Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie (BEWEND)

Endbericht Version 3

AUFTRAGNEHMER

GUA Gesellschaft für umfassende Analysen GmbH

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien
Abteilung Abfallwirtschaft und Stoffhaushalt - AWS

IFIP - Institut für Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik der TU Wien

AUFTRAGGEBER

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung
Amt der Steiermärkischen Landesregierung
Magistrat der Stadt Wien, Magistratsabteilung 22
Umweltbundesamt GmbH

Wien, November 2000

Wissenschaftliche Leitung

Harald Hutterer (GUA - Gesellschaft für umfassende Analysen GmbH)
Paul H. Brunner (TU Wien, AWS - Abteilung Abfallwirtschaft und Stoffhaushalt)
Wilfried Schönbäck (TU Wien, IFIP - Institut für Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik)

Bearbeitung

Werner Frühwirth, Helmut Wöginger (GUA)
Gernot Döberl, Renate Huber (AWS)
Michael Eder, Roger Pierrard (IFIP)

Unter Mitarbeit von

Heribert Hutterer, Wolfgang Stark (GUA)
Andreas Baumeler, Helmut Rechberger (AWS)
Stephan Faßbender, Christoph Prinz (IFIP)

Impressum

GUA Gesellschaft für umfassende Analysen GmbH
Sechshauser Straße 83, A-1150 Wien
Tel.: +431 / 892 08 14 Fax: +431 / 892 08 82 E-Mail: office@gua-group.com

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien
Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien
Tel.: +431 / 58801-226 40 Fax: +431 / 504 22 34 E-Mail: aws@awsnt.tuwien.ac.at

Institut für Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik der TU Wien
Karlsgasse 11/2, A-1040 Wien
Tel.: +431 / 58801-267 01 Fax: +431 / 58801-267 99 E-Mail: ifip@email.tuwien.ac.at

KURZFASSUNG

Die vorliegende Studie „Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie (BEWEND)“ vergleicht und bewertet verschiedene abfallwirtschaftliche Maßnahmen unter besonderer Berücksichtigung ihrer langfristigen Auswirkungen. Es wurde untersucht, welche der gemeinsam mit den Auftraggebern festgelegten Maßnahmenfälle unter Berücksichtigung der langfristigen Verträglichkeit und der volkswirtschaftlichen Kosten die Ziele des österreichischen Abfallwirtschaftsgesetzes (AWG) bestmöglich erfüllen.

Als Grundlage diente ein im Rahmen der von GUA & IFIP 1998 erstellten Studie „Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich“ erarbeitetes Modell der österreichischen Abfallwirtschaft, das den speziellen Anforderungen entsprechend überarbeitet und ergänzt wurde. Der Systeminput in dieses Modell wurde mit Abfällen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen sowie kommunalem Klärschlamm festgelegt. Die Studie bedient sich der Methodik der Maßnahmenfalltechnik, wobei folgende Maßnahmenfälle untersucht und dem Planungsnullfall P0 (Status-quo-Fortschreibung) gegenübergestellt wurden: Ein Maximum der Deponierung unbehandelter Abfälle (M1), 3 Maßnahmenfälle mit einem Maximum thermischer Behandlung (Rostfeuerung mit (M2a) und ohne (M2b) Verfestigung der Reststoffe und ein Hochtemperatur-Verfahren (M2c)) und 4 Maßnahmenfälle mit einem Maximum mechanisch-biologischer Behandlung (Leichtfraktion in die Wirbelschicht (M3a, M3c) oder in Zementdrehrohröfen (M3b, M3d), mit (M3c, M3d) und ohne (M3a, M3b) Einbringung der höherkalorischen Schwerfraktion in Müllverbrennungsanlagen).

Um dem im AWG verankerten Vorsorgeprinzip Rechnung tragen zu können, wurde das kurz-, mittel- und langfristige Deponieverhalten der in den jeweiligen Maßnahmenfällen zu Ablagerung gelangenden Reststoffe modelliert.

Als Bewertungsmethode wurde einerseits die volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) verwendet, andererseits wurde eine neue Bewertungsmethode, die „modifizierte Kosten-Wirksamkeits-Analyse“ (mKWA), entwickelt. Sie ermöglicht es, vermehrt auch langfristige Auswirkungen der untersuchten Maßnahmenfälle - vor allem jene, die durch Deponierung von Reststoffen der Abfallbehandlung bedingt sind – zu erfassen und zu bewerten, die klassischen volkswirtschaftlichen Analyseinstrumenten wie der KNA in diesem Ausmaß nicht zugänglich sind. Grundlage der mKWA ist eine Zielhierarchie, deren oberste Ebene den Zielen des AWG entspricht. Im Rahmen von Sensitivitätsanalysen wurden die Ziele unterschiedlich gewichtet.

Das Ergebnis der mKWA zeigt, daß - unabhängig von der Gewichtung der AWG-Ziele - die thermischen Verfahren deutlich am besten (2c vor 2a und 2b) und die Direktdeponierung deutlich am schlechtesten zu bewerten ist. Die mechanisch-biologische Behandlung ohne Verbringung der höherkalorischen Schwerfraktion in die MVA ist knapp besser, die mechanisch-biologische Behandlung mit Verbringung der höherkalorischen Schwerfraktion in die MVA ist deutlich besser als der Planungsnullfall zu bewerten.

Das Ergebnis der Kosten-Nutzen-Analyse entspricht weitgehend dem Ergebnis der mKWA. Die thermischen Verfahren sind am besten zu bewerten, gefolgt von den mechanisch-biologischen Verfahren, dem Planungsnullfall und der Direktdeponierung. Innerhalb dieser Maßnahmenfallgruppen weicht die Reihung jedoch von der Reihung auf Basis der mKWA ab. Insgesamt weist die Rostfeuerung ohne Nachbehandlung der Reststoffe den geringsten volkswirtschaftlichen Verlust aller Maßnahmenfälle auf.

Beide volkswirtschaftlichen Analysen zeigen somit, daß den thermischen Abfallbehandlungsverfahren gegenüber mechanisch-biologischen Verfahren und vor allem gegenüber der direkten Deponierung unbehandelten Abfalls der Vorzug zu geben ist.

INHALTSVERZEICHNIS

KURZFASSUNG I

INHALTSVERZEICHNIS II

1 MOTIVATION ZUR ERSTELLUNG DER ARBEIT 7

1.1 Defizit in der Erfüllung des Vorsorgeprinzips 7

1.2 Defizite im naturwissenschaftlichen und technischen Wissensstand 8

1.3 Defizite im Bereich der ökonomischen Rahmenbedingungen 8

2 ARBEITSZIEL 9

3 VORBEMERKUNGEN 11

3.1 Übersicht über die verwendeten und erarbeiteten Methoden 11

3.2 Methodische Grenzen und praktische Einschränkungen 11

3.3 Deponierung: Problemstellung aus naturwissenschaftlicher Sicht 11

3.4 Problemstellung aus gesamtwirtschaftlicher Sicht 12

4 SYSTEMDEFINITION 15

4.1 Systemstruktur 15

4.2 Räumliche Systemgrenze 20

4.3 Zeitliche Systemgrenze 20

4.4 Systemimporte und -exporte 21

4.5 Rahmenbedingungen des Systems 23

4.6 Bearbeitungsschritte auf Prozeßebene 23

4.6.1 Güterbilanzen 23

4.6.2 Emissionen 24

4.6.3 Energiebilanzen 25

4.6.4 Methodik und Vorgangsweise der betriebswirtschaftlichen Kostenkalkulation 25

4.6.5 Methodik und Vorgangsweise der volkswirtschaftlichen Bewertung 26

5 BETRACHTETE MAßNAHMENFÄLLE UND SITUIERUNG DER REGIONALEN VERHÄLTNISSE FÜR WIEN, STEIERMARK UND OBERÖSTERREICH 27

5.1 Auswahl der Maßnahmenfälle vor der Deponierung 27

5.2 Grober Vergleich der Anlagenzuteilung im Planungsnullfall mit der Situation für Wien, Steiermark und Oberösterreich 32

5.2.1 Wien 32

5.2.2 Steiermark 32

5.2.3 Oberösterreich 33

6 BESCHREIBUNG DES BERECHNUNGSMODELLS 35

6.1 Grundsätzliches 35

6.2 Die Schaltzentrale 35

6.3 Modul Sammlung und Transport 36

6.4 Module Sortierung, Verwertung und Behandlung 37
6.4.1 Modul Sortierung 37
6.4.2 Modul Verwertung 39
6.4.3 Modul Behandlung 40

7 SUBSYSTEM SAMMLUNG UND TRANSPORT 41

7.1 Grundsätzliches, Überblick 41
7.2 Beschreibung des Modells zur Sammlung im Haushaltsbereich 42
7.2.1 Untergliederung der Bezirke in Siedlungstypen 42
7.2.2 Praktische Durchführung der Typologisierung 43
7.3 Festlegung der Stoffgruppen 45
7.4 Festlegung der Mengenpotentiale 46
7.5 Veränderung der Ausgangspotentiale durch Effekte bei der Einführung neuer Sammelschienen 50
7.6 Festlegung der Erfassungsgrade 51
7.7 Zusammensetzung der Sammelmaterialien 54
7.8 Festlegung der Dichten 54
7.9 Definition von Sammelsystemen 56
7.10 Berechnungsfaktoren zur Ermittlung des Sammelaufwands 56
7.10.1 Allgemeine Sammelfaktoren 56
7.10.2 Konkrete Sammelsysteme 56
7.10.3 Faktoren für Kosten und Ressourcenverbrauch bei der Sammlung 57
7.11 Basis für die Berechnung der Behälterkosten 58
7.12 Zuordnung der Bezirke zu Sammelsystemen 59
7.13 Ermittlung der Kosten und der Ressourcenverbräuche 59
7.14 Übergabe der Ergebnisse 59

8 SUBSYSTEME SORTIERUNG, VERWERTUNG UND BEHANDLUNG 61

8.1 Sortierung 63
8.1.1 Sortierung von Papier 63
8.1.2 Sortierung Leichtverpackungen 64
8.1.3 Sortierung Kleinmetalle 65
8.1.4 Sortierung Sperrmüll 67
8.1.5 Sortierung Glas 68
8.1.6 Sortierung von Textilien 70
8.2 Verwertung 71
8.2.1 Stoffliche Verwertung von Papier 71
8.2.2 Kompostierung 80
8.2.3 Stoffliche Verwertung von Kunststoffen 87
8.2.4 Stoffliche Verwertung von Nichteisen-Metallen 91
8.2.5 Stoffliche Verwertung von Eisenmetallen 92
8.2.6 Stoffliche Verwertung von Glas 93
8.3 Behandlung 95
8.3.1 Thermische Behandlung 95

8.3.2 Mechanisch-biologische Behandlung 109
8.4 Hilfs- und Betriebsstoffe 112
9 SUBSYSTEM DEPONIERUNG 113
9.1 Definitionen und Datengrundlage 113
9.1.1 Allgemeine Begriffe 113
9.1.2 Endlager, Endlagerqualität 115
9.2 Beschreibung allgemeiner Prozesse in Deponien und der daraus resultierenden Emissionen 119
9.2.1 Beschreibung von Prozessen und Reaktionen 119
9.2.2 Qualitative Beschreibung der Emissionen 121
9.3 Beschreibung der Modelldeponie, Annahmen und Vereinfachungen 127
9.3.1 Getroffene Annahmen und Vereinfachungen 127
9.3.2 Abschätzung des Einflusses der Vereinfachungen auf das Gesamtergebnis 128
9.3.3 Bautechnische Ausführung der Modelldeponien 130
9.3.4 Geometrie und Dichte der Modelldeponien 131
9.3.5 Standort der Modelldeponien 131
9.3.6 Sickerwasser- und Gasbehandlung 134
9.4 Beschreibung der betrachteten Deponietypen 136
9.4.1 Deponien für unbehandelte Abfälle (Restmülldeponie) 136
9.4.2 Deponien für MVA-Schlacken 146
9.4.3 Deponien für andere Produkte thermischer Verfahren 156
9.4.4 Deponien für mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle (Rotterestoff) 160
9.4.5 Deponien für kommunalen Klärschlamm 165
9.4.6 Deponien für Baurestmassen 168
9.4.7 Bemerkungen zur Untertagedeponie (UTD) 169
9.5 Betriebswirtschaftliche Kosten der Deponierung 170
9.5.1 Allgemeines 170
9.5.2 Input und Anlagengröße 171
9.5.3 Kosten der Deponierung 171
9.6 Modelle zur Berechnung des Stoffaustrags aus Deponien 172
9.6.1 Sickerwasseraustragsmodell von BELEVI & BACCINI (1989) 172
9.6.2 Sickerwasseraustragsmodell von KRUSE (1995) 176
9.6.3 Modell EKESA (AGW, 1992) 177
9.6.4 Gasaustragsmodelle 178
9.7 Beschreibung der verwendeten Emissionsmodelle 179
9.7.1 Emissionsschemata 179
9.7.2 Auswahl und Anwendung der Austragsmodelle 182
10 VOLKSWIRTSCHAFTLICHE ANALYSE 189
10.1 Problemstellung 189
10.2 Analyseinstrumente 190
10.2.1 Die Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) 191
10.2.2 Die Kosten-Wirksamkeits-Analyse 204
10.2.3 Die Nutzwertanalyse (NWA) 207
10.2.4 Vergleich der Analyseinstrumente 210

10.3 Methodischer Ansatz und Darstellung des verwendeten Bewertungsmodells 212
10.3.1 Aufstellung des erforderlichen Mengengerüsts 212
10.3.2 Darstellung des Bewertungsverfahrens 213
10.3.3 Anwendung der Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) im gegenständlichen Projekt 214
10.3.4 Sensitivität der Kosten-Nutzen-Analyse 224
10.3.5 Anwendung der modifizierten Kosten-Wirksamkeits-Analyse im gegenständlichen Projekt 224
10.3.6 Sensitivität der mKWA 294

11 ERGEBNISSE 295

11.1 Güterbilanzen 295
11.2 Energieverbrauch 303
11.3 Emissionen 305
11.3.1 Emissionen in die Luft aus den Prozessen vor der Deponierung 305
11.3.2 Emissionen in Fließgewässer aus den Prozessen vor der Deponierung 308
11.3.3 Emissionen aus den Modelldeponien 309
11.3.4 Ergebnisse der Berechnung der Stoffkonzentrierungseffizienz (SKE) 323
11.3.5 Sanierungsbedarf und Sanierungskosten 324
11.4 Betriebswirtschaftliche Kosten 326
11.5 Ergebnis der Kosten-Nutzen-Analyse und Reihung der Maßnahmenfälle 327
11.5.1 Reihung der Maßnahmenfälle 335
11.5.2 Ergebnis der Sensitivitätsanalyse 336
11.6 Ergebnis der modifizierten Kosten-Wirksamkeits-Analyse und Reihung der Maßnahmenfälle 338
11.6.1 Reihung der Maßnahmenfälle 349
11.6.2 Ergebnis der Sensitivitätsanalyse 350
11.7 Zusammenführung der Ergebnisse 355

12 SCHLUßFOLGERUNGEN UND EMPFEHLUNGEN 357

12.1 Inhaltliche Schlußfolgerungen 357
12.1.1 Inwiefern erzeugen verschiedene Verfahren der Abfallbehandlung und -verwertung letztlich Reststoffe, die der Endlagerqualität nahekommen? 357
12.1.2 Welche Kosten für die Behandlung und die Nachsorge entstehen? 358
12.1.3 Welche Restflüsse gelangen langfristig in die Umwelt und wie sind diese zu bewerten? 358
12.1.4 Wie stellen sich die langfristigen Perspektiven der Deponierung dar? Welche Ansprüche sollte man in Zukunft an die Qualität abzulagernder Abfälle und die hierfür erforderlichen Behandlungsverfahren stellen? 359
12.1.5 Inwieweit soll die Qualität abzulagernder Abfälle der Endlagerqualität angenähert werden? 359
12.1.6 Wie sind die abzulagernden Reststoffe der auf Basis der gültigen Deponieverordnung zulässigen Verfahrensalternativen im Hinblick auf das Vorsorgeprinzip zu bewerten? 359
12.1.7 Welches Ausmaß an Zusatzbehandlungen der Sekundärprodukte ist bei der thermischen Abfallbehandlung am günstigsten? 360
12.2 Methodische Schlußfolgerungen 360
12.3 Empfehlungen 361

13 ABKÜRZUNGEN UND BEGRIFFSDEFINITIONEN 365

13.1 Abkürzungen 365
13.2 Glossar 366

14 ABBILDUNGS- UND TABELLENVERZEICHNISSE 369

14.1 Abbildungsverzeichnis 369

14.2 Tabellenverzeichnis 374

15 LITERATUR 379

ANHANG DATEN-CD

1 MOTIVATION ZUR ERSTELLUNG DER ARBEIT

Die Motivation zur Erstellung der gegenständlichen Arbeit besteht darin, daß keine Klarheit darüber besteht, auf welche Weise dem im österreichischen Abfallwirtschaftsgesetz als ***zentrales Ziel*** verankerten ***Vorsorgeprinzip*** Genüge getan werden soll. Die Deponieverordnung in der derzeit gültigen Fassung stellt zweifellos einen Schritt in die richtige Richtung dar. Es fehlt jedoch an vielen wissenschaftlichen Grundlagen, um die Effizienz dieses ersten Schrittes überhaupt analysieren und bewerten zu können.

1.1 Defizit in der Erfüllung des Vorsorgeprinzips

Im österreichischen Abfallwirtschaftsgesetz ist als wesentliches Ziel festgeschrieben, "daß nur solche Stoffe als Abfälle zurückbleiben, deren Ablagerung kein Gefährdungspotential für nachfolgende Generationen darstellt (***Vorsorgeprinzip***)"[1]. Das bedeutet, daß in Zukunft anstelle „herkömmmlicher" Deponien sogenannte ***Endlager*** entstehen sollen. Hauptziel des Endlagerkonzeptes ist eine nachsorgefreie Deponie, die im Gegensatz zu anderen Deponietypen nach Abschluß der Ablagerung nicht mehr betreut werden muß.

Das Endlagerkonzept beruht auf drei Schranken zwischen der Deponie und der Umwelt - künstlichen Abdichtungsmaßnahmen, einer geologischen Barriere und dem Deponiematerial selbst. Das Hauptgewicht wird auf das Deponiematerial gelegt, weil langfristig die Deponie nicht vom Wasserkreislauf und der Atmosphäre abgeschlossen werden kann. In Zukunft sollen daher nur noch Abfälle mit „Endlagerqualität" deponiert werden. ***„Endlagerqualität"*** haben Güter, die über kurze (1-10a), mittlere (10-100a) und lange (100-10.000a) Zeiträume[2] nur umweltverträgliche Stoffflüsse abgeben. Güter mit Endlagerqualität sind also gekennzeichnet durch einen Zustand sehr geringer Reaktivität, durch sie bedingte Stoffflüsse in die Umwelt sollen die natürlichen Stoffflüsse und Lager auch langfristig nicht verändern. (Baccini, 1989; Baccini et al., 1992).

Neben den in Deponien abgelagerten Stoffen besteht die Hinterlassenschaft für die nachfolgenden Generationen auch in den ***Produkten der Abfallverwertung***. Bei der Realisierung des Vorsorgeprinzips sind daher diese Produkte als potentielle Ressourcen sowie als Träger umweltgefährdender Stoffe in die Betrachtung einzubeziehen. Betrachtet man sehr lange Zeiträume, so kann man davon ausgehen, daß die Produkte der Abfallverwertung letztlich ebenfalls auf Deponien abgelagert werden.

Das Neue an der vorliegenden Aufgabenstellung besteht darin, daß Stoff- und Energieströme von Verfahren über zum Teil sehr lange Zeiträume bis zur letzten Senke betrachtet werden müssen. Eine konsequente Erfüllung des Vorsorgeprinzips erfordert dementsprechend die ***Optimierung der Zuordnung von umweltgefährdenden Stoffen zu geeigneten endgültigen Senken***.

[1] § 1 Abs. 1 AWG - Ziele der Abfallwirtschaft.

[2] Durch langfristig ablaufende geologische Prozesse wie Erosion und Sedimentation werden Deponien in der Regel spätestens nach einigen zehntausend bis hunderttausend Jahren je nach Standort (Geologie, Morphologie, Vegetation und Klima) entweder vollständig erodiert oder durch Sedimente überdeckt sein. Es ist deshalb prinzipiell nicht sinnvoll, Zeiträume größer 100.000 Jahre zu berücksichtigen. Aufgrund der großen Unsicherheiten, die sich bei Betrachtung derartig langer Zeiträume für Aussagen in Zusammenhang mit Deponieemissionen ergeben, wird der Beobachtungszeitraum in dieser Studie auf 10.000 Jahre beschränkt.

1.2 Defizite im naturwissenschaftlichen und technischen Wissensstand

Für eine profunde Bearbeitung der gegenständlichen Aufgabenstellung fehlt es an einer Reihe von naturwissenschaftlichen und technischen Kenntnissen.

Die Mängel bestehen einerseits in Defiziten, die einzelne Bausteine des anzustrebenden optimierten Gesamtsystems betreffen. Andererseits wurde bisher kein Gesamtmodell der Abfallwirtschaft erstellt, das die langfristige Hinterlassenschaft in Form von Lagern in Produkten und Deponiemengen in geeigneter Form mit einschließt.

GUA und IFIP haben im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie ein groß angelegtes Rechenmodell für die Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen in Österreich erstellt[3]. Im Rahmen dieser Arbeit zeigte sich deutlich, daß die genannten Lücken im Wissensstand bestehen und deshalb die Problematik der Erfüllung des Vorsorgeprinzips ohne weiterführende Arbeiten nicht in geeigneter Form untersucht werden kann.

Aufbauend auf die in der genannten Arbeit vorgenommene Modellierung eines Teilbereichs der österreichischen Abfallwirtschaft war nun eine ***erweiterte Modellierung*** – unter Berücksichtigung oben genannter Defizite – vorzunehmen.

1.3 Defizite im Bereich der ökonomischen Rahmenbedingungen

Für die Erarbeitung objektivierbarer Entscheidungsgrundlagen zur Festlegung einer zielführenden Strategie zur Realisierung des Vorsorgeprinzips eignet sich neben anderen Methoden insbesondere die Anwendung einer volkswirtschaftlichen ***Kosten-Nutzen-Analyse (KNA)***. In einer solchen Analyse werden u. a. neben den betriebswirtschaftlichen Kosten auch externe Aufwendungen an Ressourcen und Energie, sowie u. a. die durch den Energieträgereinsatz und aus Prozessen entstehenden externen Effekte, z. B. Emissionen von Luftschadstoffen, in Form monetarisierter Größen berücksichtigt.

Für die gegenständliche Aufgabenstellung existieren dazu Defizite in zwei Bereichen. Einerseits fehlen betriebswirtschaftliche Daten zu Prozessen, die wegen der Unklarheiten im Hinblick auf die Realisierung des Vorsorgeprinzips bisher nicht realisiert wurden oder nur in Vorüberlegungen existieren. Andererseits stellt die Frage der extrem langfristigen Betrachtung über Jahrtausende teilweise finanzwissenschaftliches Neuland dar.

Aufgrunddessen können mit Hilfe der KNA nicht alle Aspekte berücksichtigt werden. Für eine ganzheitliche Betrachtung ist daher die Verwendung einer weiteren Methode notwendig. Für die gegenständliche Studie wurde ein Hybridverfahren aus Kosten-Wirksamkeits-Analyse und Nutzwertanalyse, die **„modifizierte Kosten-Wirksamkeits-Analyse (mKWA)“** entwickelt.

[3] Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich, April 1998.

