



Montanuniversität Leoben

Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik

Vorstand: O. Univ. Prof. Dipl.-Ing. Dr. Karl E. Lorber



Stoffflussanalyse bei der mechanisch- biologischen Restabfallbehandlung

**Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors
der montanistischen Wissenschaften**

vorgelegt von

Dipl.-Ing. Manfred Harant

Leoben, Februar 1999

1	EINLEITUNG	1
1.1	PROBLEMSTELLUNG.....	1
1.2	ZIELSETZUNG	2
2	DIE STOFFFLUSSANALYSE.....	4
2.1	METHODIK.....	4
2.2	UNTERSUCHTE PARAMETER.....	7
2.2.1	<i>Wassergehalt und Trockensubstanz</i>	7
2.2.2	<i>TOC, Glühverlust und Brennwert</i>	9
2.2.3	<i>Atmungsaktivität (AT4)</i>	11
2.2.4	<i>Biologisch abbaubare organische Substanz (oTSbio)</i>	13
2.2.5	<i>Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)</i>	14
2.2.6	<i>Summe der Kohlenwasserstoffe</i>	15
2.2.7	<i>Schwermetalle: Blei, Cadmium und Zink</i>	16
2.3	PROBENAUFBEREITUNG	16
2.3.1	<i>Trocknen</i>	17
2.3.2	<i>Störstoffauslese</i>	17
2.3.3	<i>Mahlen</i>	17
2.3.4	<i>Nachtrocknen</i>	18
2.3.5	<i>Aufbereitung für die Bestimmung der oTSbio</i>	19
2.3.6	<i>Aufbereitung für Kohlenwasserstoff-Bestimmung</i>	19
2.3.7	<i>Aufbereitung für die Bestimmung der Atmungsaktivität</i>	19
2.3.8	<i>Probleme bei der Aufbereitung</i>	19
3	FALLBEISPIEL ALLERHEILIGEN-MÜRZHOFEN.....	21
3.1	BESCHREIBUNG DER MECHANISCH-BIOLOGISCHEN RESTABFALLBEHANDLUNGSANLAGE.....	21
3.1.1	<i>Input der Behandlungsanlage</i>	21
3.1.2	<i>Mechanische Vorbehandlung</i>	22
3.1.3	<i>Intensivrotte</i>	22
3.1.4	<i>Extensivrotte</i>	25
3.1.5	<i>Nachrotte</i>	25
3.1.6	<i>Deponierung</i>	26
3.2	PROBENAHE	27
3.2.1	<i>Probenahmezyklus</i>	27
3.2.2	<i>Ablauf der Probenahme und Beschreibung der Probenahmepunkte</i>	32
3.2.2.1	<i>Befüllung</i>	32
3.2.2.2	<i>Entleerung</i>	34
3.2.2.3	<i>Ende der Extensivrotte/ Beginn der Nachrotte</i>	36
3.2.2.4	<i>Zwischenprobe</i>	36
3.2.2.5	<i>Absiebung/ Ende der Nachrotte</i>	36
3.3	MASSENILANZ DER VERSUCHSCHARGEN.....	37
3.3.1	<i>Feuchtsubstanz</i>	37
3.3.2	<i>Trockensubstanz</i>	40

3.4	BILANZIERUNG DER ORGANISCHEN SUMMENPARAMETER	42
3.4.1	<i>Glühverlust</i>	42
3.4.1.1	Diskussion der Analysenergebnisse	42
3.4.1.2	Glühverlustbilanz.....	44
3.4.2	<i>TOC</i>	46
3.4.2.1	Diskussion der Analysenergebnisse	46
3.4.2.2	TOC-Bilanz.....	47
3.4.3	<i>Brennwert</i>	49
3.4.3.1	Diskussion der Analysenergebnisse	49
3.4.3.2	Bilanz des Brennwertes.....	51
3.4.4	<i>Biologisch abbaubare organische Trockensubstanz (oTS_{bio})</i>	53
3.4.4.1	Diskussion der Analysenergebnisse	53
3.4.4.2	Bilanz der biologisch abbaubaren organischen Trockensubstanz	54
3.4.5	<i>Atmungsaktivität (AT_{4/7})</i>	55
3.4.5.1	Diskussion der Analysenergebnisse	55
3.4.5.2	Bilanz der Atmungsaktivität.....	56
3.5	SCHADSTOFFBILANZEN	58
3.5.1	<i>Cadmium</i>	58
3.5.1.1	Diskussion der Analysenergebnisse	58
3.5.1.2	Cadmiumbilanz.....	63
3.5.2	<i>Blei</i>	65
3.5.2.1	Diskussion der Analysenergebnisse	65
3.5.2.2	Bleibilanz	66
3.5.3	<i>Zink</i>	68
3.5.3.1	Diskussion der Analysenergebnisse	68
3.5.3.2	Zinkbilanz	69
3.5.4	<i>Summe der Kohlenwasserstoffe</i>	71
3.5.5	<i>Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe</i>	74
3.5.5.1	Diskussion der Analysenergebnisse	74
3.5.5.2	PAK-Bilanz	75
3.6	WEITERFÜHRENDE UNTERSUCHUNGEN ZUM ROTTEENDPRODUKT.....	77
3.6.1	<i>Korngrößenverteilung des Rotteendproduktes</i>	78
3.6.2	<i>Maximal deponierbarer Anteil des Rotteendproduktes</i>	80
3.6.3	<i>Einfluss des Klärschlammes auf den Brennwert im Rotteendprodukt</i>	82
4	FALLBEISPIEL ZELL AM SEE.....	83
4.1	BESCHREIBUNG DER MECHANISCH-BIOLOGISCHEN RESTABFALLBEHANDLUNG	83
4.1.1	<i>Input der Behandlungsanlage</i>	83
4.1.2	<i>Mechanische Vorbehandlung</i>	84
4.1.3	<i>Intensivrotte</i>	84
4.1.4	<i>Extensivrotte</i>	85
4.1.5	<i>Deponierung</i>	86
4.2	PROBENAHEME	87
4.2.1	<i>Probenahmezyklus</i>	87
4.2.2	<i>Probenahmepunkte und Ablauf der Probenahme</i>	89
4.2.2.1	Inputmaterial.....	89
4.2.2.2	Input der Extensivrotte	90
4.2.2.3	Zwischenprobe	90
4.2.2.4	Absiebung/ Ende der Extensivrotte	90

4.3	MASSENILANZ DER VERSUCHSCHARGE	90
4.3.1	<i>Feuchtsubstanz</i>	90
4.3.2	<i>Trockensubstanz</i>	93
4.4	BILANZIERUNG DER ORGANISCHEN SUMMENPARAMETER	95
4.4.1	<i>Glühverlust</i>	95
4.4.1.1	Diskussion der Analysenergebnisse	95
4.4.1.2	Glühverlustbilanz.....	96
4.4.2	<i>TOC</i>	97
4.4.2.1	Diskussion der Analysenergebnisse	97
4.4.2.2	TOC-Bilanz.....	98
4.4.3	<i>Brennwert</i>	99
4.4.3.1	Diskussion der Analysenergebnisse	99
4.4.3.2	Brennwertbilanz.....	100
4.4.4	<i>Atmungsaktivität (AT_{4/7})</i>	101
4.4.4.1	Diskussion der Analysenergebnisse	101
4.4.4.2	Bilanz der Atmungsaktivität.....	102
4.5	WEITERFÜHRENDE UNTERSUCHUNGEN ZUM ROTTEENDPRODUKT	104
4.5.1	<i>Korngrößenverteilung der Siebfraktionen</i>	104
4.5.2	<i>Maximal deponierbarer Anteil des Rotteendproduktes</i>	105
5	FALLBEISPIEL KUFSTEIN.....	106
5.1	BESCHREIBUNG DER MECHANISCH-BIOLOGISCHEN RESTABFALLBEHANDLUNGSANLAGE... 106	
5.1.1	<i>Input der Behandlungsanlage</i>	106
5.1.2	<i>Mechanische Vorbehandlung</i>	106
5.1.3	<i>Intensivrotte</i>	107
5.1.4	<i>Extensivrotte</i>	107
5.1.5	<i>Deponierung/Thermische Behandlung</i>	107
5.2	PROBENAHE	108
5.2.1	<i>Probenahmezyklus</i>	108
5.2.2	<i>Probenahmepunkte und Ablauf der Probenahme</i>	110
5.2.2.1	Inputmaterial.....	110
5.2.2.2	Input der Extensivrotte	111
5.2.2.3	Zwischenprobe	111
5.2.2.4	Absiebung/ Ende der Extensivrotte	111
5.3	MASSENILANZ DER VERSUCHSCHARGEN.....	111
5.3.1	<i>Feuchtsubstanz</i>	112
5.3.2	<i>Trockensubstanz</i>	113
5.4	BILANZIERUNG DER ORGANISCHEN SUMMENPARAMETER	116
5.4.1	<i>Glühverlust</i>	116
5.4.1.1	Diskussion der Analysenergebnisse	116
5.4.1.2	Glühverlustbilanz.....	116
5.4.2	<i>Brennwert</i>	117
5.4.2.1	Diskussion der Analysenergebnisse	118
5.4.2.2	Bilanz des Brennwertes.....	118
5.4.3	<i>Atmungsaktivität (AT_{4/7})</i>	120
5.4.3.1	Diskussion der Analysenergebnisse	120
5.4.3.2	Bilanz der Atmungsaktivität.....	120
5.5	WEITERFÜHRENDE UNTERSUCHUNGEN ZUM ROTTEENDPRODUKT.....	121

5.5.1	<i>Korngrößenverteilung der Siebfractionen.....</i>	122
5.5.2	<i>Maximal deponierbarer Anteil des Rotteendproduktes</i>	123
6	KORRELATIONEN DER UNTERSUCHTEN PARAMETER	124
6.1	GLÜHVERLUST UND TOC	124
6.2	GLÜHVERLUST UND BRENNWERT	125
6.3	GLÜHVERLUST UND OTSBIO.....	127
6.4	GLÜHVERLUST UND ATMUNGSAKTIVITÄT	127
6.5	TOC UND BRENNWERT	128
6.6	TOC UND OTSBIO	129
6.7	TOC UND ATMUNGSAKTIVITÄT	129
6.8	BRENNWERT UND OTSBIO.....	130
6.9	BRENNWERT UND ATMUNGSAKTIVITÄT.....	130
6.10	OTSBIOUND ATMUNGSAKTIVITÄT	130
6.11	ATMUNGSAKTIVITÄT IN 4 UND IN 7 TAGEN.....	131
6.12	ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG.....	133
7	VERGLEICH DER UNTERSUCHTEN ANLAGEN	135
7.1	MASSENREDUKTION.....	135
7.1.1	<i>Feuchtsubstanz</i>	135
7.1.2	<i>Trockensubstanz</i>	136
7.2	REDUKTION DER ORGANISCHEN SUBSTANZ.....	137
7.2.1	<i>Glühverlust.....</i>	137
7.2.2	<i>TOC</i>	138
7.2.3	<i>Brennwert</i>	138
7.2.4	<i>Atmungsaktivität</i>	139
7.3	DEPONIERBARE MENGE DES ROTTEENDPRODUKTES.....	140
8	SCHLUSSFOLGERUNGEN	142
8.1	ALLGEMEINE SCHLUSSFOLGERUNGEN.....	142
8.2	ANSÄTZE ZUR OPTIMIERUNG DER UNTERSUCHTEN ANLAGEN	143
9	WEITERER FORSCHUNGSBEDARF BEI DER MECHANISCH- BIOLOGISCHEN RESTABFALLBEHANDLUNG	146
10	ZUSAMMENFASSUNG	147
	LITERATURVERZEICHNIS	150
	ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	156
	ANHANG	A

Abbildungsverzeichnis

	Beschriftung der Abbildung	Seitenzahl
Abbildung 2.1:	Aufbau des Sapromat®E [45]	12
Abbildung 2.2:	Beispiel für eine Sauerstoffverbrauchskurve	13
Abbildung 2.3:	Ultrazentrifugalmühle (Harant, 1997)	18
Abbildung 3.1:	Restabfallaufgabe mittels Radlader (Schöpe, 1998)	23
Abbildung 3.2:	Mischzerkleinerer (Harant, 1997)	23
Abbildung 3.3:	Schneckenförderer (Harant, 1997)	24
Abbildung 3.4:	Verfahrensschema der Restabfall-Klärschlamm-Behandlung für die Rotteversuche während der Stoffflussanalyse	28
Abbildung 3.5:	Probenahmekonzept für das Schadstoffanalysenprogramm	30
Abbildung 3.6:	Probenahmekonzept für das Basisanalysenprogramm	31
Abbildung 3.7:	Zwischenlagerplatz für Fe-Metalle (Harant, 1997)	33
Abbildung 3.8:	Probenahme vom Restabfall < 80 mm (Schöpe, 1998)	34
Abbildung 3.9:	Austrag des Mischzerkleinerers, Probenahmepunkt bei der Tunnelentleerung (Schöpe, 1997)	35
Abbildung 3.10:	Bilanz der Feuchtsubstanz für die zwölf Versuchschargen in Allerheiligen	39
Abbildung 3.11:	Bilanz der Trockensubstanz für die zwölf Versuchschargen in Allerheiligen	41
Abbildung 3.12:	Mittelwerte der Analysenergebnisse für Glühverlust vom Rotteinput und Rotteendprodukt (Fraktionen 0-12 mm, 0-24 mm und 0-80 mm) nach 22 Wochen Rotte im Jahresverlauf	44
Abbildung 3.13:	Glühverlustbilanz der zwölf Versuchschargen in Allerheiligen	45
Abbildung 3.14:	Mittelwerte der Analysenergebnisse für TOC vom Rotteinput und Rotteendprodukt (Fraktionen 0-12 mm, 0-24 mm und 0-80 mm) nach 22 Wochen Rotte im Jahresverlauf	47
Abbildung 3.15:	TOC-Bilanz der zwölf Versuchschargen in Allerheiligen	48
Abbildung 3.16:	Mittelwerte der Analysenergebnisse für den Brennwert vom Rotteinput und Rotteendprodukt (Fraktionen 0-12 mm, 0-24 mm und 0-80 mm) nach 22 Wochen Rotte im Jahresverlauf	50
Abbildung 3.17:	Bilanz des Brennwertes der zwölf Versuchschargen in Allerheiligen	52
Abbildung 3.18:	Bilanz der biologisch abbaubaren organischen Trockensubstanz der vier Schadstoffchargen	55

Beschriftung der Abbildung

Seitenzahl

Abbildung 3.19:	Bilanz der Atmungsaktivität in 4 Tagen für die MBRA Allerheiligen im Versuchsbetrieb	57
Abbildung 3.20:	Cadmiumwerte der Charge 7 im Rotteverlauf (Mittelwerte der Probenahmepunkte bzw. gewichtete Mittelwerte für Rotteinput und Rotteendprodukt) mit den jeweiligen Standardabweichungen	60
Abbildung 3.21:	Cadmiumwerte aller Schadstoffchargen im Rotteverlauf (Mittelwerte der Probenahmepunkte bzw. gewichtete Mittelwerte für Rotteinput und Rotteendprodukt) mit den jeweiligen Standardabweichungen	62
Abbildung 3.22:	Cadmiumwerte aller Schadstoffchargen im Rotteverlauf (Mittelwerte der Probenahmepunkte bzw. gewichtete Mittelwerte für Rotteinput und Rotteendprodukt, größter Wert für Restabfall < 80 mm eliminiert) mit den jeweiligen Standardabweichungen	63
Abbildung 3.23:	Cadmiumbilanz für die vier Schadstoffchargen von Allerheiligen	64
Abbildung 3.24:	Bleiwerte aller Schadstoffchargen im Rotteverlauf (Mittelwerte der Probenahmepunkte bzw. gewichtete Mittelwerte für Rotteinput und Rotteendprodukt) mit den jeweiligen Standardabweichungen	66
Abbildung 3.25:	Bleibilanz für die vier Schadstoffchargen von Allerheiligen	67
Abbildung 3.26:	Zinkwerte aller Schadstoffchargen im Rotteverlauf (Mittelwerte der Probenahmepunkte bzw. gewichtete Mittelwerte für Rotteinput und Rotteendprodukt) mit den jeweiligen Standardabweichungen	69
Abbildung 3.27:	Zinkbilanz für die vier Schadstoffchargen von Allerheiligen	70
Abbildung 3.28:	Kohlenwasserstoffgehalte der Chargen 5, 7 und 10 im Rotteverlauf (Mittelwerte der Probenahmepunkte bzw. gewichtete Mittelwerte für Rotteinput und Rotteendprodukt) mit den jeweiligen Standardabweichungen	72
Abbildung 3.29:	Kohlenwasserstoffgehalte der Chargen 5 im Rotteverlauf (Mittelwerte der Probenahmepunkte bzw. gewichtete Mittelwerte für Rotteinput und Rotteendprodukt) mit den jeweiligen Standardabweichungen	73
Abbildung 3.30:	PAK-Werte aller Schadstoffchargen im Rotteverlauf (Mittelwerte der Probenahmepunkte bzw. gewichtete Mittelwerte für Rotteinput und Rotteendprodukt) mit den jeweiligen Standardabweichungen	75
Abbildung 3.31:	Bilanz der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe für die vier Schadstoffchargen von Allerheiligen	76
Abbildung 3.32:	Korngrößenverteilung des Rotteendproduktes 0-12 mm aus der großtechnischen Absiebung in Allerheiligen	78
Abbildung 3.33:	Korngrößenverteilung des Rotteendproduktes 12-24 mm aus der großtechnischen Absiebung in Allerheiligen	79
	Beschriftung der Abbildung	Seitenzahl

Abbildung 3.34:	Korngrößenverteilung des Rotteendproduktes 0-80 mm aus der großtechnischen Absiebung in Allerheiligen	80
Abbildung 3.35:	Abhängigkeit des Brennwertes in der Fraktion 0-11,2 mm des Rotteendproduktes vom Klärschlammanteil im Rotteinput	82
Abbildung 4.1:	Probenahmekonzept bei den Untersuchungen an der MBRA Zell am See	88
Abbildung 4.2:	Bilanz für die Feuchtsubstanz der Versuchscharge in Zell am See	93
Abbildung 4.3:	Bilanz für die Trockensubstanz der Versuchscharge in Zell am See	95
Abbildung 4.4:	Glühverlustbilanz der Versuchscharge in Zell am See	97
Abbildung 4.5:	TOC-Bilanz der Versuchscharge in Zell am See	99
Abbildung 4.6:	Bilanz des Brennwertes der Versuchscharge in Zell am See	101
Abbildung 4.7:	Bilanz der Atmungsaktivität in 4 Tagen (AT_4) für die Versuchscharge in Zell am See	103
Abbildung 4.8:	Korngrößenverteilung des Rotteendproduktes 0-20 mm, 20-40 mm, 40-60 mm und 0-100 mm aus der großtechnischen Absiebung in Zell am See	104
Abbildung 5.1:	Probenahmekonzept bei der Untersuchung von Charge 3 an der MBRA Kufstein	109
Abbildung 5.2:	Bilanz für die Feuchtsubstanz der Versuchscharge 3 in Kufstein	113
Abbildung 5.3:	Bilanz für die Trockensubstanz der Versuchscharge 3 in Kufstein	115
Abbildung 5.4:	Glühverlustbilanz der Versuchscharge 3 in Kufstein	117
Abbildung 5.5:	Bilanz des Brennwertes der Versuchscharge 3 in Kufstein	119
Abbildung 5.6:	Bilanz der Atmungsaktivität in 4 Tagen (AT_4) für die Versuchscharge 3 in Kufstein	121
Abbildung 5.7:	Korngrößenverteilung des Rotteendproduktes aus Kufstein	122
Abbildung 6.1:	Zusammenhang zwischen TOC und Glühverlust bei Restabfall, Klärschlamm und gerotteten Restabfall-Klärschlamm-Gemischen, Daten der eigenen Untersuchungen ergänzt mit Literaturdaten aus [6], [9], [13], [20], [29], [33], [55] und [56]	124
Abbildung 6.2:	Zusammenhang zwischen Brennwert und Glühverlust bei Restabfall, Klärschlamm und gerotteten Restabfall-Klärschlamm-Gemischen, Daten der eigenen Untersuchungen ergänzt mit Daten aus [1], [6], [17], [20], [22], [51] und [57]	125

Abbildung 6.3:	Zusammenhang zwischen Brennwert und Glühverlust bei gerotteten Restabfall-Klärschlamm-Gemischen im Bereich niedriger Glühverluste, Daten der eigenen Untersuchungen ergänzt mit Daten aus [1], [6], [17], [20], [22], [51] und [57]	126
Abbildung 6.4:	Zusammenhang zwischen Atmungsaktivität und Glühverlust bei Restabfall, Klärschlamm und gerotteten Restabfall-Klärschlamm-Gemischen	127
Abbildung 6.5:	Zusammenhang zwischen Brennwert und TOC bei Restabfall, Klärschlamm und gerotteten Restabfall-Klärschlamm-Gemischen, Daten der eigenen Untersuchungen ergänzt mit Daten aus [1], [6], [17], [20], [22], [51], und [57]	129
Abbildung 6.6:	Zusammenhang zwischen Atmungsaktivität und biologisch abbaubarer organischer Trockensubstanz bei Restabfall und gerotteten Restabfall-Klärschlamm-Gemischen	131
Abbildung 6.7:	Zusammenhang zwischen Atmungsaktivität in 4 Tagen und in 7 Tagen bei Restabfall, Klärschlamm und gerotteten Restabfall-Klärschlamm-Gemischen	132

Tabellenverzeichnis

	Beschriftung der Tabelle	Seitenzahl
Tabelle 3.1:	Probenahmeplan	29
Tabelle 3.2:	Ergebnisse der Glühverlustanalysen	43
Tabelle 3.3:	Ergebnisse der TOC-Analysen	46
Tabelle 3.4:	Ergebnisse der Analysen des Brennwertes	49
Tabelle 3.5:	Ergebnisse der Analysen der oTS_{bio}	53
Tabelle 3.6:	Ergebnisse der Analysen der Atmungsaktivität in 4 Tagen (AT_4)	56
Tabelle 3.7:	Ergebnisse der Analysen der Cadmiumgehalte von Charge 7	58
Tabelle 3.8:	Ergebnisse der Analysen der Cadmiumgehalte von den Chargen 2, 5, 7 u. 10	61
Tabelle 3.9:	Ergebnisse der Analysen der Bleigehalte von den Chargen 2, 5, 7 und 10	65
Tabelle 3.10:	Ergebnisse der Analysen der Zinkgehalte von den Chargen 2, 5, 7 und 10	68
Tabelle 3.11:	Ergebnisse der Analysen der Kohlenwasserstoffgehalte von den Chargen 5, 7 und 10	71
Tabelle 3.12:	Ergebnisse der Analysen der PAK-Gehalte von den Chargen 2, 5, 7 und 10	74
Tabelle 3.13:	Anteil der maximal deponierbaren Trockensubstanz am Rotteend produkt bei Einhaltung des Grenzwertes von 6.000 kJ/kg TS	81
Tabelle 4.1:	Abfallanlieferung in Zell am See im Jahre 1995 [1]	83
Tabelle 6.1:	Überblick der untersuchten Korrelationen	134
Tabelle 7.1:	Ergebnisübersicht für die Reduktion der Feuchtsubstanz	135
Tabelle 7.2:	Ergebnisübersicht für die Reduktion der Trockensubstanz	136
Tabelle 7.3:	Ergebnisübersicht für die Reduktion der Glühverlustfracht	137
Tabelle 7.4:	Ergebnisübersicht für die Reduktion der TOC-Fracht	138
Tabelle 7.5:	Ergebnisübersicht für die Reduktion der Brennwertfracht	138
Tabelle 7.6:	Ergebnisübersicht für die Reduktion der Atmungsaktivitätsfracht (gemessen als AT_4)	139
Tabelle 7.7:	Deponiefähige Fraktion, angegeben für unterschiedliche Bezugs größen und nach unterschiedlichen Methoden bestimmt, Angaben der Anteile jeweils in % der Trockensubstanz	141

Danksagung

Die vorliegende Arbeit basiert auf vielen Untersuchungen und Recherchen, die nur aufgrund der tatkräftigen Unterstützung von zahlreichen Personen und Institutionen ermöglicht werden konnten. Hierfür möchte ich mich ganz herzlich bedanken.

Für die finanzielle Unterstützung der Untersuchungen in Allerheiligen möchte ich vor allem Hofrat Dipl.-Ing. Gerhard Jägerhuber (Fachabteilung Ic – Abfallwirtschaft, Amt der Steiermärkischen Landesregierung) und Dipl.-Ing. Christian Holzer (Sektion Abfallwirtschaft, BMUJF) danken. Dem Geschäftsführer des Mürzverbandes, Herrn Dipl.-Ing. Werner Folk und seinen Mitarbeitern möchte ich danken, dass die Untersuchungen an der MBRA Allerheiligen durchgeführt werden konnten und stets tatkräftig unterstützt wurden. Für die Finanzierung und Durchführung der Untersuchungen an der MBRA Zell am See danke ich dem Geschäftsführer der ZEMKA, Hr. Leopold Winter. Auch Dipl.-Ing. Anton Mederle und Dipl.-Ing. Heinz Berger von der Firma thöni möchte ich für die Finanzierung und Durchführung der Untersuchungen an der MBR Kufstein danken.

Bedanken möchte ich mich ganz herzlich bei allen Mitarbeitern des IED, die zum Gelingen der vorliegenden Arbeit wesentlich beigetragen haben. Meinem Kollegen Dr. Michael Nelles bin ich zu großem Dank verpflichtet für das Zustandekommen dieser Untersuchungen und für die herausragende Arbeit, die er in der Arbeitsgruppe MBR während der letzten drei Jahre geleistet hat. Mit ihrem unermüdlichen Eifer bei der Probenahme und -aufbereitung haben mich die studentischen Mitarbeiter Birgit Hütter, Volkmar Kloud, Andreas Neff, Dipl.-Ing. Gerald Rauch, Bettina Schöpe und Marko Weber sehr unterstützt. Stellvertretend für alle Mitarbeiter des umweltanalytischen Labors möchte ich mich bei Mag. Dr. Michael Hofer, Ing. Christian Lackner und Bernd Grasser bedanken, die im Verlauf der Untersuchungen ein immenses Probenaufkommen bewältigt haben.

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Eines der beherrschenden Themen auf dem Gebiet der Abfallbehandlung in Österreich war in den letzten Jahren die Deponieverordnung (DVO), die auch derzeit noch heftig diskutiert wird. Ihr vorrangiges Ziel ist es, dass zukünftig angelegte Deponien hinsichtlich ihres Emissionsverhaltens keine Gefährdung für Menschen und Umwelt darstellen. Dazu wurden insbesondere an die Beschaffenheit der abzulagernden Abfälle Anforderungen gestellt, die für Restabfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen nur durch eine vorherige Behandlung erfüllt werden können.

In Österreich werden derzeit jährlich ca. 32 % (rd. 887.000 Mg) der anfallenden Abfälle aus privaten Haushalten und ähnlichen Einrichtungen sowie etwa 200.000 Mg entwässerte kommunale Klärschlämme (30 % TS) ohne weitere Vorbehandlung deponiert [11].

Um die direkte Deponierung von Restabfällen in Zukunft zu unterbinden wurde 1996 von der österreichischen Bundesregierung auf Basis des Abfallwirtschaftsgesetzes die Deponieverordnung erlassen, die in Verbindung mit dem novellierten Altlastensanierungsgesetz (AlsaG, 1996) und Wasserrechtsgesetz (WRG, 1997) ein effektives Maßnahmenpaket zur umweltverträglichen Deponierung reaktionsarmer Abfälle darstellt. Gemäß DVO dürfen ab 2004 nur noch Abfälle mit einem TOC-Gehalt $< 5\%$ bezogen auf die Trockensubstanz obertägig deponiert werden, was in der Regel ausschließlich durch eine thermische Vorbehandlung erreicht werden kann.

Für mechanisch-biologisch vorbehandelte Restabfälle wurde in der DVO eine Ausnahmeregelung integriert, die dem Umstand Rechnung trägt, dass bereits viele Kommunen Österreichs den Weg der „kalten Vorbehandlung“ eingeschlagen haben und die schon vorhandenen Behandlungsanlagen innerhalb der kurzen Umsetzungsfrist der DVO abgeschrieben werden müssten. Mechanisch-biologisch vorbehandelte Restabfälle dürfen gemäß dieser Ausnahmeregelung in gesonderten Kompartimenten von Massenabfalldéponien abgelagert werden, wenn der Brennwert (H_0), gemessen in der Trockensubstanz, weniger als 6.000 kJ/kg beträgt und wenn von dem zu deponierenden Material die Grenzwerte für Massenabfalldéponien – außer TOC und Glühverlust – eingehalten werden.

Da der Brennwert von 6.000 kJ/kg TS kein wissenschaftlich fundierter Grenzwert ist, sondern als Kompromiss zwischen Anhängern von thermischen und mechanisch-biologischen Behandlungsverfahren angesehen werden kann, besteht derzeit ein großes Wissensdefizit über den Vollzug und die Einhaltung dieses Grenzwertes.

Um die bestehende Wissenslücke zu schließen wurde am Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik (IED) der Montanuniversität Leoben intensiv auf dem Gebiet der

mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung geforscht. In einer grundlegenden Arbeit wurden von Dr. Michael Nelles der Stand und die Perspektiven der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung in Österreich aufgezeigt [41]. Nelles stellt unter anderem fest, dass die Rotteendprodukte der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen außer dem TOC-Gehalt und dem Glühverlust alle Grenzwerte der Deponieverordnung für die Ablagerung auf einer Massenabfalldeponie problemlos einhalten.

Diese Arbeit hat weitere Fragen auf dem Gebiet der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung aufgeworfen, wobei die Einhaltung des Grenzwertes für den Brennwert und die sich daraus ergebenden Stoffflüsse als die momentan dringlichste erachtet wird. Weiterführende Arbeiten am IED haben sich mit dieser Fragestellung auseinandergesetzt und bilden die Grundlage für die hier vorliegende Dissertation.

1.2 Zielsetzung

Das Ziel dieser Arbeit ist es, ausgesuchte Stoffflüsse bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung (MBR) zu untersuchen und deren Herkunft und Verbleib nachzuvollziehen. Als Basis für diese Betrachtung dienen die gesetzlichen Rahmenbedingungen der Deponieverordnung und damit die Einhaltung des Grenzwertes für den Brennwert des zu deponierenden Rotteendproduktes. Es stellt sich daher die Frage, wie sich die Stoffflüsse aufteilen werden, wenn nur noch mechanisch-biologisch behandelte Restabfälle mit einem Brennwert von $< 6.000 \text{ kJ/kg TS}$ abgelagert werden dürfen. Wieviel Material muss nach einer mechanisch-biologischen Behandlung noch thermisch behandelt und wieviel kann deponiert werden? Welchen Energiegehalt wird die thermisch zu behandelnde Fraktion haben?

Grundlage für die Untersuchung der Stoffflüsse bilden Massenbilanzen, die durch Verwiegung von Input- und Outputmaterialien gewonnen werden. Im Rahmen der Forschungstätigkeit des IED wurden die Massenströme der drei Restabfallbehandlungsanlagen

- Allerheiligen/Mürzverband
- Kufstein/Thöni
- Zell am See/ZEMKA

untersucht und bilanziert.

Für die Betreiber von mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen sind neben den Massenströmen insbesondere die Parameter Glühverlust, TOC und Brennwert von herausragendem Interesse, da diese Parameter in Zukunft für die Zuordnung der zu entsorgenden Abfälle bzw. der Endprodukte einer mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlage zur Deponierung oder zur thermischen Behandlung eine

wichtige Rolle spielen werden. In Zukunft soll auch die Atmungsaktivität zur Beurteilung der Rotteendprodukte aus der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung herangezogen werden. Daher wurden die Parameter Glühverlust, Brennwert und Atmungsaktivität an allen drei Anlagen untersucht, an den Anlagen Allerheiligen und Zell am See auch TOC.

Neben den Kriterien der Deponierbarkeit von Abfällen sind aber auch Herkunft und Verbleib der darin enthaltenen Schadstoffe von großem Interesse. Aus diesem Grund wurden drei ausgesuchte Schwermetalle (Blei, Cadmium und Zink) sowie zwei organische Schadstoffparameter (Kohlenwasserstoffe und PAK) in das Analysenprogramm einer untersuchten Behandlungsanlage (Allerheiligen) mit aufgenommen.

Aus den gewonnenen Analysenergebnissen für das Einsatzmaterial, die Ausgangsmaterialien der einzelnen Behandlungsstufen und die Rotteendprodukte kann man schließlich Aussagen bezüglich Eintragswegen, Abbau, Umbau und Austragswegen der untersuchten Parameter treffen, die für die Planung und Optimierung von Behandlungsanlagen von großer Bedeutung sind.

Zu Beginn der Arbeit wird die Stoffflussanalyse als Instrument für die umweltverträgliche Steuerung des Stoffhaushaltes einer Region vorgestellt. Hierzu werden auch die untersuchten Parameter sowie die Durchführung von Probenaufbereitung und Analyse kurz erläutert.

Im Anschluss an die Darstellung der Stoffflussanalyse werden die untersuchten Anlagen systematisch vorgestellt. Ausgehend von der Beschreibung der Betriebsweise der Behandlungsanlage wird das jeweilige Probenahmekonzept vorgestellt. Die darauf folgende Massenbilanz der Behandlungsanlage dient zusammen mit den Analysenergebnissen zur Bilanzierung der untersuchten Parameter. Weiterführende Untersuchungen des Rotteendproduktes zur Bestimmung des maximal deponierbaren Anteils nach einer mechanisch-biologischen Behandlung runden schließlich die Betrachtung der einzelnen Anlagen ab.

Die Parameter, die die organische Substanz der betrachteten Materialien beschreiben, werden im folgenden Abschnitt gegenübergestellt und daraus ableitbare Korrelationen untersucht.

Nach der Synopse der Parameter zur Charakterisierung der biologischen Stabilität werden die Ergebnisse der drei Anlagen verglichen. Im letzten Abschnitt werden Schlussfolgerungen aus den gewonnenen Erkenntnissen gezogen.

2 Die Stoffflussanalyse

Die Durchführung einer Stoffflussanalyse bedeutet die detaillierte Untersuchung und Quantifizierung aller Stoffein- und -austräge an den Grenzen einer Einheit und der Stoffumwandlungen darin. Diese einfache Formulierung steht im krassen Widerspruch zu dem immensen Aufwand, den eine konsequent durchgeführte Stoffflussanalyse für eine größere Einheit - wie z.B. eine Abfallbehandlungsanlage - verursacht. Im Folgenden werden die praktische Durchführung der Stoffflussanalyse und die dabei untersuchten Parameter beschrieben.

2.1 Methodik

Die Erstellung einer Stoffflussanalyse wird nach DAXBECK UND BRUNNER in folgende neun Teilschritte unterteilt [14]:

1. Formulierung der Ziele und Fragen
2. Systemanalyse (Auswahl der Systemgrenze, Prozesse, Güter und Stoffe)
3. Erste Schätzung der Güter- und Stoffbilanz anhand rasch verfügbarer Daten mit anschließender Sensitivitätsanalyse (Identifizierung der für das System wichtigen Prozesse und Güter)
4. Erstellung eines Untersuchungs- und Messprogrammes für die Bestimmung der Güter- und Stoffflüsse unter Einbeziehung der notwendigen Genauigkeit der Resultate
5. Bestimmung der Massenflüsse der Güter
6. Bestimmung der Stoffkonzentrationen in den Gütern
7. Berechnung der Stoffflüsse aus den Massenflüssen und den Stoffkonzentrationen einschließlich der Abschätzung der Unsicherheiten der Resultate
8. Berechnung und Optimierung der Transferkoeffizienten
9. Numerische und graphische Darstellung der Resultate einschließlich detaillierter Berichterstattung, was das Nachvollziehen und das Interpretieren der Stoffflussanalyse erlaubt.

Als Systemgrenze dient für die vorliegende Untersuchung die jeweilige mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlage (MBRA), bei der kommunale Restabfälle und ggf. Klärschlamm angeliefert werden und heizwertreiche Fraktionen zur thermischen Behandlung bzw. heizwertarme Fraktionen zur Deponierung produziert werden. Bei der MBR sind je nach Anlagenkonfiguration folgende Prozesse und Güter zu berücksichtigen, wenn die Behandlungsanlage gemäß Deponieverordnung betrieben wird:

- ◆ Anlieferung von Restabfall,

- ◆ Anlieferung von Klärschlamm (optional),
- ◆ Abtrennung von Eisenmetallen und deren Verwertung außerhalb der Anlage,
- ◆ Abtrennung von Restabfallanteilen vor der mechanischen Behandlung und deren thermische Behandlung (optional),
- ◆ Um- und Abbau von Restabfall und evtl. Klärschlamm während der Intensivrotte,
- ◆ Zugabe von Wasser bzw. Ausschleusung und Rückführung von Perkolat bei der Intensivrotte,
- ◆ Um- und Abbau des Rottegutes während der Extensivrotte,
- ◆ Zugabe von Wasser bzw. Ausschleusung und Rückführung von Perkolat bei der Extensivrotte,
- ◆ gegebenenfalls Um- und Abbau des Rottegutes während der Nachrotte,
- ◆ gegebenenfalls Zugabe von Wasser bzw. Ausschleusung und Rückführung von Perkolat während der Nachrotte,
- ◆ heizwertarme Fraktion des fertig gerotteten Materials zur Deponierung und
- ◆ heizwertreiche Fraktion des fertig gerotteten Materials zur thermischen Behandlung (optional).

Als Stoffe sind chemische Elemente oder deren einheitliche Verbindungen (z.B. Cadmium oder PAK) definiert. Güter dagegen sind handelbare Substanzen mit positivem oder negativem ökonomischen Wert (z.B. Papier, Klärschlamm, Abfall). Die Abgrenzung zwischen dem Begriff Stoff und Gut ist in der Praxis schwierig, denn Wasser ist beispielsweise gemäß der Definition ein Stoff, gleichzeitig aber auch ein Gut. Als Güter werden in dieser Arbeit Restabfall, Klärschlamm und Rotteprodukte der verschiedenen Behandlungsstufen verstanden. Von den im folgenden Kapitel 2.2 vorgestellten Parametern sind laut der vorgenannten Definition eigentlich nur die Schwermetalle sowie Kohlenwasserstoffe und PAK Stoffe im herkömmlichen Sinn. In Erweiterung des Begriffes Stoffflussanalyse können aber auch weitere Aspekte (sogenannte Systemindikatoren) in die Betrachtung mit einbezogen werden. Die untersuchten Parameter Glühverlust, TOC, Brennwert, Atmungsaktivität und oTS_{bio} stellen solche Systemindikatoren dar. Die Bilanzen dieser Parameter werden deshalb ebenfalls mit dem Begriff Stoffflussanalyse bezeichnet, obwohl es sich dabei nicht um Stoffe gemäß der üblichen Definition handelt.

Da derzeit noch keine mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlage an eine Betriebsweise gemäß der Deponieverordnung angepasst ist, konnte auf keinerlei Erfahrungswerte und Literaturdaten zurückgegriffen werden. Dementsprechend musste die Datengewinnung für die Bestimmung der Massenflüsse der Güter Restabfall und Klärschlamm bzw. der Rotteprodukte im Verlauf der Rotte und für die Bestimmung der Stoffkonzentrationen sehr aufwendig gestaltet werden. Die Daten konnten nur durch Versuchsreihen an bestehenden Anlagen ermittelt werden, die ihren Betrieb probeweise für die Einhaltung der Deponieverordnungskriterien umstellten. Durch die Multiplikation der Massenflüsse mit den analysierten Stoffkonzentrationen werden schließlich die Stoffflüsse ermittelt.

Die Ergebnisse der Stoffbilanzierung werden mit Hilfe der Transferkoeffizienten k_N dargestellt. Durch einen Prozess oder eine Prozesskette wird das Ausgangsgut (Edukt) in i Produkte aufgeteilt. Der Transferkoeffizient k_N für das Produkt N ist in Formel 2.1 definiert, wobei die Summe aller Transferkoeffizienten von i Produkten (k_{Ni}) genau 1 ergibt.

$$k_N = \frac{X_{\text{Produkt}}}{X_{\text{Edukt}}} \quad \text{Formel 2.1}$$

Darin bedeuten k_N = Transferkoeffizient des Produkts N
 X_{Produkt} = Massefluss des Produkts N
 X_{Edukt} = Massefluss des Ausgangsgutes

Einen breiten Raum nimmt die Präsentation der Stoffflüsse für die untersuchten Anlagen ein, da auch ein umfangreiches Analysenprogramm durchgeführt wurde. Die graphische Darstellung der Resultate in den Kapiteln 3 bis 5 enthält die Transferkoeffizienten als Prozentzahlen. Die numerische Darstellung der wichtigsten Parameter wurde im Anhang der Dissertation hinzugefügt, um die Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten.

Schwierigkeiten bei der Untersuchung von Stoffflüssen der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen ergeben sich insbesondere dadurch,

- dass die Quantifizierung der untersuchten Stoffe oft mit erheblichem analytischen Aufwand verbunden ist (v.a. im Bereich der Spurenanalytik),
- dass die Streubreite der Analyseergebnisse aufgrund der schwierig aufzubereitenden Matrix (Restabfall bzw. ein Restabfall-Klärschlamm-Gemisch) sehr hoch ist,
- dass nicht alle Vorgänge beim biologischen Um- und Abbau organischer Substanzen bekannt sind und dadurch,
- dass die Vielfalt insbesondere der organischen Stoffe so groß ist, dass unmöglich alle betrachtet werden können.

Ein spezielles Problem stellt die Untersuchung der auf dem Luftpfad ein- und vor allem ausgetragenen Stoffe dar. Im Rahmen der Untersuchungen in Allerheiligen wurden Abluftuntersuchungen vom Umweltbundesamt Wien durchgeführt; die Untersuchungsergebnisse werden für die Auswertung der Stoffflussanalyse bei den entsprechenden Parametern mitberücksichtigt. Bei den Anlagen Kufstein und Zell am See wurden keine Abluftanalysen durchgeführt, da dort keine Schadstoffe bilanziert werden sollten.

Eine Stoffflussanalyse muss sich auch über einen ausreichend langen Zeitraum erstrecken, damit die gewonnenen Erkenntnisse hinreichend abgesichert werden können. Für die Untersuchungen in Allerheiligen wurden insgesamt zwölf Chargen mit einem Behandlungsbeginn im Abstand von je vier Wochen angesetzt. Dem Bilanzzeitraum von

einem Jahr wird damit Rechnung getragen. Die vorgestellten Untersuchungen in Zell am See und Kufstein behandeln dagegen jeweils nur eine Charge, so dass die Aussagekraft hinsichtlich einer Jahresbilanz geringer ist. Der Schwerpunkt dieser Arbeit wird daher auf die Untersuchungen in Allerheiligen gelegt, da das Rotteprodukt dieser Anlage am intensivsten beprobt und analysiert wurde.

2.2 Untersuchte Parameter

Bei der Auswahl der zu untersuchenden Stoffe waren mehrere Gesichtspunkte zu berücksichtigen. Einerseits sollten solche Parameter untersucht werden, die im Sinne der einschlägigen Gesetze und Verordnungen, insbesondere der Deponieverordnung, relevant sind und die den Verlauf der Rotte möglichst gut charakterisieren. Andererseits konnte der Analysenaufwand nicht beliebig hoch angesetzt werden.

Als Kompromiss zwischen Aufwand und Aussagekraft wurden die besonders wichtigen Parameter in der Regel bei jeder Charge ermittelt.

Dieses Basisprogramm umfasst

- den Wassergehalt (WG) bzw. den Gehalt an Trockensubstanz (TS),
- den Glühverlust (GV),
- den Gehalt an gesamtem organisch gebundenen Kohlenstoff (total organic carbon, TOC),
- den Brennwert (H_o) und
- die Atmungsaktivität (AT_4 , z.T. auch AT_7)

Zusätzlich wurden bei vier ausgewählten Chargen in Allerheiligen weitere Analysen durchgeführt. Da es sich bei diesen vor allem um Schadstoffparameter handelt, werden diese Chargen als Schadstoffchargen bezeichnet. Bei ihnen wurden die folgenden zusätzlichen Analysen durchgeführt::

- Gehalt an biologisch abbaubarer organischer Trockensubstanz (oTS_{bio}),
- Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK),
- Summe der Kohlenwasserstoffe für die zweite bis vierte Schadstoffcharge
- Gesamtgehalte der Schwermetalle Blei (Pb), Cadmium (Cd) und Zink (Zn).

2.2.1 Wassergehalt und Trockensubstanz

Der Wassergehalt (WG) bzw. der Gehalt an Trockensubstanz (TS) ist zum einen die wichtigste Bezugsgröße, da praktisch alle anderen Messwerte bezogen auf TS angegeben werden. Zum anderen ist die Einhaltung eines Wassergehaltes zwischen 45 und 55 % wichtig für den optimalen Verlauf der Rotte.

Anmerkung zum Begriff „Trockensubstanz“

Sowohl in der DIN 38 414 Teil 2 als auch in der ÖNORM M 6270 wird der Begriff Trockensubstanz anders definiert, als er in der Abfallwirtschaft üblicherweise verwendet wird. Laut Normung ist die TS die Massenkonzentration der Trockenmasse bzw. der abfiltrierbaren Stoffe eines Schlammes, angegeben in g/l. Als Trockenmasse wird die absolute Menge an Substanz, die nach dem Trocknungsprozess verbleibt, bezeichnet. Der Anteil der Trockenmasse an der feuchten Urprobe, der in % angegeben wird, wird als Trockenrückstand (TR) bezeichnet.

In mehreren ÖNORMen (z.B. ÖNORM S 2200, ÖNORM S 2022 und ÖNORM S 2023) wird als Bezugsgröße jedoch die TS verwendet. In der ÖNORM S 2022 (Gütekriterien für Müllkompost) wird die Angabe von organischer Substanz, Nährstoffen, Ballaststoffen und Problemelementen in % TS bzw. mg/kg TS gefordert und auch die deutsche Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK) verwendet die TS als Bezugsgröße [10].

Daher wird auch in dieser Dissertation die TS in der beschriebenen Weise als Bezugsgröße verwendet, obwohl der Begriff dann nicht normgemäß angewendet wird. Die Begriffe Trockensubstanz für die Trockenmasse und Feuchtsubstanz für die Feuchtmasse werden analog dazu bei der Beschreibung der absoluten Massenströme an den einzelnen Anlagen verwendet.

Bestimmung

Die Bestimmung des WG erfolgte in Anlehnung an DIN 38 414 Teil 2, sie wurde meist noch am Tag der Probenahme durchgeführt. War dies nicht möglich, so wurden die Proben in wasser- und luftdicht verschlossenen Polyethylenemern max. 48 Stunden gekühlt gelagert. Jeweils ca. 1.000 g der frischen Probe wurden auf 0,1 g genau in Porzellantiegel eingewogen, die zuvor im Trockenschrank getrocknet und nach dem Abkühlen im Exsikkator auf 0,1 g genau gewogen worden waren. Die eingewogenen Proben wurden im Trockenschrank bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Der Trocknungsvorgang dauerte je nach Probenmaterial 48 bis 96 Stunden. Gewichtskonstanz wurde angenommen, wenn sich das Gewicht einer Probe zwischen zwei Wägungen im Abstand von ca. 8 Stunden um max. 0,2 g (= 0,02 %) verändert hatte.

Der Wassergehalt wird in Prozent bezogen auf die Feuchtsubstanz angegeben. Er berechnet sich nach folgender Formel:

$$WG = \frac{m_b - m_c}{m_b - m_a} \cdot 100\% \quad \text{Formel 2.2}$$

Darin bedeuten

- m_a = Gewicht der leeren Schale
- m_b = Gewicht der Schale mit der feuchten Probe
- m_c = Gewicht der Schale mit der trockenen Probe

Der Gehalt an Trockensubstanz wird ebenfalls in Prozent bezogen auf die Feuchtsubstanz angegeben, er berechnet sich zu:

$$TS = 100\% - WG \quad \text{Formel 2.3}$$

2.2.2 TOC, Glühverlust und Brennwert

Die Bedeutung des Glühverlustes, des Gehaltes an organisch gebundenem Kohlenstoff (total organic carbon, TOC) und des Brennwertes H_o (in Österreich auch Verbrennungswert genannt) von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen muss im engen Zusammenhang mit der Deponieverordnung gesehen werden. Insbesondere über die Aussagekraft des TOC im Hinblick auf die Ablagerungsfähigkeit von Abfällen wurde im Vorfeld des Erlasses der DVO viel diskutiert. Dabei stellt der TOC das bedeutendste Kriterium dar, da der geforderte TOC-Gehalt $< 50.000 \text{ mg/kg}$ (bzw. der ersatzweise dafür heranzuziehende Grenzwert von 8 % TS für den Glühverlust) im Normalfall nur durch eine thermische Vorbehandlung erreicht werden kann.

Der TOC ist zweifelsfrei ein Maß für den Gehalt des Materials an organischer Substanz. Über die Abbaubarkeit dieser organischen Substanz trifft er aber keine Aussage. In die DVO wurde als Kompromiss eine Ausnahmeregelung für mechanisch-biologisch behandelte Abfälle aufgenommen. Gemäß DVO darf der Grenzwert für den TOC-Gehalt dann überschritten werden, wenn der Brennwert unter 6.000 kJ/kg TS liegt.

Der Brennwert gibt die bei der vollständigen Verbrennung der Probe freiwerdende Wärmemenge an. Bezugsgröße für diese Wärmemenge sind die Probe vor und die Verbrennungsprodukte nach der Verbrennung bei einer Temperatur von 25 °C , wobei das in der Probe enthaltene Wasser und das durch die Oxidation von Wasserstoff aus der Probe gebildete Wasser im flüssigen Zustand vorliegt. In großtechnischen Verbrennungsanlagen kann die Verdampfungswärme des Wassers i.d.R. nicht zurückgewonnen werden. Hier ist der Heizwert H_u , der genau um den Betrag der Verdampfungswärme geringer ist, der bedeutendere Parameter.

Als Parameter für die Zulässigkeit der Ablagerung hat der Brennwert eine herausragende Bedeutung für mechanisch-biologisch behandelte Abfälle, obwohl er keine Aussagekraft in bezug auf deren biologische Stabilität besitzt.

Der Glühverlust (GV) wird ebenfalls als Maß für den Gehalt an organischer Substanz angesehen. Das gilt jedoch nur mit Einschränkungen, da als Glühverlust alle Substanzen erfasst werden, die bei 550°C mit Sauerstoff reagieren und in die Gasphase übergehen. Proben mit einem hohen Gehalt an Karbonaten und/oder Schwefelverbindungen täuschen z.B. einen zu hohen Gehalt an organischer Substanz vor. Andererseits können im Probenmaterial enthaltene elementare Metalle oxidieren und zu verringerten Glühverlusten führen.

Über die Abbaubarkeit und damit das Reaktionspotential eines abzulagernden Materials gibt der Glühverlust nur wenig Auskunft. Ein Vorteil des GV liegt darin, dass eine Korrelation zwischen Glühverlust und TOC einer Probe besteht und dass er im Vergleich zum TOC mit

geringerem Aufwand bestimmt werden kann. Daher wird in der DVO auch die Bestimmung des GV anstelle des TOC zugelassen. Die Obergrenze des zulässigen Glühverlusts von deponiefähigem Material liegt laut Deponieverordnung bei 8 % TS.

Für die Stoffflussanalyse ist der GV in jedem Fall sehr interessant, da die Reduktion des Glühverlustes auch den Abbau der organischen Substanz recht gut widerspiegelt, obwohl er kein direktes Maß für sie darstellt.

Bestimmung des GV

Die Bestimmung des GV erfolgt in Anlehnung an ÖNORM M 6295. Die getrocknete, auf kleiner 1 mm gemahlene Probe wird zur Entfernung des Restwassers über Nacht bei 105°C in den Trockenschrank gestellt. Nach dem Abkühlen im Exsikkator werden pro Probe dreimal je 10 – 20 g des Materials auf 1 mg genau in Porzellantiegel eingewogen.

Der Glühvorgang dauert bei 550°C im Muffelofen drei Stunden. Diese Zeit reicht aus, um Gewichtskonstanz zu erreichen. Nach dem Abkühlen im Exsikkator werden die Proben zurückgewogen. Der Glühverlust wird als Mittelwert der drei Parallelansätze errechnet. Der Glühverlust eines Einzelansatzes wird nach der folgenden Formel errechnet:

$$GV = \frac{m_b - m_c}{m_b - m_a} \cdot 100\% \quad \text{Formel 2.4}$$

Darin bedeuten

- m_a = Gewicht des leeren Tiegels
- m_b = Gewicht des Tiegels mit der trockenen, unverglühten Probe
- m_c = Gewicht des Tiegels mit der verglühten Probe

Bestimmung des TOC-Gehaltes

Der TOC-Gehalt wird in Anlehnung an ÖNORM S 2023 mit Hilfe eines TOC-Analysators der Firma Ströhlein GmbH & Co. bestimmt.

In Abweichung von der ÖNORM S 2023 wird der TOC jedoch nicht als Differenz aus gesamtem Kohlenstoff (total carbon, TC) und gesamtem anorganischem Kohlenstoff (total inorganic carbon, TIC), sondern direkt bestimmt. Dazu werden ca. 3 - 4 mg der getrockneten, auf < 1 mm gemahlene Probe mit ca. 1 ml konzentrierter Salzsäure beträufelt. Dadurch werden anorganische Kohlenstoffverbindungen (vor allem Calciumcarbonat CaCO_3) ausgetrieben.

Anschließend wird die Probe im Sauerstoffstrom bei ca. 950°C verbrannt. Die noch enthaltenen Kohlenstoffverbindungen werden dabei vollständig zu Kohlendioxid (CO_2) oxidiert. Die Menge des entstandenen CO_2 wird im Gasanalysator ermittelt. Der Gasanalysator ist „eine Detektionseinrichtung bestehend aus einem Infrarot-Strahler, einem IR-Sensor und einer im Strahlengang zwischen Strahler und Sensor angeordneten Küvette.“ [46] Die CO_2 -Konzentration in dem Gemisch aus Trägergas und Reaktionsgasen wird also nach dem Prinzip der Infrarot-Spektrometrie bestimmt. Kalibriert wird die Messeinheit mit Zitronensäure.

Teil der Analyseneinheit ist auch ein PC mit der zugehörigen Software, so dass als Ergebnis der Messung unmittelbar der TOC-Gehalt der Probe in % TS oder in mg/g TS angezeigt wird.

Bestimmung des Brennwertes

Die Bestimmung des Brennwertes erfolgt mit dem „IKA Kalorimeter C 7000“ der Firma IKA Analysetechnik, welches hinsichtlich Messgenauigkeit und Berechnung der Analysenwerte die Anforderungen der DIN 51 900 erfüllt. Das Kalorimeter arbeitet nach einem als „doppelttrocken“ bezeichneten Verfahren, bei dem während der Messung kein Wasser verwendet wird.

Die wichtigsten Bestandteile des Gerätes sind das Aufschlussgefäß, die Steuereinheit incl. zugehöriger Software sowie das eigentliche Kalorimeter.

Wenige Gramm der auf < 1 mm gemahlene, getrocknete Probe werden tablettiert und in den Tiegel gelegt. Der Tiegel wird in die Halterung im Aufschlussgefäß eingehängt. Zwischen den beiden Elektroden wird der Zünddraht befestigt. An dem Zünddraht wiederum wird ein Baumwollfaden angebracht, der mit der Probe verbunden wird und diese nach erfolgter Zündung in Brand setzt. Das Gefäß wird nun mit Sauerstoff befüllt (30 bar), in das Kalorimeter eingesetzt und die elektrischen Anschlüsse hergestellt.

Nach der Zündung verbrennt die Probe und erwärmt das System. Die Temperaturerhöhung wird gemessen. Durch die zuvor erfolgte Kalibrierung mit Benzoesäure, deren Brennwert bekannt ist, wurde die Wärmekapazität C des Systems ermittelt. Aus den bekannten Daten (Wärmekapazität, Energieinhalte von Zünddraht und Baumwollfaden), der gemessenen Temperaturerhöhung und dem Gewicht der Probe wird der spezifische Brennwert der Probensubstanz errechnet.

Der Brennwert wird in kJ/kg TS angegeben.

2.2.3 Atmungsaktivität (AT₄)

Die Atmungsaktivität einer Feststoffprobe bildet das Pendant zum biologischen Sauerstoffbedarf (BSB) einer flüssigen Probe. Gemessen wird die Menge an Sauerstoff, die beim mikrobiellen Abbau der in der Probe enthaltenen organischen Substanz verbraucht wird. Daher stellt die Atmungsaktivität ein direktes Maß für den Gehalt an (leicht) abbaubarer organischer Substanz dar.

Die Atmungsaktivität besitzt also eine große Aussagekraft in bezug auf die (aerobe) Reaktionsfähigkeit von abzulagernden Abfällen. Sie wird außer durch die Menge an leicht abbaubarer organischer Substanz auch durch die Anzahl der Mikroorganismen und deren Aktivität beeinflusst. Daher kann sich ein verzerrtes Bild ergeben, wenn die Probe nur wenige oder wenig aktive Mikroorganismen enthält. Ein weiteres Problem tritt auf, wenn die Probe Stoffe enthält, die die Aktivität der Mikroorganismen hemmen. In diesen Fällen wird ein zu geringer Sauerstoffverbrauch gemessen.

Der Zeitraum, über den die Atmungsaktivität gemessen wird, wird in Stunden oder Tagen

angegeben. Übliche Messzeiträume sind vier, sieben oder zehn Tage (AT_{96} bzw. AT_4 , AT_7 oder AT_{10}). In der Regel wurde nur die AT_4 bestimmt, bei einigen Chargen jedoch auch zusätzlich die AT_7 .

Bestimmung

Die Bestimmung der Atmungsaktivität erfolgt mit Hilfe des „Sapromat[®] E“. Dieses Gerät der Firma Voith Sulzer Stoffaufbereitung GmbH dient in erster Linie zur Bestimmung des BSB, ist aber für die Messung der Atmungsaktivität und ähnliche Anwendungen ebenso gut einsetzbar. Der prinzipielle Aufbau ist Abbildung 2.1 zu entnehmen.

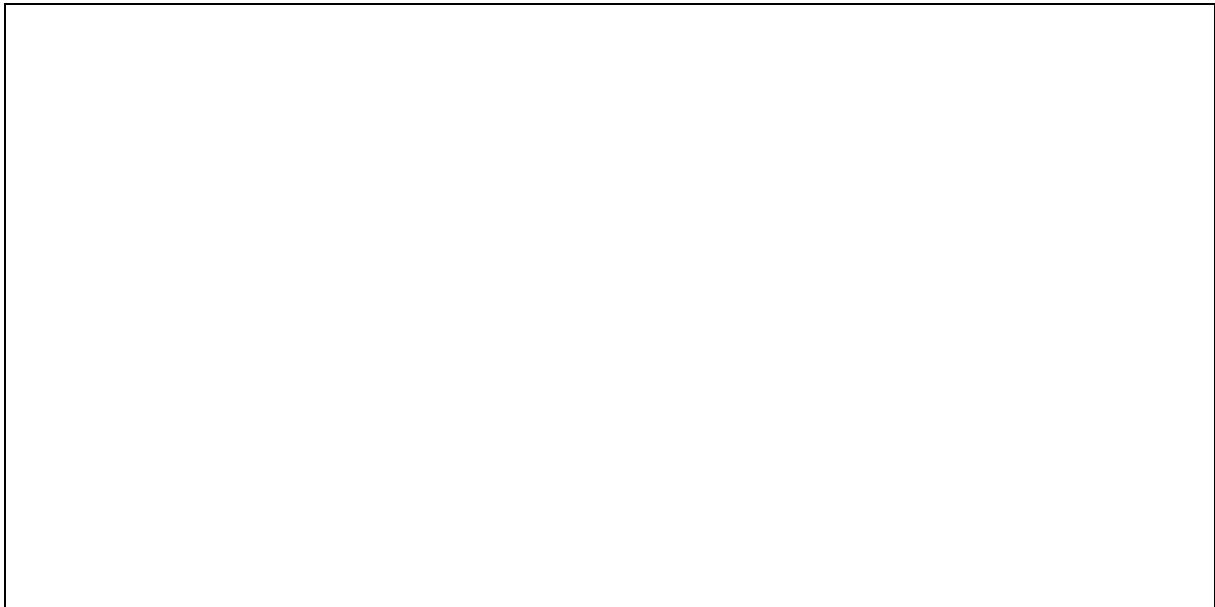


Abbildung 2.1: Aufbau des Sapromat[®] E [45]

Als Grundkomponenten werden in [45] Steuergerät, Wasserbad, Messeinheit und Auswertungssoftware bezeichnet. Das Wasserbad (in der Abbildung nicht dargestellt) dient zur gleichmäßigen Temperierung der Messeinheit, die sich wiederum aus Reaktionsgefäß, Sauerstoffzeuger und Schaltmanometer zusammensetzt.

Für die eigentliche Messung werden je nach Wassergehalt und erwartetem Sauerstoffbedarf 30-40 g der feuchten, auf < 20 mm zerkleinerten Probe in das Reaktionsgefäß eingewogen. Der Wassergehalt wird bei Proben mit geringem Wassergehalt auf 45-50 % eingestellt, bei feuchteren Proben wie z.B. Klärschlamm wird die Originalprobe verwendet. Je Probe werden drei Parallelmessungen durchgeführt.

Der Verschluss des Gefäßes enthält einen Behälter, der zuvor mit einigen Gramm Natronkalkplätzchen befüllt wurde. Zu Beginn der Messung wird durch Sauerstoffproduktion ein leichter Überdruck erzeugt. Durch Veratmung von Sauerstoff wird Kohlendioxid produziert, das vom Natronkalk absorbiert wird. Durch die Volumenreduktion in der Messeinheit wird der Überdruck abgebaut. Alle 36 Sekunden wird vom Schaltmanometer überprüft, ob noch ein ausreichend großer Überdruck besteht. Ist das nicht der Fall, so wird

für die nächsten 36 s die Erzeugung von Sauerstoff durch die elektrolytische Zersetzung der im Sauerstofferzeuger enthaltenen Kupfer(II)-Sulfatlösung aktiviert. Durch die Länge des Schaltintervalls von 36 s ergeben sich bis zu 100 Schaltvorgänge pro Stunde.

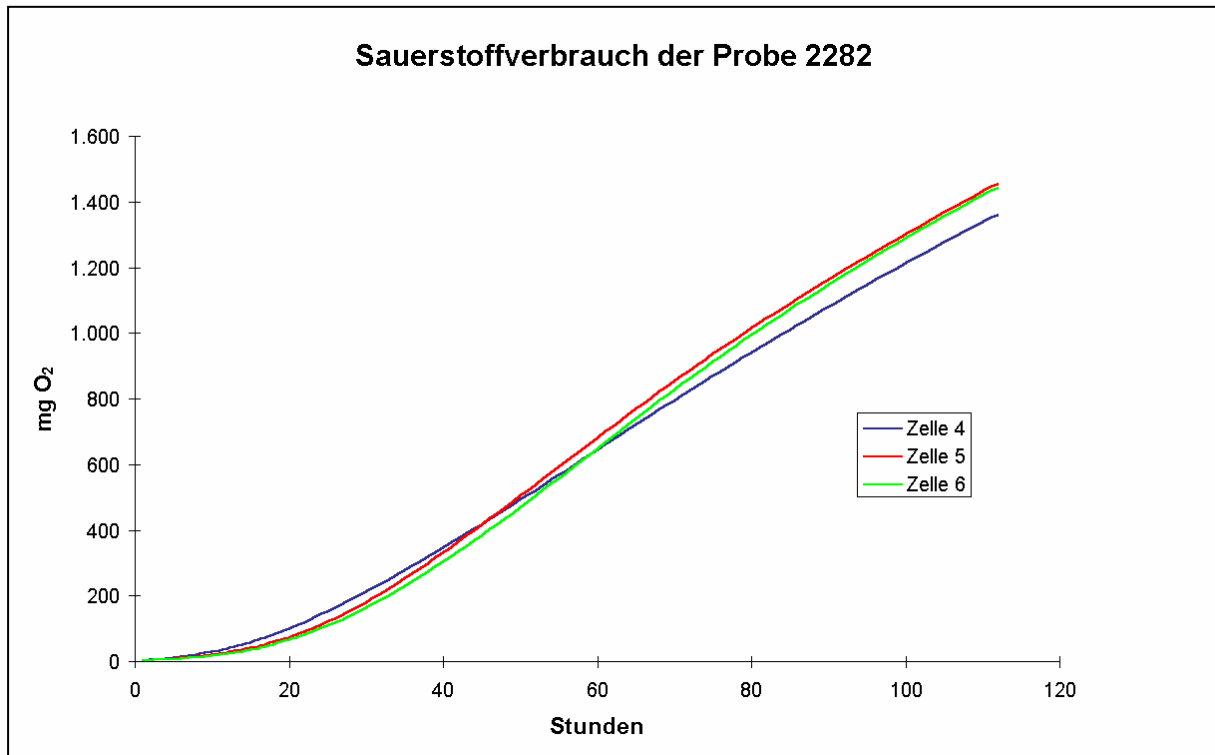


Abbildung 2.2: Beispiel für eine Sauerstoffverbrauchskurve

Jedesmal, wenn durch die Stoffwechselfvorgänge in der Probe der Überdruck abgebaut wurde, wiederholt sich dieser Vorgang. Die Summe der Schaltvorgänge wird vom Steuergerät aufgezeichnet. Die Stromstärke und damit die je Schaltintervall erzeugte Sauerstoffmenge kann entsprechend des erwarteten Sauerstoffverbrauches gewählt werden. Die vom Steuergerät aufgezeichneten Daten und die vorgewählten Einstellungen werden mit Hilfe der Auswertungssoftware direkt in den Sauerstoffverbrauch umgerechnet. Die kontinuierliche Aufzeichnung der Messdaten ermöglicht das Aufzeichnen einer Verbrauchskurve (siehe Abbildung 2.2), anhand derer ggf. auch Störungen oder Unregelmäßigkeiten während der Messung erkannt werden können.

