



# Großversuch zur MBA-Umstrukturierung zur Erzeugung regenerativen Brennstoffs aus Restabfall und organischen Abfällen

## Endbericht

Berlin, den 28. Dezember 2011

Gefördert mit Mitteln der Deutschen Bundesstiftung Umwelt  
AZ 27031-23



in Zusammenarbeit mit dem Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten der Technischen Universität Dresden



## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>VERANLASSUNG .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>ENERGETISCHE EFFEKTIVITÄT VERSCHIEDENER RESTABFALL-BEHANDLUNGSVERFAHREN (BEISPIEL BERLIN).....</b>	<b>3</b>
<b>3</b>	<b>VERSUCHE NOVEMBER 2008 – MÄRZ 2009.....</b>	<b>5</b>
<b>3.1</b>	<b>Versuch auf der ZAB-Anlage.....</b>	<b>5</b>
3.1.1	Versuchsdurchführung .....	6
3.1.2	Ergebnisse .....	7
3.1.2.1	Mengenverteilung.....	7
3.1.2.2	Qualitäten von Brennstoff und Inertmasse .....	7
<b>3.2</b>	<b>Versuche auf der abh-Anlage .....</b>	<b>11</b>
3.2.1	Versuchsdurchführung .....	13
3.2.2	Ergebnisse .....	14
<b>3.3</b>	<b>Zusammenfassende Bewertung der Versuche November 2008 – Januar 2009.....</b>	<b>17</b>
<b>4</b>	<b>VERSUCHE ZUR STABILISIERUNG VON GESAMT-ABFALL ...</b>	<b>18</b>
<b>4.1</b>	<b>Ergebnisse.....</b>	<b>18</b>
<b>4.2</b>	<b>Luftdurchsatz .....</b>	<b>21</b>
<b>5</b>	<b>VERSUCHE ZUR TROCKENMECHANISCHEN AUFBEREITUNG DES UNTERKORNS.....</b>	<b>24</b>
<b>5.1</b>	<b>Ziel und Durchführung .....</b>	<b>24</b>
<b>5.2</b>	<b>Ergebnisse.....</b>	<b>27</b>
5.2.1	Bilanz nach Feuchtmasse und organischer Trockensubstanz.....	27
5.2.2	Vergleich der Kornklassenverteilungen.....	35
5.2.3	Qualität der Schwerstoffe nach Ablagerungs-Kriterien .....	37
5.2.3.1	DOC-Werte.....	37
5.2.3.2	Atmungsaktivität.....	39

5.2.3.3	Fazit der Schwerstoff – Untersuchungen .....	41
5.2.4	Qualität der gewonnenen Brennstoffe.....	41
5.2.4.1	Bewertung der Brennstoff-Qualität .....	44
5.2.4.2	Fazit der Brennstoffuntersuchungen .....	47
<b>6</b>	<b>BEISPIEL EINER UNTERKORN-VERWERTUNG: MBA NEUMÜNSTER .....</b>	<b>48</b>
6.1	Verfahrensbeschreibung .....	48
6.2	Bilanzergebnisse Neumünster .....	48
6.3	Laufende Optimierung zur Effektivierung der Trocknung .....	54
<b>7</b>	<b>BEISPIEL UNTERKORNVERWERTUNG: MBA-ANLAGE DES ZAK .....</b>	<b>58</b>
7.1	Verfahrensbeschreibung .....	58
7.1.1	Anlieferung und Aufbereitung.....	58
7.1.2	Biologische Stufe .....	59
7.1.3	Behandlung des Presswassers.....	59
7.1.4	Biologische Trocknung.....	59
7.1.5	Mechanische Stofftrennung .....	60
7.2	Mengenbilanzen .....	61
7.3	Brennstoffqualität der Unterkorn-Leichtfraktionen .....	64
7.4	Brennstoff-Verwertung .....	65
7.5	Wirtschaftlichkeit .....	65
7.6	Fazit.....	65
<b>8</b>	<b>GRUNDKONZEPT DER TRENNANLAGEN-NACHRÜSTUNG ....</b>	<b>66</b>
<b>9</b>	<b>WIRTSCHAFTLICHKEIT EINER UMRÜSTUNG .....</b>	<b>67</b>
9.1	Trennanlage.....	68
9.1.1	Kostenkalkulation nach Richtangebot Trennsoteknik .....	68
9.1.2	Kosten Trennung MBA Neumünster .....	72

9.1.3 Zwischenfazit zu den Kosten .....	73
9.1.4 Transportkosten .....	73
9.1.5 Verwertungskosten .....	73
9.1.6 Gutschriften für eingesparte Nachrotte .....	75
9.1.7 Gutschriften für eingespartes Deponievolumen .....	75
9.1.8 Gutschriften für verarbeitete organische Reststoffe .....	76
9.1.9 Sonstige Gutschriften .....	78
<b>9.2 Spannbreite der Gesamtkosten .....</b>	<b>79</b>
<b>10 VERSUCH ZUR BIOLOGISCHEN TROCKNUNG VON GRÜNRESTEN .....</b>	<b>80</b>
10.1 Hintergrund.....	80
10.2 Aufgabe und Durchführung eines Trocknungsversuches.....	82
10.3 Ergebnisse.....	83
10.4 Diskussion .....	86
10.5 Vergleich der Ergebnisse mit anderen Versuchen .....	88
10.6 Fazit zur biologischen Trocknung von Grünresten .....	90
<b>11 ENERGIE- UND CO<sub>2</sub>-BILANZEN.....</b>	<b>91</b>
11.1 Verfahrensänderung auf der Anlage .....	91
11.2 Energieverbrauch und Emissionen beim Transport.....	94
11.3 Emissionen des Brennstoffs.....	95
11.4 Emissionen aus dem abgelagerten Schwergut.....	95
11.4.1 Generelle Betrachtung zur Emissionsberechnung aus Deponien .....	96
11.4.2 Langfrist-Gasbildungen aus MBA-Deponiegut .....	96
11.4.3 Langfrist-Gasbildungen aus Schwergut bei MBS-Betrieb .....	98
11.5 Bilanz von Last- und Gutschriften.....	99
<b>12 VERGLEICH „TROCKNUNGSKONZEPT ODER VERGÄRUNG“</b>	<b>103</b>
12.1 Kosten .....	103

<b>12.2 Klimaschutzaspekte.....</b>	<b>104</b>
<b>12.3 Entscheidungskriterien .....</b>	<b>105</b>
<b>13 ZUSAMMENFASSUNG.....</b>	<b>107</b>
<b>14 QUELLENVERZEICHNIS.....</b>	<b>109</b>
<b>15 ANHANG .....</b>	<b>112</b>

### Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Durchgeführte Analysen während des Versuches .....	7
Tabelle 2:	Mengenverteilung in Trocknung und Trennung.....	7
Tabelle 3:	Qualitätsdaten von Input und Brennstoff .....	8
Tabelle 4:	Qualitätsdaten der abgetrennten Inertstoffe.....	9
Tabelle 5:	Stoff- und Mengendaten der Rotteversuche auf der MBA Schwanebeck abgetrennten Inertstoffe.....	14
Tabelle 6:	TS- und OTS-Daten für verschiedene Unterkornklassen nach zurückliegenden Projektergebnissen.....	15
Tabelle 7:	Hochgerechnete Menge und Konsistenz von Brennstoff und Inertgut bei Trennung des bei der abh erzeugten Roh- Stabilats.....	16
Tabelle 8:	Anteile der Kornfraktionen und ihrer Komponenten bezogen auf verschiedene Ausgangsmassen .....	20
Tabelle 9:	Luftdurchsatz in Versuch V 2 .....	21
Tabelle 10:	Spezifische Luftmengen nach verschiedenen Untersuchungen .....	22
Tabelle 11:	Verteilung der Feuchtmasse nach Kornklassen auf Leicht- und Schwerfraktionen.....	32
Tabelle 12:	Verteilung der OTS nach Kornklassen auf Schwer- und Leichtfraktionen.....	32
Tabelle 13:	Verteilung der OTS nach Kornklassen auf Schwer- und Leichtfraktionen (Originalwerte) .....	33

Tabelle 14:	Abweichungen der TS- und OTS-Summenmassen nach Kornfraktionen.....	34
Tabelle 15:	Verteilung der OTS nach Kornklassen auf Schwer- und Leichtfraktionen (nach Standardisierung der Kornklassen-Massen).....	35
Tabelle 16:	TOC-Eluat-Werte (=DOC) der Schwerstofffraktionen beider Versuche .....	38
Tabelle 17:	AT <sub>4</sub> -Werte der Schwerstofffraktionen beider Versuche.....	40
Tabelle 18:	Qualitäten der Leichtfraktionen der Trennversuche nach Kornklassen.....	42
Tabelle 19:	Qualitäten der Leichtstoff-Aliquotmischungen der beiden Trennversuche im Vergleich zu Unterkorn-Leichtfraktionen der Anlagen ZAB und Neumünster.....	43
Tabelle 20:	Schwermetallkonzentrationen der Aliquotmischungen.....	47
Tabelle 21:	Mengenverteilung der Fraktionen der MBA Neumünster .....	51
Tabelle 22:	Leichtstoff-Qualitäten der Trennversuche im Vergleich zu Fraktionen der MBA-Neumünster.....	53
Tabelle 23:	Vergleich der Brennstoffqualitäten aus Unterkorn mit erzeugtem Brennstoff aus Gesamt-Abfall.....	53
Tabelle 24:	Berechnungsgrundlagen des Wärmeverlustes der Tunnelabdeckung.....	55
Tabelle 25:	Wärmeverlust über die Deckel in unterschiedlicher Ausführung .....	56
Tabelle 26:	Massenbilanz der MBA.....	62
Tabelle 27:	Massenbilanz der biologischen Trocknung für 1.000 kg Trocknungsinput.....	63
Tabelle 28:	Massenbilanz der Trennung des Trockengutes .....	63
Tabelle 29:	Qualitäten der ausgebrachten Leichtstoff-Fraktionen .....	64
Tabelle 30:	Investitionsbedarf Trennanlage für 9 und 18 Mg/h Durchsatz.....	69
Tabelle 31:	Investitionsbedarf Anpelletierung .....	69
Tabelle 32:	Strombedarf der Trennanlage ohne Anpelletierung .....	70
Tabelle 33:	Betriebskostenberechnung der Trennung und Anpelletierung .....	71

Tabelle 34:	Investkostenermittlung/-schätzung der Trennanlage der MBA Neumünster .....	72
Tabelle 35:	Betriebskostenberechnung der Trennanlage Neumünster .....	74
Tabelle 36:	Überschlägige Kosten des Nachrottebetriebes .....	75
Tabelle 37:	Überschlägige Mehr- und Minderkosten der MBA- Umstrukturierung .....	79
Tabelle 38:	Kenndaten der biogenen Abfallstoffe für die Verwendung in der Kompostierung bzw. Vergärung [Kern et al., 2008] .....	82
Tabelle 39:	Mengenbilanz des Grünreste- Trocknungsversuches .....	83
Tabelle 40:	Berechnungsparameter des Kondensatanfalls. ....	86
Tabelle 41:	Kondensatbildung im Tunnel nach Dämmungsaufbau der Wandfläche .....	86
Tabelle 42:	Stoffdaten des erzeugten Brennstoffs nach Versuch Lingk/Kanthak, 2008 .....	89
Tabelle 43:	Energieverbrauch und THG-Produktion der Verfahrensschritte ab Rottebeginn .....	93
Tabelle 44:	Energieverbrauch und THG-Emissionen beim Transport .....	95
Tabelle 45:	Fossile CO <sub>2</sub> -Freisetzung aus Unterkorn-EBS .....	95
Tabelle 46:	Entwicklung der deponiebedingten Methanemissionen seit 1990 [UBA, 2005] .....	97
Tabelle 47:	THG Restemission des Schwergutes .....	98
Tabelle 48:	Gegenüberstellung der Langfristemissionen aus Deponien .....	99
Tabelle 49:	Gesamt-Last- und Gutschriften für EBS- und Unterkorn .....	100
Tabelle 50:	Gesamt-Last- und Gutschriften für EBS- und Unterkorn nach Energieprodukten .....	101

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Primärenergiegewinne aus einem Mg Organik in den Berliner Restabfall-Behandlungsverfahren .....	3
Abbildung 2:	Aufbereitung der MBS des ZAB .....	6
Abbildung 3:	Aufbereitung MBS - Trenntisch .....	6



Abbildung 4:	Restmüll-Unterkorn – vor der Trocknung .....	10
Abbildung 5:	Brennstoff aus Restmüll-Unterkorn .....	10
Abbildung 6:	Inertmasse aus Restmüll-Unterkorn .....	11
Abbildung 7:	Schematische Darstellung der MBA Havelland .....	12
Abbildung 8:	Rottetunnel mit Fahrgasse in der MBA Havelland .....	12
Abbildung 9:	Getrocknetes Rottematerial in der MBA Havelland .....	13
Abbildung 10:	IST-Stand MBA und hochgerechnete Ergebnisse der Versuche nach unterschiedlichen Materialfeuchten .....	16
Abbildung 11:	Massenbilanz der Trocknungs- und Trennversuche mit Gesamtmüll .....	19
Abbildung 12:	Nachsiebung des getrockneten Hausmüll-Unterkorns auf der MBA Schwanebeck .....	24
Abbildung 13:	Technikumshalle TrennSo .....	25
Abbildung 14:	Trenntisch mit Staubabscheidung und Transporttechnik .....	25
Abbildung 15:	Aufbau der beiden Versuche zur Auftrennung des Trockenmaterials < 80 mm .....	26
Abbildung 16:	Feuchtmasse- und OTS-Verteilung bei Versuch V 1 .....	28
Abbildung 17:	Feuchtmasse-Verteilung bei Versuch V 2 .....	29
Abbildung 18:	OTS-Verteilung bei Versuch V 2 .....	30
Abbildung 19:	Aufbereitete Feinfraktion < 3 mm – links leicht – rechts schwer .....	31
Abbildung 20:	Aufbereitete Grobfraktion 15 / 25 mm – links leicht – rechts schwer .....	31
Abbildung 21:	Kornverteilung des Stabilates vor Trennung .....	36
Abbildung 22:	Kornverteilung der OTS im Stabilat vor Trennung .....	36
Abbildung 23:	Kornverteilung von Leicht-/Schwergut im Stabilat .....	37
Abbildung 24:	DOC/OTS-Korrelation der Schwerstoffe .....	39
Abbildung 25:	AT <sub>4</sub> /OTS –Beziehung der Schwerstoffe .....	40
Abbildung 26:	Verfahrensablauf der MBA Neumünster .....	49
Abbildung 27:	Trenntische Leicht- und Schwerfraktion .....	50
Abbildung 28:	Mengenbilanzen der Versuche und der MBA-Neumünster .....	52

Abbildung 29: Grob-Verfahrensschema der MBA des ZAK .....	58
Abbildung 30: Verfahrensschema der Trockengut-Trennanlage der MBA des ZAK.....	61
Abbildung 31: Fließbild der nachgerüsteten Trennanlage.....	66
Abbildung 32: Option Co-Verarbeitung von Bioabfall oder Grünresten.....	77
Abbildung 33: Option Co-Verarbeitung von saisonalen Laub-Überschüssen .....	78
Abbildung 34: Grünrest-Arten – Einsatzvarianten und mögliche Aufbereitungsschritte.....	81
Abbildung 35: Feuchtegehalt und OTS-Anteil im Behandlungsverlauf.....	84
Abbildung 36: Temperaturverlauf der Versuches .....	85
Abbildung 37: Abbauverlauf der Mengengrößen Feuchtmasse, Wasser und OTS .....	85
Abbildung 38: Kondensatanfall im Rottetunnel .....	87
Abbildung 39: Feuchtegehalt und OTS-Anteil bei der Trocknung mit und ohne Dämmung.....	88
Abbildung 40: Bilanz des Trocknungsversuchs von Grünresten durch Lingk/ Kanthak 2008 .....	89
Abbildung 41: Fließbild einer herkömmlichen aeroben MBA.....	92
Abbildung 42: Fließbild einer umgerüstete MBA-Variante.....	93
Abbildung 43: Kostenspannbreiten einer Vergärungs-Nachrüstung (Bild: iba) .....	103
Abbildung 44: Einsparung von CO <sub>2</sub> -Emissionen bei Vergärungs- Nachrüstung (Bild: iba).....	104
Abbildung 45: Entscheidungskriterien zur Alternative Brennstoffgewinnung / Vergärung.....	105

## 1 Veranlassung

Im Gegensatz zu anderen Restmüll-Behandlungsverfahren nutzt eine MBA mit rein aerober Behandlung den Energiegehalt der Organik im Unterkorn der Aufbereitung nicht. Bisheriges Arbeitsziel ist allein, das spätere Deponiegut durch energieaufwändige biologische Oxidation zu inertisieren. Rd. 70 % der in der Organikfraktion gebundenen regenerativen Energie gehen dabei verloren.

Durch Umstrukturierung der MBA auf biologische Trocknung des Unterkorns der mechanischen Aufbereitung kann ein trennfähiges (Trocken)Gut erzeugt werden, aus dem mit bekannten Verfahrenstechniken ein regenerativer Brennstoff abgetrennt werden kann. Diese Verwertungsoptimierung kann – wenn geprüft funktionierend – bei vergleichbaren bundesdeutschen MBA-Anlagen für eine Unterkornmenge von rund 1,0 Mio Mg/a eingesetzt werden.

Die notwendige biologische Behandlungszeit auf der MBA wird damit drastisch verkürzt. Die freigesetzte Rottekapazität kann zur (Nach)Behandlung von Grünresten, Bioabfall, Gärresten und anderen sortenreinen organischen Abfallstoffen verwendet werden, um auch diese anteilig zu Brennstoff aufzubereiten.

Gegenstand des Projektes ist, die Möglichkeiten und technischen Modalitäten einer solchen Umstrukturierung anhand großtechnischer Versuche zu untersuchen.

Das Projekt wird in Zusammenarbeit mit dem Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten der Technischen Universität Dresden durchgeführt.

Neben der Hauptförderung durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt wurde das Projekt unterstützt durch

- abh - Abfallbehandlungsgesellschaft Havelland mbH,
- Vattenfall Europe Generation AG,
- Trennso-Technik GmbH,
- MBA Neumünster GmbH,
- Zweckverband Abfallbehandlung Kahlenberg.

Gegenstand des hier vorgelegten Berichtes ist die Darstellung

- der energetischen Effizienz typischer Restabfall-Behandlungsverfahren, bezogen auf den nativen Organikanteil des Hausmülls,
- der ermittelten Ergebnisse aus
  - großtechnischen Trocknungs- und Trennversuchen von Hausmüll-Unterkorn,
  - der Herstellung von Unterkorn-Stabilat auf einer „konventionellen“ MBA-Anlage,
  - dessen Auftrennung in Brennstoff und Inertmaterial im Technikumsversuch,
  - den gewonnenen Stoffqualitäten für Brennstoff und Inertmaterialien,
- der Untersuchungsergebnisse auf der MBA Neumünster,

- der Betriebsdaten des MBA Kahlenberg (ZAK),
- der technischen Ausführung der nachzurüstenden Trennanlage sowie der Invest- und Betriebskosten der Trennung an verschiedenen Kapazitätsbeispielen,
- der Ergebnisse eines biologischen Trocknungsversuches von Grünresten,
- der Einfluss der Nachrüstung auf die Einsparung von Treibhausgas-Emissionen,
- der Vergleich des MBS-Konzeptes mit der Nachrüstung einer Vergärungsstufe.

## 2 Energetische Effektivität verschiedener Restabfall-Behandlungsverfahren (Beispiel Berlin)

Als Hintergrundinformation wird zunächst kurz dargestellt, in welchem Umfang bestehende Restmüll-Behandlungsverfahren die native organische Substanz des Hausmülls nutzen. Nativ organische Stoffe bilden den absolut dominierenden Anteil des Energiegehaltes des hier betrachteten MBA-Unterkorns. Ausgangspunkt der überschlägigen Berechnungen ist eine (als Bioabfall typische) Mischung von Küchen- und Gartenabfällen mit 65 % Feuchte und 65 % organischer Trockensubstanz sowie einem Heizwert von 800-900 kWh/Mg. Zur Darstellung beispielhaft herangezogen werden die für die Restabfälle des Landes Berlin eingesetzten Entsorgungsverfahren.

Für die im Restmüll enthaltene Organik liefert eine energieoptimierte Müllverbrennungsanlage (**MVA**) (hier Berlin-Ruhleben mit Einspeisung des Dampfes in das benachbarte Kraftwerk mit Kraft/Wärme-Kopplung) nach Abbildung 1 vergleichsweise hohe energetische Nutzungsgrade (13 % elektrisch, 35 % thermisch, ab 2011 noch höher) und gewinnt je Mg *Organik*-Input rd. 650 kWh Primärenergie (netto) zurück. Die mechanisch-*physikalische* Stabilisierung (**MPS**) fällt durch den Energieverbrauch der Trocknung durch Erdgas dagegen mit rd. 400 kWh/Mg ab, die mechanisch-*biologische* Abfallvorbehandlung (**MBA**) kann nur 50 kWh/Mg bereitstellen, da bis auf marginale Siebreste praktisch keine Verwertung des Organikanteils stattfindet. Gewichtet nach den Mengenanteilen des behandelten Berliner Abfalls liegt der Netto-Primärenergiegewinn im **Entsorgungsmix** Berlins bei rd. 470 kWh/Mg Organik.

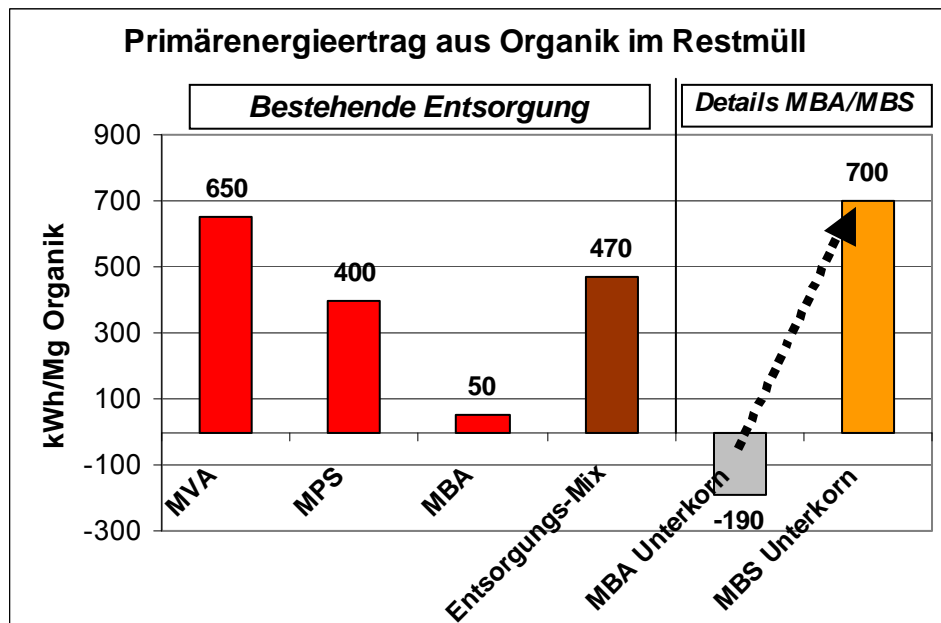


Abbildung 1: Primärenergiegewinne aus einem Mg Organik in den Berliner Restabfall-Behandlungsverfahren

Das organikhaltige *Unterkorn* der MBA wird derzeit ohne Energienutzung auf Deponien abgelagert. Die vorausgehende Behandlung des Unterkorns in der MBA verbraucht lediglich Primärenergie in einer Größenordnung von 200 kWh/Mg (Belüftungsstrom und RTO-Gas).

Die Vergärung des Unterkorns als Verwertungsalternative ist hier nicht eingebunden, weil sie in Berlin nicht praktiziert wird. Als Nachrüstungsalternative für bestehende MBA wurde sie in einem eigenen Projekt des Umweltbundesamtes untersucht, dessen Ergebnisse am Ende dieses Berichtes vergleichend diskutiert werden.

Eine Umstrukturierung der MBA in Richtung MBS würde – im Vorgriff auf die unten beschriebenen Ergebnisse – den Primärenergiegewinn der MBA auf rund 700 kWh/Mg steigern.

Dieses Konzept der energetischen Unterkorn-Nutzung im Sinne dieses Projektes erfordert im Wesentlichen zwei neue Arbeitsschritte:

**Biologische Trocknung im Rottesystem der MBA:** Jeder aerobe Prozess setzt Wärme frei und verdampft damit Wasser. Diese Eigenschaft wird in der vorhandenen Anlage zur biologischen Trocknung des Unterkorns auf rd. 20 % Restfeuchte genutzt.

**Trennung in Brennstoff und Deponiegut:** Das biologisch getrocknete Material enthält zu viele Inertstoffe, um direkt als Brennstoff eingesetzt werden zu können. Erforderlich ist eine Trennanlage, die einerseits den Brennstoff von Inertstoffen weitgehend freihält, andererseits so wenig Organik im inerten Deponiegut belässt, dass dieses nach Deponieverordnung abgelagert werden kann. Aufgabe der Trennung ist daneben die Abscheidung von Metallen, um die Schwermetallbelastung des Brennstoffs auf ein Minimum zu senken.

Beide Arbeitsschritte sind in ihrer Grundfunktion bereits erprobt:

- Die biologische Trocknung mehrfach durch Bewässerungsausfälle in den MBA (mittels derer sonst 300–500 l Wasser je Tonne Rottegut eingegeben werden),
- die Trennung als Routineverfahren für die Auftrennung von biologisch stabilisiertem Gesamtmüll in verschiedenen MBS-Anlagen (insbesondere nach dem HerHof-Verfahren), ebenso zur Trennung physikalisch/thermisch getrockneten Abfalls in MPS-Anlagen.

### 3 Versuche November 2008 – März 2009

Das Konzept wurde in zwei aufeinander folgenden, ersten Versuchsansätzen erprobt, deren Ergebnisse in den hier vorgelegten Bericht eingebracht werden:

- a) Auf der MBS-Anlage des ZAB<sup>1</sup> Niederlehme wurden im November 2008 263 Mg Restmüll-Unterkorn als Monocharge biologisch getrocknet und das Stabilat nachfolgend mit der dort installierten Trenntechnik separiert. Die Anlage ist spezifisch auf die biologische Trocknung und Trennung von Restmüll ausgerüstet, so dass praktisch lediglich das verarbeitete Material, nicht aber die Betriebstechnik geändert wurde.
- b) Auf der „klassischen“ MBA-Anlage der abh<sup>2</sup> in Schwanebeck wurden drei Tunnelchargen mit jeweils rd. 150 Mg Unterkorn aus Berlin angesetzt und im Routinebetrieb, jedoch ohne Wasserzufuhr verrottet. Die zu klärende Frage war dabei, ob mit einer nicht veränderten Belüftungsweise eine Trocknung auf die beim ZAB erreichten Restfeuchten zu erzielen ist.

Der Versuch zu Pkt a) mit Restmüll-Unterkorn auf der ZAB-Anlage war Teil einer größer angelegten Versuchsreihe zur Trocknung und Aufbereitung von insgesamt sieben verschiedenen organikhaltigen Abfallchargen, die vom ZAB im Auftrag von Vattenfall durchgeführt wurde. Der Großversuch hatte im Wesentlichen andere Zielstellungen als die im DBU-Projekt recherchierte Teilaufgabe. Da aber innerhalb der ZAB/Vattenfall-Versuchsansätze eine Monocharge an Restmüll-Unterkorn aus Berlin verarbeitet wurde, stellte Vattenfall die bei diesem Teilversuch gewonnenen Ergebnisse freundlicherweise zur weiteren Darstellung und Auswertung innerhalb des DBU-Projektes zur Verfügung.

#### 3.1 Versuch auf der ZAB-Anlage

Die mechanisch-biologische Stabilisierungsanlage (MBS-Anlage) des ZAB ist für die Behandlung von rd. 135.000 Mg/a an Restabfällen ausgelegt. Per Greifer wird der Roh-Abfall in die Rotteboxen gegeben, in denen das Material im Mittel 10 Tage verweilt und durch die biologische Selbsterhitzung in Verbindung mit einer in mehreren überlagerten Kreisläufen geführten Belüftung auf Restfeuchten um 15 % getrocknet wird. Das getrocknete Material wird dann in einer Aufbereitungsanlage in Brennstoff und Deponiegut getrennt, wobei gleichzeitig eine Entschrottung per NE- und FE-Abscheider stattfindet.

---

<sup>1</sup> Zweckverband Abfallbehandlung Nuthe-Spree

<sup>2</sup> Abfallbehandlungsgesellschaft Havelland mbH



Abbildung 2: Aufbereitung der MBS des ZAB



Abbildung 3: Aufbereitung MBS - Trenntisch

### 3.1.1 Versuchsdurchführung

Versuche auf der Anlage sind recht genau zu bilanzieren, da zum einen die ein- und ausgetragenen Chargen über die werkseigene Fahrzeugwaage verwogen werden können und die Greifer ebenfalls mit einer Wiegeeinrichtung ausgestattet sind.

Beim ZAB wurde am 7.11.2008 ein ausreichend großer Bunkerbereich zur Aufnahme des zu behandelnden Unterkorns aus der MBA beräumt. Die 263 Mg Material wurden im biologi-



schen Anlagenteil über 9 Tage trockenstabilisiert und nachfolgend mittels werkseigener Greiferanlage zur Trennanlage verbracht, deren Austragsbereiche vorher vollständig geleert wurden. Auf der werkseigenen Waage wurden die Mengen von Inertstoffen, Brennstoff sowie ausgebrachten Schrottanteilen ermittelt. Im Vorfeld bereitete ICU eine Zuweisung der notwendigen Analysen vor, um sowohl die Brennstoffqualitäten wie auch die des Deponiegutes beurteilen zu können. Das Analyseprogramm zum Versuch zeigt Tabelle 1.

Tabelle 1: Durchgeführte Analysen während des Versuches

Material mit Probenahmedatum	Mengen	Untersuchte Parameter														
		Siebl. TS	TS	OTS	Hu	Dichte	Cl	F	S	C	Schwer Met.	TOC-Eluat	AT4	GB21	biog.C	
Rohmaterial 7./10.11.08	Fzg.Waage		x													
Eintrag Trocknung 10.11.	Greiferwaage	x	x	x	x	x				x						
Austrag Trocknung 24.11.	Greiferwaage	--	x	x	x	x										
Schrott 24.11.	(Fzg.)Waage															
Brennstoff 24.11.	Fzg.Waage	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x					x
Inertstoffe 24.11.	Fzg.Waage		x	x	x	x	x			x	x	x	x	x		

### 3.1.2 Ergebnisse

#### 3.1.2.1 Mengenverteilung

Die Mengenverteilung der Versuchscharge auf die Outputströme zeigt Tabelle 2.

Durch die ausgereifte Trocknungstechnik lag der Masseverlust bei 41 % vom Input. Knapp 44 % wurden als Brennstoff ausgebracht (Hu 10,0 MJ/kg, Wassergehalt 17 %, OTS-Gehalt 57,3 % d. TS). Lediglich 13 % verblieben als inertes Deponiegut.

Tabelle 2: Mengenverteilung in Trocknung und Trennung

Material	Mg	Anteil %
Input Rottebox	262,8	100,0
Wasserverlust	108,5	41,3
Brennstoff	115,2	43,8
Inertfraktion	34,2	13,0
Metalle	4,8	1,8

#### 3.1.2.2 Qualitäten von Brennstoff und Inertmasse

Tabelle 3 zeigt die Qualitätsdaten des Brennstoffs im Vergleich zum Roh-Abfall.

Der Brennstoff hat einen TS-Gehalt von > 80 %, der Heizwert liegt bei 10 MJ/kg. Bei diesem Versuch wurde die Trennanlage weitgehend in der Einstellung für normalen Hausmüll belassen, so dass ein größerer Inertanteil in den Brennstoff überführt wurde – der einen entsprechend hohen Aschegehalt aufweist.

Dass sich in den Analysenwerten die Metallentfrachtung nicht widerspiegelt (stellenweise sind erhöhte Werte im Brennstoff ausgewiesen), stellt deren Wirksamkeit nicht in Frage: Das Probematerial des Abfalls wird vor der analytischen Feinzerkleinerung weitestgehend von sichtbaren Metallteilen befreit, um die Mühle nicht zu beschädigen. Würden die 1,8 % abgetrennten Schrotts des Versuches vollständig als Metallkonzentrationen in die Inputqualität eingerechnet, ergäben sich dort um Faktoren höhere Konzentrationen.

Tabelle 3: Qualitätsdaten von Input und Brennstoff

Parameter	Einheit	Input	Brennstoff
Feuchte	Masse-% OS	46,7	17,1
Trockensubstanz	Masse-% OS	53,3	82,9
Glühverlust	Masse-% TS	43,5	57,3
Glührückstand	Masse-% TS	56,5	42,7
Heizwert (Hu)	MJ/kg OS	3,1	10,0
Heizwert Trockensubstanz	MJ/kg TS	10,9	12,5
Kohlenstoff	Masse-% TS	n.b.	35,7
Anteil Biomasse-Kohlenst.	% v. Ges.-C	n.b.	73,7
Wasserstoff	Masse-% TS	n.b.	4,52
Stickstoff	Masse-% TS	n.b.	1,3
Schwefel	Masse-% TS	0,20	0,61
Chlor	Masse-% TS	0,26	0,70
Fluor	Masse-% TS	n.b.	0,011
Antimon	mg/kg TS	1,5	< 1,0
Arsen	mg/kg TS	1,9	3,4
Blei	mg/kg TS	322,0	225
Cadmium	mg/kg TS	0,30	2,4
Chrom	mg/kg TS	28,4	205
Kobalt	mg/kg TS	5,2	6,8
Kupfer	mg/kg TS	54,8	236
Mangan	mg/kg TS	166	329
Nickel	mg/kg TS	10,2	82,3
Quecksilber	mg/kg TS	0,80	1,07
Thallium	mg/kg TS	< 0,4	< 0,15
Vanadium	mg/kg TS	9,4	13,9
Zinn	mg/kg TS	9,1	10,5

Die erzeugte Brennstoffmenge von rd. 115 Mg konnte von Vattenfall im Kraftwerk Jänschwalde ohne verfahrenstechnische Schwierigkeiten verarbeitet werden. Um Staubentwicklung zu vermeiden, war jedoch eine Rückbefeuchtung auf 23 % nötig, nach der der Heizwert bei 9,1 MJ/kg lag. Beobachtungsbedürftig sind laut Vattenfall die Quecksilber- und Chlorwerte, die relativ dicht an den verwerterseitigen Anforderungswerten an den Brennstoff liegen.

Das Inertgut wies die in Tabelle 4 aufgeführten Qualitäten auf.

Tabelle 4: Qualitätsdaten der abgetrennten Inertstoffe

Parameter	Einheit	Wert	Grenzwert DepV Anh.3
TOC	% d. TS	4,7	18
AT4	gO <sub>2</sub> /kgTS	3	5
GB21	NI/kg TS	8,3	20
DOC	mg/l	107	300
Heizwert	MJ/kg	1,3	6
Schwermetalle	Feststoff mg/kg TS	Eluat µg/l	Grenzwert µg/l
Arsen	2,1	1	500
Blei	276	32	1.000
Cadmium	< 0,2	< 0,2	100
Chrom gesamt	31,7	9	k.A
Kupfer	13,2	72	5.000
Nickel	21,1	23	1.000
Quecksilber	0,12	< 0,2	20
Zink	84,9	30	5.000
Mangan	100	n.b.	k.A
Barium	n.b.	1700	k.A
Molybdän	n.b.	5	k.A
Antimon	n.b.	< 1	k.A
Chrom (VI)	n.b.	< 5	100

Die Anforderungen der DepV an Deponiegut aus der mechanisch-biologischen Vorbehandlung werden damit erfüllt bzw. teilweise deutlich unterschritten, insbesondere für die i.d.R. kritischen Parameter Atmungsaktivität und TOC im Eluat.

Die nachstehenden Abbildungen vermitteln einen Eindruck über die Konsistenz des Roh-Unterkorns und der beiden erzeugten Hauptfraktionen Brennstoff und Inertgut.



Abbildung 4: Restmüll-Unterkorn – vor der Trocknung



Abbildung 5: Brennstoff aus Restmüll-Unterkorn



Abbildung 6: Inertmasse aus Restmüll-Unterkorn

### 3.2 Versuche auf der abh-Anlage

Die MBA des Landkreises Havelland am Standort Schwanebeck (Nähe Nauen) verarbeitet derzeit:

- rd. 30.000 Mg/a an Siedlungsabfällen des Landkreises Havelland,
- rd. 40.000 Mg/a an Unterkorn aus mechanisch vorbehandelten Berliner Abfällen.

Das Material aus der mechanischen Aufbereitung und Sortierung wird in der Intensivrotte mit 20 geschlossenen Rottetunneln mehrmals umgelagert und befeuchtet. Nach etwa 4 Wochen in der Intensivrotte kann auf die überdachte Nachrottefläche ausgelagert werden.

Das Unterkorn des Berliner Abfalls wird lediglich über eine Düsenleiste am Bandabwurf befeuchtet und dann in weitere 20 Tunnel verbracht. Die weitere biologische Behandlung entspricht der oben geschilderten Art und Weise.

Das Luftführungssystem der Rottetunnel ist – verglichen mit demjenigen der ZAB-Anlage – einfach aufgebaut: Ein Gebläse saugt die Abluft aus dem Oberraum des Tunnels ab und fördert sie über den Belüftungsboden zurück in das Rottegut. Erwärmt sich die Luft im Oberraum des Tunnels über einen vorgegebenen Sollwert (z.B. 50 °C), öffnen Klappen den geschlossenen Kreislauf zu den zentralen Zu- und Abluftkanälen, so dass warme, feuchte-gesättigte Luft abgegeben und kühle, wärmeaufnehmende Luft in das System aufgenommen wird, bis die Temperatur wieder unter den Sollwert abgesunken ist. Das Verfahren ist prinzipiell Standard auf vergleichbaren Tunnel-Rotteanlagen.



Abbildung 7: Schematische Darstellung der MBA Havelland



Abbildung 8: Rottetunnel mit Fahrgasse in der MBA Havelland

Nach Abstimmung mit der abh wurden auf der MBA Havelland großtechnische Trocknungsversuche gefahren, um zu klären, ob eine ähnlich hohe biologische Trocknungsleistung wie beim ZAB erprobt auch mit einer MBA erreicht werden kann. Bei der biologischen Trock-

nung auf der ZAB-Anlage wurde der Mindest-Trockensubstanzgehalt ermittelt, der für eine zufriedenstellende Trennung erforderlich ist. Dieser TS-Gehalt diente als Leitgröße für die Trocknung auf den MBA-Anlagen der abh. Die Erfüllung dieser Zielstellung wurde auf der MBA Schwanebeck erprobt.

### 3.2.1 Versuchsdurchführung

Zwischen dem 6.1.09. und 23.1.09 wurden wöchentlich insgesamt drei Tunnel mit Berliner Hausmüll-Unterkorn < 50 mm gefüllt. Die Füllmenge betrug jeweils knapp 150 Mg je Tunnel. Die Belüftung erfolgte im Routinebetrieb, die sonst eingesetzte Bewässerung blieb abgeschaltet. Während der Versuche musste von der automatischen Luftsteuerung wegen technischer Mängel zeitweise auf Handsteuerung umgestellt werden. Da die Tunnel vom Betriebspersonal täglich mehrfach kontrolliert wurden, gelang es dennoch, einen weitgehend temperaturkonstanten Betrieb im Bereich von 45-55 °C Ablufttemperatur aufrecht zu erhalten.

Die erste Tunnelfüllung im Januar 2009 bestand aus gefrorenem Material. Es dauerte daher etwa zwei Tage, bis das Material durch Kontakt- und Konvektionswärme der Nachbartunnel aufgetaut war. Das Rotteergebnis wurde dadurch kaum beeinträchtigt.

Betriebsstörungen traten während der jeweils rd. 14-tägigen Versuche nicht auf.



Abbildung 9: Getrocknetes Rottematerial in der MBA Havelland

Beim letzten Versuch (V3) wurde das Material bewusst länger im Tunnel belassen, um ein Maximum an Trocknungsleistung zu ermitteln.

Das *eingebraachte* Material der Tunnel konnte verwogen werden, aus betriebstechnischen Gründen nicht aber das *ausgebraachte* Trockengut. Hier waren Abschätzungen über das Schüttgewicht erforderlich. Problematischer als beim ZAB war auch die Beprobung von Eintrags- und Austragsmaterial. Beim ZAB ist es möglich, den homogenisierenden Charakter der Anlage selbst bei der Probenahme zu nutzen, die Tunnelbeprobung bei der abh-Anlage birgt ein höheres Risiko von Unschärfen.

### 3.2.2 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Rotteversuche zeigt Tabelle 5, zum Vergleich sind die Resultate des ZAB-Versuches beigefügt.

Im unteren Teil der Tabelle sind die berechneten Abbaugrade für die einzelnen Stoffgruppen mit aufgeführt.

Mit Blick auf die Unschärfen von Verwiegung und Probenahme müssen die Ergebnisse mit dem notwendigen Abstand bewertet werden, die Betrachtung muss sich vorrangig auf die Mittelwerte beziehen.

Nicht näher geklärt sind die Ursachen für den höher differierenden Wassergehalt des Unterkorn-Materials: Laut abh werden die im Versuch gefundenen recht niedrigen Feuchten unter 40 % langjährig bestätigt, während laut ZAB eher Werte um und über 50 % Feuchte als Regelfall eingeschätzt werden.

Tabelle 5: Stoff- und Mengendaten der Rotteversuche auf der MBA Schwanebeck abgetrennten Inertstoffe

Basisdaten	ZAB		abh - V 1		abh - V 2		abh - V 3		Summen/Mittel V1-V3	
	Input	Output	Input	Output	Input	Output	Input	Output	Input	Output
Befüllung/Entleerung	10.11.08	24.11.08	6.1.09	20.1.09	14.1.09	27.1.09	23.1.09	10.2.09		
Mittlere Füllhöhe (cm)			300	270	325	265	315	275	940	810
Füllvolumen (m³)			216	194	221	180	214	187	651	562
Einbaudichte (kg/l)			0,68	0,62	0,67	0,71	0,69	0,67	0,68	0,67
Schüttdichte (kg/l)	0,50	0,32	0,40	0,56	0,54	0,54	0,53	0,42		
<b>Feuchte (% v. OS)</b>	<b>46,7%</b>	<b>14,8%</b>	40,7%	<b>17,7%</b>	33,9%	<b>20,8%</b>	37,9%	<b>23,5%</b>	37,5%	<b>20,7%</b>
Trockensub. (% v. OS)	53,3%	85,2%	59,3%	82,3%	66,1%	79,2%	62,1%	76,5%	62,5%	79,3%
OTS *) (% v. TS)	43,5%	38,4%	49,2%	45,5%	54,7%	54,9%	52,0%	46,5%	52,1%	49,0%
Inertmasse (% v. TS)	56,5%	61,6%	50,8%	54,5%	45,3%	45,1%	48,1%	53,5%	47,9%	51,0%
Feuchtmasse (Mg)	262,8	154,3	147,5	120,5	148,1	127,9	146,9	125,7	442,5	374,1
Wasseranteil (Mg)	122,7	22,8	60,0	21,3	50,2	26,6	55,7	29,5	165,9	77,5
Trockensubstanz (Mg)	140,1	131,4	87,5	99,2	97,9	101,3	91,3	96,1	276,6	296,7
Rottedauer Tage	9		14		13		18			
<b>Abbaugrade als Mittelwerte der Berechnung nach Gewichten und Analysendaten</b>									<b>horizontal</b>	<b>vertikal</b>
Gesamtmasse		42%		26%		15%		21%	<b>20,4%</b>	<b>20,6%</b>
Trockensubstanz		7%		-3%		-2%		2%	-1,0%	-0,7%
OTS		18%		4%		-2%		13%	4,9%	5,2%
Wasser		82%		68%		48%		51%	<b>55,4%</b>	<b>56,2%</b>

\*) Analytierte OTS Input V3 lag mit 38 % d.TS unplausibel niedrig, ersetzt durch Mittelwert Input V1 und V2

Für die lt. Tabelle 5 recht hoch erscheinende Restfeuchte in Versuch V 3 ist zunächst anzumerken, dass der Tunnel beim Austrag in den Randbereichen hohe (Kondensations)Feuchten aufwies, im Mittelbereich jedoch auf Restfeuchten von rd. 10 % getrocknet war, so dass erstmals beim Austrag eine erhebliche Staubentwicklung auftrat. Zum Umgang mit diesen Trocknungsunregelmäßigkeiten innerhalb eines Tunnels zeichnet sich ein (später) nutzbarer Vorteil aus dem Radladerbetrieb ab: Der Trocknungsgrad ist visuell erkennbar, so dass ausreichend getrocknete Teilbereiche zur weiteren Aufbereitung verbracht, zu feuchte wieder in die erneute Tunnelrotte eingetragen werden können.

Bei den drei abh-Versuchen lag die Input-Feuchte bei nur 38 % und damit deutlich niedriger als beim ZAB-Input (47 %). Da die Restfeuchte des abh-Austrags im Mittel bei 20,7 % lag und damit rd. 6 %-Punkte höher als beim ZAB-Versuch, resultiert ein deutlich niedrigerer



Gesamt-Massenverlust der Rotte von nur 21 %. Entsprechend unterscheiden sich auch die berechneten OTS-Verluste als Lieferanten der Verdampfungsenergie – diese liegen beim ZAB mit 18 % höher als beim abh-Mittel von ca. 5 %.

Der OTS-Gehalt des Unterkorns als Energieträger lag bei den abh-Inputproben, sowohl auf die Trockensubstanz (52 % zu 44 %) wie auch auf die Original-Substanz (umgerechnet 32 % zu 23 % der OS) bezogen, höher.

Die gefundenen Konsistenzdaten des Unterkorns decken sich gut mit den in Tabelle 6 zusammengetragenen Erfahrungswerten aus anderen Projekten.