2 ARBEITSZIEL

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist das Auffinden der hinsichtlich eines Zielsystems, welches die Ziele des AWG beinhaltet, günstigsten Kombinationen technischer Verfahren zur Verwertung, Vorbehandlung und Ablagerung von festen Abfällen.

In der Regel steigt der Aufwand zur Vorbehandlung des abzulagernden Materials mit dessen ökologischer Qualität an. In der Phase des Übergangs von der Hausmülldeponie zum Endlager stellen sich insbesondere folgende Fragen:

- Inwiefern erzeugen verschiedene Verfahren der Abfallbehandlung und -verwertung letztlich Reststoffe, die der Endlagerqualität nahekommen?
- Welche Kosten für die Behandlung und die Nachsorge entstehen?
- Welche Restflüsse gelangen langfristig in die Umwelt und wie sind diese zu bewerten?

Nur wenn diese Fragen beantwortbar sind, können unterschiedliche Verfahren der Abfallwirtschaft miteinander verglichen werden, wobei für eine umfassende Bewertung alle anderen Güter- und Stoffströme (wiederverwertbare Produkte, Emissionen) mit einzubeziehen sind.

Auf Basis einer neu zu erarbeitenden Methodik soll ein ***Simulations- und Prognosemodell*** geschaffen werden, das Aussagen darüber erlaubt, welches Konzept der Bewirtschaftung von Abfällen der Zielsetzung von “endlagerfähigen Reststoffen” zu den geringsten Kosten am nächsten kommt. Damit sollen Antworten beispielsweise auf folgende Fragen ermöglicht werden:

- Wie stellen sich die langfristigen Perspektiven der Deponierung dar[4]? Welche Ansprüche sollte man in Zukunft an die Qualität abzulagernder Abfälle und die hierfür erforderlichen Behandlungsverfahren stellen?
- Welches Ausmaß an Zusatzbehandlungen der Sekundärprodukte ist bei der thermischen Abfallbehandlung am günstigsten?
- Inwieweit soll die Qualität abzulagernder Abfälle der Endlagerqualität, beschreibbar durch das Bild eines ausgewaschenen Steins, angenähert werden? Für welche Abfallgruppen ist welche Ablagerungsqualität anzustreben?
- Wie sind die abzulagernden Reststoffe der auf Basis der gültigen Deponieverordnung zulässigen Verfahrensalternativen im Hinblick auf das Vorsorgeprinzip zu bewerten?

Erst mit Hilfe eines solchen Rechenmodells wird es möglich sein, die derzeit hochaktuelle Auseinandersetzung über die Frage thermische oder mechanisch-biologische Behandlung auf Basis objektiver Entscheidungsgrundlagen zu diskutieren.

Das Simulations- und Prognosemodell bedient sich der ***Szenarien- bzw. Maßnahmenfalltechnik*** und nimmt in den unsicheren Bereichen zweckdienliche ***Sensitivitätsuntersuchungen*** vor.

Wesentliche Rahmenbedingungen des Modells:

- Existierende Rechtsnormen bezüglich der Ablagerung fester Abfälle werden bei den Modellrechnungen nicht als Vorgaben berücksichtigt, um die Anfangsbedingungen für die langfristigen Berechnungen frei variieren zu können. Die Grenzwerte für Emissionen in die Medien Wasser und

[4] Nicht Bestandteil des zu entwickelnden Modells sind Aussagen über mechanischen Parameter von Deponien, wie z. B. Festigkeiten und Böschungswinkel.

Luft gemäß dem aktuellen gesetzlichen Stand werden als für eine umweltfreundliche Ablagerung hinreichend angenommen und gehen daher als Konstante in das Berechnungsmodell ein.

Eine mögliche Erweiterung zu letzterem Ansatz bildet der Vergleich von anthropogener und geogener Referenz. Dabei wird gefordert, daß der anthropogene Einfluß die geogene Grundgröße nicht wesentlich ändern darf.

- Die Mitverbrennung in industriellen Anlagen ist Bestandteil des Modells.

3 VORBEMERKUNGEN

3.1 Übersicht über die verwendeten und erarbeiteten Methoden

Eine wesentliche Anforderung an das gegenständliche Forschungsprojekt ist die Neuerarbeitung geeigneter Methoden bzw. die Auswahl und Adaptierung bereits vorhandener Methoden für die Modellierung und Bewertung ausgewählter abfallwirtschaftlicher Verfahrenskombinationen. An dieser Stelle sei ein Überblick über diese Methoden gegeben. Querverweise führen den Leser zu den detaillierteren Beschreibungen in den nachfolgenden Abschnitten.

- Güter- und Stoffflußanalyse nach BACCINI & BRUNNER (1991).
- Methoden zur Bewertung langfristiger Prozesse (vgl. Abschnitt 9.6 und 9.7)
- Volkswirtschaftliche Analyse (vgl. Abschnitt 9.7.1.1)

3.2 Methodische Grenzen und praktische Einschränkungen

Aus den Zielen der gegenständlichen Arbeit, der Art der Fragestellung und den vorzunehmenden Abgrenzungen ergeben sich die Grenzen der Aussagekraft des erarbeiteten Modells:

- Ein Modell kann die Realität nie umfassend beschreiben. Die Komplexität des gegenständlichen Modells erfordert bei einer anderen als der hier gewählten Fragestellung eine entsprechende Anpassung und Weiterentwicklung.
- Auf stofflicher Ebene werden nur ausgewählte Bilanzen erstellt. Das Modell kann weder ökologische Grundlagenforschung noch eine Stoffbuchhaltung in der Abfallwirtschaft ersetzen.
- Trotz der Berücksichtigung zahlreicher externer Effekte verbleiben immer "intangible Aspekte", die über den gegenständlichen, naturwissenschaftlichen Rahmen hinausgehen, für Entscheidungen aber relevant sein können.
- Es können nur ausgewählte Schad- und Nutzeffekte bewertet werden.
- Die Bewertung von Schad- und Nutzeffekten erfolgt mit derzeitigen Vergleichsprozessen und unterliegt deshalb einer ständigen Veränderung.

3.3 Deponierung: Problemstellung aus naturwissenschaftlicher Sicht

Durch das Inkrafttreten der DeponieVO im Jahre 1996 wird die Ablagerung unbehandelten Abfalls ab dem Jahr 2004 verboten sein. Wie aus § 5 Z. 7 hervorgeht, dürfen nur Abfälle mit einem Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff (TOC - Total Organic Carbon) von kleiner fünf Masseprozent der Trockensubstanz (M-% TS) deponiert werden. Da unbehandelter Hausmüll/Restmüll mit rund 35 bis 40 M-% TS diesen Grenzwert überschreitet, ist damit eine der Deponierung vorausgehende Vorbehandlung des Abfalls zwingend vorgeschrieben. Diese Regelung ist im Sinne eines der Prinzipien des AWG - dem Vorsorgeprinzip - zu sehen. Da in der Abfallwirtschaft trotz verschiedenster Vorbehandlungstechniken der Prozeß „Deponierung“ immer unumgänglich bleiben wird, ist ein wesentliches Ziel der Abfallwirtschaft die Minimierung der von deponierten Gütern ausgehenden Emissionen in die Umwelt.

Zwar können kurzfristige Emissionen (1-10 Jahre) dank konkreter Erfahrungen an bestehenden Deponien qualitativ und quantitativ gut abgeschätzt werden, doch basieren schon mittelfristige Vorhersagen (10-100 Jahre) des Emissionsverlaufes auf Modellen und allgemeinen Überlegungen. Diese Modelle und Überlegungen können zwar unter gewissen Voraussetzungen und Einschränkungen auch für die Vorhersage langfristiger Emissionen (100-10.000 Jahre) extrapoliert werden, doch darf nicht vergessen werden, daß sich in derartig langen Zeiträumen auch wesentliche Rahmenbedingungen ändern

können, die nicht primär im Modell integriert sind (nur ein Beispiel: Klima). Daß die Möglichkeit von langfristigen Emissionen aus Deponien bisher völlig unterschätzt wurde, zeigt die Tatsache, daß sich eigentlich niemand im klaren ist, wie lange die Nachsorgephase einer Deponie andauern soll, das heißt, wie lange muß das Sickerwasser gereinigt werden und wie lange muß das Grundwasser abstromig einer Deponie auf eventuelle Kontaminationen regelmäßig untersucht werden. Unklar ist auch, welche Kosten dabei entstehen.

Das langfristige Verhalten von Abfällen auf Deponien und die damit zusammenhängenden Emissionen sind klarerweise stark von der Art und Weise der Vorbehandlung der Abfälle vor der Deponierung abhängig. Während Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Müllverbrennungsschlacken vorliegen, gibt es z. B. diesbezüglich sehr wenige Untersuchungen an Produkten aus der mechanisch-biologischen Vorbehandlung.

Wird die Gesamtheit aller möglichen Emissionen betrachtet, so sind Emissionen organischer Kohlenstoffverbindungen (nur diese werden durch die TOC-Grenze hintangehalten) kurzfristig ein wesentlicher Bestandteil, langfristig sind jedoch auch andere Emissionen entscheidend. Zu nennen sind hier vor allem der Austrag von anorganischen Salzen und die Freisetzung von Schwermetallen. Vor allem die langfristige Prognose von Schwermetallemissionen ist ob der Unsicherheit, die in der Entwicklung wesentlicher Randbedingungen im Deponiekörper (Sickerwasseranfall, physiko-chemische Parameter) besteht, mit großen Unsicherheiten behaftet.

Die in dieser Studie angewandten Methoden zur Abschätzung mittel- und langfristiger Emissionen aus Deponien bedienen sich im ersten Ansatz bestehender Modellansätze aus der Literatur, die kritisch in Hinblick auf ihre Repräsentativität hinterfragt werden. Im zweiten Schritt wird versucht diese Ansätze derart zu verifizieren, daß die Ergebnisse vergleichbaren natürlichen Prozessen und deren Auswirkungen gegenübergestellt werden. Obwohl die Forschung hierzu noch in den Kinderschuhen steckt, soll darauf eingegangen werden, da sich hier die wohl einmalige Möglichkeit einer Plausibilitätsprüfung rein theoretisch ermittelter Werte bietet.

3.4 Problemstellung aus gesamtwirtschaftlicher Sicht

In den letzten Jahren fanden im Bereich der Bewirtschaftung von Abfällen in Österreich erhebliche Veränderungen statt. Es wurde erkannt, daß die stetig ansteigende Abfallmenge nicht mehr weiterhin unbehandelt deponiert werden darf. Eine ganze Reihe von Techniken wurde entwickelt, um einerseits die Menge und andererseits die möglichen Gefahrenpotentiale des zu deponierenden Restabfalls zu verringern. Mit der Erlassung des Abfallwirtschaftsgesetzes (AWG) des Bundes im Jahre 1990 und den folgenden zehn Novellen sowie zahlreichen Verordnungen (Verpackungsverordnung, Deponieverordnung etc.) wurden bereits wichtige Rahmenbedingungen für die Entwicklung der Abfallwirtschaft in Österreich geschaffen. Ziel einer nachhaltigen Abfallwirtschaftspolitik muß es sein, Vorgaben zu definieren, die zu einer aus gesamtwirtschaftlicher Sicht optimalen Abfallbewirtschaftung führen. Dazu muß bekannt sein, durch welche Abfallbewirtschaftungstechniken das angestrebte Ziel erreicht werden kann.

Zu diesem Zwecke müssen alle positiven und negativen Effekte der Bewirtschaftung von Abfällen erfaßt, bewertet und einander gegenübergestellt werden.

Das System der Bewirtschaftung von Abfällen umfaßt die Subsysteme Sammlung, Sortierung, Verwertung, Behandlung und Deponierung des (Rest-)Abfalls, wobei die Quantität und Qualität des Deponiegutes von den vorgeschalteten Prozessen (z. B. Müllverbrennung) abhängig ist. Die verschiedenen Abfallbewirtschaftungsverfahren können von der aus vordergründiger Sicht billigsten Lösung, der direkten Deponierung von Abfällen, bis hin zu technisch aufwendigsten Verfahren, wie Hochtemperaturverfahren, reichen. Der Vergleich der heute anfallenden Kosten mit jenen Folgewirkungen, die durch die Anwendung der einzelnen Behandlungsoptionen hervorgerufen werden, ist Ziel der vorliegenden Untersuchung.

Neben der Erfassung und Bewertung aller heute anfallenden Schad- und Nutzeffekte ist es erforderlich, auch die langfristigen Effekte, die sich aus der Deponierung der Restabfälle ergeben, zu berücksichtigen. Dazu muß in einer auf naturwissenschaftlichen Kriterien aufbauenden Wirkungsanalyse abgeschätzt werden, welches Gefährdungspotential von den je nach Behandlungsmethode unterschiedlichen Deponieinhalten ausgeht. Ein operationalisierbares Kriterium ist z. B., ob, wann und in welcher Form es notwendig sein wird, auf das Emissionsverhalten der verschiedenen Deponieinhalte zu reagieren.

Das Ziel der vorliegenden Studie ist demnach, Empfehlungen abzugeben, welche Abfallbewirtschaftungsstrategien aus gesamtwirtschaftlicher Sicht vorteilhaft sind.

Die gesamtwirtschaftliche Bewertung verschiedener Optionen der Abfallbewirtschaftung muß die wichtigsten stofflichen Aspekte bezüglich der Ziele der österreichischen Abfallwirtschaft (AWG §1(1)) einschließen. Im Rahmen dieses Projekts ist insbesondere zu untersuchen, welche der möglichen Maßnahmenkombinationen (siehe Definition der Maßnahmenfälle - Kapitel 4.6.3) das zentrale Ziel der österreichischen Abfallwirtschaftspolitik, eine dem **Vorsorgeprinzip** genügenden Abfallbewirtschaftung, erfüllen.

Zweckmäßig erscheint in diesem Zusammenhang eine Differenzierung zwischen jenen Effekten, die im Rahmen der Behandlung der Abfälle **vor der Deponierung**, der Effekte **während der Betriebs- und Nachsorgephase der Deponie** und schließlich jenen Effekten, die **nach Beendigung der Deponienachsorge**, auftreten.

Grundsätzlich bauen alle verwendbaren Bewertungsmethoden auf technisch-naturwissenschaftlichen Erkenntnissen auf, so daß sich hier existierenden Unsicherheiten in der Quantifizierung der Schad- und Nutzeffekte auf die verschiedenen Bewertungsmethoden übertragen. Mit Hilfe von Sensitivitätsanalysen soll diesen Unsicherheiten Rechnung getragen werden, um feststellen zu können, ob sich eventuelle Fehleinschätzungen der Ausprägung dieser Effekte auf das Ergebnis und damit auf die darauf aufbauende Empfehlung auswirken und um zu überprüfen, ob eine gut begründete Empfehlung vor dem Hintergrund der verbleibenden Unsicherheiten überhaupt noch möglich ist.

Bestehen diese Unsicherheiten schon bereits bei der Bewertung von Maßnahmenfällen in üblicherweise durchzuführen Planungszeiträumen von einigen Jahrzehnten, so nehmen diese bei der Berücksichtigung geologischer Zeiträume sehr stark zu. Des weiteren werden durch die langfristige Betrachtung Effekte, die bei Analysen, die sich auf kürzere Betrachtungszeiträume beschränken gar nicht berücksichtigt werden und deren Quantifizierung und Bewertung sich aufgrund fehlender Erfahrungswerte naturgemäß sehr schwierig gestaltet, mit einbezogen. Auch hier bestehen Unsicherheiten im Hinblick auf die Abschätzung der in ferner Zukunft liegenden Bewirtschaftungsmöglichkeiten in Verbindung mit den gesellschaftlichen Wertvorstellungen und Lebensbedingungen künftiger Generationen.

Aus diesen Ausführungen ergibt sich, daß in einem ersten Schritt zu überprüfen ist, welche Bewertungsmethoden grundsätzlich geeignet sind, die Erfüllung der im AWG definierten Ziele in dem Bewertungsergebnis ausreichend abbilden zu können. Aufbauend auf einer Definition der in die Analyse einzubeziehenden Effekte, welche naturgemäß aufgrund der immer bestehenden Informationsdefizite unvollständig bleiben muß, ist zu überprüfen, welche wegen unvollständiger Information bestehenden Unsicherheiten bestehen und wie mit Ihnen bei der Anwendung der verschiedenen Bewertungsmethoden verfahren werden kann. Des weiteren ist festzulegen, welche weiteren spezifischen Bewertungsprobleme durch den langfristigen Betrachtungszeitraum entstehen und wie mit diesen Unsicherheiten umzugehen ist. Abschließend ist zu entscheiden, ob die noch verbleibenden Wissensdefizite die Anwendung eines Bewertungsverfahrens alleine rechtfertigen, oder ob die parallele Durchführung mehrerer Bewertungsmethoden, deren Eignung jeweils einzeln zu evaluieren ist, mit einer anschließend darauf aufbauenden gesamtheitlichen Betrachtung geeignet ist, die bei alleiniger Betrachtung der einzelnen Bewertungverfahren verbleibenden Unsicherheiten zu reduzieren und zu einer möglichst eindeutigen Empfehlung zu gelangen.

4 SYSTEMDEFINITION

Für die Systemdefinition, Güter- und Stoffbilanzen wird die Methodik der Stoffflußanalyse angewendet (BACCINI & BRUNNER, 1991).

4.1 Systemstruktur

Der gegenständlichen Arbeit liegt eine systemische Betrachtungsweise der Abfallwirtschaft Österreichs zugrunde. Innerhalb dieses Systems werden für Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen sowie kommunalem Klärschlamm sämtliche Güter-, Energie- und Geldflüsse sowie ausgewählte Emissionen abgebildet. Weiters wird eine Stoffflußanalyse für – aus derzeitiger Sicht - acht ausgewählte Stoffe durchgeführt.

Die abfallwirtschaftlichen Prozesse sind zu folgenden Subsystemen zusammengefaßt:

- Subsystem Sammlung
- Subsystem Sortierung
- Subsystem Verwertung
- Subsystem Behandlung
- Subsystem Deponierung

Ausgangspunkt der Systemmodellierung ist das für die Studie “Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich” (GUA & IFIP, 1998) erarbeitete Berechnungsmodell. Dieses Modell kann für den Bereich der Systemabfälle alle relevanten abfallwirtschaftlichen Prozesse bis zur Übernahme auf Deponien abbilden (Sammlung, Sortierung, Verwertung, Behandlung und Ermittlung der zu deponierenden Mengen). Für die vorliegende Arbeit wurde es in folgenden Punkten erheblich erweitert und ausgebaut:

- Beschreibung des “Deponieverhaltens” über lange Zeiträume unter Berücksichtigung der Reaktionen im Deponiekörper und der Wechselwirkungen mit der Deponieumgebung.
- Versuch, die Emissionen von 8 Stoffen aus dem Deponiekörper während dieses langen Zeitraums abzuschätzen.
- Detailliertere Modellierung der thermischen Verfahren: Betrachtung von Verfahren zur Herstellung unterschiedlicher Qualitäten von Reststoffen der thermischen Verfahren und Einbeziehung verschiedener Varianten der Nachbehandlung von Reststoffen.
- Detailliertere Modellierung der mechanisch-biologischen Behandlung: Basierend auf den aktuellsten zur Verfügung stehenden Daten wurden die Prozesse der mechanisch-biologischen Behandlung neu modelliert, um auch hier die Bilanzierung von Stoffen zu ermöglichen.
- Erweiterung der Bewertungsmethode, um auch nicht monetarisierbare Größen berücksichtigen zu können.

Das **Subsystem Sammlung** bestimmt Art, Anzahl, Menge und Zusammensetzung der einzelnen Sammelfraktionen. Diese Sammelfraktionen werden an die nachfolgenden Subsysteme übergeben.

Die **Subsysteme Sortierung** und **Verwertung** bestimmen Menge und Qualität der produzierten Sekundärprodukte (siehe den “Verteiler Sekundärprodukte” in der Abbildung). Ihre Abfälle gelangen zum “Verteiler Restabfälle”.

Von dort aus oder auch direkt aus der Sammlung werden die thermischen Verfahren, die mechanisch-biologischen Verfahren oder direkt das Subsystem Deponie beschickt.

Sekundärrohstoffe ersetzen bei ihrer Herstellung ganz oder teilweise[5] Primärprodukte, weshalb in der volkswirtschaftlichen Bewertung die Prozesse der Abfallverwertung mit jenen der Herstellung von Primärprodukten verglichen werden. Auch bei ihrem anschließenden Einsatz und ihrer erneuten Erfassung sind die Sekundärrohstoffe den substituierten Primärprodukten gegenüberzustellen.

Das **Subsystem Deponie** weist bezüglich der Einteilung in Deponieklassen grundsätzlich eine Reihe von Freiheitsgraden auf. Für die in der gegenständlichen Arbeit berücksichtigten Deponieklassen orientierte man sich teilweise an der derzeitigen Situation (Deponien für unbehandelten Haus-/ Restmüll) und an den Vorgaben der Deponieverordnung (Reststoffdeponie, Massenabfalldeponie, Baurestmassendeponie).

Da die Abfallwirtschaft natürlich nicht isoliert für sich allein steht, sondern in die Gesamtwirtschaft eingebettet ist, bewirkt eine Variation der abfallwirtschaftlichen Flüsse auch Veränderungen in anderen Bereichen. Diese Veränderungen können wiederum auf die Abfallwirtschaft zurückwirken. Derartige Effekte werden im Rechenmodell nicht automatisch berücksichtigt, sondern müssen als “Randbedingungen” festgelegt werden[6]. Nur in dem Maß, in dem zusätzliche Kenntnisse für die Bewertung von Güterflüssen etc. notwendig sind, müssen diese auch außerhalb des Systems erhoben werden (Bereitstellungsenergie für Energieträger, substituierte Emissionen der Primärproduktion etc.).

Alle Größen außerhalb des definierten Systems werden nur spezifisch, also pro Tonne Produkt, ermittelt. Dabei werden ausschließlich Literaturdaten verwendet, in erster Linie aus Ökobilanzen bzw. Ökoinventaren. In vielen Fällen können diese Daten nicht in der Genauigkeit erhoben werden, die im System Abfallwirtschaft angewendet wird.