Die Atmungsaktivität einer Probe wird in mg O₂/g TS als Mittelwert der drei Parallelmessungen zusammen mit der Messdauer angegeben.

2.2.4 Biologisch abbaubare organische Substanz (oTS_{bio})

Ein Hauptkritikpunkt an den Parametern GV und TOC ist, wie schon beschrieben, ihre mangelnde Aussagefähigkeit in bezug auf die biologische Abbaubarkeit der erfassten

organischen Substanz.

Materialien wie Kunst- und Verbundstoffe, Holz, Leder und Gummi weisen z.B. sehr hohe Glühverluste und TOC-Gehalte auf, sind aber biologisch nicht oder nur schwer und langsam abbaubar. Im Restabfall findet sich ein relativ großer Anteil an diesen als biologisch inert zu bezeichnenden Materialien. Um der geringen Abbaubarkeit zumindest der Kunststoffe Rechnung zu tragen, wurde der Parameter biologisch abbaubare organische Substanz (oTS_{bio}) eingeführt. Es ist darauf hinzuweisen, dass es für diesen Parameter keine genormte Analysenvorschrift gibt und in der Literatur für diesen Parameter auch keine einheitliche Bezeichnung existiert. Es finden sich für diesen Parameter z.B. auch die Bezeichnungen OS_{bio} [40], [38] und GV_{bio} [6].

Bestimmung

Zur Bestimmung der oTS_{bio} werden vor der Aufbereitung der Probe „... die makroskopisch sichtbaren Kunststoffe ausgelesen. Vom Rest der Probe wird anschließend der Glühverlust ermittelt...“ [39]. Dieser GV wird rechnerisch auf die TS der ursprünglichen Probe (incl. Kunst- und Störstoffen) bezogen. Die Formel dafür lautet:

$$oTS_{bio} = GV \cdot \frac{100\% - K - St}{100\%} \quad \text{Formel 2.5}$$

Darin bedeuten GV = Glühverlust der Probe nach Auslese von Kunst- und Störstoffen in %
 K = Kunststoffanteil in %
 St = Störstoffanteil in %.

Die oTS_{bio} wird in % TS angegeben.

2.2.5 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)

PAK entstehen bei unvollständigen Verbrennungsprozessen, sowohl in Feuerungsanlagen als auch in Motoren. Sie sind daher praktisch überall zu finden. Als Schadstoffparameter verdienen sie Aufmerksamkeit, da sie schwer abbaubar sind und sich daher anreichern können. Weiters haben viele PAKs eine kanzerogene Wirkung (v.a. Benzo(a)pyren) oder stehen im Verdacht, eine solche zu haben [18].

Bestimmung

Die Bestimmung der Σ PAK erfolgt in Anlehnung an die DIN 38409-H13. In Abweichung von der DVO werden zusätzlich zu den dort vorgeschriebenen sechs PAK

- Fluoranthen
- Benzo(b)fluoranthen

- Benzo(k)fluoranthren
- Benzo(ghi)perylen
- Benzo(a)pyren
- Indeno (1,2,3-cd)pyren

auch noch die von der US-amerikanischen Umweltschutzbehörde EPA zusätzlich geforderten PAK

- Naphthalin
- Acenaphthen
- Phenanthren
- Pyren
- Chrysen und
- Acenaphthylen
- Fluoren
- Anthracen
- Benzo(a)anthracen
- Dibenzo(ah)anthracen

bestimmt.

10 - 15 g der bei 50°C getrockneten, auf < 1 mm gemahlene Probe werden mit ca 140 ml n-Hexan mindestens 6 h im Soxhlet-Extraktor extrahiert. Der Extrakt wird in einer Silicagelsäule gereinigt und mit einem Gemisch aus Dichlormethan und Hexan von der Säule eluiert. Die Elutionsmittel Dichlormethan und Hexan werden daraufhin mit Stickstoff verblasen. Der Rückstand wird mit Acetonitril aufgenommen. Die Trennung erfolgt mittels HPLC. Die verwendete Säule ist eine reversed-phase-Säule (Mikrosäule aus Octadecylsilyl-Siliciumdioxid), als Laufmittel wird anfangs ein Acetonitril-Wassergemisch (60:40) verwendet. Während der Gradienten-Elution wird der Wasseranteil auf 0 abgesenkt. Die Detektion erfolgt mittels UV- und Fluoreszenzdetektion.

Die Konzentrationen der 16 einzelnen PAKs werden addiert und die Summe des PAK-Gehaltes in mg/kg TS angegeben.

2.2.6 Summe der Kohlenwasserstoffe

Bei der Bestimmung der Kohlenwasserstoffe werden alle Alkane, Alkene, Aromaten und auch PAK bestimmt, die mit 1,1,2 Trichlortrifluorethan extrahierbar sind [52]. Beispiele dafür wären die Mineralöl-Kohlenwasserstoffe, die als Rohöl, Heizöl, Benzin, Schmieröl oder ähnliche Produkte vorkommen können. Weiters werden auch synthetische Öle und Teeröle bei dieser Bestimmung erfasst. Die weitaus größte Bedeutung bei der Bestimmung von Kohlenwasserstoffen im Restabfall dürften jedoch die biogenen Kohlenwasserstoffe spielen. Biogene Kohlenwasserstoffe sind neu gebildete Stoffe, die sich, soweit man die Gesamtfraction der Alkane, Alkene, Aromaten und PAK betrachtet, eindeutig vom Verteilungsmuster der Mineralölprodukte unterscheiden [27].

Bestimmung

Die analytische Bestimmung der Kohlenwasserstoffe erfolgt in Anlehnung an DIN 38409 H 18. Diese Norm ist für die Bestimmung von Kohlenwasserstoffen in Wasser herausgegeben worden. In Ermangelung einer entsprechenden Vorschrift für Feststoffe bzw.

Abfall wird diese Norm jedoch auch für feste Medien herangezogen.

Ca. 0,5 g der homogenisierten, feuchten Probe werden mit 5 g Natriumsulfat verrieben. Die Probe wird anschließend mit 20 ml 1,1,2 Trichlortrifluorethan 30 Minuten lang in einem Mikrowellenaufschlussgerät extrahiert. Nach der Extraktion wird das Extraktvolumen auf 25 ml aufgefüllt. Bei Anwesenheit von Emulsionsbildnern wird der Extrakt im Ausnahmefall über Aluminiumoxid gereinigt. Die Reinigung mit Aluminiumoxid führt zu Minderbefunden im Bereich der polaren Kohlenwasserstoffe, daher wurde bei sonstigen Verunreinigungen mit einem Teflonfilter gearbeitet. Die Analyse des Extraktes erfolgt im IR-Spektrometer bei Wellenlängen von etwa 3,4 μm . Als Eichsubstanz wird normgemäß Squalan ($\text{C}_{30}\text{H}_{62}$) verwendet. Das Analyseergebnis wird auf die Trockensubstanz zurückgerechnet und in mg/kg TS angegeben.

2.2.7 Schwermetalle: Blei, Cadmium und Zink

Schwermetalle wie z.B. Blei (Pb) und Cadmium (Cd) wirken auf Menschen, Tiere und Pflanzen schon in relativ geringen Dosen toxisch, für Zink (Zn) gilt dies bei höheren Dosen. Einmal in die Nahrungskette gelangt können sie sich, da sie nicht abgebaut werden, elementspezifisch in bestimmten Organen bei Lebewesen anreichern, die am Ende der Nahrungskette stehen, wozu auch der Mensch zählt.

Der Gehalt an Schwermetallen im Restabfallkompost ist im Hinblick auf seine Ablagerung interessant. Beim Eindringen von Feuchtigkeit in den Deponiekörper können Schwermetalle bei niedrigen pH-Werten gelöst und ggf. ausgewaschen werden. Wenn sie in den Boden und/ oder in das Grundwasser gelangen, gelangen sie auch wieder in die Nahrungskette.

Bestimmung

Die Gesamtgehalte an Blei, Cadmium und Zink werden in Anlehnung an DIN 38 406-E6 (Pb), DIN 38 406-E19 (Cd) und DIN 38 406-E22 (Zn) aufgeschlossen und mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) bestimmt.

Jeweils ca. 0,25 g der auf kleiner 1 mm gemahlene Probe werden in das Aufschlussgefäß eingewogen und mit 10 ml Königswasser versetzt. Nach einer Reaktionszeit von ca. 15 Minuten erfolgt der Mikrowellenaufschluss, wobei eine Temperatur von 220°C bei einem Druck von 35 - 40 bar erreicht wird. Der Mikrowellenaufschluss dauert etwa eine Stunde.

Die erhaltene Lösung wird abfiltriert und je nach erwarteter Konzentration verdünnt. Die Atomisierung erfolgt bei Pb und Cd im Graphitrohr, bei Zn in der Luft-Acetylen-Flamme. Die Atomabsorption von Pb wird bei einer Wellenlänge von 217,0 nm gemessen, die von Cd bei 228,8 nm und die von Zn bei 213,9 nm.

Die Gesamtgehalte an Pb, Cd und Zn werden in mg/kg TS angegeben.

2.3 Probenaufbereitung

Bis auf Atmungsaktivität und Kohlenwasserstoffe werden die oben beschriebenen Parameter aus der getrockneten, gemahlene Probe bestimmt. Vor der eigentlichen Analyse muss also eine Aufbereitung erfolgen. Die genaue Art der Aufbereitung richtet sich danach, welche Analysen hinterher stattfinden sollen.

Bei der Aufbereitung der Schadstoffproben gibt es geringe Abweichungen, die bei den jeweiligen Behandlungsschritten erläutert werden.

2.3.1 Trocknen

Für die Bestimmung von GV, H_o und TOC-Gehalt muss die Probe zunächst getrocknet werden. Dieser Aufbereitungsschritt ist identisch mit der Bestimmung des WG bzw. TS-Gehaltes, die bereits unter Punkt 2.2.1 beschrieben wurde.

Trocknen bei einer Temperatur von 105°C führt bei der Analyse von PAK und einigen Schwermetallen zu Minderbefunden, da sich diese Stoffe z.T. verflüchtigen oder zersetzen. Die Schadstoffproben werden dementsprechend nur bei 50°C getrocknet. Zur Bestimmung des WG dieser Proben wurde ein weiterer Teil der Probe bei 105°C getrocknet und später für die Bestimmung des oTS_{bio} - Gehaltes aufbereitet.

2.3.2 Störstoffauslese

Bis auf den unvermischten Klärschlamm enthalten alle Proben sehr harte Materialien, welche die Mühlen beschädigen können. Diese Materialien sind vor allem Steine, Metallteile, Glas- und Keramikscherben größer als 1 mm; im Folgenden werden sie als Störstoffe bezeichnet. Vor dem Mahlen werden sie händisch mit Hilfe eines Siebes (Maschenweite 1 mm), einer Pinzette und eines Magneten aus der getrockneten Probe entfernt.

Die aussortierten Störstoffe werden gewogen, ihr Anteil an der Originalprobe bestimmt und verworfen. Der Anteil an Störstoffen bewegt sich dabei in der Regel zwischen 5 und 10 Massen-%. Bei den folgenden Analysen wird angenommen, dass GV, oTS_{bio} , H_o und TOC-Gehalt der Störstoffe gleich Null sind. Die ursprünglichen Messwerte werden entsprechend rechnerisch korrigiert. Der Fehler, der durch das Auslesen der Störstoffe entsteht, wird damit minimiert. Bei der Analyse der Schwermetalle und PAK wird davon ausgegangen, dass diese Stoffe gleichmäßig in der Analysenprobe und den ausgelesenen Störstoffen verteilt sind, daher wird keine Korrektur durchgeführt.

2.3.3 Mahlen

Das Mahlen der getrockneten, störstofffreien Probe erfolgt in zwei Schritten. Zunächst wird mit einer Schneidmühle auf eine Korngröße < 4 mm gemahlen, anschließend mit einer Ultrazentrifugalmühle (siehe Abbildung 2.3) auf < 1 mm.

Bei diesem Aufbereitungsschritt traten z.T. Probleme auf, die unter 2.3.8 beschrieben

werden.

Abbildung 2.3: Ultrazentrifugalmühle (Harant, 1997)

2.3.4 Nachtrocknen

Beim Auslesen und Mahlen gelangt wieder Feuchtigkeit in die Probe. Daher werden alle Proben nach der Zerkleinerung noch einmal ca. 12 Stunden lang bei 105°C getrocknet. Nach dem Abkühlen im Exsikkator werden die Proben in luft- und wasserdichte Gefäße umgefüllt. Der Restwassergehalt kann somit gleich Null angenommen werden.

Das Nachtrocknen der Schadstoffproben wird für die Bestimmung von PAK- und Schwermetallgehalten bei 50°C durchgeführt. Der Teil der Probe, der für die Analyse von GV, H_o und TOC-Gehalt verwendet wird, wird dagegen bei 105°C getrocknet

2.3.5 Aufbereitung für die Bestimmung der oTS_{bio}

Da die oTS_{bio} - Bestimmung im Prinzip so verläuft wie die Ermittlung des GV, ist auch die Aufbereitung dieselbe. Es kommt lediglich ein Aufbereitungsschritt hinzu: Vor dem Mahlen werden die Kunststoffe händisch ausgelesen und der Kunststoffanteil der Probe bestimmt.

2.3.6 Aufbereitung für Kohlenwasserstoff-Bestimmung

Kohlenwasserstoffe werden aus der frischen oder aufgetauten Originalprobe bestimmt. Außer einer manuellen Vorzerkleinerung und Homogenisierung findet keine weitere Aufbereitung statt.

2.3.7 Aufbereitung für die Bestimmung der Atmungsaktivität

Da die Bestimmung der Atmungsaktivität aus der frischen Probe erfolgt, ist auch keine Aufbereitung in diesem Sinne notwendig. Die frische oder, wenn die Analyse nicht innerhalb von 48 Stunden erfolgen konnte, tiefgekühlte und ca. 24 h aufgetaute Probe wird ggf. noch mit der Schere auf kleiner 20 mm zerkleinert und direkt verwendet.

2.3.8 Probleme bei der Aufbereitung

Bei der Aufbereitung der Proben gab es insgesamt kaum Probleme, wenn man von dem bekannten Problem der Zerkleinerung absieht. Mühlen, die für sehr harte Materialien geeignet sind, sind nicht in der Lage, Kunststoffe und Textilien zu zerkleinern. Andererseits können Mühlen, die für Kunststoffe und Textilien geeignet sind, durch in der Probe enthaltene Steine und Glasscherben beschädigt werden.

Durch den hier gewählten Kompromiss, Störstoffe vor dem Mahlen auszulesen, wird die Probe verfälscht. Zwar wird der Fehler rechnerisch berücksichtigt, doch bleibt es dabei, dass die Zusammensetzung der Analysesubstanz nicht genau derjenigen der Originalprobe entspricht.

Beim Mahlen von getrocknetem Klärschlamm und solchen Restabfall-Klärschlammgemischen, die bereits mindestens 6 Wochen gerottet waren, erwiesen sich die Mühlen des IED als gut geeignet. Beim noch nicht behandelten Restabfall und besonders beim Siebüberlauf vor der biologischen Behandlung und der Grobfraction des nach der Rotte abgeseibten Rotteendproduktes gab es Schwierigkeiten, da die genannten Proben große Teile aus Textilien, Kunst- und Verbundstoffen enthielten. Zum Teil war es nötig, diese Proben mit flüssigem Stickstoff zu verspröden, um ein befriedigendes Mahlergebnis innerhalb einer angemessenen Zeit zu erzielen.

Ein anderes Problem ergab sich beim Auslesen der Kunststoffe aus der oTS_{bio} -Probe. Es war häufig sehr schwer zwischen Kunststoffen und anderen Materialien zu unterscheiden.

Diese Proben wurden weiters von verschiedenen Personen ausgelesen, so dass sich neben objektiven Schwierigkeiten auch noch subjektive Wahrnehmungsunterschiede ausgewirkt haben dürften.

3 Fallbeispiel Allerheiligen-Mürzhofen

3.1 Beschreibung der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlage

Die mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlage Allerheiligen ist heute eine der modernsten Anlagen dieser Art in Österreich. Sie wurde Anfang 1996 nach umfangreichen Modernisierungsarbeiten auf dem Gelände der alten Müll-Klärschlammkompostierungsanlage in Betrieb genommen.

3.1.1 Input der Behandlungsanlage

In zwei getrennten Verarbeitungslinien können biogene Abfälle einerseits und Restabfall gemeinsam mit Klärschlamm andererseits behandelt werden. Als biogene Abfälle werden Küchen- und Gartenabfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen bezeichnet, die getrennt eingesammelt werden und sich zur Kompostierung eignen. Restabfall ist derjenige Abfall, der in Haushalten u.ä. nach der getrennten Erfassung von Glas, Papier und Pappe, Metallverpackungen, Verpackungen aus Kunst- und Verbundstoffen, Textilien, biogenen Abfällen und Problemstoffen anfällt. Für die biologische Behandlung wird der Siebdurchgang einer Siebung bei 80 mm verwendet.

In 9 BAS-Rottetunneln können ca. 23.600 Mg Abfälle pro Jahr verrottet werden, wobei sich die Gesamtkapazität folgendermaßen auf die beiden Verarbeitungslinien aufteilt:

- Verarbeitungslinie I (Bioabfalllinie): 6.500 Mg/a (3 Tunnel) und
- Verarbeitungslinie II (Restabfalllinie): 17.100 Mg/a (6 Tunnel),
davon: ca. 5.000 Mg/a Klärschlamm.

Eine eingehende Charakterisierung der an die Behandlungsanlage angelieferten Restabfälle und Klärschlämme wurde bereits im Rahmen der ersten Projektphase durchgeführt [43] und ist nicht Thema dieser Arbeit. Die weiterführenden Untersuchungen, die hier vorgestellt werden, beziehen sich ausschließlich auf die Verarbeitungslinie II. Daher wird im Folgenden nur diese Linie beschrieben.

Die wesentlichen Behandlungsschritte sind

- die mechanische Vorbehandlung,
- die Intensivrotte und
- die Extensivrotte.

Normalerweise wird das Rottegut nach der Extensivrotte deponiert. Für die Projektchargen erstreckt sich die mechanisch-biologische Behandlung über einen längeren Zeitraum, als er

im Normalbetrieb zur Verfügung steht. An die Extensivrotte schließt sich hier noch eine

- Nachrotte
- an.

3.1.2 Mechanische Vorbehandlung

Restabfall

Der in Sammelfahrzeugen angelieferte Restabfall wird auf einer Brückenwaage verwogen und in der Anlieferungshalle in den Tiefbunker abgekippt. Von dort wird er mit einem Greifer zur Zerkleinerung in einer Hammermühle weitergegeben. Das daran anschließende Transportband passiert einen Magnetscheider, mit dem der ferromagnetische Anteil des Restabfalls abgetrennt wird. Er besteht überwiegend aus Eisenschrott und wird einer entsprechenden Verwertung zugeführt.

Das restliche Material gelangt in eine Siebtrommel. Der Siebüberlauf mit einer Korngröße größer 80 mm enthält einen großen Anteil an Textilien, Kunststoffen und kunststoffhaltigen Verbundstoffen. Daraus ergibt sich der hohe Brennwert dieser Fraktion, die auch zur thermischen Verwertung geeignet ist. Derzeit wird sie deponiert.

Der Siebdurchgang, also der Restabfall < 80 mm, wird im weiteren Verlauf biologisch behandelt.

Klärschlamm

Klärschlamm wird entwässert mit einem Wassergehalt von ca. 70 - 85 Massen-% FS in Containern angeliefert und direkt der biologischen Behandlung zugeführt.

3.1.3 Intensivrotte

Der erste Abschnitt der biologischen Behandlung ist die 14-tägige Intensivrotte im geschlossenen BAS-Rottetunnel.

Zunächst werden Restabfall und Klärschlamm gemischt. Dazu wird der Restabfall mit einem Radlader in den Aufgabetrichter befördert (Abbildung 3.1) und von dort in den Mischzerkleinerer dosiert (Abbildung 3.2). Der Klärschlamm wird aus den Containern in einen separaten Aufgabeschacht gegeben. Von dort wird er mit einem Schneckenförderer (Abbildung 3.3) in den Mischzerkleinerer transportiert und mit dem Restabfall vermischt.

Je nach angefallener Klärschlammmenge bildet die Mischung aus 19 - 35 Mg Klärschlamm und 61 - 84 Mg Restabfall den Input für einen Rottetunnel, im Folgenden als Charge bezeichnet. Die Feuchtsubstanz einer Charge beträgt ca. 100 Mg. Dabei schwankt das Mischungsverhältnis von Restabfall (Wassergehalt ca. 30 % FS bis 45 % FS) zu Klärschlamm meist zwischen 65:35 und 80:20 (Feuchtsubstanzanteile). Vom Mischzerkleinerer wird das Material mit Transportbändern in einen der Tunnel gefüllt. Das letzte Förderband ist teleskopartig gestaltet, so dass der Tunnel gleichmäßig befüllt werden kann.

Abbildung 3.1: Restabfallaufgabe mittels Radlader (Schöpe, 1998)

Abbildung 3.2: Mischzerkleinerer (Harant, 1997)

Abbildung 3.3: Schneckenförderer (Harant, 1997)

Zur optimalen Steuerung des Rotteverlaufs werden folgende Parameter gemessen und mit PC-Unterstützung geregelt:

- Zu-, Um- und Abluftmengen (Druckbelüftung)
- Temperatur von Zuluft und Rottegut
- Sauerstoffgehalt in der Umluft
- Wassermenge

Zur Hygienisierung wird während der ersten drei Tage eine Temperatur von ca. 65°C eingehalten, danach wird sie auf ca. 48°C abgesenkt. Der Tunnel wird mit bis zu 10.000 m³ Luft/h zwangsbelüftet, wobei das Frischluft-/ Umluft-Verhältnis den Anforderungen entsprechend eingestellt werden kann. Der Rotteprozess ist durch eine negative Wasserbilanz gekennzeichnet, so dass zur Aufrechterhaltung der mikrobiellen Aktivität während der Intensivrotte nachbefeuchtet werden muss. Die Wasserzugabe setzt sich aus Frischwasser (Leitungswasser) und dem Perkolat der Intensiv- und Extensivrotte zusammen. Nach zwei Wochen wird der Tunnel entleert. Da der Rostboden des Tunnels mit einem Schleppnetz aus Polyethylen ausgelegt ist, geschieht das relativ einfach mit Hilfe einer Seilwinde. Das Schleppnetz wird aus dem Tunnel herausgezogen und das darauf liegende

Rottegut mit einem Förderband abtransportiert.

3.1.4 Extensivrotte

Zur anschließenden Extensivrotte wird jede Charge für vier Wochen auf einer saugbelüfteten Rotteplatte zu einer Tafelmiete aufgesetzt. In dieser Zeit erfolgt weder ein Umsetzen oder sonstige Durchmischung des Materials noch eine Bewässerung. Daher liegt der Wassergehalt des Rottegutes am Ende der Extensivrotte meist nur bei ca. 30 % FS, z.T. auch darunter. Eine weiterführende biologische Behandlung ist in Allerheiligen weder für die gesamte Charge noch für abgesiebte Teilfraktionen möglich, da der notwendige Platz nicht zur Verfügung steht.

Der derzeitige Routinebetrieb endet daher mit der Extensivrotte, das behandelte Material wird nach Durchlaufen von Intensiv- und Extensivrotte deponiert.

3.1.5 Nachrotte

Es wäre wenig aussagekräftig und unbefriedigend, für eine Stoffflussanalyse unter den Rahmenbedingungen der Deponieverordnung nur eine Rottezeit von 6 Wochen zu betrachten. Um Aussagen für eine längere Behandlungsdauer machen zu können, wie sie zur Einhaltung des Brennwertes und der derzeit diskutierten Stabilitätskriterien nötig ist, wurde ein Teil jeder untersuchten Charge weiterbehandelt.

Das ursprüngliche Behandlungskonzept der Anlage beinhaltet eine Absiebung des Rottegutes bei 24 mm nach 6 Wochen Behandlungsdauer und eine 16-wöchige Nachrotte des Siebdurchgangs. Diese Nachbehandlung ist für das Rottegut vorgesehen, das zur Deponierekultivierung eingesetzt wird. Es erfüllt die in der ÖNORM S 2022 „Gütekriterien für Müllkompost“ genannten Qualitätsanforderungen. Im Versuchsbetrieb wird davon abweichend das ungesiebte Rottegut nach der Extensivrotte weiterbehandelt. Dies hat den Vorteil, dass für die Dauer der Nachrotte durch das größere Porenvolumen die Sauerstoffversorgung verbessert wird und auch noch abbaubare Anteile in der Fraktion 24-80 mm dem biologischen Abbau zugänglich gemacht werden. Ein weiterer Vorteil liegt darin, dass das Rottegut bei optimaler Rotteführung während der Extensivrotte nicht abgetrocknet werden müsste, was bei der Absiebung nach 6 Wochen Behandlungsdauer notwendig wäre. Dadurch kann man die gesamte Rotteführung im Bereich des optimalen Wassergehaltes beibehalten, was allerdings derzeit im Routinebetrieb nicht durchgeführt wird und daher auch für die untersuchten Chargen nicht erfolgte. Der Nachteil des durchgeführten Behandlungskonzeptes ist allerdings der erhöhte Platzbedarf dieser Variante.

Ca. 7-10 Mg Feuchtsubstanz werden im Versuchsbetrieb der Stoffflussanalyse zu einer

Dreiecksmiete aufgesetzt, die eine 16-wöchige unbelüftete Nachrotte durchläuft, während der die Miete alle zwei Wochen umgesetzt und ggf. bewässert wird. Nach einer Gesamttrottedauer von 22 Wochen wird das Rottegut in drei Fraktionen abgesiebt. Die Grobfraction weist Korngrößen zwischen 24 und 80 mm auf, die Mittelfraction zwischen 12 und 24 mm und die Feinfraction kleiner als 12 mm.

Mit dem Ende der Nachrotte ist die biologische Behandlung auch für die Untersuchungen im Rahmen des Pilotprojektes abgeschlossen. Nach der Absiebung und Probenahme wird das Material deponiert.

3.1.6 Deponierung

Die Grobfraction (24 - 80 mm) nach 22 Wochen Rotte ist, ebenso wie die bereits vor der Intensivrotte abgetrennte Fraction > 80 mm, relativ heizwertreich und daher für die thermische Verwertung geeignet. Auch nach den derzeit im Routinebetrieb durchgeführten 6 Wochen biologischer Behandlung könnte man die heizwertreiche Fraction > 24 mm ausschleusen. Zur thermischen Verwertung sind derzeit allerdings keine ausreichenden Kapazitäten vorhanden, eine thermische Behandlung in einer Müllverbrennungsanlage ist dagegen kostenintensiver als die direkte Deponierung. Aus den genannten Gründen wird z.Z. das gesamte Rottegut nach der Extensivrotte sowie die heizwertreiche Fraction > 80 mm nach der Absiebung auf der betriebseigenen Deponie abgelagert.

3.2 Probenahme

Im Rahmen der Untersuchungen war eine repräsentative Probenahme für folgende Materialien erforderlich:

- Fe-Metalle aus der Magnetscheidung
- Siebüberlauf der Absiebung vor der Rotte (Restabfall > 80 mm)
- Input der Intensivrotte (Restabfall < 80 mm und Klärschlamm)
- Output der Intensivrotte = Input der Extensivrotte (Restabfall-Klärschlamm-Gemisch, 2 Wochen gerottet)
- Output der Extensivrotte = Input der Nachrotte (Restabfall-Klärschlamm-Gemisch, 6 Wochen gerottet)
- Rottematerial während der Nachrotte (Restabfall-Klärschlamm-Gemisch, 14 Wochen gerottet)
- Rottematerial nach Abschluss der Nachrotte (Restabfall-Klärschlamm-Gemisch, 22 Wochen gerottet) in drei Korngrößenfraktionen

Die repräsentative Probenahme von Restabfall erfordert einen hohen Zeitaufwand. Für jede Probenahmestelle ist eine Menge von bis zu 160 m³ so zu beproben, dass die erhaltene Probe des Restabfalls (nach der Intensivrotte auch vermengt mit Klärschlamm), die aus logistischen Gründen nicht mehr als 5 kg ausmachen sollte, in ihrer stofflichen Zusammensetzung (Müllfraktionen, Klärschlammanteil) und ihren chemischen Parametern (z.B. Wassergehalt, organische und anorganische Schadstoffe) der Zusammensetzung der Grundgesamtheit entspricht. Die genaue Vorgehensweise der Probenahme für die ausgewählten Probenahmepunkte kann dem folgenden Abschnitt entnommen werden.

3.2.1 Probenahmezyklus

Aus den Erfahrungen der ersten Projektphase [43] wurde für die Rotteversuche der Stoffstromanalyse das in Abbildung 3.4 dargestellte und bereits oben erläuterte Verfahrensschema realisiert.

Für das vorgestellte Behandlungskonzept wurden im Verlauf des Projektes Bilanzen von folgenden Mengenströmen ermittelt:

1. Abfallmenge Feuchtsubstanz
2. Abfallmenge Trockensubstanz
3. Organische Substanz (beschrieben mit den Parametern Glühverlust, oTS_{bio} und TOC)
4. Leicht abbaubare organische Substanz (beschrieben mit dem Parameter Atmungsaktivität)
5. Energiegehalt (mit dem Parameter H_o)
6. Organische Schadstoffe (mit den Parametern PAK und Kohlenwasserstoffe)
7. Anorganische Schadstoffe (mit den Parametern Cd, Pb und Zn)

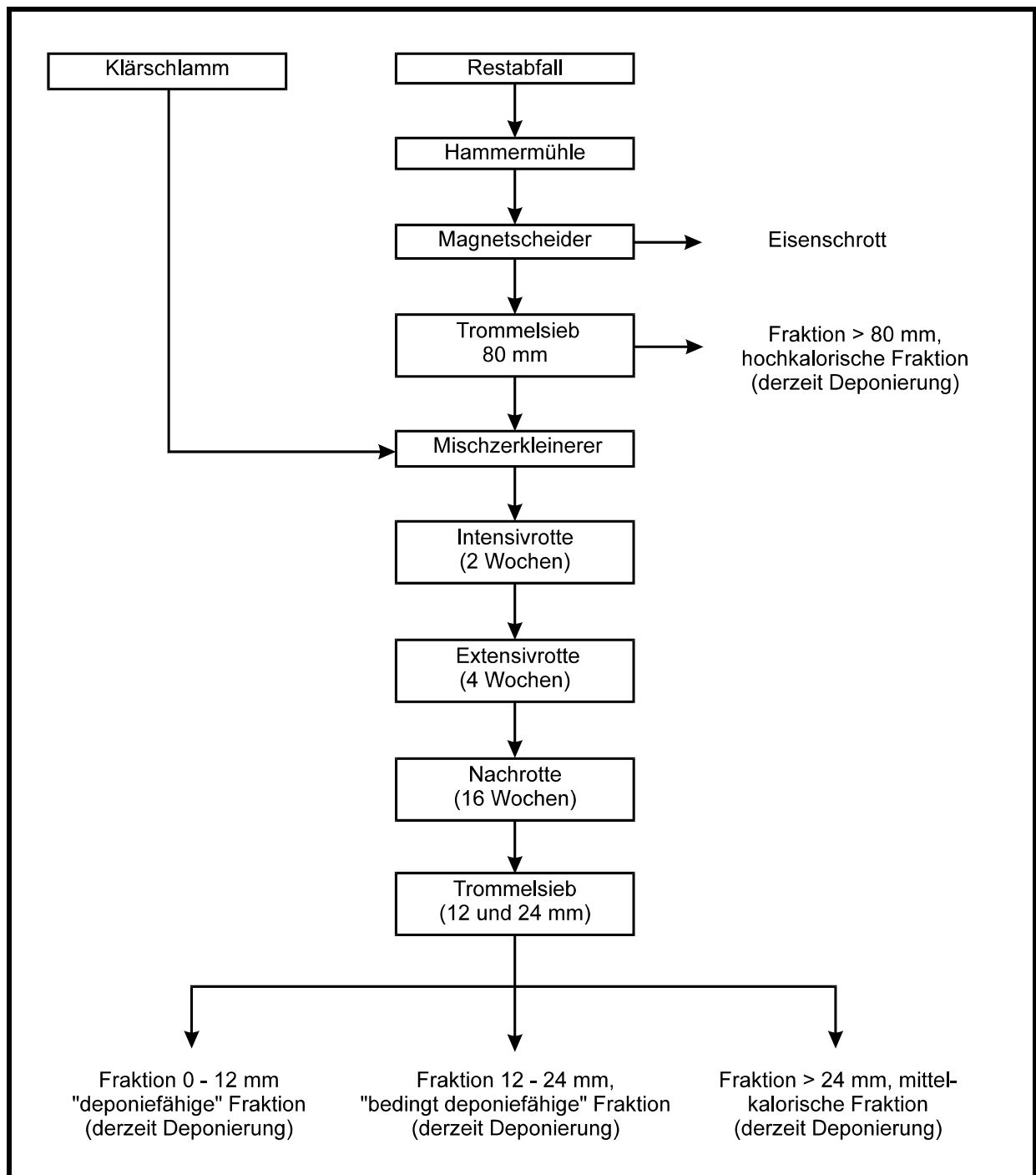


Abbildung 3.4: Verfahrensschema der Restabfall-Klärschlamm-Behandlung für die Rotteversuche während der Stoffflussanalyse

Während der gesamten biologischen Behandlung einer Charge werden in regelmäßigen Abständen Proben vom Ausgangsmaterial und vom Rottegut genommen. Dabei sind der Ablauf der Probenahme, die Probenahmepunkte und der Probenahmezyklus für jede Charge dieselben. Die Anzahl der Proben unterscheidet sich jedoch in Abhängigkeit davon, ob es sich um eine normale oder eine Schadstoffcharge handelt.

Bei den acht normalen Chargen werden vom Restabfall und den verschiedenen alten Restabfall-Klärschlammgemischen jeweils drei, bei den vier Schadstoffchargen je vier

Proben genommen. Die Anzahl der Klärschlammproben richtet sich unabhängig von der Charge nach der Menge an Klärschlamm, die dem Restabfall zugemischt wird. Von jedem der drei bis fünf Container wird eine Probe genommen. Für den Versuchsbetrieb wurde alle vier Wochen ein Tunnel mit einer der für die Stoffflussanalyse zu untersuchenden Chargen befüllt. Das anschließend beschriebene Schema wiederholt sich daher alle vier Wochen. Zur besseren Übersicht sind der zeitliche Ablauf und die Bezeichnung der genommenen Proben für die einzelne Charge in Tabelle 3.1 dargestellt:

Tabelle 3.1: Probenahmeplan

Zeitpunkt:	Probenahmepunkt	Probenbezeichnung
Start:	Probenahme bei der Befüllung des Tunnels/ Beginn der Intensivrotte	RA < 80 mm KS (RA > 80 mm) (Fe-Metalle)
Nach 2 Wochen:	Probenahme bei der Entleerung des Tunnels/ Beginn der Extensivrotte	RA-KS 2 Wo
Nach 6 Wochen:	Probenahme am Ende der Extensivrotte/ Beginn der Nachrotte	RA-KS 6 Wo
Nach 14 Wochen:	Probenahme nach der Hälfte der Nachrottezeit (Zwischenprobe)	RA-KS 14 Wo
Nach 22 Wochen:	Probenahme nach der Absiebung/ Ende der Nachrotte	RA-KS 22 Wo, Feinfr. RA-KS 22 Wo, Mittelfr. RA-KS 22 Wo, Grobfr.

Die Probenahmekonzepte für das Schadstoffanalysenprogramm und das Basisanalysenprogramm sind in Abbildung 3.5 und Abbildung 3.6 nochmals im Zusammenhang mit dem Anlagenschema und der Anzahl der gezogenen Proben dargestellt.

Insgesamt wurden für die Schadstoffanalysen pro untersuchter Rottecharge an 10 Probenahmepunkten je 4 Proben gezogen, wobei 144 Proben auf sämtliche oben genannten Parameter untersucht wurden, lediglich die 16 Fe-Metall-Proben wurden nur auf ihren Wassergehalt hin untersucht.

Das Basisanalysenprogramm enthält 8 Probenahmepunkte mit jeweils 3 Parallelproben und wurde für acht Tunnelchargen durchgeführt. Zusätzlich zu den Schadstoffanalysen ergaben sich dadurch 192 Analysenproben, die auf die Parameter Wassergehalt, GV, TOC und H₂O untersucht wurden.

Bei jeder der 12 untersuchten Chargen wurden pro Probenahmepunkt (außer Fe-Metalle) auch zumeist zwei Einzelproben auf ihre Atmungsaktivität hin analysiert. Die Untersuchung aller Proben war aufgrund des hohen Probenaufkommens leider nicht möglich.

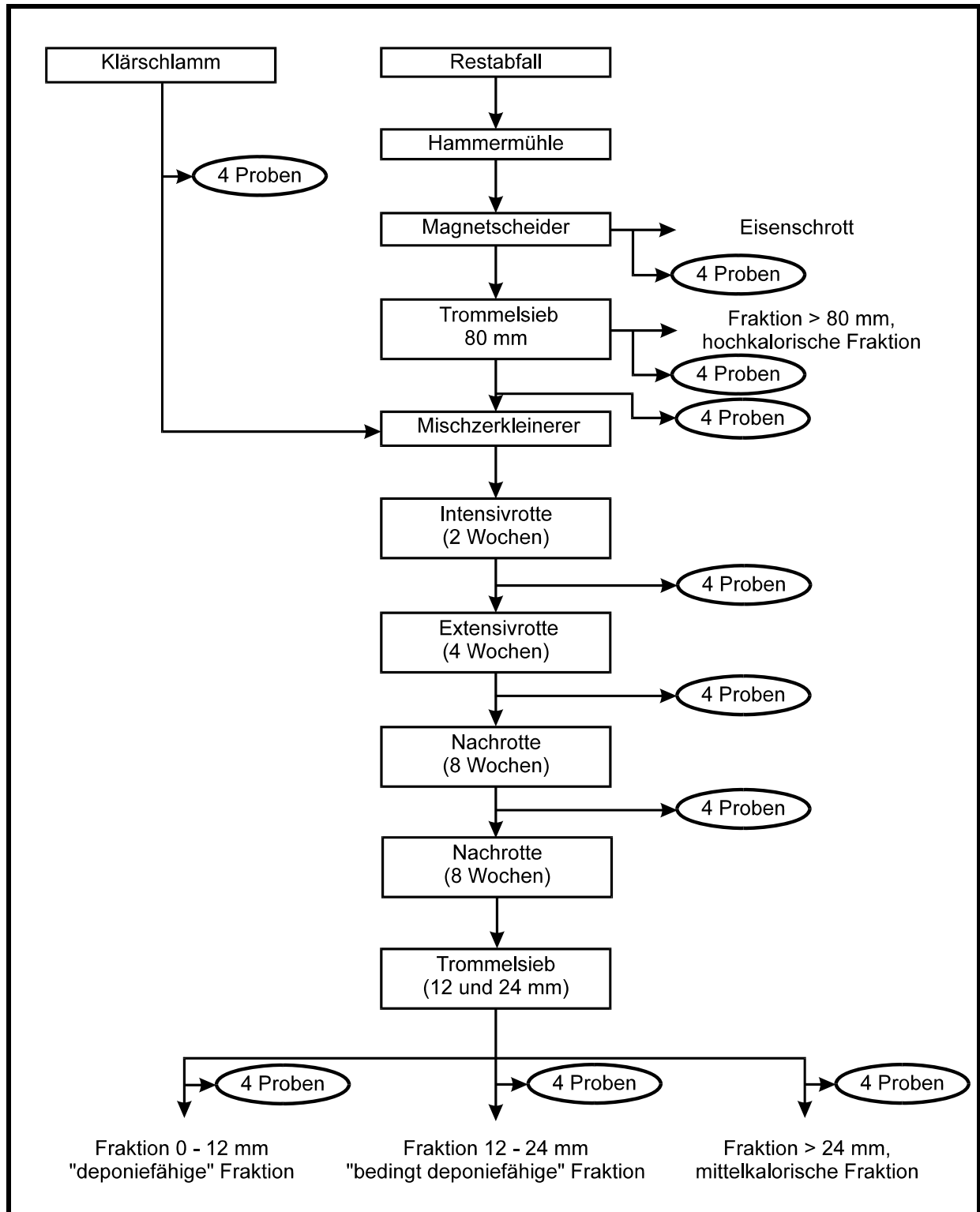
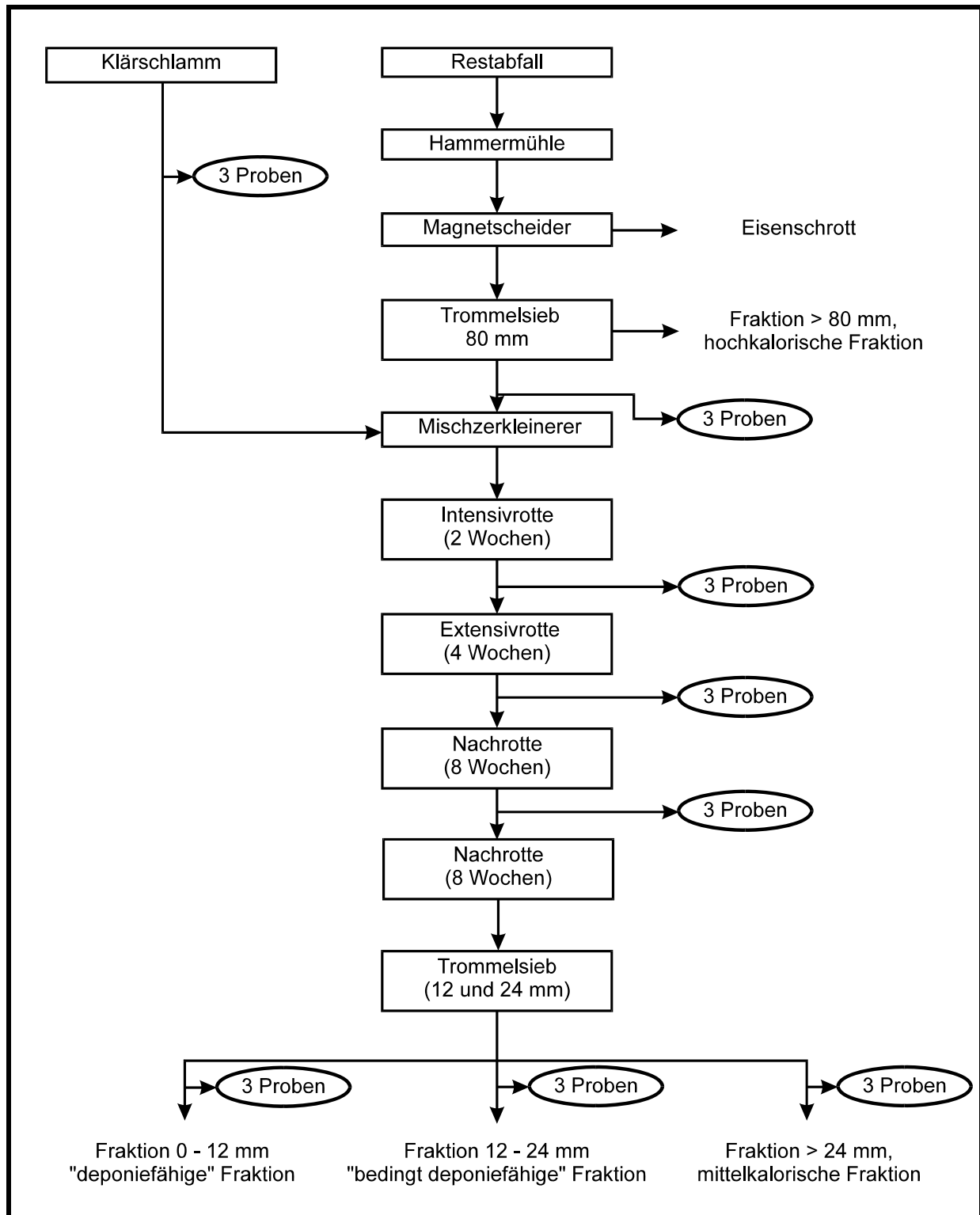


Abbildung 3.5: Probenahmekonzept für das **Schadstoffanalytensprogramm**

Abbildung 3.6: Probenahmekonzept für das **Basisanalysenprogramm**

Parallel zu den jeweiligen Probenahmen wurden die Massen, die für die Rotte eingesetzt wurden, mit Hilfe einer Brückenwaage verwogen. Das Inputmaterial der Intensivrotte (Klärschlamm und Restabfall < 80 mm), der Rotteaustag der Intensivrotte und der Rotteaustag der Extensivrotte wurden vollständig verwogen. Der Anteil des Austrags aus

der Extensivrotte, den man weiterbehandelte, wurde separat gewogen. So kann der Anteil des nachgerotteten Rottegutes an der gesamten Charge ermittelt und die Verwiegungs- und Analysenwerte auf die gesamte Rottecharge zurückgerechnet werden.

Nicht verwogen wurden die Fe-Metalle und der Restabfall > 80 mm. Für die Berechnung des Massenanteils und der daraus berechneten Fracht der analysierten Parameter dieser beiden Fraktionen wird der Durchschnittswert aus dem Mengenfluss der gesamten Anlage für 1997 verwendet.

3.2.2 Ablauf der Probenahme und Beschreibung der Probenahmepunkte

3.2.2.1 Befüllung

Bei jeder Befüllung eines Tunnels mit einer Charge werden Proben von den noch unvermischten Einsatzstoffen *Klärschlamm* und *Restabfall < 80 mm* gezogen. Bei den Schadstoffchargen werden zusätzlich Proben vom Siebüberlauf der mechanischen Vorbehandlung, also dem *Restabfall > 80 mm*, und von den vom Magnetscheider abgetrennten *Fe-Metallen* genommen.

Restabfall > 80 mm

Beim Restabfall größer 80 mm ist es besonders schwierig, eine repräsentative Probe zu nehmen. Er enthält einen großen Anteil an Textil- und Kunststoffgegenständen, von denen schon ein einzelner unzerkleinert kaum Platz im Probenahmegefäß findet. Da auch kein geeignetes Gerät zur Verfügung steht, mit dem das Material zerkleinert werden kann, bleibt nur die Möglichkeit, es von Hand mit der Schere soweit zu zerkleinern, dass eine ausreichende Menge gemischt und im Mischkreuzverfahren auf ca. 5 l eingeeengt werden kann.

Diese Vorzerkleinerung und die anschließende Probenahme erfolgt in der Anlieferungshalle am Tiefbunker, in den der Restabfall > 80 mm als Siebüberlauf der mechanischen Aufbereitung gelangt. Dort wird er bis zum Abtransport zur Deponie zwischengelagert. Mit Hilfe eines Greifers können einige Kilogramm entnommen und in der beschriebenen Weise zerkleinert werden. Die vier Proben werden im Abstand von ca. 30 Minuten genommen.

Ca. 5 l von jeder Probe werden in Polyethylenemern verstaut und zur Aufbereitung und Analyse ins Labor des IED gebracht. Weitere 0,5 l werden für die Bestimmung von KW in Blechdosen gefüllt und, da die Analyse meist nicht sofort erfolgen kann, zunächst eingefroren.

Fe-Metalle

Von den Fe-Metallen werden nur vier Proben in Polyethylenemern genommen. Probenahmeort ist hier das Ende des Förderbandes (siehe Abbildung 3.7), mit welchem die vom Magnetscheider erfassten Metalle zu ihrem Zwischenlagerplatz transportiert werden.

Ungefähr alle 15 bis 30 Minuten wird soviel von dem gerade abgeworfenen Material aufgefangen, bis der Probenumfang von ca. 5 l erreicht ist. Eine Zerkleinerung und Homogenisierung ist nicht möglich und wird daher nicht durchgeführt.

Abbildung 3.7: Zwischenlagerplatz für Fe-Metalle (Harant, 1997)

Restabfall < 80 mm

Der nach der mechanischen Vorbehandlung auf < 80 mm abgesiebte Restabfall liegt vor der Befüllung des Tunnels mietenförmig aufgeschichtet auf einem Zwischenlagerplatz. Von dort wird er mit dem Radlader abgetragen und in den Aufgabetrichter des Mischzerkleinerers befördert.

Die Probenahme erfolgt beim Abtrag der Restabfallmiete. Nach jeder Schaufel, die vom Radlader abgetragen wird, wird eine Scheibtruhe des Materials über den Mietenquerschnitt verteilt entnommen (Abbildung 3.8). Der Inhalt von je sechs Scheibtruhen bei normalen und je vier Scheibtruhen bei Schadstoffchargen wird gemischt und im Mischkreuzverfahren solange eingeengt, bis eine Probe von ca. 5 l übrigbleibt.

Dieses Verfahren wird je nach Charge drei- bzw. viermal durchgeführt. Auch von diesen Proben wird jede in einem 5 l-Eimer aus Polyethylen verstaut und, ebenso wie die bereits beschriebenen und folgenden Proben, zur Aufbereitung und Analyse ins Labor des IED gebracht. Bei den Schadstoffchargen werden, wie beim Restabfall > 80 mm, ca. 0,5 l jeder Probe in einer Blechdose verstaut und bis zur Bestimmung der KW eingefroren.

Abbildung 3.8: Probenahme vom Restabfall < 80 mm (Schöpe, 1998)

Klärschlamm

Vom Klärschlamm wird pro angeliefertem Container je eine Probe im Umfang von 5 l genommen, in Polyethylenemern und ggf. in Blechdosen verstaut und ins Labor des IED gebracht. Für jede Probe werden einige Schaufeln direkt aus dem Aufgabeschacht entnommen. Da der Klärschlamm in sich eine relativ homogene Masse bildet, ist eine weitere Homogenisierung vor der Probenahme nicht notwendig.

3.2.2.2 Entleerung

14 Tage nach der Befüllung wird der Rottetunnel entleert, das Rottegut verwogen und zur Extensivrotte aufgesetzt. Die Proben werden direkt beim Austrag aus dem Tunnel genommen, damit die Reihenfolge der Proben auch die Lage des Materials im Tunnel widerspiegelt. So ist zu erkennen, ob z.B. die Wasserversorgung im vorderen Teil des Tunnels schlechter war als im hinteren. Die erste Probe sollte also solches Material repräsentieren, welches weiter vorn im Tunnel lag, entsprechendes gilt für die weiteren Proben.

Abbildung 3.9: Austrag des Mischzerkleinerers, Probenahmepunkt bei der Tunnelentleerung (Schöpe, 1997)

Als geeigneter Ort zur Probenahme wurde zunächst das Förderband, mit dem der Tunnelaustrag zum Zwischenlagerplatz befördert wird, angesehen (Abbildung 3.9). Bei den ersten sechs Chargen wurden je Charge und Probe ca. 60 Schaufeln (Dauer ca. 20 Minuten) des Rottegutes direkt vom Band entnommen. In der Praxis erwies sich diese Vorgangsweise jedoch als schwierig.

Daher wurden bei den restlichen sechs Chargen die Proben bei der Abwurfstelle des Förderbandes gezogen. Jeweils alle 15 bis 20 Minuten wurde die Stelle, an der das ausgetragene Material vom Förderband abgeworfen wurde und an dem es sonst bis zum Aufsetzen der Extensivrottemiete liegen blieb, mittels Radlader geräumt. Dabei konnten je vier bis sechs Scheibtruhen entnommen und zu einer Probe vereinigt, gemischt, geteilt usw. werden. Damit wurde sichergestellt, dass die früher genommenen Proben Material enthielten, welches im Tunnel weiter vorn gelegen hatte.

Die jeweiligen Proben des Rottegutes wurden anschließend gemischt, im

Mischkreuzverfahren auf eine Probe von ca. 5 l eingeengt und in Polyethyleneimern und ggf. in Blechdosen verstaut. Je nach Charge wiederholte sich dieses Verfahren zwei- bis dreimal. Das restliche Material wurde der weiteren Behandlung zugeführt.

3.2.2.3 Ende der Extensivrotte/ Beginn der Nachrotte

Die Probenahme am Ende der Extensivrotte bzw. am Beginn der Nachrotte erfolgt analog zur Probenahme von Restabfall < 80 mm bei der Befüllung. Die Extensivrottemiete wird mittels Radlader abgetragen und verwogen. Jeweils nachdem der Radlader eine Schaufel aufgenommen hat, wird über den Mietenquerschnitt verteilt eine Scheibtruhe des Rottegutes entnommen. Der Inhalt von je sechs Scheibtruhen bei normalen und je vier Scheibtruhen bei Schadstoffchargen wird gemischt und im Mischkreuzverfahren solange eingeengt, bis eine Probe von ca. 5 l übrigbleibt.

Wieder wird jede Probe in einem 5 l-Eimer aus Polyethylen verstaut - bei den Schadstoffchargen wird zusätzlich eine 0,5 l-Blechdose befüllt - und zur Aufbereitung und Analyse ins Labor des IED gebracht.

3.2.2.4 Zwischenprobe

Die gesamte Nachrottezeit beträgt 16 Wochen. Während dieser Zeit wird die Miete alle zwei Wochen umgesetzt und, falls nötig, bewässert. Nach der Hälfte der Nachrottezeit, also nach acht Wochen, wird die Miete beim Umsetzen beprobt. Dadurch können die Veränderungen der gemessenen Parameter verfolgt und die Wasserversorgung der Miete festgestellt werden.

Die Nachrottemieten werden meist mit einem kleinen Radlader umgesetzt. Nach jeder Schaufel, die abgetragen wurde, wird eine Scheibtruhe des Rottegutes über den Mietenquerschnitt verteilt entnommen. Je zwei Scheibtruhen werden diesmal für jede Probe homogenisiert und geteilt, bis ca. 5 l des Materials verbleiben und in Polyethyleneimer und ggf. in Blechdosen gefüllt werden können.

3.2.2.5 Absiebung/ Ende der Nachrotte

Das Ende der Nachrotte stellt gleichzeitig das Ende der gesamten Rottezeit dar. Die Miete wird zuerst verwogen und anschließend abgesiebt. Man erhält eine Feinfraktion mit Korngrößen zwischen 0 und 12 mm, eine Mittelfraktion mit Korngrößen zwischen 12 und 24 mm und eine Grobfraktion mit Korngrößen zwischen 24 und 80 mm.

Die drei Einzelfraktionen werden einzeln beprobt und verwogen. Die Probenahme erfolgt direkt aus dem Abwurfschacht des Siebes. Fein- und Mittelfraktion sind bereits sehr homogen, die Probenahme erfolgt unmittelbar nach der Absiebung im Abwurfschacht. Bei der Grobfraktion werden die Proben während des Abtrages des Materials genommen. Damit

wird ausgeschlossen, dass nur besonders große und/ oder rollfähige Anteile, die sich am Rand anreichern, in die Probe gelangen.

Es werden von jeder Fraktion je drei bzw. vier Proben genommen, in Polyethylenemern und ggf. in Blechdosen verstaut und zur Analyse ins Labor des IED gebracht.

3.3 Massenbilanz der Versuchschargen

Ein häufig genannter Vorteil der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung ist der Massenverlust während der Rotte. Da die Preise für die Entsorgung des Rotteendproduktes in der Regel nach der Feuchtsubstanz berechnet werden, spielt für Anlagenbetreiber die Reduktion der Feuchtsubstanz im Verlauf der Rotte eine wichtige Rolle.

Will man jedoch die Massenströme der untersuchten Parameter wie z.B. Glühverlust oder TOC bilanzieren, dann ist die Reduktion der Trockensubstanz entscheidend, auf die diese Parameter bezogen werden.

Im Rahmen der Untersuchungen wurden Bilanzen für alle 12 Chargen sowohl für die Feuchtsubstanz als auch für die Trockensubstanz erstellt und damit die Massenreduktion im Verlauf der Behandlung ermittelt. Die Ergebnisse sind im Folgenden ausgeführt.

3.3.1 Feuchtsubstanz

In der MBRA Allerheiligen wird Klärschlamm zusammen mit Restabfall behandelt. Die folgenden Prozentzahlen beziehen sich daher auf den gesamten Restabfall und Klärschlamm als Input in die MBRA, sofern keine weiteren Angaben vorliegen. Da jedoch ebenfalls Angaben für den Rotteinput zum Vergleich mit anderen Rotteversuchen interessant sind, werden die Ergebnisse fallweise auch bezogen auf das Restabfall-Klärschlamm-Gemisch aufgeführt.

Für die Massenbilanz einer Charge wurde der abgesiebte Restabfall < 80 mm, der für die jeweilige Charge eingesetzt wurde, mittels Brückenwaage verwogen. Aus der Massenbilanz, die der Mürzverband für das Jahr 1997 erstellte, wurde die entsprechende Masse der abgesiebten Reste > 80 mm für jede Charge ermittelt. Ebenso konnte man die Masse der abgetrennten Eisenmetalle aus der Massenbilanz für 1997 berechnen.

Im Durchschnitt aller 12 Versuchschargen, der sich aus der Summe aller Chargen ergibt, wurden 331 Mg (entsprechend 23,9 %) Klärschlamm zu 1.062 Mg (entsprechend 76,1 %) Restabfall zugegeben. Dieses Verhältnis stimmt nicht ganz mit der Massenbilanz des Mürzverbandes von 1997 überein, hier wurden 29,7 % Klärschlamm zusammen mit 71,3 % Restabfall behandelt. Die diesbezüglichen Unterschiede sind zwar nicht gravierend, sie sollten aber berücksichtigt werden, wenn die Massenbilanzen des Mürzverbandes mit den

hier dargestellten Massenbilanzen aus dem Versuchsbetrieb verglichen werden.

Für den Input in die Intensivrotte ergibt sich ein Verhältnis von 27,3 % Klärschlamm zu 72,7 % Restabfall < 80 mm.

Eine Besonderheit weist Charge 1 auf. Hier wurde Klärschlamm mit sehr niedrigem TS-Gehalt eingesetzt, der von der Transportschnecke nicht gefördert werden konnte. Zur Andickung des Klärschlammes wurde fertig gerotteter Kompost eingesetzt, der ebenfalls beprobt und analysiert wurde. Die verwendete Menge von 1.620 kg Kompost macht etwa 0,1 % der gesamt eingesetzten Masse aus und wird zur Vereinfachung für alle weiteren Betrachtungen unter Klärschlamm subsumiert.

Während der Intensivrotte wurde das Rottegut mit Perkolat und z.T. auch mit Frischwasser bewässert. Der Anteil des zugegebenen Wassers am Rotteinput beträgt ca. 40,6 %, d.h. 406 l pro Mg Rotteinput. Der Anteil des zugegebenen Wassers bezogen auf den Gesamtinput der Anlage beträgt 35,6 %. In der Intensivrotte findet der größte Massenumsatz statt. Der Wasser- und Trockensubstanzverlust summiert sich auf 57,4 % bezogen auf den Gesamtinput bzw. 65,6 % bezogen auf den Rotteinput. Das Wasser, das als Perkolat anfällt (33,1 %) wird wieder zur Bewässerung in die Intensivrotte eingesetzt, so dass sich ein Nettoverlust von 24,3 % ergibt.

Der Massenverlust während der Extensivrotte beträgt 13,7 % bezogen auf Gesamtinput und 15,6 % bezogen auf Intensivrotteinput. Während der Extensivrotte wird zwar zwangsbelüftet aber keine Bewässerung durchgeführt, der Masseverlust ist daher überwiegend durch Wasserverlust zu begründen. Der durchschnittliche Wassergehalt vor der Extensivrotte beträgt ca. 41,4 % FS, nach der Extensivrotte liegt er nur mehr bei 28,2 % FS.

Die Nachrottemiete wurde unmittelbar nach dem Aufsetzen und danach bis etwa zur Hälfte der Nachrottezeit alle 2 Wochen bewässert. Gegen Ende der Nachrotte wurde die Bewässerung eingestellt, um die Rottemiete austrocknen zu lassen, was zu besseren Absiebungsergebnissen führt. Die Wasserzugabe in der Nachrotte betrug mit 17,8 % bezogen auf den Gesamtinput etwa die Hälfte der Wasserzugabe in der Intensivrotte. Der Massenverlust in der Nachrotte liegt bei 17,9 % bezogen auf den Gesamtinput. Abzüglich des zugegebenen Wassers ergibt sich daraus ein Nettoverlust von 0,1 % der Feuchtsubstanz.

Die Absiebung nach 22 Wochen Behandlungsdauer ergab 11,2 % Feinfraktion (12,8 % bezogen auf den Rotteinput), 20,7 % Mittelfraktion (23,6 % bezogen auf den Rotteinput) und 20,1 % Grobfraktion (22,9 % bezogen auf den Rotteinput).

Im Überblick bleibt festzuhalten, dass die Massenbilanz der Feuchtsubstanz unter den Rahmenbedingungen des Versuchsbetriebs (Einsatz von ca. 24 % FS Klärschlamm und 76 % FS Restabfall) die folgende Verteilung aufweist:

- **1,1 % werden bei der mechanischen Aufbereitung als Eisenmetalle ausgeschleust,**
- **11,3 % werden vor der biologischen Behandlung als heizwertreiche Fraktion ausgeschleust**
- **35,6 % beträgt der Rotteverlust (Nettoverlust an Wasser und Trockensubstanz) durch die biologische Behandlung und**
- **52,0 % verbleiben als Endprodukt der Rotte.**

Die Massenbilanz für die Feuchtsubstanz ist graphisch in Abbildung 3.10 dargestellt.



Abbildung 3.10: Bilanz der Feuchtsubstanz für die zwölf Versuchschargen in Allerheiligen

3.3.2 Trockensubstanz

Die Massenbilanz der Trockensubstanz der einzelnen Chargen dient für alle weiteren Bilanzen (Glühverlust, TOC, Brennwert etc.) der jeweiligen Chargen als Grundlage für die Frachtenberechnung. Hier wird die Bilanz des gesamten Versuchs vorgestellt, die sich wieder aus der Summe der 12 einzelnen Chargen ergibt.

Um die Übersicht zu wahren werden die Massenbilanzen der einzelnen Chargen nicht vorgestellt. Es bleibt jedoch anzumerken, dass die einzelnen Chargen je nach Rotteverlauf zum Teil sehr unterschiedliche Ergebnisse lieferten. Bei Charge 9 wurde beispielsweise während der Extensivrotte ein Trockensubstanzzuwachs von 11 % bezogen auf den Rotteinput festgestellt was entweder durch eine fehlerhafte Verwiegung oder durch eine (für den Wassergehalt) nicht repräsentative Probenahme zurückzuführen ist. Andererseits wurde bei Charge 4 für die Extensivrotte ein Trockensubstanzabbau von 10 % ermittelt. Die Ergebnisse der einzelnen Chargen können in Tabelle A.1 bis Tabelle A.6 im Anhang genauer eingesehen werden.

Aufgrund des hohen Wassergehalts des Klärschlammes (durchschnittlich etwa 77 % FS) verschiebt sich die Massenbilanz für die Trockensubstanz etwas zugunsten des Restabfalls. 10,3 % Klärschlamm wurden zu 89,7 % Restabfall als Gesamtmenge in die mechanisch-biologische Behandlung eingebracht. Die Verteilung bezogen auf den Rotteinput beträgt 12,7 % Klärschlamm zu 87,3 % Restabfall < 80 mm.

Über die Magnetscheidung und die Absiebung bei 80 mm werden 1,9 % der Trockensubstanz als Fe-Metalle und 16,9 % als heizwertreiche Fraktion bereits vor der Rotte ausgeschleust. Die verbleibenden etwa 620 Mg Trockensubstanz bilden den Rotteinput der 12 untersuchten Chargen.