Tabelle 6: TS- und OTS-Daten für verschiedene Unterkornklassen nach zurückliegenden Projektergebnissen

Material	Korn	TS	GV	oTS bio	Quelle
Hausmüll	< 40 mm	62	50	45	Berlin 2002 BSR, IGW
Gewerbe	< 40 mm	69	54	28	Berlin 2002 BSR, IGW
Mischung HM/GM	< 40 mm	63	50	43	Berlin 2002 BSR, IGW
HM/GM < 40	< 40 mm	55	44		RABA Bassum, Demo ,S 172
HM/GM < 40	< 40 mm	55-60	43-50	--	RABA Bassum, Demo ,S 195
Hausmüll unzerkl.	< 40 mm	72	38		TBU Erbschwang 2003
Hausmüll zerkl.	< 40 mm	68	47		TBU Erbschwang 2003
<b>Median &lt; 40 mm</b>		<b>65,5</b>	<b>48,5</b>		
Hausmüll	< 60 mm	57	55		ITU- BioStab-Versuch 93 Berlin
Restmüll Biosammlg	< 60 mm	45	45		ITU- BioStab-Versuch 93 Berlin
Restmüll Biosammlg	< 60 mm	74	34		ITU- BioStab-Versuch 93 Berlin
Restmüll Biosammlg	< 60 mm	64	46		ITU- BioStab-Versuch 93 Berlin
Restmüll Biosammlg	< 60 mm	64	41		ITU- BioStab-Versuch 93 Berlin
Restmüll Biosammlg	< 60 mm	61	40		ITU- BioStab-Versuch 93 Berlin
<b>Median &lt; 60 mm, Berlin '93</b>		<b>62,5</b>	<b>43,0</b>		
Mischmüll HVL	< 80 mm	55	59	41	HMU/IGW Vorplanung
Hausmüll Berlin	< 80 mm	58	61	49	Versuch IGW/ICU Berlinmüll
Hausmüll unzerkl.	< 80 mm	74	42		TBU Erbschwang 2003
Hausmüll zerkl.	< 80 mm	71	52		TBU Erbschwang 2003
HM/GM	< 100 mm	57,4	40		Lüneburg, Demo S. 172
HM/GM	< 100 mm	60	50		Lüneburg, Demo S. 203
<b>Median &lt; 80/100 mm</b>		<b>59,0</b>	<b>51,0</b>		
Demo = Abschlussbericht drei MBV - Versuchsanlagen, IBA 2000					

Versuche zur Inertstoff-Abtrennung – wie diese in der praktischen Umsetzung zur Sicherung der Brennstoffqualität unverzichtbar ist – konnten mit dem stabilisierten Material der abh nicht durchgeführt werden. Es lässt sich jedoch hochrechnen, wie viel Brennstoff entsteht, wenn man dem Brennstoff einen Soll-OTS-Wert zuweist und gleichzeitig Feuchte und OTS-Gehalt der Inertfraktion vorgibt. Das Ergebnis von Mengenverteilung und Qualitäten weist Tabelle 7 aus. Nach dieser Berechnung würde sich das Stabilat im Verhältnis 3 : 1 auf Brennstoff und Inertstoffe verteilen, der Brennstoff hätte 24 % Feuchte und einen Heizwert von 9,3 MJ/kg – was den ZAB-Werten von 10 bzw. 9,1 MJ/kg nahe kommt, das Ausbringungsverhältnis Brennstoff zu Inertstoffen lag dort bei 3,4 : 1.



mengen geführt wie für den abh-Versuch berechnet. Maßgeblich durch die unterschiedliche Feuchte der jeweilig verarbeiteten Unterkorn-Mengen ergeben sich zwischen 44 % und 56 % an ausgebrachtem Brennstoff.

### 3.3 Zusammenfassende Bewertung der Versuche November 2008 – Januar 2009

#### Versuche beim ZAB

- Das Hausmüll-Unterkorn ließ sich beim ZAB technisch problemlos trocknen. Der Wassergehalt sank innerhalb von rd. 9 Tagen Rottezeit von 47 auf 15 %.
- Das getrocknete Material – knapp 60 % des Inputs – ließ sich technisch problemlos trennen, bezogen auf den Input wurden 44 % an Brennstoff und 13 % an Inertstoffen ausgebracht.
- Die Inertfraktion erfüllt auch die (hauptsächlich kritisch interessierenden) biologischen Parameter der [DepV] für Deponieklasse 2 ohne Weiteres.
- Der Brennstoff hat einen relativ geringen Glühverlust von nur knapp 60 %, verursacht durch einen hohen Anteil an Feinkorn < 10 mm, der in den Brennstoff überwiegend als Staub eingebracht wurde. Diese Kornklasse hat einen vergleichsweise hohen Inertanteil.
- Lt. Einschätzung des ZAB lassen sich aus der weiteren Auswertung der Stoffdaten noch Potenziale zur verbesserten Trennung erschließen.
- Der erzeugte Brennstoff konnte von Vattenfall im Kraftwerk Jänschwalde ohne verfahrenstechnische Schwierigkeiten verarbeitet werden, der regenerative Kohlenstoffanteil liegt bei rd. 75 % (vom Gesamtkohlenstoff).

#### Versuche bei der abh

- Eine Restfeuchte von 20 % im Hausmüll-Unterkorn ist innerhalb von 14 Tagen Rottezeit ohne wesentliche Änderung der Betriebsführung erreichbar.
- Ein länger gefahrener Einzelversuch lieferte im Hauptteil des Tunnelvolumens Restfeuchten um 10 %.

Es konnte also ein erster großtechnischer Nachweis geführt werden, dass ein Hausmüll-Unterkorn biologisch getrocknet und in deponiefähiges Inertgut sowie einen technisch verwertbaren Brennstoff überführt werden kann. Die ersten Versuche auf einer „Standard“-MBA lassen die Option plausibel erscheinen, dass ohne größere Modifikation der installierten Belüftungstechnik das dort verarbeitete Unterkorn auf etwa dieselben niedrigen Restfeuchten wie bei einer spezialisiert darauf ausgerichteten MBS-Anlage gebracht werden kann.

Im Vergleich der Energiepotenziale ist festzuhalten, dass das Unterkorn mit rd. 250 kg OTS je Tonne Rohmasse etwa gleichauf mit dem OTS-Gehalt von Bioabfall liegt (230 kg nach dessen Konsistenz mit 35 % TS und 65 % OTS). Die Vergärung von Bioabfall wird berechtigt als klimaökologisch sinnvolle Alternative zur bisherigen reinen Kompostierung angese-

hen. Gesetzt den Fall, die im Einzugsbereich der MBA gesammelte Bioabfallmenge entspricht in etwa der Menge an Unterkorn der MBA, kann durch die geschilderte Behandlung des Unterkorns der regenerative Energiegewinn aus der Bioabfallvergärung nochmals auf der „Restmüllstrecke“ erzielt werden.

## 4 Versuche zur Stabilisierung von Gesamt-Abfall

Die oben geschilderte Trocknung allein des Unterkorns führte wie gezeigt zu praktikablen Ergebnissen. Seitens des MBA-Betreibers ist jedoch auch von Interesse, die Entsorgungskosten der Siebreste zu senken. Diese werden generell nach Gewicht abgerechnet, so dass der Feuchtegehalt der Siebreste mitbezahlt wird. Abhängig von der Vertragskonstellation mit dem Siebrest-Entsorger nach zu liefernder Mindestmenge und angesetzttem Heizwert kann es zweckmäßig sein, den Rohmüll *insgesamt* biologisch zu trocknen und dann erst grob abzusieben. Dieser Versuch wurde auf der Anlage der abh zweimal durchgeführt.

Der erste der beiden Versuche (Mai 2009) diente der anlageninternen Massenbilanzierung, bei dem nach der Trocknung das Material zunächst auf 80 mm abgesiebt wurde. Das Siebgut entsprach damit etwa dem isoliert getrockneten Unterkorn der Vorversuche. Dieses Siebgut wurde dann weiter auf 25 und 10 mm abgesiebt, die gewonnenen Fraktionen wurden analysiert. Zusätzlich wurden das 25/80 mm-Material von Hand auf inerte Hartstoffe sortiert.

Im zweiten Versuch (Juni/Juli 2009) wurde analog zum ersten Verfahren vorgegangen, nur wurde hier auf die 10 mm Siebung verzichtet. Aus dem Unterkorn < 80 mm wurden in BigBags zwei Kornfraktionen bereitgestellt: 0-25 und 25/80 mm. Dieses Material wurde zu den weiteren Trennversuchen im Technikum der Fa. Trennso-Technik herangezogen (siehe Kapitel 5).

Beide Versuche wurden bei jeweils rd. 100 Mg Tunnelfüllung über drei Wochen Trocknungsdauer gefahren, wobei nach der ersten Woche das Material umgesetzt wurde. Im zweiten Versuch wurden nach den Erfahrungen des ersten Versuches die Temperatur-/Luftparameter genauer und konstanter eingestellt, so dass ein besseres Trocknungsergebnis erzielt werden konnte.

### 4.1 Ergebnisse

Die Massenbilanzen der beiden Versuche sind in Abbildung 11 vergleichend gegenübergestellt. Im 2. Versuch sind im Vorgriff auf die Beschreibung der Trennversuche des trockenen Unterkorns (Kapitel 5) die Verteilungsergebnisse der nachfolgenden, externen Aufarbeitung mit aufgenommen (blaue Felder).

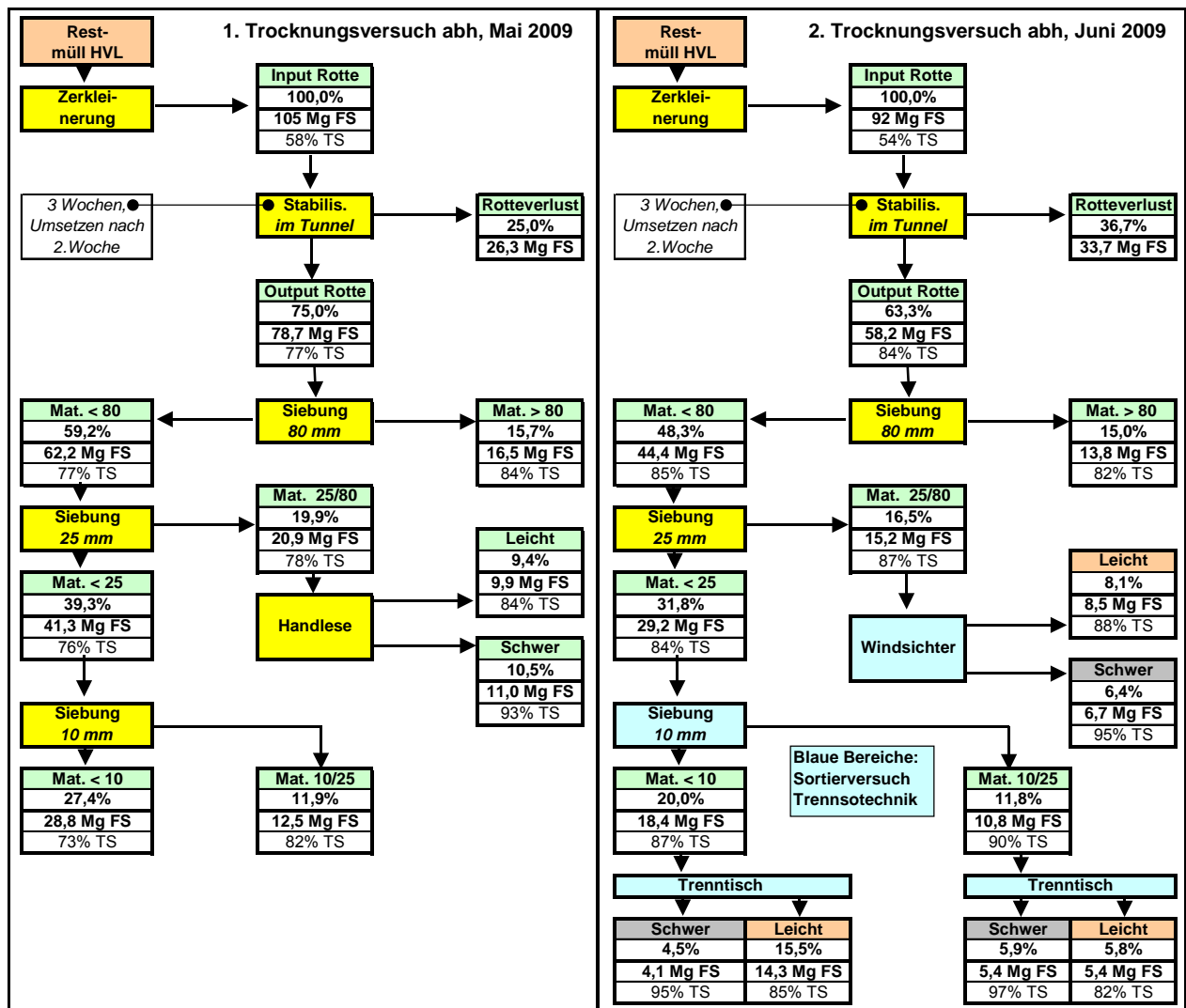


Abbildung 11: Massenbilanz der Trocknungs- und Trennversuche mit Gesamtmüll

Trotz etwas höherer Ausgangsfeuchte im 2. Versuch konnte dort ein höherer Trocknungsverlust herausgearbeitet werden – die Gesamtmasse sank um 37 %, bei 16 % Restfeuchte des Austragsmaterials. Wie der Vergleich der Siebungsergebnisse bei 80 mm zeigt, sind Anteil und TS-Gehalt des > 80 mm-Materials in beiden Versuchen fast identisch. Die höhere Trocknungsleistung macht sich fast ausschließlich im < 80 mm-Material bemerkbar. Dieses bildet im 1.Versuch 59 % der Ausgangsmasse bei 77 % TS, im 2.Versuch nur mehr knapp die Hälfte bei einem auf 85 % gestiegenen TS-Anteil.

In beiden Versuchen wurde das Material < 80 mm auf einem mobilen Trommelsieb weiter auf 25 mm abgesiebt und lieferte dabei jeweils eine Aufteilung in Siebrest : Siebdurchgang von 1 : 2.

Eine weitere Siebung im 1. Versuch auf 10 mm auf der Anlage lieferte in dieser Siebstufe einen Siebgutanteil von gut 70 %. Die Handauslese „greifbarer“ schwerer Inert-Stoffe aus dem Material 25/80 ergab rd. 50 Gew.-% grobstückiger Inertanteile.

Im 2. Versuch wurden die beiden Fraktionen 0-25 und 25-80 mm zur weiteren Auftrennung zum Technikum der Fa. Trennso-Technik verfrachtet, wo zwei Trennversuche unterschiedlichen Umfangs stattfanden. Die Ergebnisse des einfacheren Trennansatzes sind in Abbildung 11 eingebracht (genauere Darstellung in Kapitel 5). Erkennbar ist beim eingesetzten Windsichter eine Austrennung von 55 % als Leichtfraktion – was in etwa der Handlese im Versuch 1 entspricht. Wiederum hälftig lieferte die Trenntisch-Trennung des Materials 10/25 mm Leicht- und Schwerstoffe. Aus dem Material < 10 mm konnten 75 % als Leichtfraktion gewonnen werden.

Insgesamt konnten vom gesamten Abfallinput vor Trocknung mit den drei Leichtfraktionen des Materials < 80 mm 29 % als zusätzliche Brennstofffraktion zurückgewonnen werden – das entspricht 61 % des < 80 mm-Materials.

Die Summe der Schwergutfractionen als abzulagernder Anteil lag bei 17 % vom gesamten Abfall – Input bzw. 34 % des getrockneten Unterkorns < 80 mm.

Die Anteile der einzelnen Siebfraktionen an Feuchtmasse, Wasser, Trockensubstanz und OTS zeigt Tabelle 8 unter Bezug auf den Gesamt-Abfall, den Austrag nach biologischer Trocknung und das getrocknete Unterkorn < 80 mm.

Tabelle 8: Anteile der Kornfraktionen und ihrer Komponenten bezogen auf verschiedene Ausgangsmassen

Mittelwerte aus beiden Versuchen	Anteile bezogen auf Gesamt-Input zur Biologie					
	> 80	< 80	25-80	< 25	10-25	< 10
Feuchtmasse	15,4%	53,8%	18,2%	35,6%	11,8%	23,7%
Wasser	6,6%	24,3%	7,7%	16,7%	4,2%	12,5%
Trockensubstanz	22,4%	77,3%	26,7%	50,7%	18,0%	32,7%
OTS	37,0%	75,0%	26,8%	48,1%	13,7%	34,4%
	Anteile bez. auf Austrag der biologischen Trocknung					
	> 80	< 80	25-80	< 25	10-25	< 10
Feuchtmasse	22,3%	77,7%	26,3%	51,3%	17,2%	34,1%
Wasser	22,7%	77,3%	24,1%	53,2%	13,9%	39,3%
Trockensubstanz	22,4%	77,6%	26,7%	50,8%	18,0%	32,8%
OTS	33,0%	67,0%	24,0%	43,0%	12,3%	30,7%
	Anteile bezogen auf Unterkorn < 80 mm					
	> 80	< 80	25-80	< 25	10-25	< 10
Feuchtmasse		100,0%	33,9%	66,1%	22,2%	43,9%
Wasser		100,0%	31,1%	68,9%	18,1%	50,8%
Trockensubstanz		100,0%	34,5%	65,5%	23,2%	42,3%
OTS		100,0%	35,8%	64,2%	18,3%	<b>45,9%</b>

Besonders interessant ist dabei die Verteilung der OTS (als regenerativer Energieträger) innerhalb der < 80 mm Unterkorn-Fraktion: Rd. ein Drittel davon befindet sich im Grobanteil 25/80 mm. Vom Material < 25 mm befindet sich der absolut dominierende Anteil in der Feinfraktion < 10 mm, die insgesamt mit 46 % fast die Hälfte der gesamten im Unterkorn befindlichen OTS birgt. Das ist insofern von Bedeutung, als einige MBS-Anlage mit einfacherer Bauart nach der biologischen Gesamtabfall-Trocknung eine Feinfraktion z.B.

< 15 mm ausschleusen und diese bis zur Deponiefähigkeit nachverrotten. Bezogen auf den OTS-Gehalt des Unterkorns (hier < 80 mm) führt dies zwar zu einer Rückgewinnung von rd. 50 %, die andere Hälfte bleibt jedoch weiterhin ungenutzt.

## 4.2 Luftdurchsatz

Beim Versuch V 2 konnte der Luftdurchsatz des Trocknungsversuches von Gesamtabfall durch quasikontinuierliche Messung recht genau festgehalten werden.

Die Ergebnisse zeigt Tabelle 9.

Festzustellen war ein Frischluft-Summenwert von rd. 8.600 m<sup>3</sup>/Mg Inputmasse. Im kürzeren Versuch 1 lag der entsprechende Wert bei rd. 6.000 m<sup>3</sup>/Mg.

Tabelle 9: Luftdurchsatz in Versuch V 2

Tunnel Nr.	Zeit Stunden	Temp. in°C	Anzeige m <sup>3</sup> /h	Luftdurchsatz m <sup>3</sup>		Frischlucht m <sup>3</sup> /Mg,h	F-Luft-Anteil	
				gesamt	Frischlucht			
2	17,0	24,0	3440	58.480	23.392	15,1	3%	
2	29,0	54,5	3590	104.110	41.644	15,7	5%	
2	2,0	39,5	3440	6.880	2.752	15,1	0%	
2	22,0	40,9	3440	75.680	60.544	30,2	8%	
2	21,0	50,3	3440	72.240	57.792	30,2	7%	
9	5,0	46,0	3440	17.200	8.600	18,8	1%	
9	20,0	50,3	3440	68.800	34.400	18,8	4%	
9	28,0	45,3	3440	96.320	48.160	18,8	6%	
9	24,0	46,0	3440	82.560	41.280	18,8	5%	
9	22,0	42,0	3440	75.680	37.840	18,8	5%	
9	19,0	38,0	3440	65.360	32.680	18,8	4%	
9	24,5	38,0	4620	113.190	56.595	25,3	7%	
16	30,5	39,4	4700	143.350	57.340	20,6	7%	
16	19,0	50,8	4660	88.540	23.755	13,7	3%	
16	25,0	49,5	4660	116.500	50.969	22,3	6%	
16	28,0	45,3	4660	130.480	78.288	30,6	10%	
16	22,0	46,0	4660	102.520	61.512	30,6	8%	
16	24,0	47,5	4660	111.840	67.104	30,6	9%	
Luftdurchsatz Summe				m <sup>3</sup>	1.860.330	784.646	<b>23,6</b>	<b>100%</b>
Laufzeit Versuch			Stunden	365	365	davon <b>41%</b>		
Inputmenge			Mg	91,3	91,3	> 30 m <sup>3</sup> /Mg,h		
spezifischer Luftdurchsatz				m <sup>3</sup> /Mg	20.385	<b>8.598</b>		

Da beide Versuche im Handbetrieb gefahren wurden und die Zielstellung auf maximierter Trocknung lag, wurde über erhebliche Zeiträume Luftmengen offenbar oberhalb des eigentlich notwendigen biologisch/thermodynamischen Bedarfs eingegeben. Das zeigt sich speziell in Versuch V 2, bei dem in 41 % des Gesamtzeitraumes Luftmengen über 30 m<sup>3</sup>/Mg,h eingebracht wurden – das ist mit Blick auf die in den anderen Zeiträumen ebenfalls stabilen Temperaturen ein hoher Anteil.

Letztlich soll mit der durchgesetzten Luft das verdampfte Wasser - der weit dominierende Anteil des Rotteverlustes - ausgetragen werden. Dieser Rotteverlust lässt sich spezifisch je

Tonne Input berechnen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 10 mit den jeweiligen spezifischen Luftmengen zusammengetragen unter Aufnahme der Ergebnisse für die biologische Trocknung in der MBA Neumünster und den Angaben von [IBA 2010] für die unbeeinflusste MBA-Rotte.

Tabelle 10: Spezifische Luftmengen nach verschiedenen Untersuchungen

	Einheit	Versuch abh		Unterkorn	IBA 2010
		1	2	NMS	
Inputmenge	Mg	105	91,9	14,95	1
Rotteverlust	Mg	26,3	33,7	3,65	0,22
Rotteverlust	kg/Mg	250	367	244	215
Frischluft gesamt	m <sup>3</sup>	632.160	784.646	--	--
Luft je Mg Input	m <sup>3</sup> /Mg	6.021	8.538	6.955	3.050
Luft je Mg Verlust	m <sup>3</sup> /Mg	24.037	23.283	28.472	14.186
Benötigte Luftmenge *)	m <sup>3</sup> /Mg	3.055	4.472	2.979	2.622
Abweichung von IST		49%	48%	57%	14%
*) berechneter Vol.Strom in Nm <sup>3</sup> /Mg zum Transport der Rotteverlustmenge als verdampftes Wasser bei gesättigter, 45 °C warmer Abluft					

Nicht alle Beträge sind untereinander vergleichbar, da es sich bei den abh-Versuchen mit Gesamtabfall wie auch bei den IBA-Werte um Angaben mit Bezug auf den MBA-Gesamtinput handelt, bei den Angaben zu Neumünster jedoch nur um das Unterkorn. Geht es wie hier jedoch um die Frage, wie viel Luft je Tonne Rotteverlust benötigt wird, können die Beträge durchaus einander gegenübergestellt werden.

IBA wies für die alleinige Rotte einen Massenverlust von 430 kg/Mg Rotteinput aus – da der Rotteinput rd. 50 % des Gesamtabfalls beträgt, ist dieser Wert auf 215 kg/Mg MBA-Input zu halbieren. IBA wies eine spezifische Luftmenge von 3.050 m<sup>3</sup>/Mg MBA-Input aus – das ist maximal die Hälfte der spezifische Luftmenge der drei anderen Projekte. Bezieht man die Luftmenge auf den Rotteverlust, relativiert sich das Bild etwas: Den rd. 14.000 m<sup>3</sup>/Mg Verlust stehen rd. 24.000 m<sup>3</sup>/Mg Verlust bei den abh-Versuchen gegenüber.

Ergänzend wurde berechnet, wie viel Normkubikmeter Luft erforderlich sind, um bei gesättigter 45 °C warmer Ablufttemperatur die jeweilige Menge an Rotteverlust je Tonne Input (hier also zwischen 215 und 367 kg) auszutragen. Angesetzt wurde dabei, dass der Rotteverlust vollständig aus Wasserdampf besteht – was hinsichtlich des OTS-Abbaus auch zu CO<sub>2</sub> nicht ganz korrekt ist, allerdings wird dies durch die Wassermenge aus dem oxidierten Wasserstoffanteils der OTS wieder fast ausgeglichen (1.000 g umgesetzte OTS produzieren 600 – 650 g Wasserdampf).

Diese überschlägige Rechnung zeigt, dass die eingesetzte Luftmenge der MBA-Rotte (IBA 2010) dem berechneten Ergebnis zum Wassertransport recht nahe kommt (14 % Abweichung). Demgegenüber liegt bei den anderen drei Trocknungsversuchen die eingesetzte Luftmenge etwa beim Doppelten der berechneten. Wertet man die 14 % als Rechenunschärfe und bringt sie bei den anderen Ergebnissen in Abzug, läge die „Überbelüftung“ um



rd. ein Drittel (50 % minus 14 %) über dem Notwendigen. Drei Gründe sind hierfür anzuführen:

- a) Die Anlagen Neumünster und abh sind nicht nach Stand der Technik luftgeregelt bzw. wurden „von Hand“ gefahren.
- b) Die Rückkondensation von kühlen Tunnelwänden und -decken sind bei einer Rotte-MBA abluftseitig unschädlich, da ohnehin nachbefeuchtet werden muss. Bei einer Trocknung auf einen Austrags-Sollwert an Trockensubstanz sind diese Kondensatmengen allerdings zu verdampfen und erfordern daher mehr Luftvolumen.
- c) Die letzte Phase der Trocknung benötigt unvermeidbar einen gewissen Luftüberschuss.

Punkt a) und b) sind technisch optimierbar und bieten damit Einsparungspotenzial. Was insbesondere eine verminderte Rückkondensation bewirken kann, wird im Kapitel 6.3 und 10 detaillierter dargestellt. Eine relativ einfach aufzubringende Wärmedämmung der Tunneldecke lässt einen um 30 bis 50 % höheren Wasseraustrag über dieselbe Luftmenge durch Temperaturerhöhung der Abluft erwarten. Damit wird die oben beschriebene Überbelüftung neutralisiert.

## 5 Versuche zur trockenmechanischen Aufbereitung des Unterkorns

### 5.1 Ziel und Durchführung

Aus dem zweiten Gesamtmüll-Trocknungsversuch bei der abh mit Abschluss im Juli 2009 wurde das Trockengut zunächst auf dem werkseigenen Grobsieb auf 80 mm getrennt, das Unterkorn < 80 wiederum auf 25 mm mit einem mobilen Sieb weiterfraktioniert. Je drei BigBags wurden mit den beiden Fraktionen < 25 und 25/80 mm verfüllt und zur Technikums-Anlage der Fa. Trennso-Technik in Weißenhorn (Nähe Ulm) transportiert (siehe Abbildung 12) Die Aufbereitung dort fand am 22. und 23. Juli 2009 statt.



Abbildung 12: Nachsiebung des getrockneten Hausmüll-Unterkorns auf der MBA Schwanebeck

Das Technikum von TrennSo setzt Siebe, Trenntische und Windsichter in großtechnisch verwendeten Bauausführungen ein. Von einem per Gabelstapler beschickten Dosierbunker

wird das Probegut per Trogkettenförderer zum jeweils untersuchten Trennaggregat gefördert, die erzeugten Fraktionen werden wiederum in BigBags aufgefangen und können verwogen werden. Entstehende Staubfraktionen der Trenntische werden ebenfalls getrennt erfasst. Vor einem bilanzierten Versuche wird das jeweilige Aggregate in seinen Betriebsparametern auf das zu trennende Gut eingestellt, erst dann beginnt der eigentliche Versuch.

Zwei Eindrücke der Technikumsanlage sind in Abbildung 13 und Abbildung 14 dargestellt.



Abbildung 13: Technikumshalle TrennSo



Abbildung 14: Trenntisch mit Staubabscheidung und Transporttechnik

Ziel der Versuche war es herauszufinden, inwieweit sich die Stoffqualitäten und -mengen verändern, wenn weitere Kornfraktionierungen eingesetzt werden. Grundsätzlich steigt die Trenneffizienz, je enger das auf ein Trennaggregat aufgebrauchte Kornspektrum ist. Natürlich steigt damit auch der technische Aufwand.

Somit wurden im ersten Versuch (V1) die Fraktion < 25 nur noch per Siebschnitt 10 mm aufgetrennt und die beiden Korngrößen 0/10 und 10/25 über Trenntische bearbeitet. Die Fraktion 25/80 wurde direkt im Windsichter separiert.

Im zweiten Versuch (V2) wurde jede der drei Kornfraktionen gemäß Versuch 1 nochmals in zwei Kornklassen gesiebt – es entstanden damit vier Kornfraktionen < 25 mm für die Trenntische und zwei Kornfraktionen für die Windsichter-Trennung. Die Anstellung der beiden Versuche ist in Abbildung 15 dargestellt. Es sei der Vollständigkeit halber erwähnt, dass je Versuch „rohes“ Material eingesetzt wurde, also nicht bereits getrenntes Material eines abgeschlossenen Versuches wieder zum nächsten Versuch rückvermischt wurde.

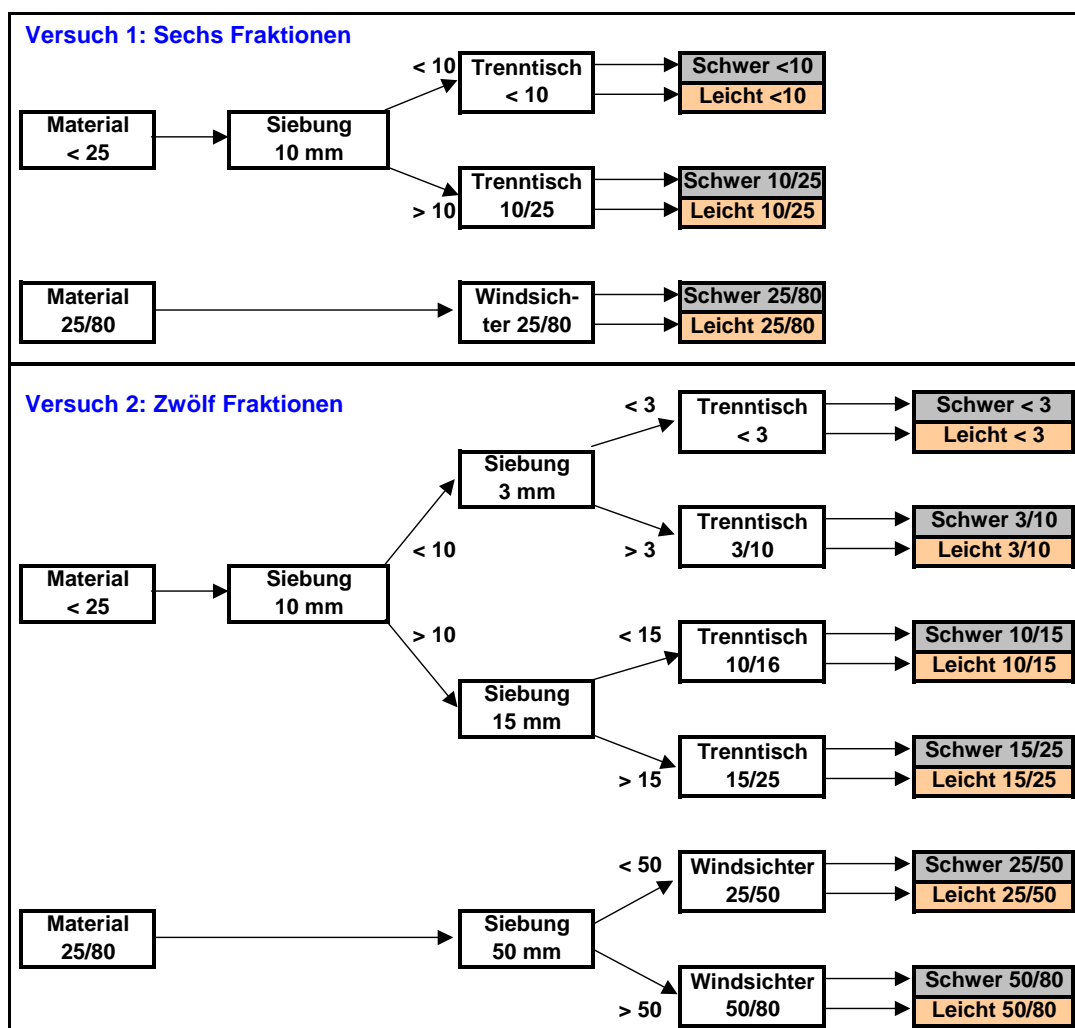


Abbildung 15: Aufbau der beiden Versuche zur Auftrennung des Trockenmaterials < 80 mm

Nicht aufgenommen sind in Abbildung 15 die Staubfraktionen der Trenntische, die getrennt erfasst und in der späteren Mengen-Aggregation der Leichtfraktion zugerechnet wurden.

Für alle Fraktionen beider Versuche wurden Menge, Dichte, TS und Glühverlust bestimmt. Die Schwergutfractionen aus Versuch 1 wurden zusätzlich auf die deponierelevanten Parameter  $AT_4$  und DOC untersucht, um daraus Korrelationen zum Glühverlust abzuleiten,

die wiederum auf die OTS-Ergebnisse aus Versuch 2 eingesetzt werden können. Die Leichtfraktionen wurden demgegenüber ergänzend auf verbrennungsrelevante Parameter wie Brennwert, Chlor sowie Schwermetalle untersucht.

## 5.2 Ergebnisse

### 5.2.1 Bilanz nach Feuchtmasse und organischer Trockensubstanz

Die Auswertung betrifft zunächst die Verteilung der Feuchtmasse und der OTS auf die Fraktionen und nachfolgend die Qualitäten der gewonnenen Fraktionen. Die Einzeldaten zu Versuch 1 und 2 sind den Anhang-Tabellen 1 und 2 zu entnehmen.

Die Feuchtmasse- und OTS-Bilanzen der beiden Versuche sind grafisch Abbildung 16 bis Abbildung 18 zu entnehmen.

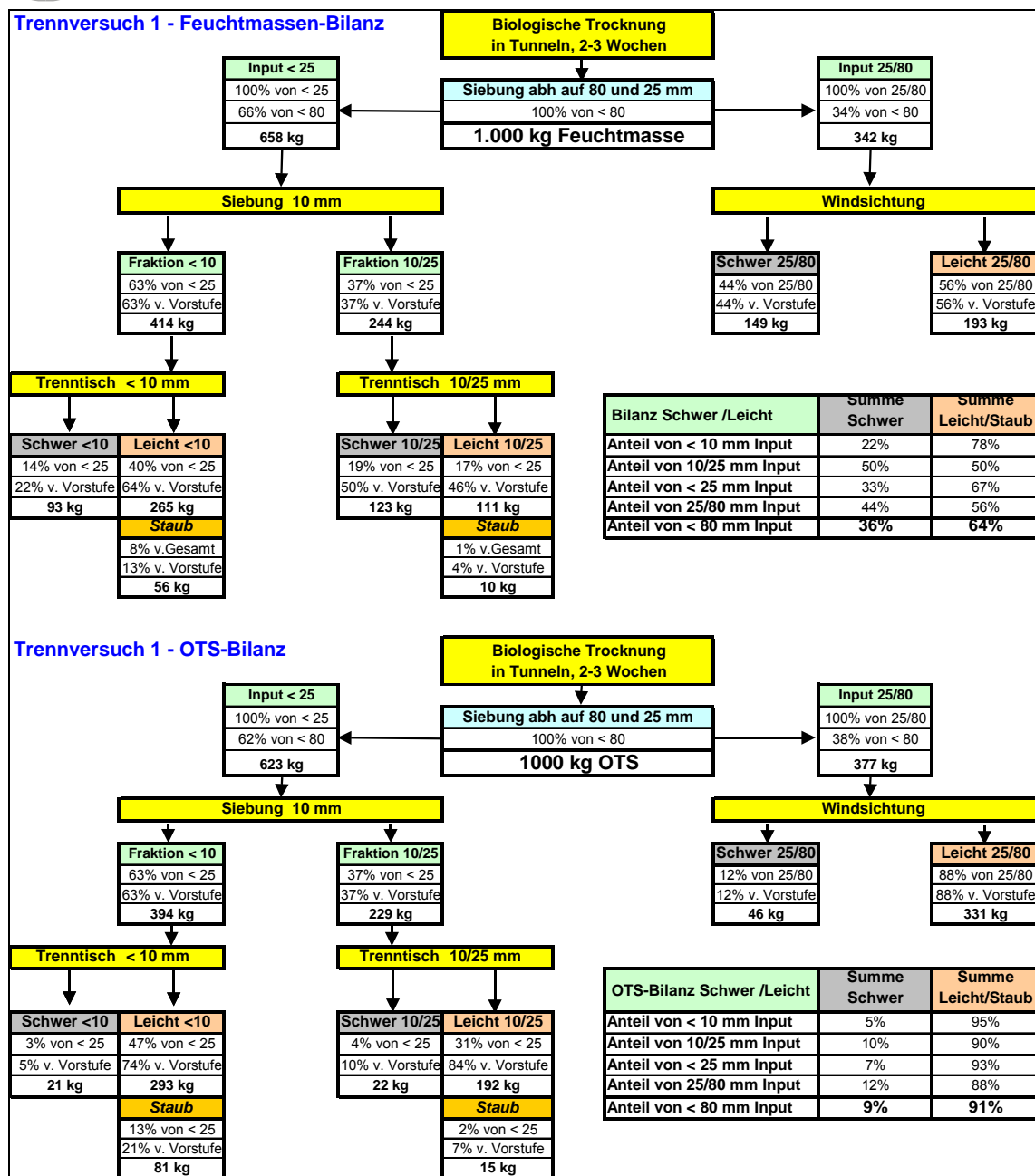


Abbildung 16: Feuchtmasse- und OTS-Verteilung bei Versuch V 1

Am Beispiel der Feuchtmasse-Verteilung sei die Struktur der Abbildungen erläutert:

- Der **obere %-Wert** weist den Anteilsbetrag von der **Hauptfraktion** (< 25 mm oder 25/80 mm) aus.
- Der **untere %-Wert** stellt den Anteil vom **Input der jeweiligen Verfahrenstufe** bzw. vom Austrag der vorausgegangenen Siebstufe dar.
- Die **kg-Werte der Fraktionen** beziehen sich auf 1.000 kg Feuchtmasse-Input des gesamten < 80 mm-Materials.

Die rechts unten eingebrachten Bilanztabellen fassen die Anteilswerte von Schwergut sowie von Leichtgut/Staub zusammen.

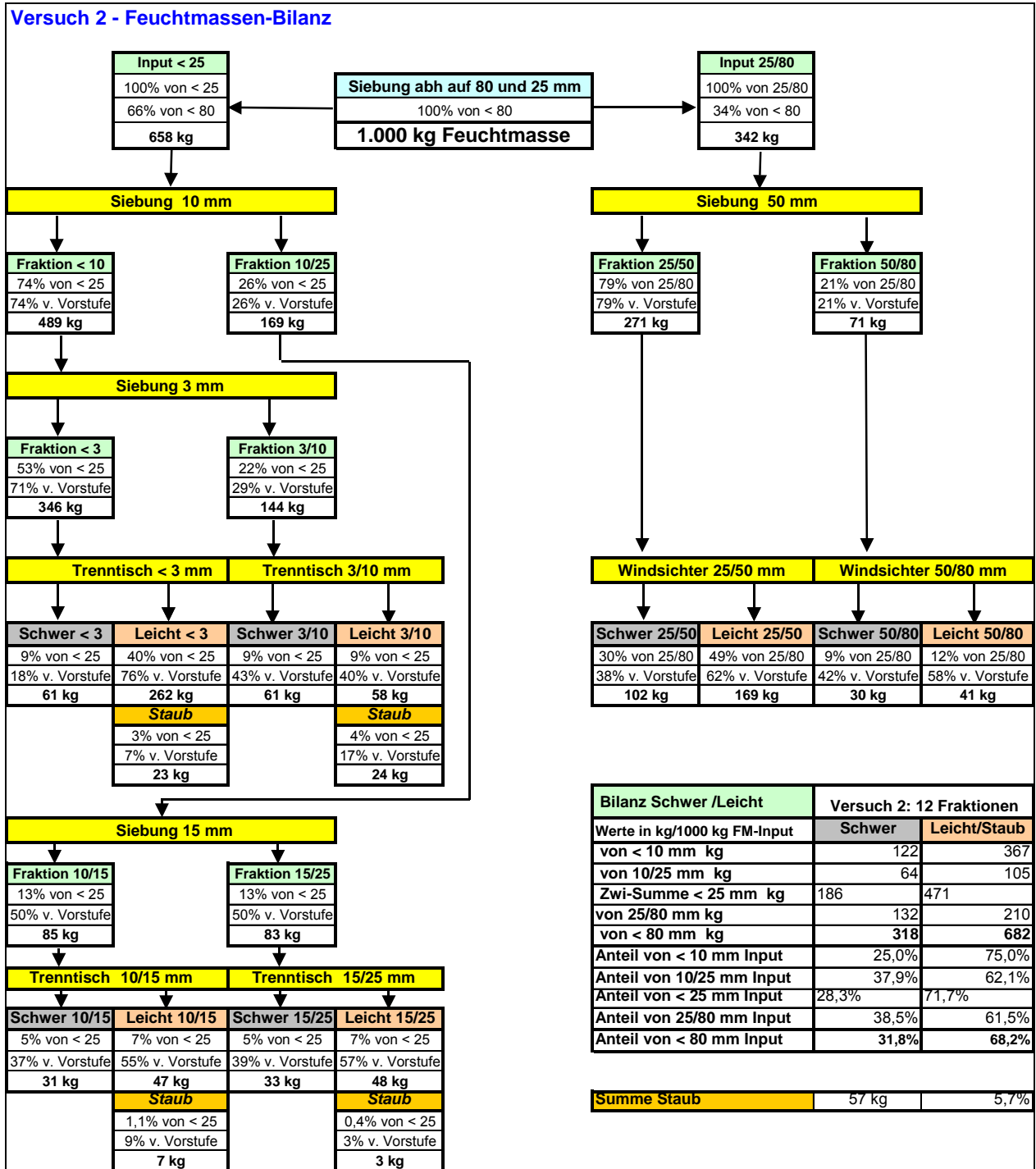


Abbildung 17: Feuchtmasse-Verteilung bei Versuch V 2

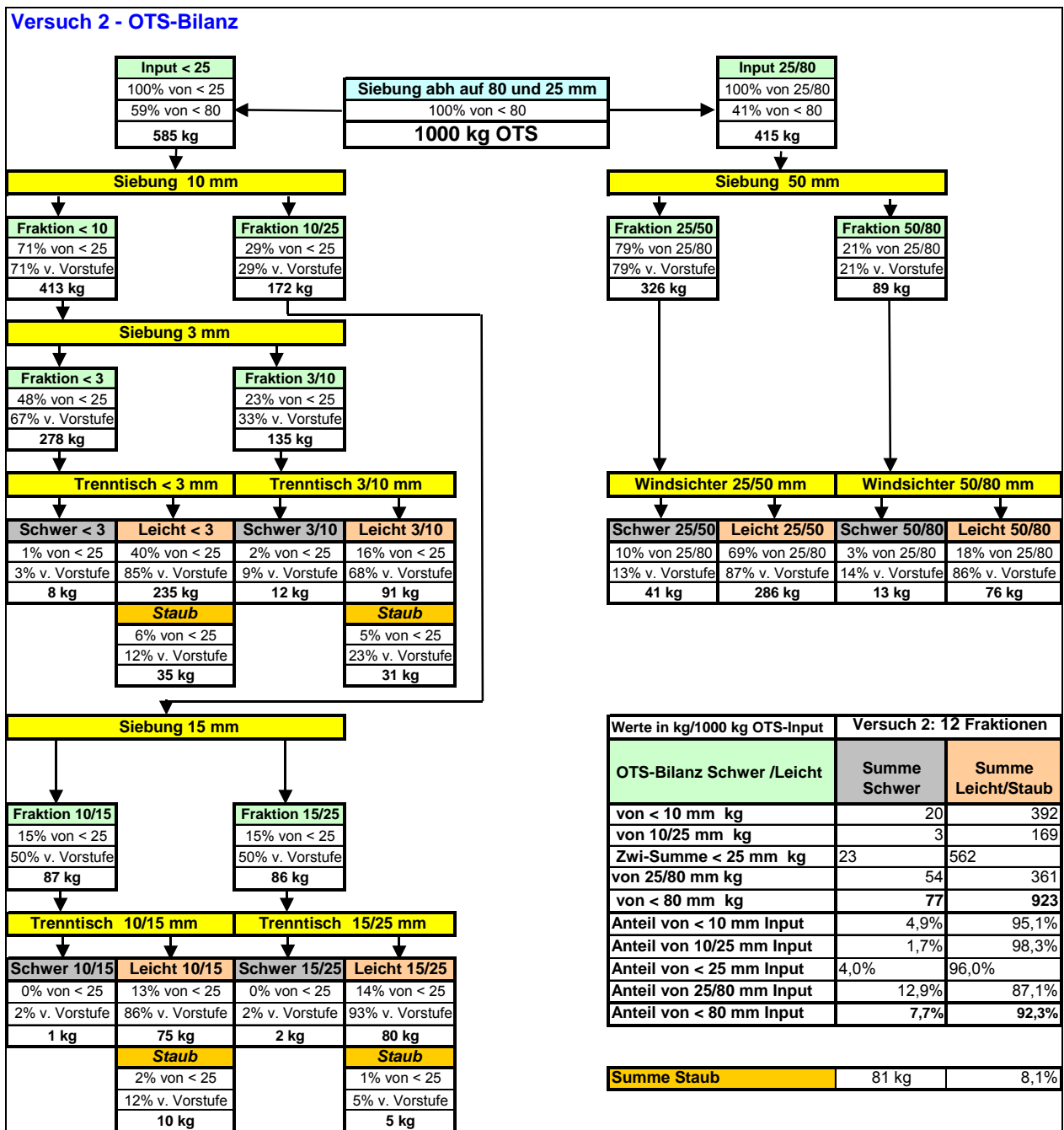


Abbildung 18: OTS-Verteilung bei Versuch V 2

Ansichten der Schwer- und Leichtfraktionen von zwei Kornfraktionen sind in den folgenden Abbildungen dargestellt.





Abbildung 19: Aufbereitete Feinfraktion < 3 mm – links leicht – rechts schwer



Abbildung 20: Aufbereitete Grobfraktion 15 / 25 mm – links leicht – rechts schwer

Den Vergleich beider Versuche nach Feuchtmasse- und OTS-Verteilung fassen Tabelle 11 und Tabelle 12 zusammen. Bei der Feuchtmasseverteilung ist summarisch zu verzeichnen, dass im technisch aufwändigeren Versuch 2 rd. 5 %-Punkte mehr an Brennstoff und weniger an Schwergut anfallen. Insbesondere greift dieser Effekt in der Kornklasse 10/25 mit

12 %-Punkten Differenz, der die Minderausbeute an Brennstoff in der Fraktion < 10 mm überkompensiert. Beim grobstückigen Material 25/80 folgt die Differenz mit 5 % dem Mittelwert.