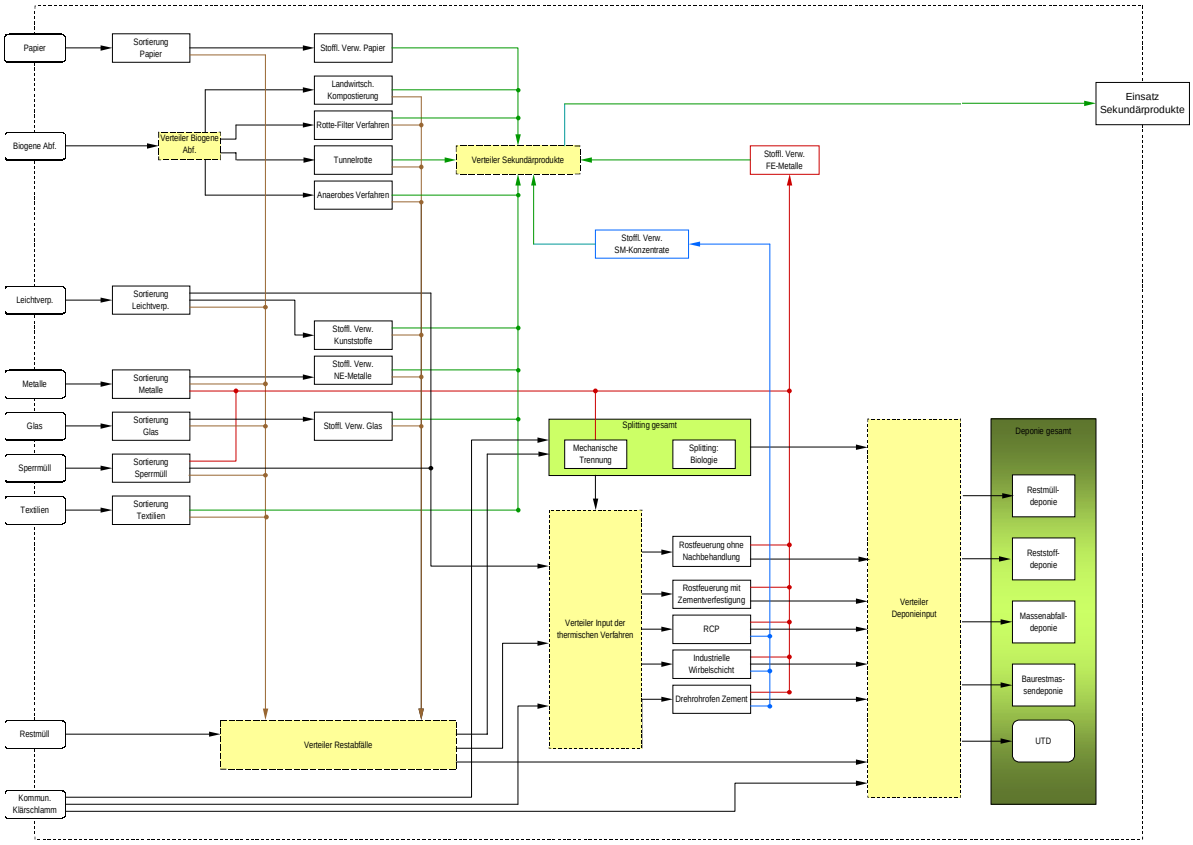
Abbildung auf der folgenden Seite:

Abbildung 4-1: Betrachtetes System: Darstellung der Prozesse und Güterströme (Detail)

[5] z. B. Beimengung von Altfasern in der Papierproduktion zu einem bestimmten, produktspezifischen Anteil.

[6] z. B.: Höhere Kosten der Verwertung von Verpackungen bewirken eine Reduktion im Einsatz von Verpackungsmengen.

Systembild “Abfallwirtschaft Österreichs”



Nachfolgend eine nach Subsystemen gegliederte Liste aller Prozesse des Systems:

- **Subsystem Sammlung**

1. Erfassung von Restmüll
2. Erfassung von Papier
3. Erfassung von Biomüll
4. Erfassung von Leichtverpackungen
5. Erfassung von Kleinmetallen
6. Erfassung von Glas
7. Erfassung von Sperrmüll
8. Erfassung von Textilien
9. Erfassung von sperrigen Metallen
10. Transporte des “Haushaltsbereichs”
11. Transporte von komm. Klärschlamm

Für den Haushaltsbereich (Haushalte und ähnliche Einrichtungen) besteht jede dieser “Erfassungsschienen” aus mehreren konkreten Systemausprägungen, die zusätzlich auf Bezirksebene den Siedlungstypen angepaßt werden. Es ergeben sich somit allein für den Haushaltsbereich mehr als 100 individuelle Sammelprozesse.

- **Subsystem Sortierung**

1. Sortierung Papier
2. Sortierung Kunststoffe
3. Sortierung Metalle
4. Sortierung Glas
5. Sortierung Sperrmüll
6. Sortierung Textilien

- **Subsystem Verwertung**

1. Stoffliche Verwertung Papier
2. Biologische Verwertung (aerob: Landwirtschaft, Low-Tech., High-Tech.; anaerobes Verfahren)
3. Stoffliche Verwertung Kunststoffe
4. Stoffliche Verwertung Glas
5. Stoffliche Verwertung NE-Metalle
6. Stoffliche Verwertung Fe-Metalle

- **Subsystem Behandlung**

Mechanisch-biologische Abfallbehandlung:

1. Mechanischer Teil der MBA
2. Biologischer Teil der MBA

Thermische Verfahren :

3. Konventionelle Rostfeuerung
4. Rostfeuerung mit Nachbehandlung der Sekundärabfälle
5. Von-Roll-RCP-Verfahren
6. Industrielle Wirbelschichtverbrennung
7. Mitverbrennung im Zementdrehrohr
8. Wirbelschichtverbrennung von Klärschlamm

- **Subsystem Deponierung**

1. Baurestmassendeponie
2. Reststoffdeponie
3. Massenabfalldeponie
4. Restmülldeponie
5. Export: Sonderabfalldeponie (Untertagedeponie)

Je nach Notwendigkeit werden für jeden dieser Prozesse mehrere Anlagengrößen kalkuliert, wie in Abschnitt 8 dargestellt.

Als Input in das System (Subsystem Sammlung) werden Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen sowie kommunaler Klärschlamm behandelt. Es erfolgt eine Untergliederung in 20 „Stoffgruppen“ (eigentlich: Materialgruppen), die durch das gesamte System durchbilanziert werden[7].

1. Papier/Pappe Verpackungen
2. Papier/Pappe sonstige
3. Verbundstoffe Verpackungen
4. Verbundstoffe sperrige
5. Verbundstoffe sonstige
6. Textilien
7. Holz sperrig
8. Holz, Leder, Gummi
9. Vegetabilien Küche
10. Vegetabilien Garten
11. Kunststoffe Verpackungen
12. Kunststoffe sonstige
13. Metalle Verpackungen
14. Metalle sperrige
15. Metalle sonstige
16. Glas Verpackungen
17. Glas sonstige
18. Mineralische Stoffe
19. (Problemstoffe)
20. Klärschlamm

25. Wasser

Der Aufbau des Modells erlaubt eine spätere Erweiterung dieser Liste auf maximal 25 Stoffgruppen.

Als Output des Subsystems Sammlung ergeben sich bis zu 15 Sammelfraktionen, wobei 10 von ihnen fix belegt sind und 5 für einen späteren Ausbau zur Verfügung stehen:

- Restmüll
- Altpapier
- Biomüll
- Leichtverpackungen
- Kleinmetalle
- Altglas
- Sperrmüll
- Alttextilien
- (Problemstoffe)
- Sperrige Metalle
- A
- B
- C
- D
- E

Um eine detaillierte Bearbeitung im System Entsorgungs- und Verwertungswirtschaft zu ermöglichen, werden die Informationen über die Zusammensetzungen der Sammelfraktionen nach den Stoffgruppen vollständig weitergegeben.

Die Sammelfraktionen werden aus der Sammlung dem Subsystem „Sortierung, Verwertung und Behandlung“ übergeben. Dort gelangen sie schließlich als Outputgüter in Luft und Wasser, als Sekundärrohstoff erneut in einen Produktionsprozeß oder müssen in einem der Deponietypen abgelagert werden.

[7] Mit Ausnahme der Problemstoffe, die nur rechentechnisch bei der Sammlung berücksichtigt und nicht innerhalb des Systems behandelt werden.

4.2Räumliche Systemgrenze

Betrachtungsgebiet der gegenständlichen Studie ist das Staatsgebiet der Republik Österreich. Sofern es für die Modellierung erforderlich ist, werden auch außerhalb des österreichischen Staatsgebietes stattfindende Prozesse berücksichtigt. Beispiele dafür sind der “ökologische Rucksack” der nicht (nur) in Österreich stattfindenden Bereitstellung von Energieträgern oder die Verwertung von Kunststoffen im Ausland, sowie der Export von Reststoffen der Abfallbehandlung in Untertagedeponien.

4.3Zeitliche Systemgrenze

Die untere zeitliche Systemgrenze ist entsprechend der Verfügbarkeit der aktuellsten Daten generell das Jahr 1996. Bei Vorliegen aktuellerer Daten können diese sehr einfach in das Rechenmodell integriert werden. Die obere zeitliche Systemgrenze ist mit 10.000 Jahren ab heute festgelegt. Für Bewertung der kurz-, mittel- und langfristigen Emissionen aus den Deponien wurden Betrachtungszeitschnitte nach 1, 100, 1.000 und 10.000 Jahren gewählt. Einen Überblick über das betrachtete System gibt Abbildung 4-2.

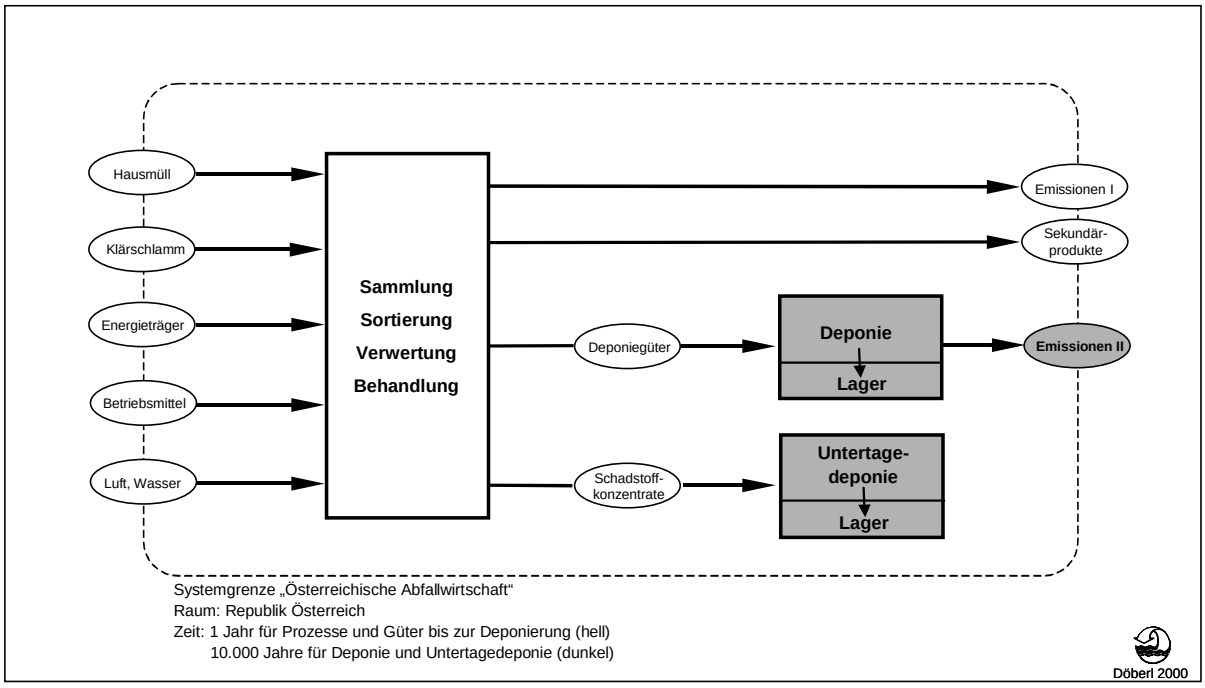


Abbildung 4-2: Überblick über das betrachtete System

4.4Systemimporte und -exporte

Als Systeminput werden **Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen** sowie **kommunaler Klärschlamm** betrachtet. Der Einsatz von Klärschlamm in der Landwirtschaft ist vereinbarungsgemäß nicht Teil des definierten Systems. Als Begründung des gewählten Systeminputs sei an dieser Stelle die gemeinsam erarbeitete und konsensual von allen Auftraggebern beschlossene Erklärung angeführt (Zitat der Aussendung vom 6.3.2000 an alle Auftraggeber):

Ursprünglich war daran gedacht worden, das betrachtete Abfallspektrum auf alle Abfallarten auszuweiten und damit einen umfassenden Bezugsrahmen für die Kosten-Nutzen-Analyse verschiedener Abfallbewirtschaftungsoptionen in Österreich zu schaffen.

Das Hauptziel der gegenständlichen Arbeit ist die Identifikation der langfristig günstigsten Behandlung von Abfällen vor der Deponierung mittels einer neu zu entwickelten Methodik. Die konkrete inhaltliche Bearbeitung hat deutlich vor Augen geführt, daß für die gewünschte Klarheit der Resultate eine **hohe Datenqualität** von vorrangiger Bedeutung ist. Diese hohe Datenqualität muß sowohl für die Prozesse **vor der Deponierung** der Reststoffe als auch für das langfristige Verhalten derselben **auf der Deponie** gegeben sein. Die fundierte und detaillierte Bearbeitung und "Auswertung" der Ergebnisse für jene Abfallarten, die durch gute Datenlage gekennzeichnet sind, erweist sich deshalb als sinnvoller als eine sehr grobe Kalkulation vieler unterschiedlicher Abfälle (z. B. gefährliche Abfälle; sonstige nicht-gefährliche Abfälle).

Einerseits ist die Datenlage für **Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen** verhältnismäßig gut, anderseits liefern diese Abfälle hinsichtlich der zentralen Fragestellungen (auch) wichtige Informationen. Die Einbeziehung dieser Abfallart stand deshalb stets außer Zweifel. Wenngleich die Aussagen, die auf Basis der "Abfallart Klärschlamm" gemacht werden können, relativ wenige neue Gesichtspunkte liefern, so spricht die verhältnismäßig gute Datenlage doch für eine Berücksichtigung. Es erfolgt deshalb gemäß den Vorschlägen bei der letzten Besprechung (siehe auch Protokoll) die Einarbeitung der kommunalen Klärschlammengen.

Allen anderen Abfallarten ist im wesentlichen gemein, daß die Datenlage, sowohl "vor als auch nach der Deponierung" schlecht oder sehr schlecht ist. Damit sind von vornherein nur Ergebnisse zu erwarten, die mit großen Unsicherheiten behaftet sind und von zahlreichen, nicht näher quantifizierbaren Parametern wie beispielsweise Emissionspfaden bestimmter Stoffe bzw. Verbindungen etc. abhängig sind. Zudem ist anzumerken, daß den vorhandenen Erkenntnissen bestenfalls nur spezielle Ergebnisse für sehr spezifische Abfälle hinzugefügt werden könnten. Da auf diese Weise keine substanziell neuen Aspekte hinsichtlich der wesentlichen Fragestellungen gewonnen werden können, muß dringend empfohlen werden, den absehbaren, sehr großen Aufwand für sehr spezielle Fragestellungen nicht in Kauf zu nehmen.

Die *Tabelle 4-1* zeigt nochmals in einer Übersicht die Charakteristika der verschiedenen Abfallarten.

Tabelle 4-1: Charakteristika unterschiedlicher Abfallarten

Abfallkategorie	Für die gegenständl. Fragestellung relevante Abfall-arten	Sind bei Einbeziehung NEUE Erkenntnisse bezüglich des Hauptziels der Studie zu erwarten?	Aufwand für Modellierung	Datenqualität vor der Deponierung	Datenqualität auf der Deponie
Gefährliche Abfälle und Altöle		ja	Extrem hoch	schlecht	sehr schlecht
Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen	alle	Schon enthalten	Schon enthalten	sehr gut	Genügend
Baurestmassen	Baustellenabf.	Nein[1]	Mittel	gut	Schlecht
Abfälle mineral. Ursprungs (ohne Baurestmassen)		Nein[2]	sehr hoch	schlecht	Schlecht
Holzabfälle ohne Holzverpackungen		Nein[3]	Mittel	mittel	Schlecht
Abfälle aus der Wasseraufbereitung, Abwasser-behandlung und der Gewässernutzung	kommunaler Klärschlamm	Gering[4]	Gering	gut	Genügend
Getrennt gesammelte Abfälle aus Gewerbe und Industrie	alle	Nein[5]	Hoch	mittel	sehr schlecht
Sonstige nicht gefährliche Abfälle		teilweise[6]	Extrem hoch	schlecht	sehr schlecht

Fußnoten:
1) Die einzelnen Baurestmassen (z.B. Gips-, Ziegelreste, Beton, Baustahl etc.) verhalten sich auf der Deponie sehr unterschiedlich, was zur Folge hat, daß der regionale Input, in Abhängigkeit der jeweiligen Bautätigkeiten, im Gegensatz zu Restmüll sehr unterschiedliche Emissionen zur Folge hat. Baustellenabfälle hingegen haben ähnliche Eigenschaften wie Restmüll.
2) Zur Bestimmung des Verhaltens auf der Deponie würde jedes einzelne dieser Materialien einer speziellen Bearbeitung bedürfen und in der jetzigen Phase wenig allgemeine Erkenntnis bringen.
3) Nach thermischer Behandlung wenig und unproblematisches Deponiegut.
4) Nach entsprechender Behandlung unproblematisches Deponiegut.
5) In der Zusammensetzung den getrennt erfaßten Abfällen aus Haushalten ähnlich. Großteils Input in die Verwertung.
6) Hier handelt es sich um sehr unterschiedliche Abfälle. Teilweise könnte bei genügender Datenlage bezüglich einiger Abfallfraktionen mit Erkenntnissen auch bezüglich des Hauptziels "langfristig sichere Deponierung" gerechnet werden.

Eine Mittelwertbildung von Daten der Haushaltsabfälle und anderer Abfallarten könnte sogar zu **Verzerrungen der Resultate** führen und qualitativ gute und sichere Aussagen unnötig mit unsicheren Daten und Einflußgrößen überlagern.

Im Interesse einer möglichst hohen Qualität der zu erwartenden Ergebnisse ist es daher angebracht, das Inputspektrum auf Haushaltsabfälle und kommunalen Klärschlamm zu beschränken und dafür die Tiefe der Bearbeitung entsprechend zu steigern, d.h. beispielsweise die Modellierung auf Prozeßebene sowohl auf Basis umfangreicher Literaturrecherchen als auch anhand von Befragungen von Anlagen-betreibern und –herstellern durchzuführen.“

Als Systemimporte werden im Rahmen des Subsystems “Sammlung” alle anfallenden Abfallarten betrachtet. Basierend auf den Daten des Bundesabfallwirtschaftsplanes 1998 ergeben sich folgende Inputmengen in das System:

Die Abfallarten werden für das Berechnungsmodell in 11 Sammelfraktionen klassifiziert:

1. Restmüll 1.291.000 t/a
2. Altpapier 439.000 t/a
3. Biomüll 360.000 t/a
4. Leichtverpackungen 90.000 t/a
5. Kleinmetalle 40.000 t/a

6. Sperrige Metalle 86.000 t/a
7. Altglas 183.000 t/a
8. Sperrmüll 221.000 t/a
9. Alttextilien 18.000 t/a
10. (Problemstoffe) 24.000 t/a
11. Kommunaler Klärschlamm[8] 145.080 t/a

Für Klärschlamm wurde nicht die „klassische“ Sammlung modelliert, sondern es wurde von einer durchschnittlichen Transportentfernung ausgegangen.

Als Systemexporte treten Emissionen, Sekundärprodukte und für Untertagedeponien bestimmte gefährliche Abfälle auf. Die Deponiekörper verbleiben im System und bewirken eine Lagerbildung.

Abfallimporte und –exporte über die österreichische Staatsgrenze werden mit Ausnahme der für Untertagedeponien bestimmten gefährlichen Abfälle aufgrund ihrer geringen Bedeutung nicht betrachtet.

4.5 Rahmenbedingungen des Systems

Es wurden nur Anlagentypen ausgewählt, die technisch und wirtschaftlich einem hohen Standard genügen.

Nicht Inhalt der Betrachtung in der gegenständlichen Studie sind u.a. folgende Güter und Prozesse bzw. Vorgänge:

- Die Behandlung von Abwässern (Infrastruktur für die Erfassung der Abwässer und die Abwasserreinigung).
- Die unkontrollierte Ablagerung von Abfällen.
- Die Verbrennung von Abfällen im Freien und der Hausbrand.

4.6 Bearbeitungsschritte auf Prozeßebene

Die kleinste Einheit des in diesem Abschnitt vorgestellten Gesamtsystems ist der Prozeß. Jeder Prozeß wird als stofflicher und energetischer Metabolismus betrachtet. Er entspricht in vielen Fällen einer konkreten Anlagenkonzeption, manchmal aber auch einer Summe aus verschiedenen Anlagentypen. Die konkrete Erarbeitung der Prozesse erfolgt in den Abschnitten 7 bis 9. Die hier anschließenden Unterabschnitte erläutern die Datenerhebung auf Prozeßebene, die auf Systemdefinition und Güterbilanzen aufbaut.

Eine Besonderheit stellen jene Prozesse der Abfallwirtschaft dar, die Produkte und Energie erzeugen und exportieren. Um diese Flüsse später bewerten zu können, muß ihr “Substitutionseffekt” stofflich und energetisch ermittelt werden.

4.6.1 Güterbilanzen

Neben den bereits dargestellten Abfällen (vgl. Kapitel 4.4) treten noch folgende Güterflüsse auf:

- Emissionen (gasförmig und flüssig).
- Energieträger und Hilfsstoffe.

[8] Die gesamte Menge an kommunalem Klärschlamm betrug gemäß BAWPL 1998 186.000 t. Von dieser Menge wurde der landwirtschaftlich genutzte Anteil (22%) abgezogen.

Die Hilfsstoffe werden bei den jeweiligen Prozessen großteils in Form der betriebswirtschaftlichen Kosten angeführt, sie sind jedoch im allgemeinen für die Güter- und Emissionsbilanz vernachlässigbar. Importierte und exportierte Energieträger scheinen sowohl in der Energiebilanz als auch bei den Emissionen auf.

4.6.2 Emissionen

Es werden nach heutigem Wissensstand für den Bereich der Abfallwirtschaft besonders relevante Luftschadstoffe ausgewählt und ermittelt. Für Abwässer wird der chemische Sauerstoffbedarf erhoben. Kriterien für diese Auswahl sind die Datenverfügbarkeit und die Kenntnis über die Bedeutung einzelner Emissionen für die Ermittlung von Schadeffekten. Obgleich diese stark eingeschränkte Auswahl von Schadstoffen keinesfalls eine abschließende Beurteilung zulassen wird, soll in diesem ersten Schritt ein wichtiger Überblick als Basis für zukünftige Forschungsarbeiten gewonnen werden. Das Genügen oder Ungenügen dieser Auswahl ist anhand der Resultate später zu diskutieren.

Folgende Stoffe, Verbindungen und Parameter werden in Zusammenhang mit Emissionen bei den Prozessen vor und nach der Deponierung betrachtet:

Tabelle 4-2: Im System betrachtete Stoffe, Verbindungen und Parameter mit Begründung der Auswahl

Stoff		Betrachtete Verbindungen/Parameter	Begründung
Kohlenstoff	C	Luft: CO_2, CH_4, CO, C_xH_y (NMVOC), Staub, FCKW, Dioxine,Wasser: CSB/TOC	Matrixelement von unbehandelten Abfällen; entscheidend für das Deponieverhalten, Emissionen in Atmosphäre und Sickerwasser
Stickstoff	N	Luft: NO_x, NH_3 Wasser: NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+	Matrixelement Emissionen in Atmosphäre und Sickerwasser
Schwefel	S	Luft: SO_2, H_2S Wasser: SO_4^{2-}	Matrixelement Emissionen in Atmosphäre und Sickerwasser
Chlor	Cl	Luft: HCl Wasser: Cl^-	Matrixelement Chlorid hydrochemisch sehr mobil, flüchtige Metallchloride, HCl-Emissionen, organische Chlorokomplexe
Cadmium	Cd	Luft: Cd^0, Cd-Verbindungen Wasser: Cd-Salze	Spurenelement Geochemisch mobil, leicht flüchtig
Quecksilber	Hg	Luft: Hg^0, Hg-Verbindungen Wasser: Hg-Salze	Spurenelement Geochemisch mobil, leicht flüchtig
Blei	Pb	Luft: Pb^0, Pb-Verbindungen Wasser: Pb-Salze	Spurenelement Geochemisch immobil
Zink	Zn	Luft: Zn^0, Zn-Verbindungen Wasser: Zn-Salze	Spurenelement Geochemisch immobil

Die Emissionen umfassen dabei im ersten Berechnungsschritt des Modells die direkten Emissionen der Abfälle und die Emissionen der Energieträger, mit Ausnahme von Strom und Diesel. Die Emissionen aus der Bereitstellung (Precombustion) aller Energieträger sowie die Emissionen für Stromerzeugung und Diesel werden im Rechenmodell nachträglich addiert, da sie für alle Prozesse gelten und deshalb zentral vorgegeben werden. In gleicher Weise wird für die substituierten Emissionen, d.h. für die Emissionsgutschriften jedes Sekundärprodukts vorgegangen.