Der weitaus größte Trockensubstanzverlust lässt sich bei der Intensivrotte mit 10,8 % erkennen. Während der vierwöchigen Extensivrotte werden durchschnittlich weitere 2,4 % der Trockensubstanz abgebaut. Der Grund für diesen vergleichsweise niedrigen TS-Abbau liegt vermutlich bei dem zu niedrigen Wassergehalt des Rottegutes während dieser Phase der Rotte (siehe oben). Im Verlauf der Nachrotte werden noch 5,9 % Trockensubstanz abgebaut. **Insgesamt ergibt sich somit ein TS-Abbau von über 19 % bezogen auf die Gesamtmenge bzw. 23,5 % bezogen auf den Rotteinput.**

Die Absiebung nach 22 Wochen Behandlungsdauer ergab 13,4 % Feinfraktion (16,5 % bezogen auf den Rotteinput), 24,7 % Mittelfraktion (30,4 % bezogen auf den Rotteinput) und 24,0 % Grobfraktion (29,5 % bezogen auf den Rotteinput).

Im Überblick kann man festhalten, dass die Massenbilanz der Trockensubstanz unter den Rahmenbedingungen des Versuchsbetriebs (Einsatz von ca. 10 % TS

Klärschlamm und 90 % TS Restabfall) die folgende Verteilung aufweist:

- **1,9 % werden bei der mechanischen Aufbereitung als Eisenmetalle ausgeschleust,**
- **16,9 % werden vor der biologischen Behandlung als heizwertreiche Fraktion ausgeschleust**
- **19,1 % beträgt der Rotteverlust durch die biologische Behandlung und**
- **62,1 % verbleiben als Endprodukt der Rotte.**

Die Bilanz für die Trockensubstanz ist graphisch in Abbildung 3.11 dargestellt.

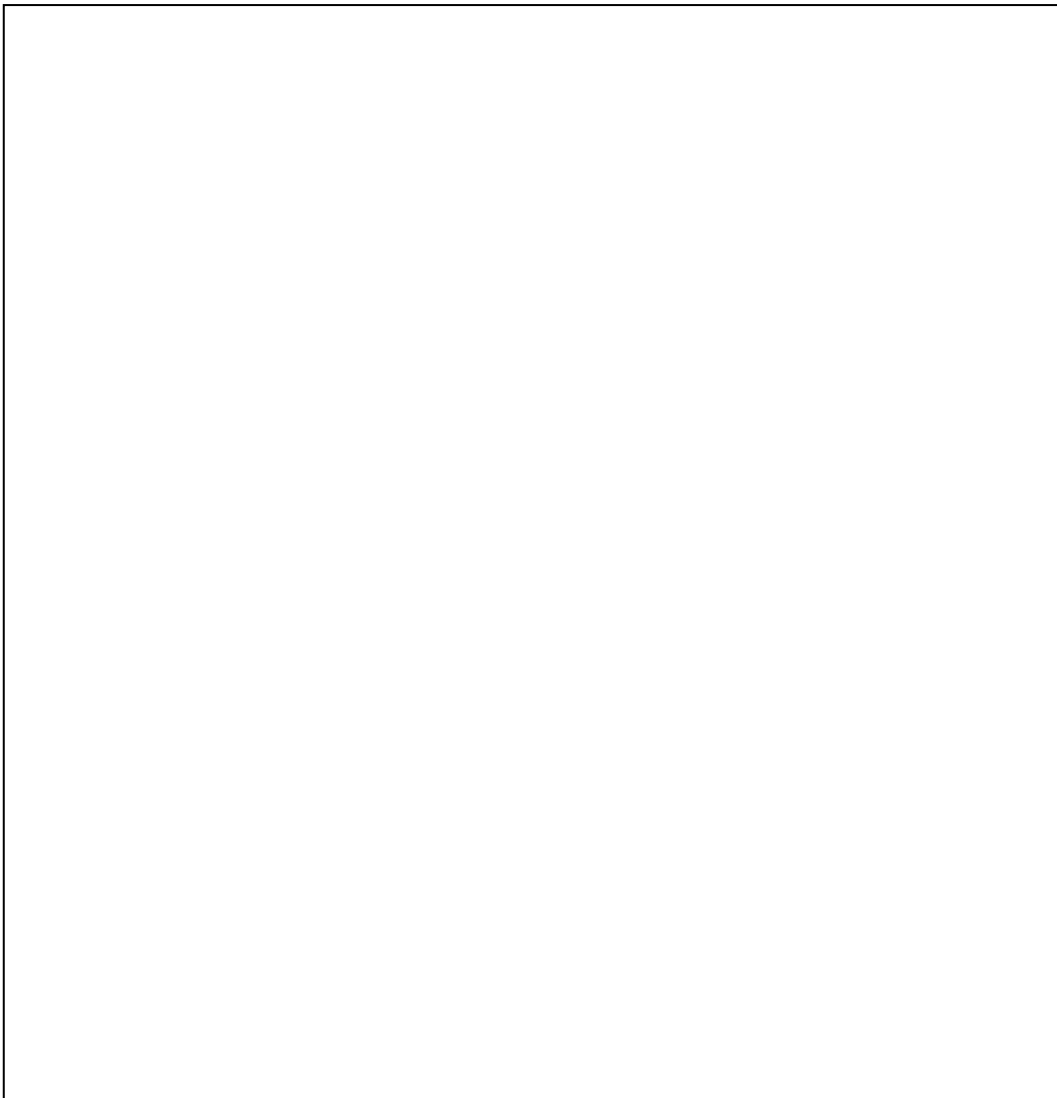


Abbildung 3.11: Bilanz der Trockensubstanz für die zwölf Versuchschargen in Allerheiligen

3.4 Bilanzierung der organischen Summenparameter

Für die organischen Summenparameter Glühverlust (GV), gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), Brennwert (H_o), biologisch abbaubare organische Trockensubstanz (oTS_{bio}) und auch der Atmungsaktivität wurden auf Basis der Trockensubstanzbilanz und der Messwerte dieser Parameter separate Bilanzen erstellt. Die Ergebnisse dieser Bilanzen werden im Folgenden vorgestellt.

3.4.1 Glühverlust

3.4.1.1 Diskussion der Analysenergebnisse

Die Ergebnisse der Mittelwerte aller Glühverlustanalysen sind in Tabelle A.7 und Tabelle A.8 im Anhang dargestellt. Die hier folgenden Werte für Glühverlust, TOC und Brennwert wurden aus den drei bzw. vier Einzelproben jeder Charge und jedes Probenahmepunktes ermittelt, wobei offensichtliche Ausreißer (Ausreißeranalyse nach Dean und Dixon bzw. Abweichung von mehr als 40 % vom Gesamtmittelwert) eliminiert wurden.

Im Durchschnitt aller Chargen ergibt sich für den Rotteinput ein Glühverlust von 52,5 % TS. Der Rotteinput wurde aus den mit dem Anteil der Trockensubstanz gewichteten Mittelwerten der Teilströme Restabfall < 80 mm und Klärschlamm ermittelt.

Im Verlauf der Rotte reduziert sich der Glühverlust auf durchschnittlich 36,3 % TS. Man erkennt anhand der Ergebnisse der einzelnen Rottestufen deutlich, dass sich die Intensität der Rotte im Rotteverlauf stark verringert. Die Analysenergebnisse für das Rottematerial nach 14 und nach 22 Wochen Rotte ergeben nahezu identische Werte und belegen, dass in dieser Zeit nur mehr geringe Abbautätigkeit vorhanden ist. Dies lässt sich auch damit begründen, dass die Bewässerung der Mieten meist nach 12 Wochen Rottezeit eingestellt wurde, um den Wassergehalt der Miete für eine effektive Absiebung zu senken.

Die relative Standardabweichung der Mittelwerte beträgt für die einzelnen Probenahmepunkte zwischen 0,5 % und 10,1 % und ist mit den bereits bekannten Problemen bei Probenahme und Probenaufbereitung sowie mit den Unterschieden des Restabfalls im Jahresverlauf zu erklären. Bei den Standardabweichungen für die abgesiebten Fraktionen kommt hierbei auch noch der Einfluss des Wassergehaltes bei der Siebung hinzu, daher liegt die Standardabweichung des gewichteten Mittels aller Fraktionen nach 22 Wochen Rotte mit 5,8 % auch deutlich unter den Standardabweichungen der Einzelfraktionen.

Die Mittelwerte der einzelnen Probenahmepunkte sind mit den dazugehörigen statistischen Parametern in Tabelle 3.2 angeführt.

Tabelle 3.2: Ergebnisse der Glühverlustanalysen

Probenart	Mittelwert	Minimum	Maximum	abs. Stabw.	rel. Stabw.
Einheit	[% TS]	[% TS]	[% TS]	[% TS]	[%]
KS	71,7	62,4	78,6	5,3	7,4
RA < 80 mm	49,9	46,5	56,9	3,1	6,1
RA > 80mm	81,1	80,5	81,8	0,4	0,5
RA-KS 0 Wo. gew. Mittel	52,5	49,8	57,8	2,4	4,6
RA-KS 2 Wo.	45,6	40,9	52,2	3,6	8,0
RA-KS 6 Wo.	41,6	39,3	45,7	1,9	4,6
RA-KS 14 Wo.	36,7	33,4	39,0	1,8	5,0
RA-KS 22 Wo. gew. Mittel	36,3	33,3	40,9	2,1	5,8
RA-KS 22 Wo. 0-12 mm	28,2	23,8	34,8	2,8	10,1
RA-KS 22 Wo. 12-24 mm	32,4	27,7	37,8	2,5	7,7
RA-KS 22 Wo. 24-80 mm	45,9	34,8	51,5	4,4	9,6

Abkürzungen:

KS	Klärschlamm
RA < 80 mm	Restabfall kleiner 80 mm
RA > 80mm	Restabfall größer 80 mm
RA-KS 0 Wo. gew. Mittel	Restabfall(< 80 mm)-Klärschlamm, Rottezeit 0 Wochen, gewichtetes Mittel
RA-KS 2 Wo.	Restabfall-Klärschlamm, Rottezeit 2 Wochen
RA-KS 6 Wo.	Restabfall-Klärschlamm, Rottezeit 6 Wochen
RA-KS 14 Wo.	Restabfall-Klärschlamm, Rottezeit 14 Wochen
RA-KS 22 Wo. gew. Mittel	Restabfall-Klärschlamm, Rottezeit 22 Wochen, gewichtetes Mittel
RA-KS 22 Wo. 0-12 mm	Restabfall-Klärschlamm, Rottezeit 22 Wochen, Fraktion 0-12 mm
RA-KS 22 Wo. 12-24 mm	Restabfall-Klärschlamm, Rottezeit 22 Wochen, Fraktion 12-24 mm
RA-KS 22 Wo. 24-80 mm	Restabfall-Klärschlamm, Rottezeit 22 Wochen, Fraktion 24-80 mm
abs. Stabw.	absolute Standardabweichung
rel. Stabw.	relative Standardabweichung

Neben dem Gesamtmittelwert aller Analysen ist auch der Jahresverlauf der Analysenergebnisse von Interesse. In Abbildung 3.12 ist der Jahresverlauf des Glühverlustes von Rotteinput und Rotteendprodukt (aufgeteilt in die Fraktionen 0-12 mm, 0-24 mm und 0-80 mm) dargestellt, die Chargennummer wurde zur Übersicht über den dazugehörigen Wert des Rotteinputs eingefügt.

Deutlich zu erkennen ist der Einfluss der Heizperiode von Oktober bis März. Die letzte Charge wurde ebenfalls während einer Kälteperiode im April begonnen und weist einen geringeren Glühverlust auf als die Vorangegangene. Der signifikante Anstieg des Glühverlustes bei Charge 5 (Befüllung Ende September) sowohl im Rotteinput als auch beim Rotteendprodukt lässt sich auf einen deutlich höheren Klärschlammanteil (über 20 % der Trockensubstanz vom Rotteinput) zurückführen.

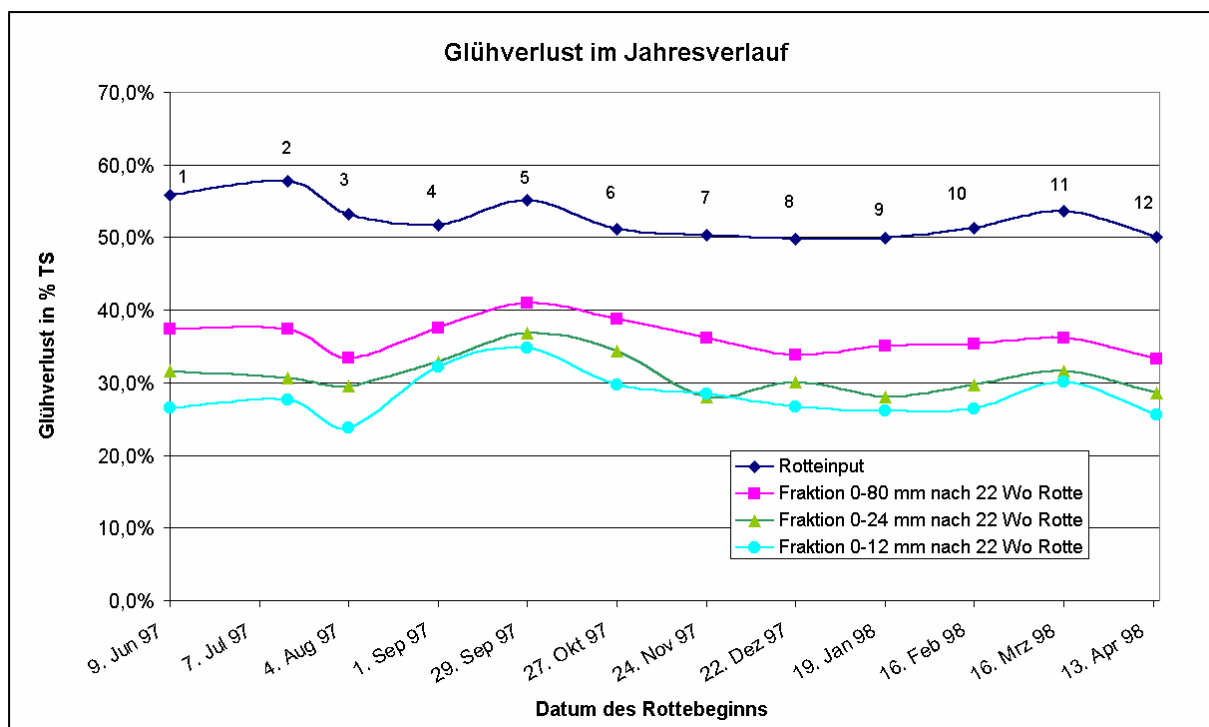


Abbildung 3.12: Mittelwerte der Analysenergebnisse für Glühverlust vom Rotteinput und Rotteendprodukt (Fraktionen 0-12 mm, 0-24 mm und 0-80 mm) nach 22 Wochen Rotte im Jahresverlauf

3.4.1.2 Glühverlustbilanz

Die Glühverlustbilanz beruht, wie oben bereits erwähnt, auf den Trockensubstanzbilanzen der einzelnen Chargen und den dazugehörigen Messergebnissen aus den Glühverlustbestimmungen.

Ausgehend von einer gesamten Glühverlustfracht von 429,9 Mg der betrachteten Chargen, die sich zu 12,9 % auf Klärschlamm und 87,1 % auf Restabfall aufteilt, werden bereits 24,3 % durch die Siebung bei 80 mm ausgetragen.

Entsprechend der Reduktion der Trockensubstanz verteilt sich die Reduktion der Glühverlustfracht zu 18,6 % auf die Intensivrotte (24,6 % bezogen auf den Rotteinput), 6,9 % auf die Extensivrotte (9,1 % bezogen auf den Rotteinput) und 10,2 % auf die Nachrotte (13,2 % bezogen auf den Rotteinput). **Insgesamt ergibt sich somit eine Reduktion der Glühverlustfracht während der Rotte von 35,7 % bezogen auf die Gesamtmasse des mechanisch-biologisch behandelten Materials bzw. 46,9 % bezogen auf den Rotteinput.**

Der Rotteaustag nach 22 Wochen Rotte beträgt schließlich 40 % des mechanisch-

biologisch behandelten Materials und verteilt sich zu 19 % auf die Fraktion 24-80 mm, 14,3 % auf die Fraktion 12-24 mm und 6,7 % auf die Fraktion 0-12 mm. Geht man davon aus, dass die Fraktionen 0-24 mm deponiert werden können, ergibt sich für die Glühverlustfracht das folgende Verteilungsmuster:

- 43,3 % der Glühverlustfracht werden einer thermischen Behandlung zugeführt,
- 35,7 % beträgt der Rotteverlust durch die biologische Behandlung und
- 21 % werden deponiert.

Die Glühverlustbilanz ist in Abbildung 3.13 dargestellt

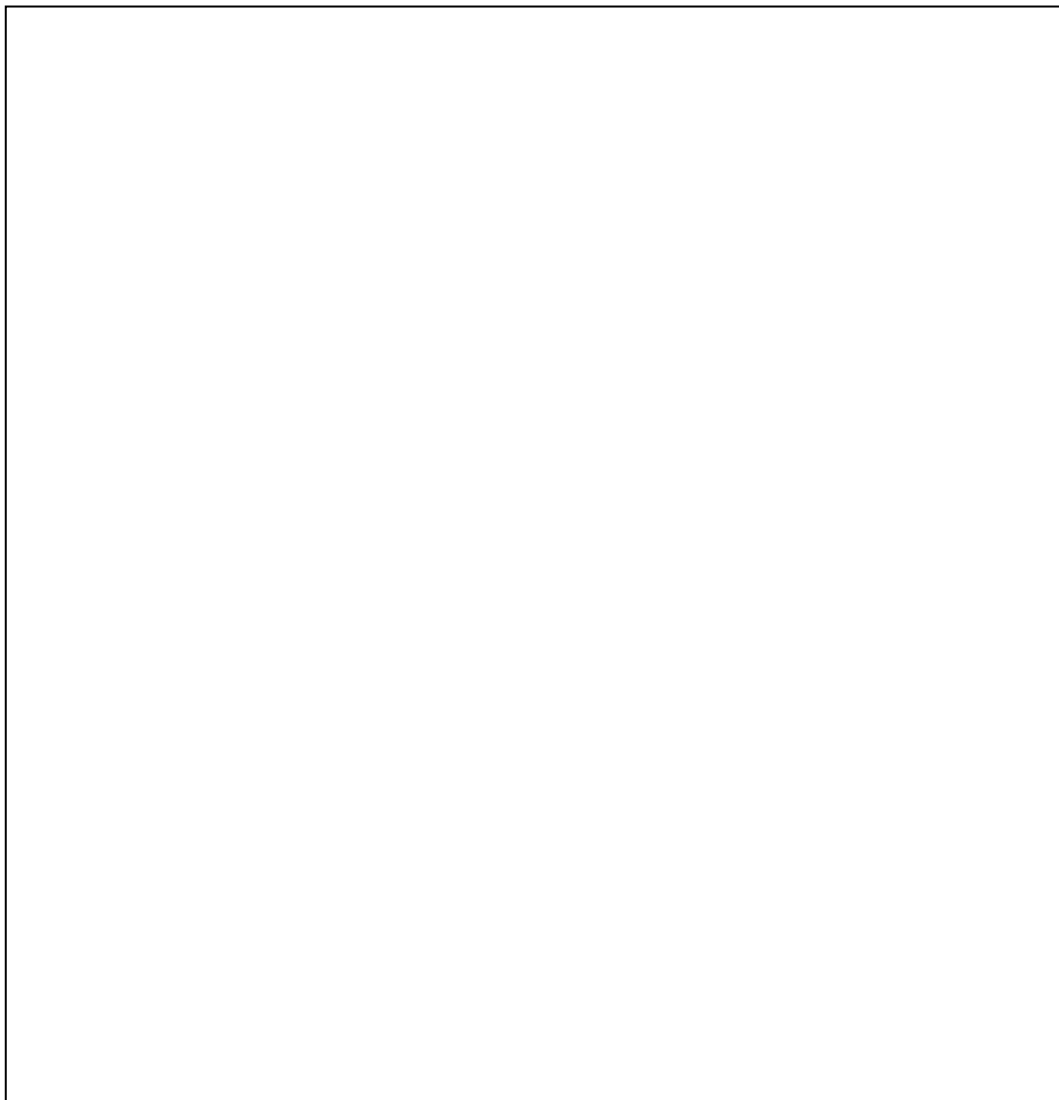


Abbildung 3.13: Glühverlustbilanz der zwölf Versuchschargen in Allerheiligen

3.4.2 TOC

3.4.2.1 Diskussion der Analysenergebnisse

Im Durchschnitt aller Chargen ergibt sich für den Rotteinput ein TOC-Gehalt von 312 g/kg TS. Der Rotteinput wurde aus den mit dem Anteil der Trockensubstanz gewichteten Mittelwerten der Teilströme Restabfall < 80 mm und Klärschlamm ermittelt.

Im Verlauf der Rotte reduziert sich der Anteil an organischem Kohlenstoff auf durchschnittlich 223 g/kg TS.

Die relative Standardabweichung der Mittelwerte beträgt für die einzelnen Probenahme- punkte zwischen 5,6 % und 21,4 % und ist damit deutlich höher als bei den entsprechenden Werten für den Glühverlust. Dies ist unter anderem mit der geringeren Einwaage bei der Bestimmung des TOC im Vergleich zum Glühverlust zu begründen, denn dadurch können Inhomogenitäten der aufbereiteten Proben nicht so gut ausgeglichen werden. Für die weiteren Ursachen der hohen Standardabweichung gilt das unter Kapitel 3.4.1.1 bereits Gesagte.

Die Mittelwerte der einzelnen Probenahmepunkte sind mit den dazugehörigen statistischen Parametern in Tabelle 3.3 angeführt, alle Mittelwerte der einzelnen Chargen können in Tabelle A.9 und Tabelle A.10 im Anhang eingesehen werden.

Tabelle 3.3: Ergebnisse der TOC-Analysen

Probenart	Mittelwert	Minimum	Maximum	abs. Stabw.	rel. Stabw.
Einheit	[g/kg TS]	[g/kg TS]	[g/kg TS]	[g/kg TS]	[%]
KS	387	338	420	21,7	5,6
RA < 80 mm	302	239	399	36,9	12,2
RA > 80mm	483	430	516	29,7	6,9
RA-KS 0 Wo. gew. Mittel	312	256	392	31,4	10,0
RA-KS 2 Wo.	288	226	335	29,8	10,3
RA-KS 6 Wo.	284	226	361	42,9	15,1
RA-KS 14 Wo.	253	206	308	28,2	11,2
RA-KS 22 Wo. gew. Mittel	223	197	267	18,9	8,5
RA-KS 22 Wo. 0-12 mm	157	129	201	22,2	14,1
RA-KS 22 Wo. 12-24 mm	182	120	238	30,4	16,7
RA-KS 22 Wo. 24-80 mm	316	231	492	67,8	21,4

In Abbildung 3.14 ist der Jahresverlauf des TOC von Rotteinput und Rotteendprodukt

(aufgeteilt in die Fraktionen 0-12 mm, 0-24 mm und 0-80 mm) dargestellt.

Auffällig sind die hohen Werte des TOC-Gehaltes der Chargen 2 und 8 für den Rotteinput. Beide Chargen weisen einen erhöhten TOC-Wert für Restabfall < 80 mm auf. Die Einzelwerte dieser Chargen weisen untereinander jedoch nur eine geringe Streuung auf. Der TOC-Wert der Charge 12 liegt dagegen deutlich unterhalb der vergleichbaren Analysenwerten aller übrigen Chargen. Hier kann eine nicht repräsentative Probe für den TOC beim Restabfall < 80 mm vermutet werden.

Die niedrigsten Werte des TOC vom Rotteendprodukt (0-80 mm) wurden bei den Chargen 7 bis 9 analysiert, dies sind die Chargen, die in den Monaten November bis Jänner befüllt wurden.

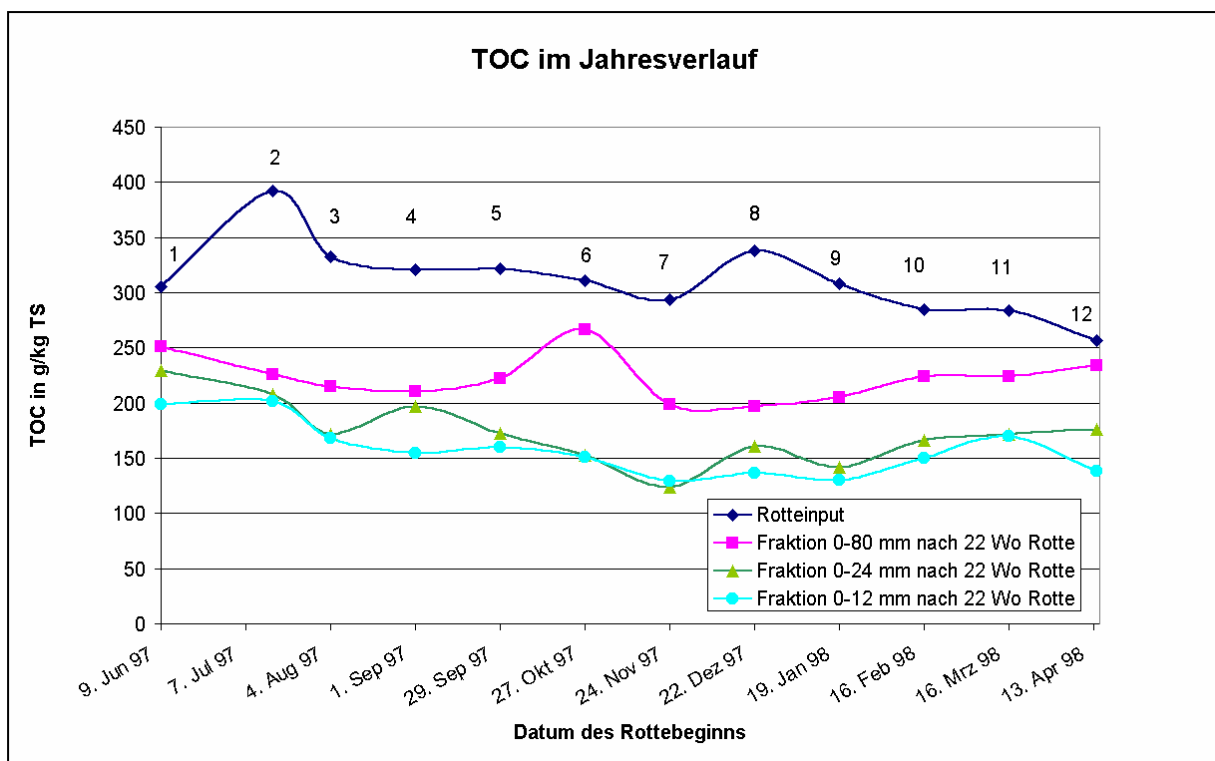


Abbildung 3.14: Mittelwerte der Analysenergebnisse für TOC vom Rotteinput und Rotteendprodukt (Fraktionen 0-12 mm, 0-24 mm und 0-80 mm) nach 22 Wochen Rotte im Jahresverlauf

3.4.2.2 TOC-Bilanz

Ausgehend von einer gesamten TOC-Fracht von 255 Mg der betrachteten Chargen, die sich zu 11,8 % auf Klärschlamm und 88,2 % auf Restabfall aufteilt, werden bereits 24 % durch die Siebung bei 80 mm ausgetragen.

Entsprechend der Reduktion der Trockensubstanz und den Ergebnissen der TOC-Analysen

verteilt sich die Reduktion der TOC-Fracht zu 15 % auf die Intensivrotte (19,8 % bezogen auf den Rotteinput), 3,1 % auf die Extensivrotte (4 % bezogen auf den Rotteinput) und 16,5 % auf die Nachrotte (21,7 % bezogen auf den Rotteinput). **Insgesamt ergibt sich somit eine Reduktion der TOC-Fracht während der Rotte von 34,6 % bezogen auf die Gesamtmasse des mechanisch-biologisch behandelten Materials bzw. 45,5 % bezogen auf den Rotteinput.**

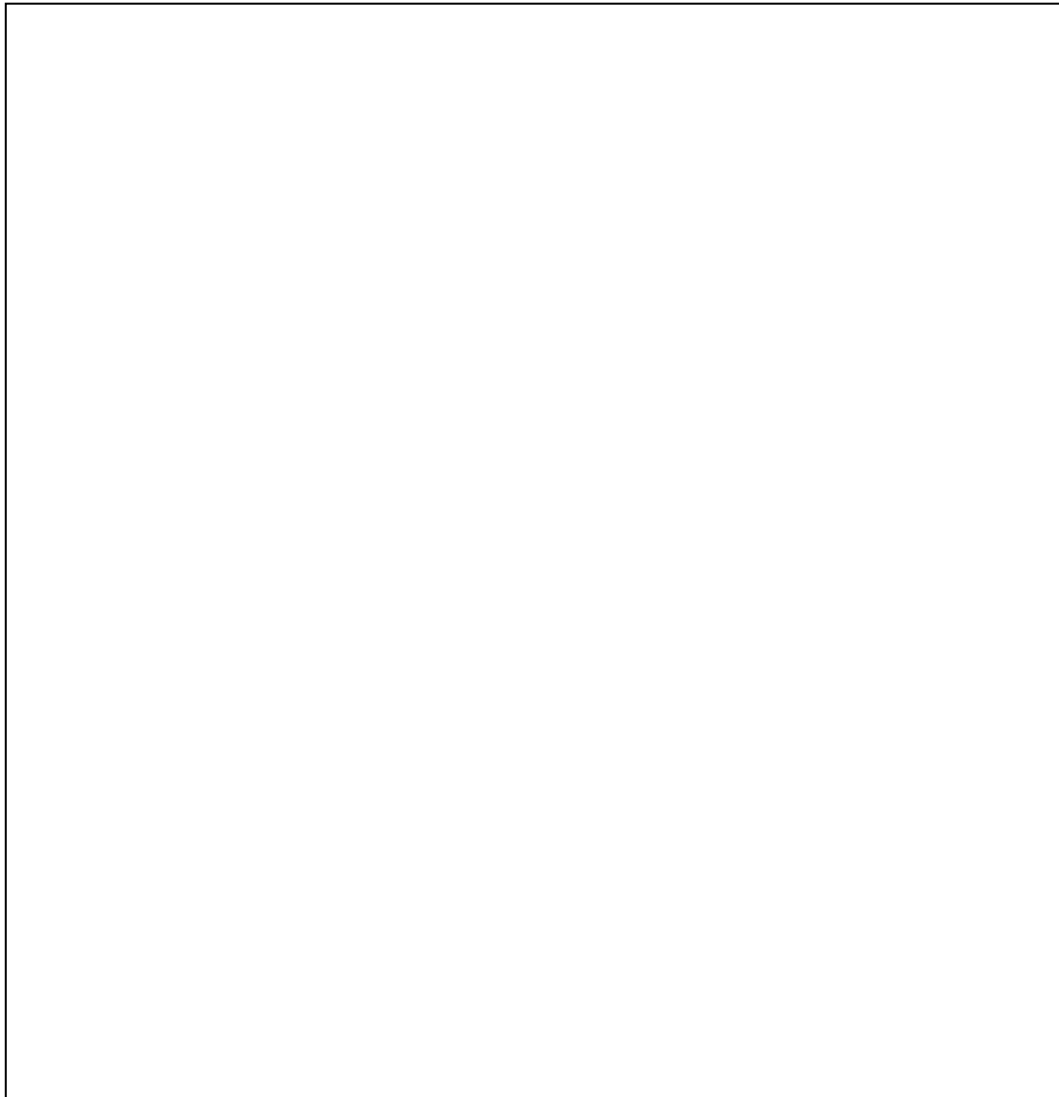


Abbildung 3.15: TOC-Bilanz der zwölf Versuchschargen in Allerheiligen

Der Rotteaustag nach 22 Wochen Rotte beträgt schließlich 41,4 % des mechanisch-biologisch behandelten Materials und verteilt sich zu 21,9 % auf die Fraktion 24-80 mm, 13,5 % auf die Fraktion 12-24 mm und 6 % auf die Fraktion 0-12 mm. Geht man davon aus, dass die Fraktionen 0-24 mm deponiert werden können, ergibt sich für die TOC-Fracht das folgende Verteilungsmuster:

- 45,9 % der TOC-Fracht werden einer thermischen Behandlung zugeführt,
- 34,6 % beträgt der Rotteverlust durch die biologische Behandlung und

- 19,5 % werden deponiert.

Die TOC-Bilanz ist in Abbildung 3.15 dargestellt.

3.4.3 Brennwert

3.4.3.1 Diskussion der Analysenergebnisse

Im Durchschnitt aller Chargen ergibt sich für den Rotteinput ein Brennwert von 12.800 kJ/kg TS. Der Rotteinput wurde aus den mit dem Anteil der Trockensubstanz gewichteten Mittelwerten der Teilströme Restabfall < 80 mm und Klärschlamm ermittelt. Für den Restabfall < 80 mm ergab sich ein Mittelwert von 12.300 kJ/kg TS, der Durchschnitt des Klärschlammes lag bei 17.000 kJ/kg TS.

Im Verlauf der Rotte reduzierte sich der Brennwert auf durchschnittlich 9.300 kJ/kg TS.

Tabelle 3.4: Ergebnisse der Analysen des Brennwertes

Probenart	Mittelwert	Minimum	Maximum	abs. Stabw.	rel. Stabw.
Einheit	[kJ/kg TS]	[kJ/kg TS]	[kJ/kg TS]	[kJ/kg TS]	[%]
KS	17.000	14.100	18.800	1.700	10,0
RA < 80 mm	12.300	10.700	15.500	1.240	10,1
RA > 80mm	22.800	20.400	23.800	1.280	5,6
RA-KS 0 Wo. gew. Mittel	12.800	11.600	15.300	1.040	8,1
RA-KS 2 Wo.	11.700	9.400	14.600	1.410	12,0
RA-KS 6 Wo.	10.700	8.900	12.600	1.130	10,6
RA-KS 14 Wo.	9.400	8.200	11.000	870	9,2
RA-KS 22 Wo. gew. Mittel	9.300	7.900	11.000	830	9,0
RA-KS 22 Wo. 0-12 mm	5.400	4.600	6.400	580	10,7
RA-KS 22 Wo. 12-24 mm	7.300	5.400	9.300	970	13,3
RA-KS 22 Wo. 24-80 mm	14.300	10.300	19.600	2.360	16,6

Die relative Standardabweichung der Mittelwerte beträgt für die einzelnen Probenahme-
punkte zwischen 5,6 % und 16,6 % und liegt im gleichen Bereich wie beim TOC. Auch hier
ist die höhere Standardabweichung auf die geringere Einwaage bei der Bestimmung des H_0
im Vergleich zum Glühverlust zu begründen. Für die weiteren Ursachen der
Standardabweichung gilt das bei der Diskussion der Analysenergebnisse für den Glühverlust
bereits Gesagte.

Die Mittelwerte der einzelnen Probenahmepunkte sind mit den dazugehörigen statistischen Parametern in Tabelle 3.4 angeführt, alle Mittelwerte der Chargen sind in Tabelle A.11 und Tabelle A.12 im Anhang abgedruckt.

In Abbildung 3.16 ist der Jahresverlauf des Brennwertes von Rotteinput und Rotteendprodukt (aufgeteilt in die Fraktionen 0-12 mm, 0-24 mm und 0-80 mm) dargestellt.

Auffällig sind die hohen Werte des Brennwertes der Chargen 2 und 5 für den Rotteinput. Charge 5 weist einen etwas erhöhten Brennwert des Restabfalls < 80 mm und gleichzeitig einen hohen Anteil an Klärschlamm im Rotteinput auf, was sich beides auf die Brennerhöhung des Rotteinputs auswirkt. Auch im Rotteendprodukt ist die Brennerhöhung bemerkbar, das Rotteendprodukt von Charge 5 weist insgesamt den höchsten Brennwert aller Chargen auf. Bei Charge 2 ist ebenfalls der Brennwert des Restabfalls < 80 mm erhöht, der Anteil an Klärschlamm liegt dagegen im Vergleich zu Charge 5 nicht signifikant über dem Mittelwert.

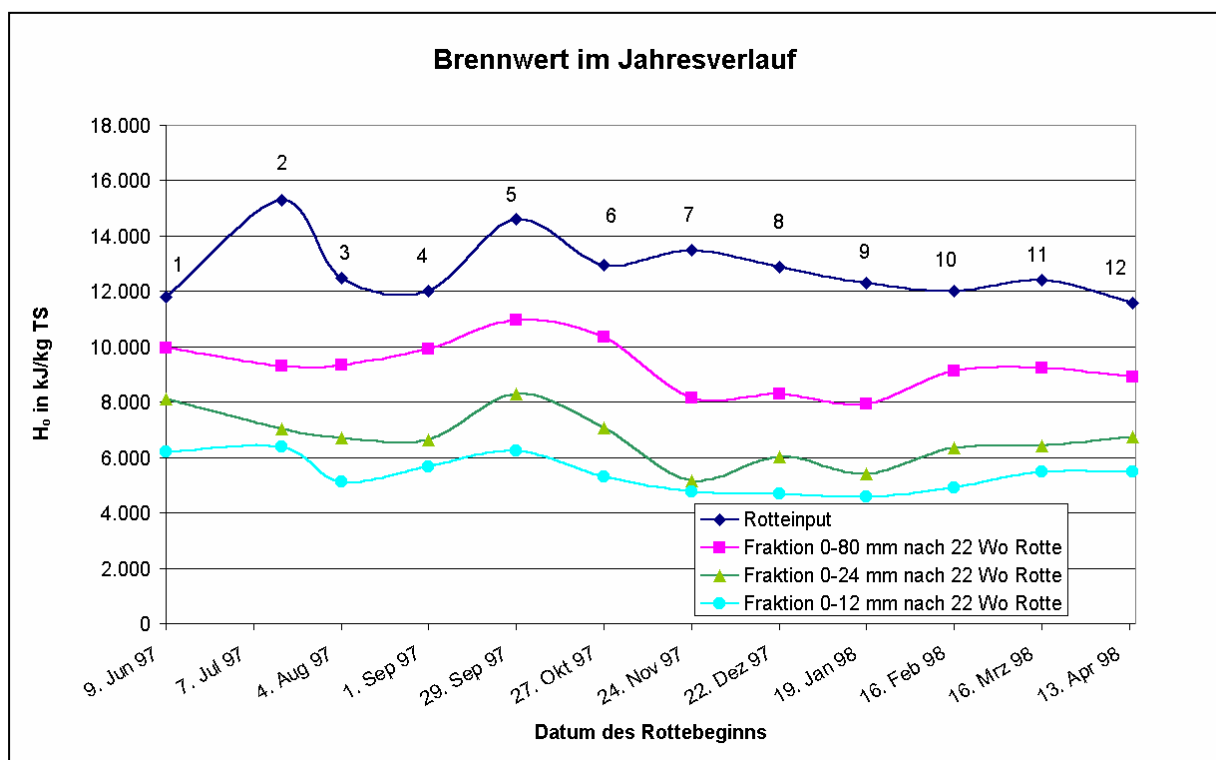


Abbildung 3.16: Mittelwerte der Analysenergebnisse für den Brennwert vom Rotteinput und Rotteendprodukt (Fraktionen 0-12 mm, 0-24 mm und 0-80 mm) nach 22 Wochen Rotte im Jahresverlauf

Der Brennwert des Restabfalls < 80 mm sinkt bei Beginn der Heizperiode, da der Anteil an Asche aus dem Hausbrand steigt. Der Brennwert des Klärschlammes dagegen steigt von etwa 14.000 kJ/kg TS (Chargen 1 bis 3) auf Werte bis über 18.000 kJ/kg TS (Chargen 6, 9, 10 und 11) an, was auf eine deutlich geringere Abbauleistung der Kläranlagen im

Mürzverband während der kalten Jahreszeit schließen lässt. Die niedrigsten Werte des Brennwertes vom Rotteendprodukt (0-80 mm) wurden bei den Chargen 7 bis 9 analysiert, dies sind die Chargen, die in den Monaten November bis Jänner befüllt wurden. Auch die Chargen 10 bis 12 zeigen niedrige Brennwerte des Rotteendproduktes und lassen auf einen höheren Feinmüllanteil (Asche) des Rotteinputs schließen.

Von großem Interesse ist natürlich, ob die Fraktionen 0-12 mm und 12-24 mm bzw. 0-24 mm den Grenzwert von 6.000 kJ/kg TS unterschreiten.

Bis auf die Chargen 1, 2 und 5 liegen die Brennwerte der Feinfraktion (< 12 mm) unter 6.000 kJ/kg TS. Die Ergebnisse der ersten beiden Chargen sind auf den Einsatz von Sommermüll aber auch auf den hohen Wassergehalt bei der Absiebung des Rotteendproduktes zurückzuführen, da der heizwertarme Feinanteil vermehrt in den Siebüberlauf gelangt, was durch niedrige Brennwerte der Fraktionen 12-24 mm und 24-80 mm besonders bei Charge 2 sehr gut nachvollziehbar ist. Die Grenzwertüberschreitung bei Charge 5 dagegen kann auf den höheren Anteil an Klärschlamm im Rotteinput (über 20 % der Trockensubstanz) zurückgeführt werden.

Die Mittelfraktion (12-24 mm) zeigt lediglich bei Charge 7 (November) eine Unterschreitung des Grenzwertes. Die Mischung aus Fein- und Mittelfraktion liegt für Chargen 7 bis 9 (November bis Jänner) unterhalb des geforderten Grenzwertes. Im gewichteten Durchschnitt aller Chargen ergibt sich ein Brennwert von 6.600 kJ/kg TS für das Rotteendprodukt von 0-24 mm. Dies liegt im Bereich der vom Interessentenverbund MBA vorgeschlagenen zulässigen Grenzwertüberschreitung, wenn die Atmungsaktivität (AT_4) des gerotteten Materials den Grenzwert von 5 mg O_2/g TS nicht überschreitet. Parallele Messungen des Rottegutes in Allerheiligen, die vom IED in Eigenregie durchgeführt wurden, zeigen, dass die Atmungsaktivität des Rotteendproduktes meist deutlich unter dem genannten Grenzwert liegt [25].

3.4.3.2 Bilanz des Brennwertes

Ausgehend von einer gesamten Fracht des Brennwertes von etwa 10.900 GJ der betrachteten Chargen, die sich zu 12,1 % auf Klärschlamm und 87,9 % auf Restabfall aufteilt, werden 27,1 % durch die Siebung bei 80 mm ausgetragen.

Entsprechend der Reduktion der Trockensubstanz und der Ergebnisse der H_0 -Analysen verteilt sich die Reduktion der H_0 -Fracht zu 15,2 % auf die Intensivrotte (20,8 % bezogen auf den Rotteinput), 6,6 % auf die Extensivrotte (9,1 % bezogen auf den Rotteinput) und 10,5 % auf die Nachrotte (14,4 % bezogen auf den Rotteinput). **Insgesamt ergibt sich somit eine Reduktion der H_0 -Fracht während der Rotte von 32,3 % bezogen auf die Gesamtmasse des mechanisch-biologisch behandelten Materials bzw. 44,3 % bezogen auf den Rotteinput.**

Der Rotteaustag der H₀-Fracht nach 22 Wochen Rotte beträgt schließlich 40,6 % des mechanisch-biologisch behandelten Materials und verteilt sich zu 22,9 % auf die Fraktion 24-80 mm, 12,8 % auf die Fraktion 12-24 mm und 4,9 % auf die Fraktion 0-12 mm. Geht man davon aus, dass die Fraktionen 0-24 mm deponiert werden können, ergibt sich für die H₀-Fracht das folgende Verteilungsmuster:

- 50,0 % der H₀-Fracht werden einer thermischen Behandlung zugeführt,
- 32,3 % beträgt der Rotteverlust durch die biologische Behandlung und
- 17,7 % werden deponiert.

Die Bilanz für den Brennwert ist in Abbildung 3.17 dargestellt.

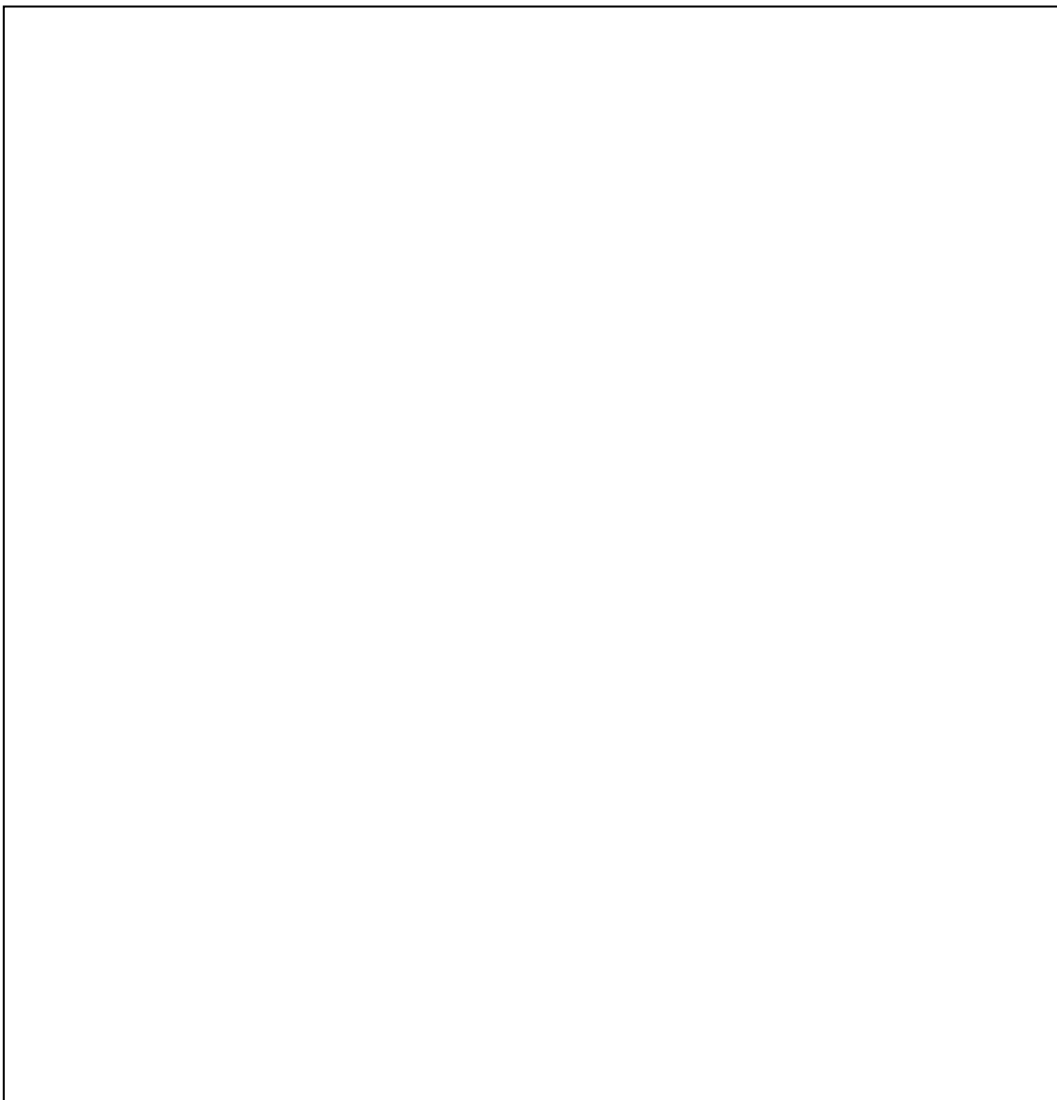


Abbildung 3.17: Bilanz des Brennwertes der zwölf Versuchschargen in Allerheiligen

3.4.4 Biologisch abbaubare organische Trockensubstanz (oTS_{bio})

3.4.4.1 Diskussion der Analyseergebnisse

Die biologisch abbaubare organische Trockensubstanz wurde im Rotteverlauf von den Chargen 2, 5, 7 und 10 (Schadstoffchargen) bestimmt.

Im Durchschnitt der vier Chargen ergibt sich für den Rotteinput eine oTS_{bio} von 45,6 % TS. Der Rotteinput wurde aus den mit dem Anteil der Trockensubstanz gewichteten Mittelwerten der Teilströme Restabfall < 80 mm und Klärschlamm ermittelt. Für den Restabfall < 80 mm ergab sich ein Mittelwert von 41,8 % TS, der Durchschnitt des Klärschlammes lag bei 71,1 % TS (entspricht dem Glühverlust).

Im Verlauf der Rotte reduzierte sich die oTS_{bio} auf durchschnittlich 25,1% TS.

Die relative Standardabweichung der Mittelwerte beträgt für die einzelnen Probenahme-
punkte zwischen 4,7 % und 15,9 %. Neben den bei den anderen Parametern beschriebenen
Ursachen für diese große Schwankungsbreite kommt beim oTS_{bio} eine weitere Fehlerquelle
hinzu. Das Laborpersonal muss aus der zu untersuchenden Probe alle sichtbaren
Kunststoffe aussortieren. Hier spielt ein subjektiver Aspekt beim Aussortieren eine Rolle, der
durch wechselndes Laborpersonal im Verlauf der Untersuchungen zum Tragen kommen
kann.

Tabelle 3.5: Ergebnisse der Analysen der oTS_{bio}

Probenart	Mittelwert	Minimum	Maximum	abs. Stabw.	rel. Stabw.
Einheit	[% TS]	[% TS]	[% TS]	[% TS]	[%]
KS	71,1	62,4	77,3	5,4	7,7
RA < 80 mm	41,8	36,1	49,1	4,8	11,4
RA > 80mm	49,6	39,2	55,7	6,8	13,6
RA-KS 0 Wo. gew. Mittel	45,6	40,2	51,2	3,9	8,6
RA-KS 2 Wo.	34,3	27,1	40,1	5,4	15,9
RA-KS 6 Wo.	31,4	26,6	36,3	3,6	11,3
RA-KS 14 Wo.	25,3	23,0	27,7	1,9	7,4
RA-KS 22 Wo. gew. Mittel	25,1	23,2	26,3	1,2	4,7
RA-KS 22 Wo. 0-12 mm	28,6	27,2	31,9	1,9	6,7
RA-KS 22 Wo. 12-24 mm	26,2	23,9	28,4	2,0	7,7
RA-KS 22 Wo. 24-80 mm	21,7	18,4	25,3	3,1	14,4

Die Mittelwerte der einzelnen Probenahme-
punkte sind mit den dazugehörigen statistischen

Parametern in Tabelle 3.5 angeführt.

Im Jahresverlauf ergibt sich eine stetige Abnahme der oTS_{bio} von Juli (Charge 2) bis Februar (Charge 10) sowohl im Rotteinput als auch im Rotteendprodukt.

3.4.4.2 Bilanz der biologisch abbaubaren organischen Trockensubstanz

Ausgehend von einer gesamten Fracht der oTS_{bio} von etwa 112,9 Mg der betrachteten vier Chargen, die sich zu 15,8 % auf Klärschlamm und 84,2 % auf Restabfall aufteilt, werden 18,7 % durch die Siebung bei 80 mm ausgetragen.

Entsprechend der Reduktion der Trockensubstanz der vier Chargen und der Ergebnisse der oTS_{bio} -Analysen verteilt sich die Reduktion der oTS_{bio} -Fracht zu 28,8 % auf die Intensivrotte (35,5 % bezogen auf den Rotteinput), 6,5 % auf die Extensivrotte (7,9 % bezogen auf den Rotteinput) und 11,2 % auf die Nachrotte (13,8 % bezogen auf den Rotteinput). **Insgesamt ergibt sich somit eine Reduktion der oTS_{bio} -Fracht während der Rotte von 46,5 % bezogen auf die Gesamtmasse des mechanisch-biologisch behandelten Materials bzw. 57,2 % bezogen auf den Rotteinput.**

Der Rotteaustrag der oTS_{bio} -Fracht nach 22 Wochen Rotte beträgt schließlich 34,8 % des mechanisch-biologisch behandelten Materials und verteilt sich zu 13,3 % auf die Fraktion 24-80 mm, 13,5 % auf die Fraktion 12-24 mm und 8,0 % auf die Fraktion 0-12 mm. Geht man davon aus, dass die Fraktionen 0-24 mm deponiert werden können, ergibt sich für die oTS_{bio} -Fracht das folgende Verteilungsmuster:

- 32,0 % der oTS_{bio} -Fracht werden einer thermischen Behandlung zugeführt,
- 46,5 % beträgt der Rotteverlust durch die biologische Behandlung und
- 21,5 % werden deponiert.

Die Bilanz für die oTS_{bio} ist in Abbildung 3.18 dargestellt.



Abbildung 3.18: Bilanz der biologisch abbaubaren organischen Trockensubstanz der vier Schadstoffchargen

3.4.5 Atmungsaktivität ($AT_{4/7}$)

3.4.5.1 Diskussion der Analysenergebnisse

Die Atmungsaktivität in 4 Tagen (AT_4) wurde in der Regel bei 2 Proben pro Charge und Probenart untersucht, da damit bereits die maximale Messkapazität des Sapromaten erreicht war. Die Mittelwerte der Ergebnisse sind in Tabelle A.13 und Tabelle A.14 im Anhang für die einzelnen Chargen aufgeführt. Die Atmungsaktivität in 7 Tagen (AT_7) wurde zusätzlich bei den Chargen 11 und 12 bestimmt. Die Ergebnisse der AT_7 korrelieren sehr gut mit den Ergebnissen der AT_4 . Alle für die AT_4 vorgestellten Ergebnisse lassen sich sinngemäß auch auf die AT_7 übertragen, daher werden die Ergebnisse der AT_7 nicht im einzelnen vorgestellt.

Der Sauerstoffverbrauch in 4 Tagen ist bei den Klärschlammproben sehr hoch. Im Mittel

werden über 130 mg O₂/g TS veratmet, wobei Einzelwerte sogar über 200 mg O₂/g TS liegen. Der Restabfall aus dem Mürzverband weist einen Mittelwert von 47,1 mg O₂/g TS auf. Der gewichtete Mittelwert für den Rotteinput aus Klärschlamm und Restabfall < 80 mm ergibt eine AT₄ von 56,3 mg O₂/g TS. Im Rotteverlauf nimmt die Atmungsaktivität des Rottegutes rasch ab auf Werte um etwa 2 mg O₂/g TS, wie aus Tabelle 3.6 entnommen werden kann.

Tabelle 3.6: Ergebnisse der Analysen der Atmungsaktivität in 4 Tagen (AT₄)

Probenart	Mittelwert	Minimum	Maximum	abs. Stabw.	rel. Stabw.
Einheit	[mg O ₂ /g TS]	[mg O ₂ /g TS]	[mg O ₂ /g TS]	[mg O ₂ /g TS]	[%]
KS	131,5	62,0	196,5	40,9	31,1
RA < 80 mm	47,1	31,1	57,0	6,7	14,2
RA > 80mm	16,5	14,2	24,6	3,8	23,2
RA-KS 0 Wo. gew. Mittel	56,3	43,0	65,7	6,4	11,3
RA-KS 2 Wo.	17,0	9,5	22,9	3,2	18,9
RA-KS 6 Wo.	12,1	7,7	17,0	2,6	21,3
RA-KS 14 Wo.	2,7	2,1	3,6	0,4	15,3
RA-KS 22 Wo. gew. Mittel	2,2	0,9	4,3	1,1	49,2
RA-KS 22 Wo. 0-12 mm	2,7	0,9	5,9	1,5	55,7
RA-KS 22 Wo. 12-24 mm	2,0	0,9	4,3	1,0	47,6
RA-KS 22 Wo. 24-80 mm	2,3	0,8	5,1	1,2	51,0

Auffallend ist, dass die Atmungsaktivität in den letzten 8 Wochen der Rotte kaum mehr abnimmt und bei einigen Chargen die gemessene Atmungsaktivität nach 22 Wochen Rotte sogar höher liegt als nach 14 Wochen. Dies lässt sich dadurch erklären, dass die Rottechargen nach Ende der Rotte großtechnisch abgesiebt werden. Durch die intensive Beanspruchung des Rottegutes bei der Absiebung werden schwer zugängliche organische Materialien aufgeschlossen, was sich in der höheren Aktivität der Mikroorganismen in diesen Proben widerspiegelt. Eine Zerkleinerung der Analysenproben im feuchten Zustand auf < 10 mm, wie sie von der BWK-Arbeitsgruppe Restabfallbehandlung zur Bestimmung der Atmungsaktivität vorgeschlagen wird [31], würde diesen Aufschluss an organischer Substanz ebenfalls erreichen und zu höheren Messwerten führen, konnte aber aufgrund fehlender Zerkleinerungsaggregate nicht durchgeführt werden.

3.4.5.2 Bilanz der Atmungsaktivität

Der Klärschlamm und Restabfall, der in die mechanisch-biologische Behandlung der

12 Chargen eingebracht wurde, weist eine Sauerstoffzehrung von ca. 37,5 Mg in den ersten 4 Tagen auf. Diese Atmungsaktivität stammt zu 25,6 % aus dem Klärschlamm und zu 74,4 % aus dem Restabfall. Nahezu 7 % der Atmungsaktivitätsfracht wird durch die Absiebung bei 80 mm mit der heizwertreichen Fraktion ausgetragen.

Die Atmungsaktivität reduziert sich in der Intensivrotte um 68,9 % (74,0 % bezogen auf den Rotteinput), in der Extensivrotte um 7,5 % (8,1 % bezogen auf den Rotteinput) und in der Nachrotte um 14,0 % (15,0 % bezogen auf den Rotteinput). **Insgesamt ergibt sich somit eine Reduktion des Sauerstoffbedarfs in 4 Tagen (gemessen als AT_4) während der Rotte von 90,4 % bezogen auf die Gesamtmasse des mechanisch-biologisch behandelten Materials bzw. 97,1 % bezogen auf den Rotteinput.**

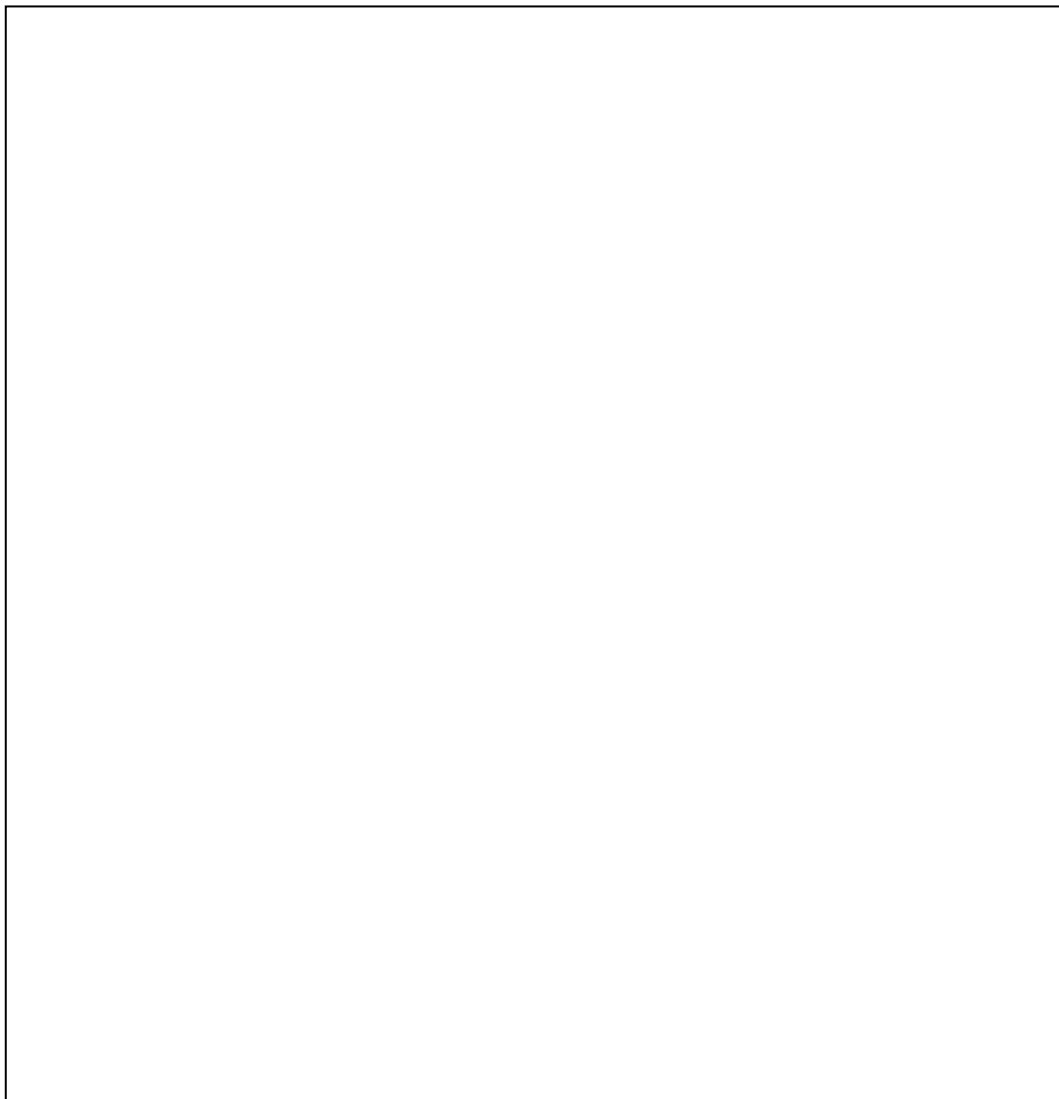


Abbildung 3.19: Bilanz der Atmungsaktivität in 4 Tagen für die MBRA Allerheiligen im Versuchsbetrieb

Der Rotteaustag nach 22 Wochen Rotte beträgt noch 2,7 % des mechanisch-biologisch behandelten Materials und verteilt sich zu 1,1 % auf die Fraktion 24-80 mm, 1,0 % auf die Fraktion 12-24 mm und 0,6 % auf die Fraktion 0-12 mm. Geht man davon aus, dass die Fraktionen 0-24 mm deponiert werden können, ergibt sich für die Atmungsaktivität in

4 Tagen das folgende Verteilungsmuster:

- 8,0 % der AT₄-Fracht werden einer thermischen Behandlung zugeführt,
- 90,4 % beträgt der Rotteverlust durch die biologische Behandlung und
- 1,6 % werden deponiert.

Die Bilanz der Atmungsaktivität in 4 Tagen ist in Abbildung 3.19 dargestellt

3.5 Schadstoffbilanzen

Für die Chargen 2, 5, 7 und 10 wurde ein umfangreiches Analysenprogramm mit den Parametern PAK, Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle (Cd, Pb, und Zn) durchgeführt. Die Ergebnisse der Analysen werden in diesem Kapitel behandelt.

3.5.1 Cadmium

3.5.1.1 Diskussion der Analyseergebnisse

Die Spurenanalytik in einer Restabfall- bzw. Restabfall-Klärschlammatrix und die Bilanzierung dieser Parameter ist eine sehr kosten- und zeitintensive Angelegenheit. Für die Bilanzierung der betrachteten Schadstoffe in den entsprechenden Chargen wurden pro Probenahmepunkt und Schadstoff jeweils vier Proben nach einem aufwendigen Probenahmeverfahren (s.o.) gezogen und sorgfältig aufbereitet. Nach Auswertung der Analysedaten der einzelnen Chargen zeigte sich jedoch, dass die Schwankungsbreite der Analyseergebnisse zu groß ist, um zu aussagekräftigen Ergebnissen zu gelangen. Dies wird hier anhand der Analyseergebnisse der Charge 7 für den Schadstoff Cadmium dargestellt, die beispielhaft für die anderen Chargen stehen.

In der Tabelle 3.7 sind die arithmetischen Mittelwerte der Probenahmepunkte für Charge 7, Minimum und Maximum sowie die absolute und relative Standardabweichung angegeben.

Zur Einordnung der analysierten Schwermetallgehalte wurden in Tabelle A.65 im Anhang einige Analyseergebnisse aus anderen Untersuchungen zusammengefasst. Cadmiumgehalte um etwa 4 mg/kg TS werden für Restabfall häufig in der Literatur genannt, die Analyseergebnisse liegen daher im Rahmen der üblichen Belastung.