Tabelle 11: Verteilung der Feuchtmasse nach Kornklassen auf Leicht- und Schwerfraktionen

Bilanz Schwer /Leicht	Versuch 1: 6 Fraktionen		Versuch 2: 12 Fraktionen	
	Schwer	Leicht/Staub	Schwer	Leicht/Staub
<i>Werte in kg/1000 kg FM-Input</i>				
Anteil von < 10 mm Input	22,4%	77,6%	25,0%	75,0%
Anteil von 10/25 mm Input	50,4%	49,6%	37,9%	62,1%
Anteil von < 25 mm Input	32,8%	67,2%	28,3%	71,7%
Anteil von 25/80 mm Input	43,6%	56,4%	38,5%	61,5%
Anteil von < 80 mm Input	<b>36,5%</b>	<b>63,5%</b>	<b>31,8%</b>	<b>68,2%</b>
<b>Summe Staub</b>	65 kg	6,5%	57 kg	5,7%

Tabelle 12: Verteilung der OTS nach Kornklassen auf Schwer- und Leichtfraktionen

Werte in kg/1000 kg OTS-Input	Versuch 1: 6 Fraktionen		Versuch 2: 12 Fraktionen	
	Summe Schwer	Summe Leicht/Staub	Summe Schwer	Summe Leicht/Staub
OTS-Bilanz Schwer /Leicht				
Anteil von < 10 mm Input	5,2%	94,8%	4,9%	95,1%
Anteil von 10/25 mm Input	9,7%	90,3%	1,7%	98,3%
Anteil von < 25 mm Input	6,9%	93,1%	4,0%	96,0%
Anteil von 25/80 mm Input	12,3%	87,7%	12,9%	87,1%
Anteil von < 80 mm Input	<b>8,9%</b>	<b>91,1%</b>	<b>7,7%</b>	<b>92,3%</b>
<b>Summe Staub</b>	96 kg	9,6%	81 kg	8,1%

Die OTS-Verteilung ist demgegenüber relativ ausgeglichen – in beiden Versuchen werden **über 90 % der OTS in die Leichtfraktion** überführt. Während die Fraktionen < 10 mm und > 25 mm hier eine sehr ähnliche Verteilung in den beiden Versuche zeigen, liefert die Fraktion 10/25 mm im Versuch 2 eine um 8 %-Punkte verstärkte OTS-Ausbeute, was mit der höheren Verfrachtung der Feuchtmasse von 12 %-Punkten zur Leichtfraktion in dieser Kornklasse korrespondiert.

Die **Gehalte** an OTS in Schwer- und Leichtgut der einzelnen Kornklassen sind in Tabelle 13 aus den TS- und OTS-Teilmenen der Fraktionen gewichtet zusammengefasst.

Im unteren Teil der Tabelle sind die resultierenden OTS-Gehalte der Schwer- und Leichtfraktionen (letztere incl. Staub) aufgeführt.

Der Glühverlust der Schwerfraktion liegt beim komplexeren Versuch 2 im Mittel von < 25 mm bei 4,8 %, beim Versuch 1 sind es 7,3 %. Die Restentfrachtung an OTS aus den Schwerstoffen ist grundsätzlich erkauf mit einem höheren Begleitanteil mitgezogener Inertmasse in die Leichtfraktion < 25 mm: Versuch 2 mit einen OTS-Gehalt von 51 % gegenüber 54 % OTS der Leichtfraktion aus Versuch 1.

Tabelle 13: Verteilung der OTS nach Kornklassen auf Schwer- und Leichtfraktionen  
(Originalwerte)

			Versuch 1: 6 Frakt.		Versuch 2: 12 Frakt.		Versuch 1: 6 Frakt.		Versuch 2: 12 Frakt.	
OTS-Gehalte der Fraktionen nach Schwer/Leicht			Schwer TS	Schwer OTS	Schwer TS	Schwer OTS	Leicht TS	Leicht OTS	Leicht TS	Leicht OTS
von < 10 mm	kg		88	7,2	117	7,5	274	132	314	144
von 10/25 mm	kg		119	7,8	62	1,1	100	73	87	62
Zwi-Summe < 25 mm	kg		207	15,1	179	8,6	374	204	401	206
von 25/80 mm kg	kg		141	16,3	124	19,7	169	116	184	132
von < 80 mm kg	kg		348	31	303	28	543	321	585	338
OTS-Anteil von < 10 mm				8,2%		6,4%		48,0%		45,9%
OTS-Anteil von 10/25 mm				6,6%		1,7%		72,7%		71,3%
OTS-Anteil von < 25 mm				7,3%		4,8%		54,6%		51,4%
OTS-Anteil von 25/80 mm				11,5%		15,9%		68,7%		72,1%
OTS-Anteil von < 80 mm				9,0%		9,3%		59,0%		57,9%

Die höchsten OTS-Gehalte sind bei den Schwerfraktionen der Kornklasse 25/80 mm zu finden, verursacht durch kompakte Holz- und Hartkunststoff-Partikel, die in dieser Kornfraktion verstärkt auftreten. Der OTS-Gehalt der Leichtfraktion liegt mit rd. 70 % etwa auf dem Niveau der Leichtfraktion aus Kornklasse 10/25.

In der Summe sieht es zunächst so aus, als würde mit der aufwändigeren Trenntechnik mit 9,3 % gegenüber 9,0 % kein niedrigerer OTS-Gehalt der Schwerstoffe erreicht werden können, und als sei das Leichtgut zudem noch höher mit Inertmasse angereichert. Diese Schlussfolgerung ist jedoch nicht abschließend korrekt: Zwar sind die Einzelwerte jedes einzelnen Versuches in sich korrekt, **jedoch untereinander nicht direkt vergleichbar**.

Die Erklärung dafür liegt in der Systematik des Bilanzaufbaus: Die zuletzt ausgetragenen Endfraktionen wurden gewogen, auf TS und OTS analysiert und ergaben damit Gewichtsfractionen an TS und OTS. Diese wurden zu Outputwerten der vorausgegangenen Verfahrensstufe addiert und bestimmen deren (rechnerische) Konsistenz. Diese Additionssystematik setzt sich dann bis zur Konsistenz des Roh-Inputs fort, sprich der beiden „Ursprungsfraktionen“ < 25 und 25/80 und liefert deren TS- und OTS-Gehalt, der notwendigerweise zwischen den Versuchen V 1 und V 2 unterschiedlich ausfallen muss.

In einem idealen Parallelversuch wären in beiden Versuchen identisch:

- Die gefundene Summenmasse an Trockensubstanz und OTS,
- Die Siebgüte der identisch eingesetzten Siebe – hier < 25 mm (bei abh) und 10 mm (bei Trennsotec).

Vor dem verfahrenstechnischen Vergleich der Versuche müssen daher die gefundenen Ergebnisse auf idealisierte, sprich standardisierte Ausgangsbedingungen umgerechnet werden. Dazu müssen zunächst die Abweichungen festgestellt werden.

Die folgende Tabelle weist die Abweichungen in den Parametern auf, die idealerweise hätten identisch sein müssen, jedoch mehrfach erhebliche Abweichungen zeigen. Ausgewiesen sind links die gefundenen Massen der betroffenen Stoffgruppe je Versuch, rechts die

Abweichung von Versuch 2 gegenüber Versuch 1. Hervorgehoben sind rechts alle Parameter, bei denen die Abweichung > 10 % ist.

Tabelle 14: Abweichungen der TS- und OTS-Summenmassen nach Kornfraktionen

Parameter	Fraktion mm	Einheit	V1	V2	Faktor V2/V1
TS-Menge je Mg FS	< 10	kg	362	431	<b>119%</b>
TS-Menge je Mg FS	10/25	kg	219	149	<b>68%</b>
TS-Menge je Mg FS	< 25	kg	581	580	100%
TS-Menge je Mg FS	25/80	kg	311	307	99%
TS-Menge je Mg FS	< 80	kg	892	888	100%
OTS-Menge je Mg FS	< 10	kg	139	151	109%
OTS-Menge je Mg FS	10/25	kg	81	63	<b>78%</b>
OTS-Menge je Mg FS	< 25	kg	219	215	98%
OTS-Menge je Mg FS	25/80	kg	133	152	<b>115%</b>
OTS-Menge je Mg FS	< 80	kg	352	367	104%
OTS-Anteil d.TS	< 25	% d. TS	37,8%	37,0%	98%
OTS-Anteil d.TS	25/80	% d. TS	42,7%	49,5%	<b>116%</b>
OTS-Anteil d.TS	< 80	% d. TS	39,5%	41,3%	105%

**Trockensubstanz-Mengen:** In den Hauptfraktionen < 25, 25/80 und < 80 mm sind die Massenwerte an TS in beiden Versuchen praktisch identisch (99 –100 %). Ungleich ist die Verteilung innerhalb der 25 mm Fraktion: Hier wurde bei V 2 ein deutlich höherer Massenanteil < 10 mm gefunden als bei V 1.

**OTS-Mengen:** Weil der Mengenanteil der Fraktion 10/25 in Versuch 2 niedriger liegt als in Versuch 1 (68 %), fällt auch die OTS-Masse dort niedriger aus (78 %). Deutlich höher als in Versuch 1 liegt dagegen die OTS-Menge in der Fraktion 25/80 mm bei Versuch 2, deren OTS-Gehalt mit 49,5 % damit höher ausfällt als in Versuch 1 mit 42,7 %. Demgegenüber liegen die Summenmassen der OTS < 25 mm mit 215 und 219 kg dicht zusammen, abgeschwächt ebenso die Gesamt-OTS-Frachten < 80 mm.

Zunächst ist daraus festzuhalten: TS- und OTS-Summenmassen der Fraktionen < 25 mm und dem Gesamtmaterial < 80 mm stimmten in den Versuchen mit einer Abweichung von unter 5 % überein. Die Abweichungen liegen in den Unterfraktionen. Um nun eine Vergleichbarkeit der beiden Versuche im verfahrenstechnischen Sinne herzustellen, müssen die TS- und OTS-Frachten der Siebfraktionen rechnerisch standardisiert werden. Dieser Abgleich erfolgt für die Werte von Versuch 1 dahingehend, dass sie nach Multiplikation mit den o.g. Abweichungsfaktoren auf dieselben Kornfraktions-Massenwerte von Versuch 2 gebracht werden. Die Wahl zur Umrechnung in dieser Richtung orientiert sich an dem höheren „realitätsnäheren“ OTS-Gehalt von 49,5 % aus Versuch 2, die Standardisierung nach den Werten von Versuch 1 hätte „beschönigende“ Werte in der Schwergut-Qualität zur Folge gehabt.

Die ermittelte Trennleistung der auf die jeweiligen Kornklasse wirkenden Aggregate bleibt von dieser Umrechnung unberührt .

Tabelle 15 zeigt die nun vergleichbaren Ergebnisse nach standardisierender Umrechnung. Die gelb angelegten Felder zeigen den Anteil des V 2-Ergebnisses vom V 1-Ergebnis an.

Tabelle 15: Verteilung der OTS nach Kornklassen auf Schwer- und Leichtfraktionen (nach Standardisierung der Kornklassen-Massen)

			Versuch 1: 6 Frakt.		Versuch 2: 12 Frakt.		Versuch 1: 6 Frakt.		Versuch 2: 12 Frakt.	
OTS-Gehalte der Fraktionen nach Schwer/Leicht			Schwer TS	Schwer OTS	Schwer TS	Schwer OTS	Leicht TS	Leicht OTS	Leicht TS	Leicht OTS
von < 10 mm		kg	105	7,9	117	7,5	326	143	314	144
von 10/25 mm		kg	81	6,1	62	1,1	68	57	87	62
Zwi-Summe < 25 mm		kg	186	14,0	179	8,6	394	200	401	206
von 25/80 mm kg		kg	140	18,6	124	19,7	168	134	184	132
von < 80 mm kg		kg	326	33	303	28	562	334	585	338
OTS-Anteil von < 10 mm				7,5%	85,0%	6,4%		44,0%	104,2%	45,9%
OTS-Anteil von 10/25 mm				7,6%	22,8%	1,7%		83,6%	85,3%	71,3%
OTS-Anteil von < 25 mm				7,5%	63,3%	4,8%		50,9%	101,1%	51,4%
OTS-Anteil von 25/80 mm				13,3%	119,3%	15,9%		79,6%	90,5%	72,1%
OTS-Anteil von < 80 mm				10,0%	92,9%	9,3%		59,4%	97,4%	57,9%

In der Kornklasse < 25 mm macht sich der erweiterte Technik-Einsatz insbesondere bei den Schwerstoffen bemerkbar – der OTS liegt mit 4,8 % um 37 % unter den 7,5 % aus Versuch 1, und dies geht nicht einher mit einer höheren Inertbelastung der Leichtfraktion. In der Unterfraktion < 10 mm ist dies abgeschwächt ebenso feststellbar. Bei den Schwerstoffen 10/25 ist Versuch 2 mit 1,7 % OTS dem Versuch 1 mit 7,5 % OTS deutlich überlegen, erkaufte allerdings mit einer höheren Inertbelastung dieser Leichtgutfraktion, die jedoch vom TS-Anteil der Gesamt-Leichtstoffe mit 15 % nur eine untergeordnete Rolle spielt.

Die weitere Fraktionierung des Materials 25/80 vor der Windsichtung lässt hier keine Vorteile erkennen: Das Schwergut ist mit 15,9 % höher belastet als bei Versuch 1, das Leichtgut ebenso mit Inertmasse.

Obwohl Versuch 2 den Erfolg im Bereich < 25 mm durch die Defizite bei der Faktion 25/80 mm wieder anteilig ausgleicht, sind seine Resultate summarisch bei den Schwerstoffen mit 9,3 vor 10,0 % OTS aus Versuch 1 besser; die Leichtstoffe aus Versuch 2 sind um 1,5 %-Punkte höher mit Inertien belastet.

### 5.2.2 Vergleich der Kornklassenverteilungen

Die Zusammenstellung der Kornklassenverteilung des Unterkorn-Stabilates vor der Trennung zeigt nach Abbildung 21 ein recht homogenes Bild der vier dort eingebrachten Versuche. Im Kornbereich < 10 mm liegen zwischen 40 und 50 % der Gesamtmasse, rd. 80 % sind < 35 mm. Zur Orientierung ist in die Grafik auch die Kornverteilung des Brennstoffs aus dem ZAB-Versuch aufgenommen. Diese zeigt die oben bereits getroffene Feststellung an, dass inertes Feingut großteilig in den Brennstoff überführt wird.

In der darunter liegenden Abbildung 22 zeigt die OTS-Verteilung ein nahezu identisches Profil, jedoch im unteren Kornbereich um knapp 5 %-Punkte unter der Gemisch-Verteilung liegend, da in den feineren Kornklassen die OTS-Gehalte niedriger ausfallen. Wesentlich ist hier die Feststellung, dass sich im **Feinkorn < 10 mm 40 % der gesamten OTS-Masse**

**befinden.** Dies ist etwa derselbe OTS-Frachtanteil, wie ihn auch die Fraktion 25-80 mm enthält.

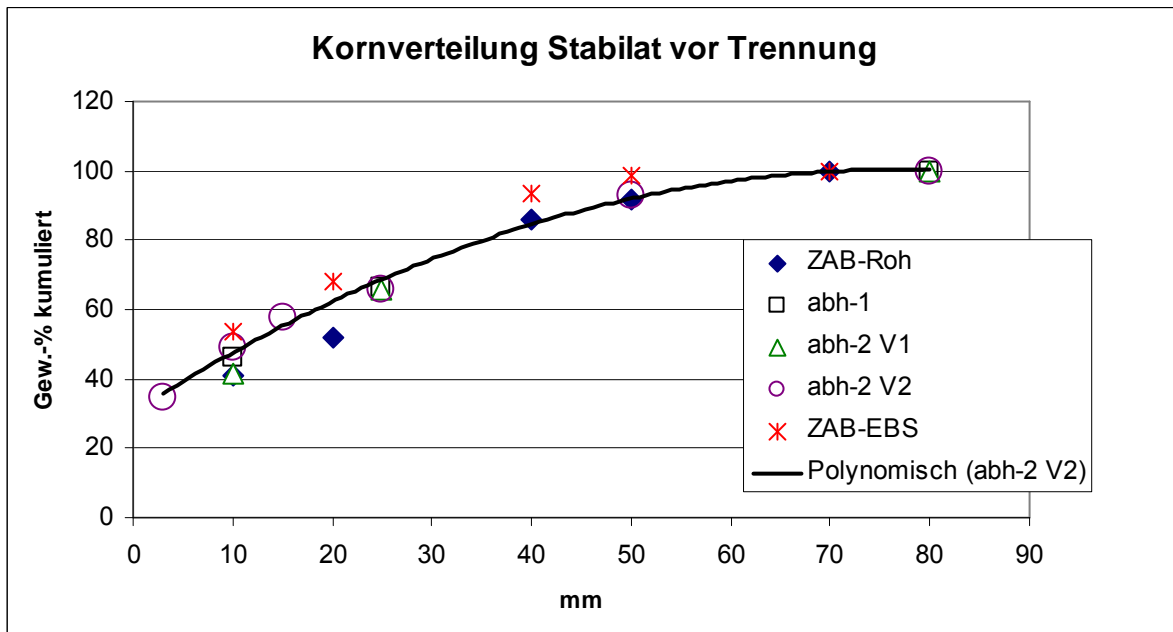


Abbildung 21: Kornverteilung des Stabilates vor Trennung

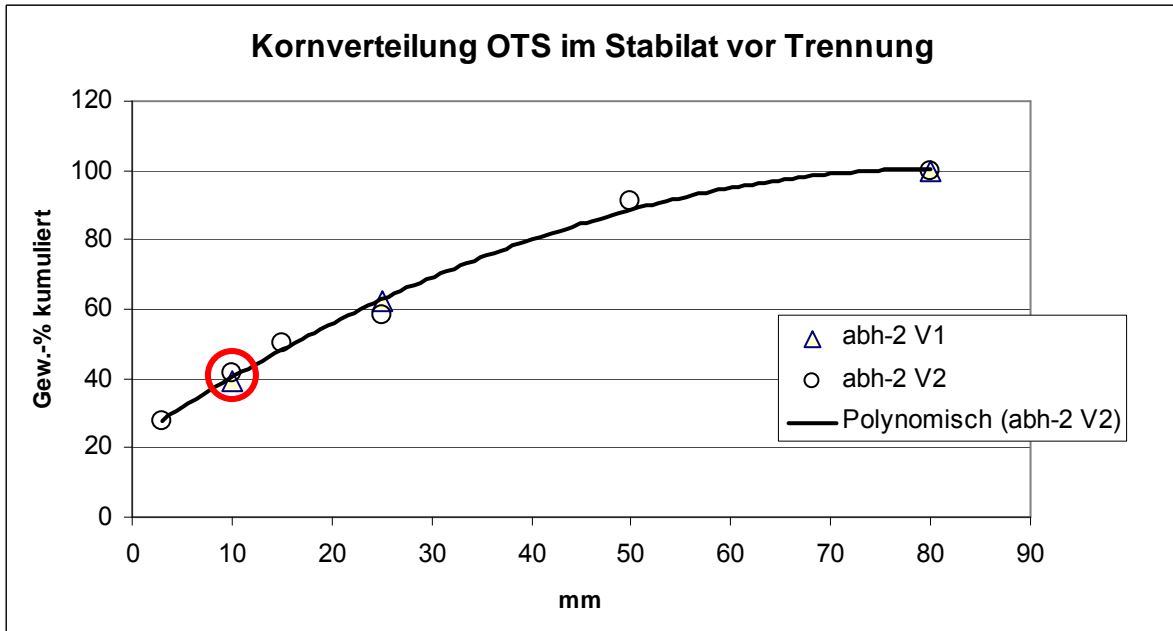


Abbildung 22: Kornverteilung der OTS im Stabilat vor Trennung

In Abbildung 23 sind die Kornverteilungen des Leicht- und Schwergutes aufgeführt. Die mit dem Leichtgut mitgezogene Inertmasse im Feinkornbereich < 10 mm führt zu einem deutlich höheren Anteil (um 50 %) in dieser Leichtgut-Kornklasse, während nur rd. 30 % des Schwergutes als < 10 mm anfallen.

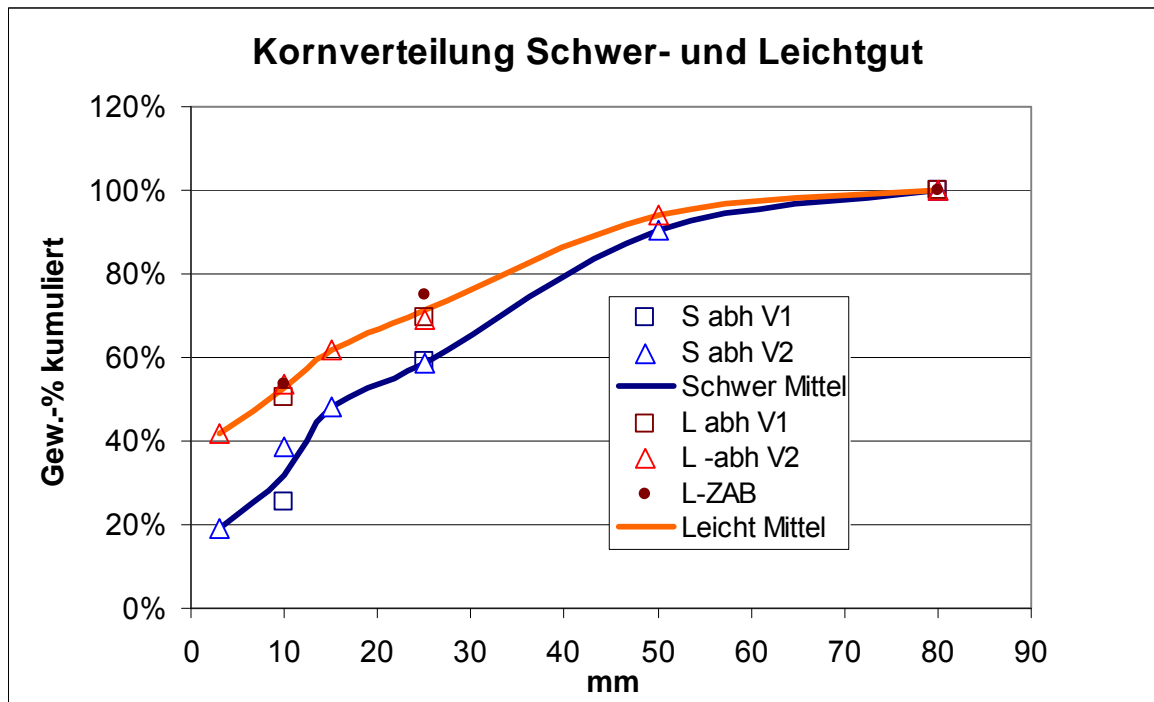


Abbildung 23: Kornverteilung von Leicht-/Schwergut im Stabilat

### 5.2.3 Qualität der Schwerstoffe nach Ablagerungs-Kriterien

Die kritischen Werte des Ablagerungsgutes – hier: der Schwerstoffe – sind maßgeblich der DOC sowie die biologischen Parameter Atmungsaktivität bzw. Gasbildungspotential. Eine Überschreitung der Werte macht eine Nachbehandlung erforderlich – diese kann z.B. aus einer Nachrotte bestehen.

#### 5.2.3.1 DOC-Werte

Die DOC-Werte der Schwerstoff-Fractionen aus beiden Versuchen sind in Tabelle 16 zusammengestellt – links stehend die Ergebnisse für die drei Schwergut-Fractionen aus Versuch 1, rechts diejenigen für die sechs Schwerfraktionen aus Versuch 2. In der Mitte der Tabelle finden sich die Mengenanpassungen für Versuch 1 analog zur oben beschriebenen OTS-Betrachtung.

Gefunden wurden im Versuch 2-Material überwiegend Werte, die unterhalb der zulässigen 300 mg/l liegen, in der Aliquotmischung aller Schwerfraktionen ergeben sich 260 mg/l und somit die Ablagerungsfähigkeit. Versuch 1 lieferte für das Schwergut < 25 mm Werte von 471 mg/l, in der Summe aller Fraktionen von 339 mg/l. Bei der Mengen-Standardisierung stellen die kursiv gedruckten Werte keine DOC-Konzentrationen dar, sondern den Anteil an DOC, der in Massen-Gewichtung zum Summenbetrag von 300 mg/l in der Gesamtmischung der Schwerstoffe führt. Die Umrechnung liefert hier somit keinen Unterschied zum direkten Mischungsergebnis aus Versuch 1.

Tabelle 16: TOC-Eluat-Werte (=DOC) der Schwerstofffraktionen beider Versuche

TOC-Eluatwerte der Schwerstoffe	Versuch 1: Original Mengen/Messwerte		Versuch 1: Mengenanpassung		Versuch 2	
	kg TS/ Mg TS	DOC mg/l	kg TS/ Mg TS	DOC- Anteil mg/l	kg TS/ Mg TS	DOC mg/l
< 3 mm	--	--	--	--	58	364
3/10 mm	--	--	--	--	59	213
<b>Summe &lt; 10 mm</b>	88	<b>364</b>	117	141	117	<b>288</b>
10/15 mm	--	--	--	--	30	351
15/25 mm	--	--	--	--	32	114
<b>Summe 10/25 mm</b>	119	<b>471</b>	62	97	62	<b>230</b>
<b>Summe &lt; 25</b>	207	<b>426</b>	179	252	179	<b>268</b>
25/50 mm	--	--	--	--	97	237
50/80 mm	--	--	--	--	27	294
<b>Summe 25/80 mm</b>	141	<b>213</b>	124	87	124	<b>249</b>
<b>Summe &lt; 80 mm</b>	<b>348</b>	<b>339</b>	<b>303</b>	<b>339</b>	<b>303</b>	<b>260</b>

Es ist nun interessant, die DOC-Ergebnisse in einen Vergleich zur OTS-Konzentration der Schwerfraktionen zu stellen – dies erfolgt in Abbildung 24.

Die niedrigeren OTS-Gehalte finden sich in den Schwerfraktionen < 25 mm. Hier ist ein stärker streuender Anstieg der DOC-Ergebnisse mit dem Glühverlust erkennbar, der für diesen Kornbereich bei rd. 5 – 6 % Glühverlust den Grenzwert von 300 mg/l durchläuft.

Ein eben solcher, proportionaler Anstieg ist für die Fraktionen zwischen 25 und 80 mm zu verzeichnen, der allerdings sowohl im Gradienten wie auch in der absoluten Höhe geringer ausfällt<sup>3</sup>. Für diese groben Schwerstoffe schneidet die Tendenzlinie den Grenzwert etwa bei 17 % Glühverlust. Die Mischungen der Gesamt-Schwerstoffe führen in den hier vorgefundenen Mengenproportionen von Fein- und Grobmaterial zu einem Bereich von 8 - 10 % Glühverlust, bei dem Ablagerungsfähigkeit erreicht wird. Bei Versuch 2 weichen die mittleren DOC-Werte der Materialien < 25 und > 25 mm wenig vom Mittelwert von 260 mg/l ab. Versuch 1 hinterlässt kraft geringerer Trennleistung einen höheren OTS-Anteil in den Feinfraktionen < 25 mm und damit einen höheren DOC-Wert (360 – 470 mg/l), der in Mischung mit rd. 40 % deutlich niedriger DOC-haltigem Grob-Schwergut (um 210 mg/l) insgesamt 340 mg/l DOC erreicht und damit etwa 10 % über dem Grenzwert liegt.

<sup>3</sup> Grund der reduzierten DOC-Werte der Grobfraktion ist sicher auch, dass die Probe nach Vorgabe der Deponieverordnung lediglich auf < 40 mm vorgebrochen werden müssen, somit also die eluierbaren Oberflächen reduziert sind.



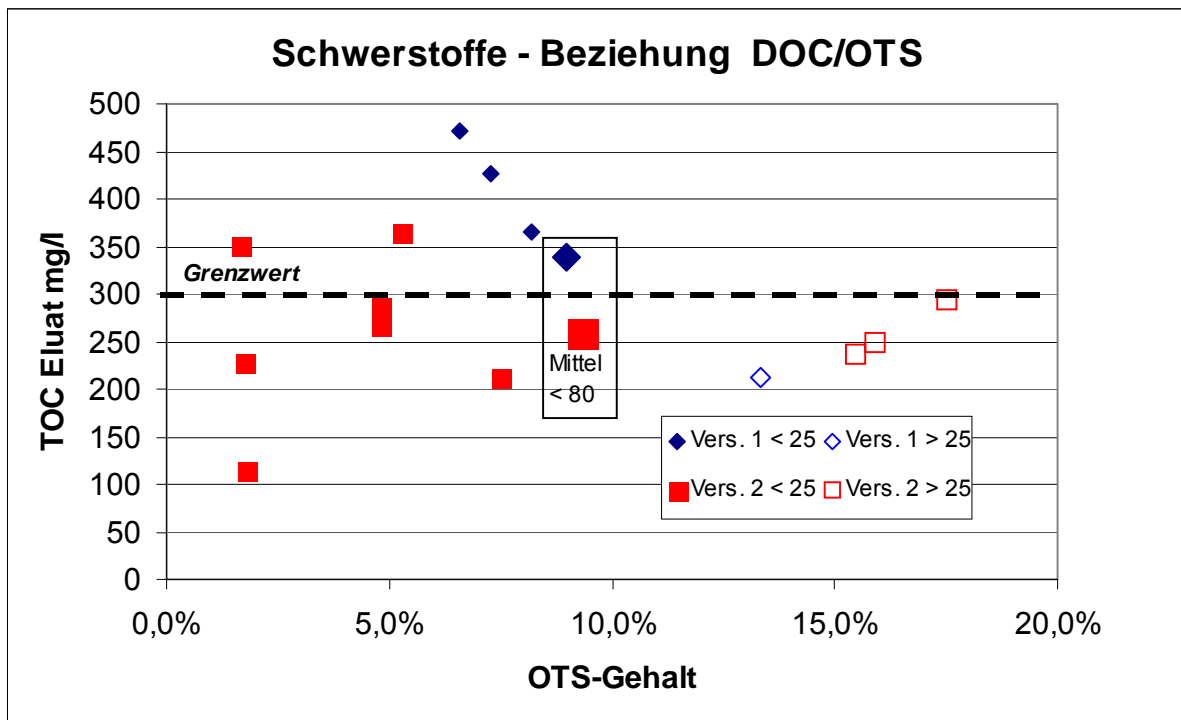


Abbildung 24: DOC/OTS-Korrelation der Schwerstoffe

Den wesentlichen Unterschied arbeitet offensichtlich die nochmalige Trennung der Fraktion 10/25 mm in zwei Unterfraktionen (10/15 und 15/25 mm) bei Versuch 2 heraus: Hier sinkt der DOC von 471 auf 230 mg/l um rd. 50 %; bei der erweiterten Feinkorntrennung < 10 mm (Versuch 2: 0/3 und 3/10 mm) sind zunächst nur 20 % Reduzierung im DOC zu verzeichnen. Durch den hohen Massenanteil dieser Fein-Schwerfraktion am Gesamt-Schwergut von 40 % macht sich diese Reduzierung im Mischungsergebnis allerdings ebenfalls bemerkbar.

### 5.2.3.2 Atmungsaktivität

Die Atmungsaktivität wurde für die gezogenen Proben aus dem Trennversuch V 1 bestimmt. Es wurde erwartet, eine Korrelation zwischen (nahezu rein nativ organischem) Glühverlust und der Atmungsaktivität zu finden, die dann auf die anderen Schwerstoffproben angewendet werden kann<sup>4</sup>. Aus den beiden gröberen Fraktionen wurden vor der Analyse Steine, Glas und Metalle ausgelesen und das Messergebnis für die verbleibende, organisch höher angereicherte Fraktion mengenangepasst umgerechnet. Die Ergebnisse zeigt Tabelle 17.

<sup>4</sup> Im Gegensatz zur DOC-Bestimmung wird bei der AT<sub>4</sub>-Bestimmung das Material immer auf < 10 mm zerkleinert, so dass aus der Probenaufbereitung keine Ergebnisbeeinflussung erfolgt

Tabelle 17: AT<sub>4</sub>-Werte der Schwerstofffraktionen beider Versuche

<i>Probe Versuch 1</i>	AT <sub>4</sub> mgO <sub>2</sub> /g TS	Glühverlust in % d. TS	AT <sub>4</sub> mg/gTS je % GV
Schwerfraktion <10 mm	2,8	8,2%	0,34
Schwerfraktion 10/25 mm	1,4	6,6%	0,21
Schwerfraktion 25/80 mm	2,9	11,5%	0,25

Ablesbar sind für alle Fraktionen AT<sub>4</sub>-Werte unter 3 mg/g TS, wobei die Fraktion 10/25 mm noch eine deutliche Abweichung nach unten aufzeigt. Die AT<sub>4</sub>-Werte liegen knapp unterhalb der beim ZAB-Versuch festgestellten Werte, bei dem für einen OTS-Gehalt von 6,7 % eine Atmungsaktivität von 3 mg/g TS festgestellt wurde.

Grafisch dargestellt sind die Ergebnisse in Abbildung 25.

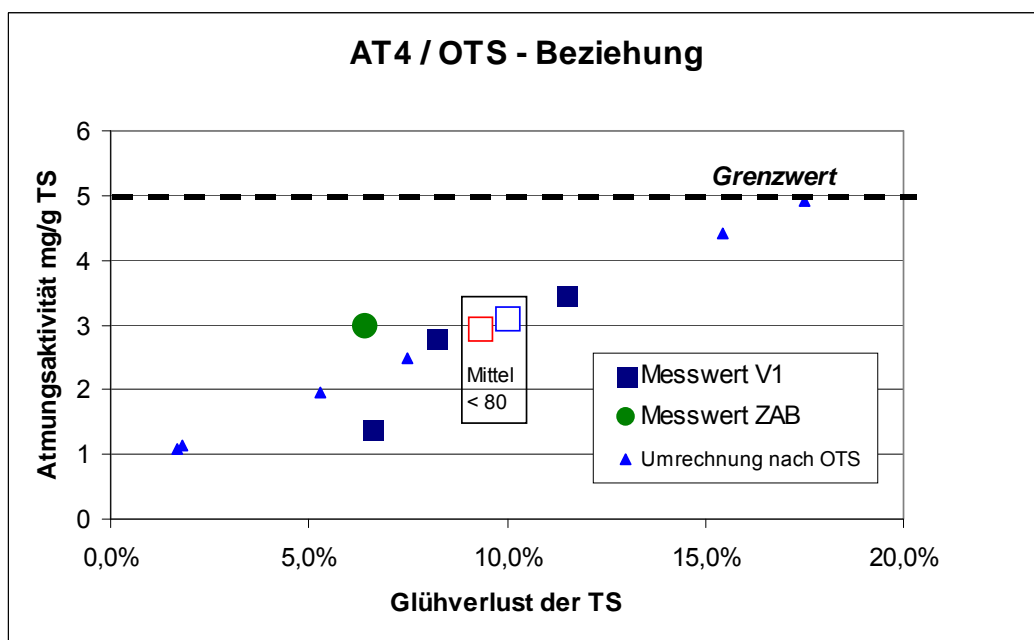


Abbildung 25: AT<sub>4</sub>/OTS –Beziehung der Schwerstoffe

Die Messwerte des Versuches V 1 sind als fettgedruckte Quadrate ausgewiesen. Unter Aufnahme des ZAB-Wertes für die dort gewonnenen Schwerstoffe lässt sich eine lineare Korrelation zwischen Atmungsaktivität und Glühverlust entwickeln:

$$AT_4 = 24,0 \times OTS + 0,7 \quad (OTS \text{ als Anteil von } 1, \text{ z.B. } 0,06 \text{ bei } 6 \% \text{ Glühverlust}).$$

Die vorhandenen OTS-Wert der übrigen Schwerstoff-Proben sind nach der o.g. Gleichung in  $AT_4$ -Werte umgerechnet und charakterisieren die Regressionsgerade.

Die nach Mengen gewichtete Atmungsaktivität der gemischten Schwerstoffe beider Versuche ist nach diesem Vorgehen ebenfalls eingetragen und liegt bei rd. 3 mg O<sub>2</sub>/g TS.

### 5.2.3.3 Fazit der Schwerstoff – Untersuchungen

Die **Mengen** der abzulagernden Schwerstoffe liegen in beiden Versuchen etwa bei

- 32 – 37 % des biologisch getrockneten Siebgutes, mit niedrigerem Anfall beim technisch komplexeren Versuch V 2,
- rd. 17 % des Roh-Abfalls,
- 20 – 30 % des im bisherigen MBA-Routinebetrieb abgelagerten Materials<sup>5</sup>.

Bei den **vorrangig deponiekritischen Parametern** liegt der **DOC** beim weniger aufwendigen Versuch 1 mit rd. 340 mg/l über dem Grenzwert von 300 mg/l , beim aufwendigeren Versuch 2 mit 260 mg/l darunter. Maßgeblichen Einfluss scheint der Aufwand bei der Trennung im Kornbereich zwischen 10 und 25 mm zu haben.

Die Untersuchungen zeigten bei der **Atmungsaktivität** mit rd. 3 mgO<sub>2</sub>/g TS Ergebnisse, die den Grenzwert von 5 mgO<sub>2</sub>/g TS unterschreiten.

### 5.2.4 Qualität der gewonnenen Brennstoffe

Im Zuge der Untersuchungen wurde mittels Klassierung und Sichtung ein Brennstoffstrom aus dem zu behandelten Abfall ausgeschleust. Dies geschah in der MBA Schwanebeck durch Klassierung und damit verbundener Ausschleusung der Fraktion > 80 mm nach der Trocknung des Restabfalls in der MBA. Im voran geschilderten doppelten Trennversuch wurden aus dem Material < 80 mm in zwei unterschiedlichen Varianten Leichtfraktionen unterschiedlicher Korngrößen aus dem Abfallstrom ausgeschleust, die nachstehend beschrieben und bewertet werden.

Die energetisch relevanten Parameter sowie die Gehalte an Chlor und Schwefel fasst Tabelle 18 zusammen.

Die **Trockensubstanzgehalte** mit knapp über 80 % bei den Kornklassen 3 – 25 mm weisen eine leichte Senke auf, im feineren und gröberen Bereich liegen sie zwischen 86 und knapp 90 %.

Der **OTS-Gehalt** weist durch mitgezogene Fein-Inertien ein Minimum im Feinkornbereich < 10 mm auf, besonders auffällig in der < 3 mm-Fraktion in Versuch 2 mit lediglich 38 %.

---

<sup>5</sup> hierzu sind die Mengen an zusätzlicher Asche zu rechnen, die aus dem in den Brennstoff überführten Inertanteil bei der Verbrennung entstehen

Die Kornklassen darüber liegen im Bereich von 70 – 74 %, den höchsten Wert von über 80 % OTS-Gehalt weist das Material 50/80 mm aus Versuch 2 aus.

Tabelle 18: Qualitäten der Leichtfraktionen der Trennversuche nach Kornklassen

Parameter	Einheit	V 1 Leichtfraktion mm			V 2 Leichtfraktion mm					
		< 10	10/25	25/80	<3	3/10	10/15	15/25	25/50	50/80
TS-Gehalt	Gew.-% FM	86,1	83,6	88,6	86,2	80,8	81,2	83,5	88,2	89,6
oTS	Gew.-% TS	46,8	74,2	74,6	38,3	71,7	72,4	73,0	70,1	80,5
Hu OS	kJ/kg	7.128	10.551	13.777	5.781	10.266	9.919	10.352	12.879	15.094
Hu TS *)	kJ/kg	8.675	13.095	15.868	7.100	13.288	12.778	12.879	14.918	17.123
Hu OTS	kJ/kg	18.538	17.654	21.275	18.538	18.538	17.654	17.654	21.275	21.275
Dichte	kg/m <sup>3</sup>	368	209	141	573	262	239	197	160	121
Chlor	Gew.-% TS	0,3	0,5	1,0	-	-	-	-	-	-
Schwefel	Gew.-% TS	0,31	0,24	0,15	-	-	-	-	-	-

\*) Hu TS in Versuch 2 hochgerechnet aus den Heizwerten der oTS aus der vergleichbaren Kornklasse in Versuch 1

Analytisch bestimmt wurden die **Heizwerte** der Kornfraktionen aus Versuch 1 (sowie der Aliquotmischungen, s.u.). Sie steigen erwartungsgemäß mit der Korngröße resp. dem OTS-Gehalt von rd. 7,1 MJ auf 13,8 MJ. Für Versuch 2 sind die Heizwerte der Trockensubstanz berechnet, auf Grundlage der Heizwerte und Glühverluste der vergleichbaren Kornklassen aus Versuch 1. Dieser OTS-spezifische Heizwert liegt durch einen größeren Kunststoffanteil in der obersten Kornklasse (25/80 mm) um rd. 20 % höher als in den beiden feineren Kornklassen. Die unter Einbindung des Wassergehaltes berechneten Heizwerte der Feuchtsubstanz in Versuch 2 liegen damit im Bereich von 5,8 bis 15,0 MJ/kg, analog zu Versuch 1 steigend mit der Korngröße bzw. dem OTS-Gehalt.

Die **Schüttgewichte** der Leichtfraktionen sinken erwartungsgemäß mit zunehmender Korngröße.

In Tabelle 16 sind die gemessenen Werte der Aliquotmischungen aus beiden Versuchen zusammengefasst. Aufgenommen sind rechts die Ergebnisse des Trennversuches beim ZAB (Beschreibung siehe Kapitel 3.2.2 ) sowie einer Teilfraktion aus der MBA Neumünster von 15 – 45 mm (s. dazu Kapitel 6.2).

Signifikant ist eine relativ enge Spannbreite der gefundenen OTS-Gehalte und der Heizwerte – letztere im Bereich von 9,2 bis 10,1 MJ/kg. Das Material aus Versuch 2 liegt durch einen höheren Anteil an Inertien im Brennstoff rd. 8 % unter dem Wert aus Versuch 1. Abweichungen ergeben sich beim berechneten Heizwert der OTS – hier liegen die beiden Technikumsversuche mit 17,4 bis 18,5 MJ/kg recht eng beieinander, während die Ergebnisse aus ZAB und NMS-Material mir rd. 22 – 23 MJ/kg OTS deutlich darüber liegen. Trotz niedrigerer OTS-Gehalte erreichen diese beiden Materialien damit etwa denselben Feuchtmasse-Heizwert wie das Material aus Versuch 1.

Tabelle 19: Qualitäten der Leichtstoff-Aliquotmischungen der beiden Trennversuche im Vergleich zu Unterkorn-Leichtfraktionen der Anlagen ZAB und Neumünster

Parameter	Einheit	Aliquotmisch. "Leicht"		Brennstoff	NMS-Leichtfr.
		Versuch 1	Versuch 2	ZAB-Vers.	15-45 mm
TS-Gehalt	Gew.-% FM	86,4	85,9	82,9	76,2
oTS	Gew.-% TS	64,8	62,1	57,3	60,2
Hu OS	kJ/kg	10.040	9.209	9.973	10.128
Hu TS *)	kJ/kg	11.998	10.764	12.525	14.061
Hu OTS	kJ/kg	18.524	17.339	21.859	23.357
Dichte	kg/m <sup>3</sup>	260	281	150	-
Chlor	Gew.-% TS	1,0	0,9	0,7	1,0
Schwefel	Gew.-% TS	0,22	0,28	0,61	-
TC	g/kg TS	315	294	357	-
TOC	g/kg TS	287	237	-	-
As	mg/g TS	3,1	2,9	3,4	11,5
Cd	mg/kg TS	1,6	5,3	2,4	< 2
Co	mg/kg TS	3,7	4,5	6,8	8,5
Cr	mg/kg TS	61	74	205	225
Cu	mg/kg TS	143	2.040	236	855
Hg	mg/kg TS	1,2	1,4	1,07	< 10
Mn	mg/kg TS	242	298	329	0,1
Ni	mg/kg TS	42,3	37,6	82,3	44
Pb	mg/kg TS	232	167	225	198
Sb	mg/kg TS	24	3	1	30
Sn	mg/kg TS	14	18,3	10,5	47
Tl	mg/kg TS	<0,001	<0,001	0,15	< 2
V	mg/kg TS	9,3	12,5	13,9	33,5

Bei den **Schüttdichten** wurden 260 – 280 kg/m<sup>3</sup> in den Versuchen 1 und 2 gefunden, gegenüber 150 kg/m<sup>3</sup> vor Anpelletierung beim ZAB-Versuch – nach der eine Dichte von > 300 kg/m<sup>3</sup> erzielt wurde.

**Chlor** liegt im Bereich von 0,7 – 1,0 % d. TS, erreicht jedoch in zwei Ergebnissätzen den Grenzwertbereich von 1,0 – 1,5 %. Der **Schwefelanteil** bewegt sich beim Doppelversuch zwischen 0,2 und 0,3 % der TS, beim ZAB –Versuch um 0,6 %.

Bei den **Gesamt-Kohlenstoffgehalten** (TC – incl. Karbonat-Kohlenstoff) fallen die Unterschiede gering aus, untypisch niedrig ist der **organische Kohlenstoffanteil** (TOC) im Material aus Versuch V 2 (erwartet werden kann für native organisches Material ein TOC in Höhe von 50 % des Glühverlustes – hier sollten also rd. 300 g/kg TS an TOC auftreten).

Bei den **Schwermetallen** treten erwartungsgemäß deutlich größere Abweichungen auf, die größten Differenzen sind beim Kupfer und Antimon zu verzeichnen.

Weiterhin wurden die Stoffdaten der **Überkornfraktion > 80 mm** ermittelt, die auf dem Trommelsieb der abh-Schwanebeck abgetrennt wurden. Maßgeblich durch die biologische Trocknung, aber auch durch eine damit verbundene Erhöhung der Siebeffizienz bildete diese Fraktion (s. Kapitel 4.1) nur mehr 15 – 16 % vom Gesamt-Input an Hausmüll,

während bei rohfeuchter Absiebung des Hausmülls rd. 35 % als Siebreste anfallen. Der Siebrestanfall kann demnach durch die integrierte biologische Trocknung etwa halbiert werden.

Der Heizwert dieses Überkorns lag bei 83 % TS-Gehalt um 16 MJ/kg, der Schwefelgehalt bei 0,17 % d. TS. Der Chlorgehalt liegt mit 2,1 % höher als im Feinkorn. Dies ist auf den erhöhten PVC-Gehalt zurückzuführen. Hier handelt es sich allerdings um eine *Einzelmessung*, die entsprechend zu bewerten ist und durch die niedrigeren Chlorgehalte des Überkorns aus der Routineaufbereitung nicht bestätigt wird.

#### 5.2.4.1 Bewertung der Brennstoff-Qualität

Die Anforderungen an die Qualität von Ersatzbrennstoffen lassen sich unterteilen in

- 1) brennstofftechnische Parameter (z.B. Korngröße, Heizwert, Wassergehalt),
- 2) den Gehalt an Schwermetallen und
- 3) den Gehalt an Halogenen und Schwefel.

Für die Marktfähigkeit von Ersatz- und Sekundärbrennstoffen ist der Chlorgehalt aufgrund des hohen Korrosionspotenzials in thermischen Verwertungsanlagen einer der limitierenden Faktoren und daher von Seiten der Abnehmer streng beschränkt. Tabelle 19 gibt einen Überblick über grundsätzliche Qualitätsanforderungen der Ersatzbrennstoffverwertungsanlagen.

Stellt man den Anforderungen an EBS die Qualitätsparameter der ausgeschleusten Brennstoffströme gegenüber, werden deutliche Unterschiede ersichtlich. In Tabelle 20 sind die Qualitätsparameter der erzeugten Aliquotmischungen der Leichtfraktionen sowie die Daten des Brennstoffes aus dem ZAB-Versuch aufgeführt. Zudem sind die Anforderungen von Vattenfall für die Mitverbrennung des Brennstoffes im Braunkohlekraftwerk Jänschwalde vergleichend dargestellt.