Im Fall der industriellen Feuerungen Wirbelschicht und Zementdrehrohr wird für die Berechnung der Substitutionseffekte der Primärenergieträger Heizöl S verwendet.

4.6.3 Energiebilanzen

Für jeden Prozeß wird eine vollständige Energiebilanz durchgeführt, deren Ergebnis als Aufwand und Gewinn ausgewiesen wird. Analog zur Vorgangsweise bei den Emissionen wird auch hier die Substitution von Energieträgern berücksichtigt.

Es wird nach folgenden Energieträgern bzw. Arten differenziert:

- Elektrische Energie
- Wärme an Haushalte
- Wärme an/von Industrie
- Diesel
- Heizöl
- Braunkohle
- Steinkohle
- Erdgas

4.6.4 Methodik und Vorgangsweise der betriebswirtschaftlichen Kostenkalkulation

Die betriebswirtschaftliche Kostenkalkulation basiert auf konkret definierten Anlagen. Dabei werden Investitionskosten sowie fixe und proportionale Betriebskosten ermittelt.

Bei den Investitionskosten werden die Kostenblöcke Bauteil, Außenanlagen, Maschinentechnik, Planung und mobile Geräte unterschieden, wobei die Kostenermittlung meist auf der Grundlage einer Aggregateliste erfolgt. Die Zuteilung von Investitions- und fixen Betriebskosten auf die verschiedenen Inputgüter muß über einen geeigneten Schlüssel erfolgen. Wenn diese Zuteilung nicht einfach nach Gewichts- oder Volumsanteilen durchgeführt werden kann, müssen die Investitions- und Betriebskosten den einzelnen Gütern teilweise auf Aggregatsebene zugeordnet werden[9]. Die Investitionskosten werden als Periodenkapitalkosten (Abschreibung + kalkulatorische Verzinsung) in Form von Annuitäten berücksichtigt.

Die proportionalen Kosten werden spezifisch (d.h. pro Tonne) und in Abhängigkeit von der Inputart festgelegt. In Abhängigkeit von den der Anlage zugeordneten Inputs errechnen sich dann die Gesamtkosten der Anlage.

Durch Änderung des Anlageninputs oder des Grades der Auslastung ergeben sich in den verschiedenen Maßnahmenfällen unterschiedliche Gesamtkosten der Anlagen und auch unterschiedliche spezifische Gesamtkosten für die Inputfraktionen.

Die Anlagenkosten können durch Berücksichtigung eines angemessenen Wagnis- und Gewinnanteils (ca. 0-12% der Betriebskosten für den Großteil der Prozesse) mit den Abfall- und Produktpreisen zusammengeführt werden.

Die isolierte Betrachtung der wirtschaftlichen Ergebnisse für einen Prozeß soll immer ein mit dem Markt direkt vergleichbares Bild zeigen. Dies wird durch folgende Maßnahmen erreicht:

- Die vor- und nachgelagerten Kosten z. B. der Verwertung oder Entsorgung werden anteilsmäßig in den jeweiligen Prozessen abgebildet.

[9] Zum Beispiel werden manche Anlagenteile nicht von allen Inputfraktionen durchlaufen. In anderen Fällen erfordern Inputfraktionen unterschiedliche Aufenthaltsdauern (Durchsatzlimitierung), oder sie verursachen eine unterschiedlich starke Abnützung einzelner Aggregate. Die Berücksichtigung derartiger, für eine Zuteilung oftmals bedeutender Effekte, wird gemeinhin nur wenig bedacht.

- Die Kosten des jeweiligen Prozesses werden als Preise für den jeweiligen Auftraggeber angegeben, d.h. einschließlich Wagnis und Unternehmergewinn.

Zusammenfassend ergibt sich folgende, nach Bereichen gegliederte Kostenstruktur:

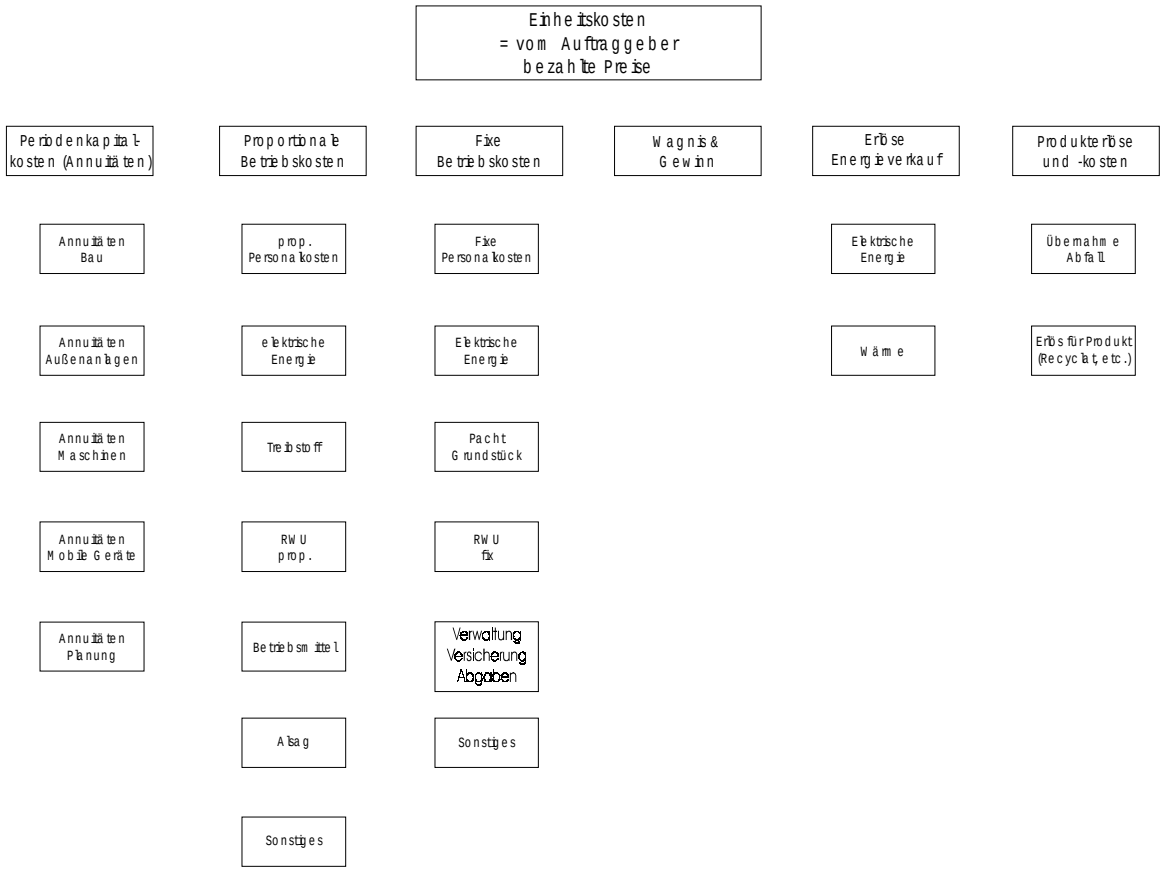


Abbildung 4-3: Darstellung der Kosten- und Erlösstruktur. (RWU: Reparatur, Wartung, Unterhalt; Alsag: Altlastensanierungsabgabe)

4.6.5 Methodik und Vorgangsweise der volkswirtschaftlichen Bewertung

Es wird sowohl eine Kosten-Nutzen-Analyse als auch eine modifizierte Kosten-Wirksamkeits-Analyse (mKWA mit Gewichtung und Zusammenführung der Wirksamkeiten) durchgeführt. Es ergeben sich hieraus zwei grundsätzliche Möglichkeiten zur Quantifizierung von Entscheidungsindikatoren:

- Das Kosten-Nutzen-Verhältnis

- Der Kosten-Wirksamkeits-Index

Durch den gewählten Ansatz der Implementierung beider Verfahren besteht einerseits der Vorteil, daß für die gut monetarisierbaren Eingangsvariablen deren Wertigkeiten im Rahmen der KNA korrekt wiedergegeben werden können und andererseits die Möglichkeit, die nicht von der KNA abbildbaren Effekte adäquat einbeziehen zu können. Hierbei ist eine Gewichtung vorzunehmen, welche variiert werden kann, damit einerseits die Sensitivität überprüft und die Entscheidungsrelevanz einzelner Indikatoren identifiziert werden kann.

5 BETRACHTETE MAßNAHMENFÄLLE UND SITUIERUNG DER REGIONALEN VERHÄLTNISSE FÜR WIEN, STEIERMARK UND OBERÖSTERREICH

5.1 Auswahl der Maßnahmenfälle vor der Deponierung

In Abschnitt 4 erfolgte die Definition des Gesamtsystems für die gegenständliche Studie, das einerseits die abfallwirtschaftlichen Prozesse vor der Deponierung und andererseits die nach der Ablagerung der Abfälle stattfindenden Prozesse umfaßt. Für die Prozesse vor der Deponie werden die in der anschließenden Tabelle angeführten Maßnahmenfälle bzw. Maßnahmenfallgruppen festgelegt, die jeweils eine bestimmte ökologische Qualität des abzulagernden Materials gewährleisten und einen jeweils unterschiedlichen Aufwand vor der Deponierung aufweisen.

Tabelle 5-1: Festlegung der Maßnahmenfälle vor der Deponierung

Nr	Maßnahmenfall(gruppe)	Kurzname
0	Status-quo-Fortschreibung (Planungsnullfall)	P 0
1	Keine Vorbehandlung, Direktdeponierung	MF 1
2a	Maximum thermische Behandlung Rostfeuerung ohne Nachbehandlung der Sekundärprodukte	MF 2a
2b	Maximum thermische Behandlung Rostfeuerung mit Zementverfestigung der Sekundärprodukte	MF 2b
2c	Maximum thermische Behandlung Von-Roll-RCP-Verfahren (Hochtemperaturverfahren)	MF 2c
3a	Maximum MBA Leichtfraktion in industrielle Wirbelschicht	MF 3a
3b	Maximum MBA Leichtfraktion in Zementdrehrohr	MF 3b
3c	Maximum MBA höherkalorischer Teil der Schwerfraktion in MVA, Leichtfraktion in industrielle Wirbelschicht	MF 3c
3d	Maximum MBA höherkalorischer Teil der Schwerfraktion in MVA, Leichtfraktion in Zementdrehrohr	MF 3d

Den Systeminput für alle zur Diskussion stehenden Maßnahmenfälle bilden identische Abfallmengen und –zusammensetzungen.

Als **Referenz-Maßnahmenfall** wird **Maßnahmenfall 0 verwendet,** der den Status quo nach verfügbarer Datenlage darstellt. Mit diesem Maßnahmenfall werden unter Berücksichtigung der auf den Deponien auftretenden Effekte die übrigen Maßnahmenfälle verglichen, um deren Effizienz analysieren und bewerten zu können.

Die Zuteilung der Inputströme zu den Verfahren der Behandlung zeigen die folgenden Tabellen. Die zugehörigen Mengenströme sind in den Fließbildern in Kapitel 11.1 ersichtlich.

Die Deponierung von kommunalem Klärschlamm erfolgt auf Klärschlamm-Monodeponien. In den folgenden Tabellen wurden aus modelltechnischen Gründen die Klärschlamm-Monodeponien in die Gruppe der Reststoffdeponien integriert. Dies hat selbstverständlich keine Auswirkungen auf die Modellierung der Emissionen.

Tabelle 5-2: Anlagenzuteilung Maßnahmenfall 0 - Planungsnullfall

	MBA	Rostfeuerung ohne Nachbehandlung der Sekundärabfälle	Rostfeuerung mit Zementverfestigung	RCP-Verfahren	Wirbelschicht Klärschlamm	ind. Wirbelschicht	Zementdrehrohr	Baurestmassen-deponie	Hausmülldeponie	Massenabfall-deponie	Reststoffdeponie	UTD
Leichtfraktion aus Kunststoff-Sortierung						x	x					
Klärschlamm	x				x						x	
Sortierabfälle		x										
Restmüll	x	x	x						x			
Leichtfraktion aus Splitting						x						

Beim **Maßnahmenfall 1** wird die direkte Deponierung von Restmüll auf Restmüll- bzw. Reaktordeponien durchgeführt, bei dem keine Vorbehandlung der abzulagernden Abfälle stattfindet. Klärschlamm wird auf Klärschlamm-Monodeponien abgelagert (in der Tabelle als „Reststoffdeponie“ bezeichnet).

Tabelle 5-3: Anlagenzuteilung Maßnahmenfall 1

	MBA	Rostfeuerung ohne Nachbehandlung der Sekundärabfälle	Rostfeuerung mit Zementverfestigung	RCP-Verfahren	Wirbelschicht Klärschlamm	ind. Wirbelschicht	Zementdrehrohr	Baurestmassen-deponie	Hausmülldeponie	Massenabfall-deponie	Reststoffdeponie	UTD
Leichtfraktion aus Kunststoff-Sortierung						x						
Klärschlamm											x	
Sortierabfälle									x			
Restmüll									x			
Leichtfraktion aus Splitting												

Die **Maßnahmenfallgruppe 2** umfaßt Maßnahmenfälle, bei denen die Restmüllbehandlung durch thermische Behandlungsverfahren erfolgt. Betrachtet werden dabei die Standard-Rostfeuerung ohne Nachbehandlung der Sekundärprodukte (MF 2a) sowie mit Zementverfestigung der Sekundärprodukte (MF 2b) und als Vertreter der sogen. „innovativen“ Verfahren das von-Roll-RCP-Verfahren (MF 2c). Dieses Verfahren wurde aufgrund der besten vorhandenen Datenlage ausgewählt, wobei davon ausgegangen wird, daß der Unterschied zwischen verschiedenen alternativen Verfahren durch gewisse Ähnlichkeiten in der Behandlung von Abfällen bei der in dieser Arbeit angewandten extrem langfristigen Betrachtungsweise geringer ist als die Unsicherheit, die sich durch diese Langfristigkeit ergibt. Kommunaler Klärschlamm wird in einer Wirbelschicht verbrannt.

Tabelle 5-4: Anlagenzuteilung Maßnahmenfall 2a

	MBA	Rostfeuerung ohne Nachbehandlung der Sekundärabfälle	Rostfeuerung mit Zementverfestigung	RCP-Verfahren	Wirbelschicht Klärschlamm	ind. Wirbelschicht	Zementdrehrohr	Baurestmassen-deponie	Hausmülldeponie	Massenabfall-deponie	Reststoffdeponie	UTD
Leichtfraktion aus Kunststoff-Sortierung						x						
Klärschlamm					x							
Sortierabfälle		x										
Restmüll		x										
Leichtfraktion aus Splitting												

Tabelle 5-5: Anlagenzuteilung Maßnahmenfall 2b

	MBA	Rostfeuerung ohne Nachbehandlung der Sekundärabfälle	Rostfeuerung mit Zementverfestigung	RCP-Verfahren	Wirbelschicht Klärschlamm	ind. Wirbelschicht	Zementdrehrohr	Baurestmassen-deponie	Hausmülldeponie	Massenabfall-deponie	Reststoffdeponie	UTD
Leichtfraktion aus Kunststoff-Sortierung						x						
Klärschlamm					x							
Sortierabfälle			x									
Restmüll			x									
Leichtfraktion aus Splitting												

Tabelle 5-6: Anlagenzuteilung Maßnahmenfall 2c

	MBA	Rostfeuerung ohne Nachbehandlung der Sekundärabfälle	Rostfeuerung mit Zementverfestigung	RCP-Verfahren	Wirbelschicht Klärschlamm	ind. Wirbelschicht	Zementdrehrohr	Baurestmassen-deponie	Hausmülldeponie	Massenabfall-deponie	Reststoffdeponie	UTD
Leichtfraktion aus Kunststoff-Sortierung						x						
Klärschlamm					x							
Sortierabfälle				x								
Restmüll				x								
Leichtfraktion aus Splitting												

Bei **Maßnahmenfallgruppe 3** wird verstärkt auf die mechanisch-biologische Behandlung gesetzt. Der gesamte Restmüll wird gemeinsam mit Klärschlamm in mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen behandelt. Die aus der mechanischen Stufe der MBA ausgeschleuste Leichtfraktion wird entweder in einer Wirbelschichtanlage (MF 3a) oder im Zementdrehrohr (MF 3b) verbrannt, die Schwerfraktion (Rotteresteroff) wird nach einer biologischen Behandlung jeweils deponiert. Die anfallenden Sortierabfälle werden einer Hausmülldeponie zugeführt. Dieses Vorgehen wurde deshalb gewählt, um in diesen beiden Maßnahmenfällen die Auswirkungen mechanisch-biologischer Anlagen sowohl in stofflicher als auch in betriebswirtschaftlicher Hinsicht nicht durch das Vorhandensein thermischer Behandlungsanlagen zu verfälschen. Es sei jedoch ausdrücklich darauf hingewiesen, daß diese Vorgangsweise ab dem Jahre 2004 nicht gesetzeskonform ist.

Tabelle 5-7: Anlagenzuteilung Maßnahmenfall 3a

	MBA	Rostfeuerung ohne Nachbehandlung der Sekundärabfälle	Rostfeuerung mit Zementverfestigung	RCP-Verfahren	Wirbelschicht Klärschlamm	ind. Wirbelschicht	Zementdrehrohr	Baurestmassen-deponie	Hausmülldeponie	Massenabfall-deponie	Reststoffdeponie	UTD
Leichtfraktion aus Kunststoff-Sortierung						**x**						
Klärschlamm	**x**											
Sortierabfälle									**x**			
Restmüll	**x**											
Leichtfraktion aus Splitting						**x**						

Tabelle 5-8: Anlagenzuteilung Maßnahmenfall 3b

	MBA	Rostfeuerung ohne Nachbehandlung der Sekundärabfälle	Rostfeuerung mit Zementverfestigung	RCP-Verfahren	Wirbelschicht Klärschlamm	ind. Wirbelschicht	Zementdrehrohr	Baurestmassen-deponie	Hausmülldeponie	Massenabfall-deponie	Reststoffdeponie	UTD
Leichtfraktion aus Kunststoff-Sortierung							**x**					
Klärschlamm	**x**											
Sortierabfälle									**x**			
Restmüll	**x**											
Leichtfraktion aus Splitting							**x**					

Bei den Maßnahmenfällen 3c und 3d ist die Anlagenzuteilung von Restmüll und Klärschlamm analog zu den Maßnahmenfällen 3a und 3b. Der Unterschied besteht darin, daß hier das Endprodukt der Rotte (Rotteresteroff) noch einmal aufgeteilt wird in eine höherkalorische Fraktion, die wiederum thermisch verwertet wird, und einer kohlenstoffarmen Fraktion, die der Deponierung zugeführt wird. Die Sortierabfälle können bei diesen beiden Maßnahmenfällen ebenfalls thermisch behandelt werden.

Tabelle 5-9: Anlagenzuteilung Maßnahmenfall 3c

	MBA	Rostfeuerung ohne Nachbehandlung der Sekundärabfälle	Rostfeuerung mit Zementverfestigung	RCP-Verfahren	Wirbelschicht Klärschlamm	ind. Wirbelschicht	Zementdrehrohr	Baurestmassen-deponie	Hausmülldeponie	Massenabfall-deponie	Reststoffdeponie	UTD
Leichtfraktion aus Kunststoff-Sortierung						x						
Klärschlamm	x											
Sortierabfälle		x										
Restmüll	x											
Schwerfraktion aus Splitting		x								x		
Leichtfraktion aus Splitting						x						

Tabelle 5-10: Anlagenzuteilung Maßnahmenfall 3d

	MBA	Rostfeuerung ohne Nachbehandlung der Sekundärabfälle	Rostfeuerung mit Zementverfestigun	RCP-Verfahren	Wirbelschicht Klärschlamm	ind. Wirbelschicht	Zementdrehrohr	Baurestmassen-deponie	Hausmülldeponie	Massenabfall-deponie	Reststoffdeponie	UTD
Leichtfraktion aus Kunststoff-Sortierung							x					
Klärschlamm	x											
Sortierabfälle		x										
Restmüll	x											
Schwerfraktion aus Splitting		x								x		
Leichtfraktion aus Splitting							x					

In der letzten Phase der Studienerstellung sollte versucht werden, als **Maßnahmenfall(gruppe) 4** einen am multikriteriellen Optimum liegenden sogenannten „Optimalfall“ zu erarbeiten. Aus den gewonnenen Ergebnissen der restlichen Maßnahmenfälle ergab sich jedoch die Erkenntnis, daß es sich bei den vorliegenden bereits um „Extremszenarien“ handelt und ein Maßnahmenfall, der aus einer Mischung unterschiedlicher anderer Maßnahmenfälle zusammengesetzt wäre, auch vom Ergebnis her lediglich irgendwo dazwischen liegen würde.

Um die Unterschiede zwischen den Maßnahmenfällen klarer analysieren zu können, wird das Subsystem Verwertung im wesentlichen konstant gehalten. Bei jedem dieser Maßnahmenfälle müßte das Subsystem Verwertung grundsätzlich in geeigneter Weise den jeweiligen Gegebenheiten angepaßt werden, denn es ist davon auszugehen, das die separate Sammlung aus wirtschaftlichen Gründen auf eine geänderte Restmüll-Behandlungskonzeption reagieren wird. Um jedoch die den Maßnahmenfällen zugrunde liegenden unterschiedlichen Behandlungskonzeptionen direkt miteinander vergleichen zu können, erscheint ein im wesentlichen konstant gehaltenes Subsystem Verwertung sinnvoll. Unterschiede zwischen den einzelnen Maßnahmenfällen liegen in den unterschiedlichen Mengen an Eisenschrott, der der Metallverwertung zugeführt wird.

In weiterer Folge werden Wege und Ausmaß der getrennten Erfassung und stofflichen Verwertung in jenen Fällen variiert, in denen sie Auswirkungen auf das gegenständliche Optimierungsziel aufweisen.

So müssen beispielsweise für die Ermittlung der Extremwerte der Emissions- und Energieparameter, die als „Skalierungen“ für die Bewertung im Rahmen der mKWA benötigt werden, die Sammel- und Verwertungsraten in weiten Bereichen variiert werden.

Die Güter- und Energiebilanzen der Maßnahmenfälle liefern als Resultat die Eingangsparameter für die anschließende Deponierung.

5.2 Grober Vergleich der Anlagenzuteilung im Planungsnullfall mit der Situation für Wien, Steiermark und Oberösterreich

5.2.1 Wien

Für Wien wurden die Daten für die grobe Gegenüberstellung aus dem „Leistungsbericht 1999 der Abfallwirtschaft“ genommen. Der Vergleich der Anlagenzuteilung von Restmüll im Planungsnullfall mit der Situation in Wien ist in

Abbildung 5-1 ersichtlich. Damit entspricht die Situation in Wien am ehesten den Maßnahmenfällen 2a und 2b.

