im Abfall steckt Energie. [https://www.dresden.de/media/pdf/umwelt/Dresden\\_Klimaschutz\\_Posterausstellung\\_2015\\_Stadtreinigung.pdf](https://www.dresden.de/media/pdf/umwelt/Dresden_Klimaschutz_Posterausstellung_2015_Stadtreinigung.pdf) aufgerufen am 02.11.2018
- [143] Stadtreinigung Dresden (2017): Pressemitteilung, Presseinformation zum Brand BMA am 16. August 2017
- [144] Stadtreinigung Dresden/Dresdner Abfallverwertungsgesellschaft mbH (DAVG)(): BMA Dresden – Biologisch-Mechanische Abfallaufbereitungsanlage Dresden (Flyer). [https://www.srdresden.de/fileadmin/user\\_upload/Downloads/SRD\\_BMA\\_Flyer.pdf](https://www.srdresden.de/fileadmin/user_upload/Downloads/SRD_BMA_Flyer.pdf) aufgerufen am 19.07.2018
- [145] Südharzwerke Nordhausen: Abfallportal: Bioabfallbehandlungsanlage. <https://www.abfall-nordhausen.de/index.php?id=150> aufgerufen am 03.10.2018

- [146] Südharzwerke Nordhausen: Abfallportal: Mechanische Aufbereitungsanlage. <https://www.abfall-nordhausen.de/index.php?id=154>, aufgerufen am 03.10.2018
- [147] SWN Stadtwerke Neumünster: MBA Neumünster GmbH <http://www.mba-nms.de/anlage/> aufgerufen am 17.08.2018
- [148] Tiebel, Christoph (2015): Abfallwirtschaftskonzept 2015 für Landkreis und Hansestadt Stadt Lüneburg. [https://www.gfa-lueneburg.de/images/Abfallwirtschaftskonzept\\_2015.pdf](https://www.gfa-lueneburg.de/images/Abfallwirtschaftskonzept_2015.pdf) aufgerufen am 08.10.2018
- [149] VEOLIA: Betriebsstätte – Mechanisch-Biologische Abfallbehandlungsanlage Rostock. [betriebsstaette-mechanisch-biologische-abfallbehandlungsanlage-rostock](https://www.veolia.de/betriebsstaette-mechanisch-biologische-abfallbehandlungsanlage-rostock) aufgerufen am 11.07.2018
- [150] VEOLIA: Teilstromvergärungsanlage Rostock. <https://www.veolia.de/teilstromvergärungsanlage-rostock> aufgerufen am 11.07.2018
- [151] Westerwald Kurier: MBA Linkenbach wird für 13 Millionen Euro umgebaut. <http://www.wv-kurier.de/artikel/18991-mba-linkenbach-wird-fuer-13-millionen-euro-umgebaut>, aufgerufen am 07.08.2018
- [152] WEV Westsächsische Entsorgungs- und Verwertungsgesellschaft mbH: Im Dienste unserer Umwelt – Abfallentsorgung auf höchstem Niveau. (Broschüre)
- [153] WEV/ZAW (2017): Westsächsischer Abfallbrief September 2017: Klimarelevanz in der Abfallwirtschaft. <https://www.zaw-sachsen.de/index.php/abfallbriefe.html> aufgerufen am 22.06.2018
- [154] Witzenhausen-Institut: F+E-Vorhaben Trockenstabilatanlage Rennerod. Wissenschaftliche Stoffstromanalyse verschiedener Inputmaterialien in der Trockenstabilat-Anlage Rennerod. <http://www.witzenhausen-institut.de/index.php/de/a-forschung/264-f-e-vorhaben-trockenstabilatanlage-rennerod> aufgerufen am 01.11.2018
- [155] Wunsch, Christoph; Dornack, Christina (2017): Auswirkungen einer gesteigerten Wertstoffeffassung ausgewählter Stoffe auf die MBA. In: Witzenhausen-Institut - Neues aus Forschung und Praxis: Bio- und Sekundärrohstoffverwertung XII. S. 521-533. Witzenhausen
- [156] WW-Kurier (12.12.2017): Stabile Müllgebühren – Gute Entwicklung bei WAB und MBS. <http://www.wv-kurier.de/artikel/63841-stabile-muellgebuehren---gute-...31.07.2018> aufgerufen am 31.07.2018
- [157] ZAB Zweckverband Abfallbehandlung Nuthe-Spree: Technik. Vorbehandlung, Aufbereitung, Konfektionierung. <https://www.zab-mbs.de/de/technik/> aufgerufen am 12.07.2018
- [158] ZAK Zentrale Abfallwirtschaft Kaiserslautern AöR: Mechanisch-biologische Bioabfallbehandlung. <https://www.zak-kl.de/anlagen>, aufgerufen am 15.08.2018
- [159] ZAK Zweckverband Abfallbehandlung Kahlenberg: Abfallbehandlung. [https://kahlenberg-ringsheim.de/1\\_1\\_7\\_4\\_abfallbehandlung.html](https://kahlenberg-ringsheim.de/1_1_7_4_abfallbehandlung.html) aufgerufen am 24.07.2018
- [160] ZAN Zweckverband Abfallwirtschaft Nordthüringen: Gründung und Entwicklung des ZAN. <http://www.zan-thueringen.de/gruendung.html> aufgerufen am 19.07.2018
- [161] ZAN Zweckverband Abfallwirtschaft Nordthüringen: Restabfallbehandlung seit 01. Juni 2005 in Thüringen. [http://www.zan-thueringen.de/downloads/restabfallbehandlung\\_TMLNU\\_2005.pdf](http://www.zan-thueringen.de/downloads/restabfallbehandlung_TMLNU_2005.pdf) aufgerufen am 19.07.2018
- [162] Zentner, Axel (2019): Untersuchungen zur Umstellung des Betriebes einer MBA zur Restabfallbehandlung auf die Monovergärung von Bioabfällen – Herausforderungen, Analysen und Ergebnisse. Müll und Abfall 01-19, S. 14-20, Berlin <https://www.muellundabfall.de/MA.01.2019.014> aufgerufen am 11.09.2019
- [163] Zweckverband Abfallwirtschaftszentrum Friesland Wittmund: Beschreibung der Anlagen (Steckbriefe). <https://www.awz-wiefels.de/index.php/beschreibung-der-anlagen> aufgerufen am 12.07.2018