Tabelle 3.7: Ergebnisse der Analysen der Cadmiumgehalte von Charge 7

Probenart	Mittelwert	Minimum	Maximum	abs. Stabw.	rel. Stabw.
Einheit	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[%]

KS	0,7	0,6	0,8	0,1	10
RA < 80 mm	2,4	1,5	3,8	1,0	40
RA > 80mm	1,7	0,4	3,6	1,2	74
RA-KS 0 Wo. gew. Mittel	2,2	1,4	3,5	0,9	39
RA-KS 2 Wo.	1,3	0,8	1,7	0,4	28
RA-KS 6 Wo.	2,1	1,1	5,0	1,7	81
RA-KS 14 Wo.	5,3	2,7	9,1	2,5	47
RA-KS 22 Wo. gew. Mittel	2,4	1,6	3,1	0,5	23
RA-KS 22 Wo. 0-12 mm	3,3	2,1	5,2	1,2	37
RA-KS 22 Wo. 12-24 mm	1,8	1,2	2,1	0,3	18
RA-KS 22 Wo. 24-80 mm	2,5	1,7	3,5	0,7	29

Große Standardabweichungen weisen die Fraktion > 80 mm des Restabfalls und zumeist auch die Restabfall-Klärschlamm-Gemische auf. Zur Veranschaulichung der Daten wurden diese für den Rotteverlauf in Abbildung 3.20 graphisch dargestellt. Würde man diese Daten für eine Bilanz heranziehen, ergäbe sich folgendes Bild:

In der Intensivrotte verringert sich der Cadmiumgehalt des Rottegrundes deutlich, um dann in der Extensivrotte wieder nennenswert anzusteigen. In der ersten Hälfte der Nachrotte steigt der Cadmiumgehalt sogar auf mehr als das Doppelte des Ausgangswertes an. Das Rotteendprodukt dagegen liegt wieder in der Größenordnung des Rotteinputs mit einem geringfügig höheren Wert.

Ein derartiges Verhalten der Cadmiumfracht ist naturwissenschaftlich nicht nachvollziehbar, da es während der Extensiv- und Nachrotte keine offensichtlichen Ein- und Austräge für das Schwermetall Cadmium gibt. Zudem sind Zunahme und Reduktion im Verlauf der Nachrotte nicht erklärbar.

Würde man nun davon ausgehen, dass während der Rotte weder Austrag noch Eintrag von Schwermetallen stattfindet, so müsste sich der Cadmiumgehalt des Rotteendproduktes aufgrund des Trockensubstanzabbaues gegenüber dem Cadmiumgehalt des Rotteinputs leicht erhöhen.

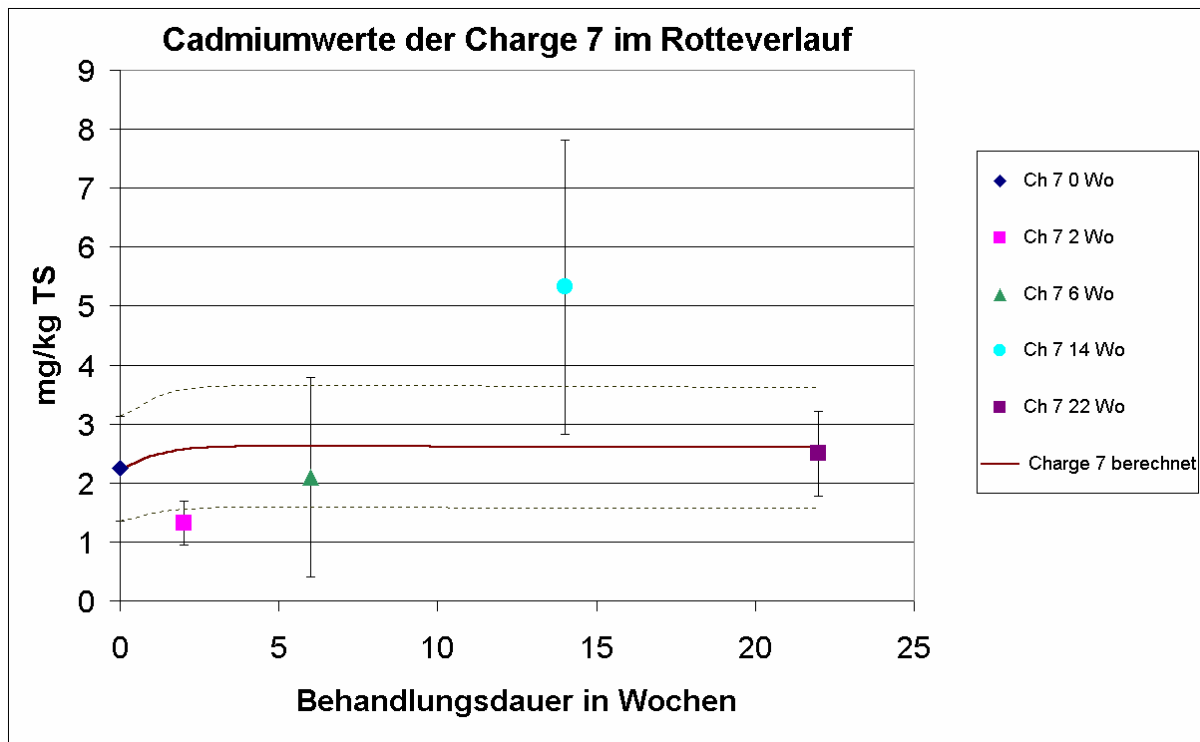


Abbildung 3.20: Cadmiumwerte der Charge 7 im Rotteverlauf (Mittelwerte der Probenahmepunkte bzw. gewichtete Mittelwerte für Rotteinput und Rotteendprodukt) mit den jeweiligen Standardabweichungen

In Abbildung 3.20 ist der theoretische Verlauf des Cadmiumgehalts, der sich (ausgehend vom Cadmiumgehalt des Rotteinputs) aufgrund des Trockensubstanzabbaues von Charge 7 ergeben würde, in einer Kurve dargestellt. Der Unsicherheitsbereich, der sich aus der Standardabweichung der Analyse des Rotteinputs ergibt, ist in Abbildung 3.20 und den folgenden Abbildungen der Schwermetallgehalte mit zwei gestrichelten Kurven gekennzeichnet. In der Intensiv- und Extensivrotte wurden etwa 15 % der Trockensubstanz abgebaut, während der Nachrotte wurde praktisch kein Trockensubstanzabbau festgestellt. Man erkennt, dass der Cadmiumgehalt des Rotteaustrages sehr nahe bei dem berechneten Gehalt liegt. Die Analysenwerte der Probenahmepunkte während der Rotte sind dagegen teilweise sehr weit vom berechneten Wert entfernt, wobei die Standardabweichungen für die einzelnen Probenahmepunkte meist beträchtlich sind. Dies legt die Vermutung nahe, dass vier Einzelwerte für eine klare Beschreibung des Cadmiumgehaltes eines Restabfall-Klärschlamm-Gemisches nicht ausreichend sind.

Aufgrund der oben beschriebenen Ergebnisse für die einzelnen Chargen wurden die Analysenergebnisse aller vier beprobten Chargen gemittelt und ausgewertet. Dies bedeutet, dass für jeden einzelnen Probenahmepunkt 16 Messwerte vorliegen. Der Mittelwert aus allen Analysenergebnissen und die dazugehörigen statistischen Parameter sind in Tabelle 3.8 zusammengefasst.

Tabelle 3.8: Ergebnisse der Analysen der Cadmiumgehalte von den Chargen 2, 5, 7 u. 10

Probenart	Mittelwert	Minimum	Maximum	abs. Stabw.	rel. Stabw.
Einheit	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[%]
KS	1,3	0,3	4,0	1,1	85
RA < 80 mm	3,7	0,7	11,3	3,3	89
RA > 80mm	5,1	0,1	29,8	9,2	179
RA-KS 0 Wo. gew. Mittel	3,4	4,7	2,2	0,9	87
RA-KS 2 Wo.	3,7	0,8	8,0	2,1	58
RA-KS 6 Wo.	4,1	1,1	8,1	2,2	53
RA-KS 14 Wo.	3,9	1,9	9,1	1,9	47
RA-KS 22 Wo. gew. Mittel	3,6	2,5	4,5	2,9	80
RA-KS 22 Wo. 0-12 mm	2,8	1,4	6,2	1,3	46
RA-KS 22 Wo. 12-24 mm	3,3	1,8	5,5	1,2	36
RA-KS 22 Wo. 24-80 mm	4,2	1,2	23,4	5,1	122

Die relative Standardabweichung der Analysenwerte bei den diversen Probenahmepunkten ist entsprechend den Ergebnissen der einzelnen Chargen sehr hoch. Die Mittelwerte der Probenahmepunkte rücken jedoch stärker zusammen.

Der Cadmiumgehalt im Rotteinput der biologischen Behandlung beträgt für die vier Chargen ca. 3,4 mg/kg TS. Die Einzelergebnisse des Cadmiumgehalts für den Restabfall < 80 mm bewegen sich zwischen 0,7 und 11,3 mg/kg TS und ergeben einen Mittelwert von 3,7 mg/kg TS. Klärschlamm weist einen geringeren Cadmiumgehalt auf, hier bewegen sich die Analysenwerte zwischen 0,3 und 4,0 mg/kg TS bei einem Mittelwert von 1,3 mg/kg TS. Die größten Schwankungen bei den Analysenergebnissen weist der Restabfall > 80 mm auf. Bei einem Mittelwert von 5,1 mg/kg TS schwanken die Analysenergebnisse zwischen 0,1 mg/kg TS und 29,8 mg/kg TS.

Im Verlauf der Rotte erhöht sich der Cadmiumgehalt im Rottegut auf 3,7 mg/kg TS nach 2 Wochen bzw. 4,1 mg/kg TS nach 6 Wochen, sinkt dann aber wieder auf 3,9 mg/kg TS nach 14 Wochen bzw. 3,6 mg/kg TS nach 22 Wochen Behandlungsdauer.

Die graphische Auswertung der Analysenwerte von Tabelle 3.8 ist in Abbildung 3.21 dargestellt.

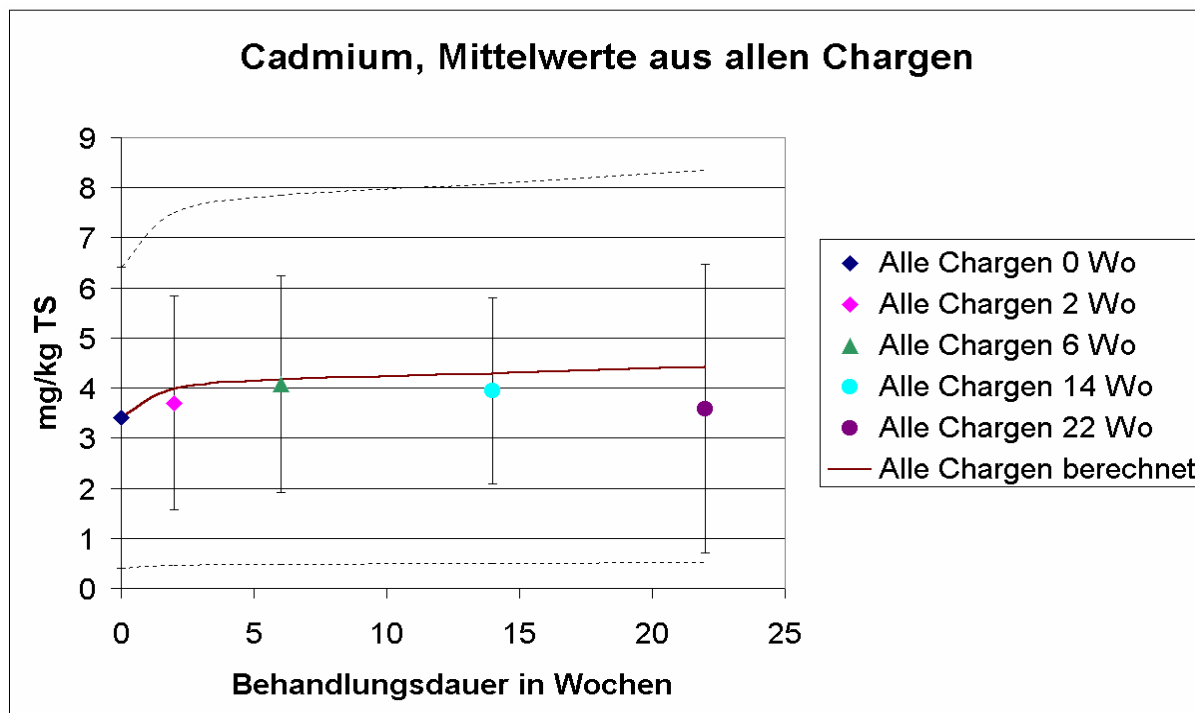


Abbildung 3.21: Cadmiumwerte aller Schadstoffchargen im Rotteverlauf (Mittelwerte der Probenahmepunkte bzw. gewichtete Mittelwerte für Rotteinput und Rotteendprodukt) mit den jeweiligen Standardabweichungen

In Abbildung 3.21 ist der theoretische Verlauf des Cadmiumgehalts, der sich (ausgehend vom Cadmiumgehalt des Rotteinputs) aufgrund des Trockensubstanzabbaues der Chargen 2, 5, 7 und 10 ergeben würde, in einer Kurve dargestellt. Die Mittelwerte aller Analysenergebnisse liegen dicht an den berechneten Werten der Kurve, die sich aus dem Trockensubstanzabbau ergibt. Einen Austrag von Cadmium während der Nachrotte könnte man anhand der abgebildeten Daten vermuten, diese Aussage kann aber aufgrund der hohen Standardabweichung keineswegs statistisch abgesichert werden. Würde man nur einen Ausreißer beim Restabfall < 80 mm von Charge 2 eliminieren (dies ist mit 11,3 mg/kg Trockensubstanz der höchste Wert für Restabfall < 80 mm, die drei weiteren Analysenwerte für Cadmium des Restabfalls bei Charge 2 liegen zwischen 1,3 und 1,7 mg/kg TS), so wäre der ermittelte Gehalt des Rotteendproduktes nahezu gleich dem rechnerisch ermittelten Wert ohne Aus- und Eintrag von Cadmium und die Werte der Probenahmepunkte im Rotteverlauf lägen nur unwesentlich über den errechneten Werten. Die graphische Darstellung dieser Auswertung ist Abbildung 3.22 dargestellt.

Das Schwermetall Cadmium wurde auch im Rahmen der Abluftuntersuchungen des Umweltbundesamtes in der 20. Kalenderwoche 1998 im Rohgas der Intensivrotte von Allerheiligen bestimmt. Die Messungen des UBA Wien ergaben einen maximalen Messwert von 0,02 µg Cd/Nm³ Abluft, wobei nur staubgebundenes Cadmium gemessen wurde, das Cadmium aus dem Kondensat jedoch vernachlässigt wird. Im Kondensat ist allerdings bei den vorhandenen Bedingungen keine nennenswerte Menge an Cadmium zu erwarten.

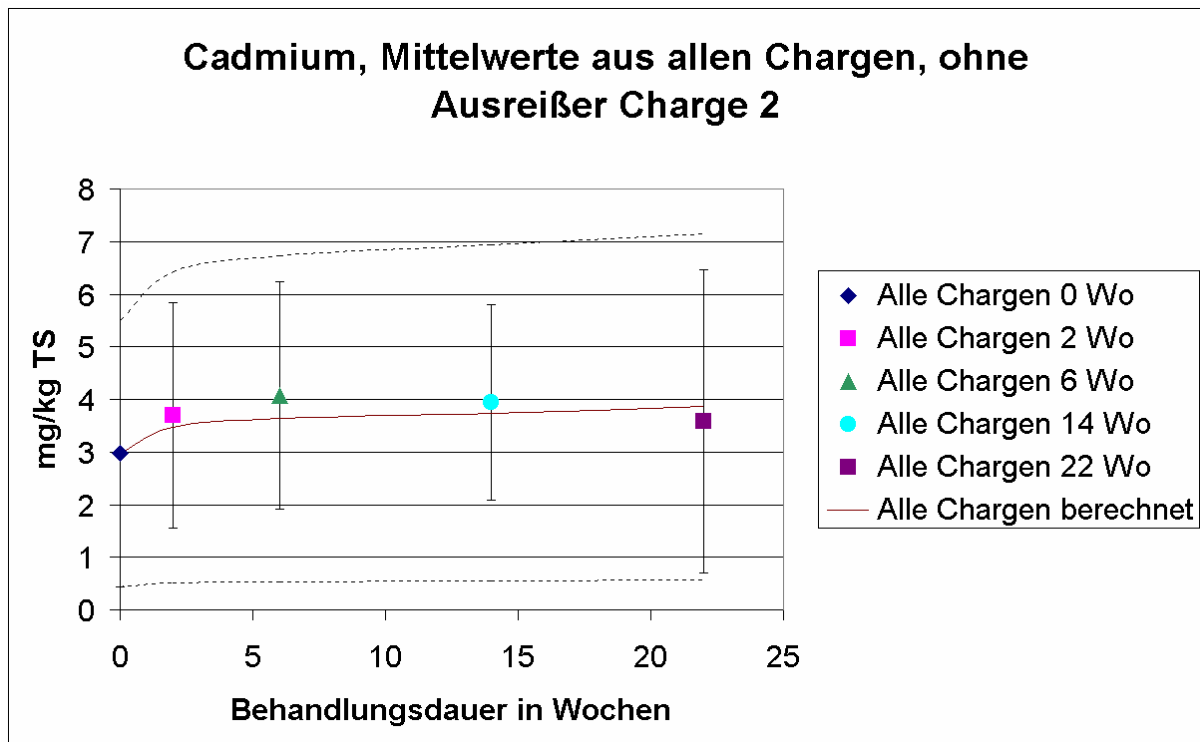


Abbildung 3.22: Cadmiumwerte aller Schadstoffchargen im Rotteverlauf (Mittelwerte der Probenahmepunkte bzw. gewichtete Mittelwerte für Rotteinput und Rotteendprodukt, größter Wert für Restabfall < 80 mm eliminiert) mit den jeweiligen Standardabweichungen

Der analysierte Cadmiumgehalt entspricht umgerechnet auf einen durchschnittlichen Abluftvolumenstrom von ca. 17.400 Nm³/h und einem stündlichen Durchsatz von 1.180 kg Restabfall-Klärschlamm und Bioabfall (Trockensubstanz) etwa einer Emissionsmenge von 0,3 µg Cd pro kg Durchsatz. Bezogen auf den durchschnittlichen Gehalt an Cd von 3,4 mg/kg TS im Restabfall-Klärschlamm-Gemisch, der vom IED analysiert wurde, entspricht dieser Anteil der Emission weniger als 0,1 ‰ vom gesamten Massenstrom. Dieses Ergebnis bedeutet, dass der Luftpfad für die Emission von Cadmium bei mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen praktisch keine Bedeutung hat.

3.5.1.2 Cadmiumbilanz

Das Erstellen exakter Bilanzen für Elemente und Verbindungen im Spurenbereich bei Restabfallbehandlungsanlagen ist problematisch, da aufgrund der Heterogenität der zu untersuchenden Stoffflüsse in der Praxis eine repräsentative Probenahme nur bedingt möglich ist [8]. Zudem wurde die Fe-Metallfraktion nicht auf ihren Schwermetallgehalt untersucht. Die Metalle insgesamt verursachen laut Literaturangaben zwischen 60 % [44] und 73,5 % [5] der Cadmiumfracht im Restabfall. Eine Unterscheidung zwischen Fe-Metallen und NE-Metallen wird allerdings nur von BILITEWSKI [7] getroffen, der für Metalle einen Frachtanteil von 71,34 % angibt, davon stammen allerdings nur 0,85 % aus Fe-Metallen, der

Rest aus NE-Metallen, die hier nicht berücksichtigt werden können.

Mit dieser Angabe und der bereits oben besprochenen Annahme, dass während der Rotte kein Cadmium ausgetragen wird, kann nun für die MBRA Allerheiligen eine Cadmiumbilanz erstellt werden, die in Abbildung 3.23 dargestellt ist. Der theoretische Cd-Gehalt der Fe-Fraktion ist bei einem Frachtanteil von 0,85 % etwa 1,5 mg/kg TS. Ausgegangen wurde bei dieser Bilanz von den Analysedaten des Anlageninputs. Die Verteilung der Cadmiumfracht auf die Siebfraktionen nach der Rotte ergibt sich aus den Massenanteilen dieser Fraktionen und dem Verhältnis der dazugehörigen Analysenwerte. Da sehr viele Unsicherheitsfaktoren in die Bilanz einfließen, werden nur auf ganze Prozentwerte gerundete Zahlen angegeben. Der Klärschlamm trägt 4 % zur Cadmiumfracht des Anlageninputs bei. Bei der Magnetscheidung wird 1 % ausgetragen und durch die Absiebung bei 80 mm weitere 24 %. Von den übrigen 75 % gehen 37 % in das Rotteendprodukt 24-80 mm, 26 % verbleiben im Rotteendprodukt 12-24 mm und 12 % in der Feinfraktion.

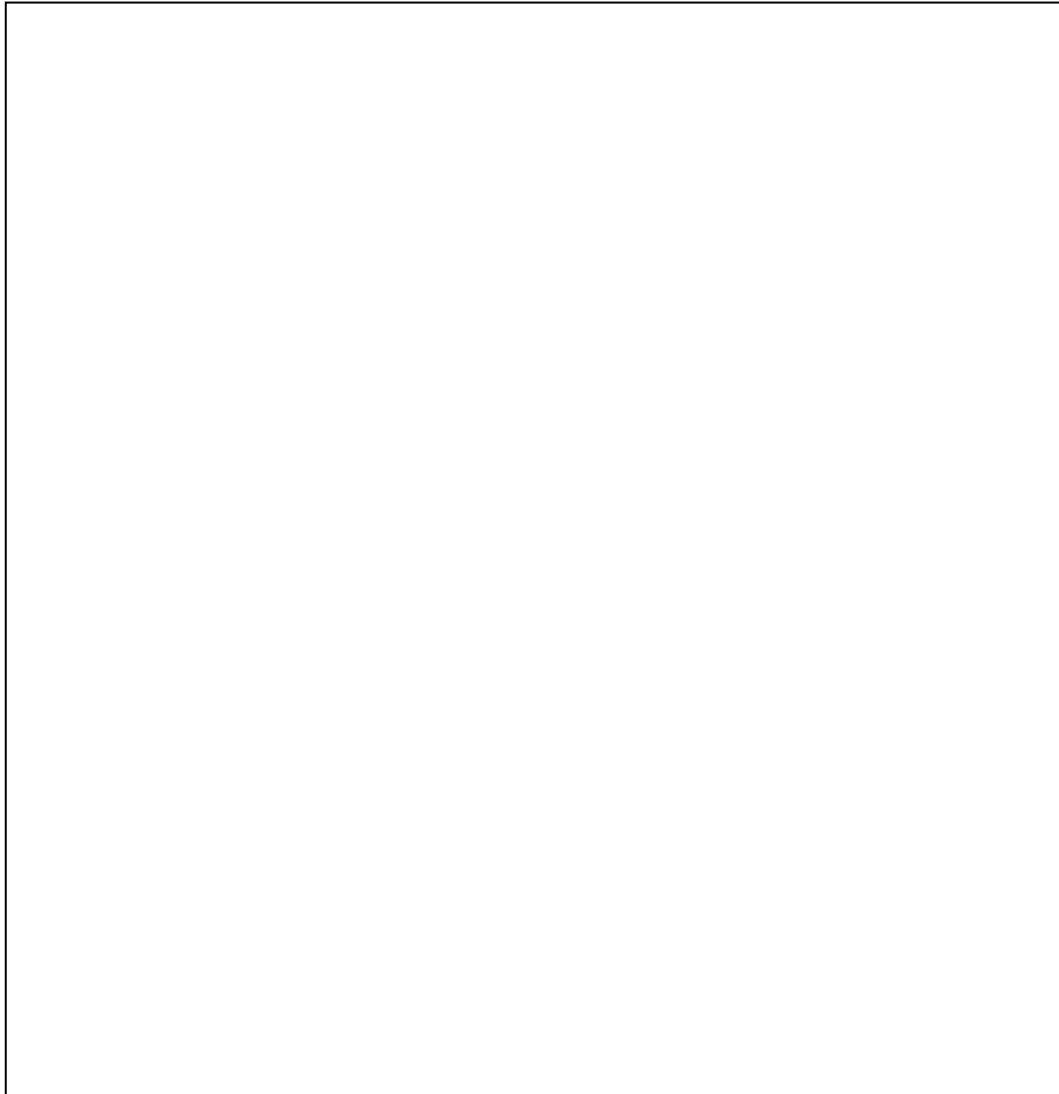


Abbildung 3.23: Cadmiumbilanz für die vier Schadstoffchargen von Allerheiligen

3.5.2 Blei

3.5.2.1 Diskussion der Analyseergebnisse

Wie bereits bei dem Schwermetall Cadmium diskutiert wurde, reichen vier Analysen für die Beschreibung der Schwermetalle eines Restabfall-Klärschlamm-Gemisches nicht aus. Daher wird für das Schwermetall Blei und das noch folgende Schwermetall Zink nur die Auswertung aller Analysendaten vorgestellt.

Die Mittelwerte der Bleianalysen werden in Tabelle 3.9 aufgeführt. Der analysierte Bleigehalt des Rotteinputs beträgt knapp 200 mg/kg TS. Klärschlamm trägt mit durchschnittlich 85 mg/kg TS und Restabfall mit 213 mg/kg TS zu diesem Ergebnis bei. Die Standardabweichung liegt wie auch bei Cadmium mit jeweils über 60 % sehr hoch. Am meisten Schwanken die Ergebnisse für Restabfall > 80 mm, die Analyseergebnisse bewegen sich zwischen 28 mg/kg TS und 799 mg/kg TS.

Im Rotteverlauf nimmt der Bleigehalt nach 2 Wochen auf 227 mg/kg TS und nach 6 Wochen auf 245 mg/kg TS zu. Der Rotteaustrag weist im gewichteten Mittel 311 mg/kg TS auf, wobei auch hier eine relative Standardabweichung von knapp 60 % zu verzeichnen ist.

Tabelle 3.9: Ergebnisse der Analysen der Bleigehalte von den Chargen 2, 5, 7 und 10

Probenart	Mittelwert	Minimum	Maximum	abs. Stabw.	rel. Stabw.
Einheit	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[%]
KS	85	40	269	54	64
RA < 80 mm	213	75	628	133	62
RA > 80mm	138	28	799	177	129
RA-KS 0 Wo. gew. Mittel	197	105	322	125	64
RA-KS 2 Wo.	227	100	724	168	74
RA-KS 6 Wo.	245	96	587	120	49
RA-KS 14 Wo.	237	119	385	79	33
RA-KS 22 Wo. gew. Mittel	311	212	450	181	58
RA-KS 22 Wo. 0-12 mm	334	129	943	215	64
RA-KS 22 Wo. 12-24 mm	281	135	719	149	53
RA-KS 22 Wo. 24-80 mm	327	181	979	194	59

Die graphische Auswertung der Ergebnisse aus Tabelle 3.9 ist in Abbildung 3.24 dargestellt. Wie auch bei Cadmium wurde eine theoretische Verlaufskurve der Bleigehalte aus dem Trockensubstanzabbau hinzugefügt, um die Ergebnisse besser bewerten zu können. Die analysierten Bleigehalte liegen mit Ausnahme des Rotteendproduktes fast genau auf der berechneten Kurve. Das Rotteendprodukt weist um etwa 55 mg/kg TS höhere Bleigehalte

auf als berechnet, da die Standardabweichung jedoch 181 mg/kg TS beträgt, liegt der analysierte Bleigehalt noch im Rahmen des erwarteten Wertes.

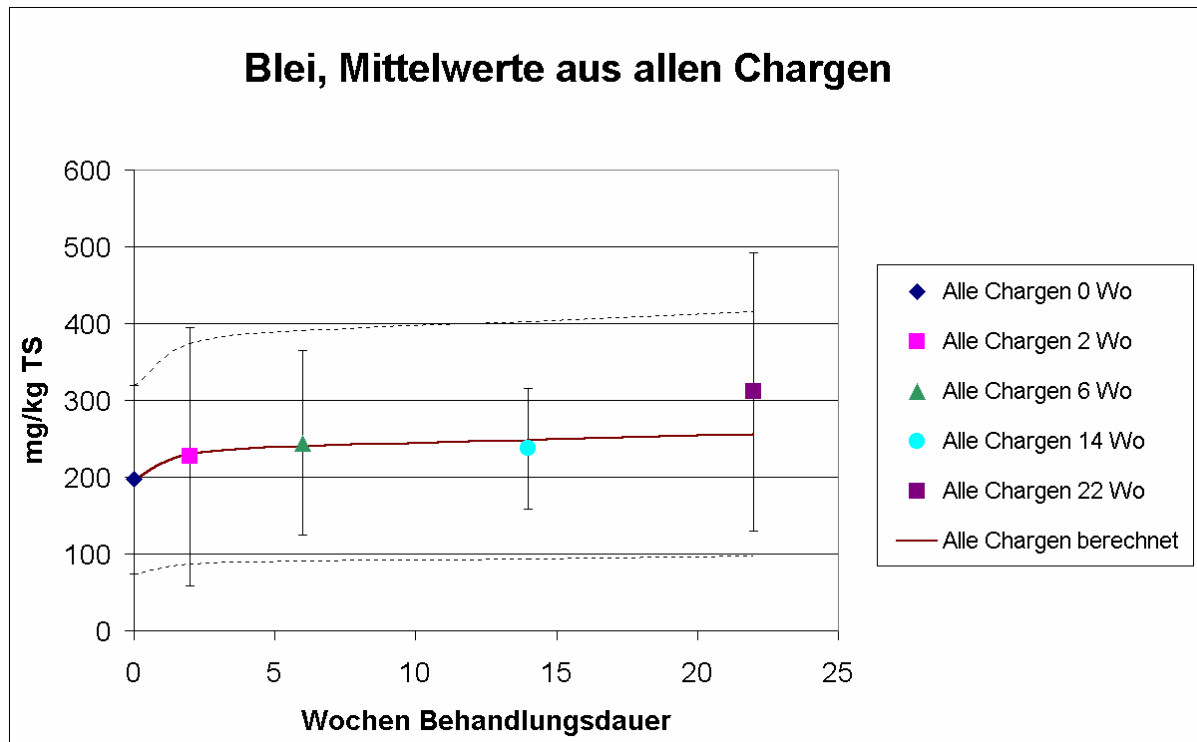


Abbildung 3.24: Bleiwerte aller Schadstoffchargen im Rotteverlauf (Mittelwerte der Probenahmepunkte bzw. gewichtete Mittelwerte für Rotteinput und Rotteendprodukt) mit den jeweiligen Standardabweichungen

Auch Blei wurde im Rahmen der Abluftuntersuchungen des Umweltbundesamtes im Rohgas der Intensivrotte von Allerheiligen gemessen. Die Untersuchungen des UBA Wien ergaben einen maximalen Messwert von $0,07 \mu\text{g Pb}/\text{Nm}^3$ Abluft. Dies entspricht umgerechnet auf einen durchschnittlichen Abluftvolumenstrom von ca. $17.400 \text{ Nm}^3/\text{h}$ und einem stündlichen Durchsatz von $1.180 \text{ kg Restabfall-Klärschlamm}$ und Bioabfall etwa einer Emissionsmenge von $1 \mu\text{g Pb}$ pro kg Durchsatz. Bezogen auf den durchschnittlichen Gehalt an Blei von 197 mg/kg TS im Restabfall-Klärschlamm-Gemisch, der vom IED analysiert wurde, entspricht dieser Anteil der Emission weniger als $0,1 \text{ ‰}$ vom gesamten Massenstrom. Auch für Blei kann gesagt werden, dass der Luftpfad für die Emission bei mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen praktisch keine Bedeutung hat. Dies dürfte auch für alle weiteren Schwermetalle außer Quecksilber zutreffen.

3.5.2.2 Bleibilanz

Für die Bleibilanz gelten die gleichen Rahmenbedingungen wie für die Cadmiumbilanz. Im Gegensatz zur Cadmiumbilanz wird aber nicht auf die Angaben von BILITEWSKI [7] zurückgegriffen, da die dort gemachten Angaben ($84,05 \text{ ‰}$ der Bleifracht stammen aus der

Fe-Fraktion) mit den Daten der vorliegenden Analysen zu einem theoretischen Bleigehalt von ca. 47 g/kg TS führen würden. Dieser Wert ist sicherlich zu hoch angesetzt, da unter diesen Voraussetzungen kein Müllseparationsschrott mehr abgesetzt werden könnte. Die Werte wurden von Bilitewski anfang der 80er Jahre ermittelt, als im Restabfall und dort vor allem in der Fe-Metallfraktion noch mehr bleihaltige Produkte zu finden waren.

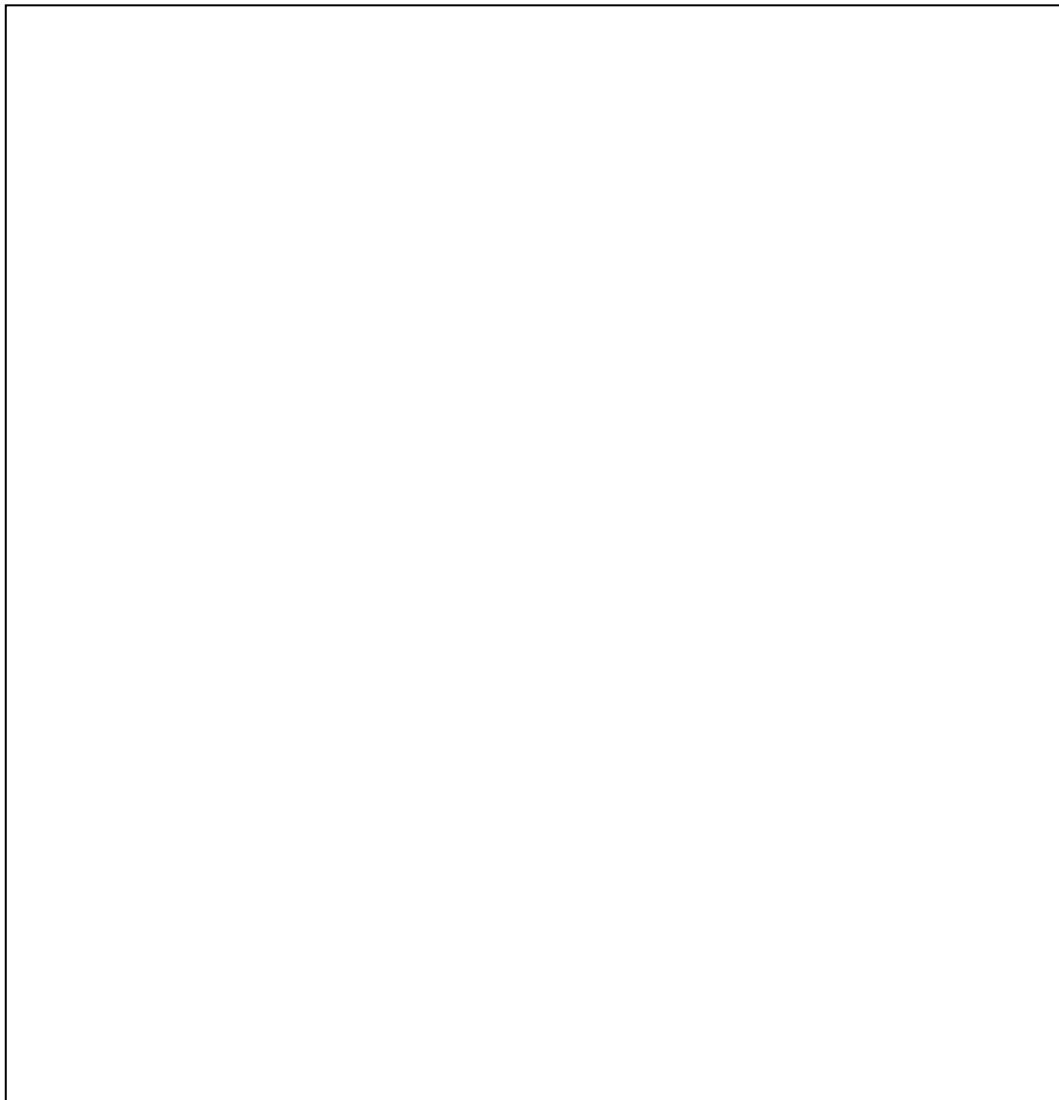


Abbildung 3.25: Bleibilanz für die vier Schadstoffchargen von Allerheiligen

Angaben zum Bleigehalt von Müllschrott sind in der Literatur nur sehr selten anzutreffen. Größenordnungsmäßig wird der Bleigehalt des Schrotts auf kleiner 0,2 % geschätzt [34]. Jüngste Untersuchungen haben einen Bleigehalt von 380 mg/kg eingesetztem Abfallschrott ergeben [54]. Unter Zugrundelegung des letztgenannten Wertes für die Bleibilanz stammen etwa 5 % der Bleifracht aus dem eingesetzten Klärschlamm und 95 % aus dem Restabfall. 12 % der Bleifracht können bei 80 mm abgeseibt werden und 4 % gelangen durch die Magnetscheidung aus dem Rottegut. Der Großteil, nämlich 84 %, verbleiben im Rottegut. 18 % der Bleifracht sind in der Feinfraktion wiederzufinden, 28 % gelangen in die Fraktion

12-24 mm und etwa 38 % in die Fraktion 24-80 mm. Die Ergebnisse der Bleibilanz sind in Abbildung 3.25 nochmals graphisch dargestellt.

3.5.3 Zink

3.5.3.1 Diskussion der Analyseergebnisse

Die Ergebnisse der Mittelwerte aller Zinkanalysen können Tabelle 3.10 entnommen werden. Die Analysenwerte für den Rotteinput (gewichtetes Mittel von Restabfall < 80 mm und Klärschlamm aus den analysierten Chargen) liegen zwischen 510 und 1.222 mg/kg TS, der Mittelwert liegt bei 768 mg/kg TS. Die Mittelwerte von Restabfall < 80 mm und Klärschlamm liegen bei dem Schwermetall Zink sehr nahe beieinander, die Analysenwerte des Restabfalls schwanken jedoch deutlich stärker als bei Klärschlamm.

Im Rotteverlauf nimmt der Zinkgehalt im Rotteprodukt deutlich erkennbar zu. Nach 2 Wochen Rottezeit wurden 842 mg/kg TS ermittelt, nach weiteren 4 Wochen Rottezeit erhöhte sich der Zinkgehalt auf 1.087 mg/kg TS.

Tabelle 3.10: Ergebnisse der Analysen der Zinkgehalte von den Chargen 2, 5, 7 und 10

Probenart	Mittelwert	Minimum	Maximum	abs. Stabw.	rel. Stabw.
Einheit	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[%]
KS	748	545	1.111	179	24
RA < 80 mm	792	418	2.987	591	75
RA > 80mm	624	136	1.958	493	79
RA-KS 0 Wo. gew. Mittel	786	510	1.222	535	68
RA-KS 2 Wo.	842	576	1.675	254	30
RA-KS 6 Wo.	1.087	586	2.082	367	34
RA-KS 14 Wo.	1.186 ¹	845	3.111	554	47
RA-KS 22 Wo. gew. Mittel	1.098	899	1.131	390	36
RA-KS 22 Wo. 0-12 mm	1.149	973	1.426	141	12
RA-KS 22 Wo. 12-24 mm	992	748	1.348	193	19
RA-KS 22 Wo. 24-80 mm	1.166	599	3.591	673	58

Nach insgesamt 14 Wochen Rotte liegt der Mittelwert der Zinkanalysen bei 1.186 mg/kg TS. Bei diesem Mittelwert wurde ein Wert von Charge 2 nicht mitberücksichtigt, da es sich hier offensichtlich um einen Ausreißer (über 15.600 mg Zn/kg TS) handelt. Mit diesem Ausreißer läge der Mittelwert bei 2.088 mg/kg TS.

Das Rotteendprodukt weist einen mittleren Zinkgehalt von knapp 1.100 mg/kg TS auf. Die gemessenen Gehalte der drei Fraktionen liegen sehr nahe zusammen und die Schwankungsbreiten der Fraktionen 0-12 mm und 12-24 mm sind im Vergleich zu Cadmium und Blei sehr gering.

Die Ergebnisse der Zinkanalysen sind in Abbildung 3.26 dargestellt. Auch hier ist festzustellen, dass trotz hoher Schwankungsbreiten der einzelnen Messwerte an den jeweiligen Probenahmestellen die Mittelwerte nahe an der aus dem Trockensubstanzabbau berechneten Kurve (ausgehend vom ermittelten Zinkgehalt des Rotteinputs) liegen. Eine Aufkonzentrierung von Zink ist aufgrund des Trockensubstanzabbaues festzustellen. Der Zinkgehalt im Rohgas wurde vom UBA Wien zwar nicht bestimmt, man kann jedoch davon ausgehen, dass auch Zink nicht in nennenswertem Umfang durch den Abluftpfad ausgetragen wird.

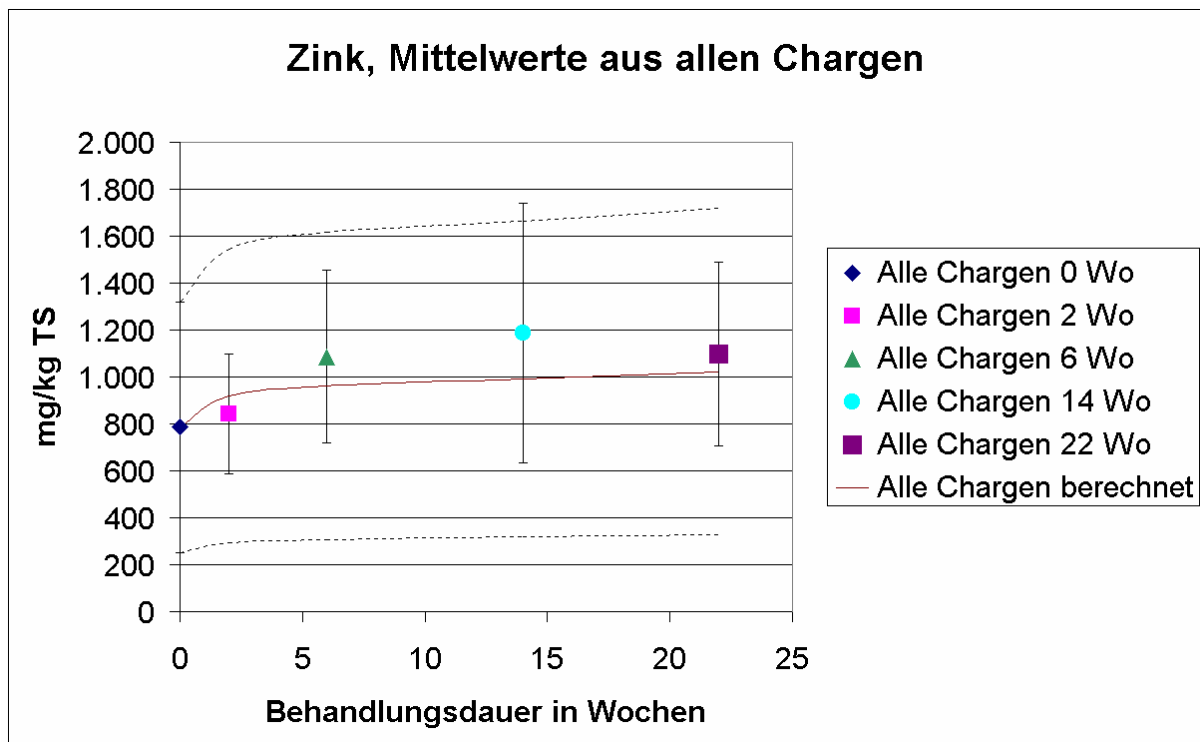


Abbildung 3.26: Zinkwerte aller Schadstoffchargen im Rotteverlauf (Mittelwerte der Probenahmepunkte bzw. gewichtete Mittelwerte für Rotteinput und Rotteendprodukt) mit den jeweiligen Standardabweichungen

3.5.3.2 Zinkbilanz

¹ Ein Ausreißer von Charge 2 mit 15.600 mg/kg TS wurde bei der Mittelwertbildung nicht berücksichtigt

Die Zinkbilanz wurde Analog zur Bleibilanz erstellt. Der Wert des Zinkgehaltes vom abgeschiedenen Fe-Metall wurde mit 3.600 mg/kg aus jüngsten Untersuchungen [54] abgeschätzt. Die daraus berechnete Fracht entspricht knapp 10 % der Zinkfracht aus dem Restabfall.

Die Zinkfracht, die mit dem Klärschlamm eingetragen wird, beläuft sich auf etwa 10 % des Inputs der Behandlungsanlage. Damit ist der Zinkeintrag durch den Klärschlamm prozentual deutlich höher als bei den beiden anderen untersuchten Metallen. 9 % der Zinkfracht werden mit den Fe-Metallen und 13 % mit dem Siebüberlauf vor der Rotte ausgetragen. Am Ende der Rotte verteilt sich die verbliebene Zinkfracht zu 36 % auf die Grobfraction , 26 % auf die Mittelfraction und zu 16 % auf die Feinfraction. Die Ergebnisse der angeführten Berechnungen sind in Abbildung 3.27 dargestellt.

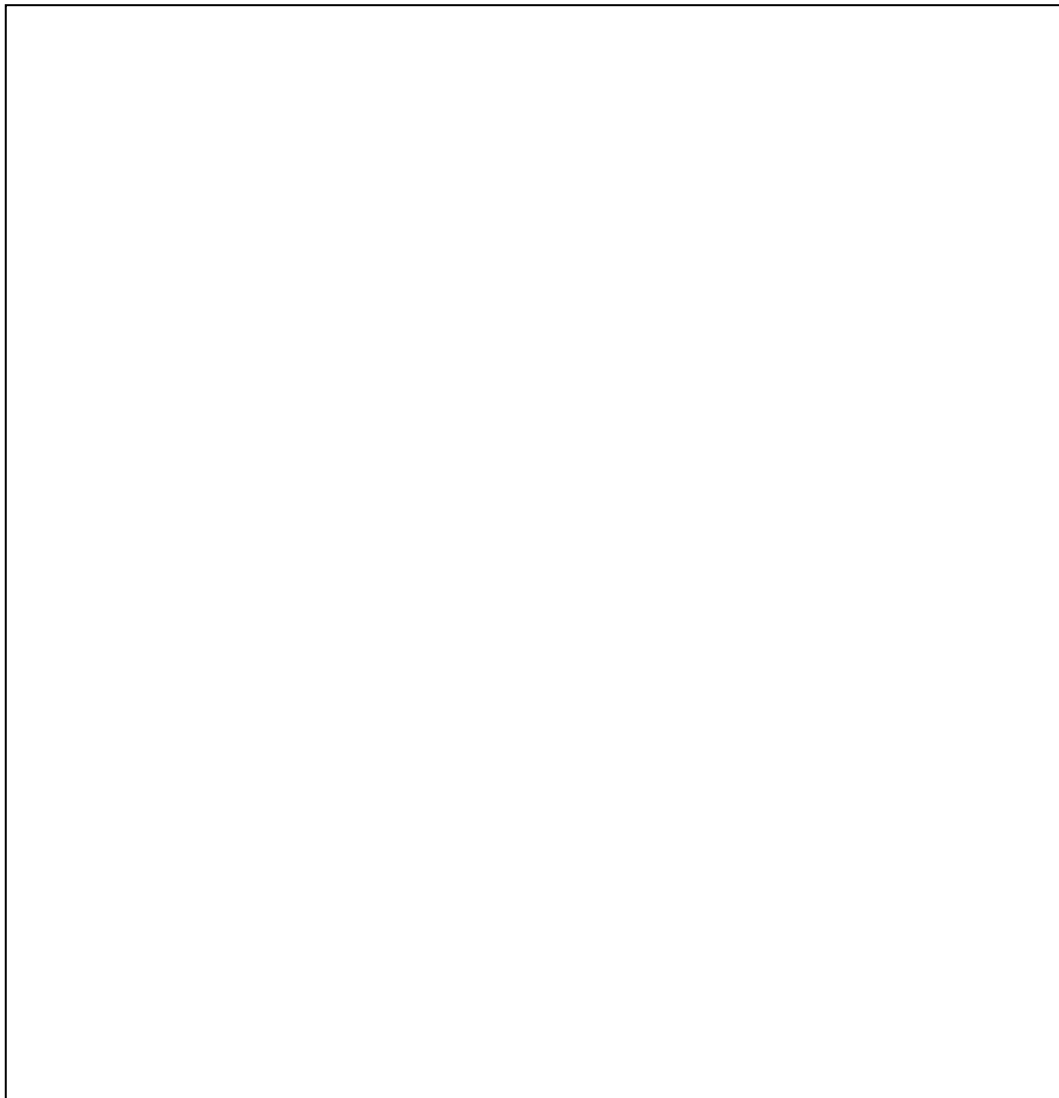


Abbildung 3.27: Zinkbilanz für die vier Schadstoffchargen von Allerheiligen

3.5.4 Summe der Kohlenwasserstoffe

Die Kohlenwasserstoffe wurden für die Schadstoffchargen 5, 7 und 10 analysiert. Die Ergebnisse der Analysen sind in Tabelle 3.11 zusammengestellt.

Im Restabfall < 80 mm wurden mittlere Kohlenwasserstoffgehalte von ca. 8.400 mg/kg TS gefunden. Klärschlamm weist mit 3.900 mg/kg TS einen etwa um die Hälfte geringeren KW-Gehalt auf. Die höchsten Gehalte finden sich beim Restabfall > 80 mm mit etwa 11.500 mg/kg TS.

Im Verlauf der Rotte nimmt der analysierte Kohlenwasserstoffgehalt des Rotteinputs von 7.900 mg/kg TS zunächst ab (4.700 mg/kg TS nach 2 Wochen Rotte), dann aber wieder zu (7.900 mg/kg TS nach 6 Wochen Rotte). Nach 14 Wochen Rottedauer werden die niedrigsten Kohlenwasserstoffgehalte mit 3.000 mg/kg TS erreicht, um dann wieder auf einen mittleren Wert von 4.700 mg/kg TS zu steigen. Die dazugehörigen relativen Standardabweichungen liegen für alle Probenahmepunkte unter 50 % und sind damit meist geringer als bei den anderen Schadstoffanalysen.

Tabelle 3.11: Ergebnisse der Analysen der Kohlenwasserstoffgehalte von den Chargen 5, 7 und 10

Probenart	Mittelwert	Minimum	Maximum	Stabw. abs.	Stabw. rel.
Einheit	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[%]
KS	3.900	1.900	6.000	1.190	31%
RA < 80 mm	8.400	4.700	14.300	2.520	30%
RA > 80mm	11.500	4.500	16.800	3.590	31%
RA-KS 0 Wo. gew. Mittel	7.900	7.100	9.200	2.350	30%
RA-KS 2 Wo.	4.700	2.000	8.500	2.090	45%
RA-KS 6 Wo.	7.900	3.400	12.800	3.390	43%
RA-KS 14 Wo.	3.000	1.400	5.700	1.140	38%
RA-KS 22 Wo. gew. Mittel	4.700	3.400	6.100	2.040	44%
RA-KS 22 Wo. 0-12 mm	2.800	1.400	4.700	1.030	37%
RA-KS 22 Wo. 12-24 mm	4.100	1.200	7.500	1.850	45%
RA-KS 22 Wo. 24-80 mm	6.400	2.600	11.200	2.860	44%

Trotz der geringen Standardabweichungen der einzelnen Probenahmepunkte muss das Ergebnis dieser Untersuchungen angezweifelt werden. Es ist nicht plausibel, dass der Gehalt an Kohlenwasserstoffen im Verlauf der Rotte so starken Schwankungen unterworfen ist. Die Ergebnisse der Tabelle 3.11 sind in Abbildung 3.28 dargestellt.

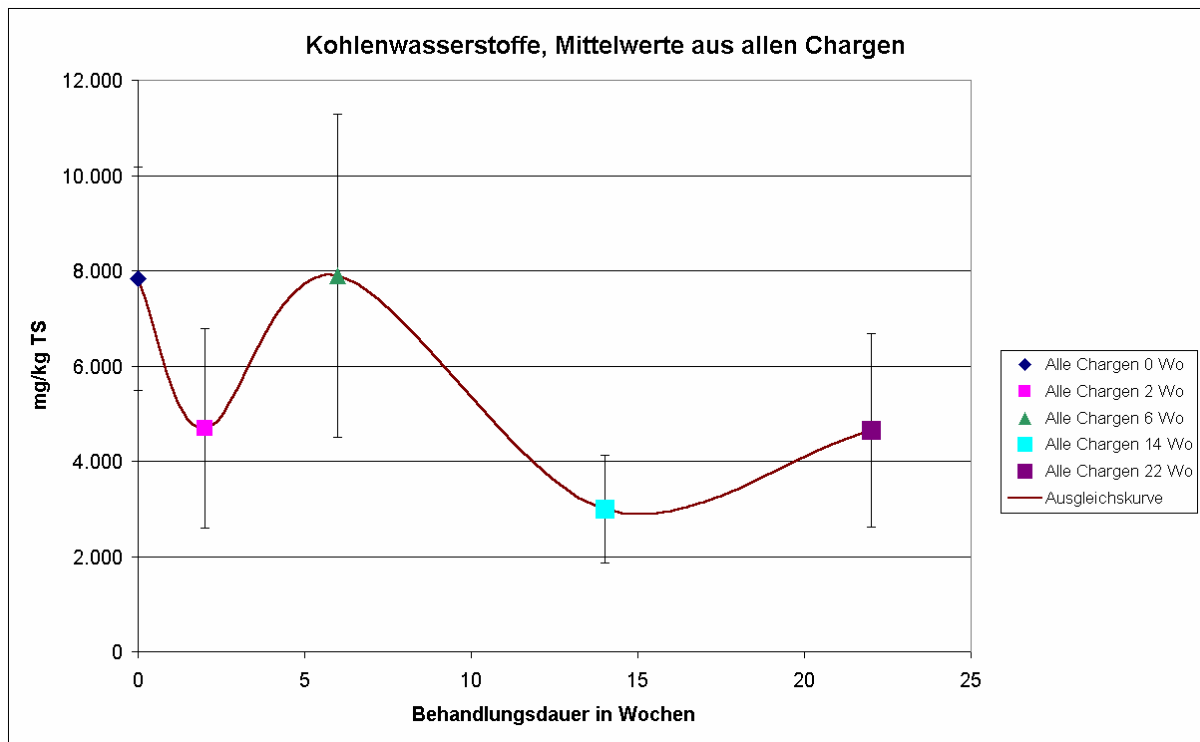


Abbildung 3.28: Kohlenwasserstoffgehalte der Chargen 5, 7 und 10 im Rotteverlauf (Mittelwerte der Probenahmepunkte bzw. gewichtete Mittelwerte für Rotteinput und Rotteendprodukt) mit den jeweiligen Standardabweichungen

Als Ursache für diesen doch recht untypischen Verlauf des Kohlenwasserstoffgehaltes wird vermutet, dass die Analysenmethode, die bei der Bestimmung der Kohlenwasserstoffe eingesetzt wird, gravierende Mängel aufweist und für Restabfall nicht vernünftig eingesetzt werden kann. Es ist möglich, dass durch den Einsatz von Aluminiumoxid bei der Emulsionsbrechung während der Probenaufbereitung Minderbefunde bei einigen Proben erfolgten. Das Hauptproblem (bezogen auf Restabfall) bei dieser Messung ist jedoch die Notwendigkeit, die Frischsubstanz für die Analyse einzusetzen. Ca. 0,5 g der Frischsubstanz werden mit der zehnfachen Menge an Natriumsulfat getrocknet und in einem Mikrowellenaufschlussgerät extrahiert. Bedenkt man aber, dass diese 0,5 g Probe eine Gesamtmenge von 100 Mg Restabfall repräsentativ darstellen soll, hat man einen Scale-down-Faktor von 1:200.000.000. Berücksichtigt man noch, dass es mit den gängigen Zerkleinerungsaggregaten für den Labormaßstab nicht möglich ist, feuchten Restabfall zu zerkleinern, so erklären sich die uneinheitlichen Ergebnisse der oben dargestellten Kohlenwasserstoffanalysen von selbst.

Eine Alternative für das gängige Verfahren der Mikrowellenextraktion, bei dem 0,5 g Feuchtschubstanz bereits die Obergrenze der Einwaage darstellt, ist eine Soxhletextraktion mit großem Probenvolumen. Für die Analyse einer Probe von 10 g Feuchtschubstanz benötigt man neben 100 g Natriumsulfat auch mindestens 250 ml Trichlortrifluorethan. Neben der Umweltbelastung durch diesen sogenannten Ozonkiller sind dabei auch die sehr hohen

Kosten für Beschaffung und Entsorgung der Chemikalien zu berücksichtigen.

Für die Überprüfung der Messwerte von Charge 5 wurden einige Proben nach sorgfältiger Zerkleinerung und Homogenisierung der Ursubstanz mit einer Feuchtsubstanzwaage von 10 g aufbereitet und anschließend 6 Stunden im Soxhlet extrahiert. Die Ergebnisse der Messwerte dieser Analysen sind in Abbildung 3.29 den Messwerten gegenübergestellt, die nach der Mikrowellenextraktion ermittelt wurden. Die Werte, die mit 10 g aufbereitetem Probenmaterial gemessen wurden, zeigen einen exponentiellen Rückgang der Kohlenwasserstoffe von etwa 15.200 mg/kg TS auf 2.200 mg/kg TS gegenüber den wechselnden Abnahmen und Zunahmen des Kohlenwasserstoffgehaltes, der mit 0,5 g Probeneinwaage analysiert wurde.

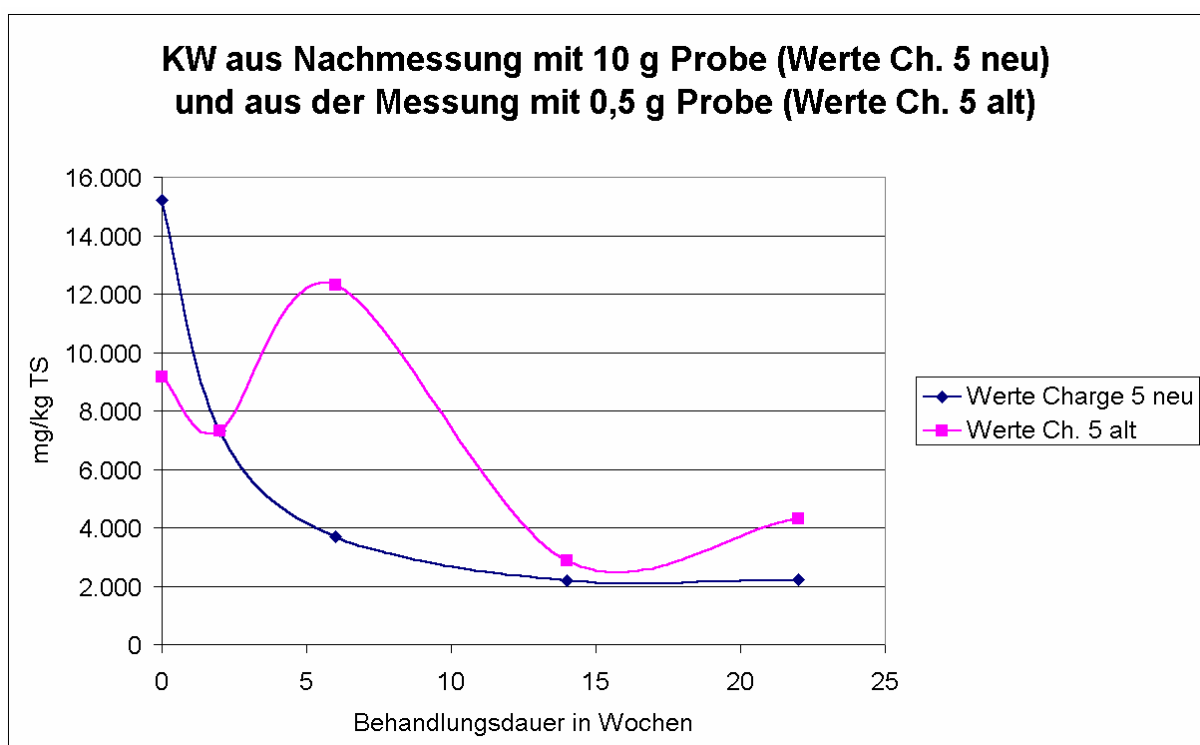


Abbildung 3.29: Kohlenwasserstoffgehalte der Chargen 5 im Rotteverlauf (Mittelwerte der Probenahmepunkte bzw. gewichtete Mittelwerte für Rotteinput und Rotteendprodukt) mit den jeweiligen Standardabweichungen

Ein Verbesserungspotential für die Analyse der Kohlenwasserstoffe im Restabfall ist auch bei der Probenvorbereitung zu erkennen. Zur Zerkleinerung und Homogenisierung von 200 g feuchten Restabfalls bzw. eines Restabfall-Klärschlamm-Gemisches per Hand ist mindestens eine halbe Stunde Aufbereitungszeit zu rechnen. Laborgeräte, die zum Zerkleinern von feuchten Proben einsetzbar wären, gibt es, wie bereits erwähnt, nicht. Eine Ausweitung der händisch zu zerkleinernden Probenmenge ist aber aus zeitlichen und wirtschaftlichen Gründen nicht zu vertreten.

Aufgrund der sehr zweifelhaften Analysenergebnisse bei der Summe der Kohlenwasserstoffe wird auf eine Bilanzierung dieses Parameters verzichtet.

3.5.5 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

3.5.5.1 Diskussion der Analysenergebnisse

Die Bestimmung der PAK wurde bei allen Schadstoffchargen durchgeführt. Der Rotteinput enthält im gewichteten Mittel aus Klärschlamm (4,7 mg/kg TS) und Restabfall < 80 mm (9,8 mg/kg TS) etwa 9,1 mg PAK/kg TS.

Im Rotteverlauf ist eine deutliche Abnahme des PAK-Gehaltes zu verzeichnen. Nach 2 Wochen Rottezeit wurden im Durchschnitt nur noch 6,6 mg/kg TS gemessen. Nach 22 Wochen sank der PAK-Gehalt auf durchschnittlich 1,7 mg/kg TS im gewichteten Mittel für die Fraktion 0-80 mm. Die Unterschiede zwischen den Mittelwerten der einzelnen Fraktionen (0-12 mm, 12-24 mm und 24-80 mm) sind sehr gering. Bemerkenswert ist jedoch die sehr hohe relative Standardabweichung, die teilweise über 100 % beträgt. Alle bereits genannten Ergebnisse der PAK-Analysen und die weiteren Mittelwerte der Probenahmepunkte sind der Tabelle 3.12 zu entnehmen.

Tabelle 3.12: Ergebnisse der Analysen der PAK-Gehalte von den Chargen 2, 5, 7 und 10

Probenart	Mittelwert	Minimum	Maximum	abs. Stabw.	rel. Stabw.
Einheit	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[%]
KS	4,7	0,68	17,8	4,4	94%
RA < 80 mm	9,8	1,2	28,4	6,7	68%
RA > 80mm	4,8	1,0	21,9	5,7	120%
RA-KS 0 Wo. gew. Mittel	9,1	3,6	12,6	6,4	70%
RA-KS 2 Wo.	6,6	0,75	15,0	3,8	58%
RA-KS 6 Wo.	4,6	0,31	11,4	3,3	71%
RA-KS 14 Wo.	3,0	0,25	12,1	2,9	98%
RA-KS 22 Wo. gew. Mittel	1,7	0,78	3,4	1,6	92%
RA-KS 22 Wo. 0-12 mm	1,8	0,09	8,3	2,0	114%
RA-KS 22 Wo. 12-24 mm	2,0	0,35	5,9	1,7	88%
RA-KS 22 Wo. 24-80 mm	1,5	0,21	4,5	1,2	83%

Trotz der sehr hohen relativen Standardabweichung der Messergebnisse ergeben alle Mittelwerte der einzelnen Chargen dasselbe Bild. Im Rotteverlauf nimmt der Gehalt an PAK exponentiell ab. In Abbildung 3.30 ist dieser exponentielle Verlauf deutlich zu sehen. Die Mittelwerte weisen ein Bestimmtheitsmaß von fast 0,98 zur exponentiellen Ausgleichskurve auf.