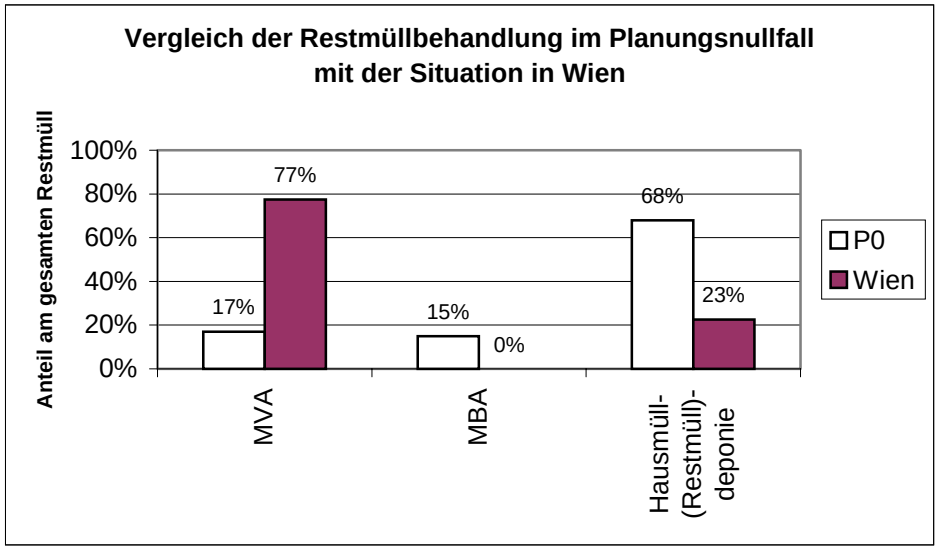


Abbildung 5-1: Vergleich der Anlagenzuteilung der Behandlung von Restmüll für den Planungsnullfall und die Situation in Wien.

5.2.2 Steiermark

Die Daten für die Steiermark wurden aus einer schriftlichen Mitteilung des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 1c (2000) entnommen (Datenstand 1999). Der Vergleich mit dem Planungsnullfall in *Abbildung 5-2* zeigt, daß in der Steiermark eigentlich der gesamte Restmüll deponiert wird. Damit lassen sich für die Steiermark die Ergebnisse des Maßnahmenfalles 1 (Direktdeponierung) am besten heranziehen.

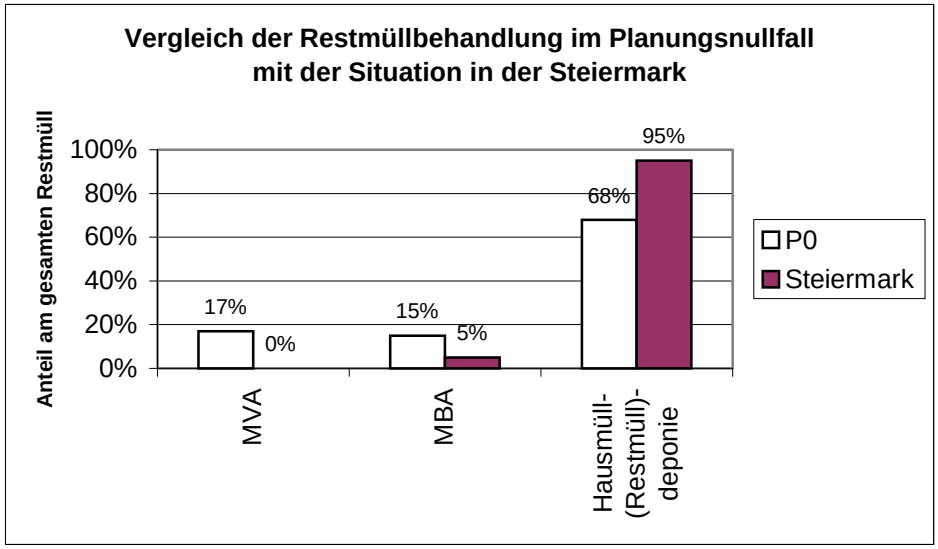


Abbildung 5-2: Vergleich der Anlagenzuteilung der Behandlung von Restmüll für den Planungsnullfall und die Situation in der Steiermark.

5.2.3 Oberösterreich

Für Oberösterreich wurden die Daten über Restmüllanfall und –behandlung ebenfalls aus einer schriftlichen Mitteilung des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Abteilung Umweltschutz, Unterabteilung Abfallwirtschaft (2000) entnommen (Datenstand 1999). Wie in *Abbildung 5-3* erkennbar, besteht durch das Vorhandensein der MVA Wels eine gute Übereinstimmung zwischen der Anlagenzuteilung im Planungsnullfall und der derzeitigen Situation im Land Oberösterreich. Es lassen sich somit am besten die Ergebnisse für den Planungsnullfall sinngemäß auf das Land Oberösterreich übertragen.

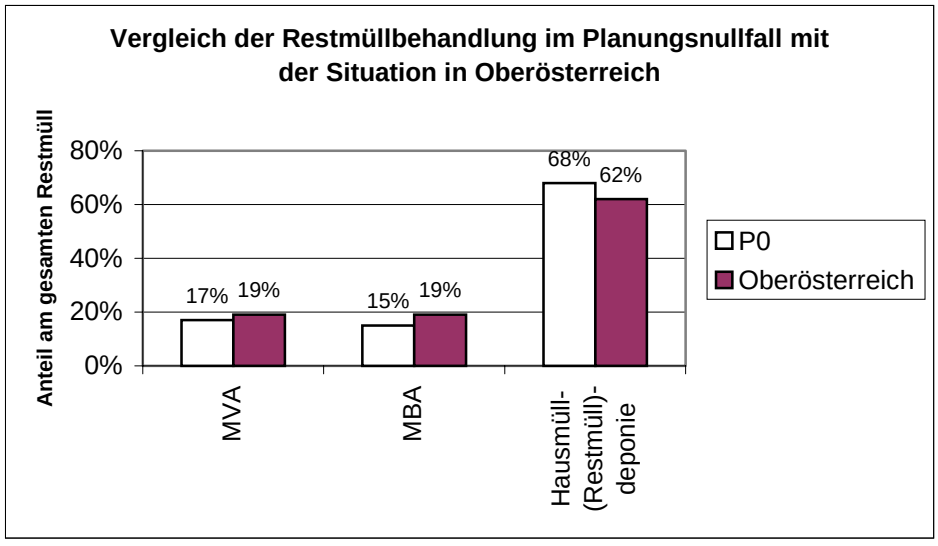


Abbildung 5-3: Vergleich der Anlagenzuteilung der Behandlung von Restmüll für den Planungsnullfall und die Situation in Oberösterreich.

6 BESCHREIBUNG DES BERECHNUNGSMODELLS

6.1Grundsätzliches

Das Berechnungsmodell besteht aus Elementen zur Dateneingabe, -verarbeitung, -ausgabe sowie aus Präsentationselementen, die mithilfe der Tabellenkalkulation Microsoft® Excel realisiert wurden. In diesem Abschnitt wird die **Struktur des aus Excel-Arbeitsmappen bestehenden Berechnungsmodells** beschrieben, um dem Leser ein Nachvollziehen der konkreten Rechengänge zu ermöglichen.

Das Berechnungsmodell umfaßt inhaltlich die in der nachfolgenden Abbildung dargestellten drei Teile „Subsysteme vor der Deponierung“, „Subsystem Deponie“ und darauf aufbauend die „(Multikriterielle) Bewertung des Gesamtsystems“. Die Beschreibung des Berechnungsmodells des Subsystems Deponie findet sich im Abschnitt 9.

(Multikriterielle) Bewertung des Gesamtsystems	
Subsysteme vor der Deponierung	**Subsystem Deponie**

Abbildung 6-1: Die drei inhaltlichen Komponenten des Berechnungsmodells

Basis für alle im Berechnungsmodell abgebildeten Prozesse sind die Systembilder in Kapitel 11.1 und Abbildung 4-1, die das Netzwerk der relevanten Prozesse und Materialströme zeigen. Diesen Größen entsprechend werden alle relevanten Güter- und Stoffströme, Emissionen, Energieeinsatz, betriebswirtschaftliche Kosten und volkswirtschaftliche Größen ermittelt.

Um eine hohe Flexibilität in bezug auf Erweiterungen der Fließbilder zu gewährleisten, wird mit jederzeit erweiterbaren Güter- und Prozeßlisten gearbeitet. Dies ermöglicht den Umgang mit einer großen Anzahl von Abfallarten und Prozessen.

Der Kern des Berechnungsmodells der Subsysteme vor der Deponierung besteht aus den beiden Modulen „Sammlung und Transport“ und „Sortierung, Verwertung und Behandlung“. Die Verbindung zwischen den einzelnen Modulen wird durch die zentrale Steuerungsdatei hergestellt.

6.2 Die Schaltzentrale

„Zuordnungsknoten“ für die Massenströme zu den einzelnen Modellprozessen ist der sogen. „Maßnahmenfallmanager“ in der zentralen Steuerungsdatei. Es handelt sich dabei um eine Matrix, wobei die Zeilenvektoren die Aufteilung des Massenstromes eines Gutes (z. B. Sortierfraktion) zu den einzelnen Behandlungsverfahren im aktuell betrachteten Maßnahmenfall angeben. Die Spaltenvektoren geben an, mit welchen Inputarten und –mengen ein bestimmtes Verfahren bzw. ein Prozeß im aktuellen Maßnahmenfall beaufschlagt ist. Im Hintergrund dieser Steuerungsmatrix steht für jeden Maßnahmenfall eine gleichartige Matrix, in der für eben diesen Maßnahmenfall die Zuteilung von Stoffströmen zu einzelnen Prozessen festgelegt ist. Jedem Maßnahmenfall ist dabei eine Nummer zugeordnet. In der Matrix „Maßnahmenfallmanager“ wird durch Eingabe dieser Maßnahmenfallnummer der gewünschte Maßnahmenfall aufgerufen, d.h. die dort definierte Anlagenzuteilung von Stoffströmen wird an das Gesamtsystem übergeben und sämtliche Outputgrößen werden in den Prozeßblättern errechnet.

6.3Modul Sammlung und Transport

Das Prozeßmodul „Sammlung und Transport“ stellt für den Haushaltsbereich[10] ein ausgefeiltes Tool bereit, das in Abhängigkeit von der Siedlungsstruktur für die 99 österreichischen Bezirke sehr detailliert jeweils das spezifische Abfallpotential, die Erfassungsgrade, die Zusammensetzung der Sammelfraktionen und die sich nach Auswahl von konkreten Sammelsystemen ergebenden Kosten berücksichtigt.

Die nachfolgende Grafik bietet einen ersten Überblick zu den Bezeichnungen, Funktionen und Verknüpfungen jener Dateien, in denen die Berechnungen zur Sammlung durchgeführt werden.

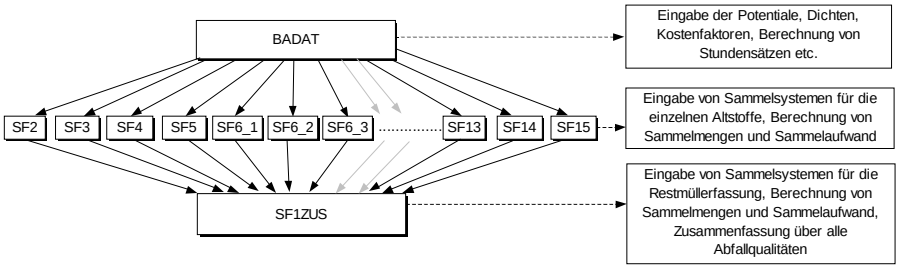


Abbildung 6-2: Bezeichnungen, Funktionen und Verknüpfungen der Dateien zur Sammlung im Haushaltsbereich

Die Rechenabläufe bezüglich der Sammlung beginnen in der Datei *Basisdaten* (<BADAT>**)**. Hier sind die allen weiteren Berechnungsschritten zugrundeliegenden Daten teils einzugeben (Potentiale, Dichten, Zusammensetzungen etc.), teils werden sie durch Verknüpfungen aus verschiedenen Eingaben gewonnen (Kostenfaktoren für Sammelfahrzeuge, Behälter, Recyclinghöfe etc., gegliedert gemäß Abbildung 4-3).

An die Datei *Basisdaten* sind parallel Einzeldateien (<SF2> bis <SF15>) angekoppelt, die jeweils für eine Sammelfraktion alle notwendigen Schritte durchführen. Die Zahl in der Dateienbezeichnung steht jeweils für die Nummer der Sammelfraktion, wobei folgende Zuordnung gilt:

Nummer	Sammelfraktion
1	Restmüll
2	Papier
3	Biomüll
6	Leichtverpackungen
7	Kleinmetalle
8	Glas
9	Sperrmüll
10	Textilien

Die Nummer 11 ist für Problemstoffe reserviert. Nummern, die noch nicht vergeben sind, stehen noch für Erweiterungen zur Verfügung. Die noch nicht vergebenen Nummern 4 und 5 zeichnen sich gegenüber den ebenfalls noch nicht vergebenen Nummern 12 bis 15 dadurch aus, daß bei ihnen die Eingabe einer nach der Siedlungsstruktur differenzierten Zusammensetzung der Sammelfraktionen möglich ist.

[10] d.h. für Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen

In die Einzeldateien <SF2> bis <SF15> sind noch verschiedene Berechnungsgrundlagen einzugeben, wie die Parameter zur Festlegung der Erfassungsgrade, Füllgrade in den Behältern, einzuhaltende Mindest-Abfuhrfrequenzen, eventuell zu verwendende Standardtypen bei den Behältern usw. Hier ist vor allem aber jene Palette an Systemausprägungen festzulegen, mit der das „bunte Geschehen“ bei der Sammlung am besten zu beschreiben ist.

Bei einer Abbildung des Status Quo ist darauf zu achten, daß ein die Realität bestmöglich abbildendes Spektrum an Sammelsystemen gewählt wird. Beim Entwurf eines Alternativmaßnahmenfalls kann ein davon völlig unabhängiges Spektrum eingegeben werden, das – auf Wunsch – natürlich wieder eine praxisgerechte Bandbreite aufweist. Die konkrete Mischung wird schließlich durch Zuordnung von sämtlichen Bezirken Österreichs zu den vorbereiteten Sammelsystemen hergestellt. Dabei besteht prinzipiell die Möglichkeit, jeden Bezirk auf Basis der darin vertretenen 5 Siedlungstypen unterschiedlichen Sammelsystemen zuzuweisen (z. B. Holsystem in der Stadt, Bringsystem am Land etc.).

In dieser soeben beschriebenen Gruppe von Dateien sind alle Sammelfraktionen vertreten, mit Ausnahme jener des Restmülls. Bei dieser ist eine Berechnung erst möglich, wenn klar ist, welche Anteile des Potentials in jeder Stoffgruppe durch die anderen Sammelfraktionen entzogen wurden. Die Berechnungen zum Restmüll benötigen demnach Informationen zu den Berechnungsergebnissen bei den anderen Sammelfraktionen. Daher ist die dazugehörige Datei (<SF1ZUS>) den anderen nachgeschaltet und mit jeder von ihnen verknüpft. Innerhalb dieser Datei werden zunächst durch Auswertung der übernommenen Daten alle für die Berechnung der Sammlung notwendigen Daten gewonnen. Die Kalkulationen selbst werden ähnlich jenen der anderen Sammelfraktionen durchgeführt.

In der Datei <SF1ZUS> werden aber auch die Berechnungsergebnisse aller Sammelfraktionen (Kosten, Treibstoffverbräuche) gebündelt und für eine Übergabe an die nachgeschalteten Dateien aufbereitet.

Eine derartige Detailliertheit ist außerhalb des Haushaltsbereichs für die gegenständliche Modellierung aufgrund der hier wirksamen Marktmechanismen und der „gröberen“ Datenlage nicht erforderlich.

6.4Module Sortierung, Verwertung und Behandlung

Das Prozeßmodul „Sortierung, Verwertung und Behandlung“ übernimmt die Informationen zu Gütern und Kosten der Sammlung aus dem Modul „Sammlung und Transport“ und übergibt diese - gegliedert nach Bezirken, Siedlungstypen und Stoffgruppen - an die **Steuerungsdatei.** In der Steuerungsdatei wird der weitere Behandlungsweg aller Sammelfraktionen festgelegt, d.h. sie unterwirft diese Güter unterschiedlichen Transformationen.

Die Informationen zur Zusammensetzung werden stets in Form von Vektoren gehandhabt, deren Elemente die Massen der einzelnen Stoffgruppen bzw. Stoffe bilden.

Die jeweilige Transferkoeffizientenmatrix und die betriebswirtschaftlichen Daten aller Prozesse befinden sich in der **Prozeß(blatt)mappe.**

6.4.1 Modul Sortierung

In der Steuerungsdatei kann für jeden Bezirk und Siedlungstyp entschieden werden, ob die betrachtete Sammelfraktion einer Sortierung zugeführt werden soll.

Die Sortierprozesse dienen lediglich der Separierung des Sortiergutes in unterschiedliche Sortierfraktionen und in Sortierabfälle. Entsprechend dem Massenerhaltungsgesetz wird bei allen Sortierprozes-

sen davon ausgegangen, daß die Masse der Inputmassen der Summe der Outputmassen entspricht. Es entweichen also keine massenbilanzmäßig bedeutenden Mengen in Abwasser oder Abluft[11].

Im ersten Schritt ist die Struktur des Sortierprozesses festzulegen. Diese Arbeit beschränkt sich auf die Definition der Outputfraktionen. Es ergibt sich folgende einfache Struktur mit einer vom jeweiligen Prozeß abhängigen Anzahl von Outputfraktionen:

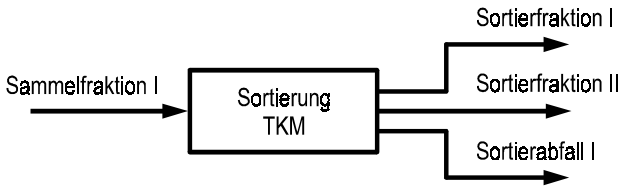


Abbildung 6-3: Struktur eines Sortierprozesses; Transferkoeffizientenmatrix TKM

Um die Transformation (hier: =Aufteilung in Sortierfraktionen) durchführen zu können, muß für den Sortierprozeß eine *Transferkoeffizientenmatrix* ermittelt werden. Diese Matrix beschreibt, wie sich die einzelnen Stoffgruppen des Inputs auf die Outputs verteilen. Die Dimension dieser Matrix ist Anzahl der Outputs mal Anzahl der Stoffgruppen (wobei die Summe der Transferkoeffizienten einer Spalte 1 sein muß, weshalb nicht alle Transferkoeffizienten bestimmt werden müssen). Dieselbe Matrixform und -größe ergibt sich für den Output, d.h. daß jeder einzelne Output als Zeilenvektor (ein Wert für jede Stoffgruppe) erscheint. Die *Transferkoeffizientenmatrix* wird in der *Prozeßmappe* festgelegt.

Aus den *Sammelfraktionen* ergeben sich so *Sortierfraktionen* und *Sortierabfälle* (mit allen Informationen über die Zusammensetzung nach *Stoffgruppen*), die später den Input in die *Verwertungs- und Behandlungsprozesse* darstellen. Die Transformation der Inputmatrix in die Outputmatrix wird in der Steuerungsdatei (Prozeßplanung und Massenverteilung) durchgeführt. Dazu wird die Transferkoeffizientenmatrix aus der Prozeßmappe eingelesen.

Neben der Transformation der Massen (von Sammelfraktionen zu Sortierfraktionen) müssen für den Sortierprozeß auch die betriebswirtschaftlichen Kosten, der Ressourcenverbrauch sowie die entstehenden Emissionen ermittelt werden. Diese Daten befinden sich in der Prozeßmappe, wo für jeden Prozeß (z. B. Glassortierung, Kunststoffsortierung etc.) ein Prozeßblatt angelegt ist.

Die Summe aller Elemente der Inputmatrix liefert die Gesamtmasse, die dem Sortierprozeß zugeführt wird. Dabei ist zu beachten, daß der jeweilige Sortierprozeß in der Prozeßmappe für unterschiedliche Anlagengrößen definiert ist. Bereits in der zentralen Steuerungsdatei im Abschnitt Prozeßplanung und Massenverteilung wird deshalb manuell die Zuordnung auf maximal fünf Anlagengrößen durchgeführt. Während die Transferkoeffizientenmatrix für alle Anlagengrößen dieselbe ist, unterscheiden sich Energieverbräuche, Emissionen und Kosten. Alle Kosten, Energieverbräuche und Emissionen sind im Prozeßblatt festgelegt und werden für jede Anlagengröße separat errechnet. Um auch innerhalb der Einzelprozesse alle Daten einsehen zu können, werden die Massen der Sortierfraktionen aus der zentralen Steuerungsdatei in die Prozeßmappe übertragen.

Die Berechnungsgänge und externen Bezüge sind in der folgenden Abbildung schematisch dargestellt.

[11] Lediglich die Emissionen von Bereitstellung und Verbrennung von Diesel sowie elektrischer Energie werden berücksichtigt.

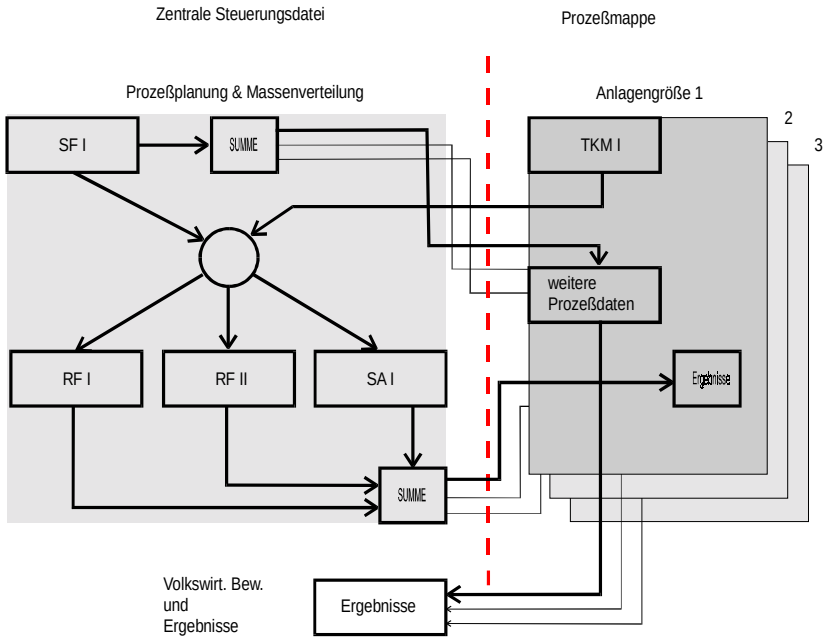


Abbildung 6-4: Berechnungsgänge bei Sortierprozessen; Beispiel für drei Anlagengrößen und zwei Sortierfraktionen (TKM: Transferkoeffizientenmatrix; SF: Sammelfraktion; RF: Sortierfraktion; SA: Sortierabfall).

Möglichkeiten manueller Eingabe:

- Für Systemabfälle ist es möglich, auf Bezirksebene zu entscheiden, welche Sammelfraktionen einem Sortierprozeß zugeordnet werden sollen.
- Die gesamte der Sortierung zugeordnete Sammelmenge ist prozentuell auf die jeweils definierten Anlagengrößen aufzuteilen.

Wichtige Prüfvorgänge:

- Die Anlagenauslastung muß realistisch sein.
- Bei Veränderungen innerhalb einer Stoffgruppe können Änderungen von Transferkoeffizienten notwendig sein.

6.4.2 Modul Verwertung

In der Steuerungsdatei werden die Sortierfraktionen den einzelnen Verwertungsprozessen zugeteilt. Den Input in den Prozeß bilden somit im allgemeinen mehrere Sortierfraktionen, die nach Stoffgruppen unterteilt übergeben werden.

Auf Basis der Stoffgruppenzusammensetzung werden folgende Größen ermittelt:

- Wassergehalt (WG),
- Gesamtkohlenstoffgehalt (C),
- Gehalt an fossilem Kohlenstoff (C_{foss})
- unterer Heizwert (Hu).

Aus dem Heizwert ergibt sich der Energieinhalt, der bei den Verbrennungsprozessen die Basis für den Energiegewinn darstellt.