## Anhang: Zusammenstellung Bilanzdaten MBA 2017

### 1. Anzahl, Kapazität und Durchsatz MBA (in Mg/a)

Typ	MBA R	MBA V	MBS	MPS	Gesamt
Anzahl	13	10	10	3	36
Kapazität inkl. Bioabfall	1.581.800	1.189.500	1.494.500	530.000	4.795.800
Kapazität ohne Bioabfall	1.581.800	1.139.500	1.494.500	530.000	4.745.800
Durchsatz ohne Bioabfall	1.190.121	936.579	1.157.343	442.054	3.726.096

Ohne Mitbehandlungskapazität Bioabfall in einer MBA V

Ohne auf MA oder auf BA Bioabfall umgestellte MBA-Anlagen

### 2. Anlageninput nach Abfallarten für MBA Gesamt

Hausmüll	%	75,94
Sperrmüll	%	4,98
Gewerbeabfall	%	6,71
191210/12	%	5,1
Feinfraktion aus MA/MBS/MPS	%	3,91
sonstiges	%	3,36

### 3. Anlagenoutput und Verbleib

Bezug		Anlagen- input	Teil- strom	Bemerkung
3.1 Abfallfraktionen zur EV, davon zu	%	55,71	100,0	
EBS-KW	%	29,75	53,4	
Zement-KW	%	7,68	13,8	
Kohle-KW	%	9,3	16,7	
Biomasse-KW	%	0,72	1,3	
MVA	%	7,7	13,9	
weitere EBS-Aufbereitung	%	0,55	1,0	
3.2 Abfallfraktionen zur stofflichen Verwertung	%	3,04		
Fe-Metall	%	2,68		inkl. Fremdstoffe
NE-Metall	%	0,35		inkl. Fremdstoffe
Sonstiges	%	0,01		
3.3 Biogas	%	1,27		60 % CH <sub>4</sub> (54-69 %)
3.4 Deponie	%	17,68		
3.5 sonstiger Verbleib	%	0,67		Überwiegend MVA
3.6 Rotteverlust	%	21,67		

4. Kennwerte MBA-Input			
		Mittel	Bereich
Heizwert Input Hi	MJ/kg	8,9	6,5-11,5
fossiler C-Gehalt	kg C <sub>foss</sub> /Mg <sub>MBA</sub>	82	60-115