Bei der Betrachtung des Qualitätsparameters TS-Gehalt der erstellten Brennstoffe wird deutlich, dass sich bei allen Brennstoffströmen ein TS-Gehalt von 80 – 87 Gew.-% einstellt und dieser somit problemlos die Anforderungen von Kohle- sowie EBS-Kraftwerken erfüllt.

Ein wichtiger Parameter der erzeugten Brennstoffe ist der Heizwert. Es wurden die oberen Heizwerte (Brennwerte,  $H_o$ ) der Brennstofffraktionen ermittelt und im Anschluss die unteren Heizwerte ( $H_{u_{TS}}$ ,  $H_{u_{OS}}$ ) rechnerisch bestimmt. Im Rahmen der Qualitätssicherung von Sekundärbrennstoffen innerhalb des RAL-Gütezeichens wird auf eine Vorgabe zur Ermittlung des Wasserstoffgehaltes verzichtet. Vor dem Hintergrund von vorliegenden Elementaranalysen vorhandener Sekundärbrennstoffe wird mit einem festen Korrekturfaktor von  $f = 0,92$  zur Berechnung des  $H_u$  der TS aus dem  $H_o$  gearbeitet. Der  $H_u$  der Originalsubstanz wird daraus nach TS-Gehalt unter Abzug der Verdampfungsenthalpie des Feuchteanteils berechnet. Dieser liegt bei den erstellten Aliquotmischungen bei ca. 9.000 kJ/kg OS.

Tabelle 17: Qualitätsanforderungen an EBS bei Mono- und Mitverbrennung

Qualitätsparameter	brennstoff-/anlagentechnische Bedeutung	Mitverbrennung		Monoverbrennung
		Zementwerk	Kohlekraftwerk	EBS-Kraftwerk
Heizwert $H_U$ (kJ/kg OS)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Einfluss auf Durchsatz der Anlage → Erlöse</li> </ul>	> 20.000	> 18.000	12.000 - 16.000
Wassergehalt (Gew.-%)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Einfluss auf Heizwert / Durchsatz der Anlage</li> </ul>	< 15	< 15 - 25	< 30 - 40
Aschegehalt (Gew.-% TS)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Entsorgungskosten</li> </ul>	< 15	< 15 - 20	< 25 - 30
Chlorgehalt (Gew.-% TS)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Korrosionsschäden</li> <li>Beeinflussung der Qualität von (Neben-)Produkten des Prozesses</li> <li>Reststoffentsorgung</li> </ul>	< 1	0,5 - 1,5	< 1,0 - 1,5
Schwermetallgehalt (mg/g TS)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Umweltauswirkungen</li> <li>Beeinflussung der Qualität von (Neben-)Produkten des Prozesses</li> </ul>	nach RAL GZ 724	nach RAL GZ 724	

TS: Trockensubstanz; OS: Originalsubstanz

Tabelle 18: Relevante Qualitätsparameter der ausgeschleusten Brennstoffströme

Brennstoffparameter	Einheit	Versuch I - Aliquotmischung Leicht < 80 mm	Versuch II - Aliquotmischung Leicht < 80 mm	Brennstoff ZAB-Versuch	Vertragswerte Vattenfall - KW Jänschwalde
TS-Gehalt	Gew.-% FM	86,4	86,0	82,9	k.A.
Hu	kJ/kg OS	10.040	9.209	9.973	k.A.
Cl	Gew.-% TS	1,0	0,9	0,7	1,0
S	Gew.-% TS	0,2	0,3	0,6	2,0

Auch wenn von Vattenfall keine Vertragsangaben zum Mindestheizwert getätigt wurden, kann festgehalten werden, dass der Heizwert der erzeugten Brennstoffströme hinreichend hoch ist, um diese Stoffe im Braunkohlekraftwerk Jänschwalde mitzuverbrennen. Der Heizwert der erstellten Brennstoffströme genügt den Anforderungen der Mitverbrennung. Zudem beinhaltet der erzeugte Brennstoff einen hohen Gehalt an Biomasse, aus die bei der thermischen Umsetzung klimaneutrale Energie liefert. Durch die hohen energetischen Wirkungsgrade der Kohlekraftwerke wird der vorliegende Energiegehalt der Brennstoffe bei

einem minimalen Ausstoß von klimarelevanten CO<sub>2</sub> optimal genutzt. Somit dient der Einsatz der Brennstoffe einer nachhaltigen und optimalen Nutzung der Energie aus Biomassen.

Der Qualitätsparameter Chlor im Brennstoff steht zwar bei den durchgeführten Untersuchungen nicht im Fokus, ist aber dennoch eine sensible Größe bei einer sich anschließenden thermischen Verwertung der erzeugten Stoffströme. Eine erhöhte Chlorkonzentration im Stoffstrom kann bei einer thermischen Verwertung zur Hochtemperaturchlorkorrosion im Verbrennungskessel führen. Bei der Betrachtung der Chlorgehalte im Brennstoff gilt für die Verwertungsanlagen der gängige Grenzwert von maximal 1,0 Gew.-% Cl d. TS. Dieser wird von den erzeugten Brennstoffströmen unabhängig von der Klassiertiefe ausnahmslos eingehalten. In allen abgetrennten Brennstoffströmen spielen die Konzentrationen an Schwefel nur eine untergeordnete Rolle.

Die brennstoffrelevanten Parameter TS-Gehalt, unterer Heizwert, Chlor- und Schwefelgehalt des ZAB-Brennstoffes ähneln sehr stark den Parametern der erzeugten Aliquotmischungen. Einzig die Schwefelkonzentration des ZAB-Brennstoffes ist leicht erhöht.

Theoretische Möglichkeiten zum Anheben der Heizwerte der Aliquotmischungen aus beiden Aufbereitungsversuchen wäre eine weitere Trocknung dieser Fraktionen, was sich aber aufgrund der geringen Wassergehalte der Leichtfraktionen als aufwändiger und nicht effektiver Verfahrensschritt gestalten würde. Effektiver wäre eine weitere Abtrennung inerter Bestandteile aus den Leichtfraktionen der untersten Korngrößenklassen. Dem sind allerdings Grenzen gesetzt, da die trennphysikalischen Eigenschaften der kleinsten Inertpartikel der Feinstorganik sehr ähnlich sind.

Bei der Betrachtung der Schwermetallkonzentrationen der erstellten Aliquotmischungen der Leichtfraktionen wird deutlich, dass die Grenzwerte nach dem RAL-Gütezeichen 724 für Sekundärbrennstoffe zum Teil nicht eingehalten werden können, hingegen die Anforderungen zur Mitverbrennung im Kraftwerk Jänschwalde fast ausnahmslos erfüllt werden. Lediglich zwei Schwermetalle überschreiten die Grenzwerte. Die Konzentrationen an Quecksilber in den Brennstoffen liegen sehr nah am Grenzwert des Kraftwerks Jänschwalde und werden bei der Aliquotmischung der Leichtfraktionen aus dem 2. Sortierversuch leicht überschritten. Die Kupferkonzentration der Leichtfraktionen im 1. Klassiersversuch unterschreitet die Anforderungen von Vattenfall deutlich. Bei der Aliquotmischung des 2. Klassiersversuches wurde mit ca. 2.000 mg/kg TS hingegen eine weitaus höhere Kupferkonzentration analysiert. Ursache kann zum einen eine fehlende Metallabscheidung aus dem Brennstoffstrom sein. Zum anderen unterliegt die Analyse von Schwermetallen aufgrund des heterogenen Vorkommens der Schwermetalle im Abfall-/Brennstoffstrom starken Schwankungen. Des Weiteren wird deutlich, dass die Konzentrationen an Schwermetallen der erzeugten Aliquotmischungen den Schwermetallkonzentrationen des Brennstoffes aus dem ZAB-Versuch ähneln, obwohl bei diesem Versuch Eisenmetalle aus dem Brennstoff entfernt wurden. Grundlegend kann mittels einer weiterführenden Metallabscheidung der Anteil an Schwermetallen im Brennstoffstrom wesentlich reduziert werden.

Die Kriterien des RAL-Gütezeichens werden von den erzeugten Brennstoffen phasenweise nicht eingehalten. Das RAL-Gütezeichen dient zur Qualitätssicherung von Ersatzbrennstoffen und wurde ursprünglich für die Anforderungen der Zementwerke entworfen. Es beinhaltet dementsprechend strengere Anforderungen, als dies für die Mitverbrennung von EBS in Kohlekraftwerken notwendig ist, wurde also eher der Vollständigkeit halber mit erwähnt.



Zusätzlich muss beachtet werden, dass die angegebenen Grenzwerte nach RAL-GZ 724 für Sekundärbrennstoffe angelegt sind, die einen Heizwert von mindestens 16 MJ/kg OS besitzen. Die Heizwerte der erstellten Aliquotmischungen belaufen sich aber nur auf 10 MJ/kg OS.

Tabelle 20: Schwermetallkonzentrationen der Aliquotmischungen

Schwermetalle	Einheit	Versuch I - Aliquotmischung Leicht < 80 mm	Versuch II - Aliquotmischung Leicht < 80 mm	Brennstoff ZAB-Versuch	RAL-GZ 724 <sup>1)</sup>	Vertragswerte Vattenfall - KW Jänschwalde
As	mg/kg TS	3,1	2,9	3,4	5	8
Cd	mg/kg TS	1,6	5,3	2,4	4	9
Co	mg/kg TS	3,7	4,5	6,8	6	30
Cr	mg/kg TS	61	74	205	40 <sup>2)</sup>	250
Cu	mg/kg TS	143	2040	236	120 <sup>2)</sup>	1.800
Hg	mg/kg TS	1,2	1,4	1,1	0,6	1,2
Mn	mg/kg TS	242	298	329	50 <sup>2)</sup>	600
Ni	mg/kg TS	42,3	37,6	82,3	25 <sup>2)</sup>	160
Pb	mg/kg TS	232	167	225	70 <sup>2)</sup>	500
Sb	mg/kg TS	23	2,8	1,0	25	80
Sn	mg/kg TS	14	18	10	30	120
Tl	mg/kg TS	< 0,001	< 0,001	0,2	1	2
V	mg/kg TS	9,3	12	14	10	40

<sup>1)</sup> o.g. Schwermetallgehalte sind gültig ab einem Heizwert  $\geq 16$  MJ/kg

<sup>2)</sup> Für Sekundärbrennstoffe aus den heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen

#### 5.2.4.2 Fazit der Brennstoffuntersuchungen

Die erzeugten aliquoten Leichtfraktionen der Klassierversuche erfüllen alle Anforderungen an eine Mitverbrennung im Kohlekraftwerk Jänschwalde als Beispielanlage eines Kraftwerkes mit EBS-Cofeuerung. Bei Verwendung des erzeugten Brennstoffes ist es möglich, den Energiegehalt des Brennstoffes ideal zu nutzen und den Ausstoß an klimarelevanten CO<sub>2</sub> so gering wie möglich zu halten. Beachtung sollten aber die eingebrachten Schwermetallkonzentrationen finden, die für Quecksilber und Kupfer phasenweise die geforderten Grenzwerte überschreiten.

## 6 Beispiel einer Unterkorn-Verwertung: MBA Neumünster

Die MBA Neumünster wird in diesem Projekt als eine Anlage beschrieben, die separat das Unterkorn des Abfall in einer eigenen biologischen und mechanischen Stufe trocknet und trennt, um danach das ausgetrennte Leichtgut zusammen mit dem Siebrest der Abfall-Vorbehandlung zu Brennstoff für die stadt eigene Verbrennungsanlage nutzbar zu machen.

### 6.1 Verfahrensbeschreibung

Die MBA Neumünster ist mit rd. 250.000 Mg/a Jahresdurchsatz eine der größten MBA Deutschlands. Sie besteht aus den Haupteinheiten

- Mechanisch-Biologische-Aufbereitungsanlage mit rd. 190.000 Mg/a Input, im Wesentlichen Hausmüll, anteilig Sortierreste;
- Brennstoff-Aufbereitungs-Anlage: In dieser werden aus rd. 70.000 Mg/a Siebüberlauf der Abfallaufbereitung, 45.000 Mg/a Leichtfraktion der Unterkorntrennung sowie voraufbereiteten externen Abfallfraktionen rd. 142.000 Mg/a EBS erzeugt, die in der Wirbelschicht-Feuerung der Stadt Neumünster zur Strom- und Fernwärmeerzeugung verwertet werden.

Den Verfahrensgang der Aufbereitung stellt Abbildung 26 dar.

Nach einer Vorzerkleinerung der Abfälle werden diese auf 80 mm gesiebt. Der Siebüberlauf wird nach Entschrottung der Brennstoffaufbereitung zugeführt, das Unterkorn zur Trocknung in 48 Tunnel mit semipermeabler Folienabdeckung verbracht, die in zwei Rottehallenkomplexen installiert sind. In diesen Tunneln findet in rd. 3 Wochen die biologische Trocknung statt, die das Material für die nachfolgende Trennung in Leicht- und Schwergut konditioniert. Das Trockengut wird zunächst in die Fraktionen 0-15, 15-30, 30-45 und 45-80 mm per Siebung getrennt. Die Grobfraktion > 45 mm wird per Windsichter in Leicht- und Schwergut separiert, die beiden Fraktion zwischen 15 und 45 mm auf insgesamt 4 Trenntischen (Fa. Trenso-Tec) aufbereitet, siehe Abbildung 27. Die drei verschiedenen Leichtfraktionen werden zusammengeführt und zur Brennstoffaufbereitung verbracht.

### 6.2 Bilanzergebnisse Neumünster

Das Inputmaterial < 80 mm zur biologischen Trocknung weist eine Feuchte von 32 – 45 % auf, bei einem Mittelwert von 40,2 %. (65 Messwerte zwischen April und September 2009). Das wesentliche aktuelle Defizit der Rotteanlage besteht darin, dass der Trocknungsaustrag im Mittel noch 22 % Restfeuchte aufweist. Zwar wäre dies als konstant erreichter Wert aller Tunnel als annähernd akzeptabel zu bewerten, jedoch ergeben sich nach den mehrmonatigen Austragsmessungen erhebliche Schwankungen zwischen 13 und 31 % Restfeuchte und damit eine für einen guten Trennerfolg mindestens chargenweise unzureichende Stoffqualität.

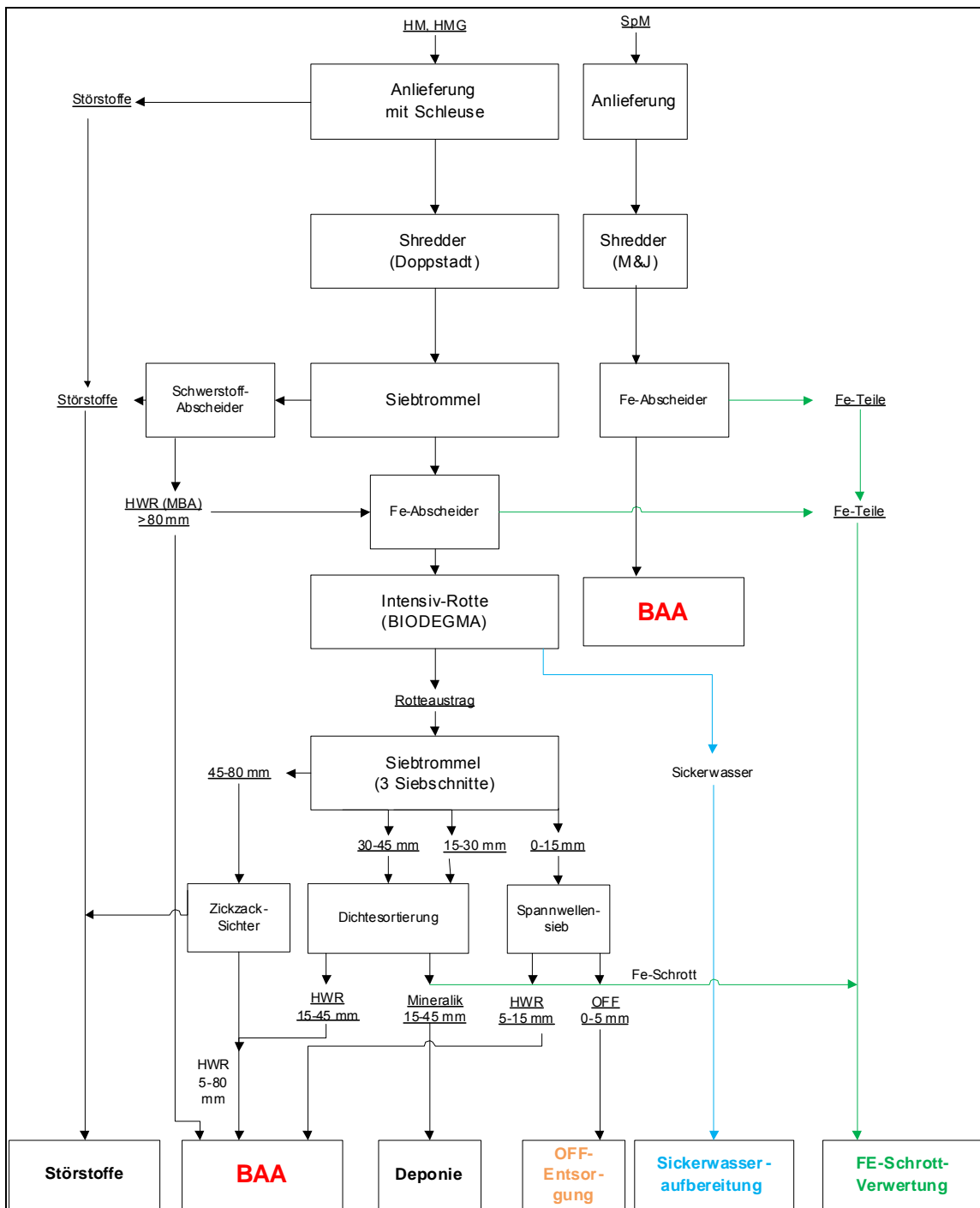


Abbildung 26: Verfahrensablauf der MBA Neumünster



Abbildung 27: Trenntische Leicht- und Schwerfraktion

Die hohe Restfeuchte führt dazu, dass Inertstoffe verstärkt am Leichtgut anhaften. Dieser Effekt betrifft weit dominierend die Feinfraktion, so dass in der ursprünglichen Anordnung die Fraktion < 15 mm nicht trocken separiert, sondern in einer Aufstromklassierung in inertes Schwergut und eine wieder in die biologische Stufe zurückgeführte organische Schwimmfraktion getrennt wurde. Den negativen Erfahrungen mit diesem „nassen“ Trennsystem folgte die Entscheidung, die Fraktion < 15 mm auf 5 mm mit einem Spannsieb abzusieben, die Fraktion 5-15 mm dem Brennstoff zuzuschlagen und die Fraktion < 5 mm komplett in einer anderen MBA-Vergärungsanlage nachbehandeln zu lassen. Mit dieser Fraktion werden rd. 15 % des Rotteaustrages ausgeschleust und extern per Biogaserzeugung verwertet.

Tabelle 21 verdeutlicht die Massenbilanz der Anlage nach Datenlagen des Jahres 2009. Da Gewichtsdaten nicht für alle Fraktionen vorliegen, mussten Abschätzungen innerhalb plausibler Spannbreiten getroffen werden. Rechts in der Tabelle sind die Anteilswerte der jeweiligen Fraktion am Input der Anlage, der Rotte und der Trennung nach Rotte ausgewiesen.

Tabelle 21: Mengenverteilung der Fraktionen der MBA Neumünster

MBA-Neumünster für 2009 (Flussbild Mengen)				Anteile			Bilanzwert 2009	
Massenbilanz	Einheit	pro Jahr	pro Zeit-h	von HM-Input	von Rotte-Input	von Rotte-output	Quelle	
Hausmüll-Input	Mg	189.723	21,7	100,0%	--	--	Bilanzdiagramm 2009	
Störstoffe	Mg	936	0,1	0,5%	--	--	Bilanztabelle 2009	
Siebrest > 80 o. Metall/Schwerst.	Mg	70.669	8,1	37,2%	--	--	berechnet	
Schwerfraktion > 80	Mg	3.754	0,4	2,0%	--	--	Bilanzdiagramm 2009	
Metalle	Mg	8.118	0,9	4,3%	--	--	berechnet	
davon FE	Mg	7.040	0,8	3,7%	6%	9%	Bilanzdiagramm 2009	
davon NE	Mg	1.078	0,1	0,6%	--	--	Bilanzdiagramm 2009	
FE-Anteil Unterkorn	Mg	3.520		1,9%	3,2%	4,6%	geschätzt	
NE-Anteil Unterkorn	Mg	862		0,5%	0,8%	1,1%	geschätzt	
Metall-Anteil Unterkorn	Mg	4.382		2,3%	4,0%	5,7%	Addition aus geschätzt	
Rotteinput ohne Metalle	Mg	110.000	12,6	58,0%	100%	--	Schätzung nach 2008	
Rotteverlust	Mg	32.901	3,8	17,3%	29,9%	--	Bilanzdiagramm 2009	
Rotteoutput	Mg	77.099	8,8	40,6%	70,1%	100%	Differenz berechnet	
Feinfraktion < 15 mm	Mg	30.361	3,5	16,0%	27,6%	39,4%	Bilanzdiagramm 2009	
Feinfraktion 5-15 mm, Brennstoff	Mg	19.061	2,2	10,0%	17,3%	24,7%	Differenz berechnet	
Feinfraktion < 5 zur Vergärung	Mg	11.300	1,3	6,0%	10,3%	14,7%	lt. MBA 22.6.10: 6 % von Input MBA	
Material 15/80 zur Trennung	Mg	46.738	5,3	24,6%	42,5%	60,6%	Differenz berechnet	
davon Schwerfraktion 15/80	Mg	3.088	0,4	1,6%	2,8%	4,0%	Bilanzdiagramm 2009	
davon Leichtfraktion 15/80	Mg	43.650	5,0	23,0%	39,7%	56,6%	Differenz berechnet	
Deponiegut < 80	Mg	12.128	1,4	6,4%	11,0%	15,7%	berechnet	
davon < 5 nach Vergärung	Mg	9.040	1,0	4,8%	8,2%	11,7%	berechnet	
davon Schwergut 15/80	Mg	3.088	0,4	1,6%	2,8%	4,0%	berechnet	
Deponiegut gesamt incl. Schwergut > 80	Mg	15.882	1,8	8,4%	14%	20,6%	berechnet	
Heizwertreich ohne Metalle	Mg	133.380	15,2	70,3%	--	--	berechnet	
davon Fraktion 5-15 mm	Mg	19.061	2,2	10,0%	17,3%	24,7%	berechnet	
davon Leichtgut 15/80 mm	Mg	43.650	5,0	23,0%	39,7%	56,6%	Brennstoff aus < 80	70%
davon aus Siebrest > 80	Mg	70.669	8,1	37,2%	--	--	berechnet	

Insgesamt werden danach rd. 70 % des Gesamt-Inputs an Brennstoff ausgeschleust, von denen knapp die Hälfte aus den (Leicht)Fraktionen des Unterkorns stammen. Diese Fraktionen bilden rd. 57 % des Unterkorns bzw. knapp 80 % des getrockneten Unterkorn-Materials.

Als zu deponierenden Fraktionen fallen mit den Schwerstoffen des Überkorns (2,0 %) und des Unterkorns (1,6 %) mit gesamt 3,6 % vom Input nur sehr geringe Mengen direkt in der Anlage an. Dem zuzurechnen ist der deponierte Gärrückstand des < 5 mm-Materials. Die Gasausbeute des Feingutes ist lt. den durchgeführten Laboruntersuchungen mit 120 – 130 Nm<sup>3</sup>/Mg erheblich und lässt eine Massenreduktion von rd. 15 % erwarten, zzgl. weiterer Verluste der Gärrest-Nachrotte, so dass eine summarische Minderung von 20 % angesetzt wurde. Aus den 6,0 %, die das Feingut als Anteil vom Hausmüll-Input ausweist, fallen demnach 4,8 % als Deponiegut an. Zusammen mit den Schwerfraktionen (3,6 %) ist somit ein summierter Deponiegutanteil der Rohmülls von 8,4 % anzusetzen, bezogen auf das Unterkorn vor Trocknung verbleiben 11 % zur Ablagerung.

Abbildung 28 fasst die Unterkorn-Mengenbilanz der Anlage Neumünster im Vergleich zu den beiden anderen Versuchen zusammen, standardisiert für 10.000 Mg/a an Unterkorn.

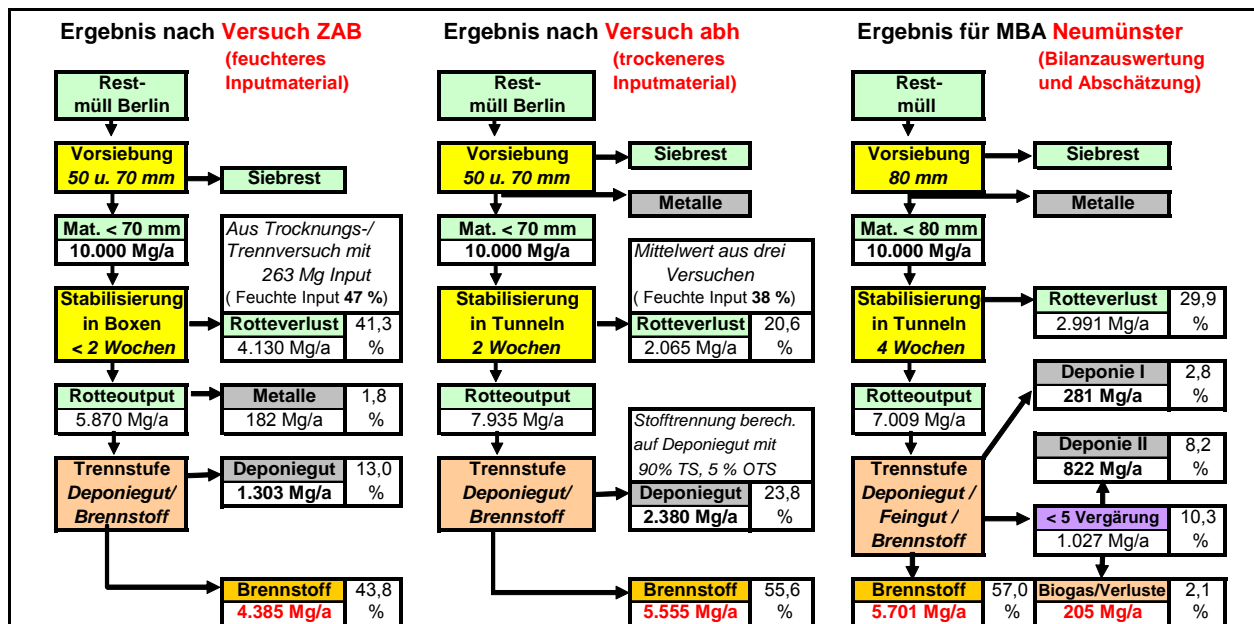


Abbildung 28: Mengenbilanzen der Versuche und der MBA-Neumünster

Die Mengenbilanzen sind unter Berücksichtigung von jeweiliger Zusammensetzung, Feuchte und Korngröße des Unterkorns sowie des Verfahrensganges zu bewerten. Bei der MBA Neumünster erhöht die Nicht-Trennung der Fraktion 5-15 mm den Brennstoff-Anteil, der vollständige Austrag der Feinstfraktion < 5 mm mindert ihn. Letztlich wird damit eine ähnliche Brennstoffmenge, wie beim ABH Versuch, erreicht.

Wie Tabelle 22 ausweist, liegt die (mehrfach gemessene) Neumünster' Mittelkorn-Leichtfraktion von 15- 45 mm mit einem TS-Anteil von nur 76 % und einem OTS-Gehalt von 60,2 % deutlich unter den Werten der korngrößengleichen Leichtfraktionen aus den Trenso-Versuchen und dem ZAB-Versuch. Die hohe Menge an Mittelkorn-Brennstoff in NMS resultiert demnach auch aus einer höheren Feuchte und einem größeren anhaftenden Inertmasse-Anteil. Nichtsdestoweniger liegt der Heizwert der NMS-Fraktion mit rd. 10 MJ/kg gleichauf mit den anderen Versuchen, was wiederum in dem höheren Heizwert der OTS begründet liegt. Der brennbare Anteil der NMS-Leichtfraktion wird zu einem höheren Anteil aus Kunststoffen und entsprechend weniger aus nativ organischen Komponenten gebildet. Auslöser hierfür sind:

- die flächendeckend eingeführte Bioabfallsammlung im Einzugsbereich des Hausmülls (so dass die nativ organischen Anteile im Abfall reduziert sind),
- die Mitverarbeitung von Sortierresten aus der Aufbereitung von Leichtverpackungen.

Diese Randeinflüsse spiegeln sich auch im Gehalt regenerativen Kohlenstoffs des gesamten Brennstoffs wider, der Gehalt regenerativen Kohlenstoffs liegt im Gesamt-Brennstoff der NMS-Anlage deutlich niedriger (siehe hierzu Tabelle 22).

Die in den Brennstoff eingebrachte, ungetrennte Fraktion 5-15 weist wegen hoher Feuchte und geringem OTS-Gehalt nur mehr einen Heizwert von rd. 6,8 MJ/kg auf. Diese Fraktion wird dennoch in die Wirbelschichtverbrennung verbracht, weil der Inertstoffgehalt der

Brennstoff-Mischung den technisch beherrschbaren Bereich nicht überschreitet, jedoch die Chlorbelastung des Gesamtbrennstoffes reduziert wird.

Tabelle 22: Leichtstoff-Qualitäten der Trennversuche im Vergleich zu Fraktionen der MBA-Neumünster

Parameter	Einheit	Mittel Trenn-	Brennstoff	NMS-Leichtfr.	NMS 5-15	NMS 0-5 mm
		so-Versuche	ZAB-Vers.	15-45 mm	ungetrennt	ungetrennt
TS-Gehalt	Gew.-% FM	86,16	82,9	76,2	66,8	71,1
oTS	Gew.-% TS	63,4	57,3	60,2	50,6	50,4
<i>oTS 15-50 mm</i>	<i>Gew.-% TS</i>	<b>70,6</b>	<b>67,3</b>	<b>60,2</b>	-	-
Hu OS	kJ/kg	9.470	9.973	10.128	6.806	6.407
Hu TS	kJ/kg	11.381	12.525	14.061	11.329	10.874
Hu OTS	kJ/kg	17.931	21.859	23.357	22.400	21.575
Dichte	kg/m <sup>3</sup>	271	150	-	-	-
Chlor	Gew.-% TS	1,0	0,7	0,9	0,7	0,7
Schwefel	Gew.-% TS	0,25	0,61	0,8	1,2	1,8

Es ist daneben interessant, die Unterkorn-Versuchsergebnisse mit den Brennstoff-Werten aus getrocknetem Gesamtabfall zu vergleichen, dies erfolgt in Tabelle 23 für die Brennstoffwerte der MBA Neumünster sowie die Mittelwerte aus je rd. 80 Untersuchungen erzeugten Brennstoffs aus einer MBS und einer MPS.

Tabelle 23: Vergleich der Brennstoffqualitäten aus Unterkorn mit erzeugtem Brennstoff aus Gesamt-Abfall

EBS-Werte im Vergleich			Unterkorn MBA		Brennstoff aus Gesamt-Abfall		
			Mittelwerte	Brennstoff	MBA-	MBS-	MPS-
Parameter	Bezug	Einheit	Versuche	ZAB-Vers.	NMS	Anlage	Anlage
Wasser	FS	Ma-%	13,8	17,1	22,5	16,5	16,8
Trockensubstanz	FS	Ma-%	86,2	82,9	77,5	83,5	83,2
Asche	FS	Ma-%	31,5	35,4	15,5	27,5	21,4
Asche	TS	Ma-%	36,6	42,7	20,0	32,9	25,7
Brennbares	FS	Ma-%	54,6	47,5	62,0	56,1	61,8
Brennbares	TS	Ma-%	63,4	57,3	80,0	67,1	74,3
Heizwert	FS	kJ/kg	9.470	9.973	14.621	11.637	12.857
Heizwert	FS	kWh/kg	2,63	2,77	4,06	3,23	3,57
Heizwert TS	TS	kJ/kg	11.381	12.525	19.580	14.416	15.932
Heizwert oTS	oTS	kJ/kg	17.931	21.859	24.475	21.475	21.447
C-biogen	FS	Ma-%	19,3	21,8	17,8	22,6	25,4
C-biogen	TS	Ma-%	22,4	26,2	23,0	27,1	30,5
<b>C-biogen Anteil</b>	<b>%TC</b>	Ma-%	<b>73,5</b>	<b>73,5</b>	<b>48,3</b>	<b>70,7</b>	<b>74,4</b>
<b>C-fossil</b>	FS	Ma-%	<b>7,0</b>	<b>7,8</b>	36,9	<b>9,2</b>	<b>8,8</b>
Kohlenstoff (TC)	FS	Ma-%	26,2	29,6	47,6	31,8	34,2
Kohlenstoff (TC)	TS	Ma-%	30,5	35,7	61,4	38,1	41,1
<b>Freisetzung von fossilem CO2</b>	FS	kg/Mg	255	288	1353	337	322
	FS	kg/MJ	27	29	93	29	25
	FS	kg/MWh	<b>97</b>	<b>104</b>	<b>333</b>	<b>104</b>	<b>90</b>

Sieht man zunächst von den Werten der MBA Neumünster ab, zeigen die MBS- und MPS-Werte ein recht einheitliches Stoffbild: Durch den biologischen Abbau beim MBS-Verfahren liegt der Inertstoffgehalt höher, der Heizwert um rd. 1.000 kJ/kg niedriger als bei der physikalischen Trocknung. Der Heizwert der reinen OTS ist nahezu identisch. Bemerkenswerterweise liegt der regenerative C-Anteil des MBS- und MPS -Materials gleichauf mit dem regenerativen C-Anteil des Unterkorn-Brennstoffes – im Bereich zwischen 70 und 75 % – wobei der MPS-Brennstoff mangels Verlusten an nativer Organik den höchsten Regenerativ-Anteil aufweist. Die Proportionen an regenerativem/fossilem Kohlenstoff sind demnach im Überkorn und Unterkorn etwa gleich – im Überkorn liefern hier Papier/Pappe, Grobholz und natürliche Textilfasern den Ausgleich zum Mehrbetrag an fossilen Kunststoff-Kohlenstoff.

Aus Energiegehalt und (Rest)Bestand an fossilem Kohlenstoff lässt sich die freigesetzte fossile CO<sub>2</sub>-Menge bei Verbrennung der Brennstoffe berechnen, die für die Bewertung gegenüber vollständig fossilen Energieträgern von Bedeutung ist. Hier wird in der Tabelle eine recht geringe Spannweite zwischen vier der fünf Datensätze offensichtlich: je MWh Energiegehalt liegt der fossile CO<sub>2</sub>-Ausstoß zwischen 90 und 105 kg.

Man darf danach allerdings nicht isoliert z.B. die MPS als das generell optimale Verfahren einstufen: Der niedrigstemittierenden Brennstoff der MPS ist „erkauft“ mit dem Verbrauch fossilen Erdgases und dessen zuzurechnender CO<sub>2</sub>-Emission. Generell ist in einer Gesamtbilanz die Prozessenergie des Verfahrens zu berücksichtigen.

Auffällig setzt sich der Brennstoff aus der MBA Neumünster gegenüber den anderen Brennstoffen ab: Wie oben erwähnt, liegt durch die Aufnahme von höher kunststoffhaltigen Sortierresten der Heizwert der Feuchtmasse wie auch derjenige von TS und OTS am höchsten. Dem höheren Kunststoffanteil folgend sinkt auch der Anteil regenerativen Kohlenstoffs auf rd. 50 %, dies anteilig ausgelöst durch den (sammlungstechnischen) Biomasse-Entzug über die Biotonne sowie den (verfahrenstechnischen) Abzug des organikhaltigen Feinkorns. Im Endeffekt liegt dieser Brennstoff in der fossilen CO<sub>2</sub>-Freisetzung rechnerisch beim etwa Dreifachen der beiden anderen Gesamt-Brennstoffe. Auch hier ist dieses Teil-Ergebnis nicht zur etwaigen Negativ-Bewertung des Konzeptes geeignet, u.a. weil die klimaschonenden Beiträge der parallel laufenden Bioabfall- und Unterkornverwertung als Gutschriften nicht eingerechnet sind. Daneben offenbart die Brennstoffqualität in der MBA Neumünster schlicht die Trivialität, dass eine Anlage nicht mehr an regenerativer Energie aus dem Abfall herausholen kann als im Input vorhanden ist.

### 6.3 Laufende Optimierung zur Effektivierung der Trocknung

Die aktuell von der Betriebsleitung bearbeitete Aufgabe ist die Optimierung der Trocknung in den Rottetunneln, um ein homogenes, besser trennfähiges Austragsmaterial bereitzustellen und damit die heizwertreichen Fraktionen von Feuchte und insbesondere anhaftenden Inertstoffen zu entlasten. Die Optimierung erfolgt über zwei Hauptmaßnahmen:

- a) Verstärkung der Belüftung des Rottegutes durch ein zentrales Gebläse, das in einen anteiligen Umlaufkreislauf mit Abluftkühlung eingesetzt ist und damit gleichzeitig die Gesamt-Abluftmenge reduziert,



b) Wärmedämmung der Tunnelabdeckung.

Der letztgenannte Punkt verdient besonderes Augenmerk, da er auch für andere Tunnelanlagen von Bedeutung ist.

Derzeit sind die 48 Tunnel der MBA Neumünster mit wasserdampfdurchlässigen Folien in der Deckelkonstruktion ausgestattet. Der durch die Folie diffundierende Wasserdampf wird teils von der Hallenentlüftung erfasst, teils kondensiert er an der Hallenkonstruktion, was mittelfristig ein ernstzunehmendes Korrosionsproblem darstellt. Die möglichst dichte Abdeckung der Tunnel zur Halle hin hat demnach oberste Priorität – eine Aufgabe allerdings, die an anderen Tunnelanlagen mit üblichen Betondecken bereits schon mit der Erst-Installation gelöst wurde.

Kernpunkt bei der Ausführung dieser Abdeckung ist der möglichst weitgehende Ausschluss von Kondensation oberhalb des Rottegutes. Je weniger sich die Abluft im Oberraum des Tunnels abkühlt, umso geringer ist der Kondensatanfall und damit die unerwünschte Rückbefeuchtung der Rottegutes.

Im Folgenden werden Wärmeverluste und daraus abgeleitete Kondensatbildung der beiden Abdeckungsvarianten „Folie“ und „Wärmedämmung“ rechnerisch skizziert, um eine Orientierung über den Effekt auf die Trocknung zu gewinnen.

Die Deckelflächen der Tunnel sind mit 25 x 6,5 m abgeschätzt. Die Anzahl der Tunnel in beiden Rottehallen ist 48.

Die Ausgangsdaten der beiden Modellberechnungen sind in Tabelle 24 zusammengestellt. Die Summenfläche der Deckel liegt damit bei rd. 7.800 m<sup>2</sup>. Die Wärmeleitfähigkeit (lambda) von Folie und Dämmplatten wurden aus den einschlägigen bauphysikalischen Fachbüchern übernommen, die Stärke der Folie einschließlich „Schmutzauflage“ mit 3 mm, die der Dämmplatten mit 50 mm angesetzt. Für den Wärmeverlust sind daneben die Austauschkoefizienten auf beiden Seiten der Grenzschicht (R<sub>i</sub> und R<sub>a</sub>) von Bedeutung.

Tabelle 24: Berechnungsgrundlagen des Wärmeverlustes der Tunnelabdeckung

Berechnungsgrundlagen		
Deckelfläche je Tunnel m <sup>2</sup>	162,5	25 x 6,5 m
Gesamt-Deckelfläche bei 48 Tunneln m <sup>2</sup>		7.800
Folieneigenschaften: Stärke 3 mm, lambda 0,17 W/m,K		
Dämmstoffeigenschaften: Stärke 50 mm, lambda 0,04		
Austauschkoefizienten nach Turbulenz: Ri 0,13, Ra 0,04		
Umrechnung kW in Kondensat l/h: 0,7 kWh/kg Wasserverdampfung, 15 % der Energie fühlbare Wärme		

Der Wärmeverlust in kW lässt sich überschlägig in gebildetes Kondensat umrechnen. Je kg verdampften Wassers werden 2,5 MJ benötigt, dies sind 0,7 kWh/kg. Entzogene Wärme setzt sich in denselben Verhältnissen in Kondensation um. Allerdings geht nicht der vollständige Energieverlust in Feuchte Kondensation ein, rd. 15 % entfallen auf die fühlbare Abkühlung der Luft.

Nach Stärke und Leitfähigkeit sowie den angesetzten Austauschfaktoren  $R_i$  und  $R_a$  resultieren Wärmeverluste als k-Wert je Grad Temperaturdifferenz von

- 5,33 W/m<sup>2</sup>,K für die Folie,
- 0,70 W/m<sup>2</sup>,K für den Dämmstoff.

Multipliziert mit den 7.800 m<sup>2</sup> Oberfläche lässt sich daraus eine Hochrechnung erstellen, wie hoch die Energieverluste bei unterschiedlichen Temperaturdifferenzen zwischen Rotteabluft (=“innen“) und Hallenluft (=“außen“) ausfallen. Tabelle 25 weist dies in 5°-Schritten von 15 – 30°C Temperaturdifferenz für die beiden Materialien aus, wobei 25 °C als realistischer Wert gelb eingefärbt ist.

Tabelle 25: Wärmeverlust über die Deckel in unterschiedlicher Ausführung

mit Folie 3 mm		
Delta T in °C	Wärmeverl	Kondensat
innen/außen	kW	l/h
15	624	757
20	831	1.009
<b>25</b>	<b>1.039</b>	<b>1.262</b>
30	1.247	1.514

mit Dämmstoff 50 mm		
Delta T in °C	Wärmeverl	Kondensat
innen/außen	kW	l/h
15	82	100
20	110	133
<b>25</b>	<b>137</b>	<b>167</b>
30	165	200

Es ist zu erkennen, dass der Wärmeverlust über die Deckelflächen bei reiner Folienabdeckung erheblich ist. Bei rd. 1.000 kW Wärmeabgabe ist rechnerisch mit einem Kondensatanfall von gut 1.200 l/h in der Summe aller Tunnel zu rechnen. Demgegenüber lässt eine Wärmedämmung nur rd. 200 l/h Kondensat erwarten. Die Stärke der Wärmedämmung (z.B. 40 oder 60 mm) hat dabei einen vergleichsweise geringen Einfluss auf das Ergebnis.

Diese Abschätzung beinhaltet Unschärfen, so z.B.:

- dass wegen Befüllung und Entleerung nicht alle Tunnel in Betrieb stehen,
- dass im Anfahr- und Abfahrbetrieb die freigesetzte Menge an Wärme- und Wasserdampf reduziert ist, somit eine geringere Temperaturdifferenz gegenüber der Hallenluft auftritt.

Wenn diese Unschärfen als Abzüge in die tatsächliche Wärmeabgabe eingebracht werden, führen sie allerdings zu Betragsminderungen bei beiden verglichenen Systemen – die gebildete Differenz ist demnach weniger betroffen.

Entscheidend ist bei allen Unschärfen die **Größenordnung des vermeidbaren Kondensatanfalls von rd. 1.000 l/h bzw. zwischen 8.000 und 9.000 Mg/a**. Vergleicht man diesen Massenwert mit den aktuell erzielten Netto-Rotteverlusten an Wasser von rd. 27.000 Mg/a (aus rd. 31.000 Mg/a Rotteverlust gemäß Jahresbilanz-Tabelle 21 abzüglich des OTS-Abbaus von rd. 4.000 Mg/a), ergibt dies eine Steigerung des Wasseraustrages um rd. 30 %.

Auch ein niedrigerer, ergänzender Wasseraustrag gegenüber dieser Rechnung würde bereits ausreichen, um das Material gesichert und vollständig in den für eine gute Trennung erforderlichen Bereich um 15 % Restfeuchte zu bringen.

Analog gilt diese Betrachtung auch für die Kondensationsminimierung in gängigen Tunnelanlagen. Zwar ist der Dämmwert der üblichen Betondecken höher als die hier betrachtete Folie, insbesondere in der kalten Jahreszeit können jedoch durchaus Temperaturdifferenzen an der Tunneldecke um 40 °C auftreten und damit den Trocknungserfolg deutlich beeinträchtigen, wie in Kap. 10 am Beispiel der Grünrest-Trocknung aufgezeigt wird.

Aus rein thermodynamischen Gesichtspunkten sind demnach zusammenfassend für einen biologischen Trocknungserfolg zwei Hauptvoraussetzungen einzuhalten:

- Bereitstellung einer ausreichend großen Luftmenge, um die pro Zeiteinheit erforderliche Wassermenge unter Berücksichtigung von Temperaturanstieg und Sättigung der Luft aufzunehmen – dies kann in den meisten Rotteanlagen als bereits gegeben angesetzt werden,
- Minderung der Rückkondensation von Abluftfeuchte durch Überprüfung der Wärmeleitfähigkeit des Baukörpers, insbesondere der Tunneldecke, und bedarfsorientiert Nachrüstung einer Wärmedämmung.

## 7 Beispiel Unterkornverwertung: MBA-Anlage des ZAK

Eine Kombination von Vergärung, Trocknung und Brennstoffaustrennung wurde vom ZAK realisiert. Das Verfahren wird im Sinne der maximierten Energierückgewinnung Maximum yield technology genannt (MYT-Verfahren) Auf Basis dieses Konzeptes wurde eine großtechnische Anlage, die MBA Kahlenberg, errichtet und im Jahr 2006 in Betrieb genommen. Bis heute wurden Verfahren und Aggregate stetig weiter- und teilweise auch neu entwickelt, darunter z.B. der „definierte aerobe Mischprozeß“ (DAMP®).

### 7.1 Verfahrensbeschreibung

In den aufeinander abgestimmten Verfahrensschritten werden Hausabfälle aus der Restmülltonne mechanisch und biologisch aufbereitet und behandelt:

Stufe 1: Abfallannahme

Stufe 2: Mechanische Aufbereitung

Stufe 3: Biologische Stufe

Stufe 4: Biologische Trocknung

Stufe 5: Mechanische Stofftrennung

Das stilisierte Verfahrensfliessbild zeigt Abbildung 29.