Für ausgewählte Prozesse werden Stoffbilanzen erstellt.

Die Inputgüter werden zu Produkten, Restmüll, Deponiegut und festen sowie flüssigen Abfällen transformiert. Da die Güter Restmüll (Sortierabfälle) und Deponiegut im System verbleiben, werden sie an die Steuerungsdatei übergeben.

Die externen Verknüpfungen zwischen Prozeßmappe und Steuerungsdatei beschränken sich auf die Übergabe der Sortierfraktionen (als Vektoren, den Anlagengrößen zugeordnet) sowie die Rückgabe der Abfälle und Deponiegüter, die anschließend in den Subsystemen „Behandlung bzw. Deponierung“ zu berücksichtigen sind.

Möglichkeiten manueller Eingabe:

- Die Sortierfraktionen werden prozentuell den Verwertungsprozessen zugeteilt[12].

6.4.3 Modul Behandlung

Die Inputliste der Behandlungsprozesse besteht aus Gütern der Sammlung, Sortierung und Verwertung.

Die Abfälle werden dem entsprechenden Behandlungsprozeß in Stoffgruppen untergliedert übergeben[13], wobei alle Sortierabfälle (immer noch in Stoffgruppen unterteilt) zu einer Fraktion zusammengefaßt werden.

Auf Basis der Stoffgruppenzusammensetzung werden Wassergehalt (WG), Gesamtkohlenstoffgehalt (C), fossiler Kohlenstoffgehalt (C_{foss}) und unterer Heizwert (Hu) ermittelt. Aus dem Heizwert ergibt sich der Energieinhalt, der bei den Verbrennungsprozessen die Basis für den Energiegewinn darstellt.

Aus der stofflichen Zusammensetzung des Inputs in der Steuerungsdatei werden mittels Transferkoeffizientenmatrix die Schadstofffrachten in den einzelnen Outputgütern berechnet und an das Summenblatt in der Prozeßmappe übergeben.

Da die Outputgüter im System verbleiben, werden sie an die Steuerungsdatei übergeben.

Die externen Verknüpfungen zwischen Prozeßmappe und Steuerungsdatei beschränken sich wieder auf die Übergabe der Restabfallfraktionen (als Vektoren, den Anlagengrößen zugeordnet; Sortierabfälle aufsummiert) sowie die Rückgabe der Fe-Metalle (Prozeß Fe-Metalle/Subsystem Verwertung) und des Deponieguts, welches anschließend im Modul „Deponierung“ zu berücksichtigen ist.

Möglichkeiten manueller Eingabe:

- Restmüll und Sortierabfälle werden prozentuell den Behandlungsprozessen zugeteilt.

[12] Anmerkung zum Haushaltsbereich: Die Zuteilung der Biotonne auf die verschiedenen Verfahren der Kompostierung stellt insoferne eine Besonderheit dar, als diese auch noch differenziert auf Bezirksebene erfolgen kann.

[13] Eine Besonderheit stellt noch die mechanische Stufe der MBAdar. Die dort gewonnene Leichtfraktion kann sowohl einer industriellen Verbrennung in der Wirbelschicht als auch einem Zementdrehrohr übergeben werden.

7 SUBSYSTEM SAMMLUNG UND TRANSPORT

7.1 Grundsätzliches, Überblick

Die Modellierung der Sammlung wurde zu weiten Teilen der Studie “Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich” (GUA & IFIP 1998) (unveröffentlicht) übernommen, ebenso die nachfolgende Beschreibung der angewandten Methodik. Bereits im Sinne einer Präzisierung und Verfeinerung vorgemerkte Punkte wurden für die vorliegende Anwendung noch nicht eingearbeitet, weil dem Aufwand im gegenständlichen Fall keinen Nutzen gegenübergestanden wäre: Bei den durchkalkulierten Maßnahmenfällen werden zwar die Behandlungsmethoden variiert, jedoch keine Veränderungen im Bereich der Sammlung vorgenommen. Der Block „Sammlung“ ist somit in allen Maßnahmenfällen gleich groß und beeinflußt die absoluten Unterschiede zwischen diesen nicht. In diesem Sinn hätte auch auf eine ausführlichere Beschreibung des Subsystems Sammlung verzichtet werden können. Die folgenden Abschnitte wurden dennoch in den Bericht mitaufgenommen, um dem Leser die grundsätzlichen Variationsmöglichkeiten des Rechenmodells vor Augen zu führen.

Das Rechenmodell bietet die Möglichkeit, im Haushaltsbereich bis zu 15 parallele Erfassungsschienen zu definieren und weist somit gegenüber der derzeit gelebten Praxis[14] noch ausreichende Reserven für künftige Anforderungen auf. Für jede dieser Erfassungsschienen kann eine Sammelfraktion definiert werden, bestehend aus einer oder mehreren Soll-Stoffgruppen und den miterfaßten Verunreinigungen. Weiters können bei jeder Erfassungsschiene recht unterschiedliche Erfassungssysteme festgelegt werden (Holsysteme mit Säcken oder Tonnen, Bringsysteme unterschiedlicher Standplatzdichte, Recyclinghöfe, mobile Sammeleinrichtungen). Diese Systeme können darüber hinaus in einer bunten Vielfalt zur Beschreibung einer ebenso bunten gelebten Praxis eingegeben werden. Es ist möglich, bis zu 25 Systemausprägungen pro Erfassungsschiene und durchgerechneter Variante festzulegen und anschließend für jeden Bezirk Österreichs eine dazu passende Kombination aus diesen vorbereiteten Typen auszuwählen.

Für die Berechnung von alternativen Maßnahmenfällen könnten theoretisch für jede Sammelfraktion mehrere alternative Erfassungssysteme definiert werden. So kann in einem ersten Maßnahmenfall eine Sammelfraktion mit verschiedenen Holsystemen erfaßt werden, in einem zweiten mit einer Vielfalt an Bringsystemen. Die Auswirkungen auf die als Restmüll verbleibende Sammelfraktion werden dabei jeweils separat errechnet und betrachtet. Für das vorliegende Modell wurde das System Sammlung jedoch für die verschiedenen Maßnahmenfälle konstant gehalten, um die Auswirkungen der schwerpunktmäßigen Variationen im Bereich der Behandlung von Abfällen nicht durch Überlagerung von Einflüssen aus dem Sammelbereich verschwimmen zu lassen und dadurch die Vergleichbarkeit verschiedener Abfallbewirtschaftungsmaßnahmen zu erhalten.

Die Berechnungen erfolgen auf Basis von fünf Standard-Siedlungstypen, die den Bezirken Österreichs mit jeweils unterschiedlichen Prozentsätzen zugewiesen werden. Diese fünf Siedlungstypen ermöglichen Unterscheidungen unter anderem in folgenden Bereichen:

- Abfallpotential.
- Gestaltung des Sammelsystems.
- Sammelaufwand.
- Erfassungsgrad in Abhängigkeit vom Sammelsystem.

[14] Im Haushaltsbereich im wesentlichen 9 Sammelfraktionen (inkl. Problemstoffen und unter Ausklammerung einer an manchen Recyclinghöfen für relativ unbedeutende Mengen installierten Vielfalt).

Bei den Detailberechnungen kann für jeden Bezirk und dessen Anteil an einer bestimmten Siedlungstype eines der zuvor festgelegten Sammelsysteme ausgewählt werden.

7.2Beschreibung des Modells zur Sammlung im Haushaltsbereich

In diesem Abschnitt wird das Modell der Sammlung von Abfällen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen beschrieben. Die rechnerische Umsetzung wurde bereits in Abschnitt 6 als Modul „Sammlung und Transport“ des Berechnungsmodells (in Form von Microsoft® Excel-Arbeitsmappen) erläutert.

7.2.1 Untergliederung der Bezirke in Siedlungstypen

Für jede Sammelfraktion kann man in jeder der 5 Siedlungstypen 5 Sammelsysteme definieren. Mit diesen 5 Sammelsystemen wäre das in der Praxis vorkommende oder denkbare Spektrum an unterschiedlichen Erfassungsmodellen (z. B. dichtes Bringsystem mit Behältern, oder Holsystem mit Säcken, oder Sammlung über Recyclinghöfe) in der jeweiligen Siedlungstype abzudecken.

Mit der Untergliederung der Bezirke in unterschiedliche Siedlungstypen soll mehreren Erfordernissen Rechnung getragen werden:

- Berücksichtigung unterschiedlicher Siedlungsstrukturen bei der Berechnung des Sammelaufwands,
- Berücksichtigung von verschiedenen Einflußfaktoren auf die Mengenpotentiale,
- Berücksichtigung des unterschiedlichen Trennverhaltens von Bürgern im städtischen und ländlichen Milieu und
- Berücksichtigung des Einflusses der Siedlungsstruktur auf die Gestaltung von Erfassungssystemen.

Im Programm werden für diese Aufgaben folgende Siedlungstypen unterschieden:

1) Großstadt
2) Stadt
3) Große Ansiedlung
4) Dorf
5) Streusiedlung

Die Einteilung in die 5 Siedlungstypen erfolgt zunächst ausschließlich auf Basis der Siedlungsstruktur, ist also jedenfalls für die Berechnung des Sammelaufwands geeignet.

Die Feinheit der Untergliederung im Bereich der geschlossenen Bebauung in die drei Siedlungstypen Großstadt, Stadt und Große Ansiedlung ist in dieser Form weniger für die Berechnung des Sammelaufwands notwendig, als vielmehr für eine Unterscheidung bezüglich der Potentiale und des Trennverhaltens. So ist der Gewerbeanteil oder der Anteil an Gartenflächen und damit das Potential an Biomüll zwischen diesen Siedlungstypen eindeutig unterschiedlich zu bewerten. Erfahrungsgemäß sind bei vergleichbaren Abfuhrsystemen die Erfassungsgrade in Stadt und Land unterschiedlich, weshalb diese auch in Abhängigkeit von der Siedlungsstruktur variiert werden. Weiters wurde mit Hilfe der Siedlungsstruktur auch die Möglichkeit geschaffen, Sammelsysteme durchzurechnen, die (österreichweit oder auf Bezirksebene) je nach Siedlungstyp unterschiedlich gestaltet sind.

Die folgenden Abbildungen sollen aufzeigen, wie gut sich die auf Basis der Siedlungsstrukturen durchgeführte Untergliederung für eine Berücksichtigung der Einflußfaktoren auf die Mengenpotentiale eignet. Hierfür wird die Korrelation zwischen Siedlungsstruktur und Kaufkraft (als Gradmesser für den

privaten Konsum) sowie zwischen Siedlungsstruktur und Anzahl der Arbeitsstätten (als Gradmesser für den Kleingewerbeanteil im Systemmüll) aufgezeigt.

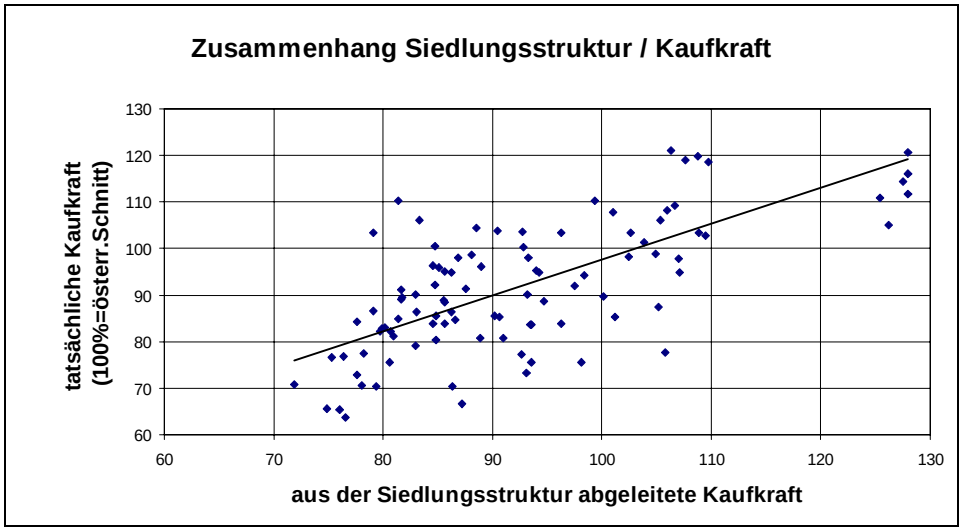


Abbildung 7-1: Korrelation zwischen der Kaufkraft und der Siedlungsstruktur

Im ersten Fall - bei der Kaufkraft - ist die Korrelation recht eindeutig. Im zweiten Fall wäre sie ohne die „Ausreißer“ im rechten unteren Bereich auch eindeutig gegeben. Bei näherer Betrachtung zeigt sich jedoch, daß es sich bei diesen Ausreißern um dünn besiedelte Bezirke mit hohem Fremdenverkehrsanteil handelt. Da der Fremdenverkehr nach einem später beschriebenen Verfahren separat berücksichtigt wird, kann auch beim Kleingewerbeanteil von einer guten Korrelation mit der Siedlungsstruktur gesprochen werden.

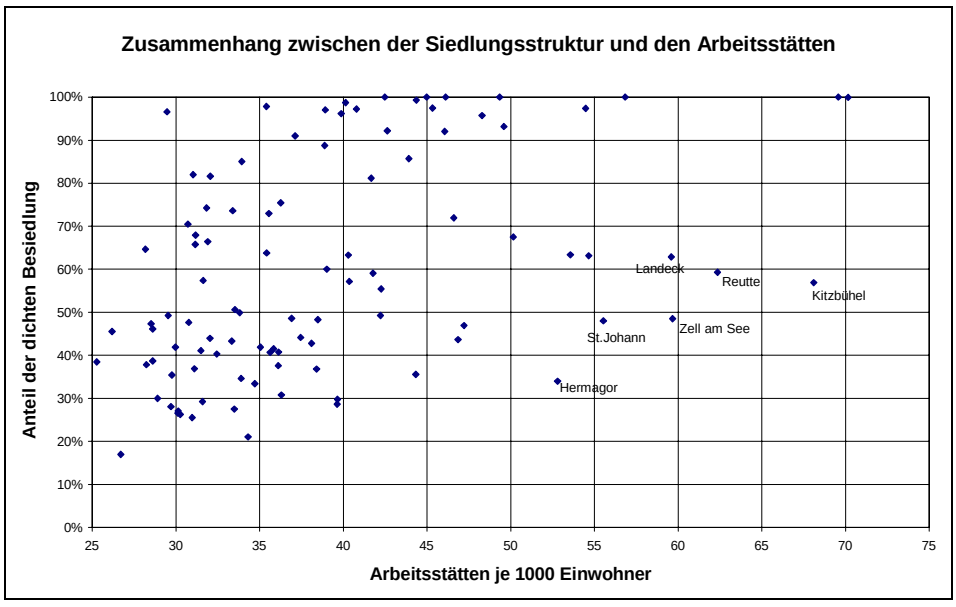


Abbildung 7-2: Korrelation zwischen dem Anteil an Arbeitsstätten und der Siedlungsstruktur

7.2.2 Praktische Durchführung der Typologisierung

Die detailliertesten Daten bezüglich der Siedlungsstruktur bietet das Ortsverzeichnis, welches jeweils auf Basis der 10-jährlichen Volkszählung vom ÖSTAT erstellt wird. Diese Datenreihe unterteilt die Ansiedlungen bis auf die kleinsten unterscheidbaren Einheiten. Auf diese Weise ergeben sich knapp 50.000 Datensätze.

In einem ersten Schritt wurden jene Unterteilungen zusammengefaßt, die nicht siedlungsspezifisch, sondern politisch (Zählsprengel) motiviert sind, wodurch sich eine Reduktion auf ca. 35.000 Einheiten erreichen läßt. Jede dieser Siedlungsformen wird nun einem Typus zugeordnet. Anschließend erfolgt die Aufsummierung der 5 Typen auf Bezirksebene. Folgende Siedlungstypen werden differenziert betrachtet:

Großstadt: Dies sind Siedlungseinheiten auf Gemeindeebene, die mindestens 50.000 Einwohner umfassen. Da in Wien die einzelnen Bezirke (formal zugleich Gemeinden) eine zusammenhängende Stadtstruktur darstellen, werden alle Stadtteile Wiens dem Typus Großstadt zugeteilt. Alle anderen Städte sind formal zugleich Gemeinden.

Stadt: Städte sind Siedlungseinheiten mit mehr als 4.000 Einwohnern. Dabei wurden Städte, die in Stadtteile oder Zählsprengel zerfallen, immer als Einheit beurteilt und zugeteilt.

Große Ansiedlung: Hier handelt es sich um geschlossene Einheiten mit zumindest 500 Einwohnern. Wieder werden Orte (Ortsbestandteilskennziffern ident) als eine Einheit beurteilt und zugeteilt.

Dorf: Dörfer sind geschlossene Siedlungseinheiten mit mindestens 10 Häusern. Alle Einheiten der topographischen Bezeichnung „Rotte“ mit mehr als 50 Häusern werden ebenfalls diesem Typus zugeteilt.

Streusiedlung: Dies sind Siedlungseinheiten mit weniger als 10 Häusern bzw. alle Einheiten der Topographischen Kennzeichnung „Zerstreute Häuser“. Alle „Rotten“ mit höchstens 50 Häusern werden ebenfalls diesem Typus angerechnet.

Die exakte Abgrenzung dieser fünf Typen wurde durch zahlreiche Analysen und Vergleiche mit vorhandenen Erfahrungswerten verschiedener Logistiksysteme gewonnen.

Als Endergebnis ergibt sich somit für jeden österreichischen Bezirk eine prozentuelle bzw. absolute Aufteilung der Bevölkerung und der Gebäude auf die fünf beschriebenen Siedlungstypen.

In der anschließenden Tabelle sind für die einzelnen Bundesländer die Einwohner den jeweiligen Siedlungstypen zugewiesen, sowie die dazugehörige prozentuelle Verteilung angegeben.

Tabelle 7-1: Aufteilung der Einwohner der Bundesländer und von Gesamtösterreich auf die einzelnen Siedlungstypen (GUA & IFIP, 1998, unveröffentlicht)

	Großstadt	Stadt	Große Ansied-lung	Dorf	Streu-siedlung	Gesamt	Groß-stadt	Stadt	Große Ansied-lung	Dorf	Streu-sied-lung
BURGENLAND	0	27.665	175.545	52.196	15.474	270.880	0%	10%	65%	19%	6%
KÄRNTEN	85.949	103.579	113.950	151.332	92.988	547.798	16%	19%	21%	28%	17%
NIEDERÖSTERREICH	0	422.432	555.911	362.103	133.367	1.473.813	0%	29%	38%	25%	9%
OBERÖSTERREICH	253.387	194.737	299.678	280.922	304.756	1.333.480	19%	15%	22%	21%	23%
SALZBURG	143.978	39.727	134.878	86.757	77.025	482.365	30%	8%	28%	18%	16%
STEIERMARK	237.810	178.942	250.360	249.281	268.327	1.184.720	20%	15%	21%	21%	23%
TIROL	115.640	134.205	210.260	100.296	71.009	631.410	18%	21%	33%	16%	11%
VORARLBERG	0	200.671	88.495	26.193	16.113	331.472	0%	61%	27%	8%	5%
WIEN	1.539.848	0	0	0	0	1.539.848	100%	0%	0%	0%	0%
ÖSTERREICH	2.376.612	1.301.958	1.829.077	1.309.080	979.059	7.795.786	30%	17%	23%	17%	13%

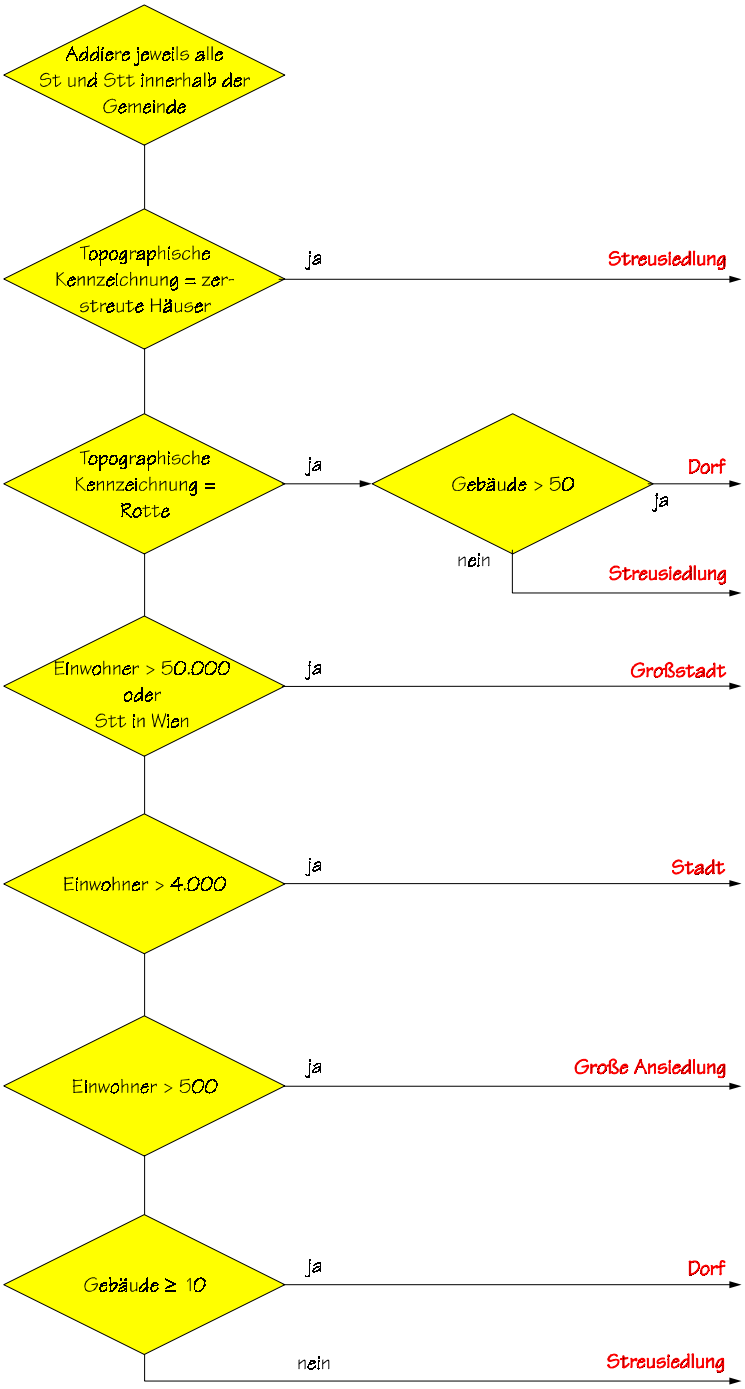


Abbildung 7-3: Ablaufschema der Typologisierung

7.3Festlegung der Stoffgruppen

Die gesamten Abfälle aus Haushalten sind so in Stoffgruppen zu untergliedern, wie dies für die anschließenden Berechnungen notwendig ist. Ausgangspunkt sind hierbei zunächst jene Einteilungen, wie sie bei verschiedenen Müllanalysen zugrunde lagen. Derartige Untersuchungen stellen die wichtigste Datenquelle für Ermittlungen der Mengenpotentiale dar. Teilweise wurden diese Untersuchungen

aber mit einer für die gegenständliche Aufgabenstellung nicht erforderlichen Feinheit an Untergliederungen vorgenommen, weshalb nicht die volle Breite der detailliertesten Analysen beibehalten wurde.

Andererseits war es notwendig, zur formellen Eingliederung des Sperrmülls in das Gesamtpotential an Abfällen aus Haushalten und der später erfolgenden Abtrennung im Zuge der getrennten Sammlung drei zusätzliche, bei normalen Müllanalysen nicht übliche Stoffgruppen zu schaffen und abzuschätzen (sperrige Verbundstoffe, sperrige Metalle, sperriges Holz).