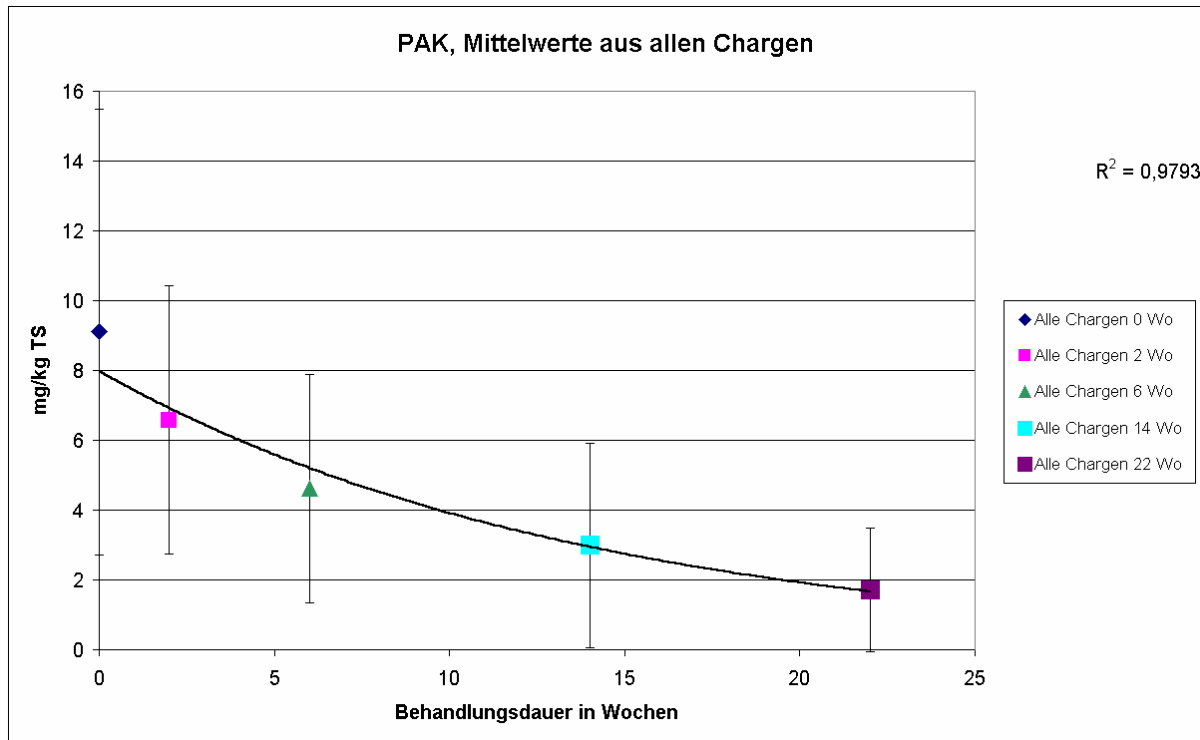


Abbildung 3.30: PAK-Werte aller Schadstoffchargen im Rotteverlauf (Mittelwerte der Probenahmepunkte bzw. gewichtete Mittelwerte für Rotteinput und Rotteendprodukt) mit den jeweiligen Standardabweichungen

Die festgestellte Abnahme stimmt mit Ergebnissen aus anderen Untersuchungen überein. FRICKE konnte beispielsweise bei der Rotte von Bioabfällen eine durchschnittliche Reduktion der PAK von 56 % bei einem Schwankungsbereich von 49-65 % nachweisen [19].

LORBER UND KÜMMLEE weisen einen Rückgang der PAK bei 24 Wochen Behandlungsdauer um bis zu 62 % nach [36]. Im Rotteverlauf erhöhen sich bei dieser Untersuchung jedoch die PAK-Gehalte bei einzelnen Rottechargen. Dies konnte bei den hier vorliegenden Versuchen nicht beobachtet werden.

Jüngere Untersuchungen von DOEDENS ET AL. zeigen ebenfalls einen deutlichen Rückgang der PAK, eine Aussage über die quantitative Abnahme wird jedoch aufgrund zu geringer Probenanzahl nicht gemacht [15]. Dort wird auch darauf hingewiesen, dass mit fortschreitendem Rotteprozess Schadstoffe an Huminstoffe angelagert werden können, wodurch sie nicht mehr extrahierbar sind und analytisch nicht nachgewiesen werden können.

3.5.5.2 PAK-Bilanz

Da bei den PAK-Analysen nachvollziehbare Analyseergebnisse erzielt wurden kann auch eine Massenbilanz für diesen Parameter erstellt werden.

Die PAK-Bilanz, die in Abbildung 3.31 dargestellt ist, wurde anhand der Frachtenberechnung der vier Schadstoffchargen ermittelt. Die Ausreißer der verwendeten Analysendaten wurden nach Dean und Dixon korrigiert. Ohne diese Ausreißerkorrektur würde sich die Einsatzmenge leicht erhöhen und die berechneten Massenströme etwas verschieben, die Grundaussage der Massenbilanz bliebe jedoch gleich.

Die PAK-Menge, die sich auf ca. 252 Mg Input verteilt, beläuft sich auf knapp 2 kg, aufgeteilt zu 7,4 % auf Klärschlamm und 92,6 % auf Restabfall. Durch die Siebung bei 80 mm werden 5,9 % der PAK-Fracht in die heizwertreiche Fraktion ausgetragen.

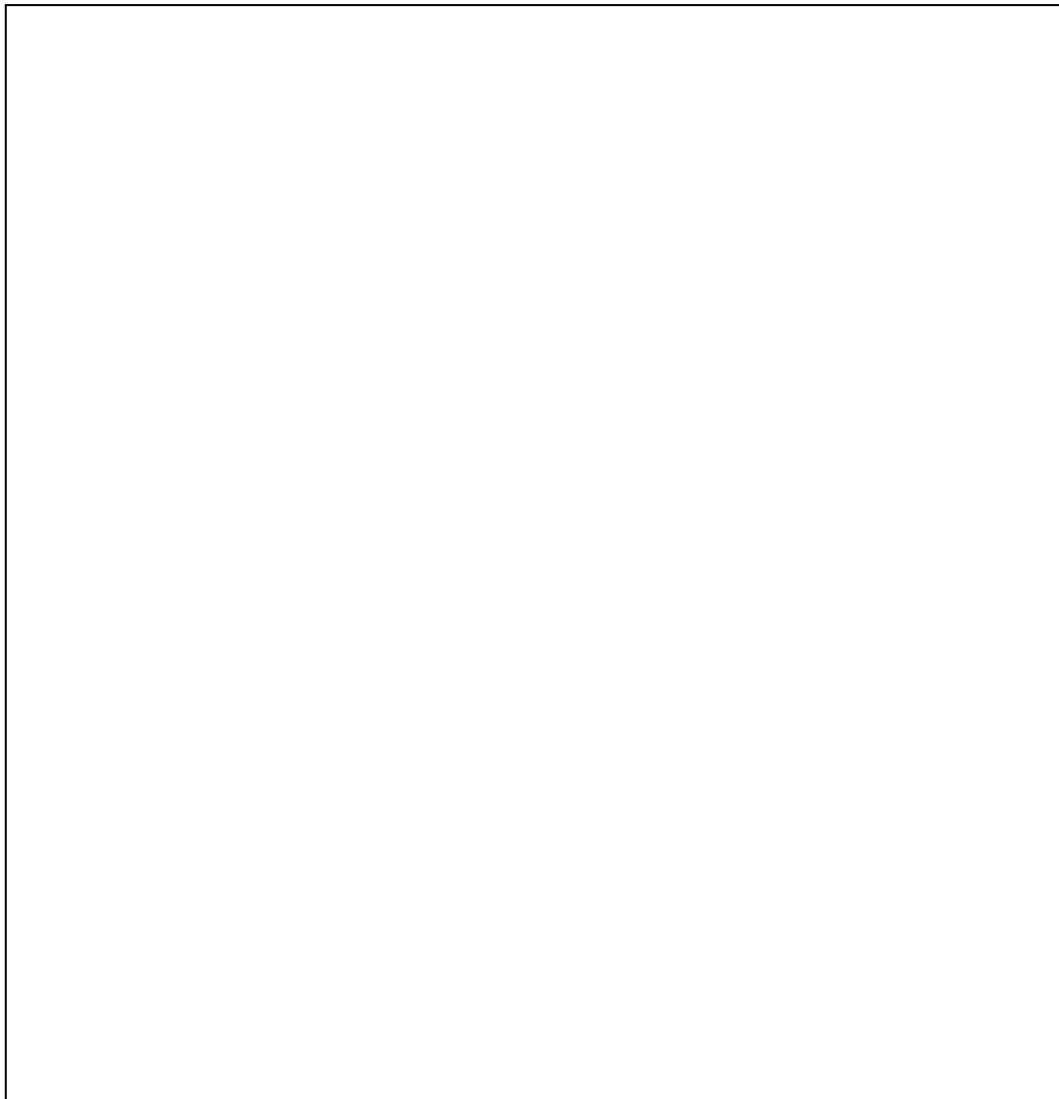


Abbildung 3.31: Bilanz der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe für die vier Schadstoffchargen von Allerheiligen

Entsprechend der Reduktion der Trockensubstanz der vier Chargen und der Ergebnisse der PAK-Analysen verteilt sich die Reduktion der PAK-Fracht zu 37,1 % auf die Intensivrotte (39,4 % bezogen auf den Rotteinput), 25,9 % auf die Extensivrotte (27,5 % bezogen auf den Rotteinput) und 19,7 % auf die Nachrotte (21,0 % bezogen auf den Rotteinput). Insgesamt ergibt sich somit eine Reduktion der PAK-Fracht während der Rotte von 82,7 % bezogen auf die Gesamtmasse des mechanisch-biologisch behandelten Materials bzw. 87,9 % bezogen auf den Rotteinput.

Der Rotteaustrag nach 22 Wochen Rotte enthält schließlich 11,4 % der PAK-Fracht des mechanisch-biologisch behandelten Materials und verteilt sich zu 3,8 % auf die Fraktion 24-80 mm, 5,9 % auf die Fraktion 12-24 mm und 1,7 % auf die Fraktion 0-12 mm. Geht man davon aus, dass die Fraktionen 0-24 mm deponiert werden können, ergibt sich für die PAK-Fracht das folgende Verteilungsmuster:

- 9,7 % der PAK-Fracht werden einer thermischen Behandlung zugeführt,
- 82,7 % beträgt der Rotteverlust durch die biologische Behandlung (Abbau und Austrag über die Abluft) und
- 7,6 % werden deponiert.

Dass der Rotteverlust nicht allein durch den biologischen Abbau zustande kommt, wurde mit den Abluftanalysen des Umweltbundesamtes nachgewiesen. Die Ergebnisse dieser Analysen weisen einen Massenstrom an PAK in der Rohabluft der Intensivrotte nach (31,3 bzw. 43,9 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$), der etwa 5 bis 7 % der PAK-Fracht des Einsatzmaterials entspricht. Der in der Bilanz auftretende Intensivrotteverlust müsste daher aufgeteilt werden in etwa 7 % Emission auf dem Abluftpfad und 30 % Reduktion durch biologischen Abbau. Analog dazu könnte man auch die Extensivrotte betrachten, da auch hier eine Zwangsbelüftung stattfindet. Während der Nachrotte dürfte der Emissionspfad über die Abluft dagegen eher vernachlässigbar sein. Da die Abluft in Allerheiligen jedoch nur einmal untersucht wurde, darf an dieser Stelle bemerkt werden, dass die Aufteilung der Reduktion der PAK zwischen Abluftemission und biologischem Abbau, die hier vorgestellt wurde, nur einen Anhaltswert darstellt und durch weitere Messungen erst noch bestätigt werden müsste.

3.6 Weiterführende Untersuchungen zum Rotteendprodukt

Selbst eine so homogene Fraktion wie das Material 0-12 mm aus der Absiebung des Rotteendproduktes weist teilweise sehr deutliche Schwankungen der Analysenwerte auf. Daher wurden für die Rotteendprodukte Laborsiebungen durchgeführt, die zum einen Aufschluss über die Korngrößenverteilung geben sollen und zum anderen homogene Fraktionen für die weiterführenden Analysen ergeben. Aus den Untersuchungen der Siebfraktionen kann man schließlich auch den potentiell deponierbaren Anteil des Rotteendproduktes bestimmen, wenn die Trennung zwischen heizwertreichen und

heizwertarmen Materialien durch eine Absiebung vollständig erfolgen würde.

3.6.1 Korngrößenverteilung des Rotteendproduktes

Die Fraktionen, die aus der großtechnischen Absiebung in Allerheiligen anfielen, wurden im Labor mit einer Plansiebmaschine (KS 1000) im feuchten Zustand gesiebt. Ziel war es, die Korngrößenzusammensetzung des Siebgutes aus Allerheiligen zu ermitteln und den Brennwert der einzelnen Fraktionen aus der Laborsiebung zu analysieren. Zunächst werden die Ergebnisse der Laborsiebung präsentiert.

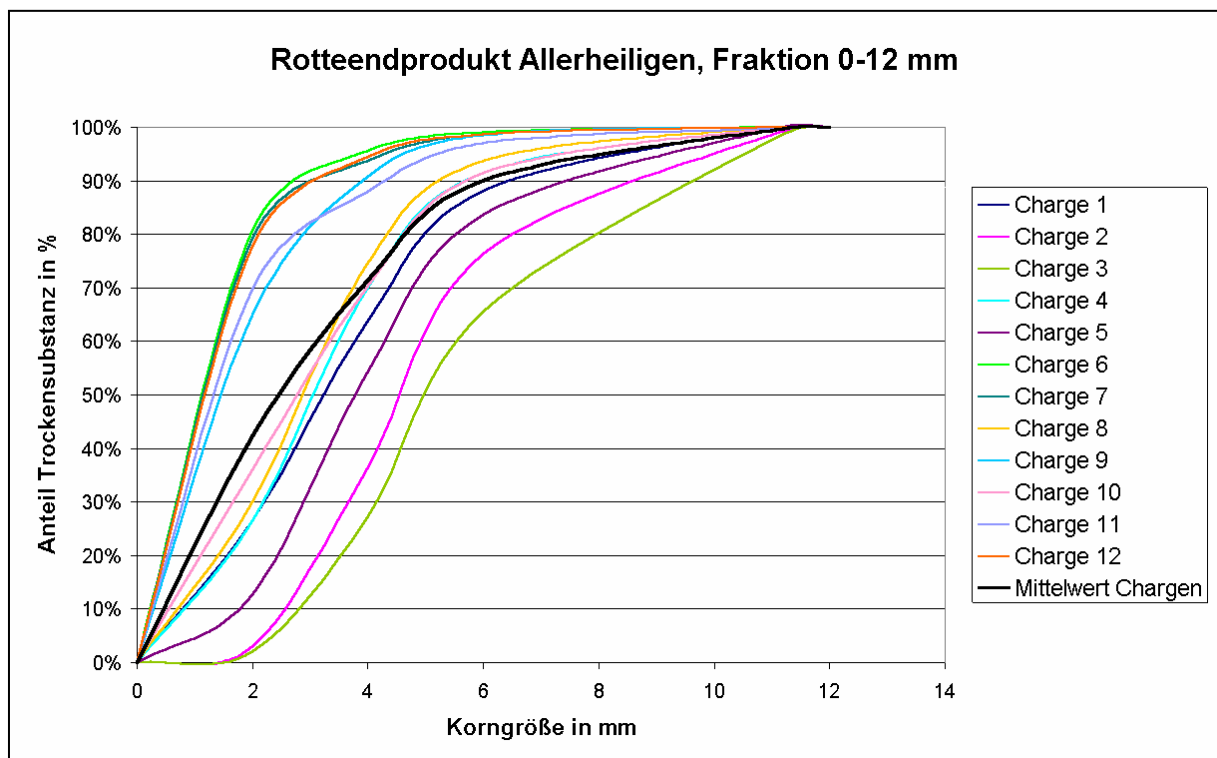


Abbildung 3.32: Korngrößenverteilung des Rotteendproduktes 0-12 mm aus der großtechnischen Absiebung in Allerheiligen

Die Korngrößenverteilung der Fraktion 0-12 mm aus der Absiebung in Allerheiligen ist in Abbildung 3.32 dargestellt. Bei einigen Chargen (Ch. 6,7,9 und 12) liegt der Anteil der Partikel < 4 mm an der Trockensubstanz bereits über 90 %. Diese Chargen weisen für das Material 0-12 mm bei der Absiebung einen geringen Wassergehalt (ca. 30 % FS) auf. Dagegen enthalten die Fraktionen 0-12 mm der Chargen 2 und 3 mit 36 % bzw. 27 % nur einen verhältnismäßig kleinen Anteil an Partikeln < 4 mm. Der Wassergehalt der abgesiebten Fraktionen von Charge 2 und 3 beträgt über 40 % FS.

Es lässt sich also feststellen, dass mit abnehmendem Wassergehalt bei der Laborsiebung die Massenverteilung zugunsten der kleinen Korngrößen beeinflusst wird. Zurückzuführen ist

dieses Verhalten des Siebgutes auf die Kohäsionskräfte des Wassers, die bei kleinen Partikeln zu einer Agglomeratbildung führen. Dies bedeutet, dass eine Absiebung bei geringen Wassergehalten zu einem schärferen Trennschnitt führt als bei hohen Wassergehalten.

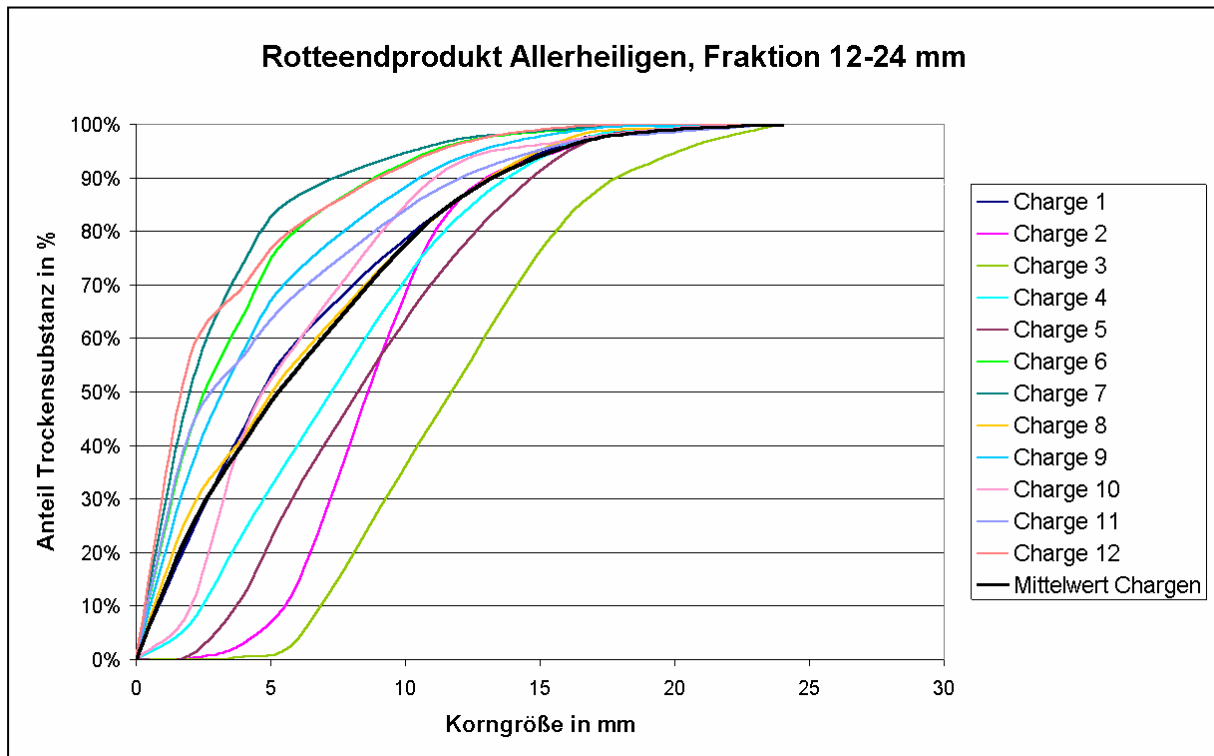


Abbildung 3.33: Korngrößenverteilung des Rotteendproduktes 12-24 mm aus der großtechnischen Absiebung in Allerheiligen

Das gleiche Phänomen lässt sich auch bei der Absiebung der Fraktion 12-24 mm beobachten. Die Chargen, die bei der Absiebung am trockensten waren, weisen den höchsten Feinkornanteil auf. Die Chargen 2, 3, 4 und 5, die bei der Absiebung einen Wassergehalt von über 40 % FS aufwiesen, liegen mit dem Feinkornanteil dagegen deutlich unter dem Mittelwert, der in Abbildung 3.33 als rote Kurve dargestellt ist.

Summiert man die Ergebnisse der Laborsiebungen von den einzelnen Fraktionen der Chargen auf, so erhält man eine Korngrößenverteilung für das gesamte Rotteendprodukt von 0-80 mm, die in Abbildung 3.34 dargestellt ist.

Betrachtet man den Anteil der Partikel < 6,3 mm, der bei einer großtechnischen Absiebung bei 12 mm eigentlich im Siebunterlauf zu finden sein müsste, so ergibt sich eine sehr weite Spanne zwischen 3 % (Charge 3, sehr feucht) und 77 % (Charge 12, sehr trocken). Eine Absiebung bei Wassergehalten zwischen 26 % und 31 % FS ergibt im Mittel etwa 65 % des Rotteendproduktes unter 6,3 mm.

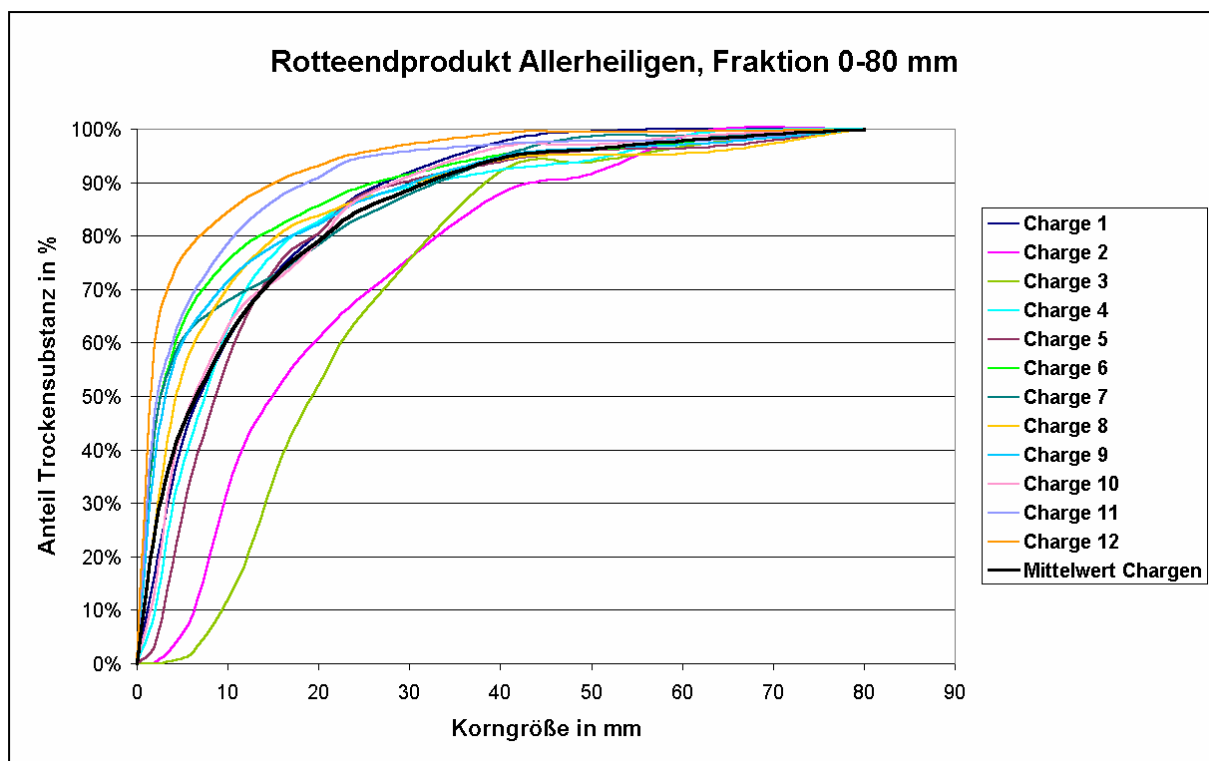


Abbildung 3.34: Korngrößenverteilung des Rotteendproduktes 0-80 mm aus der großtechnischen Absiebung in Allerheiligen

Der Mittelwert der Trockensubstanz < 6,3 mm für den dargestellten Versuch mit 12 Chargen, die Wassergehalte zwischen 26 % und 43 % FS aufweisen, beträgt 48 %. Durch eine effektive Absiebung des Rotteendproduktes bei Wassergehalten zwischen 25 % und 30 % TS könnte man daher theoretisch in der Fraktion 0-12 mm, wie sie in Allerheiligen anfällt, auf über 60 % Siebdurchgang bezogen auf das Rotteendprodukt kommen.

3.6.2 Maximal deponierbarer Anteil des Rotteendproduktes

Von einem Teil der Siebfraktionen aus der Laborsiebung wurde der Brennwert bestimmt, um den maximal deponierbaren Anteil des Rotteendproduktes gemäß den Vorschriften der Deponieverordnung zu bestimmen. Dazu wurden die Siebfraktionen kleiner 11,2 mm aus den Laborsiebungen der Chargen 4 bis 12 aufbereitet, die aus dem Rotteendprodukt 0-12 mm und 12-24 mm hervorgegangen waren. Die Analyseergebnisse der einzelnen Bestimmungen befinden sich in Tabelle A.63 im Anhang.

Um den maximal deponierbaren Anteil des Rotteendproduktes zu ermitteln, wurde aus der Korngrößenverteilung des Rotteendproduktes 0-12 mm und 12-24 mm sowie den dazugehörigen Brennwerten für die Fraktionen bis 11,2 mm die Menge an Trockensubstanz bestimmt, die rechnerisch zusammen genau den Grenzwert von 6.000 kJ/kg TS einhält. Die Ergebnisse der Berechnungen für die untersuchten Fraktionen sind als Grenz-Brennwerte in Tabelle A.64 im Anhang aufgeführt. Zusätzlich zu den analysierten und berechneten Werten

wurde angenommen, dass die Fraktion 0-6,3 mm aus der Laborsiebung des Rotteendproduktes 24-80 mm ebenfalls den Grenzwert für den Brennwert unterschreitet, da dies in der Regel für die analysierten Fraktionen der Fall war.

Die Ergebnisse der maximal deponierbaren Trockensubstanz sind in Tabelle 3.13 zusammengefasst und dem entsprechenden Anteil, der sich aus der großtechnischen Absiebung ergibt, gegenübergestellt. Nicht aufgeführt ist der **Mittelwert** für die großtechnische Absiebung **aller Chargen**, der bei etwa **32,8 %** liegt.

Tabelle 3.13: Anteil der maximal deponierbaren Trockensubstanz am Rotteendprodukt bei Einhaltung des Grenzwertes von 6.000 kJ/kg TS

	Großtechnische Absiebung	Laborabsiebung
Charge 1	0,0%	n.b.
Charge 2	0,0%	n.b.
Charge 3	2,6%	n.b.
Charge 4	27,8%	44,1%
Charge 5	0,0%	16,9%
Charge 6	23,8%	69,9%
Charge 7	65,3%	> 67,1%*
Charge 8	69,7%	62,3%
Charge 9	73,9%	> 72,5%*
Charge 10	46,3%	> 65,8%*
Charge 11	35,3%	73,9%
Charge 12	48,7%	> 84,5%*
Mittelwert der Chargen 4-12	43,4%	61,9%

* Die Laborsiebfraktionen von 0-11,2 mm aus den Fraktionen 0-12 mm und 12-24 mm der großtechnischen Absiebung weisen im Mittel einen H_0 von < 6.000 kJ/kg TS auf. Die maximal deponierbare Trockensubstanz ist daher etwas höher als angegeben, kann aber nicht genau quantifiziert werden.

Der maximal deponierbare Anteil des Rotteendproduktes aus der Bestimmung durch die Laborabsiebung liegt in der Regel über dem Anteil, der bei der großtechnischen Absiebung ermittelt wurde, in Einzelfällen liegt er sogar mehr als doppelt so hoch. Bei Charge 12 wurde mit über 84 % der TS der höchste Anteil an deponierbarem Material ermittelt, Charge 5 dagegen liegt mit 16,9 % deponierbarer Trockensubstanz am niedrigsten bei der Auswertung der Laborabsiebung. Im Mittel der Chargen 4 bis 12, die man nach beiden Verfahren bestimmte, ergibt sich für die großtechnische Absiebung ein deponierbarer Anteil der Trockensubstanz von 43,4 % des Rotteendproduktes gegenüber einem Anteil von mehr als 61,9 % bei der Laborabsiebung. Dies ist das verfahrenstechnische Potential, das bei der gegenwärtigen Anlagenkonfiguration in Allerheiligen durch eine Verbesserung der Absiebung

maximal noch erreicht werden könnte. Da eine hundertprozentige Umsetzung von Laborergebnissen jedoch im großtechnischen Maßstab nicht zu erwarten ist, muss im Routinebetrieb auch bei einer Verbesserung der Absiebung mit einem deponierbaren Anteil unter 60 % gerechnet werden.

3.6.3 Einfluss des Klärschlamms auf den Brennwert im Rotteendprodukt

Ein besonders interessanter Aspekt im Zuge dieser Untersuchungen war der Einfluss des Klärschlamms auf den Brennwert im Rotteendprodukt. Der Klärschlamm, der in Allerheiligen zur mechanisch-biologischen Behandlung eingesetzt wird, weist sehr hohe Brennwerte auf, besonders im Winterhalbjahr. Die Frage war, ob sich der Einsatz des Klärschlamms im Rotteendprodukt niederschlägt. Die Antwort auf diese Frage ist leicht aus Abbildung 3.35 zu entnehmen.

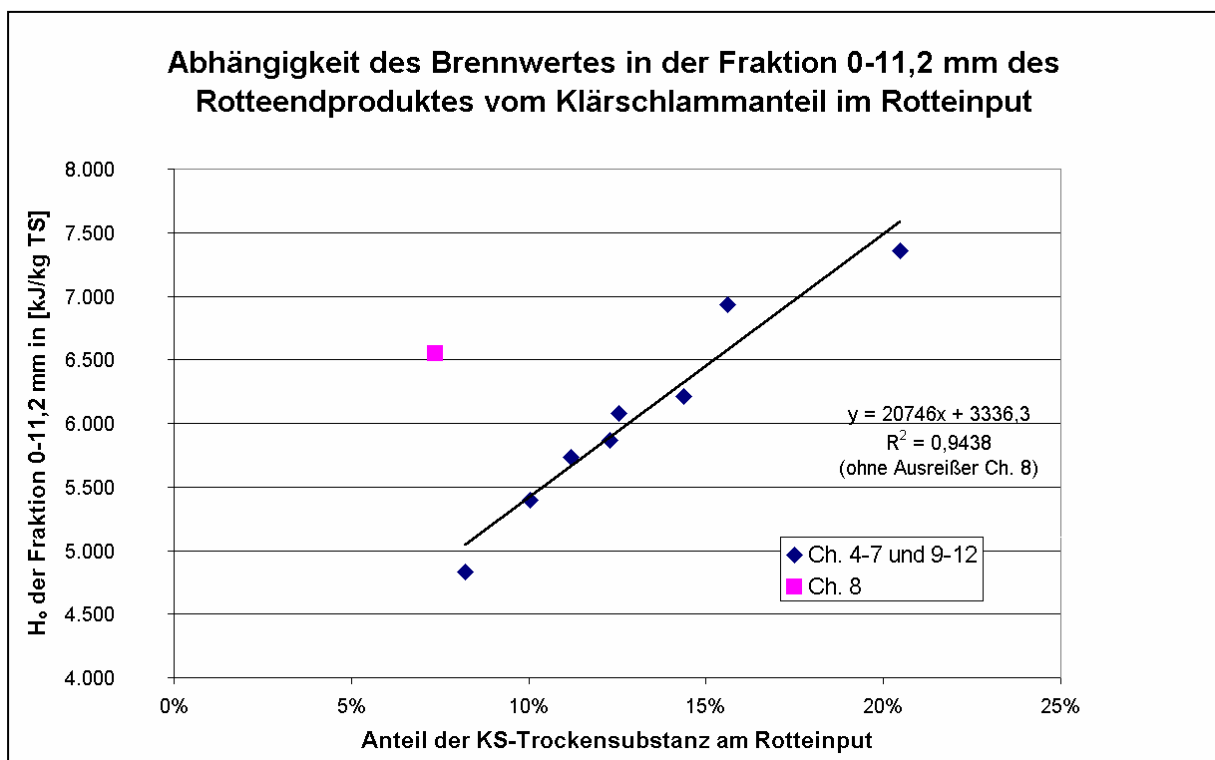


Abbildung 3.35: Abhängigkeit des Brennwertes in der Fraktion 0-11,2 mm des Rotteendproduktes vom Klärschlammanteil im Rotteinput

Je höher der Anteil des eingesetzten Klärschlamms (Trockensubstanz) am Rotteinput ist, desto höher wird auch der Brennwert in der Feinfraktion, die aus der Laborsiebung des Rotteendproduktes 0-12 mm und 12-24 mm gewonnen wurde. Dieser Zusammenhang ist signifikant, wenn auch Charge 8 in diesem Fall einen Ausreißer darstellt und bei der Regressionsgerade nicht berücksichtigt wurde. Anhand der Regressionsgerade kann man berechnen, dass der maximal einsetzbare Klärschlammanteil etwa bei 12,8 % Trockensubstanz liegt, wenn man das Rotteendprodukt < 11,2 mm deponieren will.

4 Fallbeispiel Zell am See

4.1 Beschreibung der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung

Die Betriebsanlagen der „Zentralen Müllklärschlammverwertungsanlagen Gesellschaft m.b.H“, kurz ZEMKA genannt, liegen am nördlichen Salzachufer ca. 3 km südwestlich der Stadt Zell am See an den Gemeindegrenzen von Bruck, Zell am See und Kaprun.

Im Jahre 1978 nahm die Restabfallbehandlungsanlage mit 11 Zuliefergemeinden ihren Betrieb auf. Bereits 1982 wurden 18.000 Tonnen Restabfall und 2.500 m³ Klärschlamm aus 24 Anliefergemeinden verarbeitet. Aufgrund gravierender Änderungen im Bereich der Abfallwirtschaft wurde die Anlage 1995 nach Plänen des Ingenieurbüros Vogel & Müller umgestaltet und läuft nach einjährigem Probetrieb seit 1.1.1997 im Regelbetrieb.

4.1.1 Input der Behandlungsanlage

Seit dem Jahr 1996 verarbeitet die ZEMKA pro Jahr ca. 20.000 Mg Restabfall und 5.000 Mg Bioabfall aus 53 Gemeinden des Pinzgaus und des Pongaus mit insgesamt 184.496 Einwohnern (Stand 31.12.1996). Ein großer Teil der Abfälle in diesem Gebiet wird vom Fremdenverkehr verursacht (16,488.900 Nächtigungen 1995). Zusätzlich werden noch ca. 5.000 Tonnen Klärschlamm aus den Kläranlagen der Gemeinde Saalbach und des Reinhaltverbandes Zeller Becken mitverarbeitet. Die Anlieferungsmengen an die Betriebsanlage in Zell am See ist in Tabelle 4.1 zusammengestellt.

Tabelle 4.1: Abfallanlieferung in Zell am See im Jahre 1995 [1]

Abfallart	Abfallmenge [Mg/a]	Gewichtsprozent
Bioabfall	5.000	13,2
Gewerbeabfall	6.000	15,9
Klärschlamm	5.000	13,2
Restabfall	20.000	52,9
Sperrmüll	1.800	4,8
Gesamtmenge	37.800	100

Außer Klärschlamm und Restabfall wird auch ein Teil des Sperrmülls und der Gewerbeabfälle in der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung eingesetzt.

Nachfolgend werden die einzelnen Anlagenteile der ZEMKA angeführt, die zur Restabfall-Klärschlamm-Behandlung verwendet werden.

4.1.2 Mechanische Vorbehandlung

Die Anlage in Zell am See ist für eine Kapazität von 120 Mg/d Rohabfall (Haus-, Sperr- und Gewerbeabfall sowie Klärschlamm mit Trockensubstanzgehalten von 2 bis 20 Gewichtsprozent) ausgelegt. Der Abfall wird aus einem Tiefbunker mittels Polypgreifer auf ein Dosierband aufgegeben. Von dort gelangt er in eine Mehrzweckmühle der Voest Alpine AG mit einer Durchsatzleistung von 20 – 35 Mg/h. Der Energiebedarf liegt bei 8 – 10 kWh/Mg zerkleinertem Material. Durch die drei Zerkleinerungsbereiche Prallwerk, Mahlbahn und Rost wird für einen Großteil des Materials eine Körnung < 70 mm erzielt.

Über dem Austragsband ist ein Überbandmagnet zur Abscheidung der Fe-Metalle aus dem zerkleinerten Abfall angeordnet. Die ferromagnetischen Anteile werden dabei zu ca. 90 % abgeschieden.

Die Abfälle werden anschließend über ein Förderband dem Trommelsieb zugeführt. In diesem Sieb werden bei einer Sieblochung von etwa 100 mm die unzerkleinerten Kunststoff- und Textilanteile sowie große Papier- und Pappeteile abgetrennt. Der Siebüberlauf wird über ein Förderband der Siebrestpresse zugeführt, der Siebdurchgang wird ebenfalls per Förderband in die Rottetrommel eingebracht.

Die Mitverarbeitung von Klärschlämmen kann je nach Herkunft auf zwei verschiedene Arten durchgeführt werden. Bei Schlämmen aus der Kläranlage „Zeller Becken“, die unmittelbar an das Betriebsgelände der ZEMKA angrenzt, werden diese direkt von der Kläranlage in den unterirdischen Vorlagebunker für die Rottetrommel gefördert. Aus diesem Bunker wird der Schlamm dann direkt in die Rottetrommel gefördert, wo er mit dem Restabfall vermischt wird.

Für den Fall der Verarbeitung von Klärschlämmen aus anderen Kläranlagen der Reinhalteverbände muss anders verfahren werden. Diese Schlämme können nicht in den Vorlagebunker übernommen werden, dadurch ist die Vermischung mit dem Restabfall erst nach der Rottetrommel auf den Rotteplatten der Intensivrotte möglich. Der Mischvorgang erfolgt hier mittels eines Brückenkranes, wobei abwechselnd Restabfall aus dem Zwischenbunker und Klärschlamm aufgehäuft und dann mit dem Kran vermischt werden. Diese Art der Vermischung ist natürlich für den nachfolgenden Rotteprozess nicht so gut geeignet wie eine Homogenisierung in der Rottetrommel.

4.1.3 Intensivrotte

Im Durchschnitt werden pro Tag ca. 100 Mg Restabfall und Klärschlamm nach der mechanischen Vorbehandlung der Rottetrommel zugeführt, die den ersten Schritt in der Intensivrotte darstellt. Dabei wird angestrebt, einen Wassergehalt von ca. 45 % FS und ein C/N- Verhältnis zwischen 25:1 und 35:1 sowie ein geeignetes Luftporenvolumen einzustellen.

Die bei der ZEMKA eingesetzte Rottetrommel (System Dano, Fabrikat Ruthner) hat eine Länge von 28 m, einen Durchmesser von 4 m und dreht sich mit einer Umdrehungszahl zwischen 0,6 – 1,2 Umdrehungen pro Minute. Die Antriebsleistung der Trommel beträgt 110 kW. In dieser Phase beträgt die Temperatur zwischen 35 und 40°C. Die Abluft der Rottetrommel wird dem Biofilter zugeführt.

Während der 24 – 48 stündigen Aufenthaltsdauer in der Rottetrommel findet eine Homogenisierung des Restabfall-Klärschlammgemisches sowie eine weitere mechanische Aufschließung der Kompostrohstoffe statt. Es kommt dabei auch zur Aerobisierung anaerober Abfallbestandteile und somit zu einer mikrobiellen Aktivierung mit einer über lange Zeit an das Substrat angepassten mikrobiellen Biozönose. In seuchenhygienischer Hinsicht findet bei mesophilen Bedingungen ein Auskeimen der Sporenbildner statt. Diese befinden sich dann im vegetativen Stadium und werden in der anschließenden thermophilen Phase abgetötet. Im Sinne einer optimalen Rotteführung bei der statischen Intensivrotte und der quasistatischen Extensivrotte ist die Vorbehandlung und Konditionierung des Rottegutes in der Rottetrommel von wesentlicher Bedeutung für den weiteren Rotteverlauf [48].

Im Anschluss an die Vorbehandlung in der Rottetrommel wird das Material drei Wochen auf einer statischen, zwangsbelüfteten Tafelmiere weiterbehandelt. Das gesamte Rottegut wird über ein Austragsförderband einem Zwischenbunker in der Intensivrottehalle zugeführt. Aus diesem Zwischenbunker wird das Restabfall-Klärschlammgemisch mittels Brückenkran mit Müllgreifer auf eines der drei Rottefelder der Intensivrottehalle aufgebracht. Die Rottefelder belegen eine Fläche von 12 m x 20 m, die darauf aufgesetzte Miere hat eine Höhe von 2 - 3 m.

Die in der Rotte entstehenden Temperaturen liegen zwischen 65 und 80°C. Über die am Boden angeordneten Lüftungsschlitze wird die Miere intermittierend saugbelüftet. Unter diesen Schlitzen liegen die halbschalenförmig ausgeformten Absaugrinnen, die in einem axialen Abstand von ca. 1,4 m angeordnet sind und mit dem zentralen Belüftungssystem in Verbindung stehen. Belüftungsdauer, -rhythmus und -intensität sind von der biologischen Aktivität des Rottematerials abhängig. Zur Steuerung des Rotteprozesses dienen Abluft- und Mietentemperaturmessungen.

Die beim Saugbetrieb geförderte Abluft wird gemeinsam mit der Abluft aus Trommel- und Hallenentlüftung über Kompostfilter desodoriert.

Im Anschluss an die dreiwöchige Intensivrotte wird das Material mit einem Radlader in die Beschickungseinrichtung für das Förderband zur Extensivrottehalle eingebracht.

4.1.4 Extensivrotte

Die Extensivrottehalle ist in 10 Rottefelder unterteilt. Das Rottematerial wird nach der

Intensivrotte in die Extensivrottehalle gefördert und zu einer Tafelmiete auf das erste Rottefeld aufgesetzt. Die Rottefelder haben eine konstante Abmessung von 17,35 m Länge, die Breite der Felder variiert im Rotteverlauf von ca. 11,3 m zu Beginn bis 8,1 m am Ende der Rotte, um dem Rotteverlust während des Prozesses Rechnung zu tragen.

Die ersten sieben Rottefelder werden in einem Takt von ca. 10-20 Minuten abwechselnd saugbelüftet. Die maximale Leistung des Radialventilators für die Belüftung beträgt 4000 m³/h.

Nach einer Woche Rottedauer wird die Tafelmiete mit einem Becherwerk aufgenommen und mit Hilfe eines teleskopierbaren Förderbandes auf das nächstfolgende Rottefeld aufgesetzt, das zuvor natürlich freigeräumt werden muss. Im Zuge des Umsetzens kann das Rottegut bei Bedarf bewässert werden.

Bei jedem Umsetzvorgang wandert die Tafelmiete um ein Wochenfeld weiter in Richtung Austrag. Nach insgesamt 9 Umsetzvorgängen (10 Wochen Extensivrottedauer) ist der Rottevorgang abgeschlossen. Während des gesamten Extensivrotteprozesses werden folgende Prozessdaten regelmäßig bestimmt und aufgezeichnet [2]:

Temperatur	täglich
Belüftungsverhältnis	täglich
Feuchte	wöchentlich
Druckverlust	wöchentlich
Glühverlust	nach Anforderung

4.1.5 Deponierung

Die Reststoffe aus der Behandlungsanlage der ZEMKA (Leichtfraktion und Rotteendprodukt) werden derzeit auf LKW verladen und auf drei verschiedenen Deponien abgelagert. Eine Verwertung der Leichtfraktion in thermischen Anlagen wird derzeit aus Kostengründen nicht durchgeführt, es laufen allerdings bereits Gespräche mit Anlagenbetreibern, die das Material in Zukunft thermisch verwerten sollen. Die Metallfraktion aus der Magnetscheidung wird an einen Metallverwerter abgegeben.

4.2 Probenahme

Im Rahmen der Untersuchungen war eine repräsentative Probenahme für folgende Materialien erforderlich:

- Siebüberlauf der Absiebung vor der Rotte (Restabfall > 100 mm)
- Input der Intensivrotte (Restabfall < 100 mm und Klärschlamm)
- Output der Intensivrotte = Input der Extensivrotte (Restabfall-Klärschlamm-Gemisch, 3 Wochen gerottet)
- Rottematerial der Extensivrotte (Restabfall-Klärschlamm-Gemisch, 8 Wochen gerottet)
- Rottematerial nach Abschluss der Extensivrotte (Restabfall-Klärschlamm-Gemisch, 13 Wochen gerottet) mit diversen Fraktionen aus der Absiebung

Die Schwierigkeiten, die sich bei der Beprobung von Restabfällen ergeben, wurden bereits in Kapitel 3.2 diskutiert. Auch in Zell am See musste eine große Menge Restabfall (insgesamt 375 Mg) bei einer Charge repräsentativ beprobt werden.

4.2.1 Probenahmezyklus

Das Verfahrenskonzept der MBRA Zell am See wurde für den Versuchsbetrieb nicht modifiziert, da untersucht werden sollte, ob mit der derzeitigen Anlagenkonfiguration ein mechanisch-biologisch behandelter Reststoff erzeugt werden kann, der den Anforderungen der Deponieverordnung genügt. Lediglich auf den Einsatz von ausgefaultem Klärschlamm wurde Wert gelegt, so dass sich hier leichte Änderungen gegenüber dem Routinebetrieb ergeben. Das Verfahrensschema des Versuchsbetriebes und die sich daraus ergebenden Probenahmepunkte sind in Abbildung 4.1 dargestellt.

Für dieses Behandlungskonzept wurden Bilanzen von folgenden Mengenströmen ermittelt:

1. Abfallmenge Feuchtsubstanz
2. Abfallmenge Trockensubstanz
3. Organische Substanz (beschrieben mit den Parametern Glühverlust und TOC)
4. Leicht abbaubare organische Substanz (beschrieben mit dem Parameter Atmungsaktivität)
5. Energiegehalt (beschrieben mit dem Parameter H_0)

Im Gegensatz zu Allerheiligen konnte allerdings in Zell am See aufgrund der finanziellen Limitierung des Projektes nur eine Rottecharge begleitet werden. Die Durchführung der Probenahme an den Probenahmepunkten wird im folgenden Abschnitt näher erläutert.

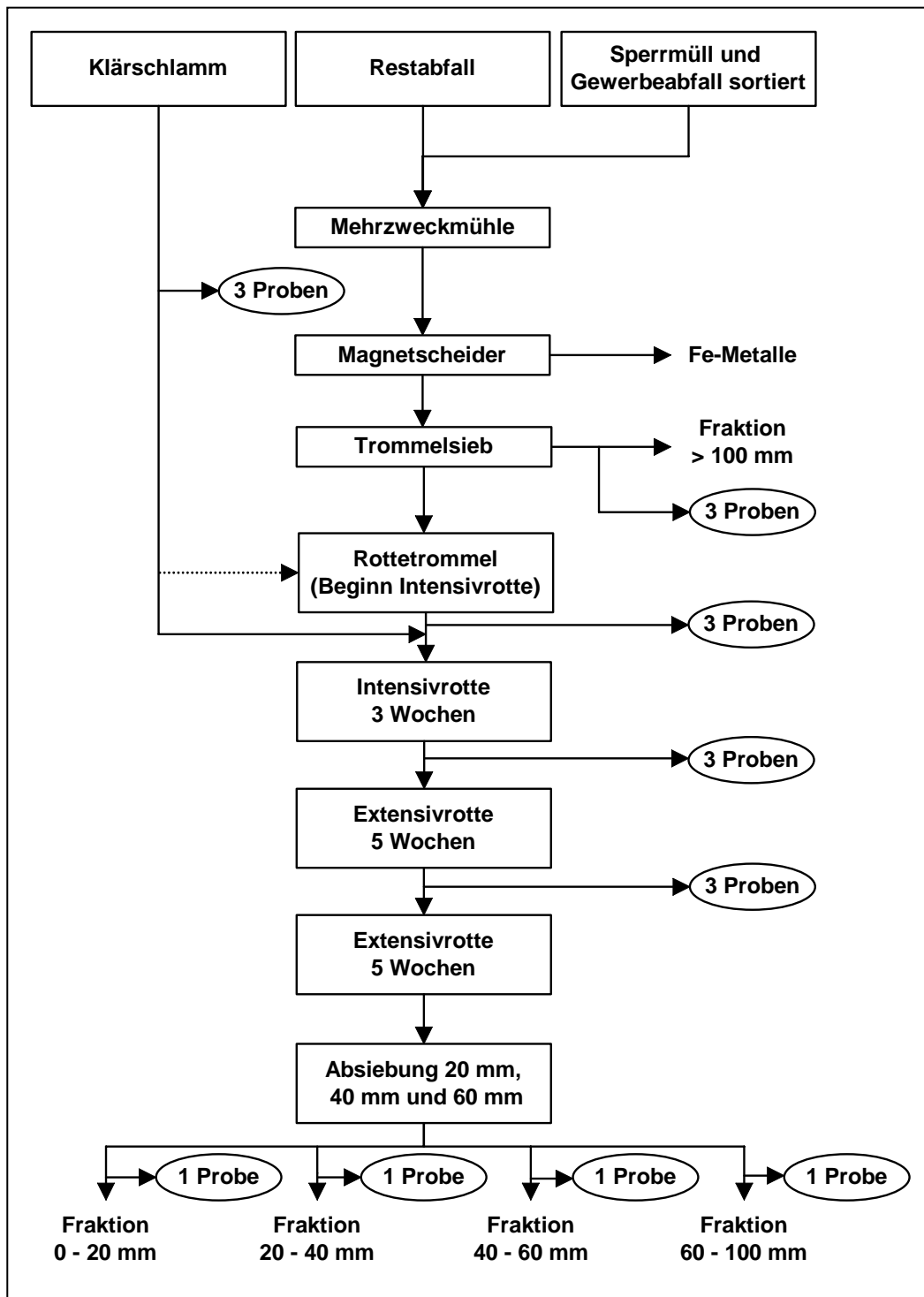


Abbildung 4.1: Probenahmekonzept bei den Untersuchungen an der MBRA Zell am See

4.2.2 Probenahmepunkte und Ablauf der Probenahme

4.2.2.1 Inputmaterial

Restabfall > 100 mm

An zwei Tagen wurde der Siebüberlauf aus der Absiebung bei 100 mm beprobt. Die Schwierigkeit einer repräsentativen Probenahme bei diesem Material wurde bereits in Kapitel 3.2.2.1 beschrieben. Während der Probenahme wurde das Material, das aufgrund der großen Körnung sehr inhomogen ist, manuell vorzerkleinert, gemischt und homogenisiert. Etwa 30 Einzelproben wurden zu einer Sammelprobe vereinigt und mittels Mischkreuzverfahren auf 5 kg Probenmaterial reduziert.

Fe-Metalle

Die Eisenmetalle aus der Magnetscheidung wurden nicht beprobt. Für die Berechnung der Massenbilanz wurden die Analysendaten von Allerheiligen übernommen.

Der Input der Intensivrotte besteht aus Restabfall < 100 mm und Klärschlamm und wurde während der Beschickung der Rotteplatte beprobt.

Restabfall < 100 mm

Die Miete wurde in drei Tagen mittels Radlader aufgesetzt. An allen drei Tagen wurde eine Sammelprobe des Restabfalls gezogen. Für jede dieser Sammelproben wurden zwischen 7.00 Uhr und 17.00 Uhr alle 3 Stunden etwa 50 Stichproben zu je ca. 2 kg gezogen. Diese Stichproben wurden danach zu einem Kegel aufgeschüttet und mittels Mischkreuzverfahren gemäß ÖNORM S 2023 auf ein Probengewicht von ca. 5 kg eingeengt.

Klärschlamm

Da für den Versuch nicht der Klärschlamm des RHV Zeller Becken, sondern Klärschlamm der Gemeinde Saalbach verwendet wurde, konnte der Schlamm nicht der Rottetrommel zugeführt werden. Dadurch ergab sich eine Abweichung vom Regelbetrieb in Bezug auf die Vermischung des Klärschlammes mit den Restabfällen. In Abbildung 4.1 ist die Zugabe von Klärschlamm in die Rottetrommel, wie sie im Regelbetrieb durchgeführt wird, mit einer punktierten Linie angedeutet. Der Schlamm wurde für die Versuchscharge mittels Brückenkran mit den Abfällen, die aus der Rottetrommel in den Zwischenbunker befördert und von dort mit Radladern auf die Rottefläche gebracht wurden, vermischt und homogenisiert. Diese Art der Vermischung ist natürlich deutlich schlechter als eine Mischung in der Rottetrommel. Der Schlamm und der Restabfall konnten dadurch aber getrennt beprobt werden. Die Klärschlammproben wurden als Sammelproben gezogen, wobei keine Einengung mittels Mischkreuzverfahren stattfand.

Sämtliche Sammelproben wurden anschließend zum umweltanalytischen Labor des IED in Leoben transportiert, wo sie aufbereitet und analysiert wurden.

4.2.2.2 Input der Extensivrotte

Das 3 Wochen behandelte Material wurde beim Austrag aus der Intensivrottehalle, der sich über einen Zeitraum von ca. 6 h erstreckte, beprobt. Bei der Probenahme wurde wie bereits bei Restabfall < 100 mm beschrieben vorgegangen.

4.2.2.3 Zwischenprobe

Nach insgesamt 8 Wochen Behandlungszeit wurde das Material in der Rottehalle beprobt. Dabei wurden mit einem Probenstecher über die gesamte Miete verteilt ca. 100 Einzelproben zu ca. 1 kg gezogen, zu einem Kegel aufgeschüttet und dann im Mischkreuzverfahren auf ungefähr 15 kg Probenmenge eingeeengt. Davon wurden 3 Sammelproben für die Analyse mit jeweils 4 - 5 kg Probenmenge in Eimer abgefüllt.

4.2.2.4 Absiebung/ Ende der Extensivrotte

Das fertig gerottete Material wurde beim Austrag aus der Extensivrottehalle für die zu erstellende Mengenbilanz verwogen und danach für den Siebversuch auf einer freien Intensivrottefläche bis zur Siebung zwischengelagert. Für den Siebversuch stand ein Trommelsieb mit den Siebeinsätzen der Lochungen 60 mm , 40 mm und 20 mm zur Verfügung.

Für die Proben der verschiedenen Siebschnitte wurde jeweils der Siebüberlauf während des gesamten Siebverlaufs intermittierend beprobt und danach zu Sammelproben für eine Sieb-analyse im Labor und die Analysen vereinigt. Beim letzten Siebschnitt von 20 mm wurden der Siebüberlauf und der Durchgang beprobt.

4.3 Massenbilanz der Versuchscharge

4.3.1 Feuchtsubstanz

In der MBRA Zell am See wird Klärschlamm und Restabfall gemeinsam behandelt. Die folgenden Prozentzahlen beziehen sich daher auf den gesamten Restabfall und Klärschlamm als Input in die MBRA.

Für die Massenbilanz der untersuchten Charge wurde der abgesiebte Restabfall < 100 mm nach der Rottetrommel mittels Brückenwaage verwogen. Aus der Massenbilanz, die von der ZEMKA für die Gesamtanlage im Jahr 1997 erstellt wurde, konnte die entsprechende Masse der abgesiebten Reste > 100 mm sowie die Masse der abgetrennten Eisenmetalle berechnet werden. Der Wasserverlust und Abbau organischer Substanz in der Rottetrommel ist gering und wird bei den weiteren Betrachtungen vernachlässigt. Nach Ende der Rotte wurde das

Rotteendprodukt bei 60 mm, 40 mm und 20 mm abgesiebt und die Siebfraktionen verwogen. Die Verwiegung ergab eine sehr hohe Massenreduktion für die Rotte, die einem Trockensubstanzabbau von 46,6 % des Rotteinputs entspräche, was aufgrund von Ergebnissen aus anderen mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen und der Fachliteratur als sehr unrealistisch gesehen werden muss. Es ist daher davon auszugehen, dass bei der Verwiegung des Rotteproduktes beim Austrag aus der Extensivrotte ein Wiegefehler aufgetreten ist. Um dennoch eine Massenbilanz aufzustellen, wurde der Trockensubstanzabbau nach der Michaelis-Menten-Kinetik berechnet:

$$AG_{TS} = \left(1 - \frac{A_{in}}{A_{out}}\right) \cdot 100 \quad \text{Formel 4.1}$$

Darin bedeuten A = Aschegehalt
 AG = Abbaugrad (%)

Der Trockensubstanzabbau wurde für die Intensiv- und Extensivrotte aufgrund der Ergebnisse der Glühverlustuntersuchungen bestimmt und führte mit den Ergebnissen der Wassergehaltsbestimmungen zur hier vorgestellten Feuchtsubstanzbilanz.

Insgesamt wurden bei der angesetzten Charge 82 Mg Klärschlamm zu einer Menge von 259 Mg Restabfall < 100 mm zugemischt. Der Anteil des Restabfalls > 100 mm, der vorher abgesiebt wurde, beträgt gut 116 Mg. Aus dem Restabfall wurden knapp 11 Mg Eisenmetall bei der Magnetscheidung ausgeschleust. Insgesamt entspricht die Menge der Rottecharge daher einem Anlageninput von ca. 468 Mg Restabfall und Klärschlamm.

Das Verhältnis von Klärschlamm zu Restabfall < 100 mm beträgt 24,0 % zu 76,0 % beim Rotteinput und liegt damit etwas unter dem Verhältnis in Allerheiligen, wo 27,3 % Klärschlamm in die Intensivrotte eingebracht wurden.

Das Rottegut wurde während der gesamten Rottezeit mit Frischwasser bewässert. Die Bewässerungsmenge wurde für den gesamten Rotteverlauf bestimmt. Zahlen über die Menge an angefallenem Perkolat und Perkolateinsatz in der Rotte liegen nicht vor. Vor kurzem wurde von der ZEMKA der Wasserkreislauf in der Rotte geschlossen, so dass das Perkolat, das bislang von einer Kläranlage angenommen wurde, wieder in die Rotte eingebracht werden kann. Der hier angegebene Eintrag an Frischwasser in die Rotte ist folglich für den derzeitigen Betrieb nicht mehr gültig, verdeutlicht aber den Wasserumsatz bei der Rotte und wurde daher mit betrachtet. Während der Intensivrotte wurden 411 l pro Mg Rotteinput eingesetzt, der Wasserbedarf in der Extensivrotte betrug ca. 428 l pro Mg Rotteinput.

Die Reduktion in der Intensivrotte beträgt für die Feuchtsubstanz ca. 11,7 %. Der Anteil an Frischwasser in Höhe von 29,9 %, der in die Rotte eingetragen wurde, ist ebenfalls bei der

Massenreduktion zu berücksichtigen. Somit summiert sich die Massenreduktion während der gesamten Intensivrotte auf 41,6 %.

In der Extensivrotte reduziert sich die Feuchtsubstanz des Rottematerials um weitere 22,4 %. Das für die Extensivrotte zu berücksichtigende Frischwasser beläuft sich auf etwa 31,2 %, so dass sich die Massenreduktion in der Extensivrotte auf 53,6 % summiert.

Nach 13 Wochen Rottedauer verbleiben 38,7 % der Feuchtsubstanz des Anlageninputs als Rotteendprodukt. Die Absiebung ergab 22,5 % an Material < 20 mm (30,9 % bezogen auf den Rotteinput), 13,2 % an Material zwischen 20 und 40 mm (18,1 % bezogen auf den Rotteinput), 2,7 % an Material zwischen 40 und 60 mm (3,7 % bezogen auf den Rotteinput) und 0,3 % an Material zwischen 60 und 100 mm (0,4 % bezogen auf den Rotteinput).

Da die Fraktion > 60 mm nur einen geringen Bruchteil des Rotteendproduktes ausmacht, wird sie bei den folgenden Betrachtungen mit der Fraktion 40-60 mm zusammen ausgewertet und Grobfraktion genannt. In Anlehnung an die Bezeichnungen beim Versuch Allerheiligen wird die Siebfraktion 20-40 mm Mittelfraktion und die Fraktion 0-20 mm Feinfraktion genannt, auch wenn die Korngrößen dieser Rotteendprodukte nicht identisch sind.

Im Überblick bleibt festzuhalten, dass die Feuchtsubstanz bei dem Versuch in Zell am See (Einsatz von 17,5 % FS Klärschlamm und 82,5 % FS Restabfall) die folgende Verteilung aufweist:

- **2,3 % werden bei der mechanischen Aufbereitung als Eisenmetalle ausgeschleust,**
- **24,9 % werden vor der biologischen Behandlung als heizwertreiche Fraktion ausgeschleust,**
- **34,1 % beträgt der Rotteverlust (Nettoverlust an Wasser und Trockensubstanz) durch die biologische Behandlung und**
- **38,7 % verbleiben als Endprodukt der Rotte.**

Die Bilanz für die Feuchtsubstanz ist graphisch in Abbildung 4.2 dargestellt.



Abbildung 4.2: Bilanz für die Feuchtsubstanz der Versuchscharge in Zell am See

4.3.2 Trockensubstanz

Die Bilanz der Trockensubstanz, die wie oben beschrieben aus der Reduktion der organischen Substanz (bestimmt als Glühverlust) ermittelt wurde, dient für die folgenden Bilanzen (GV, TOC, H_o , AT_4) als Grundlage für die Frachtenberechnung.

Der eingesetzte Klärschlamm hat einen sehr hohen Wassergehalt, daher verschiebt sich die Bilanz für die Trockensubstanz deutlich in Richtung Restabfall. Lediglich 5,1 % Trockensubstanz Klärschlamm wurden zu 94,9 % Restabfall als Gesamtmenge in die mechanisch-biologische Behandlung eingebracht. Die Verteilung bezogen auf den Rotteinput beträgt 7,8 % Klärschlamm zu 92,2 % Restabfall < 100 mm.

Über die Magnetscheidung und die Absiebung bei 100 mm werden 3,6 % der Trockensubstanz als Fe-Metalle und 30,1 % als heizwertreiche Fraktion bereits vor der Rotte ausgeschleust. Die verbleibenden etwa 188 Mg Trockensubstanz bilden den Rotteinput der untersuchten Charge.

Während der Intensivrotte lässt sich ein Trockensubstanzverlust von 9,7 % feststellen, dies liegt in der gleichen Größenordnung wie in Allerheiligen, wobei die Intensivrotte in Zell am See jedoch eine Woche länger dauert als beim Mürzverband. In der Extensivrotte nimmt die Trockensubstanz nochmals um 11,9 % ab. Verglichen mit den 8,3 % Massenverlust in Allerheiligen für die Extensiv- und Nachrotte schneidet die Extensivrotte in Zell am See sehr gut ab, was auf die kontrollierte Rotteführung bei der ZEMKA zurückzuführen ist. **Für die gesamte Rotte ergibt sich in Zell am See ein TS-Abbau von 21,6 % bezogen auf die Gesamtmenge des mechanisch-biologisch behandelten Materials bzw. 32,5 % bezogen auf den Rotteinput.**

Aus der Absiebung nach 13 Wochen Rottedauer erhielt man 25,9 % Feinfraktion (39,1 % bezogen auf den Rotteinput), 15,4 % an Mittelfraktion (23,2 % bezogen auf den Rotteinput) und 3,4 % Grobfraktion (5,1 % bezogen auf den Rotteinput).

Im Überblick kann man festhalten, dass die Massenbilanz der Trockensubstanz bei dem Versuch in Zell am See (Einsatz von ca. 5 % TS Klärschlamm und 95 % TS Restabfall) die folgende Verteilung aufweist:

- 3,6 % werden bei der mechanischen Aufbereitung als Eisenmetalle abgetrennt,
- 30,1 % werden vor der biologischen Behandlung als heizwertreiche Fraktion ausgeschleust
- 21,6 % beträgt der Rotteverlust durch die biologische Behandlung und
- 44,7 % verbleiben als Endprodukt der Rotte.

Die Bilanz für die Trockensubstanz ist graphisch in Abbildung 4.3 dargestellt.

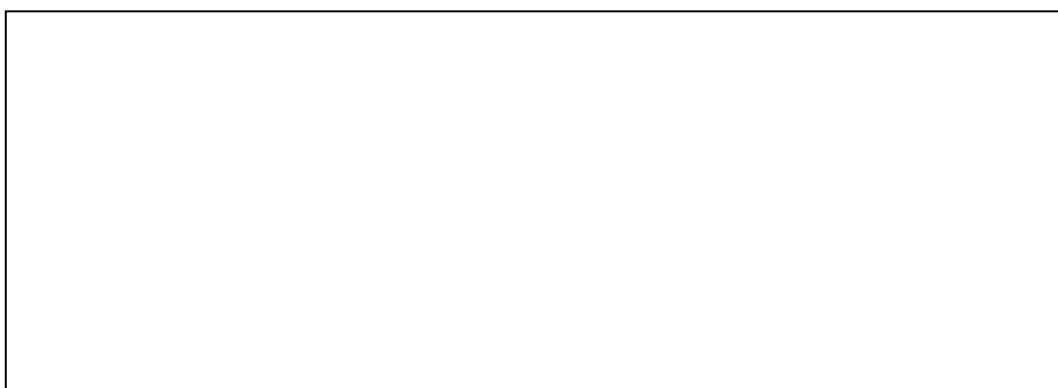


Abbildung 4.3: Bilanz für die Trockensubstanz der Versuchscharge in Zell am See

4.4 Bilanzierung der organischen Summenparameter

Für die untersuchten Parameter wurden auf Basis der Trockensubstanzbilanz und der Messwerte dieser Parameter separate Bilanzen erstellt. Die Ergebnisse dieser Bilanzen werden im Folgenden vorgestellt.