5. Verbrauchswerte MBA		Mittel	MBA-R	MBA-V	MPS	MBS
Stromverbrauch	kWh/Mg <sub>MBA</sub>	55,5,0	45,6	55,7	67,3	60,9
Gasverbrauch (Bio- und Erdgas)	kWh/Mg <sub>MBA</sub>	48,0	32	40	174	25
Dieserverbrauch MBA (inkl. Ablagerung Deponat)	kWh/Mg <sub>MBA</sub>	8,0				

6. Energieeffizienz /Netto-Primärwirkungsgrad (nach VDI 3460/2, Bilanzrahmen U)		
Strom	%	17,3
Wärme	%	10,0
Dampf	%	9,1
Summe	%	36,4

7. Klimagasbilanz MBA (nach Bilanzmodell ASA/iba, Emissionsfaktoren nach Tabelle 20-22)		
2017	kg CO <sub>2</sub> / Mg <sub>MBA</sub>	ca. -327

8. Stoffbilanz und Verbleib der Stoffströme aus MBA in 2017 nach Anlagentyp						
Bezug		Gesamt	MBA R	MBA V	MPS	MBS
Abfallfraktionen zur EV, davon zu	%	55,71	46,91	50,39	66,8	64,83
EBS-KW	%	29,75	31,62	25,63	4,79	40,70
Zement-KW	%	7,68	4,38	0,75	19,78	12,07
Kohle-KW	%	9,30	1,83	2,02	40,67	10,90
Biomasse-KW	%	0,72	1,09	0,95	0,00	0,44
MVA	%	7,70	7,73	19,62	1,36	0,45
weitere Aufbereitung	%	0,55	0,27	1,43	0,20	0,26
Stoffliche Verwertung	%	3,04	2,30	2,33	4,97	3,63
Fe-Metalle	%	2,68	2,10	2,18	4,01	3,16
NE-Metalle	%	0,35	0,18	0,14	0,96	0,47
Sonstiges	%	0,01	0,02	0,00	0,00	0,01
Biogas	%	1,27	0,00	5,04	0,00	0,00
Deponie	%	17,64	30,65	23,57	5,19	4,22
sonstiger Verbleib	%	0,67	1,46	0,83	0,00	0,00
Rotte-/Trocknungsverlust	%	21,67	18,67	17,84	23,04	27,32
Summe	%	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

**9. Verbleib der heizwertreichen Abfallfraktionen aus MBA zur energetischen Verwertung 2017 nach Anlagentyp**

Bezug		Gesamt	MBA R	MBA V	MPS	MBS
Abfallfraktionen zur EV	%	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
EBS-KW	%	53,4	67,4	50,9	7,2	62,8
Zement-KW	%	13,8	9,3	1,5	29,6	18,6
Kohle-KW	%	16,7	3,9	4,0	60,9	16,8
Biomasse-KW	%	1,3	2,3	1,9	0,0	0,7
MVA	%	13,8	16,5	38,9	2,0	0,7
weitere Aufbereitung	%	1,0	0,6	2,8	0,3	0,4

Quelle: Eigene Darstellung, iba GmbH

**Erläuterung**

Eigene Hochrechnung auf der Basis von Betriebsdaten ASA und Einzelanlagen unter Berücksichtigung des Anlagenbestands MBA in 2017. Hochrechnung bezieht sich nur auf Rest-Siedlungsabfall ohne Bioabfallmengen, die in der MBA Lübeck in einer separaten Linie der MBA behandelt werden. Der Bioabfall wurde entsprechend bei Kapazität, Durchsatz und Betriebswerten rausgerechnet. Ebenso unberücksichtigt blieben MBA, die ihren Betrieb in 2017 auf MA und/oder Bioabfall umgestellt hatten.

Die dargestellten Mittelwerte beziehen sich auf das gewichtete Mittel aller MBA/MBS/ MPS-Anlagen mit den unter 1 angegebenen Mengenanteilen.

Ein ausführlicher Vergleich mit Daten von Destatis (Fachserie 19, Reihe 1, Tab. 8 MBA) ergab keine Übereinstimmung hinsichtlich Anzahl, Kapazität, Anlageninput und Anlagenoutput. Lediglich die von Destatis für MBA ausgewiesene Durchsatzmenge liegt 2017 rechnerisch in gleicher Größenordnung wie in beiliegender eigener Hochrechnung.