Die Problemstoffe können gemäß der derzeitigen Systemdefinition innerhalb des Systems keiner geeigneten Behandlung zugeführt werden. Um die Entfrachtung des gesammelten Restmülls von den Problemstoffen auszudrücken, wird aber rechentechnisch deren separate Sammlung berücksichtigt.

Letztlich wurden 19 Stoffgruppen festgelegt, auf deren Basis die Berechnungen erfolgen. Ausser diesen 19 Stoffgruppen, die bereits in der Studie “Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich” (GUA & IFIP, 1998) (unveröffentlicht) definiert wurden, wurde das Modell um den kommunalen Klärschlamm als Stoffgruppe Nr. 20 erweitert. In den Berechnungen sind noch Reserven für 5 weitere Stoffgruppen vorgesehen. Hier können bei Bedarf neue Stoffgruppen eingegeben werden, wenn Überlegungen zu neuen Sammelschienen dies erfordern. Die gewählten Stoffgruppen wurden bereits in Abschnitt 4 aufgelistet.

7.4Festlegung der Mengenpotentiale

Das spezifische Gesamtabfallpotential (Summe der Abfallmengen aller Sammelfraktionen pro Kopf) wird für jede der fünf Siedlungstypen auf der bereits beschriebenen Ebene der Stoffgruppen festgelegt.

Die Mengenpotentiale der einzelnen Stoffgruppen sind der Ausgangspunkt für die Berechnung der Sammelmengen und daraus abgeleitet der Sammelkosten. Jeder der Siedlungstypen wird für jede Stoffgruppe ein unterschiedliches Abfallpotential in jeder einzelnen Stoffgruppe zugewiesen.

Dabei bemüht sich das Rechenmodell die wichtigsten der zahlreichen das Abfallaufkommen beeinflussenden Faktoren zu berücksichtigen:

- die Kaufkraft,
- den Gewerbeanteil,
- den Fremdenverkehr,
- die Siedlungsstruktur und
- die Sozialstruktur.

Der Einfluß dieser Faktoren wird aber nicht über alle Stoffgruppen einheitlich gehalten. Vielmehr wird in jeder Stoffgruppe einzeln ein plausibler Verlauf der Potentiale über die Siedlungstypen zugrunde gelegt. Wenn also das Gesamtabfallpotential im großstädtischen Bereich am größten ist, dann bedeutet das nicht, daß dies in allen Stoffgruppen so ist. Dazu einige Beispiele:

- Das Kartonpotential ist in der großstädtischen Siedlungstype mit 30 kg/Ew.a am höchsten und sinkt auf rund 8 kg/Ew.a im Streusiedlungsgebiet.
- Das Potential an sperrigen Abfällen ist, unter anderem bedingt durch die unterschiedliche Abgrenzung zwischen Sperr- und Restmüll, in städtischen Gebieten eher niedriger gehalten als in ländlichen Zonen.

Zur praktischen Gestaltung des konkreten Zahlengebäudes wurde ein Modell mit „Quellen“ und „Senken“ geschaffen, die jeweils bestimmte Mengen an Abfallteilströmen in das Sammelsystem einfließen lassen bzw. Mengen abziehen, bevor sie noch das Sammelsystem erreichen. Diese Mengen haben je nach Ursprung unterschiedliche Maximalmengen, unterschiedliche Zusammensetzung und unterschiedliche Bedeutung in den Siedlungstypen. Zum Beispiel haben die Abfälle aus dem mitentsorgten

Kleingewerbe eine andere Zusammensetzung als solche aus Haushalten. Der Anteil der Quelle „Gewerbe“ ist in städtischen Bereichen größer als am Land, tritt aber auch da gegenüber den Haushaltsmengen eindeutig in den Hintergrund. Die Mengen aus Privathaushalten wiederum sind in der Stadt wegen der höheren Kaufkraft und anderem Konsumverhalten größer als auf dem Lande.

Letztlich wurden fünf Quellen und zwei Senken definiert, deren relative Bedeutung in den fünf Siedlungstypen mit Hilfe nachfolgender Grafik verdeutlicht wird. Dort sind die grundsätzlichen Tendenzen dargestellt. Die konkreten Zahlen sind der daran anschließenden Tabelle zu entnehmen.

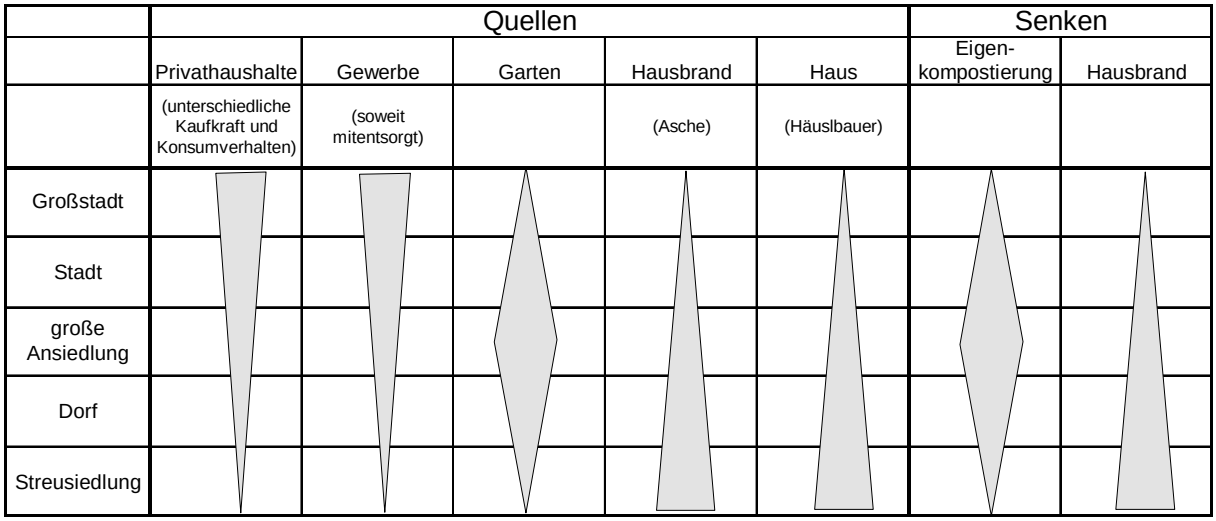


Abbildung 7-4: Tendenz der Bedeutung einzelner Quellen und Senken in den unterschiedlichen Siedlungstypen

Tabelle 7-2: Gewichtung der Quellen und Senken in den Siedlungstypen (GUA & IFIP, 1998, unveröffentlicht).

	Quellen					Senken	
	Privathaushalt	Gewerbe	Garten	Hausbrand	Haus	Eigenkompostierung	Hausbrand
Siedlungs-Typus 1	100%	100%	25%	0%	20%	15%	0%
Siedlungs-Typus 2	95%	70%	37%	10%	35%	30%	10%
Siedlungs-Typus 3	90%	20%	100%	20%	80%	100%	20%
Siedlungs-Typus 4	80%	0%	50%	80%	100%	48%	70%
Siedlungs-Typus 5	75%	0%	30%	100%	100%	25%	100%

Tabelle 7-3: Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung des Hausabfallpotentials. Mengen (in kg/Ew.a), die bei 100% Gewichtung in das System ein- oder abfließen (GUA & IFIP, 1998, unveröffentlicht).

	Quellen					Senken	
	Privathaushalt	Gewerbe	Garten	Hausbrand	Haus	Eigenkompostierung	Hausbrand
Papier/Pappe Verp.	15,0	15,0					3,0
Papier/Pappe sonst.	45,0	25,0					7,0
Verbundstoffe Verp.	8,0	3,0					
Verbundstoffe sperrig	12,0	1,0			2,0		
Verbundstoffe sonst.	14,0	1,0					
Textilien	9,0	0,0					
Holz sperrig	7,0	4,0	3,0		6,0		2,0
Holz, Leder, Gummi	3,0	1,0			2,0		1,0
Vegetabilien Küche	90,0	5,0				30,0	
Vegetabilien Garten	0,0		165			150	
Kunststoff Verp.	15,0	5,0					
Kunststoff sonst.	5,0	1,0					
Metalle Verp.	8,0	1,0					
Metalle sperrig	11,0	2,0			7,0		
Metalle sonst.	3,0	0,5			1,0		
Glas Verp.	30,0	10,0					
Glas sonst.	3,0	0,5					
Mineralische Stoffe	17,0	2,0		10,0			
Problemstoffe	3,0	1,5			1,5		
Stoffgruppe 20							
Stoffgruppe 21							
Stoffgruppe 22							
Stoffgruppe 23							
Stoffgruppe 24							
Stoffgruppe 25							
	298	79	168	10		180	13

In Tabelle 7-2 sind die relativen Bedeutungen der Quellen in den einzelnen Siedlungstypen dargestellt, wobei 100 % für den jeweiligen Maximalwert steht. In der daran anschließenden Tabelle 7-3 sind die Zusammensetzungen in Form jener Mengen angegeben, die in einem Siedlungstyp einfließen, wo die Quelle 100 % Bedeutung hat. Demnach sind in einem Siedlungstyp, in dem die Quelle 50 % Bedeutung hat, die Hälfte der in Tabelle 7-3 angegebenen Werte berücksichtigt.

Die Gestaltung der konkreten, in den zwei Tabellen angegebenen Zahlenwerte erfolgte mit dem Bemühen, die über Müllanalysen nachgewiesenen und getrennt erfaßte Altstoffe mitberücksichtigenden Zusammensetzungen in unterschiedlichen Siedlungsstrukturen Österreichs nachzuvollziehen. Die Ergebnisse werden also von einem Rechenmodell erstellt, entsprechen aber weitgehend müllanalytisch ermittelten Werten. Mit dem Modell als Basis ist man jedoch - im Gegensatz zu einer reinen Über-

nahme von Werten aus Müllanalysen - nicht nur in der Lage, die Entstehung des Systemmülls quantitativ und qualitativ besser nachvollziehen zu können, man kann damit auch besser auf beobachtete oder erwartete Veränderungen reagieren.

Das angewandte Modell hat auch den Vorteil, daß es eine Glättung von recht unterschiedlichen Ergebnissen verschiedenster Müllanalysen ermöglicht. Die Vielzahl von Müllanalysen diverser Autoren in gleichen oder unterschiedlichen Regionen führt nämlich teilweise zu derart unterschiedlichen Ergebnissen, daß eine Begründung zu einzelnen Phänomenen oft nur schwer zu finden ist. Insgesamt sind die Ergebnisse von Müllanalysen stets mit Vorsicht zu genießen, und das gilt – gemäßigt durch die beschriebene „Glättung“ – auch für die im Modell enthaltenen, sich an den Müllanalysen orientierenden Zahlen.

Hierfür ein Beispiel: bei Müllanalysen wird das Analysegut händisch in die vorgegebenen Stoffgruppen aufgetrennt und die Einzelmengen verwogen. Verzerrungen, die durch den Kontakt der einzelnen Teile miteinander entstehen, werden in der Regel nicht korrigiert. Zum Beispiel findet in der Mischung ein Austausch von Feuchtigkeit statt, die Feuchtigkeit aufnehmende Teile schwerer, Feuchtigkeit abgebende Teile leichter macht. Auch Anhaftungen an den entnommenen Stücken führen zu teilweise erheblichen Verfälschungen. Von GALLENKEMPER/DOEDENS zum Beispiel wurde 1992 ermittelt, daß rund 1/3 des mittels Müllanalysen ermittelten Potentials bei den „Leichtstoffen“ (Summe aus Kunststoff-, Verbund- und Metallverpackungen) nicht wirklich existiert, sondern auf mitverwogene Anhaftungen und Restinhalte zurückzuführen ist.

Es existiert also sicher noch viel Forschungsbedarf, der von der hier vorliegenden Arbeit zwar angeregt, aber nicht abgedeckt werden kann. Das Modell arbeitet mit unkorrigierten Zahlen, weil keine besseren verfügbar sind. Für die Ergebnisse ist dies jedoch nicht so entscheidend, weil sich die Kalkulationen letztlich an der gelebten Praxis orientieren. Bei den „Leichtstoffen“ bedeutet dies, daß ein sich am allgemeinen Wissensstand orientierendes überhöhtes Ausgangspotential durch einen eigentlich zu tief gegriffenen Erfassungsgrad korrigiert wird.

Bei Betrachtung der Zahlen in Tabelle 7-3 ist zu beachten, daß hierin bereits ein später bei der Errechnung von Potentialen angewandtes Verfahren zu Berücksichtigung des Fremdenverkehrs eingeflossen ist. Diese findet nämlich über einen Aufschlag auf die Einwohnerzahl auf Bezirksebene statt. Hierbei werden nicht nur, wie sonst üblich, Einwohnergleichwerte durch Division der Nächtigungszahlen durch 365 ermittelt, sondern der so bestimmte Wert wird noch mit dem Faktor 1,5 multipliziert. Dieser Faktor trägt dem Phänomen Rechnung, daß sich der Fremdenverkehr stärker als über die reinen Einwohnergleichwerte auf das Potential auswirkt. Dieser derart modifizierte Wert wird im folgenden mit „Egw2“ bezeichnet. Verwendet wurden die Angaben zu den Nächtigungszahlen des Jahres 1996 (ÖSTAT, ISIS-Datenbank).

Die Mengenpotentiale werden in kg/Ew.a angenommen und beziehen sich auf die Summe der in einem Gebiet wohnhaften Bürger und der nach diesem Verfahren ermittelten Einwohnergleichwerte. In den einzelnen Siedlungstypen ergeben sich folgende Abfallpotentiale:

Tabelle 7-4: Spezifische Abfallpotentiale in den einzelnen Siedlungstypen (in kg je Egw2 a) (GUA & IFIP, 1998, unveröffentlicht).

	Typus 1		Typus 2		Typus 3		Typus 4		Typus 5	
	Großstadt		Stadt		gr.Ansiedlg.		Dorf		Streusdlg.	
	bereinigtes Potential in kg/Egw2.a.	Massenanteile	bereinigtes Potential in kg/Egw2.a.	Massenanteile	bereinigtes Potential in kg/Egw2.a.	Massenanteile	bereinigtes Potential in kg/Egw2.a.	Massenanteile	bereinigtes Potential in kg/Egw2.a.	Massenanteile
Papier/Pappe Verp.	30,0	7,6%	24,5	6,9%	15,9	5,5%	9,9	3,9%	8,3	3,4%
Papier/Pappe sonst.	70,0	17,7%	59,6	16,9%	44,1	15,4%	31,1	12,2%	26,8	10,9%
Verbundstoffe Verp.	11,0	2,8%	9,7	2,7%	7,8	2,7%	6,4	2,5%	6,0	2,4%
Verbundstoffe sperrig	13,4	3,4%	12,8	3,6%	12,6	4,4%	11,6	4,6%	11,0	4,5%
Verbundstoffe sonst.	15,0	3,8%	14,0	4,0%	12,8	4,5%	11,2	4,4%	10,5	4,3%
Textilien	9,0	2,3%	8,6	2,4%	8,1	2,8%	7,2	2,8%	6,8	2,8%
Holz sperrig	13,0	3,3%	12,5	3,5%	14,5	5,1%	11,7	4,6%	10,2	4,1%
Holz, Leder, Gummi	4,4	1,1%	4,2	1,2%	4,3	1,5%	3,7	1,5%	3,3	1,3%
Vegetabilien Küche	90,5	22,9%	80,0	22,7%	52,0	18,1%	57,6	22,6%	60,0	24,4%
Vegetabilien Garten	18,8	4,7%	16,1	4,6%	15,0	5,2%	10,5	4,1%	12,0	4,9%
Kunststoff Verp.	20,0	5,1%	17,8	5,0%	14,5	5,1%	12,0	4,7%	11,3	4,6%
Kunststoff sonst.	6,0	1,5%	5,5	1,5%	4,7	1,6%	4,0	1,6%	3,8	1,5%
Metalle Verp.	9,0	2,3%	8,3	2,4%	7,4	2,6%	6,4	2,5%	6,0	2,4%
Metalle sperrig	14,4	3,6%	14,3	4,1%	15,9	5,5%	15,8	6,2%	15,3	6,2%
Metalle sonst.	3,7	0,9%	3,6	1,0%	3,6	1,3%	3,4	1,3%	3,3	1,3%
Glas Verp.	40,0	10,1%	35,5	10,1%	29,0	10,1%	24,0	9,4%	22,5	9,2%
Glas sonst.	3,5	0,9%	3,2	0,9%	2,8	1,0%	2,4	0,9%	2,3	0,9%
Mineralische Stoffe	19,0	4,8%	18,6	5,3%	17,7	6,2%	21,6	8,5%	22,8	9,3%
Problemstoffe	4,8	1,2%	4,4	1,3%	4,2	1,5%	3,9	1,5%	3,8	1,5%
Stoffgruppe 20	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%
Stoffgruppe 21	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%
Stoffgruppe 22	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%
Stoffgruppe 23	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%
Stoffgruppe 24	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%
Stoffgruppe 25	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,0	0,0%
Summe	395		353		287		254		245	

7.5 Veränderung der Ausgangspotentiale durch Effekte bei der Einführung neuer Sammelschienen

Bei der Einführung neuer Sammelschienen kann es durch verschiedene Effekte zu Mengenveränderungen gegenüber den in voriger Tabelle genannten Ausgangspotentialen kommen. Hierfür einige Beispiele:

- Bei der Einführung oder Intensivierung einer Problemstoffsammlung werden Mengen aus Haushalten erfaßt, die zuvor andere Wege gegangen sind (Altspeisefette, die zuvor z. B. über die Kanalisation entsorgt wurden. Lösemittel, die zuvor ebenso entsorgt wurden oder verdunstet sind. Autobatterien, die zuvor über den Handel entsorgt wurden.)

- Bei der Einführung einer Altstoffsammlung werden Abfälle ungewollt angezogen oder bewußt mit einbezogen, die zuvor über die Gewerbemüllentsorgung liefen.
- Bei der Einführung der Biomüllsammlung werden Abfälle, die zuvor selbst kompostiert wurden, der Biotonne übergeben. Und umgekehrt kann es bei Haushalten, die sich nicht an die Biomüllsammlung anschließen durch die konkreten Umstände der Einführung der Biomüllsammlung (Nachweis einer Eigenkompostierung bei Nicht-Anschluß, Kontrollen des Restmülls, Öffentlichkeitsarbeit) zu einem Abfluß von Material kommen, das zuvor im Bereich der hier betrachteten kostenrelevanten Abfälle war.

Derartige Effekte können im Modell auf zweierlei Weise berücksichtigt werden:

- Das Ausgangspotential wird um die entsprechenden Beträge erhöht oder gesenkt. Dies ist der einfachere und im Normalfall ausreichende Weg.
- Im Modell besteht auch die Möglichkeit, nachträglich im Bereich der Kalkulationen zur Sammlung zu- oder abfließende Mengen zu berücksichtigen. Dies ist der kompliziertere Weg und sollte nur gewählt werden, wenn die mit diesen Materialflüssen verbundenen Effekte die Abfuhrkosten beeinflussen. Jedenfalls notwendig war dieser Weg bei der Gestaltung der Berechnungen zur Biomüllabfuhr, wo bei einem bezirksweise unterschiedlichen Anschlußgrad Liegenschaften mit Garten entweder über das Ausgangs-Normmaß hinausgehende Mengen (angeschlossene Haushalte) oder unterdurchschnittliche Mengen (nicht angeschlossene Haushalte) übergeben.

7.6 Festlegung der Erfassungsgrade

Um aus den Mengenpotentialen die getrennt gesammelten Altstoffmengen beziehungsweise die im Restmüll verbleibenden Mengen ermitteln zu können, ist ein Erfassungsgrad festzulegen. In der Praxis hängt dieser von vielen Einflußfaktoren ab, von denen die wichtigsten sind:

- Sammelsystem (Dichte des Sammelnetzes, verwendete Behältnisse etc.),
- Sammelmaterial (bei vergleichbaren Sammelsystemen ergeben sich bei verschiedenen Sammelmaterialien aus hier nicht weiter besprochenen Gründen oft deutlich unterschiedliche Erfassungsgrade),
- Siedlungsstruktur (die Landbevölkerung führt bei vergleichbaren Sammelsystemen die Trennung besser durch als die Stadtbevölkerung),
- Platzangebot und Kostenentwicklung in der Alternativschiene Restmüllabfuhr,
- Öffentlichkeitsarbeit,
- Betriebsdauer eines Sammelsystems (auch bei unverändertem Sammelsystem steigt der Erfassungsgrad im Laufe der Jahre weiter an),
- Bevölkerungscharakter (in Österreich gibt es ein West-Ost-Gefälle im Trennverhalten der Bürger).

Im Berechnungsprogramm werden die ersten drei Einflußfaktoren berücksichtigt. Der Erfassungsgrad ist also für jeden Altstoff, für jede in einem Bezirk verwirklichte Systemdichte und für jede Siedlungstype unterschiedlich.

Die Berechnung erfolgt auf folgende Weise:

Zunächst ist für jeden Altstoff eine „Leitstoffgruppe“ zu benennen. Bei Sammelsystemen, die für mehrere Stoffgruppen gedacht sind, ist es jene, die am leichtesten den Weg in den Altstoff findet und somit den besseren Erfassungsgrad aufweist. Bei der gemeinsamen Erfassung von Papier- und Karton in Form von Deinkingmaterial und Verpackungen ist es zum Beispiel das erstgenannte. Bei der gemein-

samen Erfassung von Kunststoffverpackungen und Verbunden ist es ebenfalls die erstgenannte Komponente. Mit der Bestimmung der Leitstoffgruppe ist somit festgelegt, auf welche Stoffgruppe sich der Erfassungsgrad bezieht. Der Erfassungsgrad der anderen Stoffgruppen wird später indirekt über die Zusammensetzung des Sammelmaterials festgelegt.

Für die jeweilige Leitstoffgruppe ist anschließend der maximale Erfassungsgrad einzugeben. Dieser liegt dann vor, wenn das Sammelsystem in der dichtestmöglichen Form, das ist das Holsystem, betrieben wird. Hierbei ist für jede Siedlungstype ein eigener Wert einzugeben, der das unterschiedliche Verhalten der ansässigen Bevölkerung und der mitangeschlossenen Kleingewerbebetriebe widerspiegelt.

Weiters ist für jede Sammelfraktion und jede Siedlungstype ein „Degressionskoeffizient“ einzugeben. Dieser zeigt auf, wie die Bevölkerung - ausgehend vom maximalen Erfassungsgrad beim Holsystem - auf eine Ausdünnung des Systems reagiert.

Der in das Rechenmodell letztlich eingegebene Zusammenhang zwischen der Dichte des Sammelsystems in den verschiedenen Siedlungstypen und dem Erfassungsgrad stellt zwar einen für Österreich im Schnitt plausiblen Verlauf dar, ist aber im Grunde noch zu wenig erforscht. Eine für die Studie “Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich” (GUA & IFIP, 1998) (unveröffentlicht) durchgeführte Analyse von Datenstöcken zu den verschiedenen Sammelfraktionen zeigt zum Beispiel beachtliche Streubreiten auf. Offensichtlich können all jene Einflüsse, die in einem derartigen Rechenmodell nicht wirklich berücksichtigbar sind, die aber auch in einem hohen Ausmaß als lokale, teilweise nicht logisch begründbare Phänomene zu bezeichnen sind, den konkreten Sammelmengen in einer Region entscheidende Impulse nach oben oder nach unten geben.