4.4.1 Glühverlust

4.4.1.1 Diskussion der Analyseergebnisse

Die Versuchscharge weist für den Rotteinput einen Glühverlust von 54,5 % TS auf. Der Wert für das Restabfall-Klärschlamm-Gemisch wurde aus den mit dem Anteil der Trockensubstanz gewichteten Mittelwerten der Teilströme Restabfall < 100 mm (Glühverlust 53,7 % TS) und Klärschlamm (Glühverlust 63,8 % TS) ermittelt. Der Glühverlust des Rotteinputs in Zell am See liegt damit etwas über den Ergebnissen aus Allerheiligen, bei denen der Rotteinput einen Glühverlust von 52,5 % TS aufweist.

Während der Rotte reduziert sich der Glühverlust des Rottegutes um 22 Prozentpunkte auf 32,5 % TS. Die Siebfraction 0-20 mm verfügt mit 28,0 % über den niedrigsten Glühverlust. Verglichen mit Allerheiligen ist diese Reduktion des Glühverlusts sehr hoch, da trotz niedrigerem Inputwert und längerer Rottedauer der Glühverlust in Allerheiligen nur auf 36,3 % TS abnimmt.

Auf eine statistische Auswertung der Analysenergebnisse wie bei den Daten aus Allerheiligen wurde beim Glühverlust wie auch bei allen anderen folgenden Parametern verzichtet, da zu wenig Datenmaterial vorliegt. Die Analysenergebnisse für alle Probenahmepunkte können aus dem Anhang (Tabelle B.1) entnommen werden.

4.4.1.2 Glühverlustbilanz

Für die insgesamt eingesetzte Trockensubstanz von 284 Mg wurde eine Glühverlustfracht von 178 Mg ermittelt, die sich zu 5,2 % auf Klärschlamm und 94,8 % auf Restabfall aufteilt. 42,3 % der Glühverlustfracht werden bereits vor der Rotte mit der heizwertreichen Fraktion ausgetragen.

In der Intensivrotte reduziert sich die Glühverlustfracht durch biologischen Abbau um 15,4 % (26,8 % bezogen auf den Rotteinput). Für die Extensivrotte wurde eine Reduktion der Glühverlustfracht von 19,0 % (32,9 % bezogen auf den Rotteinput) festgestellt. **Insgesamt ergibt sich somit eine Reduktion der Glühverlustfracht während der Rotte von 34,4 % bezogen auf die Gesamtmasse des mechanisch-biologisch behandelten Materials bzw. 59,7 % bezogen auf den Rotteinput.**

Bei der Absiebung nach 13 Wochen Rottedauer verteilt sich die Glühverlustfracht zu 11,6 % auf die Feinfraktion (20,1 % bezogen auf den Rotteinput), 9,3 % auf die Mittelfraktion (16,1 % bezogen auf den Rotteinput) und 2,4 % auf die Grobfraktion (4,1 % bezogen auf den Rotteinput). Geht man davon aus, dass die Feinfraktion deponiert werden kann, ergibt sich für die Glühverlustfracht in Zell am See das folgende Verteilungsmuster:

- 54,0 % der Glühverlustfracht werden einer thermischen Behandlung zugeführt,
- 34,4 % beträgt der Rotteverlust durch die biologische Behandlung und
- 11,6 % werden deponiert.

Die Glühverlustbilanz ist in Abbildung 4.4 dargestellt

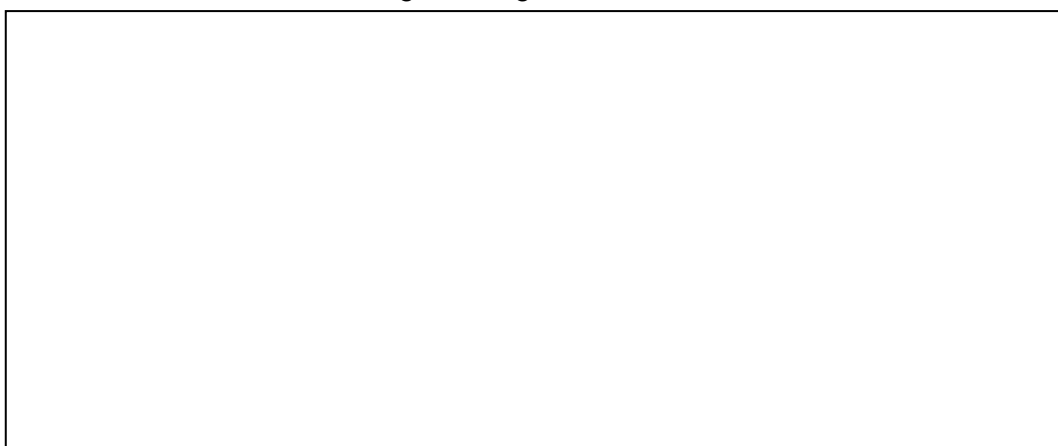


Abbildung 4.4: Glühverlustbilanz der Versuchscharge in Zell am See

4.4.2 TOC

4.4.2.1 Diskussion der Analyseergebnisse

Der Rotteinput aus Klärschlamm und Restabfall < 100 mm hat einen TOC-Gehalt von 298 g/kg TS. Der Unterschied zwischen dem TOC-Gehalt des eingesetzten Restabfalles < 100 mm (TOC 297 g/kg TS) und des Klärschlammes (TOC 310 g/kg TS) ist nur sehr gering.

Durch die Rotte nimmt der Gehalt an organischem Kohlenstoff kontinuierlich ab. Das Rotteendprodukt weist einen TOC-Gehalt von 222 g/kg TS auf und liegt damit um 76 g/kg TS niedriger als der Rotteinput, was einer Reduktion von etwa 25 % entspricht. In Allerheiligen werden nahezu die gleichen Gehalte für den organischen Kohlenstoff im Rotteendprodukt (223 g/kg TS) festgestellt, was wiederum für die gute Rotteführung in Zell am See spricht, da hier die Rottedauer kürzer ist.

Die Analyseergebnisse der übrigen Probenahmepunkte können aus dem Anhang (Tabelle B.1) entnommen werden.

4.4.2.2 TOC-Bilanz

Die Fracht des organischen Kohlenstoffs summiert sich für die Versuchscharge auf ca. 85,3 Mg, wobei 5,3 % auf den Klärschlamm und 94,7 % auf den Restabfall entfallen. Durch die Absiebung bei 100 mm werden vor der Rotte 34,2 % der TOC-Fracht mit der heizwertreichen Fraktion ausgetragen.

Während der Intensivrotte nimmt die Fracht des TOC um 20,0 % (30,4 % bezogen auf den Rotteinput) ab. Die weitere Reduktion im Verlauf der Extensivrotte beläuft sich auf 12,8 % (19,4 % bezogen auf den Rotteinput). **Insgesamt ergibt sich somit eine Reduktion der TOC-Fracht während der Rotte von 32,8 % bezogen auf die Gesamtmasse des mechanisch-biologisch behandelten Materials bzw. 49,8 % bezogen auf den Rotteinput.**

Durch die Absiebung nach 13 Wochen Rottedauer verteilt sich die TOC-Fracht zu 13,6 % auf die Feinfraktion (20,8 % bezogen auf den Rotteinput), 16,8 % auf die Mittelfraktion (25,5 % bezogen auf den Rotteinput) und 2,6 % auf die Grobfraktion (3,9 % bezogen auf den Rotteinput). Geht man davon aus, dass die Feinfraktion deponiert werden kann, ergibt sich für die TOC-Fracht in Zell am See das folgende Verteilungsmuster:

- 53,6 % der TOC-Fracht werden einer thermischen Behandlung zugeführt,
- 32,8 % beträgt der Rotteverlust durch die biologische Behandlung und
- 13,6 % werden deponiert.

Die TOC-Bilanz ist in Abbildung 4.4 dargestellt

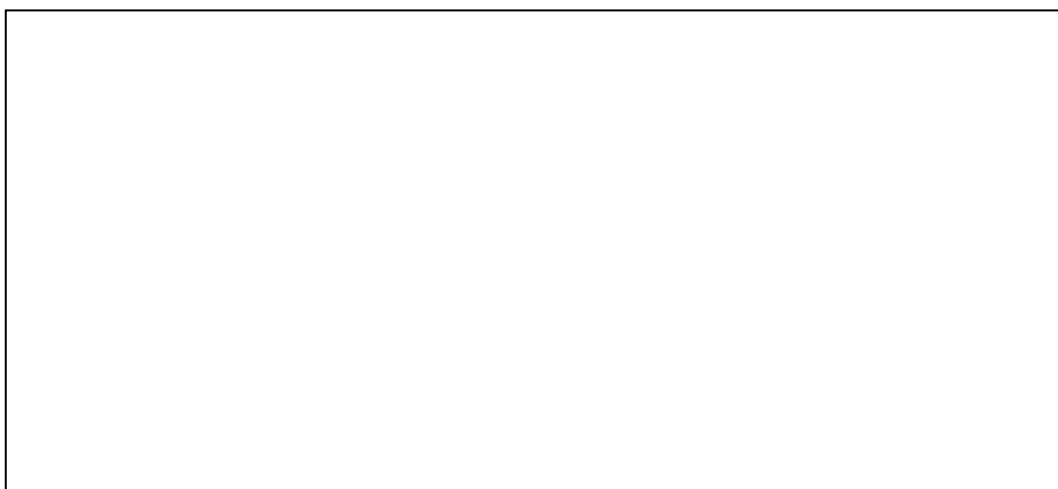


Abbildung 4.5: TOC-Bilanz der Versuchscharge in Zell am See

4.4.3 Brennwert

4.4.3.1 Diskussion der Analysenergebnisse

Der Brennwert für den Rotteinput liegt bei 12.400 kJ/kg TS und ist um 400 kJ/kg TS geringer als in Allerheiligen. Dies liegt im Wesentlichen daran, dass für den Versuch in Zell am See ein anaerob stabilisierter Klärschlamm mit einem geringeren Brennwert (14.400 kJ/kg TS) als in Allerheiligen eingesetzt wurde und der Anteil des Klärschlammes in Zell am See auch deutlich niedriger war. Der Restabfall < 100 mm weist mit 12.300 kJ/kg TS einen ebenso hohen Brennwert auf wie der Restabfall < 80 mm in Allerheiligen.

Im Verlauf der In- und Extensivrotte reduziert sich der Brennwert des Rottegutes um 4.600 kJ/kg TS auf 7.800 kJ/kg TS. Die Siebfraction 0-20 mm erreicht mit 6.200 kJ/kg TS fast den Grenzwert der Deponieverordnung. Von einer Deponierung dieser Fraktion kann daher in Zukunft ausgegangen werden. An dieser Stelle sei jedoch darauf hingewiesen, dass diese Untersuchung nur auf die analytische Begleitung einer einzigen Rottecharge beruht und die Schwierigkeiten bei der Bestimmung des Brennwertes gemäß Deponieverordnung noch nicht endgültig geklärt sind. Die Ergebnisse des Versuches sind daher nur mit den entsprechenden Einschränkungen gültig.

Die Analysenergebnisse aller anderen Probenahmepunkte können aus dem Anhang (Tabelle B.1) entnommen werden.

4.4.3.2 Brennwertbilanz

Die Brennwertfracht für die gesamte Restabfall- und Klärschlammmenge beläuft sich auf etwa 4.200 GJ. Ähnlich wie bei den Parametern TOC und Glühverlust teilt sich diese Fracht zu etwa 5 % auf Klärschlamm und 95 % auf Restabfall auf. Mit der heizwertreichen Fraktion (Restabfall > 100 mm) werden bereits über 44 % der Fracht ausgetragen.

In der Intensivrotte reduziert sich die Brennwertfracht durch biologischen Abbau um 9,5 % (17,0 % bezogen auf den Rotteinput). Für die Extensivrotte wurde eine Reduktion der Brennwertfracht von 22,8 % (40,8 % bezogen auf den Rotteinput) festgestellt. **Insgesamt ergibt sich somit eine Reduktion der Brennwertfracht während der Rotte von 32,3 % bezogen auf die Gesamtmasse des mechanisch-biologisch behandelten Materials bzw. 57,8 % bezogen auf den Rotteinput.**

Bei der Absiebung nach 13 Wochen Rottedauer verteilt sich die Brennwertfracht zu 10,8 % auf die Feinfraktion (19,4 % bezogen auf den Rotteinput), 10,2 % auf die Mittelfraktion (18,3 % bezogen auf den Rotteinput), und 2,5 % auf die Grobfraktion (4,5 % bezogen auf den Rotteinput). Geht man davon aus, dass die Feinfraktion deponiert werden kann, ergibt sich für die Brennwertfracht in Zell am See das folgende Verteilungsmuster:

- 56,9 % der Brennwertfracht werden einer thermischen Behandlung zugeführt,
- 32,3 % beträgt der Rotteverlust durch die biologische Behandlung und
- 10,8 % werden deponiert.

Die Brennwertbilanz ist in Abbildung 4.6 dargestellt



Abbildung 4.6: Bilanz des Brennwertes der Versuchscharge in Zell am See

4.4.4 Atmungsaktivität ($AT_{4/7}$)

4.4.4.1 Diskussion der Analysenergebnisse

Die Atmungsaktivität (sowohl AT_4 als auch AT_7) wurde für Restabfall < 100 mm, Klärschlamm sowie Rottegut nach 3 und nach 8 Wochen bei jeweils 2 Proben untersucht. Das Rottegut nach 13 Wochen wurde für die Fraktionen 0-20 mm und 20-40 mm jeweils einmal separat bestimmt, die Fraktionen 40-60 mm und 60-100 mm wurden nicht untersucht. Für die letztgenannten Fraktionen wurde bei der Bilanz der Mittelwert der Fraktionen 0-20 mm und 20-40 mm verwendet, wie dies in etwa für die Ergebnisse aus Allerheiligen bei der Fraktion 24-80 mm gilt. Die Fraktion > 100 mm wurde ebenfalls nicht auf ihre Atmungsaktivität untersucht. Hier wurde das Verhältnis der Atmungsaktivität zwischen Restabfall < 80 mm und > 80 mm auf die Fraktion < 100 mm und > 100 mm in Zell am See übertragen.

Da auch in Zell am See Ergebnisse der AT_7 sehr gut mit den Ergebnissen der AT_4 korrelieren, werden die Ergebnisse der AT_7 nicht im einzelnen vorgestellt. Die Analyseergebnisse sowie die abgeschätzten Werte für die Atmungsaktivität (AT_4 und AT_7) sind im Anhang (Tabelle B.1) für die einzelnen Probenahmepunkte aufgeführt.

Der Sauerstoffverbrauch in 4 Tagen ist bei den Klärschlammproben im Vergleich zu

Allerheiligen viel geringer, da anaerob stabilisierter Klärschlamm eingesetzt wurde. Im Mittel werden vom Klärschlamm ca. 38 mg O₂/g TS veratmet. Der Restabfall aus Zell am See liegt dagegen mit einem Mittelwert von 68,6 mg O₂/g TS um über 45 % über dem vergleichbaren Wert aus Allerheiligen, was durch den niedrigeren Aschegehalt und die kürzeren Abholrhythmen in Zell am See zu erklären ist. Der gewichtete Mittelwert für den Rotteinput aus Klärschlamm und Restabfall < 100 mm ergibt eine AT₄ von 66,2 mg O₂/g TS. Im Rotteverlauf nimmt die Atmungsaktivität des Rottegutes ab auf Werte um etwa 2 mg O₂/g TS.

4.4.4.2 Bilanz der Atmungsaktivität

Berechnet man die Atmungsaktivität in 4 Tagen für den gesamten Restabfall und Klärschlamm, der für den Versuch eingesetzt wurde, so ergibt sich ein Bedarf von ca. 15 Mg Sauerstoff. Zu knapp 4 % wird die Sauerstoffzehrung von Klärschlamm und zu gut 96 % von Restabfall verursacht. Durch die Absiebung bei 100 mm werden in Zell am See ca. 17 % der Atmungsaktivitätsfracht mit der heizwertreichen Fraktion ausgetragen.

Während der Intensivrotte reduziert sich die Atmungsaktivitätsfracht um 35,3% (42,5 % bezogen auf den Rotteinput). Im Vergleich zu Allerheiligen schneidet die Intensivrotte in Zell am See bei diesem Parameter besonders schlecht ab, da in Allerheiligen in nur 2 Wochen eine wesentlich stärkere Reduzierung der Atmungsaktivität erreicht wird. Durch die kontrolliert gesteuerte Extensivrotte wird in den weiteren 8 Wochen Rottedauer die Atmungsaktivitätsfracht jedoch nochmals deutlich gesenkt, und zwar um 45,8 % (55,2 % bezogen auf den Rotteinput). **Insgesamt ergibt sich somit eine Reduktion des Sauerstoffbedarfs in 4 Tagen (gemessen als AT₄) während der Rotte von 81,1 % bezogen auf die Gesamtmasse des mechanisch-biologisch behandelten Materials bzw. 97,7 % bezogen auf den Rotteinput.**

Bei der Absiebung nach 13 Wochen Behandlungsdauer verteilt sich die Atmungsaktivitätsfracht zu 1,2 % auf die Feinfraktion (1,5 % bezogen auf den Rotteinput), 0,6 % auf die Mittelfraktion (0,7 % bezogen auf den Rotteinput) und 0,1 % auf die Grobfraktion (0,2 % bezogen auf den Rotteinput). Geht man davon aus, dass die Fraktion 0-20 mm deponiert werden kann, ergibt sich für die Atmungsaktivitätsfracht in Zell am See das folgende Verteilungsmuster:

- 17,7 % der Atmungsaktivitätsfracht werden einer thermischen Behandlung zugeführt,
- 81,1 % beträgt der Rotteverlust durch die biologische Behandlung und
- 1,2 % werden deponiert.

Die Bilanz der Atmungsaktivität ist in Abbildung 4.7 dargestellt

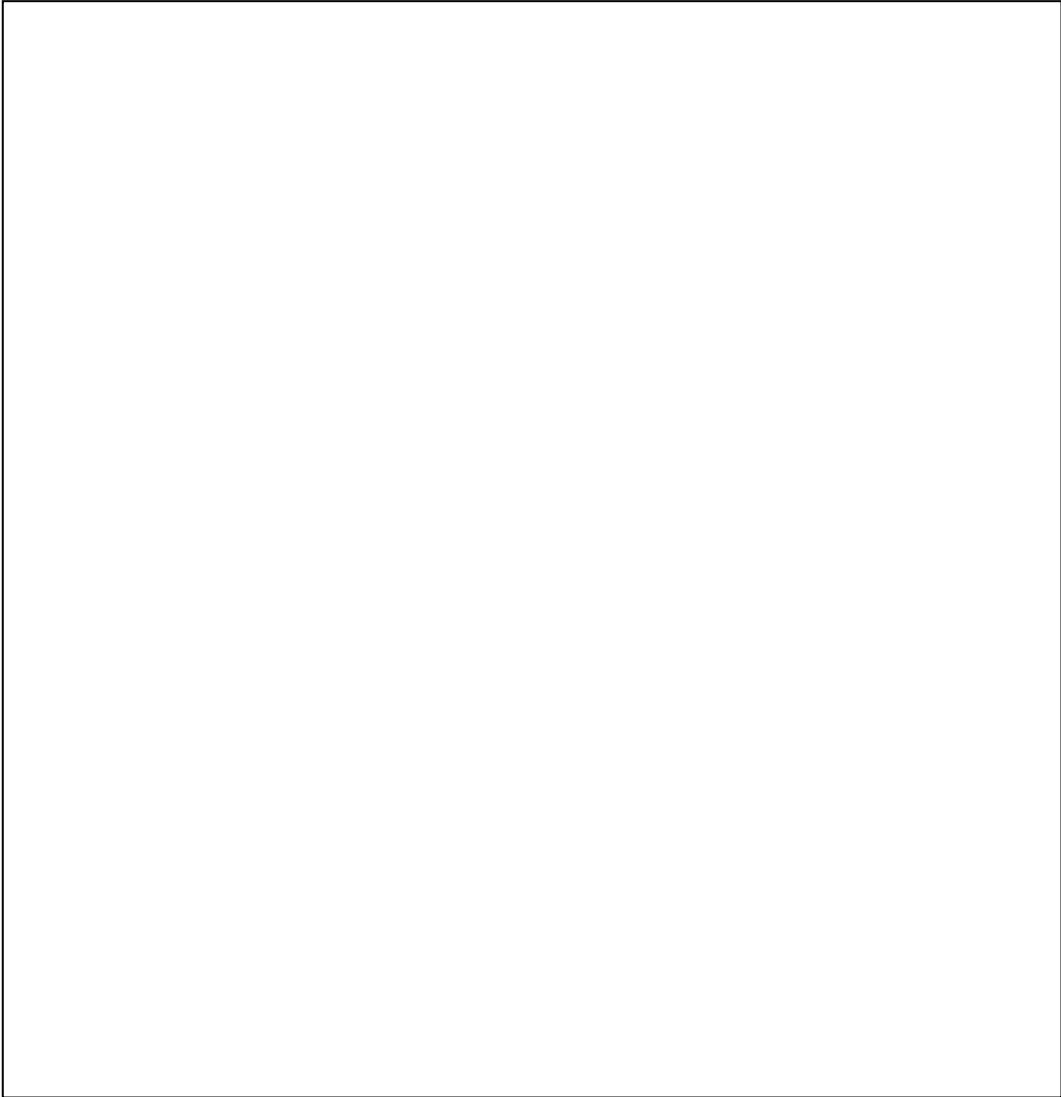


Abbildung 4.7: Bilanz der Atmungsaktivität in 4 Tagen (AT_4) für die Versuchscharge in Zell am See

4.5 Weiterführende Untersuchungen zum Rotteendprodukt

4.5.1 Korngrößenverteilung der Siebfractionen

Wie bei den Untersuchungen in Allerheiligen wurde auch beim Rotteendprodukt von Zell am See die Korngrößenverteilung aus den großtechnisch abgesiebten Fraktionen mit einer Plansiebmaschine (KS 1000) im Labor bestimmt. Die Ergebnisse der Laborsiebung sind für die Fraktionen 0-20 mm, 20-40 mm, 40-60 mm sowie die Gesamtfraktion 0-100 mm in Abbildung 4.8 dargestellt. Die Fraktion 60-100 mm wurde nicht im Labor abgesiebt, da für den in Frage kommenden Siebbereich keine Siebböden vorhanden waren und die Fraktion nur einen geringen Bruchteil des Rotteendproduktes (0,8 % der Trockensubstanz) ausmachte. Für die Auswertung der Gesamtfraktion 0-100 mm in Abbildung 4.8 wurde der Anteil 60-100 mm zu 100 % der Korngröße > 60 zugeschlagen.

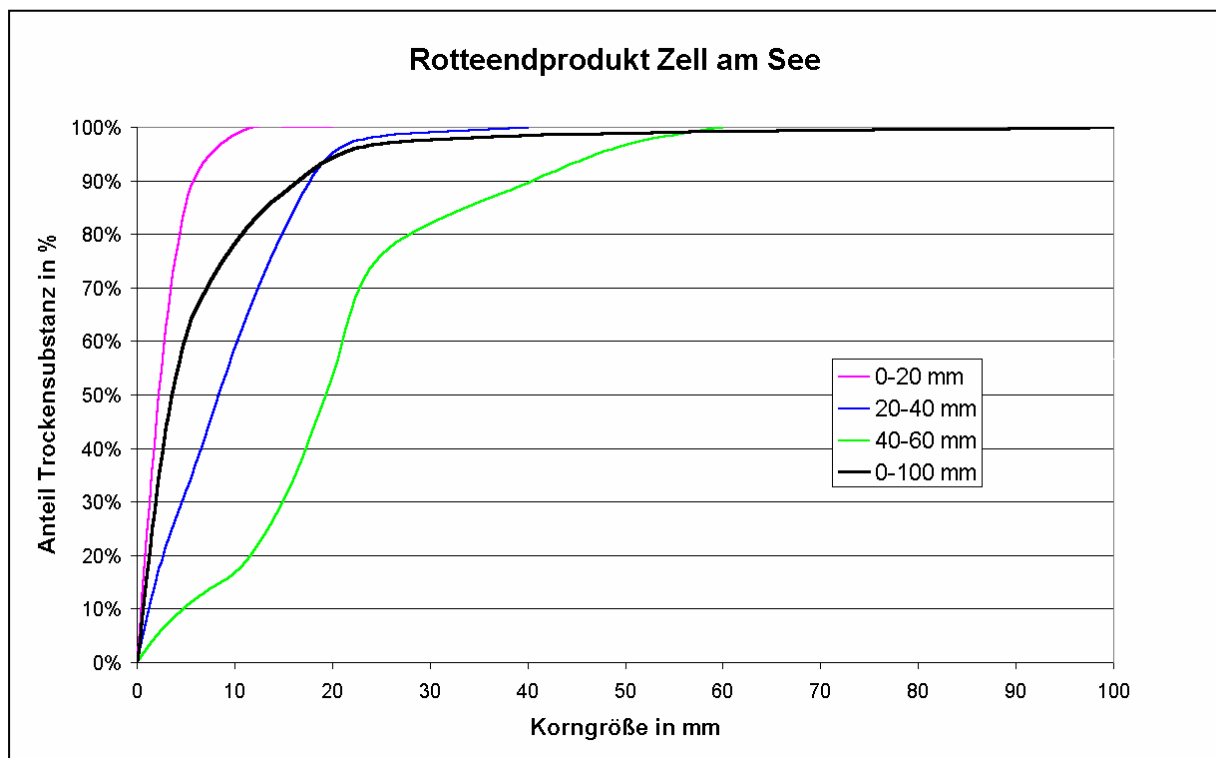


Abbildung 4.8: Korngrößenverteilung des Rotteendproduktes 0-20 mm, 20-40 mm, 40-60 mm und 0-100 mm aus der großtechnischen Absiebung in Zell am See

Das Rotteendprodukt < 6,3 mm hat einen Anteil von 67,4 % an der Trockensubstanz des gesamten Rotteendproduktes mit einem Wassergehalt von ca. 30 % FS bei der Absiebung und bestätigt die Ergebnisse aus Allerheiligen. Auch bei einem Siebschritt von 20 mm liegt im Siebüberlauf noch ein nennenswerter Anteil der Korngröße < 6,3 mm vor, in der Fraktion 20-40 mm aus der großtechnischen Absiebung beträgt dieser Anteil in etwa 38 % der Trockensubstanz.

4.5.2 Maximal deponierbarer Anteil des Rotteendproduktes

Die Siebfraktionen aus der Laborsiebung von 0-20 mm und 20-40 mm wurden auf ihren Brennwert untersucht, um daraus den maximal deponierbaren Anteil des Rotteendproduktes zu berechnen, der bei einer exakten Trennung des Rotteendproduktes erreichbar wäre.

Die Siebfraktionen von 0 bis 11,2 mm, die aus dem Rotteendprodukt 0-20 mm gewonnen wurden, weisen einen Brennwert zwischen 5.100 kJ/kg TS und 6.500 kJ/kg TS auf. Gemittelt für die Teilmenge 0-11,2 mm aus 0-20 mm (über 99 % der Trockensubstanz) berechnet sich ein Brennwert von 5.400 kJ/kg TS, der sich auch für die Gesamtprobe ergeben würde, da der Anteil > 11,2 kaum zu Buche schlägt. Der Unterschied zum ermittelten Brennwert aus der Gesamtprobe beträgt 800 kJ/kg TS und zeigt erneut die Unsicherheiten bei der Bestimmung des Brennwertes von Restabfallproben. Die Feinfraktion wäre nach diesen Untersuchungen vollständig deponierbar entsprechend den Anforderungen der Deponieverordnung.

Die Brennwerte der Siebfraktionen von 0 bis 11,2 mm, die aus dem Rotteendprodukt 20-40 mm gewonnen wurden, variieren in einem weiten Bereich von 6.200-10.000 kJ/kg TS.

Der maximal deponierbare Anteil des Rotteendproduktes ermittelt sich rechnerisch aus der Korngrößenverteilung des Rotteendproduktes 0-20 mm und 20-40 mm sowie den dazugehörigen Brennwerten für die Fraktionen bis 11,2 mm. Vom Rotteendprodukt 0-20 mm kann das gesamte Material < 11,2 mm deponiert werden, vom Rotteendprodukt 20-40 mm kann das gesamte Material < 6,3 mm und ein Teil des Materials 6,3-11,2 mm deponiert werden, wenn der Brennwert des Deponiegutes gemäß diesen Untersuchungen exakt 6.000 kJ/kg TS aufweisen soll. Anteilsmäßig macht dieses Deponiegut etwa 77 % des Rotteendproduktes von der Versuchscharge aus Zell am See aus.

5 Fallbeispiel Kufstein

5.1 Beschreibung der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlage

Die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung in Kufstein wird erst seit kurzem als Versuch auf dem Gelände des Kompostwerkes Kufstein durchgeführt. Im Mai 1996 begann man mit Vorversuchen, die zu dem jetzigen Großversuch zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung führten. Seit 7. Juli 1997 verfügt die Firma Thöni über einen Genehmigungsbescheid gemäß § 29 AWG für den Versuchsbetrieb der Pilotanlage zur MBR. Für die Restabfallrotte werden die Örtlichkeiten und Anlagenteile des Kompostwerkes Kufstein mitgenutzt.

5.1.1 Input der Behandlungsanlage

Für den Versuchsbetrieb der MBRA Kufstein wird der Restabfall der Stadt Kufstein eingesetzt. Die Gesamtkapazität der Pilotanlage beträgt in etwa 2.000 Mg pro Jahr. Im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitung des Versuchsbetriebs wurde der Restabfall von Kufstein einer Sortieranalyse unterzogen. Die Analysenergebnisse sind in [42] nachzulesen und werden hier nicht näher ausgeführt. Interessant ist lediglich der Brennwert des Restabfalls, der im Durchschnitt von vier Sortieranalysen bei ca. 15.900 kJ/kg TS liegt. Klärschlamm wird im Rahmen des Versuchsbetriebs im Gegensatz zu den beiden bereits beschriebenen Anlagen nicht eingesetzt.

5.1.2 Mechanische Vorbehandlung

Der kommunale Restabfall der Stadt Kufstein wird nach der Anlieferung in einem Flachbunker bis zu 7 Tage zwischengelagert. Falls erforderlich ($WG > 40\%$) kann das Material belüftet (d.h. biologisch vorgetrocknet) werden, um die Siebeigenschaften zu verbessern. Die Zeit für die Vortrocknung wird im Folgenden für Angaben zur Behandlungsdauer, nicht jedoch für die Rottezeit berücksichtigt. Nach der Vortrocknung erfolgt die Aufgabe zur Zerkleinerung mittels Teleskop-Radlader, wozu ein langsam laufendes Zerkleinerungsaggregat eingesetzt wird. Bei dieser Vorzerkleinerung sollen Säcke und Tüten aufgerissen, Stopf- und Umverpackungen zerlegt und größere Organikteile aufgeschlossen werden.

Nach der Zerkleinerung wird der Restabfall mittels Trommelsieb bei 50 mm abgesiebt. Der Siebüberlauf ($> 50\text{ mm}$) wird einer biologischen Trocknung (Trockenstabilisierung) unterzogen. Dies bietet sich insbesondere bei Wassergehalten $> 35\%$ und hohen organischen Anteilen in der Fraktion $> 50\text{ mm}$ an.

Der Siebdurchgang (< 50 mm) wird einer Magnetscheidung unterzogen, wobei verwertbare Fe-Metalle abgetrennt werden.

5.1.3 Intensivrotte

Der vorbehandelte Restabfall < 50 mm wird in den von der Firma thöni entwickelten Rottemodulen (Fassungsvermögen: ca. 80 m³) einer 2-wöchigen (quasi-)dynamischen Intensivrotte unterzogen, bei der das Material wöchentlich mehrmals umgesetzt wird. Die Steuerung der Intensivrottemodule (TDM) erfolgt in erster Linie über den Parameter Temperatur. Darüber hinaus ist das System mit einer Druckbelüftung ausgestattet, wobei das Zuluft-/Umluftverhältnis in weiten Grenzen variiert werden kann. Die Einstellung eines für die biologische Behandlung geeigneten Wassergehaltes von 40 bis 60 % kann über eine Bewässerungseinrichtung sichergestellt werden. Die Abluft der TDM wird vollständig erfasst und über kompakte Biofilter, die in Containern untergebracht sind, gereinigt.

5.1.4 Extensivrotte

Auch für den Output der Intensivrottemodule ist eine optionale Bewässerung vorgesehen. Nach der Wassergehaltseinstellung wird das Material mittels Radlader in Rottezeilen (Fassungsvermögen: ca. 200 m³) zu Mieten aufgeschüttet. Diese (quasi-)statischen Rottemodule der Firma thöni Industriebetriebe (TSM) sind mit einer dampfdurchlässigen und wasserdichten oder mit einer gasundurchlässigen Plane überspannt. Diese Plane wird auf einer Gestängekonstruktion aufgehängt, so dass kein arbeitsintensives Zu- und Abdecken der Mieten erforderlich ist. Die Dauer der Extensivrotte beträgt 11 Wochen, während der das Material mehrmals (i.d.R. wöchentlich) mit einem Radlader umgesetzt wird. Dabei kann auch eine Bewässerung des Rottegutes vorgenommen werden. Die Belüftung des Materials erfolgt durch Druckbelüftung über AirRail-Schienen. Die Abluft der Extensivrotte wird mit einem konventionellen Flächenbiofilter gereinigt.

Nach einer Rottedauer von 13 Wochen wird das Rotteendprodukt bei 18 mm abgesiebt.

5.1.5 Deponierung/Thermische Behandlung

Das Rotteendprodukt mit einer Korngröße < 18 mm wird im Bundesland Tirol deponiert. Die beiden heizwertreichen Fraktionen > 50 mm und 18-50 mm werden im Gegensatz zu den meisten anderen MBRA Österreichs bereits jetzt einer thermischen Behandlung zugeführt.

5.2 Probenahme

Im Rahmen der Untersuchungen war für folgende Materialien eine repräsentative Probenahme erforderlich:

- Siebüberlauf der Absiebung vor der Rotte (Restabfall > 50 mm)
- Input der Intensivrotte (Restabfall < 50 mm)
- Output der Intensivrotte = Input der Extensivrotte (Restabfall < 50 mm, 2 Wochen gerottet)
- Rottematerial der Extensivrotte (Restabfall < 50 mm, 7 Wochen gerottet)
- Rottematerial nach Abschluss der Extensivrotte (Restabfall < 18mm und Restabfall 18-50 mm, 12 Wochen gerottet)

Über die Schwierigkeiten bei der Beprobung von Restabfällen wurde schon in Kapitel 3.2 berichtet. Die Menge an Restabfall für die untersuchte Charge in Kufstein (insgesamt ca. 60 Mg) ist zwar vergleichsweise gering, der scale-down-Faktor vom Gesamtabfall auf die Analysenprobe liegt aber in der gleichen Größenordnung wie bei den oben beschriebenen Versuchen.

5.2.1 Probenahmezyklus

Die MBRA Kufstein ist derzeit im Probetrieb, bei dem unterschiedliche Behandlungsvarianten durchgespielt werden. Eine endgültige Konzeption für den Routinebetrieb wurde noch nicht festgelegt. Hier soll eine Variante (Charge 3) vorgestellt werden, die aufgrund der ersten Ergebnisse für die Zukunft vielversprechend erscheint. Die weiteren Varianten, die im Versuchsbetrieb bereits untersucht wurden (Chargen 1, 2 und 4) werden nicht näher ausgeführt.

Für das betrachtete Behandlungskonzept wurden Bilanzen von folgenden Mengenströmen ermittelt:

1. Abfallmenge Feuchtsubstanz
2. Abfallmenge Trockensubstanz
3. Organische Substanz (beschrieben mit dem Parameter Glühverlust)
4. Leicht abbaubare organische Substanz (beschrieben mit dem Parameter Atmungsaktivität)
5. Energiegehalt (beschrieben mit dem Parameter H_o)

Die Probenahmepunkte und Anzahl der gezogenen Proben können aus Abbildung 5.1 ersehen werden. Die Durchführung der Probenahme an den Probenahmepunkten wird im folgenden Abschnitt näher erläutert.

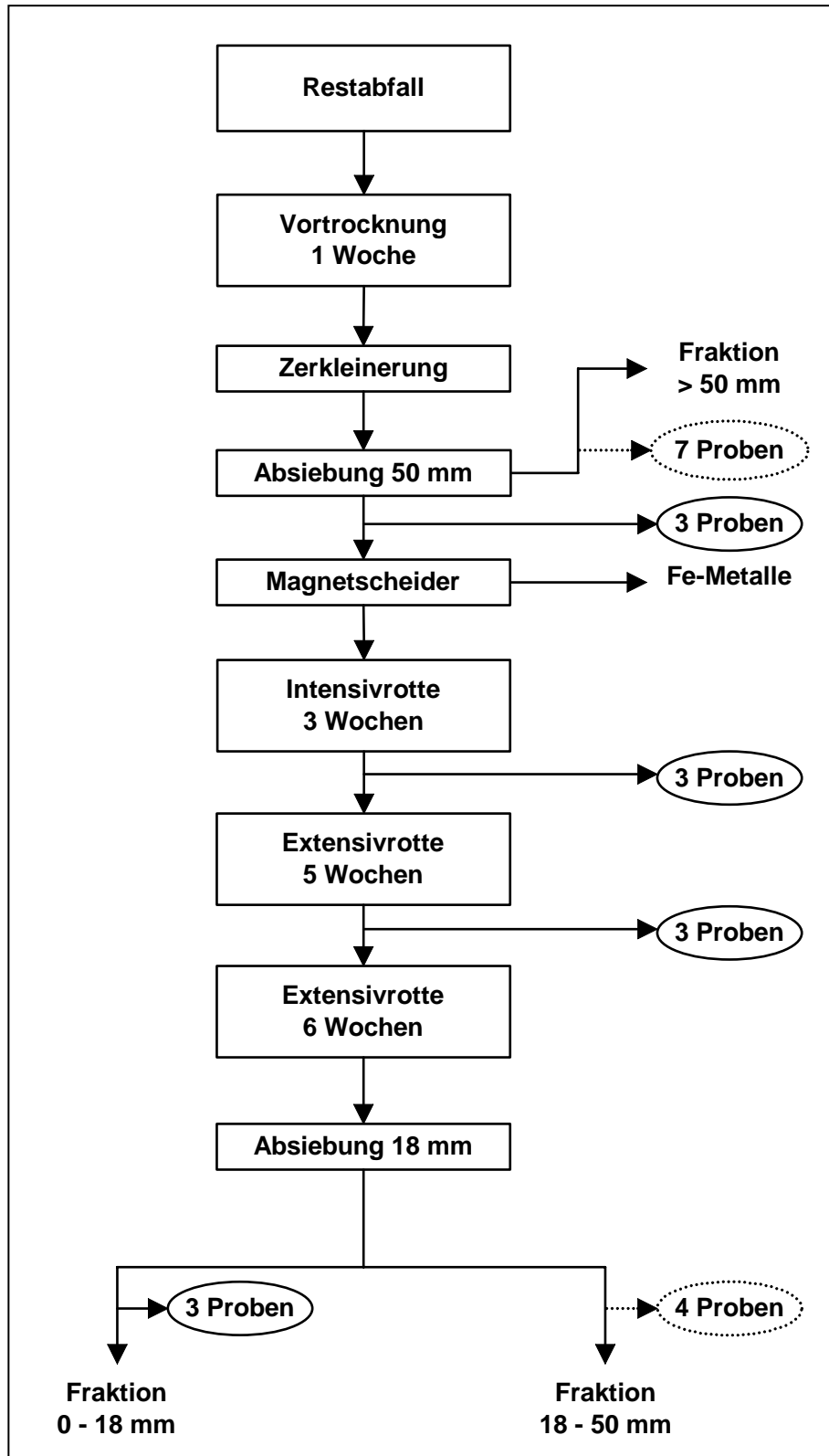


Abbildung 5.1: Probenahmekonzept bei der Untersuchung von Charge 3 an der MBRA Kufstein

5.2.2 Probenahmepunkte und Ablauf der Probenahme

5.2.2.1 Inputmaterial

Das Inputmaterial der mechanisch-biologischen Behandlung wird nicht im ganzen beprobt, sondern separat nach den Teilströmen Restabfall > 50 mm und Restabfall < 50 mm. Klärschlamm wird bei der MBRA Kufstein nicht eingesetzt.

Restabfall > 50 mm

Von der zu beprobenden Miete mit Restabfall > 50 mm wurden aus verschiedenen Höhen und von verschiedenen Standorten rund um die Miete ca. 20 Stichproben gezogen. Dieser relativ große Aufwand wurde betrieben, um dem heterogenen Material der thermischen Fraktion Rechnung zu tragen.

Die genommenen Stichproben wurden auf einem vorbereiteten Platz gründlich durchmischt und zu einem Kegel aufgeschüttet. Dabei wurde mit etwa 40 bis 60 kg Probe das Mischkreuzverfahren gemäß ÖNORM S 2023 durchgeführt, um dann etwa 8 bis 10 kg Sammelprobe zu erhalten.

Die Probenahme des Restabfalls > 50 mm wurde im Versuchsbetrieb von Mitarbeitern der TU München unabhängig von den im Rotteverlauf analytisch begleiteten Chargen durchgeführt. Spezifische Analysendaten für die Fraktion > 50 mm von Charge 3 existieren daher nicht. Es wurden insgesamt 7 Analysenproben gezogen, deren Mittelwert für die Bilanzierung verwendet wird. Da diese Proben nicht direkt zur Charge 3 gehören, wurde die Probenahme dieser Proben in Abbildung 5.1 mit punktierten Linien dargestellt.

Fe-Metalle

Die Eisenmetalle aus der Magnetscheidung wurden nicht beprobt. Für die Berechnung der Trockensubstanzbilanz wurden die Analysendaten von Allerheiligen übernommen.

Restabfall < 50 mm

Der Restabfall < 50 mm wurde nach der Absiebung mit Schneckenförderern in das Intensivrottemodul eingetragen. Am Übergang vom horizontalen zum vertikalen Schneckenförderer wurden mit einer speziellen Schaufel Stichproben genommen. Die Stichproben wurden über den gesamten Zeitraum der Befüllung eines Rottemoduls im Abstand von ca. 3-5 Minuten gezogen. Ca. 50 kg wurden so zu einer Mischprobe vereinigt. Die Mischprobe wurde gründlich durchmischt und im Mischkreuzverfahren zur endgültigen Sammelprobe eingeengt (ca. 8-10 kg). Im Verlauf der Befüllung wurden 3 Sammelproben gezogen.

5.2.2.2 Input der Extensivrotte

Der Austrag aus der Intensivrotte erfolgt mit Hilfe der selben Schneckenförderer wie beim Eintrag. Analog zur Probenahme beim Eintrag in das Intensivrottemodul verlief die Probenahme beim Austrag aus der Intensivrotte. Das Outputmaterial der Intensivrotte ist identisch mit dem Input der Extensivrotte.

5.2.2.3 Zwischenprobe

Um den Rotteverlauf zu dokumentieren wurde nach 5 Wochen Extensivrotte eine Probe des Rottegutes < 50 mm gezogen. Von der zu beprobenden Miete wurden aus verschiedenen Höhen und verschiedenen Standorten rund um die Miete ca. 20 Stichproben genommen. Diese Stichproben wurden auf einem vorbereiteten Platz zu einer Sammelprobe vereinigt, gründlich durchmischt und zu einem Kegel aufgeschüttet. Mit dem Mischkreuzverfahren wurde die Sammelprobe (ca. 30 bis 60 kg) auf eine Analysenprobe im Umfang von 5 kg eingeeengt. Dieser Vorgang wurde dreimal wiederholt.

5.2.2.4 Absiebung/ Ende der Extensivrotte

Das Rotteendprodukt wurde bei 18 mm abgesiebt. Die Beprobung von Siebüberlauf und Siebdurchgang erfolgte separat.

Rotteendprodukt 18-50 mm

Die Probenahme des Rotteendprodukts 18-50 mm wurde von Mitarbeitern der TU München unabhängig von den im Rotteverlauf analytisch begleiteten Chargen durchgeführt. Spezifische Analysendaten für die Fraktion 18 - 50 mm von Charge 3 existieren daher nicht. Es wurden insgesamt 4 Analysenproben gezogen, deren Mittelwert für die Bilanzierung verwendet wird. Da diese Proben nicht direkt zur Charge 3 gehören, wurde die Probenahme dieser Proben in Abbildung 5.1 mit punktierten Linien dargestellt. Die Durchführung der Probenahme erfolgte Analog zur Probenahme bei der Zwischenprobe.

Rotteendprodukt 0-18 mm

Vom Rotteendprodukt 0-18 mm wurden dreimal je ca. 20 Stichproben direkt vom Schüttkegel des Austragförderbandes der Siebmaschine entnommen, zu Sammelproben vereint und mit dem Mischkreuzverfahren auf 5 kg eingeeengt.

5.3 Massenbilanz der Versuchschargen

5.3.1 Feuchtsubstanz

Die MBRA Kufstein behandelt ausschließlich Restabfall aus der Stadtgemeinde Kufstein. Die Berücksichtigung von Klärschlamm als Input in die MBRA wie bei den beiden zuvor vorgestellten Anlagen entfällt daher.

Für die Massenbilanz der untersuchten Charge wurde der Restabfall bei der Anlieferung mittels Brückenwaage verwogen. Nach einer etwa einwöchigen Lagerung des Restabfalls wurde dieser bei 50 mm abgesiebt. Siebüberlauf und -durchgang wurden erneut verwogen, ebenso wie der Austrag aus der Intensivrotte nach 2 Wochen Rottedauer. Nach dem Ende der Rotte wurde das Rotteendprodukt bei einem Siebschnitt von 18 mm abgesiebt. Siebüberlauf und -durchgang wurden wiederum separat verwogen.

Insgesamt wurden bei der angesetzten Charge 60,5 Mg Restabfall behandelt. Nach der einwöchigen Vortrocknung verblieben davon noch 56,3 Mg für die weitere Behandlung. Die Absiebung bei 50 mm trennte von dem zu behandelnden Material nochmals etwa 38,2 % ab.

Das Rottegut wurde in der Intensivrotte ausschließlich mit Perkolat bewässert. Eine Aufzeichnung der Bewässerungsmengen wurde nicht durchgeführt. Die hier dargestellten Daten wurden aus den durchschnittlichen Bewässerungsmengen und der Anzahl der Bewässerungen abgeschätzt. In der Extensivrotte teilt sich die Bewässerung etwa zu 70 % auf Perkolat und 30 % auf Frischwasser auf. Während der Intensivrotte wurden ca. 0,55 m³ Wasser pro Mg Rotteinput eingesetzt, der Wasserbedarf in der Extensivrotte betrug ca. 0,83 m³ pro Mg Rotteinput.

Die Masse des Rottegutes nimmt in der Intensivrotte um 10,5 % zu, da das Rottegut stark bewässert wird. In der Extensivrotte reduziert sich die Feuchtsubstanz des Rottematerials dagegen um 22,5 %.

Die Absiebung nach 13 Wochen Rottedauer ergab 17,9 % an Material < 18 mm (33,2 % bezogen auf den Rotteinput) und 23,9 % an Material zwischen 18 und 50 mm (44,6 % bezogen auf den Rotteinput).

Im Überblick bleibt festzuhalten, dass die Feuchtsubstanz beim Versuch in Kufstein, bei dem nur Restabfall eingesetzt wurde, die folgende Verteilung aufweist:

- **1,1 % werden bei der mechanischen Aufbereitung als Eisenmetalle ausgeschleust,**
- **38,2 % werden vor der biologischen Behandlung als heizwertreiche Fraktion ausgeschleust,**
- **18,9 % beträgt der Rotteverlust (Nettoverlust an Wasser und Trockensubstanz)**

durch die biologische Behandlung inklusive Vortrocknung und

- **41,8 % verbleiben als Endprodukt der Rotte.**

Die Bilanz für die Feuchtsubstanz ist graphisch in Abbildung 5.2 dargestellt.

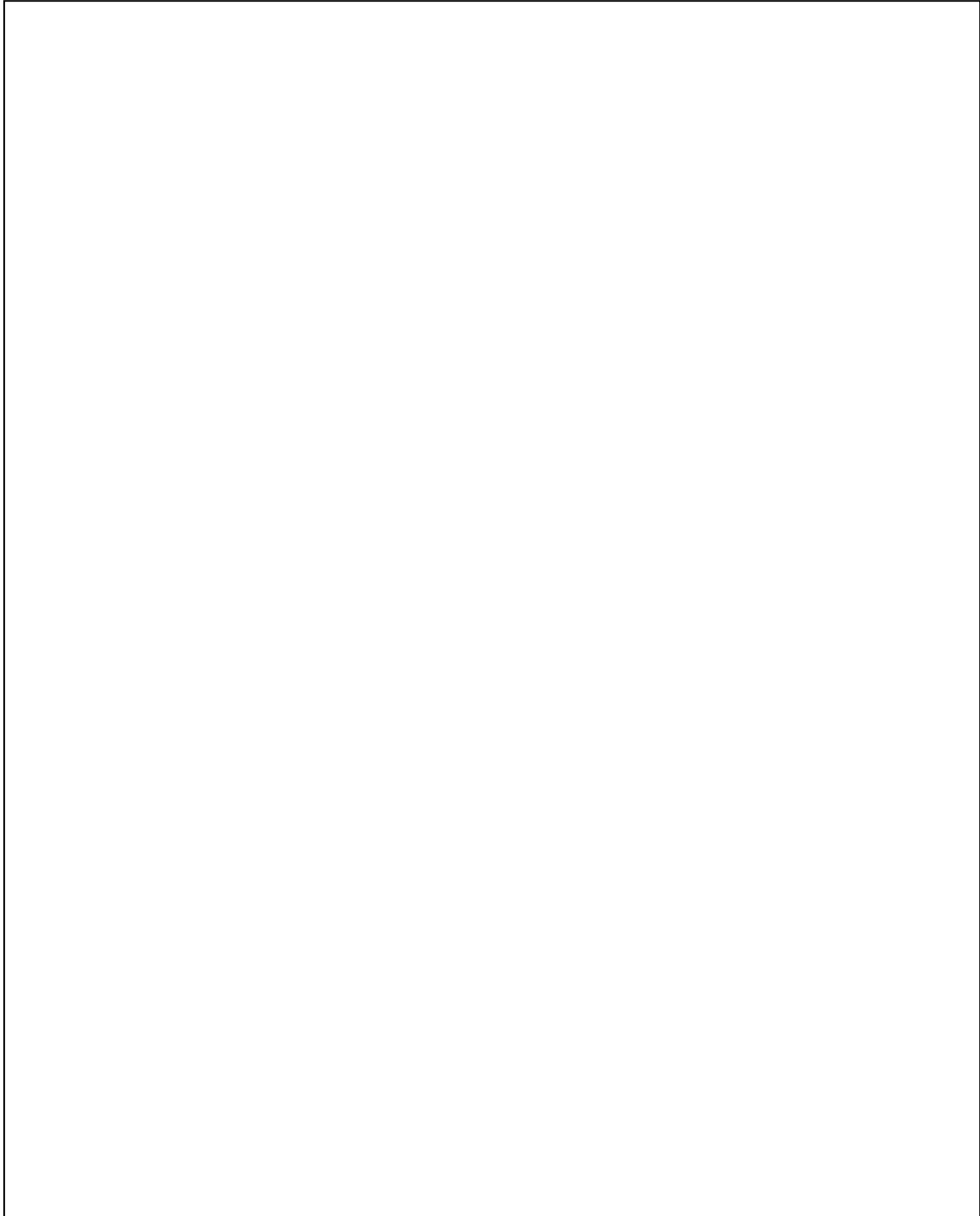


Abbildung 5.2: Bilanz für die Feuchtsubstanz der Versuchscharge 3 in Kufstein

5.3.2 Trockensubstanz

Die Bilanz der Trockensubstanz wurde aus den Verwiegungen und dem Wassergehalt der dazugehörigen Proben ermittelt. Sie dient auch für die folgenden Bilanzen (Glühverlust, TOC, Atmungsaktivität) als Grundlage für die Frachtenberechnung.

Die Reduktion der Trockensubstanz im Verlauf der Vortrocknung wurde auf 2 % geschätzt. Diese Schätzung musste durchgeführt werden, da keine Proben vom Anlieferungsmaterial genommen wurden, eine Massenreduktion jedoch anzunehmen ist.

Über die Magnetscheidung und die Absiebung bei 50 mm werden 1,7 % der Trockensubstanz als Fe-Metalle und 39,5 % als heizwertreiche Fraktion bereits vor der Rotte ausgeschleust. Die verbleibenden etwa 22,4 Mg Trockensubstanz bilden den Rotteinput der untersuchten Charge.

Während der Intensivrotte lässt sich ein Trockensubstanzverlust von lediglich 1,1 % bezogen auf den Anlageninput feststellen. Die Intensivrotte bleibt beim Trockensubstanzabbau hinter den Erwartungen zurück, wobei die Ursachen auch bei einer fehlerhaften Verwiegung oder Wassergehaltsbestimmung liegen können. In der Extensivrotte nimmt die Trockensubstanz um weitere 9,6 % ab. Dieser Massenverlust liegt wieder im Bereich der Ergebnisse aus Allerheiligen und Zell am See. **Zählt man den Verlust aus der Vortrocknung mit, ergibt sich in Kufstein für die Rotte ein TS-Abbau von 10,7 % bezogen auf die Gesamtmenge des mechanisch-biologisch behandelten Materials bzw. 18,9 % bezogen auf den Rotteinput.**

Aus der Absiebung nach 13 Wochen Rottedauer erhält man 18,3 % an Material < 18 mm (32,2 % bezogen auf den Rotteinput) und 27,8 % an Material zwischen 18 und 50 mm (48,9 % bezogen auf den Rotteinput).

Im Überblick kann man festhalten, dass die Massenbilanz der Trockensubstanz bei dem Versuch in Kufstein die folgende Verteilung aufweist:

- **1,7 % werden bei der mechanischen Aufbereitung als Eisenmetalle abgetrennt,**
- **39,5 % werden vor der biologischen Behandlung als heizwertreiche Fraktion ausgeschleust**
- **12,7 % beträgt der Rotteverlust durch die biologische Behandlung und**
- **46,1 % verbleiben als Endprodukt der Rotte.**

Die Bilanz für die Trockensubstanz ist graphisch in Abbildung 5.3 dargestellt.

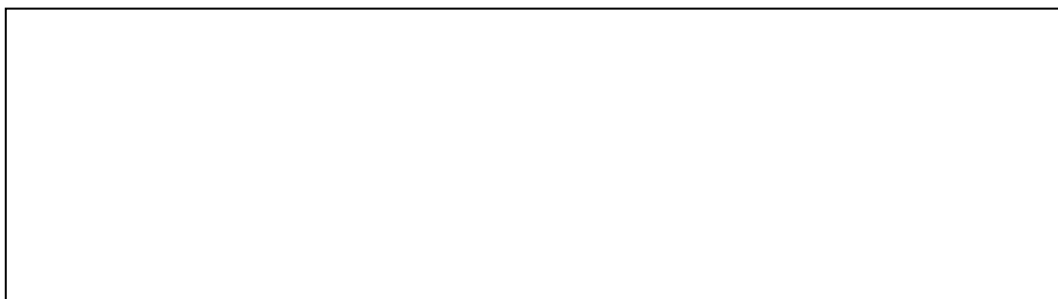


Abbildung 5.3: Bilanz für die Trockensubstanz der Versuchscharge 3 in Kufstein

5.4 Bilanzierung der organischen Summenparameter

Für die untersuchten Parameter wurden auf Basis der Trockensubstanzbilanz und der Messwerte dieser Parameter separate Bilanzen erstellt. Die Ergebnisse dieser Bilanzen werden für die MBRA Kufstein im folgenden Kapitel vorgestellt.

5.4.1 Glühverlust

5.4.1.1 Diskussion der Analyseergebnisse

Der Glühverlust des Restabfalls > 50 mm liegt im Durchschnitt bei 72,2 % TS. Der Restabfall < 50 mm weist für Charge 3 einen Glühverlust von 53,5 % TS auf. Zusammen ergibt sich somit für den Restabfall ein Glühverlust von ca. 60 % TS, der zwischen den Ergebnissen von Allerheiligen (54,7 % TS) und Zell am See (62,6 % TS) liegt.

Während der Rotte reduziert sich der Glühverlust des Rottegutes um 7,8 Prozentpunkte auf 45,7 % TS. Die Siebfraction 0-18 mm verfügt mit 26,7 % über einen erwartungsgemäß niedrigen Glühverlust. Die Fraktion 18-50 mm weist nach Untersuchungen des IED im Durchschnitt nach der Rotte einen Glühverlust von 58,2 % TS auf.

Auf eine statistische Auswertung der Analyseergebnisse wie bei den Daten aus Allerheiligen wurde beim Glühverlust wie auch bei allen anderen folgenden Parametern verzichtet, da zu wenig Datenmaterial vorliegt. Die Analyseergebnisse für alle Probenahmepunkte können aus dem Anhang (Tabelle C.1) entnommen werden.

5.4.1.2 Glühverlustbilanz

Für die beim Versuch eingesetzte Trockensubstanz von 39,5 Mg wurde eine Glühverlustfracht in der Höhe von 24 Mg bestimmt. Rund die Hälfte davon wird in die Rotte eingebracht, der Rest fällt als Siebüberlauf bei der Absiebung bei 50 mm an bzw. wird durch die biologische Trocknung (3,3 % TS geschätzt) abgebaut.

In der Intensivrotte verringert sich die Glühverlustfracht durch biologischen Abbau um 3,4 % (6,8 % bezogen auf den Rotteinput). Für die Extensivrotte wurde eine Reduktion der Glühverlustfracht von 11,9 % (23,9 % bezogen auf den Rotteinput) festgestellt. **Zählt man den Rotteverlust aus der Vortrocknung mit, so ergibt sich eine Reduktion der Glühverlustfracht während der biologischen Behandlung von 18,6 % bezogen auf die Gesamtmasse des mechanisch-biologisch behandelten Restabfalls bzw. 34 % bezogen auf den entsprechenden Rotteinput.**

Aus der Absiebung nach 13 Wochen Rottedauer erhält man für die Glühverlustfracht 8,0 %

an Material < 18 mm (16,1 % bezogen auf den Rotteinput) und 26,6 % an Material zwischen 18 und 50 mm (53,3 % bezogen auf den Rotteinput). Geht man davon aus, dass nur die Fraktion 0-18 mm in Zukunft deponiert wird, ergibt sich für die Glühverlustfracht in Kufstein das folgende Verteilungsmuster:

- 73,4 % der Glühverlustfracht werden einer thermischen Behandlung zugeführt,
- 18,6 % beträgt der Rotteverlust durch die biologische Behandlung und
- 8,0 % werden deponiert.

Die Glühverlustbilanz ist in Abbildung 5.4 dargestellt

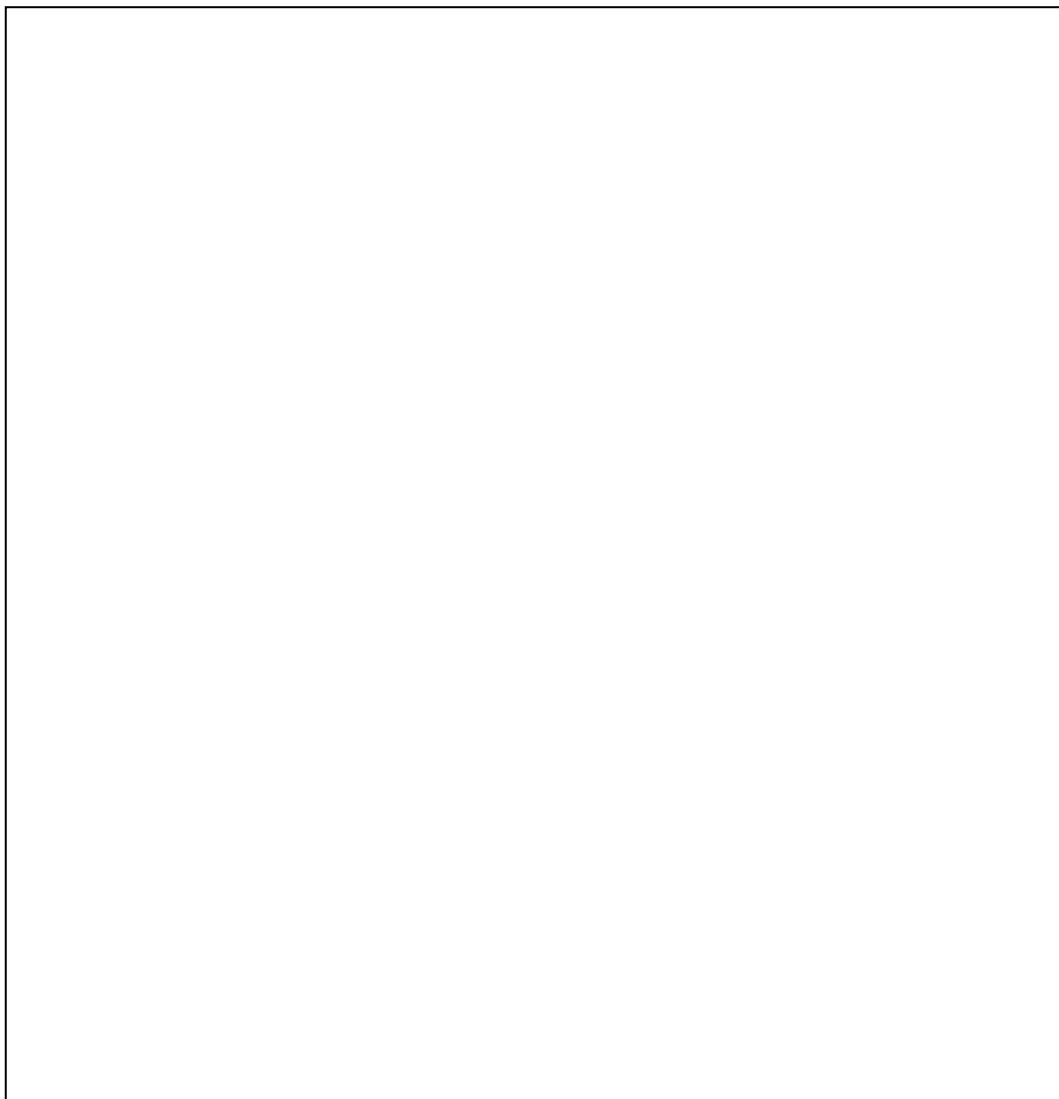


Abbildung 5.4: Glühverlustbilanz der Versuchscharge 3 in Kufstein

5.4.2 Brennwert

5.4.2.1 Diskussion der Analysenergebnisse

Der Brennwert für den Rotteinput < 50 mm liegt mit 12.100 kJ/kg TS am niedrigsten von allen drei untersuchten Anlagen. Der Restabfall > 50 mm weist mit 18.400 kJ/kg TS ebenso einen deutlich niedrigeren Brennwert als die heizwertreichen Fraktionen in Zell am See sowie Allerheiligen auf. Zusammen ergibt sich für den Restabfall von Charge 3 ein Brennwert von 14.500 kJ/kg TS bei der Anlieferung an die Behandlungsanlage.

Im Verlauf der Behandlung reduziert sich der Brennwert des Restabfalls < 50 mm um 1.300 kJ/kg TS auf 10.800 kJ/kg TS. Die Siebfraction 0-18 mm unterschreitet mit 5.200 kJ/kg TS deutlich den Grenzwert der Deponieverordnung. Die Deponierung dieser Fraktion dürfte in Zukunft kein Problem darstellen. Für den Routinebetrieb bei der MBRA Kufstein liegen jedoch noch nicht genug Analysenergebnisse vor, so dass eine endgültige Aussage über die Deponiefähigkeit dieser Fraktion durch weitere Untersuchungen abgesichert werden müsste.

Die Analysenergebnisse der weiteren Probenahmepunkte im Verlauf der Rotte können aus dem Anhang (Tabelle C.1) entnommen werden.

5.4.2.2 Bilanz des Brennwertes

Die Fracht des Brennwertes summiert sich auf ca. 570 GJ für den eingesetzten Restabfall von Charge 3. Während der Trocknung reduziert sich diese Fracht schätzungsweise um etwa 2,4 %. Durch die Absiebung bei 50 mm werden weitere 50,2 % vor der eigentlichen Rotte abgetrennt.