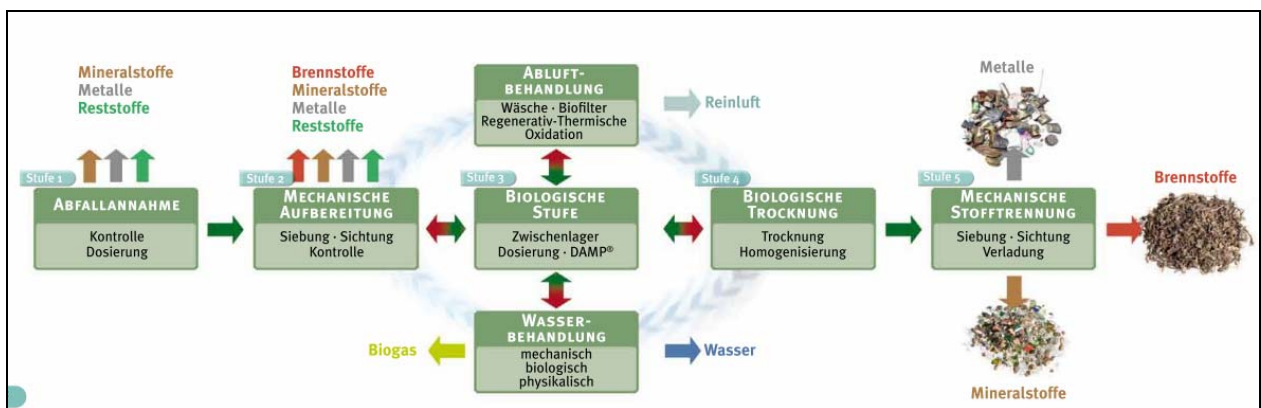


Abbildung 29: Grob-Verfahrensschema der MBA des ZAK

#### 7.1.1 Anlieferung und Aufbereitung

Die den Abfall anliefernden Fahrzeuge werden in einer geschlossenen Anlieferungshalle entleert. Ein Radlader schiebt den Abfall in der Anlieferungshalle in die Reichweite eines Greifbaggers. Diese trennt Wert- und Störstoffe aus und befördert den Abfall auf Bänder, die ihn in die benachbarte Halle zur mechanischen Aufbereitung transportieren.

Zunächst wird in den zwei Linien der Anlage der Abfall im Trommelsieb in mehrere Siebfraktionen zerlegt. Das Material > 150 mm wird nach Negativ-Sortierung als energetisch nutzbarer Siebrest verwertet

Die Fraktion 60/150 mm wird in einem Ballistikseparator in eine leichte und eine schwere Fraktion aufgeteilt: Die Schwerfraktion wird nachsortiert, die Leichtfraktion geht mit dem Feinkorn < 60 mm zur biologischen Stufe, dem nächsten Verfahrensschritt.

### 7.1.2 Biologische Stufe

Der mechanisch aufbereitete Abfall, etwa 90 Prozent der angelieferten Gesamtmenge, erreicht die Biologische Stufe mit ihrem „definierten aeroben Mischprozeß“ und wird dort über ein Verteilsystem gleichmäßig auf die Mischaggregate verteilt.

Bei diesen Aggregaten handelt es sich im Prinzip um etwa 25 Meter lange und 4,5 Meter breite, geschlossene Betonhalbschalen. Ein Horizontalrührwerk wälzt die ankommenden Abfälle um, durchmischt und transportiert sie. Der aufgegebene Abfall wird in den Mixchern mit Wasser beaufschlagt und bei 2-3 Tagen Aufenthaltszeit kontinuierlich umgewälzt. Das Prozesswasser nimmt anorganische Salze und organische Bestandteile aus dem Abfall auf. Der homogenisierte Abfall wird anschließend mit Pressen entwässert. Mit einer Restfeuchte von rund 40 Prozent gelangt er danach in die Biologische Trocknung.

### 7.1.3 Behandlung des Presswassers

Das nach dem Mischprozess abfließende Presswasser wird in mehreren Stufen aufbereitet. Es enthält neben den gelösten organischen Bestandteilen auch Inertstoffe, wie beispielsweise Sand, sowie Grob- und Faserstoffe. Diese werden in zwei Siebstufen und einem Sandfang abgetrennt.

Das mechanisch gereinigte und an organischen Kohlenstoffverbindungen reiche Prozesswasser aus dem DAMP® wird einer anaeroben Wasserreinigung zugeführt. In den dortigen Fermentern wird aus den organischen Inhaltsstoffen Biogas gewonnen.

Nach dem anaeroben Abbau wird ein großer Teil des Wassers wieder in die DAMP® Mischer zurückgeführt, ein kleinerer Teil wird als Abwasser auf Indirekteinleiter-Qualität weiter gereinigt.

Aus dem in der Vergärung entstandenen Biogas wird in einem Blockheizkraftwerk Energie in Form von Elektrizität (rd. 1 MWe) und Wärme gewonnen. Mit der Abwärme werden Wohngebiete und öffentliche Einrichtungen mit Fernwärme versorgt.

### 7.1.4 Biologische Trocknung

In der biologische Trocknung wird das Unterkorn < 150 mm nach mechanischer Entwässerung weiter behandelt. Zur Trocknung gelangen rd. 60 % des MBA-Inputs.

Eingesetzt werden 9 Trocknungstunnel von 30 m Länge mit Walking-Floor-System. und automatisiertem Ein- und Austrag .Jeder Tunnel fasst rd. 300 Mg und besitzt ein eigenes Be- und Entlüftungssystem.

Durch den vorangegangenen Mischprozess der Biologischen Stufe weist der abgepresste Abfall eine gleichmäßige, definierte Feuchte sowie eine deutlich vergrößerte Oberfläche auf

Nach vier Tagen im Intensivrottetunnel sind 40-45 Prozent des ursprünglich in den Abfallresten enthaltenen Wassers verdunstet. Das Material wird mechanisch umgesetzt und dabei durch Fräsrollen aufgelockert, in der folgenden Tunnel-Nachdrehung werden über vier Tage weitere 35-40 % der ursprünglich enthaltenen Feuchte verdampft.

Der auf rd. 10 % Restfeuchte getrocknete Reststoff wird zur nächsten Behandlungsstufe, der Mechanischen Stofftrennung, gefördert.

### 7.1.5 Mechanische Stofftrennung

Das Schema der mechanischen Trockenstofftrennung der Anlage zeigt Abbildung 30.

In der mechanischen Stofftrennung gelangt der getrocknete Reststoff zunächst auf ein Sieb, das drei verschiedene Siebfractionen herstellt: eine Feinfraktion (0-40 mm), eine Mittelfraktion (40-80 mm) und einen Siebüberlauf (80-150 mm).

Die Feinfraktion wird auf ein mehrere Quadratmeter großes Plansieb gefördert und auf den Lochweiten 4, 8, 12, und 22 mm getrennt. Jede der abgeseibten Fraktionen fällt zunächst in einen Dosierbehälter. Ist ein bestimmter Füllstand erreicht, startet der nachgeschaltete Trenntisch dieser Fraktion. Der Trenntisch zerlegt das aufgegebene Material durch eine Kombination von pneumatischer und ballistischer Einwirkung in Leicht- und Schwerstoffe.

Der Siebüberlauf des Plansiebes (22 /40 mm), fällt in einen Windsichter, der die leichten Bestandteile des Siebüberlaufs durch Windsichtung von den schweren Bestandteilen trennt.

Die insgesamt fünf Leichtfraktionen können nun beliebig gemischt und dann verladen werden. Die Schwerfraktionen werden vereint und zur Deponie transportiert.

Die Mittelfraktion gelangt vom Sieb direkt auf einen Windsichter. Die Leichtfraktion wird in einen Presscontainer verladen, während die Schwerfraktion mit den anderen Schwerfraktionen zusammengeführt und zur Deponie transportiert wird. Der Siebüberlauf muss in dieser Verfahrensstufe nicht weiter getrennt werden, und kann als schwerstoffarmes, heizwertreiches Material energetisch verwertet werden.

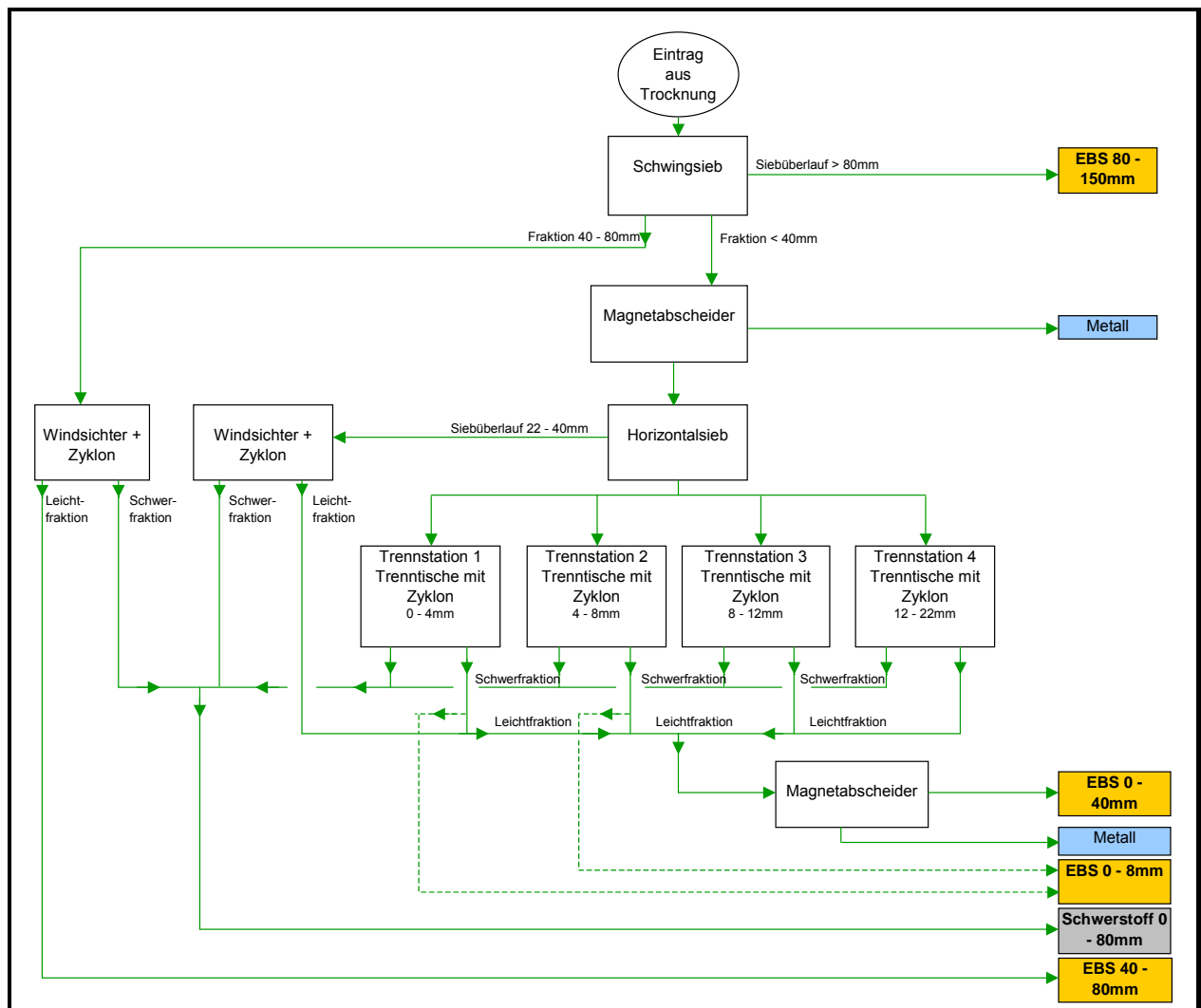


Abbildung 30: Verfahrensschema der Trockengut-Trennanlage der MBA des ZAK

## 7.2 Mengenzuweisungen

Die Mengenaufteilung über die einzelnen Verfahrensschritte ist in Tabelle 26 in gerundeten Werten zusammengestellt. Daneben sind die Anteile der jeweiligen Fraktion vom Gesamt-Input sowie für den Eintrag und Austrag der Trocknung aufgelistet.

Mit rd. 60 % vom Gesamt-Input geht ein von anderen MBA bekannter Mengenanteil in die biologische Trocknungsstufe. In diesem Fall handelt es sich allerdings um ein Material < 150 mm, also wesentlich gröber abgeseiht als im Regelfall der MBA mit max. 80 mm Unterkorn-Größe. Originär liegt der Mengenanteil dieser Fraktion auch erwartungsgemäß bei rd. 90 % des MBA-Input vor der Biologischen Stufe. Durch die Zellauflösung im dortigen Mischprozess ist die Abpressung von Wasser erleichtert, hier werden rd. 23 %-Punkte ausgetragen. Weitere 7 %-Punkte Abzug entfallen auf Biogas und Sand.

In der Biologischen Trocknung verliert das Material über Wasserverdampfung und Teil-Abbau der organischen Substanz gut 40 % an Masse. In der mechanischen Trennung erfolgt zunächst eine Metallabscheidung, nachfolgend werden aus dem Trockengut knapp

75 % an Leichtstoffen zur energetischen Verwertung abgeschieden. Es verbleiben rd. 23 % des getrockneten Gutes als abzulagerndes Material, dies sind 15 % des Unterkorns vor der Biologischen Trocknung. Vom gesamten MBA-Input werden einschließlich der vorher abgeschiedenen Inertstoffe damit rd. 11 % zur Deponie verbracht. Diese Schwerstoffe erfüllen ohne weitere Behandlung die Ablagerungskriterien der Deponieklasse 2 für MBA-Materialien.

Alle Brennstoffströme addiert ergeben einen ausgebrachten EBS-Anteil von ca. 36 % des MBA-Inputs, zzgl. etwa 5 % Biogas.

Tabelle 26: Massenbilanz der MBA

Massenbilanz MBA - ZAK		Anteile vom ...		
Fraktion	Mg pro Jahr	Abfall-Input	Trockn.-Input	Trockn.-output
<b>Hausmüll-Input</b>	<b>104.000</b>	<b>100,0%</b>		
Störstoffe Bunker	1.000	1,0%		
Input Mechanische Aufbereitung	103.000	99,0%		
Siebstrest > 150	8.000	7,7%		
ausgetrennte Schwer- und Störstoffe	1.000	1,0%		
ausgetrennte Metalle	1.000	1,0%		
<b>Input Biologische Stufe</b>	<b>93.000</b>	<b>89,4%</b>		
Abzug Biogas	5.000	4,8%		
Abzug Sand	1.000	1,0%		
Abzug Anaerobschlämme	1.000	1,0%		
Abzug Abwasser	24.000	23,1%		
<b>Summe Abzüge vor Trocknung</b>	<b>31.000</b>	<b>29,8%</b>		
<b>Input Biologische Trocknung</b>	<b>62.000</b>	<b>59,6%</b>	<b>100%</b>	
Trocknungsverlust	23.000	22,1%	37,1%	
<b>Input Mechanische Stofftrennung</b>	<b>39.000</b>	<b>37,5%</b>	<b>62,9%</b>	<b>100%</b>
Leicht-Feinfraktionen:	<b>29.000</b>	<b>27,9%</b>	<b>46,8%</b>	<b>74,4%</b>
davon 40-150 mm	11.000	<b>10,6%</b>	17,7%	28,2%
davon < 40 mm	18.000	<b>17,3%</b>	29,0%	46,2%
davon geschätzt 0-4 mm	4.000	3,8%	6,5%	10,3%
davon geschätzt 4-8 mm	3.000	2,9%	4,8%	7,7%
davon geschätzt 8-40 mm	11.000	10,6%	17,7%	28,2%
<b>Inertstoffe</b>	<b>9.000</b>	<b>8,7%</b>	<b>14,5%</b>	<b>23,1%</b>
zusätzlich ausgetrennte Metalle	1.000	1,0%	1,6%	2,6%

Die Qualitäts- und Stoffbilanz der Trocknung wurden nach den verfügbaren Daten in Tabelle 27 abgeschätzt.



Tabelle 27: Massenbilanz der biologischen Trocknung für 1.000 kg Trocknungsinput

Berechnung Input / Output je Tonne < 150 mm Input Trocknung		oTS-Anteil zum Brennstoff		85%	
		oTS-Verlustanteil gasförmig		15%	
				Output	
Parameter	Einheit	Input	Verlust	absolut	relativ
TS-Anteil	%	57,0%		90,0%	90,0%
Feuchte-Anteil	%	43,0%		10,0%	10,0%
oTS-Anteil	%	61,0%		57,0%	57,0%
Gesamt	kg	1.000	426	<b>574</b>	1.000
Wasser	kg	430	<b>373</b>	57	100
Trockensubstanz	kg	570	53	517	900
oTS-Anteil	kg	348	53	295	513
Asche/Inert	kg	222	0	222	387
Hu	kJ/kg	7.339			12.165
Hu aschefreie OTS	MJ/kg				24,2

Die nachfolgende Trennung des Trockengutes ist hinsichtlich der Mengen und Stoffqualitäten in Tabelle 28 zusammengefasst und stimmt mit den vom ZAK zur Verfügung gestellten Konsistenz- und Verteilungswerten des Brennstoffes gut überein.

Tabelle 28: Massenbilanz der Trennung des Trockengutes

Berechnung der Trennung in Inertstoffe und Brennstoff (Bezug 1 Mg Trocknungsinput)									
Verluste in Trocknung:		426 kg/Mg		Trockengut		Inertstoffe		Brennstoff	
Parameter		kg/Mg	Anteil	kg/Mg	Anteil	kg/Mg	Anteil		
Rohmasse		<b>574</b>	100,0%	<b>145</b>	100,0%	<b>429</b>	100,0%		
Wassergehalt		57	10,0%	10	7,0%	47	11,0%		
Trockensubstanz		517	90,0%	135	93,0%	382	89,0%		
davon OTS		295	51,3%	13	9,3%	281	65,5%		
davon Inert		222	38,7%	121	83,7%	101	23,5%		
OTS (% v. TS)			57,0%		10,0%		<b>73,6%</b>		
Inertmasse (% v. TS)			43,0%		90,0%		26,4%		
Hu bei Hu der OTS von	24 MJ/kg	12.165 kJ/kg		2.076 kJ/kg		15.571 kJ/kg			
Anteil von Trocknungsooutput		100%		<b>25,2%</b>		<b>74,8%</b>			
<b>Berechnet nach Angabe ZAK</b>					<b>25,6%</b>		<b>74,4%</b>		

Nach dieser Hochrechnung werden rd. fast 75 % des Trockengutes und rd. 95 % der darin enthaltenen OTS des Trockengutes in den Brennstoff überführt. Das sind im Vergleich sehr hohe Werte, aber insofern erklärbar, als durch die Siebung 150 mm mehr Kunststofffolien, Textilfasern und Papieranteile in das Unterkorn gelangen, die praktisch vollständig als Leichtgut ausgetrennt werden. Der hohe Bestand dieser „hochorganischen“ Stoffe spiegelt sich im hohen OTS-Gehalt des Trockengutes wider: Nach Trocknung liegt der ZAK-Wert bei 57 % der TS, gegenüber rd. 39 bzw. 49 % beim ZAB und abh-Versuch, und dies, obwohl ein relevanter Anteil der OTS vorher zu Biogas umgesetzt wurde.

Die Inert(=Asche)-Anteile des Trockengutes werden zu rd. 45 % in den Brennstoff überführt, dieser Anteil liegt recht genau im Bereich der beiden Trennversuche mit dem abh-Material < 80 mm, bei denen die Inertfraktion zu 41 bzw. 47 % in den Brennstoff gelangte.

### 7.3 Brennstoffqualität der Unterkorn-Leichtfraktionen

Die Qualitäten der Leichtstofffraktionen sind in Tabelle 29 als Mittelwerte der Untersuchungen im Jahr 2010 zusammengefasst. Die im Zuge der Verfahrensanpassungen leicht geänderten Siebloch-Größen und die Art der Probennahme führen zu gewissen Spannbreiten in den aufgeführten Kornklassen.

Tendenziell liegen die Ergebnisse in demselben Bereich wie die Leichtstoffe der Fraktionen aus den anderen Untersuchungen. Bedingt durch den größeren Siebschnitt in der Aufbereitung (150 mm) gelangt hier jedoch ein höherer Anteil von hochkalorischen Stoffen in die Leichtstofffraktion. Die Folge ist ein um rd. 10 %-Punkte gesenkter Ascheanteil der Trockensubstanz und ein um rd. 20-25 % höherer Heizwert.

Die Fraktionen > 80 mm liegen im Heizwert bei rd. 20 MJ/kg.

Positiv auffallend sind vergleichsweise niedrige Chlor- und Quecksilbergehalte.

Tabelle 29: Qualitäten der ausgebrachten Leichtstoff-Fraktionen

Brennstoff-Qualität		Leichtstoff-Fraktionen MBA Kahlenberg (mm)		
Parameter	Einheit	0-4 u. 0-8	0-30 u.0-40	30-80,40- 80
TS-Gehalt	Gew.-% FM	87,6	91,9	91,05
oTS	Gew.-% TS	61,8	65,1	71,9
Asche	Gew.-% TS	38,2	34,9	28,1
Hu OS	kJ/kg	11.561	13.320	17.332
Hu TS	kJ/kg	13.543	14.709	19.276
Hu OTS	kJ/kg	21.914	22.595	26.809
Chlor	Gew.-% TS	0,5	0,5	0,6
Schwefel	Gew.-% TS	n.b.	0,5	0,5
As	mg/kg TS	3,7	3,0	2,5
Cd	mg/kg TS	0,9	0,7	0,9
Co	mg/kg TS	8,7	12,9	11,9
Cr	mg/kg TS	150	100	98,9
Cu	mg/kg TS	160	145	148
Hg	mg/kg TS	0,6	0,5	0,5
Mn	mg/kg TS	680	470	350
Ni	mg/kg TS	26	30	28
Pb	mg/kg TS	81	81	99
Sb	mg/kg TS	4,0	4,1	12,0
Sn	mg/kg TS	14	15	16
Tl	mg/kg TS	0,4	0,4	0,4
V	mg/kg TS	18	17	15

## 7.4 Brennstoff-Verwertung

Durch die vorgeschaltete Siebung fallen die Ersatzbrennstoffe in verschiedenen Korngrößen an. Sie können je nach Anforderung des Brennstoffabnehmers an die Körnung des Materials gemischt oder einzeln ausgeschleust werden.

Aus den einzelnen Leichtstofffraktionen werden momentan durch Mischung

- mittelkalorische Brennstoffe mit der Körnung bis 8 mm bzw. bis 40 mm und
- ein hochkalorischer Brennstoff mit der Körnung 40-150 mm hergestellt.

Diese Brennstofffraktionen werden in Zementwerken, industriellen Heizkraftwerken und EBS-Kraftwerken verwertet.

Daneben werden Teile der Grobfraktionen > 80 mm im Moment in Müllverbrennungsanlagen energetisch verwertet.

## 7.5 Wirtschaftlichkeit

Der Gesamt-Invest für die MBA Kahlenberg betrug rund 40 Mio €. Die aktuellen Behandlungskosten werden mit 90 € pro Gewichtstonne Abfall angegeben.

Zu den Kosten insbesondere der mechanischen Trennung konnten keine detaillierteren Angaben gemacht werden.

## 7.6 Fazit

Die in der MBA Kahlenberg umgesetzte Technologie setzt nahezu vollständig die Zielstellung um, die im Abfall gebundenen Energieträger zu veredeln und für nachfolgende industrielle Abnehmer verfügbar zu machen. Begünstigt durch die standortspezifischen Vorteile eines auch die Abwärme nutzenden BHKW erfolgt dies zunächst durch die Produktion von Biogas aus der Herstellung und Vergärung eines Perkolat-Wassers. Die Stromerzeugung aus dem Biogas deckt bei deutlichen Überschüssen vollständig den elektrischen Eigenbedarf der Anlage.

Die biologische Trocknung erreicht innerhalb sehr kurzer Zeit (8 – 10 Tage) eine im Vergleich sehr geringe Restfeuchte von rd. 10 %. Aus dem Trockengut können mit der auf mehrere Kornfraktionen abgestellten mechanischen Trennung gleichzeitig realisiert werden:

- eine direkt ablagerungsfähige Schwerstofffraktion,
- eine sehr hohe Minderung der noch zur Ablagerung verbrachten Reststoffe,
- eine extrem hohe Ausbringung von brennbaren Bestandteilen in den Brennstoff.

Indem ein gegenüber anderen MBA deutlich höherer Anteil heizwertreicher Stoffe durch die biologische Trocknung geschleust wird, ist der aus diesen Stoffen erzeugte Brennstoff heizwertreicher und homogener als ein „Roh-Siebrest“ aus der Voraufbereitung.

Der technische Aufwand dafür ist erheblich – nichtsdestoweniger stellt der ZAK mit der Anlage unter Beweis, dass auch eine sehr komplexe MBA-Anlagentechnik stabil und entsorgungssicher realisiert und betrieben werden kann.

## 8 Grundkonzept der Trennanlagen-Nachrüstung

Das Grundfließbild einer nachgerüsteten Trennanlage mit einem Durchsatz von rd. 10 Mg/h ist in Abbildung 31 vereinfacht skizziert.

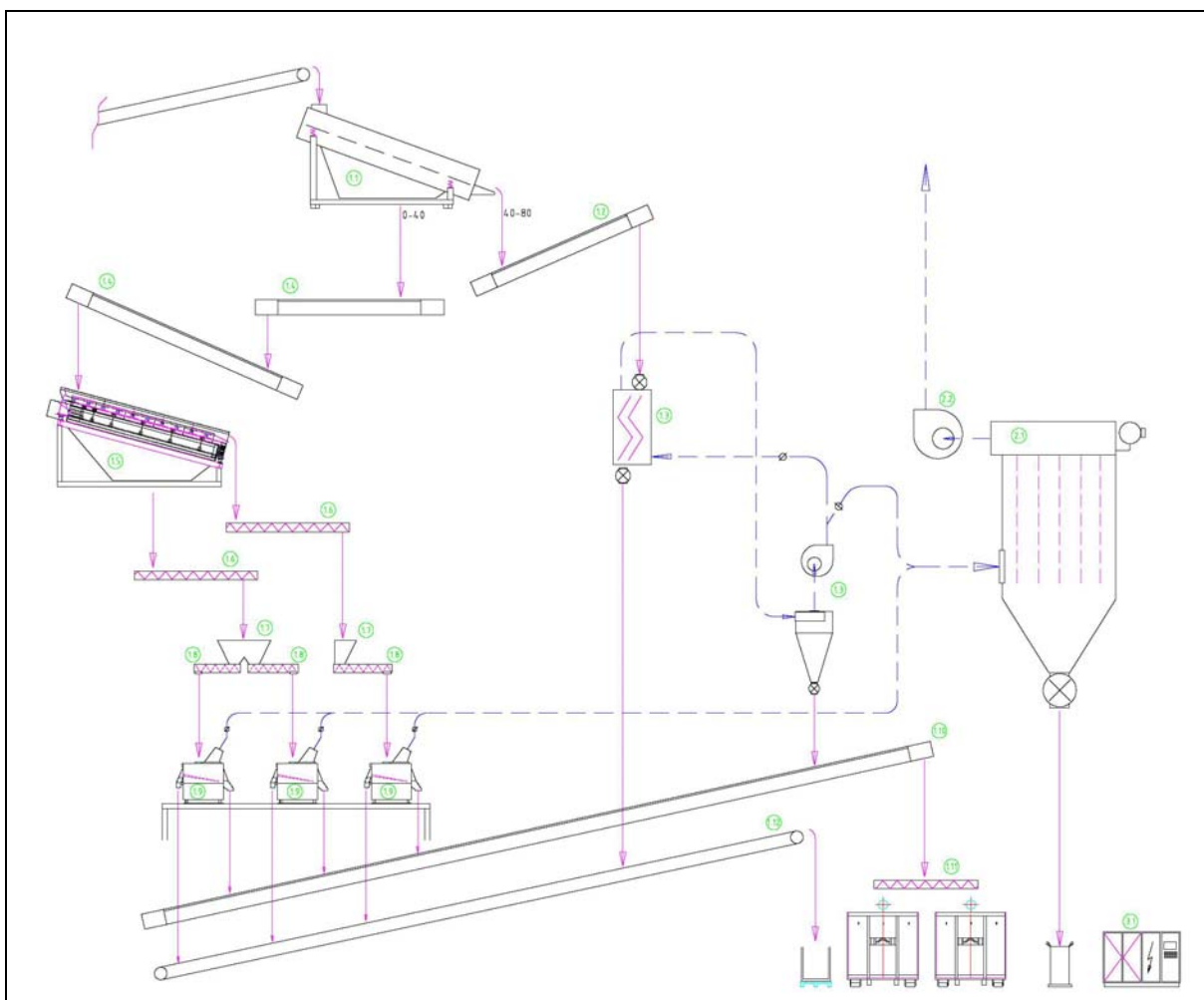


Abbildung 31: Fließbild der nachgerüsteten Trennanlage

Die genaueren Spezifikation der Aggregate hinsichtlich Energieverbrauch sowie die Kostenkalkulation finden sich in Kapitel 9.

Das Trockenmaterial wird nach Aufgabe zunächst auf einem Flach-Schwingsieb in die Fraktionen  $< 50$  sowie  $> 50$  mm getrennt. Das Grobmaterial wird zum Zickzack-Windsichter

gefördert, dessen Leichtfraktion in einem Zyklon abgeschieden wird. Das Schwergut fällt auf ein Sammelband, das auch die Schwerfraktionen der Trenntische aufnimmt.

Das im ersten Sieb abgetrennte Unterkorn < 50 mm wird in zwei bis drei weitere Kornklassen getrennt, die den Trenntischen zugeführt werden. Nicht dargestellt ist die notwendige Einbindung einer ergänzenden FE/NE-Trennung, die den Leichtstoff entschrotet. Ebenfalls zu ergänzen ist die Anpelletierung. Diese Zusatzkomponenten sind in die Kalkulation in Kapitel 9 aufgenommen.

Die staubbelastete Abluft der Trenntische und Teile der im Kreislauf geführten Zyklon-Abluft werden abgesaugt und über einen Gewebefilter gereinigt. Da diese Abluft durch den vorgeschalteten biologischen Abbau des Materials kaum TOC-belastet ist, muss sie nicht über die RTO gereinigt werden. Im abgebildeten Fall wird dieser Staub separat gefasst, kann aber – wie bei großtechnischen MPS-Anlagen praktiziert und in der Bilanz unter Kapitel 5.2.1 eingerechnet – der Leichtfraktion zugeschlagen werden.

## 9 Wirtschaftlichkeit einer Umrüstung

Die Summenkosten einer Umstrukturierung sind zu ermitteln aus den zusätzlichen Kosten des Umbaus und den Mehrkosten der Betriebsführung in Einzelbereichen, denen Gutschriften durch eingesparte Betriebskosten an anderer Stelle gegenüber zu stellen sind. Die einzelnen Kosten- und Gutschriftpositionen werden nachstehend kurz dargestellt und in den nachfolgenden Kapiteln detaillierter diskutiert.

### Invest zur Umrüstung der Anlage

Im Wesentlichen bezieht sich der zusätzliche Invest auf die neu zu installierende Trennanlage für das erzeugte Trockengut. Bei der vorhandenen (Tunnel)MBA endet die Intensivrotte mit dem Austrag auf die Nachrottefläche alternativ per Radlader oder per mechanisiertem Austragssystem. Bis zu dieser Schnittstelle bleibt die Verfahrenstechnik der MBA unberührt. Neu einzurichten und kostenseitig in Kapitaldienst und Betrieb zu kalkulieren sind:

- Trennanlage,
- zu- und abfördernde Einrichtungen,
- Aggregate zur Anpelletierung,
- Entstaubungseinrichtungen.

### Transport und Verwertung des Brennstoffs

Der zusätzlich erzeugte Unterkornbrennstoff – rd. 30 % des MBA Inputs – muss zur geeigneten Verwertungseinrichtung (insb. Kraftwerk) transportiert werden. Klimaökologisch spielt der **Transport** auch bei größeren Distanzen kaum eine Rolle, wirtschaftlich durchaus. Die für die **Verwertung** des Brennstoffs gesetzten Preise richten sich nach dem Aufwand der Verarbeitung, dem Heizwert des Brennstoffs als Substitut für sonst zu erwerbende Regelbrennstoffe und – zukünftig maßgeblich – nach den Lizenzkosten emittierter fossiler

Treibhausgase. Letztere werden durch die Verwertung eines aus regenerativer Organik bestehenden Ersatzbrennstoffs reduziert.

An **Gutschriften** stehen diesen Mehrkosten gegenüber:

- Eingesparte Kosten für den Betrieb der Nachrotte,
- Reduzierter Aufwand für den Transport von Deponiegut zur Ablagerung,
- Gutschriften für den Minderbedarf an Deponievolumen,
- Zusätzliche Erlösmöglichkeit durch Verarbeitung anderer biogener Abfallstoffe in den freigesetzten Rottekapazitäten und Nachrottebereichen der MBA.

## 9.1 Trennanlage

Die nachstehend aufgeführten Kosten beziehen sich auf zwei Datengrundlagen:

- a) Richtangebot der Lieferfirma für eine Trennanlage, basierend auf den Versuchsergebnissen,
- b) Trennanlage der MBA Neumünster.

### 9.1.1 Kostenkalkulation nach Richtangebot Trennsototechnik

Tabelle 30 weist die Invest-Positionen einer Trennanlage mit 9 und 18 Mg/h aus. Die Trennanlage selbst ist mit einem Invest von rd. 1,1 bis 1,8 Mio € netto anzusetzen. Der Invest des Bauteils ist mit rd. 0,45 bzw. 0,69 Mio € angesetzt.

Tabelle 30: Investitionsbedarf Trennanlage für 9 und 18 Mg/h Durchsatz

<b>Zusammenfassung der Invest-Summen (netto)</b>			
<b>Trennanlage getrocknetes Unterkorn, Beträge in Euro</b>		<b>Var. 1 9 Mg/h</b>	<b>Var. 2 18 Mg/h</b>
<b>Trenntechnik</b>	<b>Gesamt</b>	<b>1.117.000</b>	<b>1.767.800</b>
Aufbereitungsanlage	ME	570.000	969.000
Filtereinheit	ME	67.000	93.800
Schaltschrank	ME	65.000	97.500
Montage	ME	175.000	262.500
Beschickung+Trichter	ME	40.000	60.000
Elektr.-Anbindung	ME	10.000	15.000
Montagehilfsmittel	ME	10.000	12.000
FE-/NE-Trennung	ME	150.000	210.000
Anpelletierung	ME	0	0
Fördertechnik	ME	30.000	48.000
<b>Bauteil</b>	<b>Gesamt</b>	<b>455.000</b>	<b>687.000</b>
Hallenbereich	Bau	300.000	450.000
Erschließung	Bau	25.000	35.000
Genehmigung	Bau	30.000	42.000
Planung	Gesamt	100.000	160.000
<b>Gesamt</b>	<b>Netto</b>	<b>1.572.000</b>	<b>2.454.800</b>
<b>Gesamt</b>	<b>Brutto</b>	<b>1.870.680</b>	<b>2.921.212</b>

Bei Bedarf auf Anpelletierung, um die Schüttdichte des Brennstoffs zu erhöhen und gleichzeitig durch die Einpressung von Feinstpartikeln die Staubentwicklung bei weiteren Umlade- und Fördervorgängen zu mindern, ist in Tabelle 31 der orientierende Investitionsbedarf einer Anpelletierung mit rd. 12 Mg/h an Fluff-Durchsatz zusammengestellt.

Tabelle 31: Investitionsbedarf Anpelletierung

<b>Investkosten für die Anpelletierung</b>	<b>Preis netto</b>
1 Presse, incl. Schaltanlage + Steuerung	180.000,00 €
Vorlagebunker	150.000,00 €
Zuförderung Pressen	80.000,00 €
Abförderung Pressen	80.000,00 €
<b>Gesamtinvest M+E</b>	<b>490.000,00 €</b>
Anteiliger Invest Bauteil	90.000,00 €
<b>Geamt-Invest</b>	<b>580.000,00 €</b>

Auf die Personal- und sonstigen Betriebskosten wird im weiteren Verlauf des Berichtes eingegangen. Aus Tabelle 32 ist der Strombedarf der Trennung mit 9 Mg/h ersichtlich, rd. 9 kWh/Mg durchgesetztes Trockengut.

Tabelle 32: Strombedarf der Trennanlage ohne Anpelletierung

Strombedarf Anlage 9 Mg/h	
Anschlusswerte	kW
Eintragsförderer	3,0
Schwingsieb	15,0
TKF zu Windsichter	4,0
Windsichter Mechanik	3,0
Windsichter Gebläse	23,5
TKF 2x	6,6
Spannwellensieb	2,7
Sammelschnecken 2x	4,4
Dosierschnecken 3 x	3,3
Trenntisch 3 x	18,5
TKF Leichtgut	5,5
Verladeschnecken 2 x	6,0
Austrag Schwergut	1,5
FE-NE-Trennung	30,0
Anpelletierung	0,0
<b>Summe Antriebe</b>	<b>127,0</b>
eff. Verbrauch 65 %	<b>82,6</b>
Durchsatz Mg/h	9,0
spez. Verbrauch kWh/Mg	<b>9,2</b>

Bei doppeltem Durchsatz (18 Mg/h) wird ein um 10 % niedrigerer Stromverbrauch angesetzt (rd. 8 kWh/Mg). Für eine nachgeschaltete Anpelletierung mit 12 Mg/a – die damit das Leichtgut der 18 Mg/h-Trennanlage verarbeiten kann – sind zusätzlich rd. 330 kW Anschlussleistung und rd. 17 kWh je Tonne *Leichtgut* anzusetzen. Incl. Anpelletierung beliefen sich der Stromverbrauch der Trennung demnach auf rd. **20 kWh je Mg Trockengut**.

Tabelle 33 stellt die Betriebs- und Gesamtkostenberechnung der Trennung zusammen.



Tabelle 33: Betriebskostenberechnung der Trennung und Anpeltierung

Betriebskostenrechnung der Trenntechnik-Nachrüstung für MBA				Zinssatz %: 5,0		MWST: 19%	
Durchsatz Trennanlage Mg/h:		Var. 1: 9 Mg/h		Var. 2: 18 Mg/h		Anpeltett.: 12 Mg/h	
Alle Kostenangaben in Euro		netto	brutto	netto	brutto	netto	brutto
Tägl. Betriebszeit h		13	13	13	13	13	13
Durchsatz Mg/a(250 A-Tage)		29.250	29.250	58.500	58.500	39.000	39.000
<b>Investitionen</b>							
Bauteil		455.000	541.450	687.000	817.530	90.000	107.100
Mobilgeräte (= Container)		20.000	23.800	38.000	45.220		0
Maschinenteknik / E-Technik		1.117.000	1.329.230	1.767.800	2.103.682	490.000	583.100
<b>Investitionen Gesamt</b>		<b>1.592.000</b>	<b>1.894.480</b>	<b>2.492.800</b>	<b>2.966.432</b>	<b>580.000</b>	<b>690.200</b>
<b>Personalkosten Gesamt</b>							
		<b>56.000</b>	<b>56.000</b>	<b>84.000</b>	<b>84.000</b>	<b>58.500</b>	<b>58.500</b>
<b>Unterhaltungskosten (Euro/a)</b>							
RWU (Anteil an Bauteil-Invest)	0,5%	2.275	2.707	3.435	4.088	450	536
RWU (Anteil an Mobilgeräte-Invest)	10,0%	2.000	2.380	3.800	4.522	0	0
RWU (Anteil an M+E-Technik-Invest, Pellet 12%)	10,0%	111.700	132.923	176.780	210.368	58.800	69.972
<b>Unterhaltungskosten Gesamt</b>		<b>115.975</b>	<b>138.010</b>	<b>184.015</b>	<b>218.978</b>	<b>59.250</b>	<b>70.508</b>
<b>Kapitalkosten (in Euro/a) s. Tabelle 3</b>							
Bauteil	20 a	0,0802426	36.510	43.447	55.127	65.601	7.222
Mobilgeräte (= Container)	6 a	0,1970175	3.940	4.689	7.487	8.909	5.913
Maschinenteknik / E-Technik	8 a	0,1547218	172.824	205.661	273.517	325.485	75.814
<b>Kapitalkosten Gesamt</b>		<b>213.275</b>	<b>253.797</b>	<b>336.131</b>	<b>399.995</b>	<b>88.948</b>	<b>105.849</b>
<b>Betriebsmittel (in Euro/a), s. Tabelle 4</b>							
Strom	0,15	40.243	47.889	72.438	86.201	112.125	133.429
Diesel	1,20	35.100	41.769	70.200	83.538	0	0
Frischwasser	2,00	585	585	878	878	0	0
Prozessabwasser	7,50	2.194	2.347	3.291	3.521	0	0
<b>Betriebsmittel Gesamt</b>		<b>78.122</b>	<b>92.591</b>	<b>146.806</b>	<b>174.137</b>	<b>112.125</b>	<b>133.429</b>
<b>Zusammenfassung Betriebskosten (Euro/a)</b>							
Personalkosten		56.000	56.000	84.000	84.000	58.500	58.500
Unterhaltungskosten		115.975	138.010	184.015	218.978	59.250	70.508
Betriebsmittel		78.122	92.591	146.806	174.137	112.125	133.429
Verwaltungskosten, Anteil von Personalkosten	10%	5.600	5.600	8.400	8.400	5.850	5.850
Versicherung	1 % von Inv.	15.920	18.945	24.928	29.664	5.800	6.902
Analysekosten	pauschal	10.000	11.900	20.000	23.800	0	0
<b>Betriebskosten Gesamt</b>		<b>281.617</b>	<b>323.046</b>	<b>468.149</b>	<b>538.979</b>	<b>241.525</b>	<b>275.188</b>
<b>Gesamtkosten (Euro/a)</b>							
Kapitalkosten		213.275	253.797	336.131	399.995	88.948	105.849
Betriebskosten		281.617	323.046	468.149	538.979	241.525	275.188
<b>Summe Jahreskosten</b>		<b>494.892</b>	<b>576.843</b>	<b>804.279</b>	<b>938.975</b>	<b>330.473</b>	<b>381.037</b>
<b>Behandlungskosten (Euro/Mg Trockengut-Input)</b>		<b>16,92</b>	<b>19,72</b>	<b>13,75</b>	<b>16,05</b>	<b>5,65 f. Var.2</b>	<b>6,51 f. Var.2</b>
<b>Behandlungskosten incl. Anpeltierung netto/brutto</b>		<b>24,83</b>	<b>28,84</b>	<b>19,40</b>	<b>21,70</b>	<b>7,91 f. Var.1</b>	<b>9,12 f. Var.1</b>

Diese Kalkulation ist linksstehend aufgeteilt in die zwei o.g. Varianten im Zweischichtbetrieb bei 9 und 18 Mg/h, jeweils mit Brutto- und Nettokosten (wobei bei den Bruttokosten lediglich die Personal- und Wasserkosten aus dem regulären MWST-Satz von derzeit 19 % herausfallen). Rechtsstehend die Kosten einer zusätzlichen Anpeltierung, falls nach Abnahmebedingungen der Verwertung erforderlich.

Es zeichnet sich daraus ab:

- Durchsatzabhängig liegen die spezifischen Trennungskosten je Tonne Trockengut zwischen 14 und 17 Euro netto (16 bis 20 €/Mg brutto).
- Eine Anpeltierung erhöht die Nettokosten um 6-8 Euro je Tonne Trockengut.

Im ökonomischeren Zweischicht-Betrieb sind als Summe von Trennung und Anpelletierung zwischen 20 und 25 €/Mg netto zu erwarten. Unter Zuschlag von Unschärfen werden als Maximalkosten **30 €/Mg** gesetzt.

### 9.1.2 Kosten Trennung MBA Neumünster

Die MBA Neumünster betreibt eine Trennanlage der Fa. Trennso-Technik, für die zu großen Teilen die damaligen Investitionskosten zur Verfügung gestellt werden konnten. Die Zusammenstellung des Invests zeigt Tabelle 34, wobei die nicht im damaligen Lieferumfang enthaltenen Komponenten seitens ICU als Schätzbetrag eingebracht wurden (so z.B. die anteiligen Baukosten sowie NE/FE-Trennung).

Tabelle 34: Investkostenermittlung/-schätzung der Trennanlage der MBA Neumünster

Invest-Summen Trenntechnik MBA Neumünster 70.000 Mg/a				2005
Quelle	Bereich	Anzahl	Bezeichnung	Summe €
Schätzung ICU	Sieb 10/25/40	1	Siebung < 80	220.000
Trennso	Trennung 40/80	1	Zickzack-Sichter 40/80	65.000
Trennso	Zufuhr 0/40	3	Trogkettenförderer ab Sieb	95.000
Trennso	Zufuhr 0/40	1	Verteiltförderer zu Behältern	
Trennso	Trennung 0/10	2	Dosierbehälter 600 l	80.000
Trennso	Trennung 0/10	2	Dosierschnecke	
Trennso	Trennung 0/10	2	Trenntische	
Trennso	Trennung 10/25	3	Dosierbehälter 600 l	125.000
Trennso	Trennung 10/25	3	Dosierschnecke	
Trennso	Trennung 10/25	3	Trenntische	
Trennso	Trennung 25/40	1	Dosierbehälter 600 l	45.000
Trennso	Trennung 25/40	1	Dosierschnecke	
Trennso	Trennung 25/40	1	Trenntische	
Trennso	Leichtgutfassung	1	Zyklon, Entstaubung, Arbeitsbühne	245.000
Trennso	Fracht	1	Fracht, Verpackung, Verladung	12.000
Trennso+Sieb	Montage	1	Montage + Material	165.000
Schätzung ICU	Leichtgut	pauschal	FE-/NE-Trennung	220.000
Schätzung ICU	Bühne Sichter	pauschal	Podeste/Bühne/Stahlkonstr.	20.000
Schätzung ICU	Elektrik	pauschal	Schaltschrank+Steuerung	80.000
Schätzung ICU	Elektrik	pauschal	Elektr.-Anbindung	10.000
Schätzung ICU	Montage	pauschal	Montagehilfsmittel	10.000
Schätzung ICU	Anbindung	pauschal	ergänzende Fördertechnik	20.000
Schätzung ICU	Engineering	pauschal	Planung	60.000
<b>Summe netto</b>			<b>Trenntechnik</b>	<b>1.472.000</b>
Schätzung ICU	Bauteil	pauschal	Hallenbereich für Trennung	400.000
Schätzung ICU	Bauteil	pauschal	anteilige Erschließung	25.000
Schätzung ICU	Bauteil	pauschal	anteilige Genehmigung	20.000
Schätzung ICU	Bauteil	pauschal	anteilige Bauplanung	30.000
<b>Summe netto</b>			<b>Bauteil</b>	<b>475.000</b>
<b>Summe netto</b>			<b>Gesamt</b>	<b>1.947.000</b>

Die Anlage enthält *keine* Anpelletierung, das ausgetrennte Leichtgut wird zusammen mit den aufbereiteten Grob-Siebresten der Vorsiebung zur stadteigenen Wirbelschicht-Verbrennung verbracht. Der Anschlusswert aller Aggregate incl. der zugerechneten FE/NE-Trennung liegt bei rd. 275 kW, bei einem mittleren Verbrauch von 70 % der Anschlussleistung und 23-24 Mg/h Durchsatz sind je Tonne zu trennendem Trockengut zwischen 8 und 9 kWh zu berechnen. Dieser Verbrauch deckt sich mit den Beträgen aus Tabelle 32

Aus diesen Investbeträgen und den vom Betreiber teils direkt angegebenen, teils aus der Vorkalkulation seitens ICU bestätigten Kostenbeträge wurden die Gesamt-Betriebskosten in Tabelle 35 zusammengestellt.