In der Intensivrotte reduziert sich die Brennwertfracht durch biologischen Abbau um 4,9 % (10,4 % bezogen auf den Rotteinput). Für die Extensivrotte wurde eine Reduktion der Brennwertfracht um 8,2 % (17,3 % bezogen auf den Rotteinput) festgestellt. **Berücksichtigt man den Verlust aus der Vortrocknung, so ergibt sich eine Reduktion der Brennwertfracht während der biologischen Behandlung von 15,6 % bezogen auf die Gesamtmasse des mechanisch-biologisch behandelten Materials bzw. 30,1 % bezogen auf den entsprechenden Rotteinput.**

Aus der Absiebung nach 13 Wochen Rottedauer erhält man für die Brennwertfracht 6,5 % an Material < 18 mm (13,8 % bezogen auf den Rotteinput) und 27,8 % an Material zwischen 18 und 50 mm (58,5 % bezogen auf den Rotteinput). Geht man davon aus, dass nur die Fraktion 0-18 mm in Zukunft deponiert wird, ergibt sich für die Brennwertfracht in Kufstein das folgende Verteilungsmuster:

- 78,0 % der Brennwertfracht werden einer thermischen Behandlung zugeführt,
- 15,5 % beträgt der Rotteverlust durch die biologische Behandlung und

- 6,5 % werden deponiert.

Die Brennwertbilanz der MBRA Kufstein ist in Abbildung 5.5 dargestellt

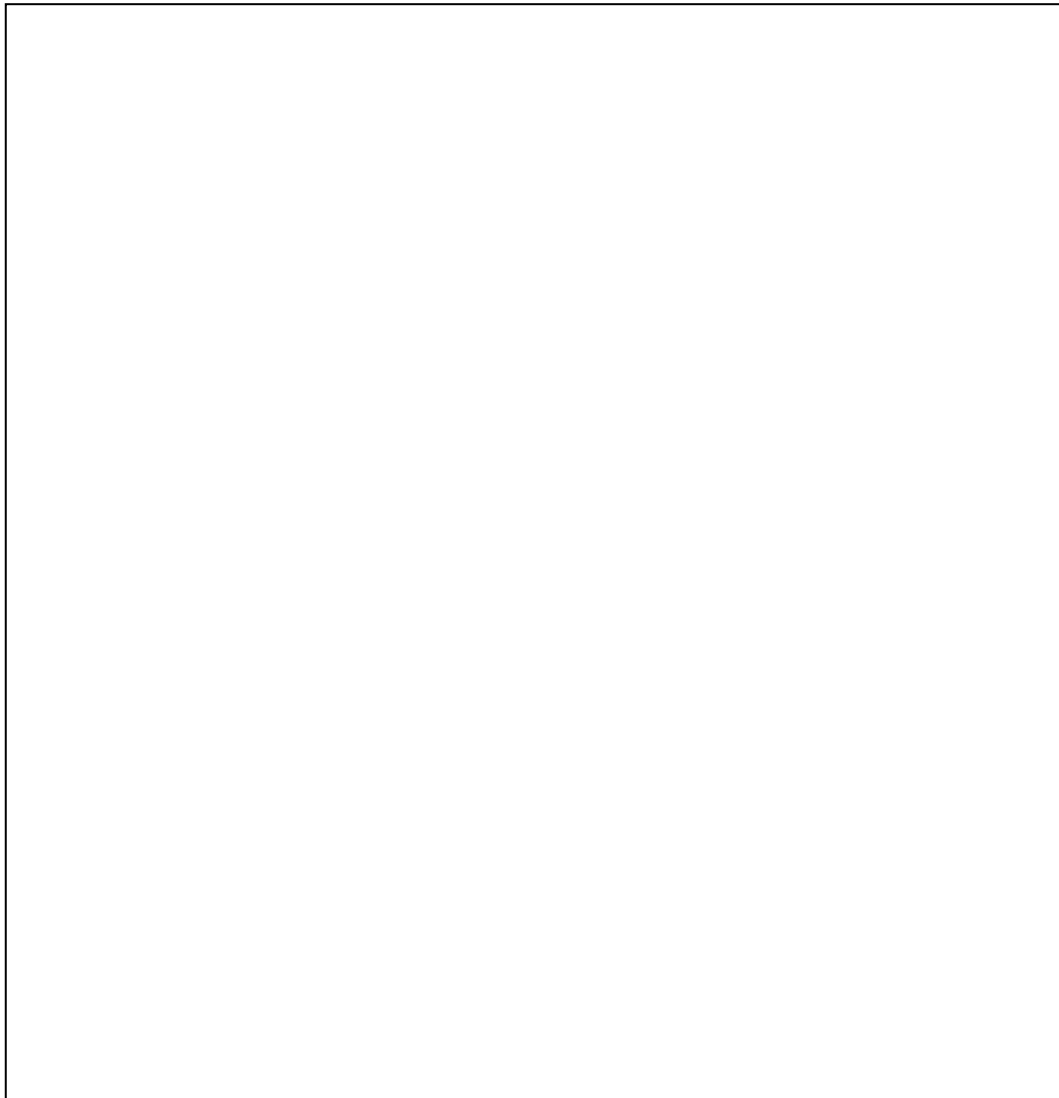


Abbildung 5.5: Bilanz des Brennwertes der Versuchscharge 3 in Kufstein

5.4.3 Atmungsaktivität ($AT_{4/7}$)

5.4.3.1 Diskussion der Analysenergebnisse

Die Atmungsaktivität (AT_4 und AT_7) wurde für Restabfall < 50 mm sowie für Rottegut nach 2 und nach 8 Wochen Rotte bei jeweils einer Probe untersucht. Die Atmungsaktivität nach 13 Wochen Rottedauer wurde lediglich für die zu deponierende Fraktion 0-18 mm bestimmt, die Fraktionen 18-50 mm nach der Rotte und > 50 mm vor der Rotte wurden nicht untersucht. Die Atmungsaktivität vor der Trocknung wurde auf Basis der Analysenergebnisse nach der Trocknung hochgerechnet. Die Atmungsaktivität der Fraktion > 50 mm wurde durch das Verhältnis der Atmungsaktivität zwischen Restabfall < 80 mm und > 80 mm aus Allerheiligen abgeschätzt. Bei der Fraktion 18-50 mm wurde die gleiche Atmungsaktivität angenommen, die bei der Fraktion von 0-18 mm nach der Rotte bestimmt wurde.

Der Restabfall < 50 mm aus Kufstein weist eine Atmungsaktivität in der Höhe von 54,1 mg O_2 /g TS auf und liegt damit zwischen den Ergebnissen aus Allerheiligen und Zell am See für die vergleichbare Fraktion. Am Ende der Rotte sinkt die Atmungsaktivität auf Werte von etwa 3,5 mg O_2 /g TS.

Da die Ergebnisse der AT_7 sehr gut mit den Ergebnissen der AT_4 übereinstimmen, werden sie nicht separat vorgestellt. Die Analyseergebnisse sowie die abgeschätzten Werte für die Atmungsaktivität (AT_4 und AT_7) sind im Anhang (Tabelle C.1) für die einzelnen Probenahme-punkte aufgeführt.

5.4.3.2 Bilanz der Atmungsaktivität

Zu Beginn der mechanisch-biologischen Behandlung weist der eingesetzte Restabfall einen Sauerstoffbedarf in 4 Tagen von etwa 1,8 Mg auf. Nach einer Woche Trocknung und Absiebung bei 50 mm verbleiben noch 1,2 Mg dieser Fracht (68,2 %) für die Rotte

Während der Intensivrotte reduziert sich die Atmungsaktivitätsfracht um 20,8% (30,5 % bezogen auf den Rotteinput). Die Reduktionsrate pro Zeiteinheit ist vergleichbar mit der Intensivrotte in Zell am See, die Intensivrotte wird aber nicht so lange durchgeführt. In den verbleibenden 9 Wochen Extensivrotte nimmt die Atmungsaktivitätsfracht noch deutlich um 43,9 % (64,3 % bezogen auf den Rotteinput) ab. **Unter Berücksichtigung des Rotteverlustes aus der Vortrocknung ergibt sich eine Reduktion des Sauerstoffbedarfs in 4 Tagen (gemessen als AT_4) während der biologischen Behandlung von 75,8 % bezogen auf die Gesamtmasse des mechanisch-biologisch behandelten Materials bzw. 95,4 % bezogen auf den entsprechenden Rotteinput.**

Aus der Absiebung nach 13 Wochen Behandlungsdauer erhält man für die Atmungsaktivitätsfracht 1,4 % an Material < 18 mm (2,1 % bezogen auf den Rotteinput) und 2,1 % an Material zwischen 18 und 50 mm (3,1 % bezogen auf den Rotteinput). Geht man

davon aus, dass nur die Fraktion 0-18 mm in Zukunft deponiert wird, ergibt sich für die Atmungsaktivitätsfracht in Kufstein das folgende Verteilungsmuster:

- 22,8 % der Atmungsaktivitätsfracht werden einer thermischen Behandlung zugeführt,
- 75,8 % beträgt der Rotteverlust durch die biologische Behandlung und
- 1,4 % werden deponiert.

Die Bilanz der Atmungsaktivität ist in Abbildung 5.6 dargestellt

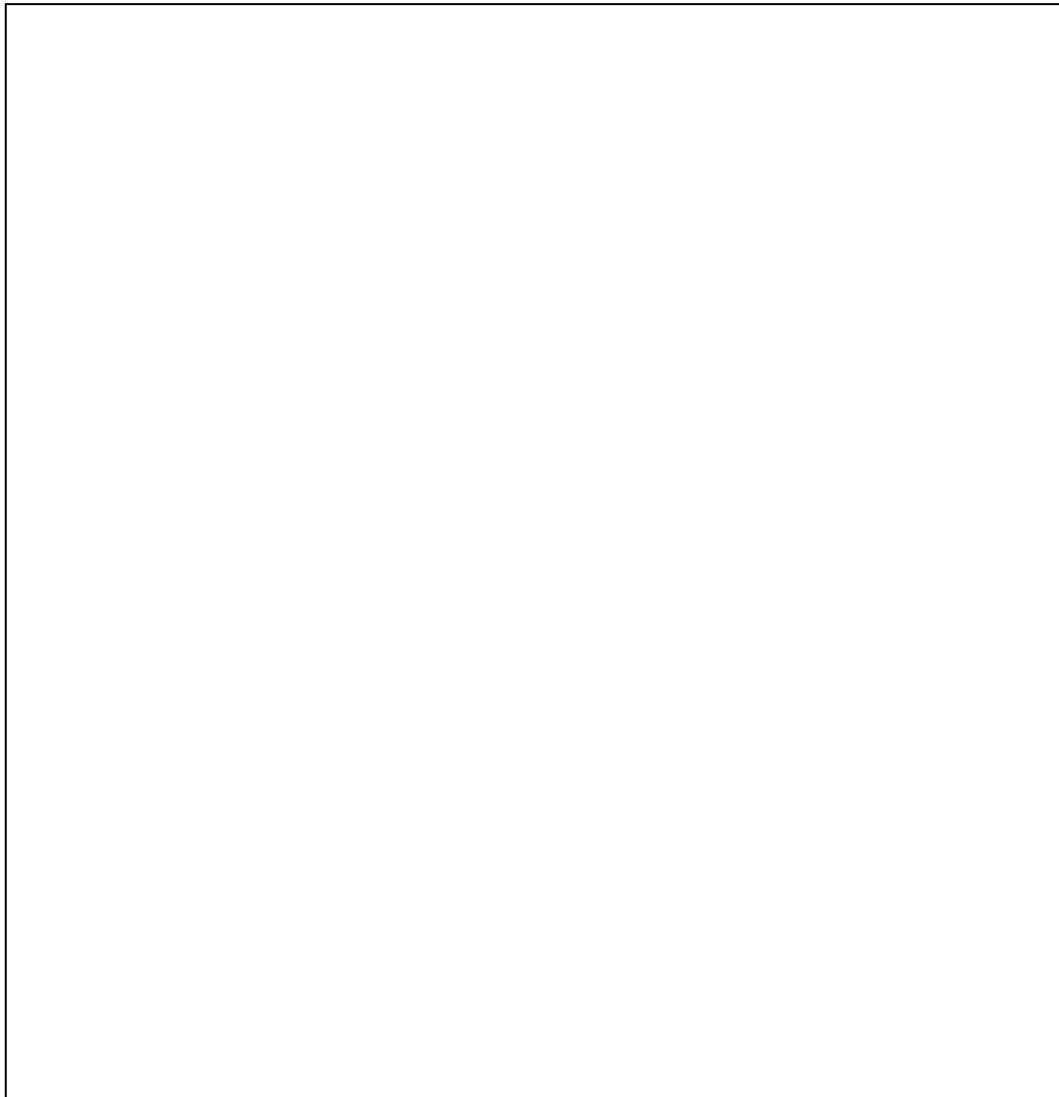


Abbildung 5.6: Bilanz der Atmungsaktivität in 4 Tagen (AT₄) für die Versuchsscharge 3 in Kufstein

5.5 Weiterführende Untersuchungen zum Rotteendprodukt

5.5.1 Korngrößenverteilung der Siebfractionen

Die Fraktion 0-18 mm des Rotteendproduktes von Charge 3 wurde mit einer Plansiebmaschine (KS 1000) im Labor auf ihre Korngrößenverteilung hin untersucht. Vom Rotteendprodukt 18-50 mm liegen dagegen keine entsprechenden Ergebnisse vor. Um dennoch zu einer näherungsweisen Korngrößenverteilung für diese Fraktion zu gelangen, wurde eine Absiebung der Zwischenprobe von Charge 2 aus Kufstein herangezogen. Diese Probe zeigt die Korngrößenverteilung des Rotteegutes nach 7 Wochen Rottedauer bei einem Wassergehalt, wie er auch am Ende der Rotte vorliegt. Zieht man die (gewichteten) Massenanteile der Absiebung 0-18 mm von den Ergebnissen der Absiebung 0-50 mm ab, so kann die Korngrößenverteilung der Fraktion 18-50 mm näherungsweise ermittelt werden. Die Ergebnisse der Siebanalysen sowie der Berechnungen sind in Abbildung 5.7 graphisch dargestellt.

Die Berechnungen ergeben einen Anteil von ca. 56 % des Materials mit einer Korngröße < 11,2 mm.

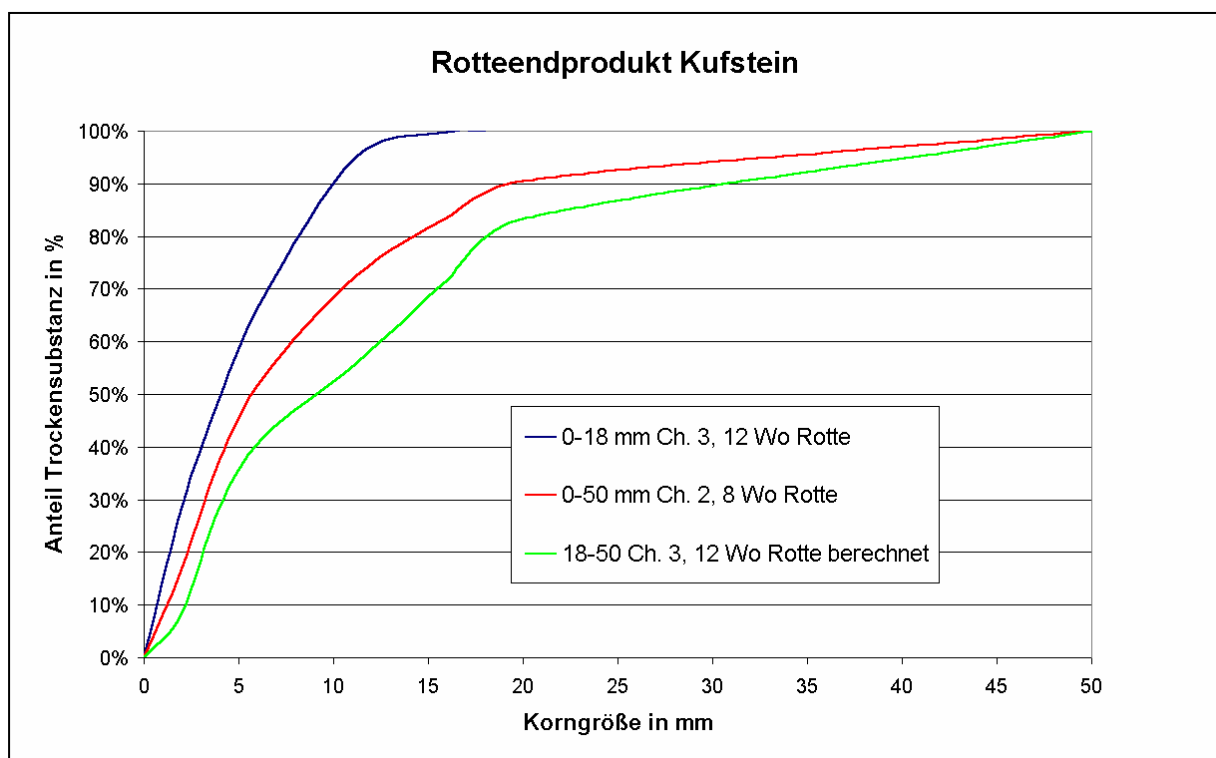


Abbildung 5.7: Korngrößenverteilung des Rotteendproduktes aus Kufstein

Das Rotteendprodukt < 6,3 mm hat einen Anteil von schätzungsweise 53 % an der Trockensubstanz des gesamten Rotteendproduktes bei einem Wassergehalt von ca. 33 % FS während der Absiebung. Die etwas geringeren Anteile des Feinanteils gegenüber Allerheiligen und Zell am See können auf das Fehlen von Klärschlamm zurückgeführt werden, aber auch der höhere Wassergehalt bei der Absiebung spielt hier eine Rolle. Für den Anteil der Korngröße < 6,3 mm im Rotteendprodukt 18-50 mm wurden etwa 42 % der

Trockensubstanz dieser Fraktion berechnet.

5.5.2 Maximal deponierbarer Anteil des Rotteendproduktes

Es ist unmöglich, den maximal deponierbaren Anteil des Rotteendproduktes zu bestimmen, ohne eine Laborsiebung der beiden angefallenen Fraktionen mit dazugehöriger Brennwertanalytik durchzuführen. Daher kann an dieser Stelle der maximal deponierbare Anteil nur auf Basis der bereits vorher ermittelten Ergebnisse geschätzt werden.

Die Analyse des Brennwertes für die Siebfraktionen 0-11,2 der Feinfraktion (0-18 mm) aus der großtechnischen Absiebung ergaben einen Brennwert von 5.600 kJ/kg TS. Erwähnenswert ist, dass die Fraktionen 0-4 mm einen höheren Brennwert aufweisen als die Fraktionen 4-11,2 mm, da sich in den letzteren Fraktionen die Störstoffe (Glas, Steine, Metalle) sehr stark angereichert haben.

Nimmt man nun an, dass – wie die Ergebnisse aus Zell am See und Allerheiligen vermuten lassen – die Fraktionen 0-6,3 mm vom Siebüberlauf (18-50 mm) zusammen mit den Siebfraktionen 0-11,2 mm der Feinfraktion den Grenzwert von 6.000 kJ/kg TS unterschreiten, so erhält man einen maximal deponierbaren Anteil von etwa 65 % des Rotteendproduktes.

6 Korrelationen der untersuchten Parameter

6.1 Glühverlust und TOC

Der lineare Zusammenhang zwischen Glühverlust und TOC wurde bereits oft beschrieben und gilt als gesichert. Auch bei den hier durchgeführten Untersuchungen manifestiert sich der lineare Zusammenhang dieser beiden Parameter. Von Interesse ist aber die große Zahl an Untersuchungen, die am IED für Restabfall und Restabfall-Klärschlamm-Gemische mit unterschiedlicher Behandlungsdauer und Korngröße durchgeführt wurden. Damit kommt man zu statistisch abgesicherten Ergebnissen, wie sie bisher noch nicht vorliegen. Der Korrelationskoeffizient von 0,82 für die lineare Regression ist bei Restabfallanalysen als hoch zu bezeichnen. Korrelationskoeffizienten von 0,95 und höher [6] können nur bei der Betrachtung von wenigen Werten erreicht werden. Bei der Bestimmung des TOC gibt es häufig Ausreißer nach oben bei Proben, die einen hohen Kunststoff- und Textilanteil aufweisen, wie dies z.B. bei den grobkörnigen Siebfraktionen am Ende der Rotte der Fall ist. Ohne diese Proben wäre der Korrelationskoeffizient etwas höher ausgefallen.

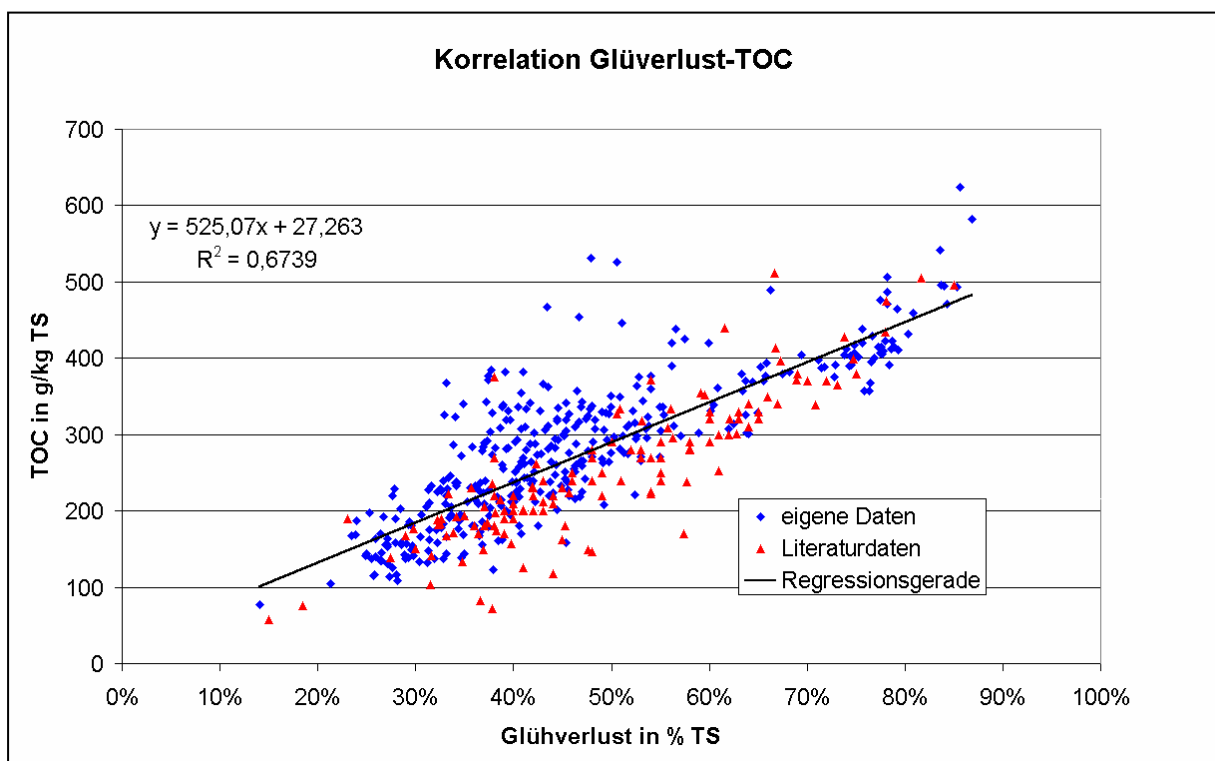


Abbildung 6.1: Zusammenhang zwischen TOC und Glühverlust bei Restabfall, Klärschlamm und gerotteten Restabfall-Klärschlamm-Gemischen, Daten der eigenen Untersuchungen ergänzt mit Literaturdaten aus [6], [9], [13], [20], [29], [33], [55] und [56]

Der Zusammenhang zwischen TOC und Glühverlust ist in Abbildung 6.1 dargestellt. Neben den eigenen Untersuchungen (371 Datenpaare) wurden auch Literaturdaten für Restabfall und Restabfall-Klärschlammgemische (135 Datenpaare) mit unterschiedlichen Behandlungs-

zeiten und Korngrößen aufgenommen, um die Datenbasis nochmals zu erweitern.

6.2 Glühverlust und Brennwert

Es wurde im Hinblick auf die Anforderungen der Deponieverordnung bereits oft versucht, den Brennwert mit dem einfach zu bestimmenden Parameter Glühverlust zu korrelieren. Die bisher fundiertesten Untersuchungen zu dieser Korrelation wurden von NELLES vorgestellt [41]. Die Aussagen von NELLES basieren jedoch im Wesentlichen auf Analyseenergebnissen von Sortierfraktionen aus Restabfall vor der Rotte, die nicht ohne weiteres auf die Rotteendprodukte übertragbar sind. Daher wurde nochmals der Versuch unternommen, eine Korrelation zwischen Glühverlust und Brennwert für Restabfall, Klärschlamm und gerottete Restabfall-Klärschlamm-Gemische zu finden. Die Anzahl der Datensätze aus den vorgestellten Untersuchungen beläuft sich auf insgesamt 570 Stück. Aus anderen Projekten des IED, in denen Rotteprodukte untersucht wurden, konnten weitere 161 Datensätze hier einfließen. Zudem wurden die Literaturdaten diverser Studien eingearbeitet, wodurch die Datenbasis auf insgesamt 875 Datensätze erweitert werden konnte.

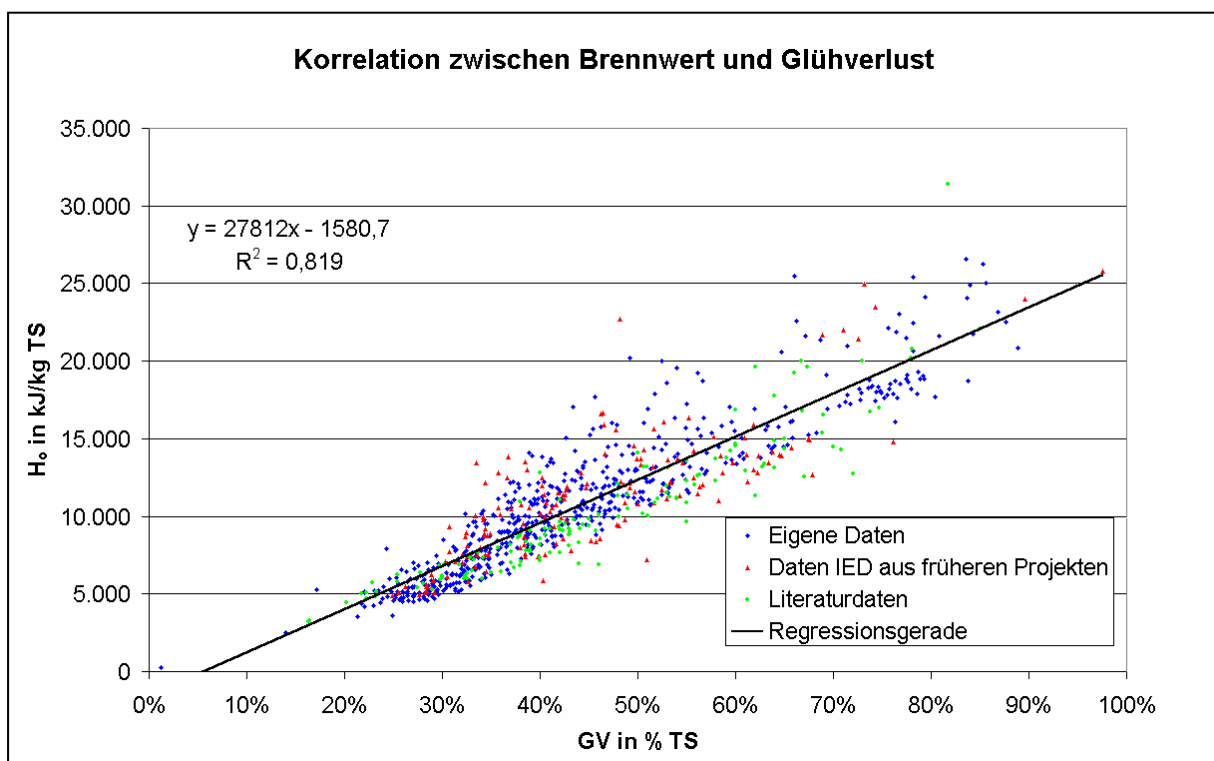


Abbildung 6.2: Zusammenhang zwischen Brennwert und Glühverlust bei Restabfall, Klärschlamm und gerotteten Restabfall-Klärschlamm-Gemischen, Daten der eigenen Untersuchungen ergänzt mit Daten aus [1], [6], [17], [20], [22], [51] und [57]

Der Korrelationskoeffizient liegt für die lineare Regression bei über 0,9 und ist damit höher als bei NELLES angegeben ($R=0,85$). Für die Gesamtzahl aller Analyseergebnisse, wie sie

in Abbildung 6.2 graphisch dargestellt ist, entspricht ein Glühverlust von 27,3 % TS einem Brennwert von 6.000 kJ/kg TS. Auch dieser Wert weicht deutlich von dem bei NELLES angegebenen Wert (29,4 % TS) ab.

Betrachtet man den Wertebereich des Glühverlustes von 20 % bis 37 % TS, der für die Deponierung des Rotteendproduktes eine Rolle spielt, so ergibt sich jedoch eine etwas andere Beziehung, wie in Abbildung 6.3 zu sehen ist. Der Korrelationskoeffizient der linearen Regression liegt lediglich bei etwa 0,72 und der Brennwert von 6.000 kJ/kg TS wird von der Regressionsgerade ab einem Glühverlust von 28,3 % TS überschritten. Der höchste gemessene Glühverlust, bei dem der Brennwert von 6.000 kJ/kg TS laut Messung noch eingehalten wird, liegt bei 34,0 % TS. Andererseits gibt es aber auch Proben mit einem Glühverlust von nur 25,3 % TS, die einen Brennwert über 6.000 kJ/kg TS aufweisen.

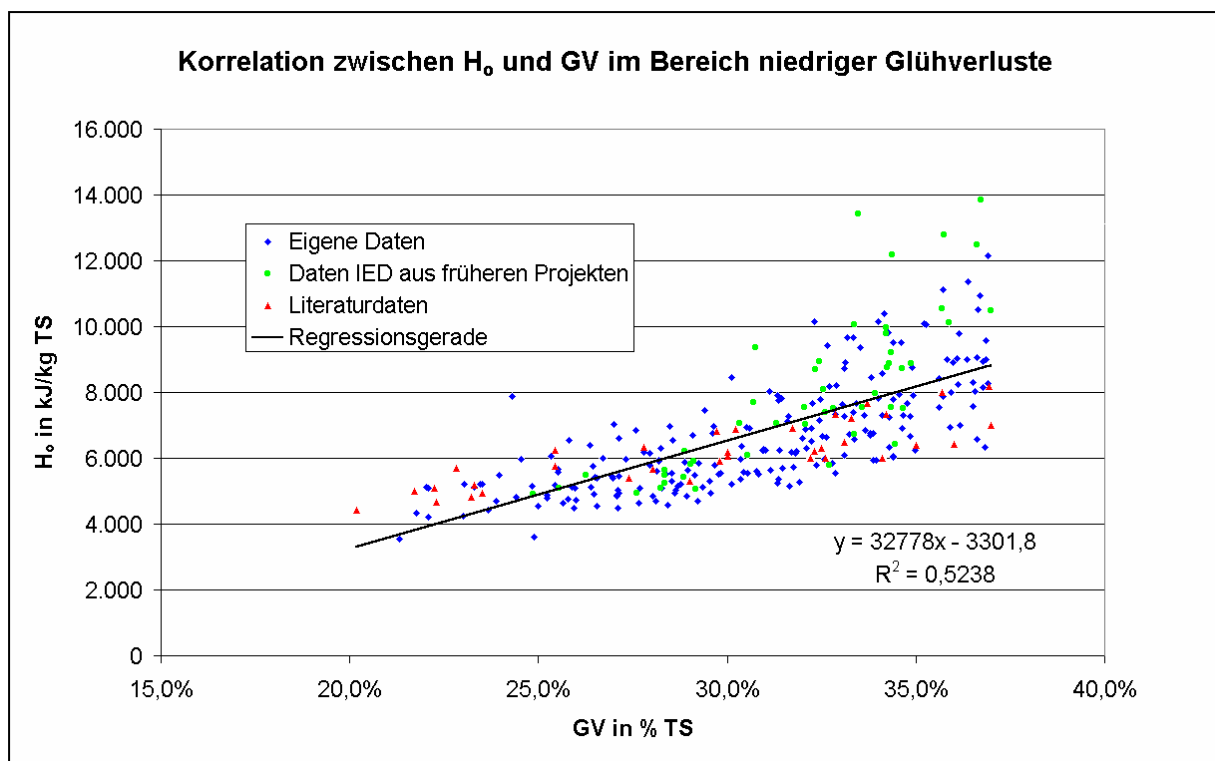


Abbildung 6.3: Zusammenhang zwischen Brennwert und Glühverlust bei gerotteten Restabfall-Klärschlamm-Gemischen im Bereich niedriger Glühverluste, Daten der eigenen Untersuchungen ergänzt mit Daten aus [1], [6], [17], [20], [22], [51] und [57]

Diese Ergebnisse haben eine große Bedeutung für Anlagenbetreiber, die eine Eigenkontrolle ihres Rotteendproduktes auferlegt bekommen werden. Rotteendprodukte, die einen Glühverlust < 25 % TS aufweisen, liegen mit großer Wahrscheinlichkeit unterhalb des geforderten Grenzwertes von 6.000 kJ/kg TS. Eine kostspielige Untersuchung des Brennwertes muss daher nicht durchgeführt werden. Glühverluste über 34 % TS weisen ebenfalls mit großer Wahrscheinlichkeit auf ein Überschreiten des Grenzwertes von 6.000 kJ/kg TS durch die zu untersuchenden Proben hin. Im Bereich des Glühverlustes

zwischen 25 % TS und 34 % TS sollte aufgrund der vorgestellten Ergebnisse dagegen auf jeden Fall eine Brennwertuntersuchung durchgeführt werden, wenn die Deponiefähigkeit gemäß Deponieverordnung kontrolliert werden muss.

6.3 Glühverlust und oTS_{bio}

Die Korrelation der biologisch abbaubaren organischen Trockensubstanz (oTS_{bio}) mit dem Glühverlust ergibt bei den 233 Datenpaaren, die aus Untersuchungen am IED vorliegen, eine schwache Korrelation. Der Korrelationskoeffizient der linearen Regression liegt bei lediglich 0,55. Auf eine genaue Darstellung dieser Daten wird daher verzichtet.

6.4 Glühverlust und Atmungsaktivität

Die Korrelation zwischen Glühverlust und Atmungsaktivität (AT_4) ist überraschend hoch ausgefallen. Mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,71 bei der linearen Korrelation liegt die Korrelierbarkeit der insgesamt 237 Datenpaare in der gleichen Größenordnung wie bei Glühverlust und Brennwert im niedrigen Glühverlustbereich. Dass dieser hohe Korrelationskoeffizient jedoch nicht direkt auf eine lineare Abhängigkeit der beiden Parameter schließen lässt, wird aus der Abbildung 6.4 ersichtlich.

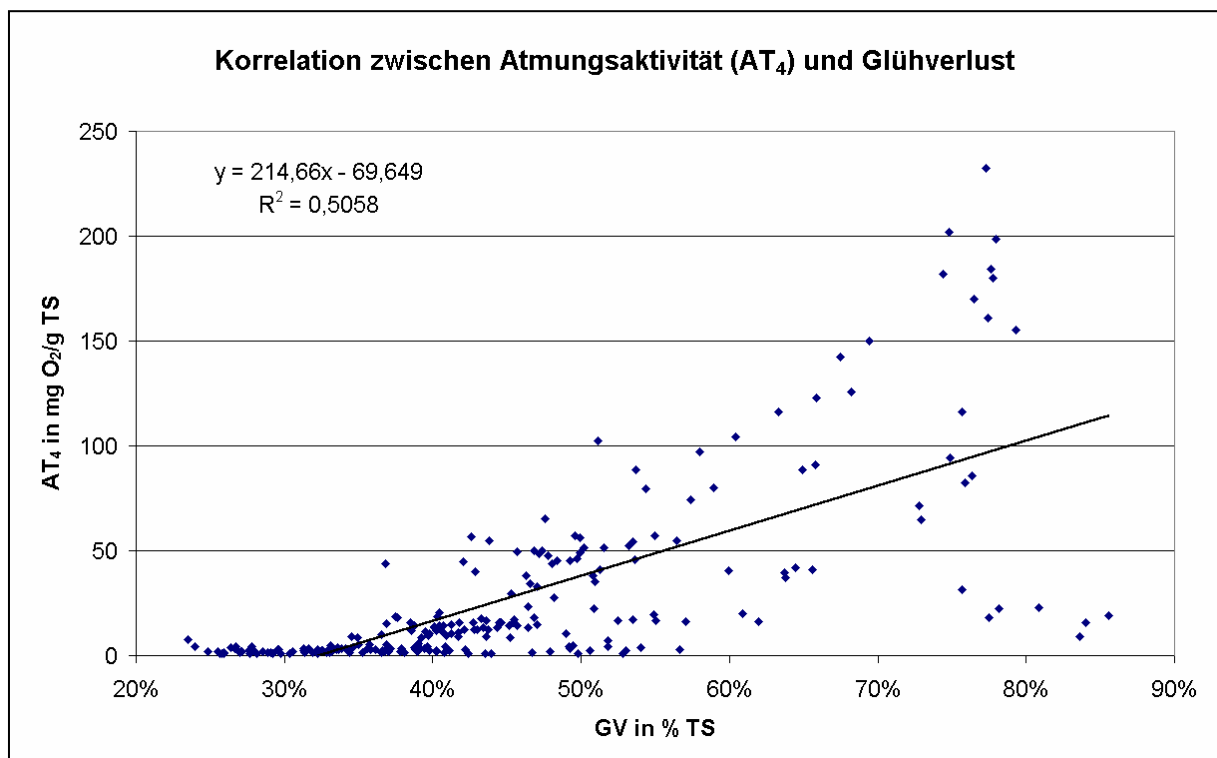


Abbildung 6.4: Zusammenhang zwischen Atmungsaktivität und Glühverlust bei Restabfall, Klärschlamm und gerotteten Restabfall-Klärschlamm-Gemischen

Die Daten decken einen ziemlich großen Messbereich von Proben mit Glühverlusten zwischen 25 % TS und 55 % TS ab, die nur sehr niedrige Atmungsaktivitäten von 1-5 mg O₂/g TS aufweisen. Diese Daten stammen von länger gerottetem Material. Andererseits gibt es auch eine größere Anzahl an Messergebnissen, die für Proben mit einem Glühverlust zwischen 45 % TS und 60 % TS Atmungsaktivitäten von über 50 mg O₂/g TS ergeben. Solche Werte ergeben sich bei frischem Restabfall. Atmungsaktivitäten von über 100 mg O₂/g TS stammen in der Regel von Klärschlämmen, die gleichzeitig auch einen hohen Glühverlust aufweisen. Es gibt jedoch auch Proben mit sehr hohem Glühverlust (über 75 % TS), die verglichen mit den Klärschlämmen nur geringe Atmungsaktivitäten von ca. 15-30 mg O₂/g TS haben und vom Siebüberlauf vor der Rotte stammen.

Eine genaue Vorhersage für die Atmungsaktivität aufgrund des gemessenen Glühverlustes ist, wie die hier vorgestellten Zusammenhänge zeigen, nicht möglich. Rottedauer und Rotteverlauf sind für die Abschätzung der Atmungsaktivität einer Probe wesentlich wichtigere Informationen als der Glühverlust. Korrelationskoeffizienten in der Höhe von fast 0,9 in der Literatur [6] täuschen über diesen Sachverhalt hinweg. Andererseits muss die Aussage, dass Glühverlust und Atmungsaktivität überhaupt keine Korrelation aufweisen [32], aufgrund der vorliegenden Untersuchung ebenso eingeschränkt werden.

6.5 TOC und Brennwert

Die Korrelation der Parameter TOC und Brennwert ist nicht so eindeutig wie die der Parameter Glühverlust und Brennwert. Dennoch weist die lineare Korrelation einen Korrelationskoeffizienten von 0,86 auf. Der Grenzwert des Brennwertes von 6.000 kJ/kg TS wird von der Korrelationsgerade ab einem TOC von 145 g/kg TS überschritten. Dieser Wert ist jedoch, wie auch der vorangegangene aus der Korrelation von Glühverlust und Brennwert, mit entsprechender Vorsicht zu betrachten. Andererseits beruhen die hier diskutierten Ergebnisse, die in Abbildung 6.5 dargestellt sind, auf einer Datenbasis von 506 Datensätzen des IED, die mit 102 Datensätzen aus der Literatur ergänzt wurden, und können daher als fundiert gelten.

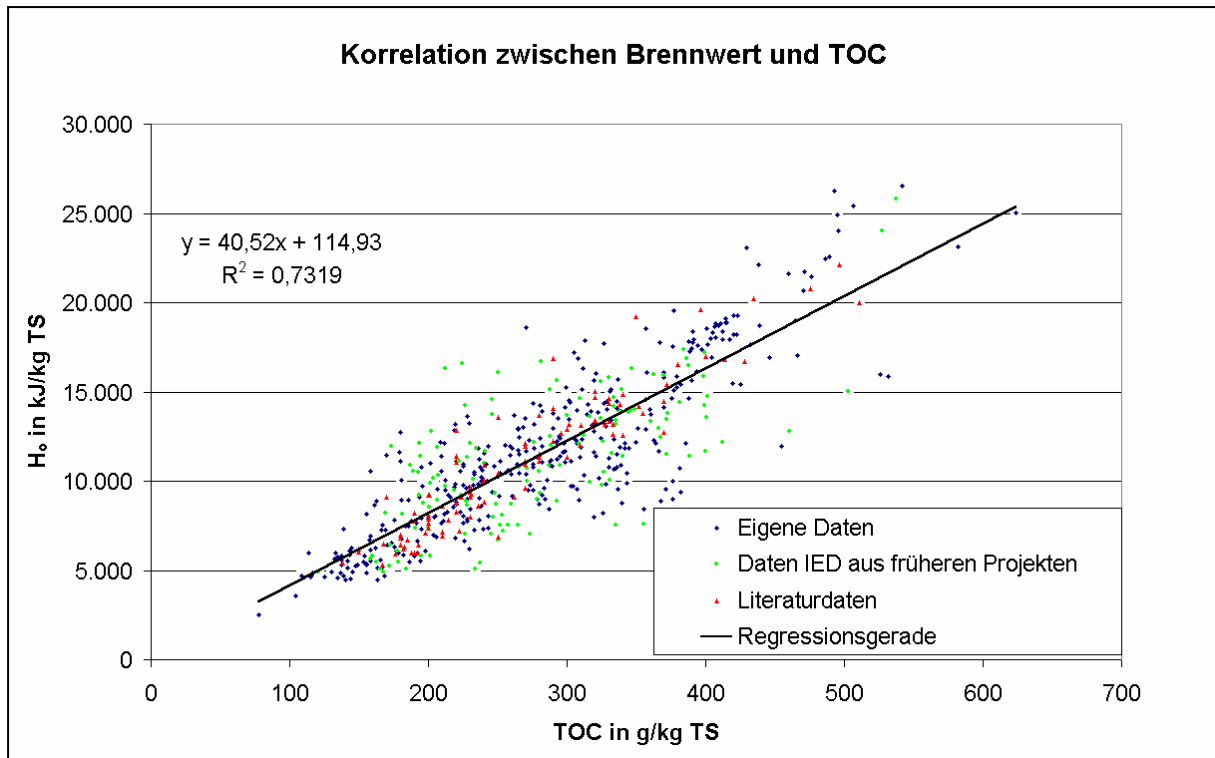


Abbildung 6.5: Zusammenhang zwischen Brennwert und TOC bei Restabfall, Klärschlamm und gerotteten Restabfall-Klärschlamm-Gemischen, Daten der eigenen Untersuchungen ergänzt mit Daten aus [1], [6], [17], [20], [22], [51], und [57]

6.6 TOC und oTS_{bio}

Die Korrelation der biologisch abbaubaren organischen Trockensubstanz (oTS_{bio}) mit dem TOC ergibt bei den 231 Datenpaaren, die aus Untersuchungen am IED vorliegen, einen sehr schwachen linearen Zusammenhang. Der Korrelationskoeffizient der linearen Regression liegt bei 0,32. Auf eine genaue Darstellung dieser Daten wird daher verzichtet.

6.7 TOC und Atmungsaktivität

Die Korrelation zwischen Atmungsaktivität (AT_4) und TOC lässt sich qualitativ vergleichen mit der Korrelation zwischen Atmungsaktivität und Glühverlust. Der Korrelationskoeffizient der Ausgleichsgeraden ist mit 0,47 bei den vorliegenden 219 Datensätzen jedoch niedriger als beim Glühverlust. Eine gute lineare Korrelation der Parameter Atmungsaktivität und TOC, wie dies z.B. bei [6] vermutet wird, kann nicht bestätigt werden.

6.8 Brennwert und oTS_{bio}

Die Korrelation der biologisch abbaubaren organischen Trockensubstanz (oTS_{bio}) mit dem Brennwert ergibt bei den 248 Datenpaaren, die aus Untersuchungen am IED vorliegen, eine ähnlich schlechte Korrelation wie mit dem TOC. Der Korrelationskoeffizient der linearen Regression liegt knapp über 0,4. Auf eine genaue Darstellung dieser Daten wird daher verzichtet.

6.9 Brennwert und Atmungsaktivität

Die Korrelation zwischen Atmungsaktivität (AT_4) und Brennwert sieht der Korrelation zwischen Atmungsaktivität und Glühverlust bzw. Atmungsaktivität und TOC sehr ähnlich. Der Korrelationskoeffizient der linearen Regression liegt bei den vorliegenden 236 Datensätzen bei 0,51 und damit etwas höher als bei dem vergleichbaren Parameter TOC, jedoch kann die gute lineare Korrelation von Atmungsaktivität und Brennwert, wie sie bei [6] angeführt wird, nicht bestätigt werden.

6.10 oTS_{bio} und Atmungsaktivität

Atmungsaktivität und biologisch abbaubare organische Trockensubstanz sollen beide das gleiche Phänomen im Restabfall beschreiben und zwar den Anteil der organischen Substanz, der einem biologischen Abbau zugänglich ist. Eine gute Korrelation zwischen beiden Parametern sollte daher selbstverständlich sein. Im Vergleich zu den Korrelationen der biologisch abbaubaren organischen Trockensubstanz mit anderen Parametern fällt der Korrelationskoeffizient mit 0,62 auch am höchsten aus, wurde aber nur aus 66 Datenpaaren gewonnen. Ein guter linearer Zusammenhang dieser beiden Parameter geht aus dem vorliegenden Datenmaterial jedoch nicht hervor, wie die Abbildung 6.6 verdeutlicht.

Die Ursache der schlechten Übereinstimmung zwischen der oTS_{bio} und der Atmungsaktivität ist vor allem in der nicht objektivierbaren Bestimmung der oTS_{bio} zu suchen. Beim Auslesen der Kunststoffe aus der Originalprobe, wie es bei der Bestimmung der oTS_{bio} vorgesehen ist, spielt die subjektive Wahrnehmung und Sorgfalt des Laborpersonals, das diese Aufgabe übernimmt, eine gewichtige Rolle. Die Atmungsaktivität wird daher als weitaus geeigneter angesehen, den biologisch abbaubaren Anteil eines Restabfalls oder Restabfall-Klärschlamm-Gemisches zu charakterisieren.

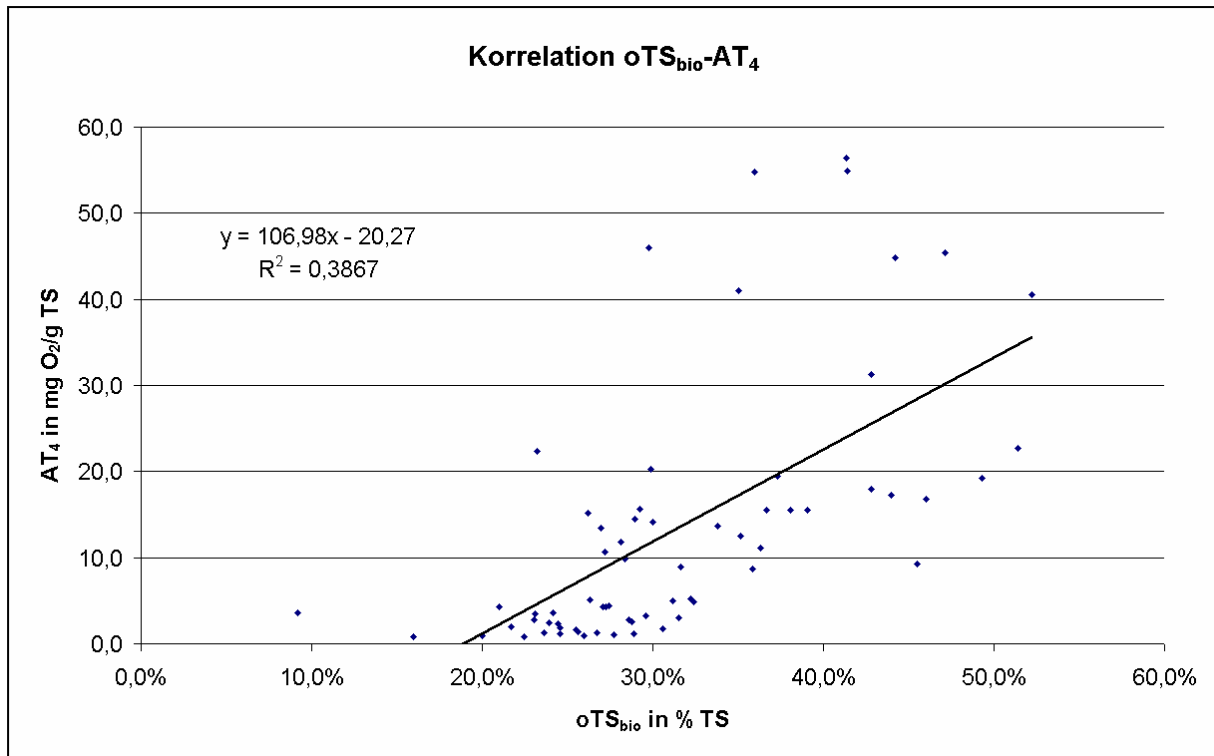


Abbildung 6.6: Zusammenhang zwischen Atmungsaktivität und biologisch abbaubarer organischer Trockensubstanz bei Restabfall und geröteten Restabfall-Klärschlamm-Gemischen

6.11 Atmungsaktivität in 4 und in 7 Tagen

In Expertenkreisen ist die Atmungsaktivität in 4 Tagen bei der Grenzwertfestlegung für mechanisch-biologisch behandelte Restabfälle noch immer umstritten. BINNER ET AL. haben z.B. bei einigen Proben aus mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen Toxizitätseffekte festgestellt, die zu einer Verzögerung des biologischen Abbaus und somit zu Minderbefunden bei der AT₄ führen [6]. Dieses Problem ist durch die Bestimmung der AT₇ zu beheben, wodurch die Messzeit von 4 Tage auf 7 Tage erhöht wird. Andere Forschergruppen wollen auch die Atmungsaktivität in 10 Tagen messen, um zu einer noch höheren Aussagekraft der Ergebnisse zu gelangen [28].

Um die derzeit in Österreich befindliche Diskussion über die AT₇ auf eine bessere Datenbasis stützen zu können, wurden auch im Rahmen der hier vorgestellten Untersuchungen Messungen der AT₇ durchgeführt. Parallel dazu wurde auch die AT₄ bestimmt und ausgewertet. Die Korrelation der beiden Parameter ist in Abbildung 6.7 dargestellt.

Bei den Untersuchungen an den Anlagen Allerheiligen, Zell am See und Kufstein wies keine einzige Probe eine deutlich höhere AT₇ im Vergleich zur AT₄ auf, eine Toxizität konnte nicht festgestellt werden. Für die 64 untersuchten Proben ergab sich ein Korrelationskoeffizient

über 0,99. Für Routineuntersuchungen der Rotteprodukte aus den hier untersuchten mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen genügt aufgrund der vorliegenden Ergebnisse die Bestimmung der AT_4 , da die Ausdehnung der Messzeit auf 7 Tage in der Regel keine weiteren Erkenntnisse liefert.

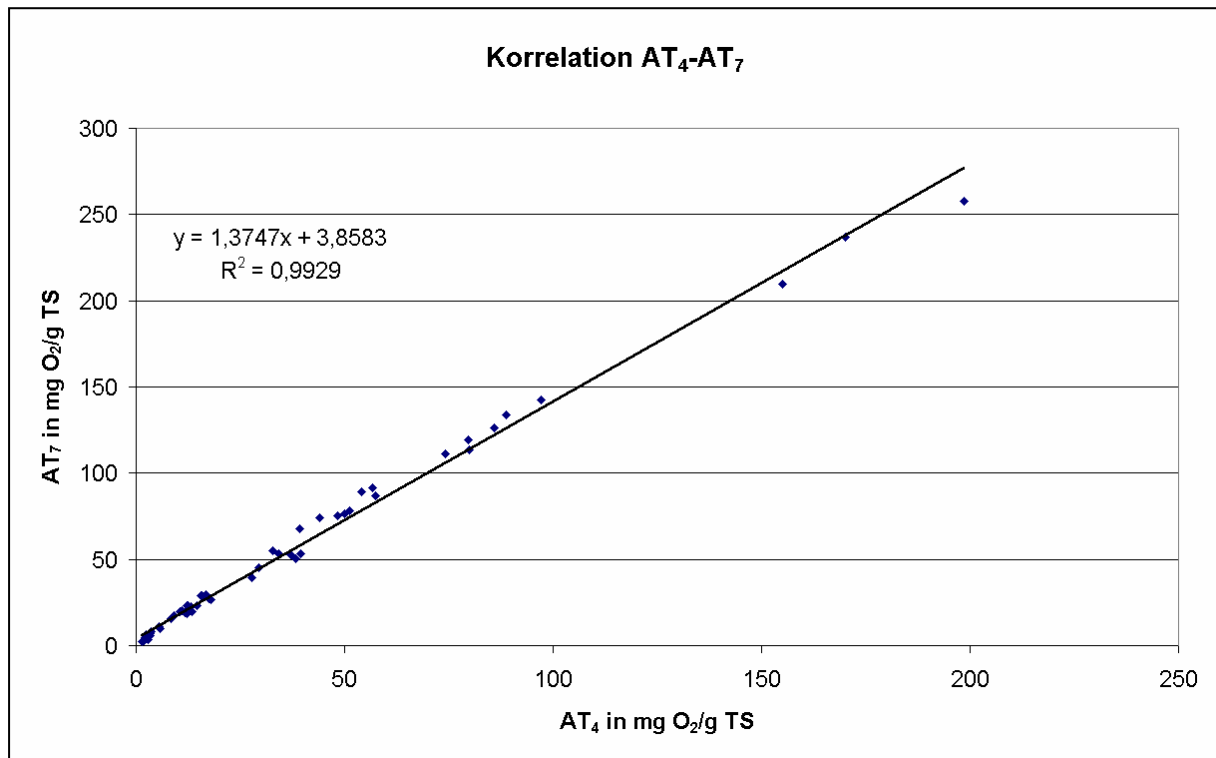


Abbildung 6.7: Zusammenhang zwischen Atmungsaktivität in 4 Tagen und in 7 Tagen bei Restabfall, Klärschlamm und gerotteten Restabfall-Klärschlamm-Gemischen

6.12 Zusammenfassende Bewertung

Um die Bedeutung der oben vorgestellten Korrelationen für die Beurteilung mechanisch-biologisch behandelter Abfälle noch einmal zu verdeutlichen, werden die Ergebnisse hier noch einmal zusammengefasst und bewertet.

Am niedrigsten fallen die Korrelationskoeffizienten bei dem Parameter oTS_{bio} aus. Die oTS_{bio} soll Auskunft über den biologisch abbaubaren Anteil der organischen Substanz geben und ist daher nicht zwangsläufig linear abhängig vom Glühverlust, Brennwert und TOC-Gehalt; diese Parameter berücksichtigen auch den Kunststoff in einer Analysenprobe, der bei der Bestimmung der oTS_{bio} vorher ausgelesen werden soll. Bedenklich ist dagegen die schwache Korrelation der oTS_{bio} mit der Atmungsaktivität. Beide Parameter wollen den Gehalt an biologisch abbaubarer Substanz einer Probe charakterisieren, ein linearer Zusammenhang sollte daher vorhanden sein. Als Ursache der schlechten Übereinstimmung zwischen der oTS_{bio} und der Atmungsaktivität wird die nicht objektivierbare Bestimmung der oTS_{bio} vermutet. Die Bestimmung der biologisch abbaubaren Substanz mittels des Parameters oTS_{bio} wird daher für weitere Untersuchungen nicht mehr empfohlen.

Die Korrelationskoeffizienten des Parameters Atmungsaktivität mit den Parametern Glühverlust, TOC und Brennwert liegen zwischen 0,46 und 0,71. Auch bei diesen Korrelationen ist eine lineare Abhängigkeit nicht zu erwarten, da Anteile der Analysenproben wie Kunststoff, Holz, Gummi etc. zwar für Glühverlust, TOC und Brennwert hohe Werte liefern, für die Atmungsaktivität dagegen keine Rolle spielen. Durch die gleichzeitige Reduktion von Glühverlust, TOC, Brennwert und Atmungsaktivität im Verlauf der Rotte ergibt sich für diese Parameter dennoch eine, wenn auch schwache, lineare Beziehung, die vor allem dann in Erscheinung tritt, wenn man Rottefraktionen mit gleicher Körnung in den verschiedenen Rottestadien miteinander vergleicht. Da bei den vorgestellten Untersuchungen auch Siebfraktionen mit unterschiedlichen Korngrößen vor Rottebeginn und am Rotteende analysiert wurden, kommt diese lineare Beziehung jedoch nicht so deutlich zum Tragen.

Die lineare Abhängigkeit der Parameter Brennwert, Glühverlust und TOC-Gehalt ist mit den Korrelationskoeffizienten zwischen 0,82 und 0,90 für Restabfall, Klärschlamm und unterschiedlich lang behandelte Rotteprodukte deutlich zu erkennen. Im Bereich des Grenzwertes von 6.000 kJ/kg TS ist die lineare Abhängigkeit des Brennwertes vom Glühverlust jedoch nicht so hoch wie für den gesamten Messbereich. Wie in Kapitel 6.2 beschrieben wurde, sollte daher auf eine Brennwertuntersuchung nicht verzichtet werden, wenn der Glühverlust zwischen 25 % TS und 34 % TS liegt. Der TOC-Gehalt weist aufgrund der geringen Einwaage bei der Bestimmung eine größere Streubreite auf als Glühverlust und Brennwert, wodurch die geringfügig niedrigeren Korrelationskoeffizienten beim TOC erklärt werden können.

Zur Übersicht wurden die Ergebnisse der untersuchten linearen Korrelationen nochmals in Tabelle 6.1 zusammengefasst.

Tabelle 6.1: Überblick der untersuchten Korrelationen

Unabhängige Variable (x)	Abhängige Variable (y)	Geradengleichung	Anzahl der Datenpaare	Korrelationskoeffizient
GV [% TS]	TOC [g/kg TS]	$y = 525,1 x + 27,26$	506	0,821
GV [% TS]	H _o [kJ/kg TS]	$y = 27.812 x - 1.581$	875	0,905
GV [% TS]	oTS _{bio} [% TS]	$y = 0,2836 x + 0,202$	233	0,309
GV [% TS]	AT ₄ [mg O ₂ /g TS]	$y = 214,7 x - 69,65$	237	0,711
TOC [g/kg TS]	H _o [kJ/kg TS]	$y = 40,52 x + 114,9$	608	0,856
TOC [g/kg TS]	oTS _{bio} [% TS]	$y = 0,0003 x + 0,2295$	231	0,321
TOC [g/kg TS]	AT ₄ [mg O ₂ /g TS]	$y = 0,2136 x - 32,63$	219	0,465
H _o [kJ/kg TS]	oTS _{bio} [% TS]	$y = 19.613 x + 5.034$	248	0,402
H _o [kJ/kg TS]	AT ₄ [mg O ₂ /g TS]	$y = 0,005 x - 29,06$	236	0,506
oTS _{bio} [% TS]	AT ₄ [mg O ₂ /g TS]	$y = 107 x - 20,27$	66	0,622
AT ₄ [mg O ₂ /g TS]	AT ₇ [mg O ₂ /g TS]	$y = 1,375 x + 3,858$	64	0,996

7 Vergleich der untersuchten Anlagen

Die Untersuchungen an den drei MBRA wurden in den Kapiteln 3 bis 5 vorgestellt. Hier soll nun ein vergleichender Überblick über die Ergebnisse an den unterschiedlichen MBRA gegeben werden.

7.1 Massenreduktion

Die Massenreduktion hat für die Wirtschaftlichkeit einer MBRA eine herausragende Bedeutung. Je höher die Reduktion der Feuchtsubstanz durch die biologische Behandlung ausfällt, desto weniger muss der Anlagenbetreiber für die zu deponierenden und die thermisch zu behandelnden Reste bezahlen, da sich der Preis in der Regel nach der Feuchtsubstanz des zu behandelnden Materials richtet. Die Reduktion der Trockensubstanz gibt hingegen Auskunft über den wirklichen Rotteerfolg der biologischen Behandlung, nämlich über den Abbau der organischen Substanz. Der Massenverlust durch Verdampfen von Wasser wird hier nicht berücksichtigt.

7.1.1 Feuchtsubstanz

Die Versuchsergebnisse der drei untersuchten Anlagen basieren auf einem Anlageninput von insgesamt etwa 1.900 Mg Feuchtsubstanz, der im Bedandlungsverlauf analytisch begleitet wurde. Am intensivsten wurden die Untersuchungen in Allerheiligen mit insgesamt 12 begleiteten Chargen und 1.390 Mg Anlageninput durchgeführt. Die Massenreduktion im Verlauf der biologischen Behandlung beläuft sich dort auf 35,7 % der Feuchtsubstanz, wie aus Tabelle 7.1 zu entnehmen ist. In der gleichen Größenordnung liegt die Massenreduktion auch beim Versuch in Zell am See, bei dem – wie in Allerheiligen – Klärschlamm zur Rotte eingesetzt wurde.

Tabelle 7.1: Ergebnisübersicht für die Reduktion der Feuchtsubstanz

MBRA	Einheit	Allerh.	Zell a. S.	Kufstein
Summe Input des Versuchs	[Mg]	1.390	468	60,5
Davon Klärschlamm	[% FS]	23,8	17,5	0
Bewässerungsmenge Frisch- und Perkolatwasser	[% FS]	53,4	61,1	74,3
Massenreduktion durch biol. Behandlung bezogen auf Anlageninput	[% FS]	35,6	34,1	18,9
Massenreduktion durch biol. Behandlung bezogen auf Rotteinput	[% FS]	40,7	46,8	29,2

Allerh.: Allerheiligen

Zell a. S. : Zell am See

Die Massenreduktion in Kufstein liegt mit 18,9 % deutlich unter den Ergebnissen der beiden anderen Anlagen, lässt sich aber leicht durch einen geringeren Massenanteil, der die Rotte durchläuft, und durch die niedrigen Wassergehalte des Anlageninputs erklären.

7.1.2 Trockensubstanz

Beim Trockensubstanzverlust liegen die beiden Anlagen Zell am See und Allerheiligen in der Größenordnung von etwa 20 % bezogen auf den Anlageninput. Da in Zell am See jedoch ein prozentual niedrigerer Anteil des Anlageninputs in die Rotte gelangt, liegt der Rotteverlust in Zell am See bezogen auf den Rotteinput deutlich höher als in Allerheiligen. Die Ergebnisse des Trockensubstanzverlustes in Kufstein liegen jeweils niedriger als bei den beiden anderen Anlagen, es lässt sich allerdings aus den Daten in Tabelle 7.2 deutlich erkennen, dass das Rotteergebnis in der gleichen Größenordnung wie in Allerheiligen liegt, wenn man als Bezugsgröße den Rotteinput wählt. Die niedrigeren Abbauraten sind dann leicht durch den geringeren Gehalt des Rotteinputs an leicht abbaubarer organischer Substanz (Klärschlamm!) zu erklären.

Tabelle 7.2: Ergebnisübersicht für die Reduktion der Trockensubstanz

MBRA	Einheit	Allerh.	Zell a. S	Kufstein
Summe Input des Versuchs	[Mg]	764	284	39,5
Davon Klärschlamm	[TS]	10,1	5,1	0
Massenreduktion durch biol. Behandlung bezogen auf Anlageninput	[%]	19,1	21,6	12,7
Massenreduktion durch biol. Behandlung bezogen auf Rotteinput	[%]	23,5	32,5	20,9

7.2 Reduktion der organischen Substanz

7.2.1 Glühverlust

Der Glühverlust reduziert sich bei den Versuchen um etwa 8 bis 22 Prozentpunkte. Am deutlichsten verringert sich die Glühverlustfracht in Zell am See, wo durch die kontinuierlich gesteuerte Rotte nahezu 60 % der in die Rotte eingetragenen organischen Substanz (bestimmt als Glühverlust) abgebaut werden. In Allerheiligen wird mit 47 % ebenfalls ein hoher Prozentsatz der organischen Substanz des Rotteinputs abgebaut. Lediglich Kufstein bleibt mit 34 % des Rotteinputs hinter den Ergebnissen der anderen Anlagen deutlich zurück. Dies lässt sich auch anhand des Glühverlustes des Rotteendproduktes ersehen, der mit 45,7 % TS für eine 13-wöchige gesteuerte Rotte sehr hoch ausfällt. Die Ursachen hierfür können vielfältig sein. Einerseits ist hier der fehlende Klärschlamm im Vergleich zu den anderen Anlagen zu nennen. Die Zugabe von Klärschlamm beschleunigt die Rotte, wahrscheinlich aufgrund eines ausgewogeneren Nährstoffgehaltes, wie Untersuchungen in Deutschland gezeigt haben [56]. Andererseits wäre auch ein Wiegefehler denkbar, da die Absiebung in Zell am See für die Fraktion < 20 mm einen sehr hohen Anteil im Vergleich zur Fraktion < 18 mm in Kufstein aufweist. Dies müsste durch weitere Untersuchungen geklärt werden.

Die relevanten Ergebnisse für alle Anlagen sind in Tabelle 7.3 zusammengefasst.

Tabelle 7.3: Ergebnisübersicht für die Reduktion der Glühverlustfracht

MBRA	Einheit	Allerh.	Zell a. S.	Kufstein
Summe Input des Versuchs	[Mg]	430	178	24
Davon Klärschlamm	[%]	12,8	5,2	0
Glühverlust Rotteinput	[% TS]	52,5	54,5	53,5*
Glühverlust Rotteendprodukt	[% TS]	36,3	32,5	45,7
Reduktion GV-Fracht bezogen auf Anlageninput	[%]	35,7	34,4	18,6
Reduktion GV-Fracht bezogen auf Rotteinput	[%]	47,2	59,7	34,0

* Wert für Restabfall < 50 mm

7.2.2 TOC

Der TOC zeigt nahezu identische Ergebnisse bei den beiden untersuchten Anlagen Allerheiligen und Zell am See. Bei diesen Anlagen wurden zusammen 340 Mg organischer Kohlenstoff im untersuchten Anlageninput festgestellt. Der TOC-Gehalt im Rotteinput von ca. 300 g/kg reduzierte sich im Verlauf der Rotte auf etwa 220 g/kg im Rotteendprodukt. Die Fracht des TOC verminderte sich um etwa ein Drittel, wenn man sich auf den Anlageninput bezieht bzw. knapp um die Hälfte, wenn man vom Rotteinput ausgeht. Für die Anlage in Kufstein wurden keine TOC-Untersuchungen durchgeführt.

Einen Überblick über die besprochenen Ergebnisse zum TOC liefert Tabelle 7.4.

Tabelle 7.4: Ergebnisübersicht für die Reduktion der TOC-Fracht

MBRA	Einheit	Allerh.	Zell a. S.	Kufstein
Summe Input des Versuchs	[Mg]	255	85	n.b.
Davon Klärschlamm	[%]	11,7	5,3	n.b.
TOC Rotteinput [[g/kg TS]	312	298	n.b.
TOC Rotteendprodukt	[g/kg TS]	223	222	n.b.
Reduktion TOC-Fracht bezogen auf Anlageninput	[%]	34,6	32,8	n.b.
Reduktion TOC-Fracht bezogen auf Rotteinput	[%]	45,5	49,8	n.b.

7.2.3 Brennwert

Der Brennwert des Rotteinputs liegt bei allen Anlagen über 12.000 kJ/kg TS, wie man der Tabelle 7.5 entnehmen kann. Im Rotteendprodukt ergeben sich bei den Anlagen deutliche Unterschiede. Während das Ergebnis von Kufstein mit 10.800 kJ/kg TS etwas hoch erscheint, liegt der Brennwert der Proben aus Zell am See sehr niedrig im Vergleich zu denen aus Allerheiligen, die für die oben besprochenen Parameter in etwa ähnliche Ergebnisse aufweisen. Da die Ergebnisse für das Rotteendprodukt von Allerheiligen auf insgesamt 120 Analysen beruhen, die Ergebnisse aus Zell am See jedoch nur auf 4 Analysen, könnte der Wert für Zell am See auch als Ausreißer nach unten gewertet werden. Ein Ergebnis in der Größenordnung von etwa 8.500 kJ/kg TS wäre jedenfalls eher plausibel. Die Ursachen für den hohen Analysenwert bei den Proben aus Kufstein wurden bereits in Kapitel 7.2.1 diskutiert.

Tabelle 7.5: Ergebnisübersicht für die Reduktion der Brennwertfracht

MBRA	Einheit	Allerh.	Zell a. S.	Kufstein
Summe Input des Versuchs	[GJ]	10.900	4.180	572
Davon Klärschlamm	[%]	12,0	5,0	0
Brennwert Rotteinput	[kJ/kg TS]	12.800	12.400	12.100*
Brennwert Rotteendprodukt	[kJ/kg TS]	9.300	7.800	10.800
Reduktion H _o -Fracht bezogen auf Anlageninput	[%]	32,3	32,3	15,5
Reduktion H _o -Fracht bezogen auf Rotteinput	[%]	44,3	57,8	30,1

* Wert für Restabfall < 50 mm

7.2.4 Atmungsaktivität

Bei der Atmungsaktivität wird der Unterschied zwischen den Versuchen Zell am See und Allerheiligen sehr deutlich. In Zell wurde anaerob stabilisierter Klärschlamm eingesetzt, der nur geringe Atmungsaktivitäten aufweist. Die Klärschlammproben aus Allerheiligen dagegen liegen mit Ihrer Atmungsaktivität deutlich über den Restabfallproben. Daher stammt vom Klärschlamm in Allerheiligen über ein Viertel der Atmungsaktivitätsfracht. Da die Atmungsaktivität des Restabfalls in Zell am See jedoch deutlich höher liegt als im Mürzverband, liegt die Atmungsaktivität des Rotteinputs bei der ZEMKA noch über derjenigen in Allerheiligen und auch über derjenigen in Kufstein. Die hohe Abbauleistung bei der Atmungsaktivität wurde von allen Anlagen erreicht, was auf eine gute Rotteführung und ausreichende Rottedauer hinweist. Unterschiede bei der Reduktion bezogen auf den Anlageninput gehen ausschließlich auf die verschiedenen Absiebungen vor der Rotte zurück. Die Ergebnisse für den Parameter Atmungsaktivität sind zusammenfassend in Tabelle 7.6 dargestellt.

Tabelle 7.6: Ergebnisübersicht für die Reduktion der Atmungsaktivitätsfracht (gemessen als AT₄)

MBRA	Einheit	Allerh.	Zell a. S.	Kufstein
Summe Input des Versuchs	[Mg O ₂]	37,5	15,0	1,8
Davon Klärschlamm	[%]	25,6	3,7	0
AT ₄ Rotteinput	[mg O ₂ /g TS]	56,6	66,2	54,1*
AT ₄ Rotteendprodukt	[mg O ₂ /g TS]	2,2	2,3	3,5
Reduktion AT ₄ -Fracht bezogen auf Anlageninput	[%]	90,4	81,1	75,8
Reduktion AT ₄ -Fracht bezogen auf Rotteinput	[%]	97,1	97,7	95,4

* Wert für Restabfall < 50 mm

7.3 Deponierbare Menge des Rotteendproduktes

Je nach Anlagenkonzept und verfügbarer Anlagentechnik wurde bei den Versuchen ein unterschiedlicher Siebschnitt für das Rotteendprodukt verwendet. Das Ergebnis dieser Absiebungen war ein Siebdurchgang mit einem Brennwert unter oder knapp über dem geforderten Grenzwert von 6.000 kJ/kg TS, der von den Anlagenbetreibern in Zukunft voraussichtlich deponiert werden kann. Zur Abgrenzung vom gesamten Rotteendprodukt wird es in diesem Abschnitt Deponieprodukt genannt. Um die Ergebnisse der Anlagen abschließend vergleichen zu können, werden in Tabelle 7.7 die Ergebnisse aus den Untersuchungen für das Rotteendprodukt zusammengefasst. Für das Rotteendprodukt wurden zusätzlich zu den Ergebnissen für das Deponieprodukt auch die Massen berechnet, die auf Basis der großtechnischen Absiebung und auf Basis der Laborabsiebungen den Grenzwert des Brennwertes von 6.000 kJ/kg TS für die Deponierbarkeit gemäß DVO genau einhalten. Damit ist es möglich, die einzelnen Versuche trotz unterschiedlicher Siebschnitte beim Deponieprodukt direkt zu vergleichen.

Die starken Unterschiede, die sich bei der Mengenverteilung des Deponieprodukts aufgrund der verschiedenen Siebschnitte und daher auch verschiedenen Brennwerte ergeben, verwischen sich, wenn man die Ergebnisse für das Rotteendprodukt betrachtet, das bei allen Versuchen den Brennwert von genau 6.000 kJ/kg TS einhält. Bei den Versuchen Kufstein und Allerheiligen macht die derzeit bereits deponierbare Menge gemäß Deponieverordnung etwa 20 % der Trockensubstanz aus, die insgesamt mechanisch-biologisch behandelt wird, wenn man die Ergebnisse aus den großtechnischen Absiebungen zugrundelegt. Bei der MBRA Zell am See liegt dieser Prozentsatz etwa bei 26 %. Aufgrund der unterschiedlichen Anlagenkonfiguration ergeben sich hieraus wieder deutliche Unterschiede, wenn man das gleiche Material auf die Menge des Rotteendproduktes der jeweiligen Anlage bezieht. Da diese Daten für den Anlagenbetreiber eine wichtige Grundlage für die ALSAG-Beiträge spielen könnten, werden sie hier ebenfalls aufgeführt.

Tabelle 7.7: Deponiefähige Fraktion, angegeben für unterschiedliche Bezugsgrößen und nach unterschiedlichen Methoden bestimmt, Angaben der Anteile jeweils in % der Trockensubstanz

MBRA	Einheit	Allerh.	Zell a. S.	Kufstein
Maximale Korngröße des Deponieproduktes	[mm]	24	20	18
Brennwert des Deponieproduktes	[kJ/kg TS]	6.600	6.200	5.200
Anteil Deponieprodukt am Anlageninput	[%]	38,1	25,9	18,3
Anteil Deponieprodukt am Rotteendprodukt	[%]	61,4	58,0	39,7
Anteil Rotteendprodukt mit $H_o \leq 6.000$ kJ/kg TS aus der großtechn. Absiebung am Anlageninput	[%]	20,4	25,9*	20,1
Anteil Rotteendprodukt mit $H_o \leq 6.000$ kJ/kg TS aus der großtechn. Absiebung am Rotteendprodukt ges.	[%]	32,8	58,0*	43,6
Anteil Rotteendprodukt mit $H_o \leq 6.000$ kJ/kg TS am Anlageninput, bestimmt durch Laborabsiebung	[%]	38,4**	34,5	29,8
Anteil Rotteendprodukt mit $H_o \leq 6.000$ kJ/kg TS am Rotteendprodukt ges., bestimmt durch Laborabs.	[%]	61,6**	77,1	64,6

* Für die Anlage Zell am See wurde der Brennwert des Rotteendprodukts < 20 mm gleich 6.000 kJ/kg TS angenommen, obwohl der eigentliche Messwert bei 6.200 kJ/kg TS liegt, da Ergebnisse aus der Laborabsiebung dieser Fraktion auf einen niedrigeren Brennwert hinweisen.

** Nur für die Chargen 4 bis 12 untersucht

Die Grenzen der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung werden von den Ergebnissen der Laborabsiebung gesteckt. Selbst unter optimalen Siebungsverhältnissen wird der Anteil der deponierbaren Produkte aus der MBR höchstens etwa 30-38 % der eingesetzten Trockensubstanz erreichen. Zusammen mit einem Rotteverlust von ca. 20 % verbleiben somit jedenfalls noch 42-50 % der Trockensubstanz für die thermische Behandlung.

8 Schlussfolgerungen

8.1 Allgemeine Schlussfolgerungen

Die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung wird voraussichtlich auch in Zukunft in der österreichischen Entsorgungslandschaft eine wichtige Rolle spielen. Die Rahmenbedingungen, die von der Deponieverordnung vorgegeben wurden, lenken allerdings beträchtliche Teilströme des Outputs einer MBRA weg von der derzeitigen Deponierung hin zur thermischen Behandlung. Die Größenordnung des Teilstromes, der thermisch behandelt werden muss, beläuft sich je nach Anlageninput und Behandlungskonzept auf etwa 31 % (Allerheiligen) bis über 60 % (Kufstein) der behandelten Feuchtsubstanz. Die kalorische Fracht (Basis: H_0), für die Verbrennungskapazität benötigt wird, beträgt selbst bei Einsatz einer mechanisch-biologischen Vorbehandlung mindestens 50 % des Ausgangsmaterials. Der Bedarf an thermischen Behandlungsanlagen sollte auf dieser Grundlage für ganz Österreich ermittelt werden.

Die Reduktion der Feuchtsubstanz beläuft sich bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung etwa auf 35 %, wenn Klärschlamm bei der Rotte mitbehandelt wird. Die alleinige Behandlung von Restabfall reduziert die Feuchtsubstanz aufgrund des geringeren Anfangswassergehaltes nur um etwa 20 %. Der Wassergehalt des Rotteendproduktes sollte auf ca. 30 % FS eingestellt werden. Für diesen Wassergehalt ergeben sich die besten Siebergebnisse und dies ist zudem der Proctorwassergehalt für das zu deponierende Material, wie Untersuchungen am IED gezeigt haben. Da bei geringen Wassergehalten die Staubbelastung bei der weiteren Aufbereitung sehr hoch ist, sollte ein gekapseltes Siebaggregat und/oder Sichtungsaggregat verwendet werden.

Ein wichtiger Aspekt für die mechanisch-biologischen Behandlung ist die Tatsache, dass zur Einhaltung des Grenzwertes für den Brennwert eine ausreichend lange Behandlungsdauer (mindestens 12-15 Wochen) vorgesehen werden muss. Anlagen, die diese Voraussetzungen noch nicht erfüllen, müssen in den kommenden Jahren erweitert oder aber geschlossen werden. Der Siebschnitt am Ende der Rotte dürfte für das zu deponierende Material nach den derzeitigen Rahmenbedingungen bei ca. 20 mm liegen. Für die Absicherung dieses Ergebnisses sollten von Seiten der Anlagenbetreiber insbesondere für den Routinebetrieb weitere Untersuchungen durchgeführt werden, um Fehlinvestitionen bei der Anschaffung von Siebaggregaten zu vermeiden. Es bleibt aber auch die Frage, wie die Anlagenbetreiber künftig die Anforderungen der Deponieverordnung im Routinebetrieb sicher einhalten können. Die hier vorgestellten Ergebnisse wurden mit intensiv begleiteten Rottechargen ermittelt, ein derart hoher Aufwand kann aber nicht bei jeder Rottecharge geleistet werden. Der Einsatz von weiteren Aufbereitungsaggregaten (z.B. Windsichter) nach dem Ende der Rotte könnte eventuell zur Erhöhung der deponierbaren Menge führen und die Einhaltung des Grenzwertes für den Brennwert sicherstellen. Jeder weitere Aufbereitungsschritt hat aber zwei entscheidende Nachteile. Einerseits wird die Behandlung dadurch verteuert,

andererseits führt die weiterführende Aufbereitung zu erhöhtem Energieverbrauch und damit zu größeren Umweltbelastungen.

Entscheidend für die künftige Entwicklung der MBR und damit der gesamten Abfallwirtschaft in Österreich wird die Umsetzung des H_o -Grenzwertes in der Praxis sein, da alle anderen Grenzwerte, die in Anlage 1, Tabellen 7 und 8 der Deponieverordnung für die Ablagerung mechanisch-biologisch behandelter Abfälle auf Massenabfalldeponien vorgeschrieben werden, vom Rotteendprodukt der österreichischen MBRA eingehalten werden können. Sollte der Gesetzgeber auf die strikte Einhaltung eines H_o von maximal 6.000 kJ/kg TS beharren, müssten die Anlagenbetreiber im Hinblick auf das Vorsorgeprinzip ein Rotteendprodukt zur Deponierung produzieren, das diesen Grenzwert im Routinebetrieb deutlich unterschreitet. Die hier vorgestellten Massenflüsse für die exakte Einhaltung des Grenzwertes würden daher selbst bei einer Optimierung der Anlagen zugunsten der thermisch zu behandelnden Fraktion verschoben. Die Konkurrenzfähigkeit der MBR im Vergleich zur direkten thermischen Behandlung des Restabfalls sinkt dadurch voraussichtlich. Wird der Grenzwert jedoch als „Zielwert“ für das deponierbare Rotteendprodukt verstanden, der die jahreszeitlichen Schwankungen der Inputmaterialien und des Betriebsablaufes mit einer angemessenen Überschreitungsregelung berücksichtigt, dann könnten Massenflüsse, wie sie im Versuchsbetrieb bei der Betriebsanlage Allerheiligen ermittelt wurden, realisiert werden. Eine derartige Regelung wurde bereits vom Interessentenverband MBA angeregt, wonach der Grenzwert für den Brennwert um 20 % überschritten werden dürfte, wenn die Kriterien für die biologische Stabilität (z.B. 5 mg O_2 /g TS für die AT_4) eingehalten werden [49]. Die endgültige Entscheidung über den Umgang mit diesem politisch, aber nicht naturwissenschaftlich begründbaren Grenzwert und somit auch über die weitere Entwicklung der Abfallwirtschaft in Österreich liegt aber letztendlich beim Gesetzgeber.

8.2 Ansätze zur Optimierung der untersuchten Anlagen

Die drei in dieser Arbeit vorgestellten Anlagen repräsentieren den höchsten Entwicklungsstand der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen in Österreich. Die Untersuchungen, die im Verlauf der Stoffflussanalysen der jeweiligen Anlagen durchgeführt wurden, zeigen, dass diese MBRA bereits sehr gute Voraussetzungen für einen Betrieb nach den Vorschriften der Deponieverordnung mitbringen. Diese Anlagen können jedoch für einen optimalen Betrieb ab dem Jahr 2004 noch weiter verbessert werden.

Allerheiligen

Der derzeitige Routinebetrieb in Allerheiligen mit einer Behandlungsdauer von 6 Wochen reicht nicht aus, um die Kriterien der Deponieverordnung zu erfüllen. Durch die Verlängerung der Rotte im Versuchsbetrieb (insgesamt 22 Wochen biologische Behandlungsdauer) konnte

der Brennwert des Rottegutes nochmals deutlich gesenkt werden und die Atmungsaktivität verringert sich auf Werte unter 5 mg O₂/g TS.

Ein Optimierungspotential bei der derzeitigen Rotteführung ist während der Extensivrotte zu sehen. Der Wassergehalt zu Beginn der Extensivrotte liegt bei 41,4 % FS. Nach der Extensivrotte hat sich der Wassergehalt auf 28,2 % FS reduziert. Im Vergleich zum Routinebetrieb dürfte die Reduktion des Wassergehaltes der Versuchsmieten zwar etwas zu hoch bestimmt worden sein, da beim Routinebetrieb die Flächenbelegung der Rotteplatten größer ist, eine starke Austrocknung wird aber auch im Routinebetrieb festzustellen sein. Bei einer Bewässerung des Rottegutes ist auch in der Extensivrotte eine höhere Abbaurate zu erwarten.

Es wird empfohlen, nach der zweiwöchigen Intensivrotte und der vierwöchigen Extensivrotte weitere acht Wochen Rottezeit anzuschließen. Optimal für die Rotte wäre eine schwach saugbelüftete Rotteplatte mit wöchentlichem Umsetzen und Nachbefeuchten des Rottegutes zumindest unter Dach (Witterungseinflüsse!). Eine weitere Woche Behandlungsdauer sollte für das Abtrocknen des Rottegutes einkalkuliert werden, um eine effektive Siebung oder evtl. Sichtung zu gewährleisten, so dass sich in Summe 15 Wochen Gesamtbehandlungsdauer ergeben.

Das Verhältnis von Klärschlamm zu Restabfall < 80 mm lag im Versuchsbetrieb bei 27,3 % FS zu 72,7 % FS. Eine Erhöhung des Klärschlammanteiles bewirkt eine Erhöhung des Brennwertes im Rotteendprodukt, wie die Ergebnisse von Kapitel 3.6.3 zeigen. Die Massenbilanz für 1997 weist eine Verteilung Klärschlamm zu Restabfall von 33,6 % FS zu 66,4 % FS auf. Will man den Grenzwert der Deponieverordnung mit einem möglichst hohen Anteil des Rotteendproduktes erreichen, so muss entweder der Anteil des mitbehandelten Klärschlammes im Mürzverband gesenkt oder die Qualität des Klärschlammes (Faultürme werden ohnehin bald gebaut oder sind bereits im Bau) deutlich verbessert, d.h. der Brennwert gesenkt werden.

Zell am See

Der Anteil des Siebüberlaufs vor der Rotte in Zell am See ist trotz der größeren Maschenweite deutlich höher als in Allerheiligen. Gründe dafür sind der höhere Durchsatz und das vergleichsweise kurze Trommelsieb in Zell am See. Der Siebüberlauf ist noch mit einem hohen Anteil an feiner Fraktion beladen, wie die Ergebnisse der Brennwertuntersuchungen zeigen. Um den Anteil des Siebüberlaufs vor der biologischen Behandlung zu verringern, sollte daher ein leistungsstärkeres Siebaggregat eingesetzt werden. Dies hat zur Folge, dass ein größerer Anteil des Anlageninputs der biologischen Behandlung zugeführt wird, wodurch insgesamt ein höherer Rotteverlust und ein größerer Anteil an zu deponierendem Material zu erwarten ist.

Der Einsatz von anaerob stabilisiertem Klärschlamm ist, wie beim Punkt Allerheiligen

ausgeführt, dem Einsatz von nicht ausgefaultem Klärschlamm vorzuziehen.

Kufstein

Die Zugabe von Klärschlamm würde den Rotteerfolg erheblich verbessern. Für die MBRA Kufstein ist bei dem derzeitigen Behandlungskonzept der Einsatz von anaerob stabilisiertem Klärschlamm in der Höhe von etwa 5-7 Massen-% der Trockensubstanz vom Anlageninput zu empfehlen. Eine Verlängerung der Intensivrotte um eine weitere Woche auf insgesamt 3 Wochen ist ebenfalls anzustreben, da durch die dynamische Intensivrotte sehr hohe Abbauraten erzielt werden. Dadurch könnte eventuell die Gesamtrottedauer gesenkt werden.

Der Siebüberlauf beim Siebschnitt von 50 mm beträgt fast 40 % der Feuchtsubstanz. Größere Anteile biologisch behandelbaren Materials gelangen dadurch in die heizwertreiche Fraktion. Zur Optimierung des Rotteverlusts und um einen möglichst großen Anteil an deponierbarer Fraktion zu erhalten, wird empfohlen, den Siebschnitt auf etwa 80 mm anzuheben.

9 Weiterer Forschungsbedarf bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung

Die vorliegende Arbeit behandelt die Massenströme bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. Die weitere Behandlung der Endprodukte wird hier nicht betrachtet. Weiterer Forschungsbedarf besteht daher für die Reststoffe, die eine MBRA verlassen.

Die heizwertreiche Fraktion ist prinzipiell neben der klassischen Restabfallverbrennung auch für einen Einsatz in industriellen Feuerungsanlagen geeignet. Fragestellungen, die hier auftauchen, sind einerseits bei der Aufbereitung des Materials für den Einsatz in unterschiedlichen Feuerungsarten und andererseits auch beim Schadstoffgehalt, der mit diesem Material in die Feuerung eingetragen wird, angesiedelt. Wie sollten Emissionen aus diesen industriellen Feuerungsanlagen bewertet werden? Welche Grenzwerte sollten für diese Feuerungsanlagen gelten? Kann man die Schadstoffe der heizwertreichen Fraktion durch mechanische Aufbereitung abtrennen? Können eventuell auch Sperrmüll und Gewerbeabfälle zur Vorbereitung auf die thermische Verwertung sinnvoll mechanisch-biologisch behandelt werden? Bei diesen Fragestellungen ist das IED bereits aktiv [47]

Ein weiterer wichtiger Aspekt ist die Deponierung der heizwertarmen Fraktion. Wie verhält sich dieses Material auf der Deponie? Dass es Probleme bei der Monodeponierung von feinkörnigem Material geben wird, ist bekannt [24]. Die Deponiebetreiber sind auf dieses Material allerdings noch nicht vorbereitet. Probleme wird es auf den derzeit betriebenen Deponien geben, wenn sich die Deponiebetreiber nicht rechtzeitig über einen gezielten Einbau dieses Materials Gedanken machen. Zusätzlich ist die Frage, ob ein aktives Belüftungssystem errichtet werden sollte, oder ob eine methanoxidierende Abdeckschicht für eine Deponie mit Rückständen aus der MBR genügt, noch längst nicht geklärt [30].

Die schärfste Diskussion wird derzeit jedoch um das Thema Abluftemissionen bei der MBR geführt. Erste Ergebnisse von Untersuchungen an großtechnischen Anlagen aus Deutschland haben ein geringes Schadstoffpotential der Abluft ergeben [12]. Dagegen sehen andere Autoren Probleme bei der Abluft von MBRA aufgrund ihrer sehr komponentenreichen Zusammensetzung [35]. Bei der letztgenannten Studie wird beispielsweise Cadmium in der Abluft von MBRA als problematisch eingestuft, insbesondere bei Großanlagen. Diese Einschätzung wird aufgrund der vorliegenden Ergebnisse aus Allerheiligen (siehe Kapitel 3.5.1) nicht geteilt. Um Klarheit über die Abluftemissionen der MBR zu erhalten, werden auch in Österreich Untersuchungen der Abluft rein- und rohgasseitig durchzuführen sein. Die ersten Schritte hierzu sind vom UBA und vom BMUJF bereits in die Wege geleitet [2].

Zum Abschluss der vorgenannten Untersuchungen sollte ein umfangreicher ökologischer und ökonomischer Vergleich des Restabfallsplittings mit der thermischen Abfallbehandlung in ihren unterschiedlichen Verfahrensformen (Rostfeuerung, Thermoselect, Schwel-Brenn-Verfahren etc.) durchgeführt werden.

10 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit werden die Stoffflüsse von drei verschiedenen mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen untersucht. Dabei wird auf die Rahmenbedingungen, die durch die Deponieverordnung mit dem Grenzwert von 6.000 kJ/kg TS für den Brennwert des zu deponierenden Rotteendproduktes vorgegeben werden, bedacht genommen. Die Behandlungskonzepte der untersuchten Anlagen wurden an diese Vorgaben angepasst, wobei in Allerheiligen die Fraktion 0-24 mm, in Zell am See die Fraktion 0-20 mm und in Kufstein die Fraktion 0-18 mm des Rotteendproduktes für eine zukünftige Deponierung vorgesehen sind. Die Werte der folgenden Prozentangaben werden auf die insgesamt behandelte Menge an Restabfall und Klärschlamm (Anlageninput) bezogen, die für die mechanisch-biologische Behandlung eingesetzt wurde.

Untersucht wurde neben den Strömen der Feucht- und Trockensubstanz auch die Fracht von Glühverlust, TOC (zwei Anlagen), Brennwert und Atmungsaktivität. Die Verteilung der Schadstoffe anhand der Beispiele Cadmium, Blei, Zink, Kohlenwasserstoffe und PAK wurde nur an der MBRA Allerheiligen bestimmt.

Bei Anlagen, die Klärschlamm in die Rotte einsetzen, wurde eine Reduktion der Feuchtsubstanz von etwa 35 % festgestellt. Bei der Rotte ohne Klärschlammeinsatz wurde die Feuchtsubstanz um ca. 20 % verringert. Grund dieses deutlichen Unterschiedes ist hauptsächlich der hohe Wassergehalt des Klärschlammes, der zu großen Wasserverlusten führt. Für eine thermische Behandlung verbleiben je nach Anlagenkonzept etwa 31 % bis 62 % der Feuchtsubstanz, für die Deponierung zwischen 18 % und 32 %.

Die Trockensubstanz wird bei Einsatz von Klärschlamm in die Rotte um 20 % reduziert. Beim Einsatz von reinem Restabfall liegt der Abbau der Trockensubstanz bei etwa 13 %.

Bei Glühverlust, TOC und Brennwert ergeben sich vergleichbare Ergebnisse. Durch die Rotte werden etwa 1/3 der jeweiligen Frachten biologisch abgebaut, wenn Klärschlamm in der Rotte eingesetzt wurde. Die Abbauraten sind beim Glühverlust etwas höher als beim TOC und beim Brennwert. Beim Rotteversuch ohne Klärschlamm liegen die Reduktionsraten für Glühverlust und Brennwert jeweils unter 20 %, was einerseits an einer geringeren Menge an biologisch leicht abbaubarer Substanz liegt, andererseits aber auch an einer prozentual niedrigeren Inputmenge in die eigentliche Rotte bei diesem Versuch. Für die Deponierung verbleiben bei MBRA mit Einsatz von Klärschlamm etwa 12-21 % der ursprünglichen Glühverlustfracht, 14-19 % der TOC-Fracht und 11-18 % der Brennwertfracht. Die Ergebnisse für die reine Restabfallrotte liegen noch etwas unter diesen Werten.

Von großem Interesse sind die Ergebnisse zur Verteilung der kalorischen Fracht. Auch bei optimalen Betriebsergebnissen in der biologischen Behandlung müssen mindestens 50 % der kalorischen Fracht des Ausgangsmaterials weiter thermisch behandelt werden. Sollten

die Vorgaben der Deponieverordnung ab dem Jahre 2004 eingehalten werden, sind für Restabfälle und heizwertreiche Rückstände aus MBRA daher baldmöglichst geeignete Behandlungskapazitäten zu schaffen.

Besonders hoch sind die Reduktionsraten für den Parameter Atmungsaktivität. Hier werden Verringerungen um 76-90 % des Anlageninputs festgestellt. Berechnet auf den reinen Rotteinput ergeben sich sogar Reduktionsraten von 95-98 %. Das Rotteendprodukt, das auf die Deponie verbracht werden kann, weist nur noch etwa 1-2 % der Atmungsaktivität des Anlageninputs auf.

Da die verschiedenen Siebfraktionen der Rotteendprodukte aus den untersuchten Anlagen nach den vorgestellten Behandlungskonzepten den Grenzwert für den Brennwert von 6.000 kJ/kg TS zum Teil über- und unterschreiten, wurde der Anteil an Rotteendprodukt errechnet, der diesen Grenzwert exakt einhalten würde. Eine Mischung der Fraktionen aus den großtechnischen Absiebungen ergäbe einen deponierbaren Anteil von 20-26 % des Anlageninputs (Trockensubstanz). Laborsiebungen des Rotteendproduktes weisen einen potentiell deponierbaren Anteil von 30-38 % des Anlageninputs (Trockensubstanz) auf, der auch großtechnisch zu einem Großteil erreicht werden könnte, wenn die Siebung unter optimalen Verhältnissen durchgeführt werden könnte.

Die biologisch abbaubare organische Trockensubstanz (oTS_{bio}) wurde als ergänzender Stabilitätsparameter zum Glühverlust bei der MBRA Allerheiligen untersucht. Der Rotteverlust der oTS_{bio} ist mit 46 % des Anlageninputs deutlich höher ausgefallen als beim Glühverlust, insofern weist dieser Parameter auf einen stärkeren Bezug zur wirklich abbaubaren Substanz hin. Die schlechte Korrelation mit den organischen Parametern, insbesondere der Atmungsaktivität, sowie die systematischen Mängel bei der analytischen Bestimmung der oTS_{bio} zeigen jedoch deutlich, dass dieser Parameters nicht geeignet ist, um die biologisch abbaubare organische Substanz bei Routineuntersuchungen zu charakterisieren.

Schadstoffanalysen wurden nur an der MBRA Allerheiligen durchgeführt. Für die untersuchten Schwermetalle wurden sehr hohe Standardabweichungen bei den Analysen festgestellt. Bildet man den Mittelwert aus allen Analysen eines Probenahmepunktes, so kann eine Zunahme des Gehaltes an Schwermetallen (untersucht wurden Cd, Pb und Zn) festgestellt werden, die sich im Rahmen der möglichen Aufkonzentrierung durch den ermittelten Trockensubstanzabbau bewegt. Die Abluftanalysen des Umweltbundesamtes ergaben, dass der Austrag der Schwermetalle Cd und Pb durch den Abluftpfad vernachlässigbar gering sind. Es wurden Austragsmengen in der Intensivrotte von je unter 0,1 ‰ für beide Schwermetalle ermittelt. Die Bilanzen der Schwermetalle beruhen auf den analysierten Inputgehalten und der Annahme, dass es keine Austragswege im Verlauf der Rotte gibt. Bei Cadmium geht der Großteil der Fracht mit 61 % in die heizwertreiche Fraktion, 38 % werden deponiert und 1 % wird mit den Fe-Metallen abgeschieden. Blei zeigt einen

geringeren Anteil von 50 % in der heizwertreichen Fraktion, dafür wird mit 46 % eine größere Menge deponiert, die restlichen 4 % gehen in die Fe-Metallfraktion. Zink hat mit 46 % den geringsten Anteil in der thermischen Fraktion, dafür ist der Prozentsatz der Fe-Metalle mit 9 % besonders hoch. 43 % der Zinkfracht werden deponiert.

Der Parameter Summe der Kohlenwasserstoffe brachte sehr uneinheitliche Analysenergebnisse für die einzelnen Probenahmepunkte im Verlauf der Rotte. Als Ursache für die unplausiblen Analysenergebnisse wurde die zu geringe Probeneinwaage und das sehr inhomogene Ausgangsmaterial bei der Analyse gemäß einschlägiger Analysenvorschrift (DIN 38414–S17) festgestellt. Um wirklich nachvollziehbare und reproduzierbare Messergebnisse für Restabfall zu gewährleisten, sollte die Analysenvorschrift für den Parameter Summe der Kohlenwasserstoffe speziell für den Anwendungsfall der Deponieverordnung neu überarbeitet und normiert werden.

Trotz hoher Standardabweichungen bei allen Messpunkten wurde für den Parameter PAK im Verlauf der Rotte jeweils eine exponentielle Reduktion festgestellt. Mittelt man die Ergebnisse der vier untersuchten Schadstoffchargen, ergibt sich eine Reduktion der PAK-Fracht von 82,7 %. Ein Anteil von fast 10 % wird mit der heizwertreichen Fraktion einer thermischen Behandlung zugeführt und knapp 8 % werden voraussichtlich deponiert. Aus Abluftanalysen des Umweltbundesamtes geht hervor, dass zumindest ein nennenswerter Anteil der PAK über den Abluftpfad ausgetragen wird. In der Intensivrotte in Allerheiligen beträgt die Reduktion der PAK 37,1 % der bilanzierten Menge. Etwa 5 bis 7 % der bilanzierten Menge gehen auf das Konto der Abluftemissionen.

Ein Vergleich der Analysenergebnisse von Glühverlust, Brennwert und TOC ergab sehr gute Korrelationen, wenn man den gesamten Messbereich betrachtet. Fokussiert man die Korrelation von Glühverlust und Brennwert jedoch auf den Bereich, der für die Deponierung des Rotteendproduktes relevant ist, verschlechtert sich die Korrelation. Proben, die einen Glühverlust zwischen 25,3 % TS und 34,0 % TS aufweisen, weisen einen Brennwert sowohl über als auch unter dem vorgeschriebenen Grenzwert von 6.000 kJ/kg TS auf. In diesem Bereich ist für die Kontrolle der Einhaltung des Brennwertes daher eine analytische Bestimmung des H_0 notwendig.

Aus den gewonnenen Erkenntnissen der Untersuchungen wurden abschließend der weitere Forschungsbedarf aufgezeigt sowie Schlussfolgerungen für die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung in Österreich allgemein und für die Optimierung der Behandlung in den vorgestellten Anlagen abgeleitet.

Literaturverzeichnis

- [1] **Angerer, T.:** „Stand der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung vor der Deponierung (MBRVD) in Österreich“, Diplomarbeit an der Montanuniversität Leoben, 1997
- [2] **Angerer, T.; Häusler, G.:** „Abluftemissionen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung – Anlage Allerheiligen“; Bericht 139 des Umweltbundesamtes (Hrsg.), Wien 1999
- [3] **Austrian Energy and Environment:** „Schulungsunterlagen für die Kompostierungsanlage in Zell am See“, 1996
- [4] **AWISTA** Düsseldorf: Schriftliche Mitteilung über Schwermetallanalysen von Hausmüll (n=91) für die Jahre 1996 und 1997
- [5] **Bidlingmaier, W.:** „Schwermetalle im Hausmüll – Herkunft, Schadwirkung, Analyse“; Stuttgarter Bericht zur Abfallwirtschaft, Band 42, Bielefeld 1990
- [6] **Binner, E.; Zach, A.; Widerin, M.; Lechner, P.:** „Auswahl und Anwendbarkeit von Parametern zur Charakterisierung der Endprodukte aus mechanisch-biologischen Restmüllbehandlungsverfahren“, Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie (Hrsg.) in drei Teilen, erschienen in der Schriftenreihe des BMUJF, Band 9/1998, Wien 1998
- [7] **Bilitewski, B.:** „Recyclinganlagen für Haus- und Gewerbeabfälle – Grundlagen – Technik - Wirtschaftlichkeit – Umweltwirkungen“; Beiheft 21 zu Müll und Abfall, 1985
- [8] **Bilitewski, B.; Kümmlee, G.; Lorber, K. E.:** „Bilanz eines Aufbereitungsprozesses“, in Müll und Abfall 11/1985
- [9] **Brinkmann, U.; Höring, K.; Heim, M.; Ehrig, H.-J.:** „Emissionsverhalten von unbehandeltem und mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restmüll unter Deponiebedingungen“, Müll und Abfall 2/1996
- [10] **Bundsgütegemeinschaft Kompost e.V. (Hrsg.):** „Methodenbuch zu Analyse von Kompost“, Köln (D), November 1994 (erschienen beim Verlag Abfall Now e.V., Stuttgart (D))

- [11] **Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie** (Hrsg.): „Bundes-Abfallwirtschaftsplan“ Bundesabfallbericht 1998 und Materialienbände, Wien 1998
- [12] **Cuhls, C.; Doedens, H.:** „Emissionen aus mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen (MBA)“, in Nelles, Hengerer & Wöber (Hrsg.), Tagungsband zur DepoTech 1998 Leoben, Rotterdam/Brookfield 1998
- [13] **Damiecki, R.; Kettern, J.:** „Mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlage (MBRA) im Kreis Düren“, AbfallwirtschaftsJournal 6/1994
- [14] **Daxbeck, H.; Brunner, P. H.:** „Stoffflußanalysen als Grundlagen für effizienten Umweltschutz“, in Österreichische Wasserwirtschaft, Jahrgang 45 (1993), Heft 3/4
- [15] **Doedens, H.; von Felde, D.; Grieße, A.; von Hoerner, A.; Ketelsen, K.; Bröker, E.:** „Biologische Vorbehandlung von Restabfällen vor der Ablagerung – Anwendungsorientierte Untersuchungen zur Erstellung von Planungs- und Bewertungsgrundlagen“, Forschungsbericht, Hannover 1997
- [16] **El Dawi, K. I.:** „Vergleich der Müllzusammensetzung von Abfallbehandlungsanlagen – Bestimmung der Schadstoffe (Schwermetalle) in Hausmüll und hausmüllähnlichen Abfällen“, Studienarbeit an der TU Hamburg-Harburg, 1997
- [17] **Engenhardt, M.; Göschl, C.:** „Untersuchungen zur Auswirkung der Restmüllrotte auf der NUA Pöchlarn“, Endbericht der Niederösterreichischen Umweltschutzanstalt, Mariaenzersdorf, Juni 1994
- [18] **Falbe, J.; Regitz, M. (Hrsg.):** CD Römpf – 9., erweiterte und verbesserte Auflage des Römpf Chemie Lexikons auf CD-ROM; Georg Thieme Verlag; Stuttgart (D), New York (USA), 1995
- [19] **Fricke, K.:** „Grundlagen zur Bioabfallkompostierung unter besonderer Berücksichtigung von Rottesteuerung und Qualitätssicherung“, Dissertation, Verlag Die Werkstatt, Witzenhausen 1988
- [20] **Gaugg, J.; Wenger-Oehn, H.:** „Grundlagenerhebung zur Restmüllbehandlung in Vorarlberg“, Studie der Salzmann Ingenieurbüro GmbH im Auftrag der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz, Juni 1997

- [21] **Giegrich, J.; Basche, I.; Golding, A.; Heinstein, F.; Damm, K.; Turk, T.; Ludwig, A.; Fricke, K.:** „Systeme und Anlagen zur stofflichen Verwertung und Schadstoffentfrachtung“, Forschungsbericht 103 03 315/02 des Umweltbundesamtes (Hrsg.), Berlin 1991
- [22] **Göbel, W.:** „Möglichkeiten zur Anpassung der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlage (MBRA) der Salzburger Abfallbeseitigung (SAB) an den Stand der Technik“; Diplomarbeit am Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik (IED) in der Studienrichtung Industrieller Umweltschutz, Entsorgungstechnik und Recycling an der Montanuniversität Leoben, Juni 1997
- [23] **Greiner B. et al.:** „Chemisch-Physikalische Analyse von Hausmüll“; Forschungsbericht Nr. 130 03 502 des Umweltbundesamtes (Hrsg.), Berlin 1983
- [24] **Harant, M.; Nelles, M.; Raninger, B.; Hofer, M.; Lorber, K. E.:** „Deponieverhalten von mechanisch-biologisch behandelten Restabfällen – Wie verändert sich der Deponiebetrieb beim Einsatz von vorbehandeltem im Vergleich zu unbehandeltem Restabfall“; Tagungsunterlagen zum ÖWAV-Seminar „Die Deponie im Jahre 2004“ vom 12.-13.5.1998 in Wien
- [25] **Harant, M.; Nelles, M.:** „Parameter zur Beurteilung der biologischen Stabilität von Deponiematerial aus der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung“, in Nelles, Hengerer & Wöber (Hrsg.), Tagungsband zur DepoTech 1998 Leoben, Rotterdam/Brookfield 1998
- [26] **Hasel, B.; Thrän, D.:** „Untersuchung der biologisch-mechanischen Restabfallbehandlung am Beispiel des Pilotversuchs auf der Deponie Eichelbuck in Freiburg“, Gruppendifplomarbeit an der TU Berlin, unveröffentlicht, 1995
- [27] **Hellmann, H.:** „Umweltanalytik von Kohlenwasserstoffen“, VCH, Weinheim 1995
- [28] **Höring, K.; Ehrig, H.-J.:** „Anforderung an und Bewertung von biologischen Vorbehandlungen für die Ablagerung“; erschienen im Tagungsband zum BMBF-Statusseminar „Verbundvorhaben mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen“, Potsdam 1998
- [29] **Höring, K.; Ehrig, H.-J.:** „Stabilisierungsgrad und Emissionsverhalten mechanisch-biologische vorbehandelter Restabfälle“, in Thomé-Kozmiensky (Hrsg.): Tagungsband zum 9. Internationalen Recycling Congress (IRC) vom 1. bis 3. Dezember 1997 in Hamburg

- [30] **Humer, M.; Lechner, P.:** „Grundlagen der biologischen Methanoxidation - Perspektiven für die Entsorgung von Deponiegas“, Waste Reports 5/1997, Wien 1997
- [31] **Jäger et al.:** „Analysehandbuch zum Verbundvorhaben mechanisch - biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen - Vorläufige Fassung“, Stand: Juni 1998
- [32] **Janikowski, G.; Obermeier, T.:** Kalte Vorbehandlung von Restmüll. Optimierung der aeroben Behandlung; erschienen im Tagungsband zum BMBF-Statusseminar „Verbundvorhaben mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen“, Potsdam 1998
- [33] **Janikowski, G.; Asmussen, S.; Möllers, P.:** „Die Halbe Miete – Mit der kalten Vorbehandlung kann das abzulagernde Restabfallvolumen Brandenburgs erheblich reduziert werden“, Müllmagazin 1/1995
- [34] **Krüger, J.:** „Verwertungsmöglichkeiten der Schrottfraction aus der mechanisierten Sortierung von Haushaltsabfällen“; in: Jäger, Bernhard, Thomé-Kozmiensky, Karl J. (Hrsg.): Materialrecycling aus Haushaltsabfall, Berlin 1978
- [35] **Lahl, U.; Scheidl, K. et al.:** „Abluftemissionen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Österreich“; Monographie 104 des Umweltbundesamtes (Hrsg.), Wien 1998
- [36] **Lorber, K. E.; Kümmler, G.:** „Schadstoffproblematik der Kompostierung“; in Thomé-Kozmiensky, Karl J. (Hrsg.): Kompostierung von Abfällen 2, Berlin 1985
- [37] **Mostbauer, P. et al.:** „Grundlagen für eine technische Anleitung zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Abfällen“, Umweltbundesamt Wien (Hrsg.), Wien 1998
- [38] **Müller, W.:** „Leistungsfähigkeit der biologischen Restmüllbehandlung und Auswirkungen der biologischen Stabilität des zu deponierenden Materials“, Studienreihe Abfall Now, Band 14, Stuttgart 1995
- [39] **Müller, W.; Fricke, K.; Turk, T.; Lechner, P.; Doedens, H.** in Zusammenarbeit mit der BWK-Arbeitsgruppe Restabfallbehandlung: Ermittlung von Prüfmethode zur Beschreibung des Stabilisierungsgrades der organischen Substanz in mechanisch-biologisch behandeltem Restabfall“; Ingenieurgesellschaft Witzenhausen Fricke und Turk GmbH i.Gr., Witzenhausen (D), 1996.
- [40] **Müller, W., Fricke, K.:** „Mechanisch-biologische Restmüllbehandlung unter

- Berücksichtigung der Aerob- und Anaerobtechnik“, in Fricke, Thomé-Kozmiensky, Neumüller (Hrsg.): Integrierte Abfallwirtschaft im ländlichen Raum, Berlin 1993
- [41] **Nelles**, M.: „Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung zur Umsetzung der Deponieverordnung“, Dissertation an der Montanuniversität Leoben, Mai 1998
- [42] **Nelles**, M.; **Harant**, M.; **Neff**, A.; **Hofer**, M.; **Lorber**, K. E.; **Faulstich**, M.; **Rabus**, J.; **Jörgens**, L.; **Baumann**, J.; **Geiger**, T.: Endbericht zum Pilotprojekt „Möglichkeiten und Grenzen des Restmüllsplittings am Beispiel der Abfallbehandlungsanlage Kufstein“, Dezember 1998
- [43] **Nelles**, M.; **Harant**, M.; **Hofer**, M.; **Lorber**, K. E., **Raninger**, Bernhard: Pilotprojekt: „Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung vor der Deponierung (MBRVD) im Mürzverband“, Endbericht; erstellt am Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik der Montanuniversität Leoben im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung Ic, Abfallwirtschaft; Leoben (A), September 1997
- [44] **Nielsen**, R.: Report on Cadmium Swedish Environment Board. Zitiert in ENV/178/79-En: Energy from Municipal Waste 1980/1981, Summary Report
- [45] **N.N.**: Betriebsanleitung für den „Sapromat®E“ der Firma Voith Sulzer Stoffaufbereitung GmbH, Ravensburg (D), 1996
- [46] **N.N.**: Bedienungsanleitung für den „CS-mat 5500“ der Firma Ströhlein GmbH & Co., Kaarst (D), 1995
- [47] **Ragoßnig**, A., **Nelles**, M.; **Harant**, M.; **Hofer**, M.; **Lorber**, K. E.: „Restabfallsplitting bzw. Mechanisch-Biologische Restabfallbehandlung vor der Verbrennung (MBRVV) im Abfallwirtschaftszentrum Halbenrain“; Zwischenbericht des Pilotprojekts, unveröffentlicht, Leoben, Oktober 1998
- [48] **Raninger**, B., **Rassaerts**, H.: „Langjährige Betriebserfahrung mit einer kombinierten biologischen Restabfall-/Klärschlammbehandlung bei vorhandener Deponie“, VDI-Seminar: TA-Siedlungsabfall und ihre technische Umsetzbarkeit, 1993
- [49] **Raninger**, B.; **Nelles**, M.; **Harant**, M.: „Fachliche Stellungnahme zur Studie `Grundlagen für eine technische Anleitung zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Abfällen`, Studie im Auftrag des Interessentenverbund MBA, Leoben, Hof/Salzburg, 1998
- [50] **Rauch**, G.: „Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit der Betriebsanlage zur

mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung (MBR) der ZEMKA in Zell am See, Diplomarbeit am Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik (IED) in der Studienrichtung Industrieller Umweltschutz, Entsorgungstechnik und Recycling an der Montanuniversität Leoben, September 1998

- [51] **Ritter**, L.: Untersuchungen zur biologischen Behandlung von Restmüll und Klärschlamm, Diplomarbeit am Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik (IED) in der Studienrichtung Industrieller Umweltschutz, Entsorgungstechnik und Recycling an der Montanuniversität Leoben, September 1998
- [52] **Rump**, H.: Untersuchung von Abfällen, Reststoffen und Altlasten – praktische Anleitung für chemische, physikalische und biologische Methoden; VCH, Weinheim 1995
- [53] **Schöpe**, B.: „Stoffstromanalyse an einer Anlage zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung“, Diplomarbeit im Studiengang Technischer Umweltschutz an der TU Berlin, Leoben/Berlin, Juli 1998
- [54] **Stercken**: Mündliche Mitteilung von Ergebnissen zum Einsatz von Müllschrott aus dem Abschlußbericht „Recycling of Scrap for high Quality Products“, Veröffentlichung in Vorbereitung
- [55] **Turk**, M.; **Collins**, H.-J.; **Neugebauer**, F.; **Stoewer**, E.: „Mechanisch-biologische Abfallbehandlung vor der Ablagerung“, Entsorgungspraxis 5/1995
- [56] **Widmann**, R.; **Streff**, L.: „Schneller Wandel – Eine gezielte Zugabe von Klärschlamm beschleunigt den Abbau der Organik im Restabfall“, Müllmagazin 1/1996
- [57] **Wiemer**, K.: „Stabile Grundlage – Das Trockenstabilatverfahren ermöglicht ein differenziertes Stoffstrommanagement mit energetischer und stofflicher Verwertung“, Müllmagazin 3/1997

Abkürzungsverzeichnis

abs.	absolut
ALSAG	Altlastensanierungsgesetz
ARGE	Arbeitsgemeinschaft
AWG	Abfallwirtschaftsgesetz
BAS	Biologisches Abbau-System, Markenname der Firma Weerens Baubedrijf
BMUJF	Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie
BWK	Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V.
bzw.	beziehungsweise
°C	Grad Celsius
ca.	circa
Cd	Cadmium
Ch.	Charge
d.h.	das heißt
DVO	Deponieverordnung
EPA	Environmental Protection Agency (US-amerikanische Umweltschutzbehörde)
evtl.	eventuell
Fe-Metalle	ferromagnetische Metalle
FS	Feuchtsubstanz
ges.	gesamt
gew.	gewichtet
GJ	Gigajoule
GV	Glühverlust
ggf.	gegebenenfalls
h	Stunde
H _o	Brennwert (auch Verbrennungswert oder oberer Heizwert genannt)
H _u	(unterer) Heizwert
i.d.R	in der Regel
IED	Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik
kg	Kilogramm
kJ	Kilojoule
KS	Klärschlamm
KW	Kohlenwasserstoffe
kW	Kilowatt
l	Liter
LHKW	Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe
µg	Mikrogramm
m ³	Kubikmeter
MBR	Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung

MBRA	Mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlage
MBRVD	Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung vor der Deponierung
mg	Milligramm
Mg	Megagramm = 1.000 kg = 1 Tonne
MJ	Megajoule
mm	Millimeter
Nm ³	Normkubikmeter
ÖNORM	Österreichisches Normungsinstitut / Österreichische Norm
ÖWAV	Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband
oTS _{bio}	Biologisch abbaubare organische Trockensubstanz
PAK	polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
RA	Restabfall
RA-KS	Restabfall-Klärschlamm (-Gemisch)
rel.	relativ
RHV	Reinhalteverband
Stabw.	Standardabweichung
TC	Gesamter Kohlenstoff (=total carbon)
TDM	thöni dynamisches Modul
TIC	Gesamter anorganischer Kohlenstoff (=total inorganic carbon)
TOC	Gesamter organischer Kohlenstoff (=total organic carbon)
TS	Trockensubstanz
TSM	thöni statisches Modul
UBA	Umweltbundesamt
usw.	und so weiter
VÖEB	Verband österreichischer Entsorgungsbetriebe
WG	Wassergehalt
Wo	Woche(n)
WRG	Wasserrechtsgesetz, siehe zitierte Gesetze und Verordnungen
Zn	Zink

Anhang

Inhaltsverzeichnis zum Anhang:

	Beschriftung der Tabelle.....	Seitenzahl
Tabelle A.1:	Verwiegunen – Überblick über die Chargen, Charge 1 und 2.....	A.1
Tabelle A.2:	Verwiegunen – Überblick über die Chargen, Charge 3 und 4.....	A.1
Tabelle A.3:	Verwiegunen – Überblick über die Chargen, Charge 5 und 6.....	A.2
Tabelle A.4:	Verwiegunen – Überblick über die Chargen, Charge 7 und 8.....	A.3
Tabelle A.5:	Verwiegunen – Überblick über die Chargen, Charge 9 und 10.....	A.4
Tabelle A.6:	Verwiegunen – Überblick über die Chargen, Charge 11 und 12.....	A.5
Tabelle A.7:	Glühverlustergebnisse der Analysen - Mittelwerte Chargen 1 bis 6.....	A.6
Tabelle A.8:	Glühverlustergebnisse der Analysen - Mittelwerte Chargen 7 bis 12.....	A.7
Tabelle A.9:	TOC-Ergebnisse der Analysen - Mittelwerte Chargen 1 bis 6.....	A.8
Tabelle A.10:	TOC-Ergebnisse der Analysen - Mittelwerte Chargen 7 bis 12.....	A.9
Tabelle A.11:	Brennwert-Ergebnisse der Analysen - Mittelwerte Chargen 1 bis 6.....	A.10
Tabelle A.12:	Brennwert-Ergebnisse der Analysen - Mittelwerte Chargen 7 bis 12.....	A.11
Tabelle A.13:	AT ₄ -Ergebnisse der Analysen - Mittelwerte Chargen 1 bis 6.....	A.12
Tabelle A.14:	AT ₄ -Ergebnisse der Analysen - Mittelwerte Chargen 7 bis 12.....	A.13
Tabelle A.15:	Glühverlust-Bilanz der Charge 1.....	A.14
Tabelle A.16:	TOC-Bilanz der Charge 1.....	A.15
Tabelle A.17:	Brennwert-Bilanz der Charge 1.....	A.16
Tabelle A.18:	Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 1.....	A.17
Tabelle A.19:	Glühverlust-Bilanz der Charge 2.....	A.18
Tabelle A.20:	TOC-Bilanz der Charge 2.....	A.19
Tabelle A.21:	Brennwert-Bilanz der Charge 2.....	A.20
Tabelle A.22:	Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 2.....	A.21
Tabelle A.23:	Glühverlust-Bilanz der Charge 3.....	A.22
Tabelle A.24:	TOC-Bilanz der Charge 3.....	A.23
Tabelle A.25:	Brennwert-Bilanz der Charge 3.....	A.24
Tabelle A.26:	Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 3.....	A.25
Tabelle A.27:	Glühverlust-Bilanz der Charge 4.....	A.26
Tabelle A.28:	TOC-Bilanz der Charge 4.....	A.27
Tabelle A.29:	Brennwert-Bilanz der Charge 4.....	A.28
Tabelle A.30:	Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 4.....	A.29
Tabelle A.31:	Glühverlust-Bilanz der Charge 5.....	A.30
Tabelle A.32:	TOC-Bilanz der Charge 5.....	A.31
Tabelle A.33:	Brennwert-Bilanz der Charge 5.....	A.32
Tabelle A.34:	Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 5.....	A.33
Tabelle A.35:	Glühverlust-Bilanz der Charge 6.....	A.34

	Beschriftung der Tabelle.....	Seitenzahl
Tabelle A.36:	TOC-Bilanz der Charge 6	A.35
Tabelle A.37:	Brennwert-Bilanz der Charge 6	A.36
Tabelle A.38:	Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 6	A.37
Tabelle A.39:	Glühverlust-Bilanz der Charge 7	A.38
Tabelle A.40:	TOC-Bilanz der Charge 7	A.39
Tabelle A.41:	Brennwert-Bilanz der Charge 7	A.40
Tabelle A.42:	Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 7	A.41
Tabelle A.43:	Glühverlust-Bilanz der Charge 8	A.42
Tabelle A.44:	TOC-Bilanz der Charge 8	A.43
Tabelle A.45:	Brennwert-Bilanz der Charge 8	A.44
Tabelle A.46:	Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 8	A.45
Tabelle A.47:	Glühverlust-Bilanz der Charge 9	A.46
Tabelle A.48:	TOC-Bilanz der Charge 9	A.47
Tabelle A.49:	Brennwert-Bilanz der Charge 9	A.48
Tabelle A.50:	Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 9	A.49
Tabelle A.51:	Glühverlust-Bilanz der Charge 10	A.50
Tabelle A.52:	TOC-Bilanz der Charge 10	A.51
Tabelle A.53:	Brennwert-Bilanz der Charge 10	A.52
Tabelle A.54:	Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 10	A.53
Tabelle A.55:	Glühverlust-Bilanz der Charge 11	A.54
Tabelle A.56:	TOC-Bilanz der Charge 11	A.55
Tabelle A.57:	Brennwert-Bilanz der Charge 11	A.56
Tabelle A.58:	Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 11	A.57
Tabelle A.59:	Glühverlust-Bilanz der Charge 12	A.58
Tabelle A.60:	TOC-Bilanz der Charge 12	A.59
Tabelle A.61:	Brennwert-Bilanz der Charge 12	A.60
Tabelle A.62:	Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 12	A.61
Tabelle A.63:	Brennwertergebnisse der Siebfaktionen der Chargen 4-12 von Allerheiligen	A.62
Tabelle A.64:	Grenz-Brennwerte der Siebfaktionen der Chargen 4-12 von Allerheiligen	A.63
Tabelle A.65:	Schwermetallgehalte im Abfall nach verschiedenen Literaturquellen	A.64
Tabelle B.1:	Ergebnisse der Analysen für den Rotteversuch Zell am See	B.1
Tabelle B.2:	Glühverlust-Bilanz für den Rotteversuch Zell am See	B.2
Tabelle B.3:	TOC-Bilanz für den Rotteversuch Zell am See	B.3
Tabelle B.4:	Brennwert-Bilanz für den Rotteversuch Zell am See	B.4
Tabelle B.5:	AT ₄ -Bilanz für den Rotteversuch Zell am See	B.5
Tabelle C.1:	Ergebnisse der Analysen für die Rottecharge 3 von Kufstein	C.1
Tabelle C.2:	Glühverlustbilanz für die Rottecharge 3 von Kufstein	C.2
Tabelle C.3:	Brennwertbilanz für die Rottecharge 3 von Kufstein	C.3
Tabelle C.4:	AT ₄ -Bilanz für die Rottecharge 3 von Kufstein	C.4

Tabelle A.1: Verwiegungen – Überblick über die Chargen, Charge 1 und 2

Tabelle A.2: Verwiegungen – Überblick über die Chargen, Charge 3 und 4

Tabelle A.3: Verwiegungen – Überblick über die Chargen, Charge 5 und 6

Tabelle A.4: Verwiegungen – Überblick über die Chargen, Charge 7 und 8

Tabelle A.5: Verwiegungen – Überblick über die Chargen, Charge 9 und 10

Tabelle A.6: Verwiegungen – Überblick über die Chargen, Charge 11 und 12

Tabelle A.7: Glühverlustergebnisse der Analysen - Mittelwerte Chargen 1 bis 6

Tabelle A.8: Glühverlustergebnisse der Analysen - Mittelwerte Chargen 7 bis 12

Tabelle A.9: TOC-Ergebnisse der Analysen - Mittelwerte Chargen 1 bis 6

Tabelle A.10: TOC-Ergebnisse der Analysen - Mittelwerte Chargen 7 bis 12

Tabelle A.11: Brennwert-Ergebnisse der Analysen - Mittelwerte Chargen 1 bis 6

Tabelle A.12: Brennwert-Ergebnisse der Analysen - Mittelwerte Chargen 7 bis 12

Tabelle A.13: AT₄-Ergebnisse der Analysen - Mittelwerte Chargen 1 bis 6

Tabelle A.14: AT₄-Ergebnisse der Analysen - Mittelwerte Chargen 7 bis 12

Tabelle A.15: Glühverlust-Bilanz der Charge 1

Tabelle A.16: TOC-Bilanz der Charge 1

Tabelle A.17: Brennwert-Bilanz der Charge 1

Tabelle A.18: Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 1

Tabelle A.19: Glühverlust-Bilanz der Charge 2

Tabelle A.20: TOC-Bilanz der Charge 2

Tabelle A.21: Brennwert-Bilanz der Charge 2

Tabelle A.22: Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 2

Tabelle A.23: Glühverlust-Bilanz der Charge 3

Tabelle A.24: TOC-Bilanz der Charge 3

Tabelle A.25: Brennwert-Bilanz der Charge 3

Tabelle A.26: Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 3

Tabelle A.27: Glühverlust-Bilanz der Charge 4

Tabelle A.28: TOC-Bilanz der Charge 4

Tabelle A.29: Brennwert-Bilanz der Charge 4

Tabelle A.30: Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 4

Tabelle A.31: Glühverlust-Bilanz der Charge 5

Tabelle A.32: TOC-Bilanz der Charge 5

Tabelle A.33: Brennwert-Bilanz der Charge 5

Tabelle A.34: Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 5

Tabelle A.35: Glühverlust-Bilanz der Charge 6

Tabelle A.36: TOC-Bilanz der Charge 6

Tabelle A.37: Brennwert-Bilanz der Charge 6

Tabelle A.38: Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 6

Tabelle A.39: Glühverlust-Bilanz der Charge 7

Tabelle A.40: TOC-Bilanz der Charge 7

Tabelle A.41: Brennwert-Bilanz der Charge 7

Tabelle A.42: Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 7

Tabelle A.43: Glühverlust-Bilanz der Charge 8

Tabelle A.44: TOC-Bilanz der Charge 8

Tabelle A.45: Brennwert-Bilanz der Charge 8

Tabelle A.46: Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 8

Tabelle A.47: Glühverlust-Bilanz der Charge 9

Tabelle A.48: TOC-Bilanz der Charge 9

Tabelle A.49: Brennwert-Bilanz der Charge 9

Tabelle A.50: Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 9

Tabelle A.51: Glühverlust-Bilanz der Charge 10

Tabelle A.52: TOC-Bilanz der Charge 10

Tabelle A.53: Brennwert-Bilanz der Charge 10

Tabelle A.54: Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 10

Tabelle A.55: Glühverlust-Bilanz der Charge 11

Tabelle A.56: TOC-Bilanz der Charge 11

Tabelle A.57: Brennwert-Bilanz der Charge 11

Tabelle A.58: Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 11

Tabelle A.59: Glühverlust-Bilanz der Charge 12

Tabelle A.60: TOC-Bilanz der Charge 12

Tabelle A.61: Brennwert-Bilanz der Charge 12

Tabelle A.62: Atmungsaktivitäts-Bilanz der Charge 12

Tabelle A.63: Brennwertergebnisse der Siebfaktionen der Chargen 4-12 von Allerheiligen

Tabelle A.64: Grenz-Brennwerte der Siebfaktionen der Chargen 4-12 von Allerheiligen

Tabelle A.65: Schwermetallgehalte im Abfall nach verschiedenen Literaturquellen

Tabelle B.1: Ergebnisse der Analysen für den Rotteversuch Zell am See

Tabelle B.2: Glühverlust-Bilanz für den Rotteversuch Zell am See

Tabelle B.3: TOC-Bilanz für den Rotteversuch Zell am See

Tabelle B.4: Brennwert-Bilanz für den Rotteversuch Zell am See

Tabelle B.5: AT_4 -Bilanz für den Rotteversuch Zell am See

Tabelle C.1: Ergebnisse der Analysen für die Rottecharge 3 von Kufstein

Tabelle C.2: Glühverlustbilanz für die Rottecharge 3 von Kufstein

Tabelle C.3: Brennwertbilanz für die Rottecharge 3 von Kufstein

Tabelle C.4: AT₄-Bilanz für die Rottecharge 3 von Kufstein