Es resultiert ein berechneter Aufwand von netto rd. **8 – 9 €/Mg** zu trennendes Trockengut. Dieser Betrag liegt deutlich unter den in Tabelle 33 benannten spezifischen Trennbeträgen von 14 €/Mg, was teils auf den größeren Durchsatz der Trennanlage zurück zu führen ist. Objektiv geringer sind die RWU- und Personalkosten. Eine Rolle spielt aber auch die Kostensteigerung zwischen 2005 und heute (2010) die im Maschinenbau mit rd. 15 % abgeschätzt werden kann.

### 9.1.3 Zwischenfazit zu den Kosten

Als Richtgrößen des **Invests** für die Trennung incl. Schrottabseidung können bei einer Stundenleistung zwischen 18 und 25 Mg zu trennendem Trockengut (Jahresleistung zwischen 60.000 und 70.000 Mg) zwischen 100.000 und 160.000 € je Tonne Stundendurchsatz angesetzt werden. Eine Anpelletierung ist im Invest bei rd. 50.000 € pro Tonne Stundendurchsatz einzuordnen, die Erzeugung von Hart-Pellets erhöht durch die drastisch gesenkte Durchsatzleistung den spezifischen Invest um den Faktor 3 – 4.

Die Vollkosten lassen sich ohne Anpelletierung zwischen 10 und 17 Euro/Mg abschätzen, ein Anpelletierung erhöht diesen Betrag um 6 - 8 Euro netto. Die tatsächlichen Kosten richten sich maßgeblich nach:

- dem Durchsatz der Anlage,
- der Möglichkeit eines Zweischicht-Betriebes,
- der Integrationsmöglichkeit der Anlage in die vorhandene Infrastruktur.

### 9.1.4 Transportkosten

Als Richtgröße können 8 – 10 € je Tonne EBS und 100 km Distanz zum Verwerter des Brennstoffs angesetzt werden, degressiv bei größeren Entfernungen wegen der Verteilung der konstanten Be- und Entladezeit auf eine größere Kilometerzahl.

### 9.1.5 Verwertungskosten

Nach EEG kann der erzeugte Brennstoff nicht als Biomasse gewertet werden, eine EEG-entsprechende Vergütung kann demnach nicht aktiviert werden. Wirksam wird allerdings – und zwar künftig zunehmend – die eingesparten Kosten der CO<sub>2</sub>-Lizenzen aus dem hohen regenerativen C-Anteil des Unterkorn-Brennstoffs. Im Gegensatz zu „normalem“ MBA-Siebüberlauf, für den frei Anlage aktuell (2010) rd. 30 – 40 € netto je Mg Brennstoff an

Zuzahlung erhoben werden, werden für den Unterkorn-Brennstoff in naher Zukunft keine Zuzahlungen mehr aufgerufen.

Tabelle 35: Betriebskostenberechnung der Trennanlage Neumünster

<b>Betriebskostenrechnung der Trenntechnik für MBA Neumünster</b>			
Durchsatz Trennanlage Mg/h	23,5	Kosten Trennanlage	
Alle Kostenangaben in Euro		netto	brutto
Tägl. Betriebszeit h		12	12
Durchsatz Mg/a(250 A-Tage)		70.500	70.500
<b>Investitionen</b>			
Bauteil		475.000	565.250
Mobilgeräte (= Container)		20.000	23.800
Maschinentchnik / E-Technik		1.472.000	1.751.680
Investitionen Erschließung/Genehmigung	in Bauteil	0	0
<b>Investitionen Gesamt</b>		<b>1.967.000</b>	<b>2.340.730</b>
<b>Personalkosten Gesamt, s. Tabelle 4</b>		<b>32.000</b>	<b>32.000</b>
<b>Unterhaltungskosten (Euro/a)</b>			
RWU (Anteil an Bauteil-Invest)	0,5%	2.375	2.826
RWU (Anteil an Mobilgeräte-Invest)	10,0%	2.000	2.380
RWU (Anteil an Maschinen-/E-Technik-Invest)	8,0%	117.760	140.134
<b>Unterhaltungskosten Gesamt</b>		<b>122.135</b>	<b>145.341</b>
<b>Kapitalkosten (in Euro/a) s. Tabelle 3</b>		Annuitätsfaktor	
Bauteil	20 a	0,0802426	38.115
Mobilgeräte (= Container)	6 a	0,1970175	3.940
Maschinentchnik / E-Technik	8 a	0,1547218	227.751
<b>Kapitalkosten Gesamt</b>			<b>269.806</b>
<b>Betriebsmittel (in Euro/a)</b>		Euro/Einheit	
Strom		0,15	87.381
Diesel		1,20	42.300
Trinkwasser		2,00	705
Prozessabwasser		7,50	2.644
<b>Betriebsmittel Gesamt</b>			<b>133.030</b>
<b>Zusammenfassung Betriebskosten (Euro/a)</b>			
Personalkosten		32.000	32.000
Unterhaltungskosten		122.135	145.341
Betriebsmittel		133.030	157.854
Verwaltungskosten, Anteil von Personalkosten	10%	3.200	3.200
Versicherung	1 % von Inv.	19.670	23.407
Analysekosten	pauschal	20.000	23.800
<b>Betriebskosten Gesamt</b>		<b>330.035</b>	<b>385.602</b>
<b>Gesamtkosten (Euro/a)</b>			
Kapitalkosten		269.806	321.069
Betriebskosten		330.035	385.602
<b>Summe Behandlungskosten</b>		<b>599.841</b>	<b>706.671</b>
<b>Summe Jahreskosten</b>		<b>599.841</b>	<b>706.671</b>
<b>Behandlungskosten (Euro/Mg Input)</b>		<b>8,51</b>	<b>10,02</b>

### 9.1.6 Gutschriften für eingesparte Nachrotte

Das zu deponierende Schwergut hält nach Versuchsergebnissen die Parameter der Deponieverordnung für MBA-Materialien bei entsprechender Trenntechnik ein, knapp erfüllt ist lediglich der DOC. Bei entsprechender betrieblicher Optimierung der Trenntechnik ist eine Nachrotte absehbar entbehrlich: Zumindest kann der noch notwendige Nachrottezeitraum auf wenige Wochen bis zur Unterschreitung DOC-Grenzwertes von 300 mg/l verkürzt werden. In jedem Fall betrifft die Masse zur Nachrotte (bzw. Deponie) nur mehr etwa ein Drittel des konventionellen Nachrotte-Betriebes.

Für den Modellfall einer Nachrotte von rd. 50.000 Mg/a sind in Tabelle 36 die Kosten des Nachrottebetriebes zusammengetragen. Nicht aufgenommen ist der Aufwand für Wasser, Hallen- und Rotteflächenwartung sowie der Kapitaldienst für Halle und Flächenbefestigung. Überschlägig kann der Aufwand der Nachrotte mit 1 – 2 Euro je Tonne Intensivrotte-Austrag angesetzt werden.

Tabelle 36: Überschlägige Kosten des Nachrottebetriebes

Parameter	Einheit	Wert
Nachrotte - Material	Mg/a	50.000
Nachrottezeit	Wochen	7,0
Umsetzung je Woche	Anzahl	1,8
Umsetzvorgänge je Charge, Anzahl		12,6
Umgesetztes Material	Mg/a	630.000
Leistung Umsetzer	Mg/h	800
Umsetzerstunden	Std./a	788
Kosten Umsetzer	€/h	85
Kosten Umsetzer	€/a	66.938
Kosten Umsetzung	€/Mg	1,34

### 9.1.7 Gutschriften für eingespartes Deponievolumen

Gegenüber dem konventionellen MBA-Betrieb sinken die abgelagerten Mengen bei MBS-Betrieb auf rund ein Drittel. Ob und in welchem Umfang hier Gutschriften eingestellt werden können, ist einerseits von herausragender Bedeutung für die Wirtschaftlichkeit und Umsetzung des Konzeptes, andererseits wegen der sehr unterschiedlichen Lage der jeweiligen MBA-Betreiber nicht generalisierbar.

**Minimal** werden die Gutschriften ausfallen, wenn eine eigene Deponie auf große künftige Ablagerungsmengen bereits kostenwirksam eingerichtet ist (Basisabdichtung, Erschließung), damit eine Deckung des Kapitaldienstes unausweichlich ist und alternative Depo-niemengen nicht akquiriert werden können. Hier beschränkt sich die Gutschrift auf die reinen Betriebskosten des Einbaus.

**Maximale** Gutschriften für reduzierte Ablagerungsmengen können in der Konzeptkalkulation eingestellt werden, wenn:

- z.B. bei Verfüllung der bestehenden *eigenen* Deponie in naher Zukunft der komplette Invest/Kapitaldienst einer Deponieerweiterung oder -neueinrichtung eingespart werden kann, weil die bestehende Laufzeit um den Faktor 3 verlängert wird,
- für die bestehende, *eigene* Deponie alternative Ablagerungsmengen zu attraktiven Zuzahlungs-Bedingungen am Markt verfügbar sind,
- die Ablagerung *fremd* vergeben ist, so dass eine Minderung der Mengen beim nächsten Vertragsabschluss kostenwirksam umgesetzt werden kann.

Auf der Grundlage von Vollkosten können die eingesparten Deponiekosten mit **40 €/Mg** als **Maximum** angesetzt werden. Bei der Einschätzung des **Minimums** wird der reine Betriebskostenaufwand mit **10 €/Mg** veranschlagt.

Für den **Transport zur Deponie** wird i.d.R. die Distanz kaum zu Buche schlagen, hier bestimmt der Aufwand für die Befüllung und Entleerung der Transport-Fahrzeuge die Kosten – je Tonne Deponiegut werden pauschal 4 € veranschlagt.

#### 9.1.8 Gutschriften für verarbeitete organische Reststoffe

Im Zuge der Bemühungen, sortenreine organische Reststoffe energieeffektiver zu verwenden, wird die Kompostierung künftig zunehmend durch Vergärung oder auch Brennstoffherzeugung ersetzt werden. Für letztere ist eine Trocknung erforderlich. Diese kann ebenso wie die geschilderte Trocknung von Restmüll-Unterkorn auf biologischem Wege erfolgen. Die Umstellung der MBA auf MBS-Verarbeitung des Abfall-Unterkorns kann im optimierten Fall die Rottezeit halbieren und damit die Hälfte der Tunnel für die Behandlung sortenreiner organischer Abfälle freisetzen – siehe Abbildung 32. Nach der Trocknung wird der getrocknete Organik-Stoff abgesiebt, um in einem Arbeitsgang Inertstoffe auszuschleusen und gleichzeitig mit der Feinfraktion einen Frischkompost zur stofflichen Verwertung bereit zu stellen.

Wirtschaftlich interessant ist diese Co-Verarbeitung von Grün- und Bioabfällen, weil kaum kapitaldienstintensive Investitionen anfallen, die bei einer höherwertigen Behandlung (z.B. Vergärung von Bioabfällen) rd. 60 % der Gesamtkosten ausmachen. Der Kapitaldienst für Bauteile (Tunnel, Hallen), Maschinen- und Elektroteil (Aufbereitung, Gebläse, Steuerung) wird bereits über den Hausmüllbetrieb erbracht. Der Aufwand für eine auf die Tunneldecken aufgebrauchte Wärmedämmung ist – umgerechnet in jährlichen Kapitaldienst – im niedrigen einstelligen Euro-Bereich je Tonne anzusetzen und liegt im Unschärfbereich der sonstigen kostenbestimmenden Faktoren. Es verbleibt ein reiner Betriebsaufwand, der sich im Bereich von 30 €/Mg einordnen lässt.

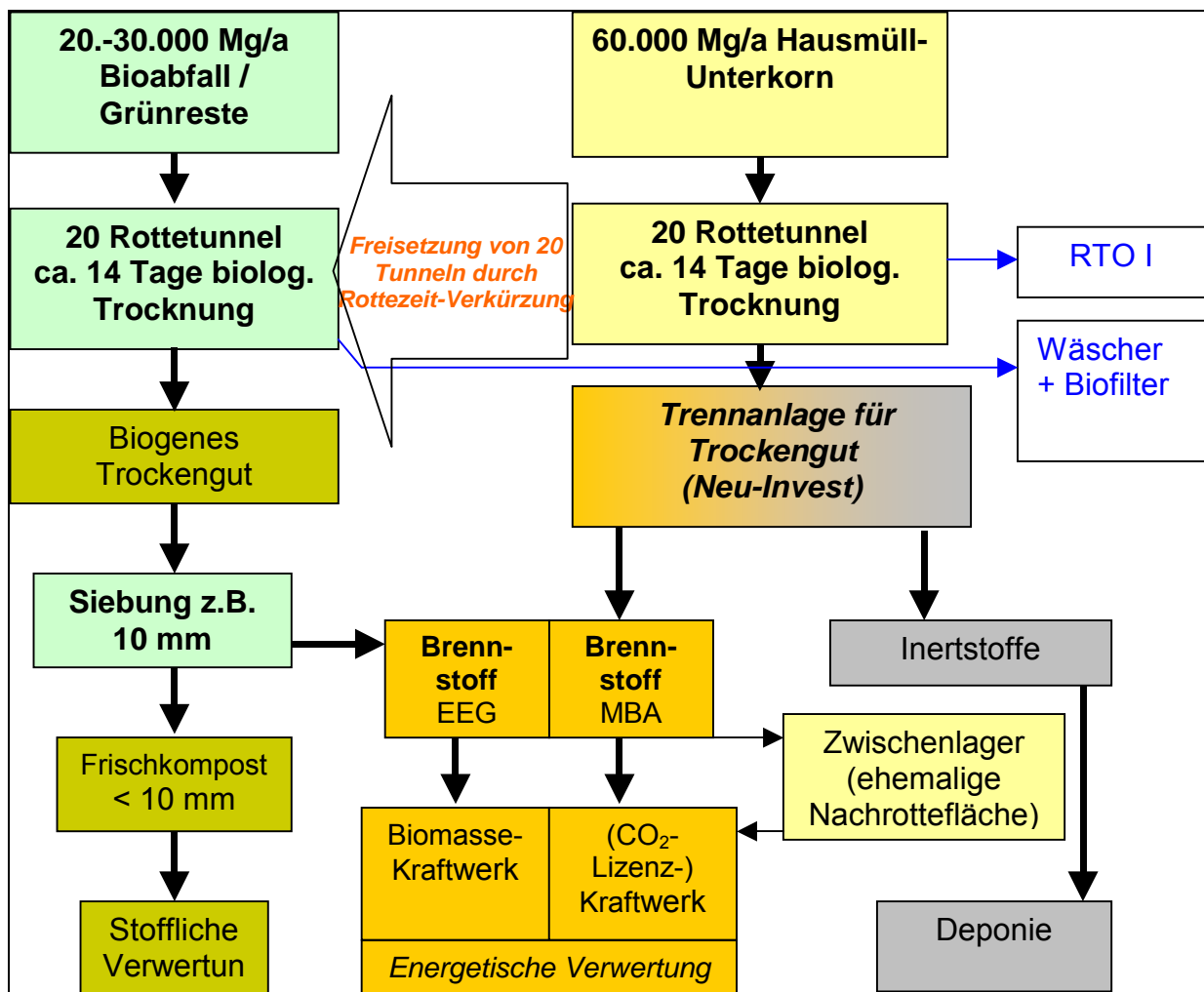


Abbildung 32: Option Co-Verarbeitung von Bioabfall oder Grünresten

Vollkosten-Marktpreise für neu errichtete Vergärungsanlagen sind in der Region von 50 – 60 €/Mg anzusetzen, tw. deutlich darüber. Eine hochwertige Bioabfall-Behandlung wie die o.g. Aufbereitung zu Brennstoff wird mit 50 €/Mg absolut konkurrenzfähig auftreten und damit unter Abzug des Realaufwandes einen Zusatzerlös in der Größenordnung von mindestens 15 €/Mg aktivieren können.

Sieht man von der Bioabfallverarbeitung ab, kann die umgestellte MBA ein sehr spezifisches Grünrestproblem lösen helfen, nämlich die Abnahme von Herbstlaub. Technische Lösungen, dieses Laub für eine Verbrennung aufzubereiten, sind durchaus verfügbar. Anlagen dieser Art müssen – wie jede sonstige Anlage auch – ganzjährig ausgelastet sein. Das ist für eine Laubtrocknungsanlagen mit den über rd. 8 Monate anfallenden sonstigen Grünresten möglich, nur wird eine auf dieses Auslastungsniveau abgestellte Anlage den zwischen Oktober und Dezember anfallenden Herbstpeak an Laub nur gut zur Hälfte abarbeiten können. Ein maßgeblicher Betrag könnte von einer MBA abgenommen, getrocknet und zwischengelagert werden, um dann nach rd. zwei Monaten zur energetischen Verwertung zurückgeführt zu werden. siehe dazu Mustersituation in Abbildung 33.

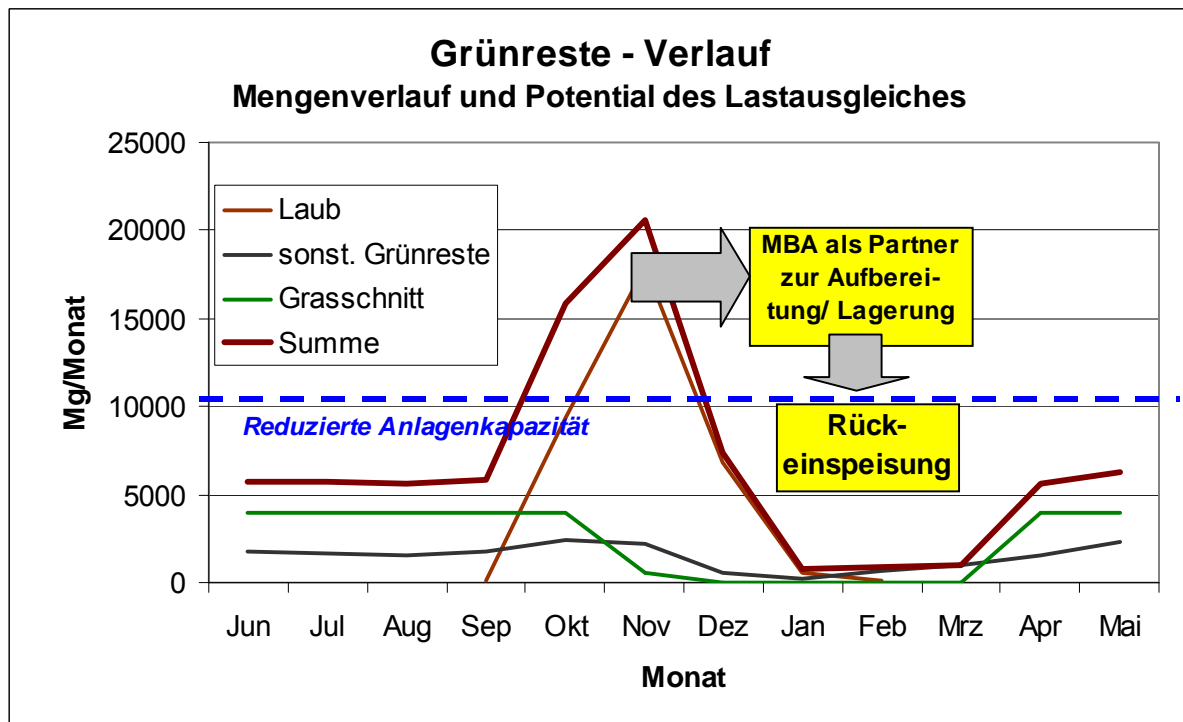


Abbildung 33: Option Co-Verarbeitung von saisonalen Laub-Überschüssen

### 9.1.9 Sonstige Gutschriften

Wie in Kapitel 3.2.2 aufgezeigt, dauert der Trocknungsbetrieb des Unterkorns weniger lange als eine Intensivrotte und – wichtiger – setzt durch den reduzierten Organik-Abbau weniger Energie frei. Zu verdampfen ist nur die Eigenfeuchte des Materials, die zusätzliche Verdampfung der sonst zugegebenen Bewässerungsmenge von rd. 300 l/Mg Unterkorn entfällt.

Die Menge an abzufördernder Energie und an Wasserdampf bestimmt grundsätzlich die Luftmenge, die pro Tonne Unterkorn aufgewendet werden muss. Damit kann rechnerisch im MBS-Betrieb die über die Wäscher/RTO zu reinigende Gesamtabluftmenge sinken.

Dies konnte in den Versuchen auf der abh und in der Routine der MBA Neumünster jedoch praktisch nicht nachgewiesen werden, dort lagen die Luftmengen je Tonne MBA-Input oberhalb der Bedarfswerte von Rotte-MBA. Allerdings verfügten beide Anlagen nicht über ein ausreichend auf Lufteinsparung ausgerichtetes Regelsystem. Im Kontext der Versuche wurde identifiziert, dass eine zusätzlich aufgebrachte, wenig kostenintensive Wärmedämmung auf den Tunneldecken erhebliche Reduktionspotentiale im Luftbedarf liefern würde. In Kombination mit einer angepassten Regelung – die für auch für den Standard-Rottebetrieb der MBA letztlich von Vorteil ist und daher nicht in die Zusatzkosten einer Umstrukturierung einzurechnen ist – ist Kostenneutralität mit dem aktuellen MBA-Verfahren absehbar. Angesichts der Unschärfen wurde diese Position nicht in die Kostenabwägung aufgenommen.



## 9.2 Spannbreite der Gesamtkosten

Die oben genannten Kosten- und Gutschriftspannbreiten sind in Tabelle 37 beispielhaft für eine Anlage mit 60.000 Mg/a Unterkorn zusammengestellt. Linksstehend die einzelnen Parameter, daneben die Anteilsmengen, auf die sich die Kostenansätze beziehen. Rechts sind unter „Maximal-Ansatz“ jeweils die höchsten Kosten und die niedrigsten Gutschriften für alle Parameter eingetragen, beim „Minimal-Ansatz“ gegenläufig die niedrigsten Kosten und die höchsten Gutschriften. Die spezifischen Kosten sind jeweils mit den betroffenen Anteilsmassen zu Jahreskosten ausmultipliziert, dies ergibt dann eine Summe der Jahresaufwendungen im Maximal- und Minimal-Szenario. Diese wiederum durch die Unterkornmasse geteilt, führt zum spezifischen Aufwand je Tonne Unterkorn. Wenn dieses 50 % des Gesamtabfalls darstellt, wirken sich die Unterkorn-Änderungen zur Hälfte auf den Gesamtmüll aus. Für die (jeweils unrealistischen) Fälle, dass alle Mehrungs- und Minderungsbedingungen zusammenfallen, ergibt sich eine Spannbreite zwischen rd. 6 € Minderkosten und 12 € Zusatzkosten je Tonne Gesamtabfall, bei einem rein rechnerischen Mittelwert von rd. 3,60 € Zusatzkosten.

Tabelle 37: Überschlägige Mehr- und Minderkosten der MBA-Umstrukturierung

Überschlagsrechnung zu den Betriebskosten nach Umrüstung MBA		MAXIMAL-Ansatz		MINIMAL-Ansatz	
Maßnahme	betroffene Menge Mg/a	spezifische Mehrkosten €/Mg	Mehrkosten gegen IST T€/a	spezifische Mehrkosten €/Mg	Mehrkosten gegen IST T€/a
<b>Zusatzkosten:</b>					
Trennung+Aufbereitung	44.000	17,00	748	14,00	616
Anpelletierung	29.000	8,00	232	6,00	174
Transport Brennstoff	29.000	25,00	725	15,00	435
<b>Brennstoffverwertung</b>	<b>29.000</b>	<b>10,00</b>	<b>290</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>
<b>Gutschriften:</b>					
gesparte Kosten Nachrotte-Umsetzen	48.000	-1,00	-48	-2,00	-96
gesparte Kosten Transp. Deponiegut *)	33.000	-4,00	-132	-4,00	-132
<b>Gutschrift eingesparte Ablagerung *)</b>	<b>33.000</b>	<b>-10,00</b>	<b>-330</b>	<b>-40,00</b>	<b>-1.320</b>
Überschuss aus Co-Verarbeitung sortenreiner Organikabfälle	30.000	0,00	0	-10,00	-300
<b>Summe Unterkorn MBS-Betrieb</b>	<b>60.000</b>	<b>24,75</b>	<b>1.485</b>	<b>-10,38</b>	<b>-623</b>
<b>Kostenänderung Gesamtabfall (50 % Unterkorn)</b>			<b>12,38</b>		<b>-5,19</b>
<b>Kostenänderung, Mittelwert Min-/Max-Wert</b>		<b>3,59 €/Mg Input</b>			
<b>Kosten CO2-Vermeidung €/Mg</b>		<b>&lt; 100</b>	*)Deponiemenge von 48.000 auf 15.000 Mg/a		

Das Bild der Jahreskosten-Differenzen zwischen den Szenarien wird dominiert von

- den erzielbaren Gutschriften für die Deponierung (Differenz rd. 1 Mio. €/a),
- dem Transportaufwand des Brennstoffs, Zuzahlungen für Brennstoff sowie Zusatzerlöse aus der Co-Verarbeitung organischer Abfälle mit einer Differenz von jeweils rd. 0,3 Mio. €/a.

Dem nachgeordnet ist der Unterschied im Aufwand der Trennung und der Anpelletierung mit zusammen rd. 0,2 Mio €/a.

Generalisiert kann diese Bewertung nicht weiter konkretisiert werden, die weitere Beurteilung muss nach den Bedingungen der jeweiligen Anlage erfolgen. Allerdings bietet die obige Struktur eine Arbeitshilfe, die lokal gefundenen einzelnen Kosten-/Gutschrift-Situationen zu einer Gesamtbeurteilung zusammen zu führen.

## 10 Versuch zur biologischen Trocknung von Grünresten

### 10.1 Hintergrund

Die Möglichkeit, in freigesetzten Rottetunneln Grünreste biologisch zu trocknen, wurde in einem eigenen Versuch auf der MBA Havelland untersucht.

Als „Grünreste“ sind zunächst eine Vielzahl von pflanzlichen Abfällen zu verstehen, die aus Gärten und Grünanlagen in privater und öffentlicher Pflege stammen. Der Regelfall der Verwertung ist die Kompostierung, abgesehen von separat erfassten Holzigen Abfällen, die energetisch in Biomassekraftwerken verwertet werden.

Für die klimaschonendere Verwertung bieten sich als Grundsatzverfahren an:

- a) die **Vergärung** als Verfahren für Abfälle mit höherer Feuchte und leichter biologischer Abbaubarkeit zur Biogasbildung (z.B. Bioabfall besonders aus innerstädtischen Einzugsbereichen, Rasenschnitt/Mähgut),
- b) die **thermische Behandlung** für trockenere Abfälle mit geringerem Biogas-Potential.

Im Allgemeinen fallen Grünreste nicht in einer Sortenreinheit an, die ohne vorgeschaltete Behandlung direkt in den einen oder anderen Verwertungsweg eingespeist werden können, sondern in einer Mischung. Dieses Gemisch muss vor der letzten o.g. Verwertungsstufe getrennt werden, um die aufbereiteten Fraktionen „verfahrensfähig“ und wirtschaftlich nutzbar bereit zu stellen.

Die nachstehende Abbildung 34 skizziert für die hauptsächlich bedeutsamen Grünrest-Arten den Einsatzbedarf möglicher Aufbereitungsschritte.

Wird der Brennstoff-Erzeugung Priorität bei der Grünrestbehandlung zugeschrieben, ist für Rohstoffe mit grobstückigeren Komponenten zunächst eine Zerkleinerung geboten. Eine Siebung kann eingesetzt werden, um ein Unterkorn (im Sommer mit größeren Rasenschnitt-Anteilen) für die Vergärung bereit zu stellen.

Analog zur Behandlung von Unterkorn kann die biologische Trocknung zur Konditionierung von Grünresten eingesetzt werden.

Sie weisen nach der Trocknung einen höheren Heizwert auf und können – falls für die nachfolgende Verwertung erforderlich – besser getrennt werden. I.d.R. ist diese Trennung erforderlich, um Inertstoffe zu entfernen, da diese

- generell den Heizwert mindern,

- durch ihre Wärmeaufnahme einen spürbaren Energieaustrag aus dem Feuerraum bewirken,
- in einer Rostfeuerung eines Biomassekraftwerkes zu viel abzulagernde Asche als Deponiekostenfaktor produzieren,
- in den meisten Co-Verbrennungen zusätzlich zum Ascheanfall Verstopfungen der pneumatischen Fördersysteme sowie überproportionalen Verschleiß an den Zerkleinerungs- und Förderaggregaten bewirken.

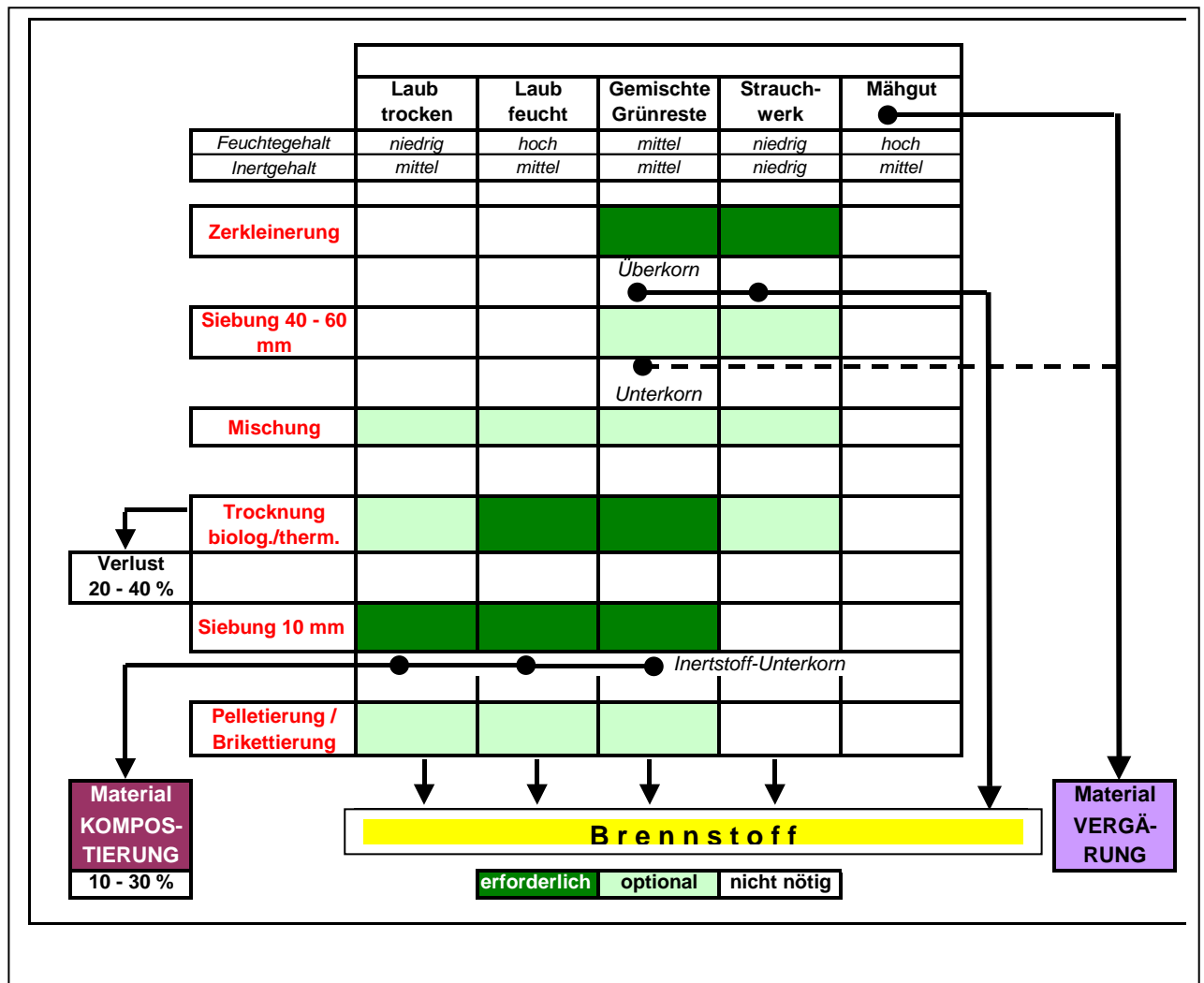


Abbildung 34: Grünrest-Arten – Einsatzvarianten und mögliche Aufbereitungsschritte

Ob dann zusätzlich ein Verdichtung erforderlich ist – in Form von Pelletierung oder Brikettierung – entscheidet in der Regel ein zwischengeschalteter Transport und/oder das Aufgabesystem des Verbrennungsverfahrens.

Tabelle 38 zeigt für ausgewählte organische Abfallarten die stark schwankenden Spannbreiten der Biogaserträge und darunter, dass speziell Laub als saisonaler „Massenstoff“ einer Vergärung biologisch sehr schlecht zugänglich ist. Hier ist also vorrangig die thermische Nutzung als energieeffizientere Alternative zur Kompostierung anzusehen.

Tabelle 38: Kenndaten der biogenen Abfallstoffe für die Verwendung in der Kompostierung bzw. Vergärung [Kern et al., 2008]

		Bioabfall	Laubsack	Laub ungefasst	Grünschnitt krautig	Material Eigenkompostierung	Mist
<b>Trocken- substanzzgehalt (TS)</b>	<b>[%]</b>	34	46	40	30	35	30
<b>Organischer TS- Gehalt (oTS)</b>	<b>[%]</b>	70	64	80	90	65	75
<b>Heizwert (Hu)</b>	<b>[kWh]</b>	860	1.300	1.250	840	840	770
<b>Biogasertrag</b>	<b>m<sup>3</sup>/Mg FM</b>	100	25	15	90	80	65
<b>Methananteil</b>	<b>[%]</b>	60	55	55	60	60	60

Nach bereits durchgeführten Untersuchungen und in der Praxisanwendung besteht die einfachste Aufbereitungsmethode in der Absiebung des größeren Grüngutanteils – z.B. nach Vorzerkleinerung auf einem Siebschnitt von 40 mm. Dabei wird rd. ein Drittel der gemischten Grünreste als holziger, verbrennungsgeeigneter Siebrest gewonnen, zwei Drittel - einschließlich des Großteils an Inertmasse – verbleiben als Siebdurchgang zur Kompostierung.

## 10.2 Aufgabe und Durchführung eines Trocknungsversuches

In einem Großversuch sollten im November/Dezember 2009 gemischte Grünreste in den Tunneln der MBA Schwanebeck getrocknet werden. Die Grünreste sollten ursprünglich von den Berliner Stadtreinigungsbetrieben in Form von Laubsackinhalten bereit gestellt werden. Kurzfristig erwies sich dies dann logistisch als nicht durchführbar, jedoch konnte die abh Grünreste aus eigenen Sammelpätzen bereitstellen. Zum Beginn des Versuches am 24 November 2009 handelte es sich dann allerdings nicht mehr um „frische“ Grünreste, sondern überwiegend um Altlaub-Chargen in Mischung mit holzigen Resten und tw. höheren Erdanteilen, sprich den Gartenabfällen, die zum abschließenden „Herbstputz“ von den Beeten geharkt werden.

Von den Grünresten wurden 52,3 Mg unzerkleinert in einen Versuchstunnel eingelagert. Wegen der bereits geschilderten Schwierigkeiten, die automatische Luftsteuerung der Tunnel einzusetzen, wurden Gebläse und Lutklappen-Positionen tageweise nachgestellt mit dem Ziel, ein Temperaturniveau von rd. 45 °C in der Abluft zu halten.

Nach jeweils einer Woche wurde das Material umgelagert, somit zwei Mal in der Gesamt-Behandlungszeit von drei Wochen. Jeweils beim Umsetzen wurden das Materialgewicht bestimmt und Proben gezogen.

Nachfolgend sollte das Material auf dem werkseigenen 25-mm-Trommelsieb abgeseibt und dort erneut Massen und Stoffdaten der Chargen größer und kleiner 25 mm bestimmt werden.

### 10.3 Ergebnisse

Die Zusammenstellung der Ergebnisse des biologischen Trocknungsversuches zeigt Tabelle 39.

Tabelle 39: Mengenbilanz des Grünreste- Trocknungsversuches

Grünreste - Trocknungsversuch	a	b	c	d	e	f
	Gesamt, 1. Wo		Gesamt, 2. Wo		Gesamt, 3. Wo	
	Input 1	Output 1	Input 2	Output 2	Input 3	Output 3
Befüllung/Entleerung	24.11.09	1.12.09	1.12.09	9.12.09	9.12.09	18.12.09
Füllvolumen (m³)	192	177	177	171	171	148
Schüttdichte (kg/l)	0,27	0,27	0,27	0,25	0,25	0,24
Feuchte (% v. OS)	56,3%	58,0%	58,0%	54,2%	54,2%	50,8%
Trockensub. (% v. OS)	43,7%	42,0%	42,0%	45,8%	45,8%	49,2%
OTS (% v. TS)	65,9%	60,6%	60,6%	63,3%	63,3%	55,5%
Inertmasse (% v. TS)	34,1%	39,4%	39,4%	36,7%	36,7%	44,5%
Hu TS *) (MJ/kg)	12,8	11,8	11,8	12,3	12,3	10,8
Hu Feuchtm. (MJ/kg)	4,2	3,5	3,5	4,3	4,3	4,1
Feuchtmasse (Mg)	52,3	47,7	47,7	42,7	42,7	35,4
Wasseranteil (Mg)	29,4	27,6	27,6	23,1	23,1	18,0
Trockensubstanz (Mg)	22,9	20,0	20,0	19,5	19,5	17,4
OTS (Mg)	15,1	12,1	12,1	12,4	12,4	9,7
Inertmasse (Mg)	7,8	7,9	7,9	7,2	7,2	7,8
	Verlust		Verlust		Verlust	
<b>Abbaugrade nach Gewicht Input</b>	Mg	%	Mg	%	Mg	%
Feuchtmasse	4,6	8,8%	9,6	18,4%	16,9	32,3%
Wasser	1,8	6,0%	6,3	21,4%	11,4	38,9%
Trockensubstanz	2,8	12,4%	3,3	14,5%	5,4	23,7%
OTS	2,9	19,5%	2,7	17,9%	5,4	35,7%
Inertmasse	-0,1	-1,2%	0,6	8,0%	0,0	0,5%
Verhältnis H <sub>2</sub> O/OTS-Abbau kg/kg	0,60		2,33		2,12	
<b>Abbaugrade nach konst. Inertmasse</b>		%		%		%
Feuchtmasse		9,9%		11,3%		31,9%
Wasser		7,1%		14,6%		38,6%
Trockensubstanz		13,5%		7,1%		23,3%
OTS		20,4%		10,8%		35,4%
<b>Mittel der Abbaugrade</b>						
Feuchtmasse		9,3%		14,8%		32,1%
Wasser		6,6%		18,0%		38,7%
Trockensubstanz		12,9%		10,8%		23,5%
OTS		19,9%		14,4%		35,6%
*) bei Hu der OTS von 19,5 MJ/kg						

Im oberen Teil sind die Mengen- und Stoffdaten zusammengestellt. Im Unteren Teil der Tabelle finden sich die nach zwei Methoden berechneten Abbaugrade: Zum einen aus der Mengenbestimmung, zum anderen rein aus den Analysedaten zu Feuchtegehalt und Glühverlust. Aus beiden Berechnungsergebnissen wurde abschließend der Mittelwert gebildet.

Zwischen den Werten der auf verschiedenen Wegen berechneten Abbaugraden ergeben sich nur geringe Abweichungen beim ersten Umsetzen (am 1.12.) und zum Abschluss des Versuchs (am 18.12.), wohingegen die Werte beim zweiten Umsetztermin ( am 9.12.) stärker voneinander abweichen. Daraus lässt sich folgern, dass die Proben vom 1.12 und 18.12 sehr repräsentativ gewesen sein müssen.

Der Verlauf von Feuchtegehalt und OTS ist in Abbildung 35 transparenter dargestellt.

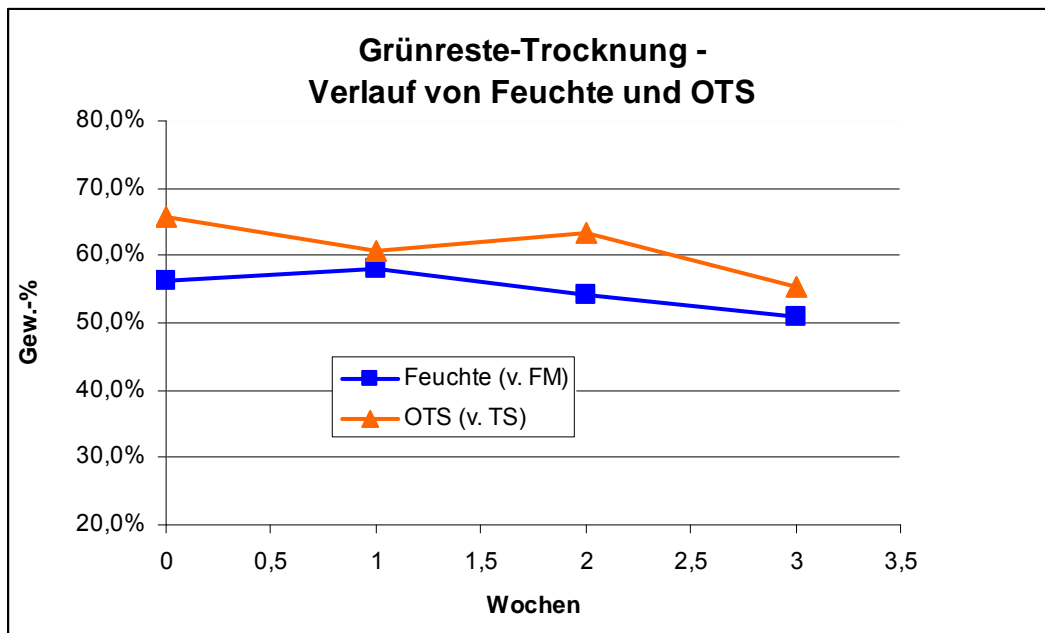


Abbildung 35: Feuchtegehalt und OTS-Anteil im Behandlungsverlauf

Bemerkenswert ist dabei, dass der Wassergehalt der Grünreste in diesem Versuch auch nach drei Wochen nicht deutlich gesunken ist – von 56 % lediglich auf rd. 50 %. Der berechnete Heizwert blieb nach Tabelle 39 durch den parallel ablaufenden Verlust an OTS zwischen 4,2 MJ/kg (Eintrag) und 4,1 MJ/kg (Austrag nach 3 Wochen) praktisch konstant.

Das ist ein unerwartet schlechtes Ergebnis, das allerdings durch nähere Betrachtung der Temperatur- und Abbauverläufe näher erklärt werden kann.

Nach Abbildung 36 fand der gesamte Rotteversuch bei sehr niedrigen Außentemperaturen statt, die sich in der Zulufttemperatur widerspiegeln. Dies ist die Temperatur der aus der Aufbereitungshalle abgesaugten Luft, während die *Umluft*temperatur die gemischte Luft aus Zuluft und Abluft betrifft, die in den Tunnel gefördert wird. Die Zusp eisung von Zuluft fand ins sehr geringen Anteilen statt, so dass sich kaum ein Unterschied zwischen Abluft und Umluft ergibt.

Trägt man die aus den beiden Berechnungswegen gemittelten Abbaugrade von Feuchte, Wasser und OTS über die Zeit auf, resultiert der in Abbildung 37 dargestellte Verlauf

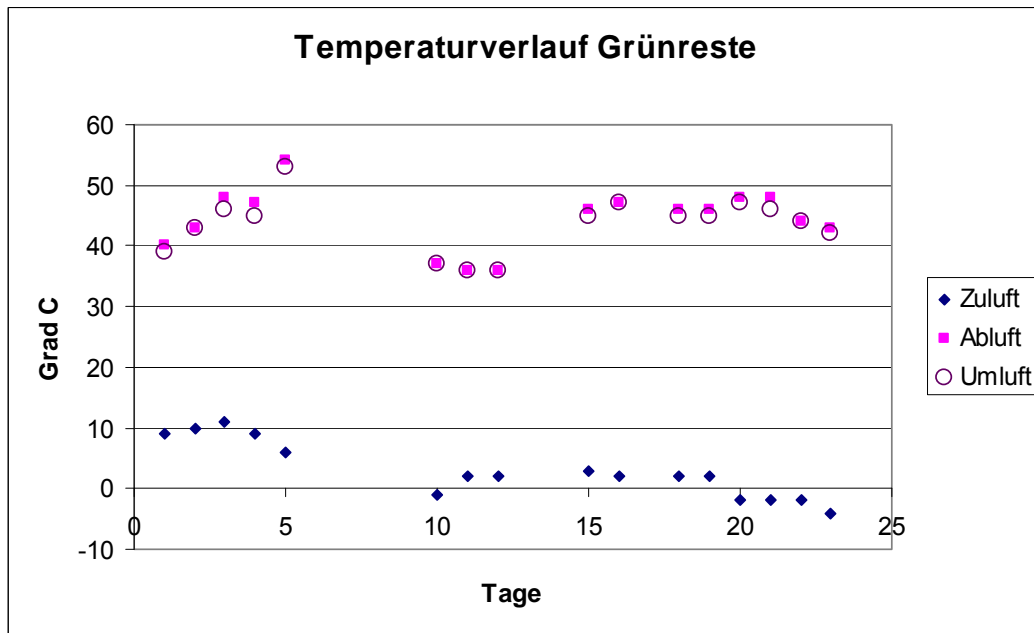


Abbildung 36: Temperaturverlauf der Versuches

Sieht man von der Unregelmäßigkeit des OTS-Abbaus in der 1. Woche ab, ergibt sich ein recht homogener Verlauf des Abbaus für alle Parameter, der Abbau der OTS liegt nach zwei Wochen noch bei nur rd. 15 % und steigt dann auf 35 % an. Der Austrag an Wasser liegt etwa in demselben Bereich.

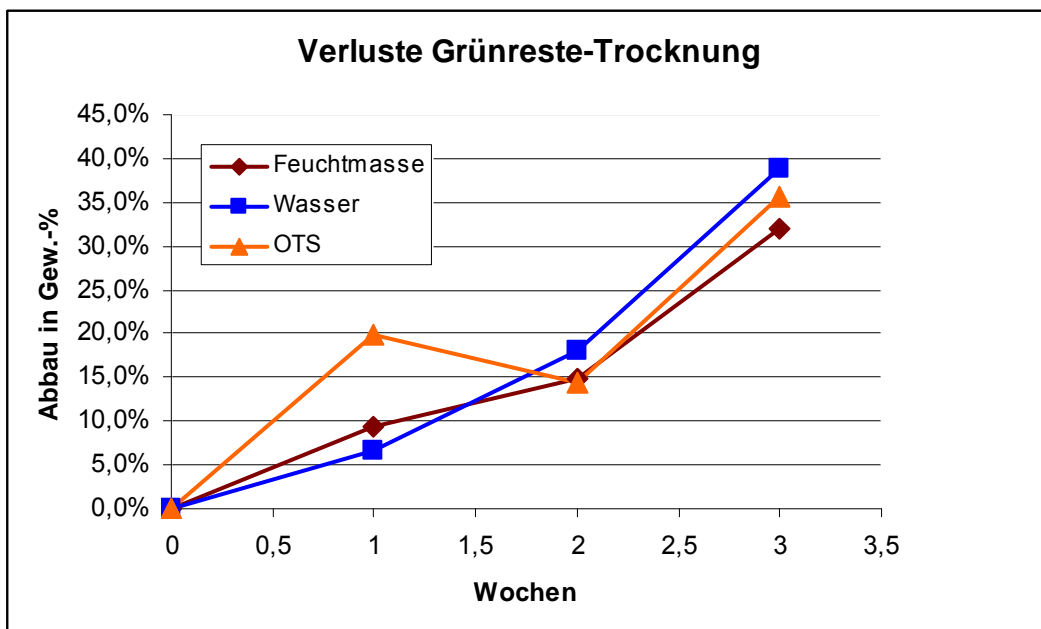


Abbildung 37: Abbauverlauf der Mengengrößen Feuchtmasse, Wasser und OTS

Beim nachfolgenden Siebversuch auf 25 mm konnten nur knapp 12 % als Feinkorn abgetrennt werden. Die Feinpartikel waren durch die unzureichende Trocknung so stark mit dem Grobgut verhaftet, dass eine zufriedenstellende Austrennung nicht möglich war. Auf eine

weitere Untersuchung der Fraktionen wurde wegen dieser unzureichenden Ausgangslage verzichtet.

## 10.4 Diskussion

Zunächst könnte angenommen werden, dass die verwendeten Grünreste durch die lange Lagerung in den Sammelcontainern im Gegensatz zu frischen Grünresten zum Start des Versuch keine spontane Selbsterhitzung und länger dauernde biologische Aktivität mehr liefern konnten.

Dem widerspricht der vergleichsweise hohe Abbaugrad der OTS – dieser liegt nach beiden Ermittlungsmethoden fast identisch bei gut 35 % - das ist sehr hoch, verglichen mit den OTS-Abbauverlusten des Unterkorns lt. Tabelle 5. Dort wurde die OTS nur zu rd. 5 % abgebaut. Der fortgesetzte Abbau ist sicher darauf zurückzuführen, dass die Feuchte nicht deutlich zurückging. Setzt man den Massenverlust an verdampftem Wasser und die abgebaute OTS-Menge ins Verhältnis, resultiert lt. Tabelle 39 , dass summiert nur rd. 2,1 kg Wasser je abgebautem kg OTS verdampften; in den Trocknungsversuchen mit Unterkorn aus Gesamtmüll lag dieser Wert bei rd. 10 kg Wasser pro kg abgebauter OTS..

Die einzig plausibel erscheinende Erklärung für diesen schlechten Trocknungsverlauf ist eine erhebliche Rückkondensation an den Tunnelwänden, besonders aber der Tunneldecke. Abgesehen von den niedrigen Außentemperaturen lag die Grünrestecharge in der zweiten Rotteweche in einem endständigen Tunnel der Reihe, so dass nicht nur – wie bei allen anderen Tunneln auch – die Decke eine Kühlfläche bildete, sondern zusätzlich die Wand.

Eine Abschätzung zum Einfluss dieses Kondensateffektes ist orientierend nachstehend aufgebaut. Nach Tabelle 40 wird eine Austauschfläche von 150 m<sup>2</sup> angesetzt, die Wand besteht aus Beton mit 150 mm Stärke Tunneldecke mit einer Leitfähigkeit von 1,8 W/m. Eine aufgetragene Dämmschicht hätte 50 mm Stärke und eine Leitfähigkeit von 0,04 W/m.K.

Tabelle 40: Berechnungsparameter des Kondensatanfalls.

Berechnungsgrundlagen		
Außenfläche je Tunnel m <sup>2</sup>	150	25 x 6 m
Außenfläche : Beton 150 mm	lambda 1,8 W/m,K	
Dämmstoff: Stärke 50 mm, lambda 0,04 W/m.K		
Austauschkoeffizienten nach Turbulenz: Ri 0,13, Ra 0,04		
Umrechnung kW in Kondensat l/h: 0,7 kWh/kg Wasser- verdampfung, 15 % der Energie fühlbare Wärme		

Unter der vergrößernden Prämisse, dass die Luft im oberen Tunnelraum vollständig wassergesättigt ist und sich konstant 85 % der abgegebenen Energie als Kondensationswärme umsetzen, ergibt sich gemäß Tabelle 41 und Abbildung 38 ein steiler Anstieg des Kondensatanfalls im Tunnel.

Tabelle 41: Kondensatbildung im Tunnel nach Dämmungsaufbau der Wandfläche



Delta T in °C innen/außen	Kondensat in Liter je Tunnel und Std.		
	Beton	Beton + Dämmstoff	Differenz
15	10,8	1,9	8,9
20	14,4	2,6	11,8
<b>25</b>	18,0	3,2	14,8
30	21,6	3,8	17,7
35	25,2	4,5	20,7
40	28,8	5,1	23,6

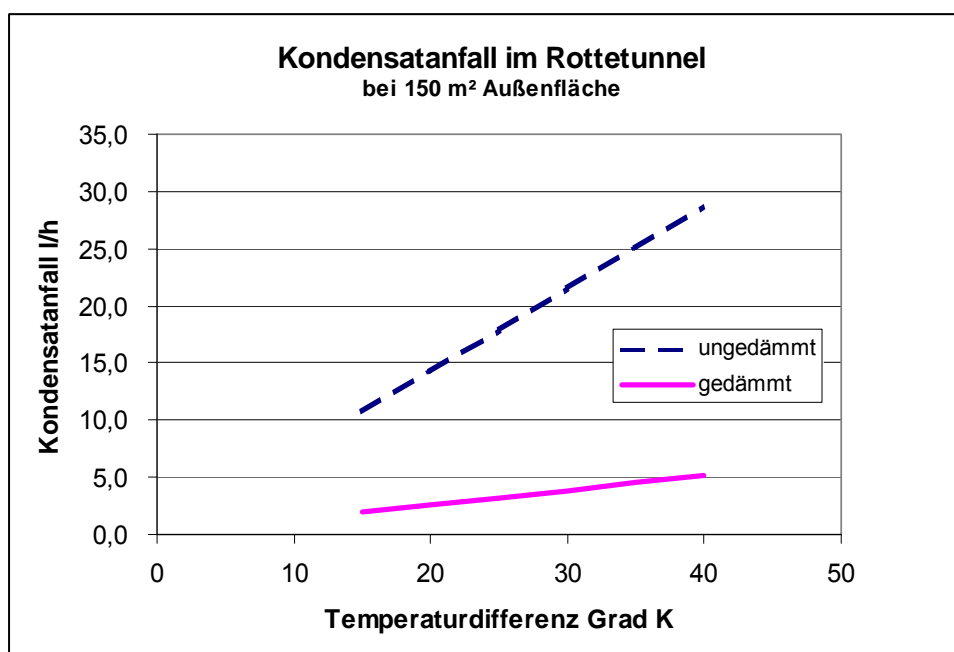


Abbildung 38: Kondensatanfall im Rottetunnel

Ein geringerer Kondensatanfall durch Wärmedämmung der Tunnel lässt sich nach Abbildung 39 umrechnen in erwartbare Feuchte- bzw. TS-Werte des Austrages einerseits und Steigerung der Verluste andererseits.

Unter Einsatz der Wärmedämmung hätte der TS-Gehalt von 49 auf 57 % steigen können, und vom mit den Grünresten eingetragenen Wasser hätten statt 39 % ebenfalls 57 % verdampft werden können.

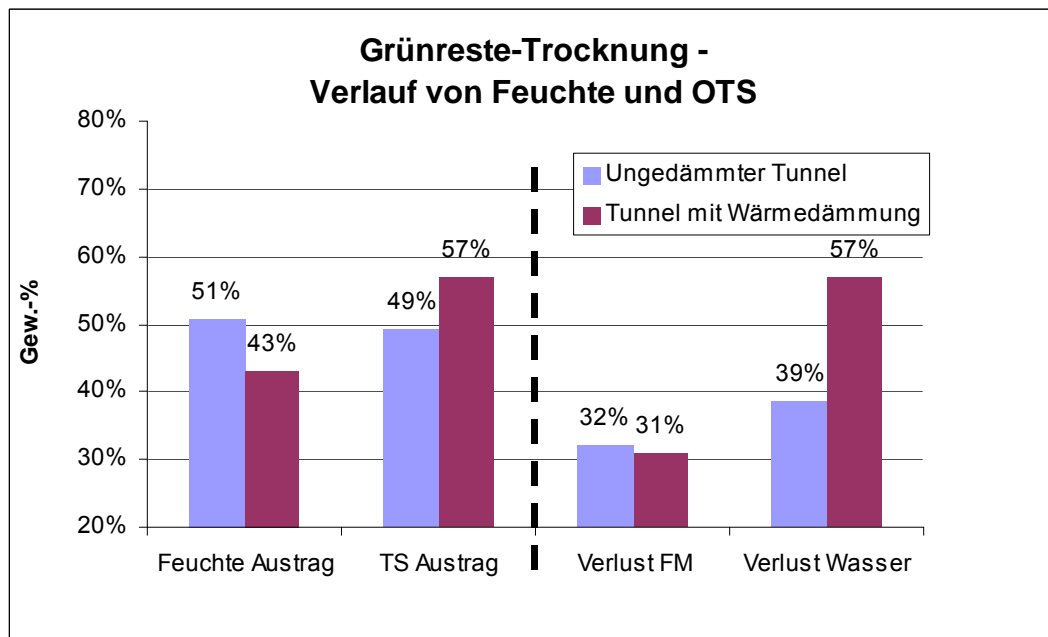


Abbildung 39: Feuchtegehalt und OTS-Anteil bei der Trocknung mit und ohne Dämmung

## 10.5 Vergleich der Ergebnisse mit anderen Versuchen

Verschiedenste Dokumentationen befassten sich mit der Herstellung von Brennstoffen aus Grünabfällen, z.B. [IFAS, 2004], [Witzenh.-Inst., 2008] und [KLW GmbH, 2010], die sich jedoch weniger mit der biologischen Trocknung des Gesamtmaterials als mit der Abfraktionierung einer heizwertreichen, holzigen Grobfraction beschäftigten.

Dargestellt werden nachfolgend zum Vergleich die Ergebnisse eines auf dasselbe Ziel ausgerichteten Versuchs zur biologischen Trocknung der gesamten Grünreste.

[Kanthak, M. 2008] verarbeiteten in einer MBS-Anlage im großtechnischen Maßstab 275 Mg Grünreste unterschiedlicher Herkunft ( Bioabfälle 39 %, Laubsäcke 22 %, Grünschnitt 28 %, Siebreste 11 %). Die Rohmasse vor Trocknung wies (hier nach den Angaben nachberechnet) einen Feuchte- und OTS-Gehalt von je 54 % auf.

Diese zur biologischen Trocknung eingebrachten organischen Abfälle erfuhr in der 7-tägigen Behandlung gem. Abbildung 40 einen Masseverlust von 29 %. Als Inert- und Reststoffe wurden weitere 8 % -Punkte abgetrennt, so dass ein Brennstoff mit den in Tabelle 42 aufgeführten Werten ausgebracht wurde.


BIOGUT 107 Mg 39 %	Laubsäcke 61 Mg 22 %	BSR, SBAZV 77 Mg 28 %	ex-tern 30
strukturarme Bioabfälle 168 Mg Anteil: 61 %		struktureicher Grünschnitt 107 Mg Anteil: 39 %	
getrocknete Biomasse 195 Mg Anteil: 71 %		Wasserverlust 80 Mg Anteil: 29 %	
Brennstoff aus Biomasse 173 Mg Anteil: 63 %		 Inertfraktion: 7 % Metalle: 0,3 % Reste: 0,7 %	

Abbildung 40: Bilanz des Trocknungsversuchs von Grünresten durch Lingk/ Kanthak 2008

Tabelle 42: Stoffdaten des erzeugten Brennstoffs nach Versuch Lingk/Kanthak, 2008

Schüttdichte	[Mg/m <sup>3</sup> ]	0,25	Arsen	mg/kg	< 5,0
Wassergehalt	Masse-%	24,0	Blei	mg/kg	25
Aschegehalt	Masse-% TS	31,0	Cadmium	mg/kg	0,5
Hu, roh	MJ/kg OS	10,0	Chrom	mg/kg	40
Chlor	Masse-% TS	0,3	Kupfer	mg/kg	45
Fluor	Masse-% TS	< 0,005	Quecksilber	mg/kg	0,2

In diesem Versuch konnte also ein mit nur 24 % Restfeuchte sehr trockener und mit 10 MJ/kg sehr heizwertreicher Brennstoff ausgebracht werden, dessen Mengenanteil 63 % des Inputmaterials betrug. Dieser Anteil erscheint angesichts der geringen Feuchte des Brennstoffs recht hoch, ist aber einerseits mit der geringen Inputfeuchte und dem vergleichsweise hohen Inertanteil des Brennstoffs von rd. 31 % d.TS erklärbar.

Der wesentlich bessere Trocknungserfolg in dieser auf biologische Trocknung spezialisierten Anlage basiert im wesentlichen auf

- einer trocknungsbegünstigenden Abluftrückführung, die das Material auch in den unteren Schichten im trocknungsoptimalen Temperaturbereich hält.

- der Wärmedämmung bzw. geringen Wärmeaustausch-Flächen der Rottesysteme (geringere Kondensation und Rückbefeuchtung des Materials)

## 10.6 Fazit zur biologischen Trocknung von Grünresten

Der selbst durchgeführte Trocknungsversuch war mit sehr niedrigen Außentemperaturen von ungünstigen Bedingungen gekennzeichnet und erbrachte damit keine zufriedenstellende Trocknungsergebnisse. Der Heizwert des ausgebrachten Materials konnte gegenüber dem Input nicht ausreichend erhöht werden – teils weil die Feuchte nicht ausreichend reduziert werden konnte, teils weil eben durch die fortdauernd hohe Materialfeuchte die heizwertliefernde OTS aerob abgebaut wurde.

Allerdings ließen eben diese Ergebnisse erkennen, dass die Reduzierung von Wärmeverlusten über Tunnel-Außenwände und –decke eine wesentliche Rolle für den Trocknungserfolg spielt.

Wie der Versuch von Lingk und Kanthak in einer „Standard-MBS“ dokumentiert, sind deutlich bessere Ergebnisse erzielbar.

Erfolge bei der biologischen Trocknung in einer weitgehend unveränderten Rotte-MBA sind unter folgenden Prämissen zu erwarten:

- generell durch **höhere Außentemperaturen**, d.h. Frühjahr bis Herbst, also im maßgeblichen Anfall-Zeitraum der Grünreste,
- durch **struktureiches Ausgangsmaterial** unter - wenn möglich - **Ausgrenzung besonders feuchter Grünrestanteile**, wie z.B. Rasenschnitt (der eher für die Co-Vergärung geeignet ist),
- durch Einlagerung der Grünreste in Tunnel, die von **biologisch „laufenden“ Tunneln eingefasst** sind – dies reduziert durch höhere Wandtemperaturen zumindest die Kondensation an den vertikalen Wänden,
- **Aufbringung einer Wärmedämmung** auf der Tunneldecke von mind. 50 mm Stärke. Dies wird – abgesehen vom relativ geringen Invest für den Dämmstoff - in den meisten Fällen keine größeren bautechnischen Aufwand verursachen, weil auf den Tunneldecken selten behindernde Installationen vorliegen.

## 11 Energie- und CO<sub>2</sub>-Bilanzen

Für Energiebedarf und -gutschriften sowie für die daraus unmittelbar ableitbare Klimabilanz sind für die Verfahrensänderung zu betrachten:

- Änderungen auf der Anlage (darunter insbesondere der zusätzliche Bedarf an Energie für den Betrieb der Trenntechnik),
- Transport des Brennstoffs,
- Gutschrift für die Leichtgutverwertung aus dem Unterkorn gegenüber fossilen Brennstoffen,
- Änderung der Restgasbildung bei der Ablagerung bei unterschiedlichen Mengen und Qualitäten der Rückstände zu Deponie.

### 11.1 Verfahrensänderung auf der Anlage

Im Folgenden wird der Energiebedarf einer Verfahrensänderung einer konventionellen Aerob-MBA hin zur Trockenstabilisierung betrachtet.

Die Aufbereitungsvariante der Stabilisierung stellt die umgerüstete MBA-Technologie dar. Dabei werden die Abfälle in MBA-Tunnel biologisch getrocknet und anschließend aufbereitet. Die Aufbereitungsschritte der Grobfaktion, welche vor der biologischen Stufe mittels Siebung abgetrennt wird, bleiben bestehen. Abbildung 41 veranschaulicht die herkömmliche aerobe MBA-Technologie. Die Umrüstung des aeroben MBA-Verfahrens hin zu einer biologischen Trocknung hat keinen Einfluss auf die Fraktion > 80 mm. Bei den jeweiligen Rotte- und Wasserverlusten ist zu beachten, dass beim Verfahren der aeroben Behandlung ca.

65 Gew.-% der organischen Trockensubstanz (oTS) umgesetzt werden.

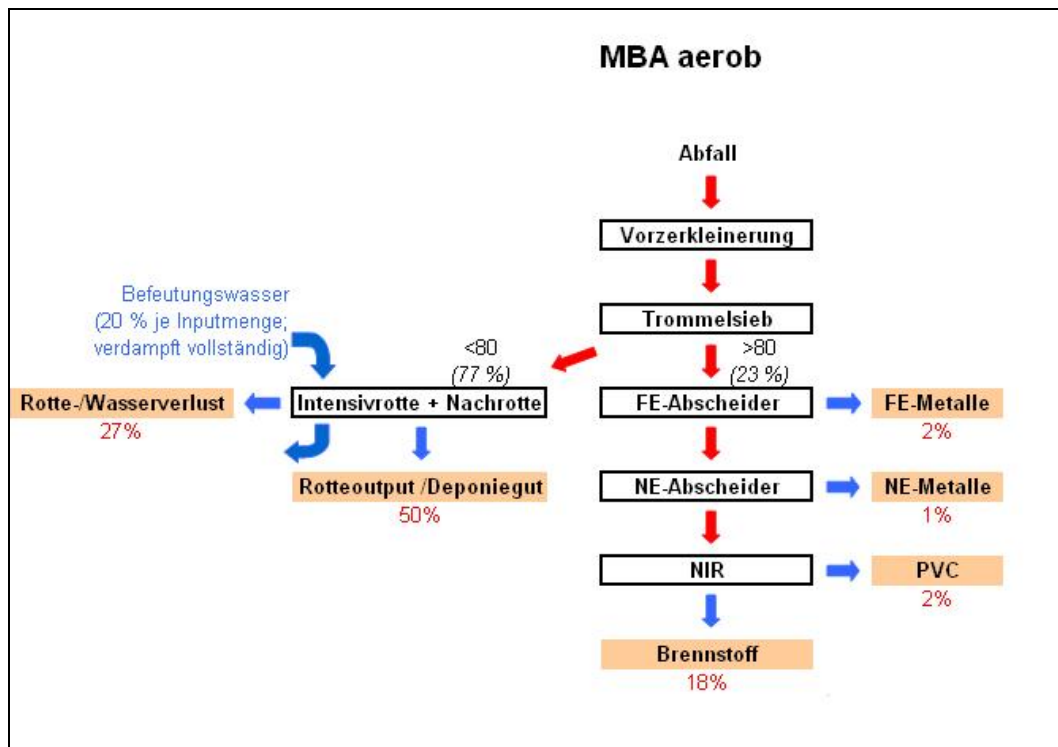


Abbildung 41: Fließbild einer herkömmlichen aeroben MBA

Die Abbildung 42 stellt die angestrebte umgerüstete MBA-Technologie dar. Im Zuge der Umrüstung findet nach der Klassierung eine biologische Trocknung der Abfälle in Rottetunneln ohne Zugabe von Wasser statt. Anschließend wird der Rotteoutput mittels Eisen- und Nichteisenentfrachtung aufbereitet. Als letzter Aufbereitungsschritt wird zusätzlich die Leichtfraktion der Korngrößenklasse < 80 mm als Brennstoffstrom ausgeschleust. Bei diesem Verfahren der biologischen Trocknung werden lediglich ca. 3 Gew.-% der Organik umgesetzt werden. Die restliche Massereduktion beruht auf den Wasserverlusten im Zuge des Trocknungsprozesses, welche sich in Abhängigkeit vom Inputmaterial bis auf ca. 22 – 27 Gew.-% belaufen kann. Die umgerüstete Abfallbehandlungsvariante erhöht signifikant die Menge des ausgeschleusten Brennstoffstromes und minimiert den Anteil des abzulagernden Deponiegutes, welches zudem einen erhöhten Inertanteil aufweist.

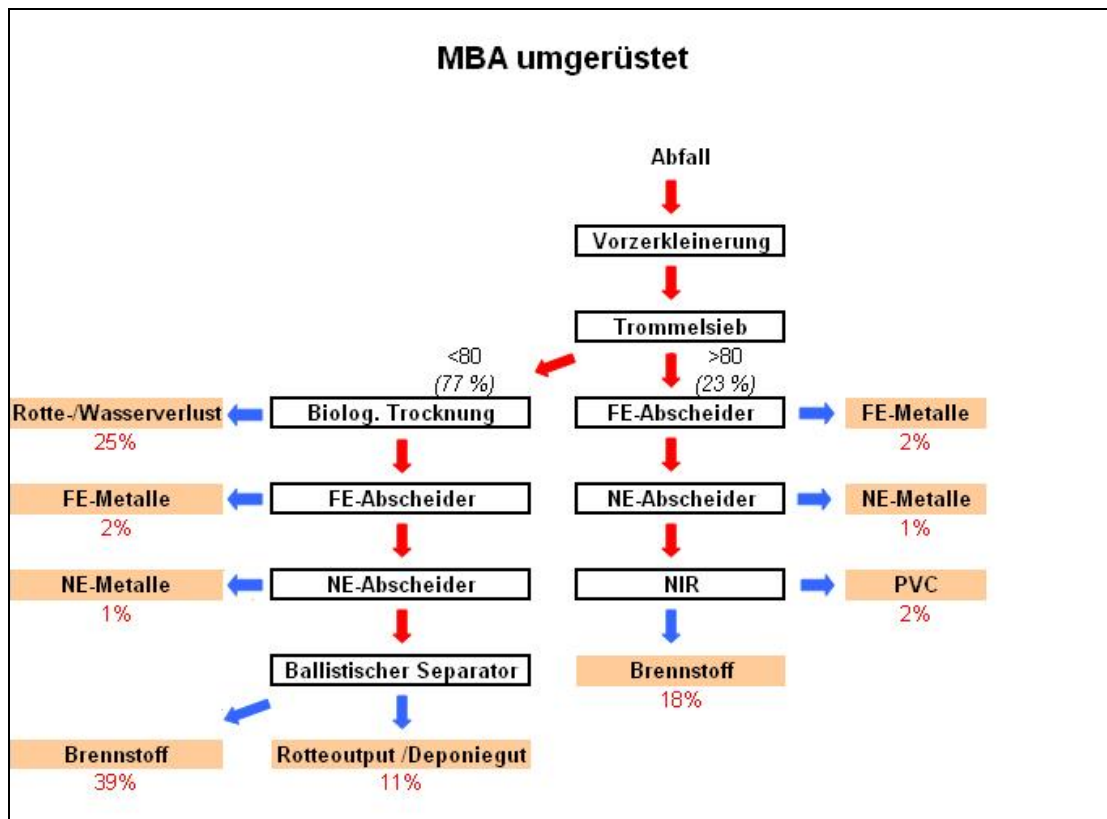


Abbildung 42: Fließbild einer umgerüstete MBA-Variante

Da die der Rotte vorgeschalteten Prozesse konstant bleiben, ist lediglich der Energieverbrauch ab Eintritt in den Rotte- bzw. Trocknungsprozess zu betrachten

Tabelle 43: Energieverbrauch und THG-Produktion der Verfahrensschritte ab Rottebeginn

CO <sub>2</sub> -Produktion aus Aufbereitung		konventionelle MBA		nach Umrüstung zu MBS		Differenz	
		bezogen auf Unterkorn		bezogen auf Unterkorn			
Aggregat/Prozess	spezifisch [kWh/Mg]	Anteil von Unterkorn	kg kWh je Mg U.-korn	Anteil von Unterkorn	kg kWh je Mg U.-korn	kg je Mg U.-korn	kWh je Mg U.-korn
Belüft. Rotte/Trocknung	50	100%	50,0	100%	50	0	0
Trennung Trockengut	9	0%	0,0	75%	6,75	6,75	6,75
zus. FE/NE-Trennung	2,5	0%	0,0	50%	1,2375	1,2375	1,2375
Anpelletierung	17	0%	0,0	50%	11,475	11,475	11,475
<b>Summe Stromverbrauch</b>			<b>50,0</b>		<b>69,5</b>		<b>19,4625</b>
<b>CO<sub>2</sub> aus Strom</b>	<i>Faktor kg/kWh:</i>	0,887	<b>44,4</b>		<b>61,6</b>		<b>17,3</b>
Diesel für Umsetzung Nachrotte	1,2 l/Mg	80%	1 l/Mg	0	0		
<b>CO<sub>2</sub> aus Diesel</b>	<i>Faktor kg/l</i>	2,660	<b>2,7</b>		<b>0,0</b>		<b>-2,7</b>
<b>Summe CO<sub>2</sub> Emissionen Aufbereitung</b>			<b>47,0</b>		<b>61,6</b>		<b>14,6</b>

Die Rotteprozesse bei der MBA-Technologie sowie die biologische Trocknung bei dem umgerüsteten MBA-Verfahren benötigen den Hauptanteil der Energie [Springer, 2009]. Ursache hierfür ist die notwendige Lüftung zur Abfuhr der Feuchtigkeit. Der Energiebedarf der Intensivrotte (aerobe MBA) unterscheidet sich auch um den Energiebedarf der Sickerwasserpumpen zur Rottegutbefeuchtung von dem der Trocknungsstufe der umgerüsteten

MBA, was hier vernachlässigt wird. Die Belüftungsenergie ist in beiden Fälle mit 50 kWh/Mg veranschlagt.

Der elektrische Energiebedarf der konventionellen Rotte ist damit abgeschlossen. Bei der Stabilisierung kommen die Trennung, die zusätzliche Entschrottung sowie die Anpelletierung hinzu, die allerdings nur auf Anteilsbeträge des Rotteinputs zu beziehen sind.

Der Erdgasverbrauch zum Betrieb der RTO beträgt bei der aeroben MBA ca. 77,4 kWh/Mg [Wallmann, 2008]. Dies entspricht ca. 8,6 m<sup>3</sup> Gas/Mg Restabfall. Der Abgasvolumenstrom und der damit verbundene Erdgasverbrauch wird bei der umgerüsteten MBA als konstant angesetzt und tritt damit in der Bilanz nicht in Erscheinung.

Aus den Daten nach Wallmann [Wallmann, 2008]. für die Abfallbehandlung unter Anwendung der aerobe MBA-Technik ergibt sich ein Strombedarf von ca. 37 kWh/Mg Gesamtabfall, welcher unter Zurechnung der vorgeschalteten Aggregate (Zerkleinerung, Siebung, Entschrottung, Förderung) einen vergleichbaren Betrag ergibt, wenn man gerundet 15 kWh für diesen unbeeinflussten Energieverbrauch ansetzt und den o.g. Energieverbrauch der Rotte hälftig (= rd. 22 – 24 kWh/Mg Gesamtabfall) addiert. Der Verbrauch an Diesel bei der aeroben MBA-Technologie beläuft sich auf ca. 11 kWh/Mg [Wallmann, 2008]. Überschlüssig kann davon ausgegangen werden, dass sich der Verbrauch an Diesel bei der umgerüsteten Behandlungsmethode z.B. aufgrund der fehlenden Nachrotte halbiert, wobei für die aerobe Restabfallbehandlung ca. 0,7 – 1,0 kg Diesel/Mg Restabfall kalkuliert werden [Wallmann, 2008][Zeschmar-Lahl, 2005]. Bei der umgerüsteten MBA-Technik würde sich der Dieselverbrauch auf ca. 0,4 – 0,5 kg Diesel/Mg Restabfall belaufen, wenn der Dieselbedarf der Nachrotte bei Umrüstung entfällt.

Die Umrüstung der Unterkornbehandlung führt demnach zu einem um rd. 15 kWh/Mg erhöhten elektrischen Energieverbrauch gegenüber der konventionellen MBA. Als kleine Gutschrift erscheint der eingesparte Nachrottebetrieb, so dass – umgerechnet in THG-Emissionen der jeweiligen Energieträger Strom und Diesel – **je Gewichtstone Unterkorn rd. 15 kg Mehremissionen an CO<sub>2</sub>** zu verzeichnen sind.

## 11.2 Energieverbrauch und Emissionen beim Transport

Der Transport ist nach Tabelle 44 angesetzt mit 100 und 200 km einfacher Fahrt, bei leerem Rücktransport, mit den für einen Walking-Floor-LKW üblichen Daten (Zuladung, Verbrauch, Emissionen). Danach ist mit 7 – 14 kg CO<sub>2</sub>/Mg EBS zu rechnen, umgerechnet auf die Tonne Roh-Unterkorn bei 50 % daraus entstehendem Brennstoff 4 – 7 kg/Mg. Dies sind auch im größeren Distanzfall nur wenig mehr als 5 % der aus dem EBS selbst freigesetzten Menge. **Der Transport auch über größere Distanzen ist damit keine in der Klimabewertung relevante Größe.**



Tabelle 44: Energieverbrauch und THG-Emissionen beim Transport

CO <sub>2</sub> -Produktion beim EBS-Transport		Verwertung in ...	
Parameter	Einheit	Kraftw. 1	Kraftw. 2
Transportentfernung einfach	km	100	200
Doppelte Transportentfernung für CO <sub>2</sub> -Bilanz	km	200	400
Dieserverbrauch LKW für Fernfahrt	l/100 km	32	32
spezifischer CO <sub>2</sub> -Ausstoß LKW	g/km	850	850
CO <sub>2</sub> -Ausstoß je LKW-Fahrt hin-/zurück	kg/Fahrt	170	340
<b>CO<sub>2</sub>-Ausstoß je Gewichtstonne EBS</b>	<b>kg/Mg EBS</b>	<b>7,1</b>	<b>14,2</b>
<b>CO<sub>2</sub>-Ausstoß bei 50 % EBS aus Unterkorn</b>	<b>kg/Mg UK</b>	<b>3,5</b>	<b>7,0</b>

### 11.3 Emissionen des Brennstoffs

Nach dem ermittelten Anteil an Biomasse-Kohlenstoff von 73,5 % vom Gesamt-Kohlenstoff im Brennstoff lassen sich die bei der Verbrennung freigesetzten Kohlenstoffmengen fossilen Ursprungs errechnen. Dies erfolgt in Tabelle 45 für den Mittelwert der in den beiden Trennversuche erzeugten Unterkorn-Brennstoffe. Jedes Mg Brennstoff enthält danach 70 kg fossilen Kohlenstoff, der bei Verbrennung zu 255 kg CO<sub>2</sub>/Mg umgesetzt wird. Bei einem Hu von rd. 9.500 kJ/kg bzw. 2,63 MWh/Mg ergibt dies einen fossilen Emissionswert von 97 kg CO<sub>2</sub> pro MWh. Umgerechnet auf das Unterkorn, aus dem 50 % EBS produziert werden können, ergibt sich somit eine Belastung von 126 kg CO<sub>2</sub> je Mg Unterkorn.

Tabelle 45: Fossile CO<sub>2</sub>-Freisetzung aus Unterkorn-EBS

Fossile CO <sub>2</sub> -Produktion aus EBS-Verbrennung			EBS aus Unterkorn
Parameter	Bezug	Einheit	
Heizwert	roh	MWh/Mg	2,63
C-biogen Anteil	Ges-C	% TC	73,5
Kohlenstoff (TC)	wfr	% d. TS	30,5
fossiler C-Anteil	roh	Ma-%	7,0
fossiles CO <sub>2</sub>	roh	kg / Mg EBS	255
fossiles CO <sub>2</sub>	Unterkorn	kg / Mg U.-korn	126

### 11.4 Emissionen aus dem abgelagerten Schwergut

Das abgelagerte Schwergut wird aus seinem zwar geringen, aber noch reaktivem Anteil an organischer Substanz Restausgasungen erwarten lassen. Hier ist zu prüfen, ob diese höher oder niedriger ausfallen als die Rückstände des konventionellen MBA-Betriebs, bei dem eine größere Menge organischer Substanz (bestimmt als OTS) deponiert wird, diese jedoch

kraft biologischen Abbaus während der MBA-Behandlung im Deponiekörper weniger reaktiv ist als die nur um wenige Wochen in der Trocknung „gealterte“ OTS des Schwergutes aus dem MBS-Betrieb.

#### 11.4.1 Generelle Betrachtung zur Emissionsberechnung aus Deponien

Grundlegend findet bei den Emissionsberechnungen für Deponien die FOD-Methode (First Order Decay Methode) Anwendung, wobei der zeitliche Verlauf biologischer Reaktionen zur Methanbildung im Deponiekörper berücksichtigt werden. Eine Messung diffuser Methanemissionen aus Deponien ist nur sehr schwer möglich, vielmehr müssen diese auf Grundlage von Rechenmodellen ermittelt werden. Das Umweltbundesamt [UBA, 2005] veröffentlichte in Untersuchungen zur Klimarelevanz der Abfallwirtschaft die Entwicklung der deponiebedingten Methanemissionen. Aus der folgenden Tabelle sind diese deponiebedingten Methanemissionen in Abhängigkeit von der Berechnungsmethode von 1990 bis 2012 dargestellt. Anhand der FOD-Methode wird ein realistischer Emissionsverlauf dargestellt, da diese Methode den zeitlichen Verlauf der biologischen Reaktionen zur Methanbildung im Deponiekörper berücksichtigt. Die Default-Methode ordnet die gesamt langfristig prognostizierten Methanemissionen dem jeweiligen Jahr der Ablagerung zu. Somit liefert diese Methode keine hinreichenden Ergebnisse bei Änderungen in der Abfallmenge (z.B.: bei der Einführung der Abfallablagerversordnung 2005). Dies ermöglicht die FOD-Methode. Es ist eine deutliche Senkung der freigesetzten CH<sub>4</sub>-Emissionen nach der Einführung des Deponierungsverbots unbehandelter Abfälle 2005 zu erkennen. Die Abfallablagerungen eines Jahres führen derzeit zu Methanemissionen von ca. 0,24 Mio. Mg (ca. 5,04 Mio. Mg CO<sub>2,äq.</sub>-Emissionen). Die deponiebedingten CO<sub>2,äq.</sub>-Emissionen konnten aufgrund der rechtlichen Vorgaben im Zeitraum zwischen 1990 und 2002 bereits um 60 % gesenkt werden. Hauptursache hierfür sind die rückläufigen Ablagerungsmengen sowie installierte Deponiegasfassungssysteme. Somit verringerte sich auch der Anteil der Deponien an den gesamten Treibhausgasemissionen 2002 auf 1,2 %. Im bisher unveröffentlichten Nationalen Inventarbericht (NIR) 2010 für Deutschland wird der Anteil der CH<sub>4</sub>-Emissionen von Deponien auf 0,78 % der Gesamtemissionen berechnet [NIR, unveröffentlicht]. Eine Reihe gesetzlicher Regelungen, wie z.B.: verstärkte Sammlung von Bioabfällen und anderer Wertstoffe (Glas, Papier, etc.) sowie eine getrennte Sammlung von Verpackungen, Metallen und Kunststoffen führte zu einer starken Minderung der Ablagerung von Abfällen. So führte das Verbot zur Ablagerung von Abfällen dazu, dass aktuell noch etwa 150 Siedlungsabfalldeponien betrieben werden, 2004 waren es noch 330. Für das Jahr 2007 belaufen sich die CH<sub>4</sub>-Emissionen aus Deponien für Deutschland auf ca. 0,4 Mio. Mg [NIR, unveröffentlicht].

#### 11.4.2 Langfrist-Gasbildungen aus MBA-Deponiegut

Die zu erwartenden Restgasemissionen auf Deponien aus Ablagerungen von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen lassen sich nicht, wie bei unbehandeltem Restabfall, auf die Abschätzung des Gasbildungspotenzials anhand des Kohlenstoffgehaltes stützen. Dies würde aufgrund der vorgeschalteten biologischen Behandlung zu Überbefunden führen. Zudem hängt die Deponiegasbildung von Abfällen, die mittels MBA-Technologie vorbehandelt wurden, vom anaerob abbaubaren Anteil, vom Wassergehalt sowie von der Temperatur im Deponiekörper ab. Das Restgaspotential von MBA-Rottegut beläuft sich auf ca. 10 – 45 Nm<sup>3</sup>/Mg TS [Fricke et al., 2000][Dach et al., 1996]. Bei einem Wassergehalt des Rottegutes von ca. 35 Gew.-% würde dies zwischen 6 – 29 Nm<sup>3</sup>/Mg Frischsubstanz

ergeben. Vergleichend – aber nicht in die vorliegenden Berechnungen einfließend – sei hier erwähnt, dass sich das Deponiegaspotenzial von unbehandelten Restabfällen auf ca. 170 – 270 Nm<sup>3</sup>/Mg Frischsubstanz beläuft [Zeschmar-Lahl, 2005]. Setzt man dem Restgaspotenzial des Rottegutes einen durchschnittlichen Methangehalt von 10 Vol.-% gleich, so betragen die zu erwartenden gesamten Restemissionen 10 – 44 kg CO<sub>2,äq</sub>/Mg Rottegut allein aus dem entstehenden Methananteil [Zeschmar-Lahl, 2005]. Die Gesamtrestgasemissionen von **MBA-Rottegut** belaufen sich auf durchschnittlich 63 kg CO<sub>2,äq</sub>/Mg Rottegut an [Zeschmar-Lahl, 2005] [Fischer et al., 1999]. Emissionen an Lachgas werden hierbei nicht betrachtet. Dieser Betrag ist an die Deponiegut-Menge je Tonne Unterkorn von 80 % anzupassen (vgl. Anfall der Deponiegutmenge aus dem Unterkorn einer herkömmlichen aeroben MBA nach Abbildung 10), dies ergibt **51 kg CO<sub>2,äq</sub>/Mg Rottegut**.

Tabelle 46: Entwicklung der deponiebedingten Methanemissionen seit 1990 [UBA, 2005]

Jahr	Tier 1 (IPCC - Default Methode) (Emissionspotential* der Abfälle die im jeweiligen Jahr abgelagert wurden)		Tier 2 (IPCC - FOD Methode) (Zeitlicher Emissionsverlauf nach Reaktion 1. Ordnung bei t <sub>1/2</sub> = 5 Jahre)	
	Mio. t CH <sub>4</sub>	Mio. t CO <sub>2</sub> -Äqu.	Mio. t CH <sub>4</sub>	Mio. t CO <sub>2</sub> -Äqu.
1990	1,346	28,266	1,499	31,479
1991	1,214	25,494	1,507	31,647
1992	0,997	20,937	1,491	31,311
1993	0,838	17,598	1,456	30,576
1994	0,767	16,107	1,324	27,804
1995	0,672	14,112	1,293	27,153
1996	0,575	12,075	1,092	22,932
1997	0,547	11,487	0,990	20,790
1998	0,516	10,836	0,887	18,627
1999	0,499	10,479	0,771	16,191
2000	0,488	10,248	0,684	14,364
2001	0,488	10,248	0,610	12,810
2002	0,488	10,248	0,568	11,928
Prognostizierter Emissionsverlauf durch Anforderungen der Abfallablagereungs- und Deponieverordnung (2005 Effekt)				
2004	0,488	10,248	0,500***	10,500
2006	0,006**	0,126	0,400***	8,400
2008	0,006**	0,126	0,240***	5,040
2012	0,006**	0,126	0,100***	2,100

\* Emissionspotential = Methanbildungspotential minus prognostizierter Minderung durch Gasfassung und Verbrennung oder biologischer Methanoxidation

\*\* Restemissionspotential aus der Ablagerung von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen

\*\*\* Prognostizierter Emissionsbeitrag aus der Abfallablagereung vor dem 1. Juni 2005 und der Ablagerung von MBA-Abfällen nach 2005

### 11.4.3 Langfrist-Gasbildungen aus Schwergut bei MBS-Betrieb

Eine Umrüstung des aeroben MBA-Verfahrens führt zur Minimierung des Gesamtanteils an Deponiegut. Bei der herkömmlichen MBA-Technologie fallen ca. 80 Gew.-% des Unterkorns nach dem Rotteprozess als Deponiegut an. Im Zuge der Umrüstung des MBA-Verfahrens wird das Unterkorn nach der biologischen Trocknung (Massenverlust: 25 %) aufbereitet und ein zusätzlicher Brennstoffstrom ausgeschleust. Als Deponiegut fallen hierbei rund ein Drittel als Schwergut an, somit 25 % des Unterkorns (aus 75 % nach Trocknung x 33 % Schwergutanteil). Dagegen besitzt die OTS im anfallende Schwergut aber eine erhöhte Reaktivität und somit auch ein gesteigertes Deponiegaspotenzial, weil der reaktive Teil des organischen Kohlenstoffs nicht vollständig umgesetzt wird

Zur Abschätzung des daraus noch gebildeten Gasanteils wird angesetzt, dass

- der C-Anteil der OTS 50 % beträgt,
- dieser C-Anteil zur Hälfte abgebaut wird,
- der abgebaute C-Anteil mit je 50 % zu CO<sub>2</sub> und CH<sub>4</sub> freigesetzt wird.

Damit lässt sich in erster Näherung nach Tabelle 47 eine Langfrist-Emission des abgelagerten Schwergutes mit 324 kg CO<sub>2-äq.</sub> je Mg hochrechnen, die bezogen auf das Unterkorn 81 kg CO<sub>2-äq.</sub> je Mg Unterkorn liefert.

Tabelle 47: THG Restemission des Schwergutes

Parameter	Einheit	Wert
Bezugsmenge Deponiegut	Mg	1,00
OTS-Gehalt Schwergut	% d. FM	7%
C-Gehalt OTS:	%	50%
C-Gehalt der Feuchtmasse	%	3,5%
Umgesetzter C-Anteil	%	50%
- davon zu CH <sub>4</sub>	%	50%
- davon zu CO <sub>2</sub>	%	50%
Menge gebildetes Methan:	kg CH <sub>4</sub> /Mg	12
<i>GWP Methan</i>	<i>CO<sub>2</sub> /CH<sub>4</sub></i>	25
Methan in CO <sub>2</sub> -Äquivalenten	kg CO <sub>2</sub> /Mg	<b>292</b>
Menge gebildetes Kohlendioxid:	kg CO <sub>2</sub> /Mg	<b>32</b>
<b>Summe CO<sub>2</sub>-Äquivalente</b>	kg CO <sub>2</sub> /Mg	<b>324</b>
Anteil Schwergut von U.-korn	%	25%
<b>Summe CO<sub>2</sub>-Äquiv.</b>	<b>kg CO<sub>2</sub>/Mg U.-korn</b>	<b>81</b>

Die beiden Resultate zur Gasemission der jeweiligen Deponiemengen sind in Tabelle 48 zusammengeführt.

Tabelle 48: Gegenüberstellung der Langfristemissionen aus Deponien

CO <sub>2</sub> aus der Ablagerung, bezogen auf das Unterkorn			
Einheit		Deponiegut MBA	Deponiegut MBS
Input Rottegut		100%	100%
Ablagerungsanteil		80%	25%
CO <sub>2</sub> -Emission	kgCO <sub>2,äq.</sub> /Mg	63,5	324
<b>CO<sub>2</sub>-Emission je Mg Unterkorn</b>	<b>kgCO<sub>2,äq.</sub>/Mg Unterkorn</b>	<b>51</b>	<b>81</b>

Nach dieser Berechnung läge also der Deponiegas-Betrag aus dem MBS-Konzept um knapp 60 % höher als beim konventionellen MBA-Betrieb. Das ist jedoch kaum plausibel:

Das konventionelle MBA-Deponiegut enthält je Mg rd. 700 kg TS, davon rd. 30 % OTS, davon 50 % C, somit 105 kg C. Aus diesem Kohlenstoff bilden sich *empirisch* 64 kg CO<sub>2-äq.</sub>, somit 0,6 kg CO<sub>2-äq.</sub> je kg C. Demgegenüber bildet nach der konventionellen *Berechnung* in Tabelle 47 jedes kg C im Schwergut 9,25 kg CO<sub>2-äq.</sub>, also den 15-fachen Betrag. Das erscheint überhöht, da Gasbildung und Atmungsaktivität, bezogen auf den OTS-/Kohlenstoffanteil des jeweiligen Deponiematerials, beim MBS-Schwergut nur um rd. den Faktor 10 höher liegen als beim MBA-Deponiegut. Darüber hinaus sind für das Schwergut langfristig als abbauhemmende Eigenschaften zu erwägen, dass es

- in der Feuchtmasse eine wesentlich geringere Dichte an Organik aufweist (7 % gegenüber 21 % bei MBA-Deponiegut), was den mikrobiellen Stoffaustausch beeinträchtigt,
- trockener ist (< 10 % Restfeuchte gegenüber > 30 % bei MBA-Material),
- wegen seines größeren Porenvolumens und geringeren Organik-Dichte langfristig eher aerobisieren wird als MBA-Material und damit einen weiteren C-Abbau eher von der Methanbildung hin zur Kohlendioxidbildung verlagern wird.

Unter Abwägung der Rechenergebnisse gegenüber den Überlegungen zur weiteren biologischen Reaktionsdynamik wird daher angesetzt, dass bei der **Deponierung zwischen den Konzepten kein erkennbarer Unterschied besteht und dieser Aspekt in der Bilanzierung unberücksichtigt bleiben kann.**

## 11.5 Bilanz von Last- und Gutschriften

Die Summe aller Lastschriften ist in Tabelle 49 zusammengestellt und beläuft sich – einzig gering beeinflusst von der Transportentfernung – auf knapp 300 kg je Mg EBS bzw. auf rd. 150 kg je Mg Unterkorn. Dem lassen sich die Gutschriften für Braunkohle-Substitution gegenüberstellen, mit rd. 400 g CO<sub>2</sub>/kWh Rohbraunkohle. Da ein Mg EBS 2,63 MWh Energieinhalt aufweist, resultieren rd. 1.050 kg/Mg EBS beim Ersatz von Braunkohle. Zieht man davon die Lastschriften ab, liegt der Netto-Nutzen für den EBS zwischen 760 und

800 kg/Mg, für das Unterkorn zwischen 380 und 400 kg/Mg. Bei einem Unterkorn-Anteil von 50 % ergibt dies eine zusätzliche Einsparung um rd. 190 kg/Mg Roh-Abfall.

Tabelle 49: Gesamt-Last- und Gutschriften für EBS- und Unterkorn

Bilanz BRENNSTOFFSUBSTITUTION		Bezogen auf EBS		Bezogen auf Unterkorn	
Parameter	Einheit	Kraftw. 1	Kraftw. 2	Kraftw. 1	Kraftw. 2
<b>Lastschriften CO<sub>2</sub></b>					
- aus Aufbereitung	kg/Mg	29,5	29,5	14,6	14,6
- aus Transport	kg/Mg	7,1	14,2	3,5	7,0
- aus Verbrennung	kg/Mg	254,9	254,9	126,2	126,2
<b>Summe Lastschriften</b>	<b>kg/Mg</b>	<b>292</b>	<b>299</b>	<b>144</b>	<b>148</b>
<b>Gutschriften aus Braunkohle-Einsparung</b>					
- CO <sub>2</sub> je MWh Braunkohle	kg/MWh	-400	-400	-400	-400
- CO <sub>2</sub> je Tonne	kg/Mg	-1.052	-1.052	-521	-521
<b>Netto-Gutschrift nach Abzug Lastschriften</b>					
<b>Netto-Gutschrift- CO<sub>2</sub> je Tonne</b>	<b>kg/Mg</b>	<b>-761</b>	<b>-797</b>	<b>-377</b>	<b>-395</b>
<b>Netto-Gutschrift- CO<sub>2</sub> je Tonne Hausmüll bei 50 % Unterkorn-Anteil</b>				<b>-188</b>	<b>-197</b>

Diese Bilanz berücksichtigt keine Wirkungsgrade des Kraftwerks. Diese Nicht-Berücksichtigung kann vertreten werden, weil es für die Klimasituation gleichgültig ist, ob die ersetzte Braunkohle mit 15 % oder 50 % Wirkungsgrad verstromt wurde. Würde man den EBS in ein Kraftwerk mit hohem Wirkungsgrad leiten, würde dort zwar mehr Nutzenergie erzeugt werden, gleichzeitig bleibt aber in einem schlechter nutzenden Kraftwerk die Emission der Braunkohle erhalten.

Allerdings sollte die Bilanz zur Vergleichbarkeit mit anderen Verwertungsverfahren – z.B. der Vergärung mit Strom und Wärmeerzeugung über BHKW – auch auf erzeugte Energieprodukte berechnet werden. In diesem Fall wird der Wirkungsgrad des Kraftwerkes eingerechnet und eine Standardgutschrift für erzeugte Wärme und Strom zugeschrieben. Die spezifische Gutschrift für Strom entspricht dann exakt der Lastschrift für den verbrauchten Strom in der Aufbereitung. In Tabelle 50 ist dies für die beiden betrachteten Kraftwerkstypen erarbeitet. Es kann ergänzend verglichen werden, wie sich eine Verbrennung des EBS in einer optimierten MVA und einer höchsteffizienten Kraft-Wärmekopplung (KWK) am Erzeugungsstandort des EBS darstellen würde, Die MVA ist dabei angesetzt mit (netto) 14 % Strom und 45 % Wärmegewinn, eine „ideale“ KWK könnte dies auf 33 % bzw. 39 % steigern. Als CO<sub>2</sub>-Gutschrift für diese Anlagen wird für Strom der Kohle-Strommix Deutschland (887 g/kWh) herangezogen, für Wärme 334 g/kWh. In der Herleitung des Netto-Ergebnisses für eine Tonne Unterkorn-EBS mit 2,63 MWh wird der Emissionsbetrag des EBS als Lastschrift (rot) aufgeführt, die Substitutionen an Strom und Wärme als Gutschriften (grün).

Unter diesem Ansatz sinken die Netto-Gutschriften je Tonne Gesamtabfall bei Betrachtung der beiden Kraftwerke gegenüber Tabelle 49 auf 134 bzw. 188 kg CO<sub>2</sub>/Mg; eine ideale, standortnahe Kraft-Wärmekopplung würde rd. 200 kg Gutschrift herausarbeiten, eine ebenfalls standortnahe, hocheffiziente MVA rd. 110 kg/Mg.

Tabelle 50: Gesamt-Last- und Gutschriften für EBS- und Unterkorn nach Energieprodukten

<b>Bilanz zu Alternativen nach standardisierten Gutschriften für Energieprodukte</b>					
CO <sub>2</sub> -Emission Strom	<b>887</b>	g/kWh	IFEU / Öko-Institut - BMU/BDE Studie 2010		
CO <sub>2</sub> -Emission Wärme	<b>334</b>	g/kWh	IFEU / Öko-Institut - BMU/BDE-Studie 2010		
	<b>Einheit</b>	<b>Kraftwerk 1</b>	<b>Kraftwerk 2</b>	<b>KWK</b>	<b>KWK</b>
		<b>nur Strom</b>	<b>Strom/Wärme</b>	<b>"ideal"</b>	<b>"MVA"</b>
<b>Input EBS</b>	<b>Mg</b>	<b>1,0</b>	<b>1,0</b>	<b>1,0</b>	<b>1,0</b>
Input EBS	MWh	2,630	2,630	2,630	2,630
Wirkungsgrad elektr.	%	<b>36%</b>	<b>42%</b>	<b>33%</b>	<b>14%</b>
Wirkungsgrad Wärme	%	<b>0%</b>	<b>9%</b>	<b>39%</b>	<b>45%</b>
Output Strom	MWh	0,939	1,105	0,868	0,368
Output Wärme	MWh	0,000	0,237	1,026	1,184
<b>Lastschriften (KWK = ohne Transport)</b>					
- CO <sub>2</sub> je Tonne EBS	kg/Mg EBS	<b>292</b>	<b>299</b>	<b>284</b>	<b>284</b>
<b>Gutschriften aus o.g spezifischer Gutschriften für Strom/Wärme</b>					
- CO <sub>2</sub> für Strom	kg/Mg EBS	<b>-833</b>	<b>-980</b>	<b>-770</b>	<b>-327</b>
- CO <sub>2</sub> für Wärme	kg/Mg EBS	<b>0</b>	<b>-79</b>	<b>-343</b>	<b>-395</b>
<b>Summe Gutschrift</b>	kg/Mg EBS	<b>-833</b>	<b>-1.059</b>	<b>-1.113</b>	<b>-722</b>
<b>Netto-Gutschrift nach Abzug Lastschriften</b>					
<b>CO<sub>2</sub> gesamt</b>	<b>kg/Mg EBS</b>	<b>-541</b>	<b>-760</b>	<b>-828</b>	<b>-438</b>
<b>CO<sub>2</sub> gesamt</b>	<b>kg/Mg U.-korn</b>	<b>-268</b>	<b>-376</b>	<b>-410</b>	<b>-217</b>
<b>Netto-Gutschrift- CO<sub>2</sub> je Tonne Hausmüll bei 50 % Unterkorn-Anteil</b>		<b>-134</b>	<b>-188</b>	<b>-205</b>	<b>-108</b>

Auch in einer optimierten MVA ist mit rd. 440 kg netto eingespartem CO<sub>2</sub> je Tonne EBS bei weitem nicht so viel Netto-Gutschrift „herauszuholen“ wie insbesondere bei energetisch optimierten Kraftwerken.

Bringt man energetische Wirkungsgrade in die Betrachtung der co-gefeuerten Kraftwerke ein, erweist sich das höher effiziente Kraftwerk 2 energieproduktbezogen notwendigerweise als emissionsärmer als Kraftwerk 2. Daraus zu folgern, der EBS-Einsatz sei in Kraftwerk 1 vorteilhafter als in Kraftwerk 2 ist jedoch ebenso unrichtig wie die gegenläufige Folgerung, der EBS-Einsatz erbrächte einen höheren Klima-Vorteil, wenn er in einem energieeffizienteren Kraftwerk co-verbrannt wird.

Eine standortnahe, optimale Kraft-Wärmekopplung kann das Netto-Ergebnis der Kraftwerke um 50 % übertreffen. Hier handelt es sich allerdings nicht um eine allein auf die EBS-Nutzung bezogene Aussage – der höhere Energienutzungsgrad beträfe alle in einer solchen idealen KWK-Anlage verbrannten Brennstoffe. Wird dieser idealisierte Wert in der realen Ausführung nur um rund 10 % unterschritten, liegt er auf dem Niveau von Kraftwerk 2.

### Fehlerbetrachtung:

- Die CO<sub>2</sub>-Lastschriften für Aufbereitung und Transport liegen im Bereich von 10-15 % der gesamten Lastschriften, ein hier getroffener Einschätzungsfehler ist praktisch ohne Bedeutung gegenüber Konsistenzänderungen des erzeugten Unterkorn-Brennstoffs hinsichtlich Heizwert und regenerativem C-Gehalt.
- Die Gesamt-Lastschriften liegen im Bereich von 30-40 % der erzielten Kraftwerks-Gutschriften.
- Die Wahl des Bilanzverfahrens (mit oder ohne Wirkungsgrad-Berechnung) kann auf das Ergebnis einen höheren Einfluss haben als die in der Praxis erwartbaren Abweichungen in Aufbereitungsverfahren, Transportstrecken und stofflicher Konsistenz des Brennstoffs.

### Fazit:

- a) Die EBS-Verwertung als Co-Verbrennung in (Braun)Kohlekraftwerken erscheint mittelfristig als die klimaschonendste Maßnahme, weil ein außerordentlich CO<sub>2</sub>-intensiver Primärenergieträger direkt substituiert wird. Eine Verwertung in einer auch optimierten MVA wäre dem in jedem Fall unterlegen, nur eine idealisiert effektive Kraft-Wärme-Kopplung könnte den Einspareffekt überbieten.
- b) Bei Kraftwerkalternativen zur Co-Verbrennung den EBS-Einsatz in Richtung des energetisch höher effizienten Kraftwerkes steuern zu wollen ist klimabezogen wirkungslos, weil das dann nicht mit EBS beaufschlagte, niedrig effizientere Kraftwerk energieproportional wieder mit Kohle und damit deren Emissionen beaufschlagt wird. Eine solche Vorgabe wäre nur unter der Ansicht vertretbar, aus der Abfallwirtschaft heraus die allgemeinen Stromerzeugungsbedingungen beeinflussen zu können.



## 12 Vergleich „Trocknungskonzept oder Vergärung“

Im Auftrag des Umweltbundesamtes wurde im Juni 2010 vom Ingenieurbüro iba/Hannover in Zusammenarbeit mit der Gewitra-GmbH eine umfassende Studie zur Nachrüstung der MBA mit einer Vergärung erarbeitet [IBA/gewitra 2010]: Die Ergebnisse dieser Studie speziell hinsichtlich Kosten und Klimawirksamkeit werden im Vergleich zu den oben geschilderten Ergebnissen der Umrüstung zur MBS nachstehend dargestellt.

Die Studie beschreibt die Nachrüstung von MBA verschiedener Kapazitäten des Rotteteils zwischen 30.000 und 100.000 Mg/a durch Batch- oder kontinuierliche Vergärungsverfahren.

### 12.1 Kosten

Erwartungsgemäß sinken die Invest- und Betriebskosten einer nachgerüsteten Vergärung mit zunehmendem Durchsatz. Verschiedene standort- und materialspezifische Faktoren beeinflussen maßgeblich das Kostenresultat, dargestellt in Abbildung 43.

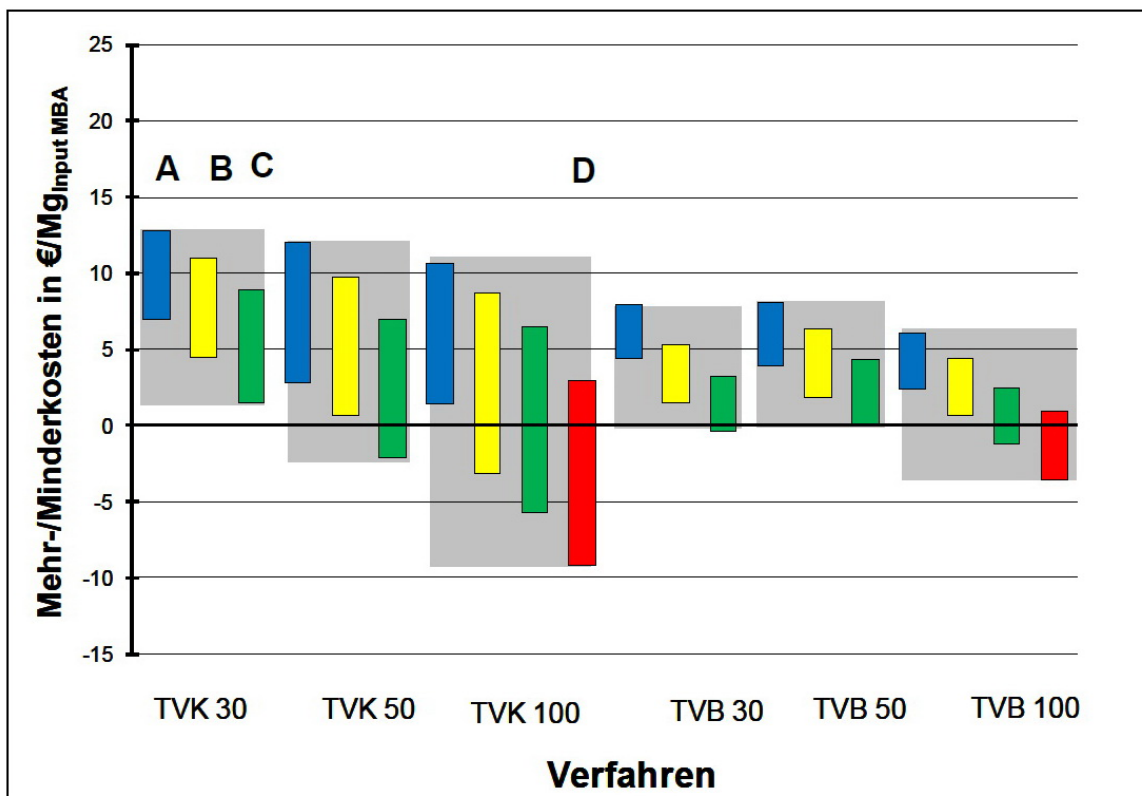


Abbildung 43: Kostenspannbreiten einer Vergärungs-Nachrüstung (Bild: iba)

Szenario A (blaue Balken) stellt dabei den konservativen Ansatz mit durchschnittlichem Biogasertrag und ohne Wärmenutzung dar. Die weiteren Balken für Szenario B-D steigern Biogasausbeute bzw. Wärmeertrag und bringen weitere aufwandssenkende bzw. erlösbringende Faktoren ein. iba spricht im konservativem Ansatz von 2 - 11 €/Mg MBA-Input an Mehrkosten, unter günstigen Bedingungen können – wie die Abbildung zeigt – auch

Minderkosten entstehen, die bei Zusammentreffen aller günstigen Umstände 8 €/Mg Input erreichen können.

Es zeigt sich damit, dass die Nachrüstung einer Vergärung in etwa den gleichen Prognose-rahmen umfasst wie die in Tabelle 37 für die MBS-Umrüstung ausgewiesen – dort zwischen 6 €/Mg Abfallinput Minderkosten und 12 €/Mg Zusatzkosten. Bei beiden Konzepten bestimmen die lokalen Bedingungen der MBA in entscheidendem Umfang die resultierenden Kosten. Eine pauschale Bewertung aus Kostensicht ist daher nicht möglich.

## 12.2 Klimaschutzaspekte

Abbildung 44 weist die über die Varianten der Vergärungs-Nachrüstung erzeugten Nettonutzen aus.

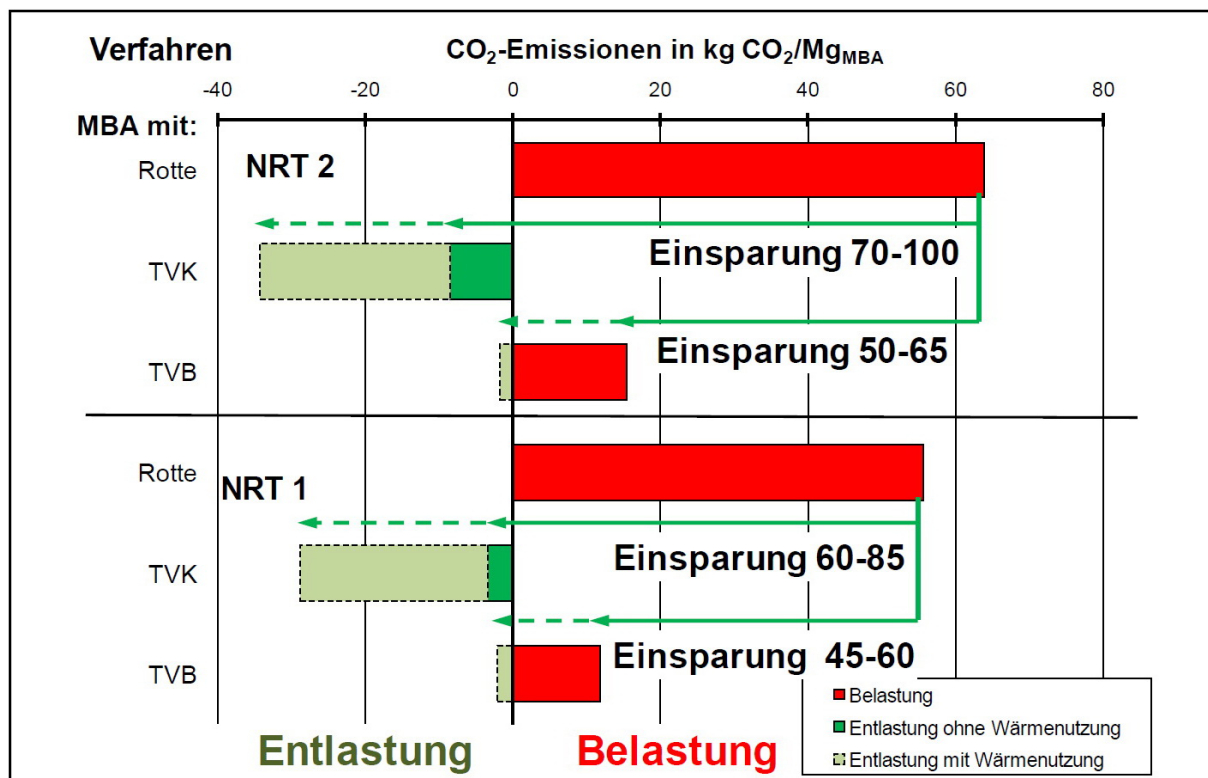


Abbildung 44: Einsparung von CO<sub>2</sub>-Emissionen bei Vergärungs-Nachrüstung (Bild: iba)

Je Mg MBA-Input sind danach bei Nachrüstung einer Vergärung zwischen 50 und 100 kg CO<sub>2</sub>-äq. einsparbar. Dem gegenüber steht nach Tabelle 49 und Tabelle 50 eine Einsparung über MBS-Betrieb zwischen mindestens 100 und rd. 150 kg CO<sub>2</sub>-äq. je Tonne MBA-Input, die je nach Verwertungs- und Berechnungsverfahren noch höher ausfallen kann. Im Prinzip ist das nicht verwunderlich, denn im MBS-Verfahren werden netto rd. 80 % der im Unterkorn enthaltenen Organik energetisch verfügbar gemacht (10 % zum Schwerstoff, 10 % Abbau bei der biologischen Trocknung), bei der Vergärung sind es nur 50 – 60 %, und diese nur für den Unterkorn-Teilstrom von rd. 70 %, während 30 % direkt zur Nachrotte des Gärrestes geführt werden, um die biologische Energie für dessen Trocknung zu nutzen.

### 12.3 Entscheidungskriterien

Für die Entscheidung, welche Grund-Verfahrensweise für die MBA-Optimierung gewählt werden soll, sind die aus Sicht des Autors maßgeblichen Kriterien in der nachstehenden Abbildung zusammengestellt.

Beurteilungs-Parameter	Brennstoffgewinnung	Vergärung	Bedeutung für Systementscheidung
Klimawirksamkeit	Trockenstabilisierung durch höhere Organikausnutzung und (Braun)Kohleersatz höher als Vergärung		gering
Invest/Betriebskosten	Trennanlage, Anpelletierung, Entstaubung	Fermenter, Entwäss., BHKW, Gasspeicher	gering
Nachrottebedarf	minimiert	ja	gering
lokaler Verwertungspartner vorhanden ?	für Brennstoff	für BHKW-Abwärme	hoch
Behandlung weiterer organischer Abfälle	in größerem Umfang möglich	in kleinerem Umfang möglich	hoch
Gutschrift für Deponieeinsparung	wenn <b>h o c h</b> , dann Brennstoffgewinnung		sehr hoch
	wenn <b>n i e d r i g</b> , dann Vergärung		

Abbildung 45: Entscheidungskriterien zur Alternative Brennstoffgewinnung / Vergärung

Die **Klimawirksamkeit** des Verfahrens mag ein grundsätzlich interessanter Aspekt sein, stellt aber keine wesentliche Entscheidungshilfe dar, da zum einen in beiden Fälle Klimaschutzfolge erzielt werden, im Wesentlichen jedoch die Realisierung dieser Erfolge in den meisten Fällen durch andere, lokale Randbedingungen bestimmt wird.

Die **Invest- und Betriebskosten** der nachgerüsteten Verfahrenstechnik liefern – wie oben gezeigt – keine generalisierbaren Vorteile für die eine oder andere Option. Ähnliches gilt für den bei der MBS-Variante eingesparten **Aufwand der Nachrotte**. Dieser kommt nur zur Geltung, wenn die Nachrotte-Infrastruktur anderweitig genutzt werden kann.

Bestimmend für die Verfahrensentscheidung ist die Existenz eines **lokalen Verwertungspartners**. Die Vergärung benötigt einen möglichst kontinuierlich abnehmenden Vertragspartner für Wärme, das MBS-Konzept einen Partner für die Brennstoff-Verwertung.

Ob für die freigesetzten Rottekapazitäten **weitere organische Abfälle zur Behandlung** akquiriert werden können, ist aus Kostengesichtspunkten ebenfalls von höherer Bedeutung.

Der **dominierende Entscheidungsaspekt** ist die **Gutschrift für die Deponieentlastung**. Die Brennstoffgewinnung kann – je nach Feuchte und Inertstoffgehalt des Inputmaterials – die abgelagerte Menge auf ein Drittel der Menge reduzieren, die an Deponiegut bei konventionellem aerobem MBA-Betrieb, aber auch bei dessen Umstellung auf Vergärung übrig bleibt, denn diese berührt das Deponievolumen nicht. So wurde ICU von größeren MBA-

Betreibern mitgeteilt, dass der eine aufgrund der „Deponieverpflichtung“ keine Möglichkeiten zur Umsetzung des MBS-Konzeptes sieht, der andere aus der anderweitigen Verwendung seiner Deponie summarisch in erster Abschätzung rd. 10 €/Mg Einsparung je Tonne Abfallinput berechnet, wenn das MBS-Konzept umgesetzt wird.

Ein Vorteil des MBS-Konzeptes besteht – im Gegensatz zum Vergärungskonzept – darin, dass der MBA-Betreiber es ohne größeren Aufwand im technischen Maßstab auf seiner Anlage vorerproben kann – wie oben für die MBA Havelland geschildert. Damit ist einerseits die Trocknung des Materials in Zeitbedarf und Erfolg praktisch prüfbar, und über eine Trennung des erzeugten Trockengutes in der Technikumsanlage eines Herstellers kann sich der Betreiber unmittelbar Kenntnis über die Massenverteilung und Stoffqualitäten verschaffen. Dieses für eine konkrete weitere Kalkulation und Planung wichtige Ergebnis kann für rd. 20.000 - 30.000 € Eigen- und Fremdleistung verfügbar gemacht werden.

**Summarisch kann also keine Pauschalempfehlung erteilt werden, die Rahmenbedingungen der vor der Entscheidung stehenden MBA müssen individuell beurteilt werden.**

Zur ersten Annäherung an die Konzeptentscheidung kann dem jeweiligen MBA-Betreiber jedoch folgendes zur **Prüfung der eigenen Situation empfohlen** werden:

- Grobkalkulation der möglichen Gutschriften für die Deponiegut-Einsparung,
- Ermittlung der nächstliegenden Abnehmer für den potentiell erzeugbaren Brennstoff (im MBS-Konzept) bzw. Abwärme (im Vergärungskonzept) und deren Konditionen,
- Grobberechnung der Transportkosten im Falle eines Brennstoff-Abnahmeangebotes,
- Aufnahme regionaler Planungen zur Einführung der Bioabfallsammlung bzw. höherwertiger Nutzung sortenreiner organischer Abfallstoffe und der dafür prognostizierten Mengen, Verwertungsoptionen und Kosten,
- Aufnahme der betriebseigenen Massenbilanzen, speziell des Unterkorns, nach Menge und Qualität.

Mit diesen Grundlagen ausgestattet, lässt sich die individuelle MBA-Situation in die Kostenstapnbreiten des hier vorliegenden Berichtes sowie der UBA-Studie zur Vergärung genauer einordnen – so kann z.B. die im Kapitel „Wirtschaftlichkeit“ dieses Berichtes aufgeführte Gesamtkostentabelle für die spezifische Situation „nachgefahren“ werden. Anhand dessen werden die Pro-/Kontra-Aspekte beider Optionen dahingehend vorgeprüft, dass Sensitivitäten der Entscheidungsbildung und eindeutige Ausschlussaspekte identifiziert werden können.

## 13 Zusammenfassung

In diesem von der Deutschen Bundesstiftung geförderten Projekt war zu untersuchen, inwieweit in konventionellen, rein aeroben mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen eine Trocknung des Unterkorns erreicht werden kann, und ob durch nachfolgende mechanische Trennung des erzeugten Trockengutes ein verwertbarer, regenerativer Brennstoff erzeugt werden kann. Dazu wurden großtechnische Versuche durchgeführt und auf diesen aufbauend Technik-, Kosten- und Klimaeffekte einer Umrüstung beschrieben.

Das Projekt wurde in Zusammenarbeit mit dem Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten der Technischen Universität Dresden durchgeführt.

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

**Biologische Trocknung, Hausmüll:** Das Hausmüll-Unterkorn ließ sich auf einer darauf lüftungstechnisch speziell ausgerichteten Anlage (MBS-Anlage des ZAB) innerhalb von 9 Tagen auf rd. 15 % Restfeuchte trocknen. Bei einer konventionellen MBA ist eine Restfeuchte von 20 % im Hausmüll-Unterkorn innerhalb von rd. 14 Tagen Rottezeit ohne wesentliche Änderung der Betriebsführung erreichbar.

**Biologische Trocknung, Grünreste:** Der durchgeführte Versuch mit Grünresten in der konventionellen Tunnelanlage erbrachte aufgrund identifizierbarer, sehr ungünstiger Randbedingungen keine zufriedenstellende Ergebnisse. Deutliche Optimierungen sind unter Aufbringung einer Decken-Wärmedämmung der Tunnel und verbesserter Luftregelung plausibel erwartbar.

**Auftrennung in Brennstoff und Inertmaterialien:** Das getrocknete Hausmüll-Unterkorn ließ sich in der großtechnischen Anlage des ZAB wie auch in zwei Technikumsversuchen technisch problemlos trennen, wobei orientierend, je nach Materialkonsistenz

- rd. 2/3 des getrockneten Materials als Brennstoff zurückgewonnen werden,
- rd 90 % der brennbaren Inhaltsstoffe (dominierend nativ organische Substanz) in den Brennstoff überführt wurden.

**Ausgetrennte Inertstoffe:** Die *Mengenanteile* der abzulagernden Schwerstoffe liegen in beiden Versuchen etwa bei

- rd. 35 % des biologisch getrockneten Siebgutes,
- rd. 17 % des Roh-Abfalls,
- bei 25 – 30 % des im bisherigen MBA-Routinebetrieb abgelagerten Materials.

Die Deponiequalität hängt von der Aufbereitungstiefe des Trockenmaterials ab. In Trennverfahren mit einer größeren Anzahl vorgeschalteter Siebschnitte werden die hauptsächlich kritischen Anforderungen an DOC und Atmungsaktivität erfüllt, bei reduzierter Aufbereitungstiefe wurde der zulässige DOC-Wert leicht überschritten.

### **Ausgetrennter Brennstoff:**

- Der Brennstoff hat einen relativ geringen Glühverlust im Bereich von 60 %, verursacht durch einen hohen Inertanteil Anteil im Feinkorn < 10 mm. Der untere Heizwert liegt zwischen 9 und 10 MJ/kg.
- rd. 75 % des Gesamtkohlenstoffs (einschließlich Carbonat-Kohlenstoffs) im Brennstoff sind regenerativer Herkunft. Die Freisetzung von CO<sub>2</sub> fossiler Herkunft liegt damit bei rd. 95 g/kWh Brennstoff und damit deutlich unter dem von Braunkohle mit rd. 400 g/kWh.
- Der erzeugte Brennstoff konnte von Vattenfall im Kraftwerk Jänschwalde ohne verfahrenstechnische Schwierigkeiten verarbeitet werden.

**Kosten:** Berechnet wurde eine Kostenspannbreite der MBS-Nachrüstung zwischen 6 € Minder- und 12 € Mehrkosten je Tonne MBA-Abfallinput. Das Ergebnis ist maßgeblich bestimmt durch die erzielbaren Gutschriften für eingesparte Deponiemasse.

**Klimarelevanz:** Je Tonne behandelten Unterkorns können bei Substitution von Braunkohle je nach Verwertungs- und Berechnungsverfahren rd. 250 - 390 kg CO<sub>2</sub> netto eingespart werden bei 50 % Unterkorn-Anteil im Abfall sind dies 125 – 195 kg CO<sub>2</sub> je Tonne MBA-Input.

**Alternative MBS-Umrüstung versus Vergärungs-Nachrüstung:** Die Kostenspannbreite ist für beide Optionen etwa dieselbe und damit kein belastbares pauschales Kriterium. Die Klimaentlastung liegt beim MBS durch die höhere Nutzung der organischen Substanz höher als bei der Vergärung. Für die erste konzeptionelle Orientierung für die jeweilige MBA sind entscheidend a) die Gutschrift für Deponieentlastung, b) die lokale Verfügbarkeit eines Abnahmepartners für den Brennstoff (im MBS-Konzept) bzw. für Abwärme (Vergärungskonzept), c) die Nutzungsmöglichkeit der freigesetzten Rottekapazitäten im MBS-Konzept zur Behandlung sortenreiner organischer Abfallstoffe.

Berlin, den 28.12.2011

ICU Partner-Ingenieure

Dr.-Ing. Ulrich Wiegel

## 14 Quellenverzeichnis

- [ASA, 2010] *MBA-Steckbriefe der Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung, 2010, <http://www.asa-ev.de/index.php?id=5>*
- [BOKU, 2009] *Universität für Bodenkultur Wien (BOKU): Grundlagen für die Festlegung von Randbedingungen bei Alterungstests. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion Stoffstromwirtschaft, Umwelttechnik und Abfallmanagement (Sektion VI), Department für Wasser – Atmosphäre – Umwelt, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, November 2009*
- [Dach et al., 1996] *Dach, J.; Danhamer, H.; Jager, J.: Ergebnisse eines Laborvergleichs zur Harmonisierung des Gärtestes für feste Siedlungsabfälle. In Lechner, P. (Hrsg.): Methoden zur Charakterisierung der biochemischen Stabilität von organischen Substanzen. Waste reports Nr. 4 des Institutes für Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien, 1996, S. 63-76*
- [DEHSt., 2009] *Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt.): Emissionshandel: Auswertung der ersten Handelsperiode 2005-2007. Berlin, Januar 2009, [http://www.dehst.de/cIn\\_099/SharedDocs/Downloads/Publikationen/Auswertung\\_1\\_Handelsperiode,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/Auswertung\\_1\\_Handelsperiode.pdf](http://www.dehst.de/cIn_099/SharedDocs/Downloads/Publikationen/Auswertung_1_Handelsperiode,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/Auswertung_1_Handelsperiode.pdf)*
- [DEHSt., 2010] *Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt.): Versteigerung von Emissionsberechtigungen in Deutschland – Periodischer Bericht: Erstes Quartal 2010. Berlin, April 2010, [http://www.dehst.de/cIn\\_162/nn\\_476194/SharedDocs/Downloads/DE/Auktionierung/Auktionierung\\_Monatsbericht\\_Quartal\\_01,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/Auktionierung\\_Monatsbericht\\_Quartal\\_01.pdf](http://www.dehst.de/cIn_162/nn_476194/SharedDocs/Downloads/DE/Auktionierung/Auktionierung_Monatsbericht_Quartal_01,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/Auktionierung_Monatsbericht_Quartal_01.pdf)*
- [DepV] *Deponieverordnung vom 24.04.2009 BGBl. I S.900*
- [Elektro-Fachplanung, 2010] *Elektro-Fachplanung: Die Dimensionierung der Elektroanlage – Leistungsbedarf. Anlagendimensionierung, 2010, [http://www.elektro-fachplanung.de/Fachinfo/Planungshilfen/Leistung\\_1/Dimensionen/dimensionen.htm](http://www.elektro-fachplanung.de/Fachinfo/Planungshilfen/Leistung_1/Dimensionen/dimensionen.htm)*
- [Fischer et al., 1999] *Fischer, B.; Fuchs, A., Obid, G.: Klimarelevanz verschiedener Restabfallbehandlungsverfahren. Müll und Abfall, 10/99, Erich Schmidt Verlag GmbH und Co., Berlin, 1999*
- [Fricke et al., 2000] *Fricke, K.; Münnich, K.; Ziehmann, G.: Auswirkungen der Ablagerungsverordnung. KA Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 12, 2000, S. 1813-1819*

- [IBA/gewitra 2010]: Optimierung der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen (MBA) unter Berücksichtigung von Ressourcen- und Klimaschutzaspekten, im Auftrag des Umweltbundesamtes (FKZ 363 01 254) Juni 2010
- [IFAS, 2004] IFAS Studie zur Weiterentwicklung der energetischen Verwertung von Biomasse in Rheinland-Pfalz, 2004
- [Kern et al., 2008] Kern, M.; Raussen, Th.; Lootsma, A.; Funda, K.: Vergleichende Bewertung der stofflichen und energetischen Verwertung von Bio- und Grünabfall. 2008, [http://www.abfallforum.de/downloads/biomasse\\_2008\\_kern.pdf](http://www.abfallforum.de/downloads/biomasse_2008_kern.pdf)
- [Kern et al., 2009] Kern, M.; Funda, K.; Hofmann, H.; Siepenkothen, H.-J.: Biomassepotenzial von Bio- und Grünabfällen sowie Landschaftspflegematerialien, 2009, [http://www.abfallforum.de/downloads/biomasseforum\\_2009\\_kern.pdf](http://www.abfallforum.de/downloads/biomasseforum_2009_kern.pdf)
- [KLW GmbH, 2010] Gewerke, M: Herstellung von Brennstoffen aus kommunalem Grünschnitt, 2010
- [Koch, 2009] Koch, M.: Ökologische und ökonomische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen und deren Standortwahl. Dissertation, Universität Karlsruhe (TH), Fakultät für Wirtschaftswissenschaften, Universitätsverlag Karlsruhe, 2009
- [Kanthak M 2008] Lingk, H, Kanthak M: Großversuch - Aufbereitung von getrennt gesammeltem Bioabfall/Grünschnitt zu Biomasse-Brennstoff - 69. Informationsgespräch, ANS e.V., 2008
- [NIR 2010] Nationaler Inventarbericht Deutschland 2010, Berichterstattung unter der Klimakonvention der Vereinten Nationen 2010, Umweltbundesamt, EU-Submission, Dessau, 15.01.2010
- [Springer, 2009] Springer, Ch.: Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen verschiedener Kompostsysteme. Müll und Abfall 11/09, Erich Schmidt Verlag GmbH und Co., Berlin, 2009
- [UBA, 2002] Ansatz für die Schätzung der luftseitigen Deponieemissionen für den ersten Berichtszeitraum. Studie von Öko-Institut e.V. Darmstadt sowie ifeu-Institut Heidelberg im Auftrag des Umweltbundesamtes, Förderkennzeichen 29942245, Berlin, Stand Dezember 2002, [http://home.eper.de/startseite/faq/deponien/deponie\\_v\\_anlage.pdf](http://home.eper.de/startseite/faq/deponien/deponie_v_anlage.pdf)
- [UBA, 2005] Johnke, B.; Butz, W.: Klimarelevanz der Abfallwirtschaft. Umweltbundesamt Berlin, 2005, [http://www.umweltbundesamt.de/abfallwirtschaft/nachhaltigkeit/dokumente/KlimarelevanzAbfwi\\_Interne\\_t\\_050722.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/abfallwirtschaft/nachhaltigkeit/dokumente/KlimarelevanzAbfwi_Interne_t_050722.pdf)



- [UBA, 2009] *Hinweise zum Anwendungsbereich des Treibhausgasemissionshandelsgesetzes – TEHG für die Zuteilungsperiode 2008-2012. Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHST), Berlin, Juli 2009*
- [UBA, 2010] *Dehoust, G.; Schüler, D.; Vogt, R.; Giegrich, J.: Klimaschutzpotenziale der Abfallwirtschaft – Am Beispiel von Siedlungsabfällen und Altholz. Studie von Öko-Institut e.V. Darmstadt sowie ifeu-Institut Heidelberg im Auftrag des Umweltbundesamtes, Förderkennzeichen 370831302, Berlin, Januar 2010*
- [UBA 2010] *Hoffmann, G.; Wünsch, Ch.; Brunn, L.; Schnapke, A.; Schingnitz, D.; Günther, M.; Baumann, J.; Wagner, J.; Bilitewski, B.: Nutzung der Potenziale des biogenen Anteils im Restabfall zur Energieerzeugung. Studie des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten der TU Dresden und der INTECUS GmbH im Auftrag des Umweltbundesamtes, Förderkennzeichen (UFOPLAN) 370733303, Dessau, unveröffentlicht*
- [VDZ, 2008] *Verein Deutscher Zementwerke e.V. (VDZ): Vermeidung der CO<sub>2</sub>-Emissionen – Beitrag der deutschen Zementindustrie. Monitoring-Bericht 2004-2007, Neunte aktualisierte Erklärung zur Klimavorsorge, Düsseldorf, September 2008*
- [Vogt et al., 2002] *Vogt, R.; Knappe, F.; Giegrich, J.; Detzel, A.: Ökobilanz Bioabfallverwertung – Untersuchungen zur Umweltverträglichkeit von Systemen zur Verwertung von biologisch-organischen Abfällen. DBU-Schriftenreihe, Initiativen zum Umweltschutz, Band 52, Osnabrück, 2002*
- [Wagner et al., 2004] *Wagner, S.; Ibold, H.; Zeschmar-Lahl, B.: Die Klimarelevanz der Abfallwirtschaft im Freistaat Sachsen. Studie der BIWA Consult GbR Freiberg im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, Oytzen, 2004*
- [Wallmann, 2008] *Wallmann, R.: Energieeffizienz bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. In Thomé-Kozmiensky, K.J.; Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall. Band 5, TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 2008, S.163-179*
- [Witzenh.-Inst. 2008] *Biomassepotentialstudie Hessen - Stand und Perspektiven der entergetischen Biomassenutzung in Hessen, Witzenhausen Institut, Rausen, T, Dr. Kern, M, Turk, T u.a., 2008*
- [Zeschmar-Lahl, 2005] *Zeschmar-Lahl, B.: Klimarelevanz der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Österreichische Abfallwirtschaftskonferenz, St. Pölten, 09.-10.03.2005*

## 15 Anhang

### Anhang 1: Stoff- und Mengendaten Trennsoteknik-Versuch 1

Trennversuch 1		Gewogen kg	Anteile Vorstufe		Feuchtmasse		v.1.000 kg FS < 80 mm	Trockensubstanz			v.1.000 kg TS < 80 mm	OTS-Anteile			v.1.000 kg OTS < 80 mm
Ver-such	Material		Summe kg	Vorstufen-Anteil	kg	Anteil		Anteil v. OS	kg	Anteil		Anteil v. TS	kg	Anteil	
1	Input < 25	364,0	364,0	65,8%	364,0	100,0%	658	88,3%	581	100,0%	651	37,8%	219	100,0%	623
1	Fraktion < 10	229,0		62,9%	229,0	62,9%	414	87,5%	362	62,3%	406	38,3%	139	63,3%	394
1	Fraktion 10/25	135,0		37,1%	135,0	37,1%	244	89,7%	219	37,7%	246	36,8%	81	36,7%	229
1	Schwer <10	45,5	202,7	22,4%	51,4	14,1%	93	94,8%	88	15,2%	99	8,2%	7	3,3%	21
1	Leicht <10	130,0		64,1%	146,9	40,3%	265	84,8%	225	38,7%	252	45,8%	103	47,0%	293
1	Staub < 10	27,2		13,4%	30,7	8,4%	56	87,9%	49	8,4%	55	58,3%	28	13,0%	81
1	Schwer 10/25	63,0	125,0	50,4%	68,0	18,7%	123	96,7%	119	20,5%	133	6,6%	8	3,6%	22
1	Leicht 10/25	57,0		45,6%	61,6	16,9%	111	82,0%	91	15,7%	102	74,0%	67	30,8%	192
1	Staub 10/25	5,0		4,0%	5,4	1,5%	10	90,4%	9	1,5%	10	59,6%	5	2,4%	15
1	Input 25/80	163	163,0	34,2%	163,0	100,0%	342	90,8%	311	100,0%	349	42,7%	133	100,0%	377
1	Schwer 25/80	71		44%	71,0	43,6%	149	94,8%	141	45,5%	159	11,5%	16	12,3%	46
1	Leicht 25/80	92		56%	92,0	56,4%	193	87,7%	169	54,5%	190	68,7%	116	87,7%	331
				<b>Summe Schwer</b>			<b>365</b>	<b>95,4%</b>	<b>348</b>	<b>39,1%</b>	<b>391</b>	<b>9,0%</b>	<b>31</b>	<b>8,9%</b>	<b>89</b>
				<b>Summe Leicht incl. Staub</b>			<b>635</b>	<b>85,5%</b>	<b>543</b>	<b>60,9%</b>	<b>609</b>	<b>59,0%</b>	<b>321</b>	<b>91,1%</b>	<b>911</b>
				<b>Staubanteil</b>			<b>65</b>	<b>90,8%</b>	<b>58</b>	<b>5,1%</b>	<b>65</b>	<b>58,5%</b>	<b>34</b>	<b>9,6%</b>	<b>96</b>

Anhang 2: Stoff- und Mengendaten Trennsoteknik-Versuch 2

Trennversuch 2		Gewogen kg	Anteile Vorstufe		Feuchtmasse		v.1.000 kg FS < 80 mm	Trockensubstanz			v.1.000 kg TS < 80 mm	OTS-Anteile			v.1.000 kg OTS < 80 mm	
Ver-such	Material		Summe kg	Vorstufen-Anteil	kg	Anteil		Anteil v. OS	kg	Anteil		Anteil v. TS	kg	Anteil		
2	Input < 25	394,0	394,0	65,8%	394,0	100,0%	658	88,2%	580	100,0%	654	37,0%	215	100,0%	585	
2	Siebung < 10	293,0		74,4%	293,0	74,4%	489	88,1%	431	74,3%	485	35,1%	151	70,6%	413	
2	Siebung 10/25	101,0		25,6%	101,0	25,6%	169	88,5%	149	25,7%	168	42,3%	63	29,4%	172	
2	Siebung < 3	207,0	293,0	70,6%	207,0	52,5%	346	87,8%	303	52,3%	342	33,6%	102	47,6%	278	
2	Siebung 3/10	86,0		29,4%	86,0	21,8%	144	88,8%	128	22,0%	144	38,7%	49	23,0%	135	
2	Siebung 10/15	51,0	101,0	50,5%	51,0	12,9%	85	87,9%	75	12,9%	84	42,4%	32	14,8%	87	
2	Siebung 15/25	50,0		49,5%	50,0	12,7%	83	89,2%	74	12,8%	84	42,2%	31	14,6%	86	
2	Schwer < 3	29,6	167,7	17,7%	36,5	9,3%	61	95,7%	58	10,1%	66	5,3%	3	1,4%	8	
2	Leicht < 3	127,0		75,7%	156,8	39,8%	262	86,2%	226	38,9%	254	38,3%	86	40,2%	235	
2	Staub < 3	11,1		6,6%	13,7	3,5%	23	85,1%	19	3,4%	22	65,2%	13	5,9%	35	
2	Schwer 3/10	26,6	62,1	42,8%	36,8	9,3%	61	95,8%	59	10,2%	66	7,5%	4	2,1%	12	
2	Leicht 3/10	25,0		40,3%	34,6	8,8%	58	80,8%	47	8,0%	53	71,7%	33	15,6%	91	
2	Staub 3/10	10,5		16,9%	14,5	3,7%	24	90,5%	22	3,8%	25	52,2%	11	5,3%	31	
2	Schwer 10/15	16,0	43,8	36,5%	18,6	4,7%	31	97,5%	30	5,2%	34	1,7%	1	0,2%	1	
2	Leicht 10/15	24,0		54,8%	27,9	7,1%	47	81,2%	38	6,5%	43	72,4%	27	12,8%	75	
2	Staub 10/15	3,8		8,7%	4,4	1,1%	7	89,4%	7	1,1%	7	57,7%	4	1,8%	10	
2	Schwer 15/25	17,8	45,3	39,3%	19,6	5,0%	33	97,1%	32	5,5%	36	1,8%	1	0,3%	2	
2	Leicht 15/25	26,0		57,4%	28,7	7,3%	48	83,5%	40	6,9%	45	73,0%	29	13,6%	80	
2	Staub 15/25	1,5		3,3%	1,7	0,4%	3	93,1%	3	0,4%	3	64,8%	2	0,8%	5	
2	Input 25/80	217,0	217,0	34,2%	217,0	100,0%	342	86,8%	307	100,0%	346	49,5%	152	100,0%	415	
2	Siebung 25/50	172,0		79,3%	172,0	79,3%	271	90,8%	246	80,1%	278	48,6%	120	78,7%	326	
2	Siebung 50/80	45,0		20,7%	45,0	20,7%	71	86,1%	61	19,9%	69	53,1%	32	21,3%	89	
2	Schwer 25/50	64,0	170,0	37,6%	64,8	29,8%	102	95,0%	97	31,6%	109	15,5%	15	9,9%	41	
2	Leicht 25/50	106,0		62,4%	107,2	49,4%	169	88,3%	149	48,6%	168	70,1%	105	68,8%	286	
2	Schwer 50/80	18,7	44,7	41,8%	18,8	8,7%	30	89,6%	27	8,7%	30	17,5%	5	3,1%	13	
2	Leicht 50/80	26,0		58,2%	26,2	12,1%	41	83,6%	35	11,2%	39	80,5%	28	18,3%	76	
							<b>Summe Schwer</b>	<b>318</b>	<b>95,2%</b>	<b>303</b>	<b>34,1%</b>	<b>341</b>	<b>9,3%</b>	<b>28</b>	<b>7,7%</b>	<b>77</b>
							<b>Summe Leicht incl. Staub</b>	<b>682</b>	<b>85,7%</b>	<b>585</b>	<b>65,9%</b>	<b>659</b>	<b>57,9%</b>	<b>338</b>	<b>92,3%</b>	<b>923</b>
							<b>Staubanteil</b>	<b>57</b>	<b>88,3%</b>	<b>51</b>	<b>5,7%</b>	<b>57</b>	<b>58,5%</b>	<b>30</b>	<b>8,1%</b>	<b>81</b>