Für das Rechenmodell ist jedoch die Streubreite, die sich hinter einem summarischen Verhalten verbirgt, von geringerer Bedeutung. Wichtig ist vielmehr, daß die im Maßnahmenfall „Status quo“ eingegebenen Standplatzdichten und Sammelmengen die gegenwärtige Situation gut beschreiben und daß sich bei Veränderung des Sammelsystems die Mengen auf eine realistische Weise verändern. Die erwähnten Analysen der bestehenden Abfuhrsysteme mit ihren im Laufe der Jahre zunehmenden, bzw. von Region zu Region unterschiedlichen Standplatzdichten bringen eine bestmögliche Annäherung an die tatsächlichen Verhältnisse.

Anmerkung: In der Praxis verläuft die Systementwicklung derzeit in Richtung einer Verdichtung. Die Systeme werden dichter und die Koeffizienten sollten auf diese Abläufe abgestimmt sein. Bei noch kaum praktizierten Ausdünnungen ist zu vermuten, daß sich die Erfassungsquoten nicht nach demselben Verlauf verändern, wie bei einer zuvor erfolgten Verdichtung. Zu vermuten ist, daß die Mengen bei sinkender Standplatzdichte über den Werten zu liegen kommen, die zuvor bei steigender Standplatzdichte erreicht wurden, daß es also eine „Hysterese“ im Verhalten der Bürger gibt. Diese Umstände sind jedoch noch viel weniger bekannt als die ohnehin bereits viel zu wenig untersuchten Veränderungen bei einer Verdichtung von Sammelsystemen.

Für eine auf Effizienz getrimmte Abfallwirtschaft wäre es von größter Bedeutung, die maximal möglichen Erfassungsgrade in Abhängigkeit von den verschiedenen Einflußfaktoren zu kennen. Nur damit kann man Erfassungssysteme so gestalten, daß sie mit minimalen Kosten eine nach bestimmten Kriterien als sinnvoll ermittelte Sammelmenge erschließen. Wenn man zum Beispiel durch verstärkte Öffentlichkeitsarbeit die Nachteile eines dünneren Sammelsystems kompensieren kann, dann könnte sich dadurch ein anderes Kostenoptimum ergeben. Ähnliches könnte für gute Kenntnisse bezüglich der Auswirkungen eines hohen Benutzerkomforts von Sammeleinrichtungen (z. B. Sammelinseln an Durchzugsstraßen mit guten Zufahrtsmöglichkeiten) gelten. Wissenschaftliche Untersuchungen, bei denen der Einfluß einzelner Komponenten gezielt „herausgeschält“ wird, könnten wertvolle Informationen liefern.

Abbildung 7-5 verdeutlicht am Beispiel von Altpapier, welcher Art die im Rechenmodell verwendeten Zusammenhänge sind. Wie erwähnt werden dabei „nur“ die Parameter Sammelfraktion, Standplatzdichte und Siedlungstyp berücksichtigt.

Man erkennt, daß der Erfassungsgrad bei einem Holsystem in ländlichen Gebieten deutlich besser zugrunde gelegt wird als in städtischen Gebieten und daß bei einer Reduktion der Standplatzdichte der Erfassungsgrad in der Stadt zusätzlich stärker sinkt als am Land.

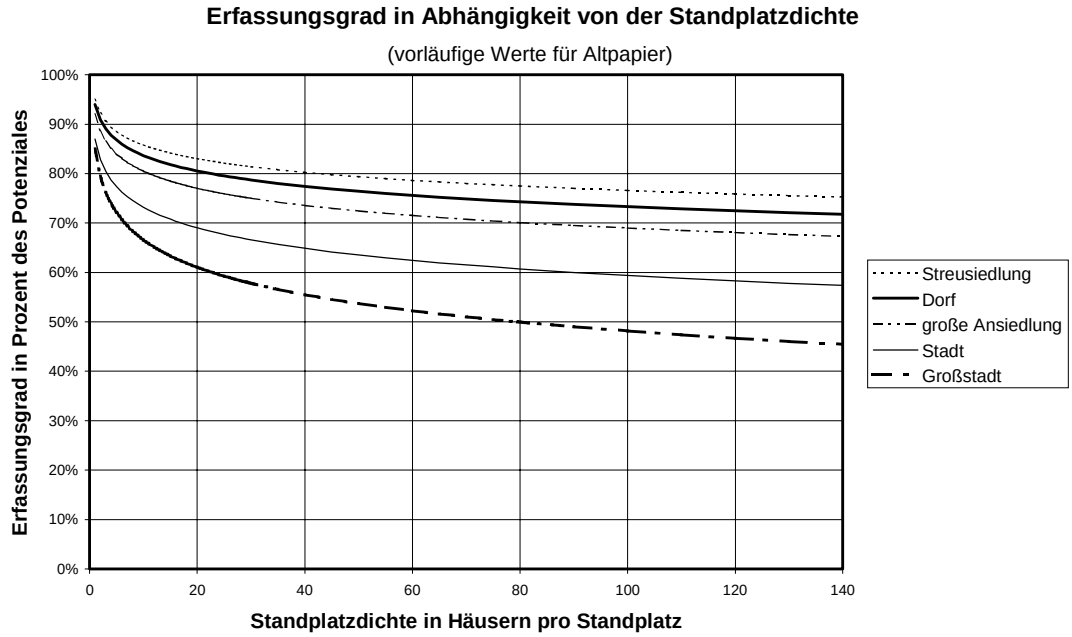


Abbildung 7-5: Erfassungsgrad von Altpapier (Bezugsgröße: „Papier/Pappe sonst.“) in Abhängigkeit von der Standplatzdichte

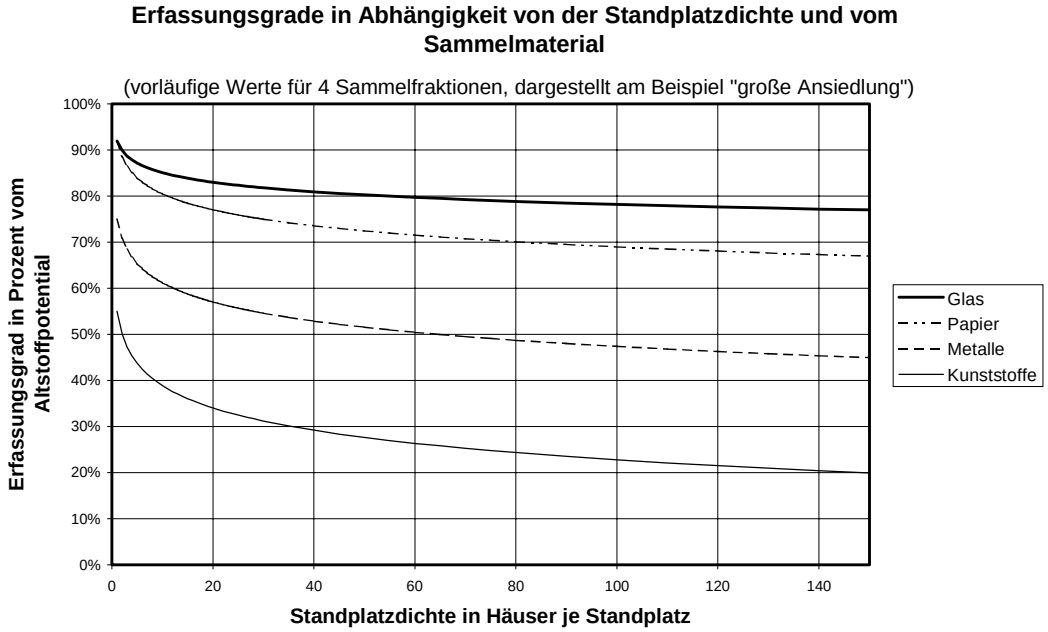


Abbildung 7-6: Erfassungsgrad von verschiedenen Altstoffen in der „großen Ansiedlung“ in Abhängigkeit von der Standplatzdichte

Abbildung 7-6 zeigt, hier nur die großstädtische Siedlungsstruktur herausgreifend, daß die Maximalwerte und der weitere Verlauf der Erfassungsgrade für verschiedene Altstoffe mit deutlichen Unterschieden berücksichtigt werden.

7.7Zusammensetzung der Sammelmaterialien

Erfassungsschienen sprechen nicht nur die Leitstoffgruppe und andere dem Bürger als „erwünscht“ dargestellte Stoffgruppen an, es werden auch unterschiedliche Anteile an Materialien gesammelt, die in der Regel bei der jeweiligen Fraktion als Störstoff einzustufen sind und zumeist anschließend auch auszusortieren sind.

Eine Definition der Zusammensetzung der Sammelmaterialien ist wichtig um

- den Erfassungsgrad der neben der Leitstoffgruppe im System miterfaßten Stoffgruppen zu beschreiben,
- die ungewollten Abschöpfungsvorgänge in anderen Stoffgruppen zu erfassen,
- die Inputqualität für die nachfolgenden Bearbeitungsschritte definieren zu können,
- Stoffdaten für die Berechnung des Sammelaufwandes zu ermitteln.

In das Berechnungsprogramm sind für jede Sammelfraktion Zusammensetzungen in Masseprozenten einzugeben. Die Einzelkomponenten der Sammelfraktionen sind nach denselben Stoffgruppen untergliedert wie das Gesamtpotential der Abfälle aus Haushalten. Bei der Eingabe sind für die wichtigsten Stoffgruppen einer Sammelfraktion die Werte direkt einzugeben (beim Altpapier zum Beispiel für „Papier/Pappe Verpackung“ und für „Papier/Pappe sonst.“), während für die Verunreinigungen die summarische Eingabe eines Prozentsatzes genügt. Vom Programm wird dieser Prozentsatz in Anlehnung an die relative Bedeutung der Stoffgruppen im gesamten Hausabfall auf alle anderen Stoffgruppen aufgeteilt.

Im Normalfall wird man, ohne große Fehler dabei zu begehen, die Zusammensetzung des Sammelmaterials in allen Siedlungstypen gleich ansetzen können. Weil dies aber zumindest bei einer Sammelfraktion, dem Altpapier, zu unzulässigen Ungenauigkeiten führen würde, wurde es ermöglicht, bei insgesamt vier Sammelfraktion auch in jeder Siedlungstype eine eigene Zusammensetzung der Sammelfraktion einzugeben. Dies ist zum Beispiel beim Altpapier notwendig, bei dem in städtischen Gebieten ein deutlich höherer Verpackungsanteil gesammelt wird.

Im Rechenprogramm wird eine Kontrolle durchgeführt, ob die eingegebenen Zusammensetzungen nicht zu einem Widerspruch bezüglich der festgelegten Leitfraktion führen. Wenn man nämlich eine Zusammensetzung der Sammelfraktion eingibt, bei der sich ergibt, daß eine andere Stoffgruppe (im Sammelsystem erwünscht oder unerwünscht) einen höheren Erfassungsgrad hat als die Leitstoffgruppe, dann erfolgt eine Fehlermeldung.

7.8 Festlegung der Dichten

Zur Ermittlung des Sammelaufwands sind Angaben zu den Dichten der bewegten Materialien notwendig. Und zwar in mehrfacher Hinsicht:

- Die Dichte der Materialien, wenn sie sich in einem Behälter eines Altstoffsystems befinden.
- Die Dichte der Materialien, wenn sie sich als Restmüllmischung im Restmüllbehälter befinden. Mit dieser Unterscheidung wird berücksichtigt, daß es in der Regel bei der Entmischung im Zusammenhang mit der getrennten Sammlung zu einem Ansteigen des Gesamtvolumens kommt. Verantwortlich hierfür sind einerseits die Verdichtbarkeit von Stoffgruppen (z. B. wird eine Folie durch Restmüll zusammengedrückt), andererseits die Abnahme des Anteils an Hohlräumen wenn man nicht eine Monofraktion sondern eine bunte Mischung sammelt (z. B. fallen in eine Dose klein-

stückige Anteile des Restmülls, wenn nicht getrennt wird). Zu berücksichtigen ist aber auch, daß gerade beim Restmüll die Benutzergewohnheiten einen starken Einfluß auf die Dichte ausüben. Bei der Entsorgung von Einfamilienhäusern etwa wird das Kostenbewußtsein des angeschlossenen Einzelhaushaltes zu ganz anderen Dichten führen, als bei anonymer Behälternutzung im Bereich von Wohnblöcken. Auch das traditionell am Lande viel knapper bemessene spezifische Behältervolumen hat entscheidenden Einfluß. Im Modell wird dies bei der Restmüllsammlung berücksichtigt, sodaß entsprechend üblicher Abfuhrpraktiken letztlich in der „Streusiedlung“ mit rund dem doppelten Raumgewicht wie in der „Großstadt“ entsorgt wird.

- Die Dichte eines Materials, wenn es im Rahmen einer Altstoffsammlung in einem Sammelfahrzeug mittels Verdichtungseinrichtung zusammengedrückt wird.
- Die Dichte der Materialien, wenn sie als Restmüll bei der Abfuhr in einem ebensolchen Sammelfahrzeug abtransportiert werden .

Die Datenlage dazu ist in vielen Bereichen als eher dürftig zu bezeichnen. Für die vorliegende Anwendung, bei der auf der Sammelseite keine Veränderungen angenommen wurden, ist eine realitätsnahe Abbildung der bestehenden Verhältnisse wichtig. Bei der hier nicht gefragten Modellierung unterschiedlicher Sammelszenarien wäre von Bedeutung, den Volumsbedarf jener Mengen realistisch abzubilden, die zwischen Restmüll und Altstoff verschoben werden. Daß hierbei auch die Frage wichtig ist, ob eine Sammlung intensiviert oder zurückgenommen wird, zeigt das Beispiel „Papier/Pappe sonst.“: Dichtebestimmungen dieser Fraktion im Altstoff brachten Werte, die rund doppelt so hoch sind, wie jene Werte, die für diesbezügliche Restmüllanteile ermittelt wurden (und das noch ohne Korrektur des Feuchteübergangs innerhalb des Restmülls).

Tabelle 7-5: Dichte der Stoffgruppen (GUA & IFIP, 1998, unveröffentlicht).

	Dichte lose als Reinfraktion bzw. im Altstoff	Dichte im Sammel-KFZ als Reinfraktion bzw. im Altstoff
Papier/Pappe Verp.	30	250
Papier/Pappe sonst.	200	500
Verbundstoffe Verp.	25	180
Verbundstoffe sperrig	150	300
Verbundstoffe sonst.	150	300
Textilien	140	200
Holz sperrig	150	300
Holz, Leder, Gummi	150	250
Vegetabilien Küche	420	600
Vegetabilien Garten	200	400
Kunststoff Verp.	23	150
Kunststoff sonst.	40	230
Metalle Verp.	50	120
Metalle sperrig	150	200
Metalle sonst.	150	300
Glas Verp.	280	330
Glas sonst.	400	330
Mineralische Stoffe	500	700
Problemstoffe	440	500

7.9Definition von Sammelsystemen

Zu jeder Sammelfraktion sind Standard-Sammelsysteme zu definieren auf die bei den anschließenden Berechnungen auf der Bezirksebene zurückgegriffen wird. Es ist dabei nicht notwendig, sich auf ein Sammelsystem zu fixieren, vielmehr können für jede der 5 Siedlungstypen jeweils 5 unterschiedliche Sammelsysteme, insgesamt also 25 Sammelsysteme eingegeben werden. Die Sammelsysteme sind durch die Eingabe von Kürzeln und Kennziffern so weit zu beschreiben, daß eine für die Berechnungen ausreichende Spezifikation vorliegt.

7.10 Berechnungsfaktoren zur Ermittlung des Sammelaufwands

7.10.1 Allgemeine Sammelfaktoren

Zu jeder Sammelfraktion sind unter anderem einzugeben

- Umgangssprachliche Bezeichnung der Sammelschiene (z. B. „Papier“, „Leichtverpackungen“),
- Nummer der Leitstoffgruppe,
- durchschnittlicher Füllgrad im Behälter,
- durchschnittlicher Füllgrad im Sammelfahrzeug.
- Kennzahl für die Dichte des Netzes an Entleerpunkten, die ein volles Sammelfahrzeug ansteuern muß. Diese soll den Aufwand widerspiegeln, den die Sammelfahrzeuge für die Entleerung eines Fahrzeuges haben. Der Ausgangswert von 100 % soll einem Aufwand entsprechen, der sich bei der derzeitigen Dichte an Entleermöglichkeiten für Restmüll in Form von Deponien, Müllverbrennungsanlagen und Umladestationen ergibt. Ein Wert von 120% würde bedeuten, daß der Entleeraufwand um 20% über diesem Vergleichswert liegt, ein Wert von 80%, daß er 20% darunter liegt.
- Anzahl der gemeinsam gesammelten Teilfraktionen. Diese Option ist für eine Berücksichtigung der Besonderheiten bei der Glassammlung gedacht, bei der Weiß- und Grünglas separat erfaßt (erhöhter Behälterbedarf), aber gemeinsam abgeführt werden (Zwischenfahrtstrecken für beide Fraktionen gemeinsam).

7.10.2 Konkrete Sammelsysteme

Hier gibt es unter anderem folgende Eingabemöglichkeiten/Eingabeerfordernisse

- „H“ für Behälterholsysteme (Sack oder Tonne)
- „L“ für Holsysteme mit loser Bereitstellung (nur für sperriges Material)
- „B“ für Bringsysteme (Depotcontainersysteme)
- „R“ für die Erfassung über Recyclinghöfe
- „M“ für die Erfassung über mobile Sammelstationen.

Folgende Detailangaben zu den Sammelsystemen sind notwendig:

Bei Behälterholsystemen

- Die Angabe eines Anschlußgrades. Wenn alle Gebäude angeschlossen sind (wie z. B. bei der Papiersammlung üblich), dann wäre hier 100% einzutragen; wenn nur ein Teil der Haushalte angeschlossen ist (wie üblicherweise bei der Biomüllsammlung), ein entsprechend niedrigerer Prozentsatz.

- eine Kennung für das verwendete Behältersystem
  - „T“ für Tonnensysteme
  - „S“ für Sacksysteme

Bei Holsystemen mit loser Bereitstellung

- Anzahl der Abholungen pro Jahr,
- Abfuhrart („P“ für Abfuhr mittels Preßmüllfahrzeug, „L“ für Abfuhr mittels LKW mit Ladebordwand).

Bei Bringsystemen

- Eine Zahl x beschreibt die Dichte des Standplatznetzes. So bedeutet die Zahl 10, daß auf einen Standplatz 10 Gebäude kommen. Je niedriger die Zahl ist, um so dichter ist das System. Bei der Zahl 1 wäre das Holsystem erreicht, in diesem Fall ist jedoch auf die Kennung „H“ überzuwechseln.

Bei Erfassung über mobile Sammelstationen

- Anzahl der Bereitstellungen pro Jahr.
- Dauer einer Bereitstellung.

Bei Erfassung über Recyclinghöfe

- Anzahl der Anlieferungen eines Durchschnittsbürgers pro Jahr.

7.10.3 Faktoren für Kosten und Ressourcenverbrauch bei der Sammlung

Für die Berechnungen zur Sammlung sind verschiedene Basiszahlen notwendig, die - je nach Sammelsystem und Sammelmenge - verschieden stark zu tragen kommen. Es handelt sich hierbei um Basiszahlen mit einer für die späteren Betrachtungen notwendigen Untergliederung. Diese werden während der Berechnungen mit geeigneten Multiplikatoren verknüpft, um letztlich die gewünschten Zahlen zu liefern.

Dazu ein Beispiel:

> Für die Berechnung der Kosten einer Sammlung mittels eines Preßmüllfahrzeugs ist die Ausgangszahl die Kostenbelastung eines Fahrzeuges pro geleisteter Einsatzstunde. Für spätere Analysen wird diese Kostenbelastung in die früher beschriebenen Bereiche untergliedert.
>
> Diese Kostenbelastungen liegen zunächst in ATS/h vor. Bei den Berechnungen zum Sammelaufwand wird zunächst ein Wert für den Zeitaufwand je gesammelter Tonne ermittelt (=Multiplikator 1). In weitere Folge wird noch mit den Tonnen pro Jahr multipliziert (=Multiplikator 2), wodurch letztlich die gesamten Kostenbelastungen des Sammelfahrzeugs in Schilling pro Jahr (untergliedert in die verschiedene Teilbereiche) vorliegen. Ähnlich sind die Berechnungsabläufe für die anderen Kostenbelastungen und den Treibstoffverbrauch.

Bei den Kalkulationen zu Recyclinghöfen und mobilen Sammelstationen werden Modellkalkulationen zu den hierfür notwendigen Gerätschaften und Mannschaften erstellt und nach sinnvollen Schlüsseln auf Berechnungsfaktoren aufgeteilt, die dann in der soeben beschriebenen Weise bei den Kalkulationen verwendet werden. Für Recyclinghöfe zum Beispiel werden zwei Musterkalkulationen erstellt und zwar je eine, die für eher städtische und für eher ländliche Rahmenbedingungen typisch ist. Anschließend werden die Kosten auf zwei Blöcke aufgeteilt, wobei der erste als eine von der umgeschlagenen Menge unabhängige Kostenbelastung darstellen soll (Bereithaltung der Infrastruktur), der zweite den mit der konkreten Übernahme verbundenen Aufwand repräsentieren soll. Letztlich werden diese zwei Kostenblöcke auf eine für Recyclinghöfe typische Anzahl an erfaßten Abfallfraktionen aufgeteilt.

Bei der Erfassung über Recyclinghöfe und den daraus abgeleiteten Kosten ist folgendes zu beachten: Kosten für Recyclinghöfe werden dann aktiviert, wenn diese Erfassungsschiene in einzelnen Bezirken als Hauptmethode eingegeben wird. In diesem Fall wird auf Basis der Siedlungsstrukturen eine von zwei Recyclinghoftypen zugewiesen. Die Aktivierung der Erfassungsmethode „Recyclinghof“ in einer Region bringt dann jene Kostenteile in die Ermittlung der Gesamtkosten mit ein, die sich für eine Fraktion auf Basis der zuvor beschriebenen Vorgangsweise ergeben. In Fällen, wo Recyclinghöfe quasi als „Zugabe“ zu einer Haupterfassungsmethode bestehen, werden keine Kosten aktiviert. Hier errechnet das Modell jene Kosten, die erwachsen wären, wenn die über Recyclinghöfe erfaßte Menge zusätzlich über die Hauptschiene gelaufen wäre. Die Kalkulation spiegelt somit ein idealisiertes Modell wider, bei der derartige Parallelitäten vermieden werden. Und es beinhaltet nicht alle Kosten, die in der gelebten Praxis durch die häufig nur als Ergänzung, teilweise auch als Service für das Kleingewerbe zu sehenden Recyclinghöfe entstehen. Dies gilt auch für den Treibstoffverbrauch, der bei der Anlieferung durch Pkws entsteht.

Bezüglich der Ressourcenverbräuche werden die stündlichen Kraftstoffverbräuche der eingesetzten Fahrzeuge und die notwendigen Einsatzstunden miteinander kombiniert. In diesem Bereich wurde auch eine Ausnahme bezüglich der sonst nicht berücksichtigten privaten Aufwendungen gemacht: weil z. B. Recyclinghöfe einen nicht unwesentlichen Teil des Erfassungsaufwandes dem Bürger überlassen und von einer Anlieferung an einem (im Verhältnis zu Behälter-Bringsystemen) dünnen Stützpunktsystem ausgehen, würde diese Erfassungsart bei Vernachlässigung des privaten Treibstoffverbrauch – entgegen der Realität - ungleich günstiger scheinen als z. B. ein Holsystem.

Auch bei mobilen Sammelstationen wird ein im Bereich der Privat-PKW anfallender Treibstoffverbrauch mitberücksichtigt: Die sehr begrenzten Öffnungszeiten und großen Einzugsgebiete führen in der Praxis dazu, daß ein hoher Prozentsatz der Anlieferer (anders als bei herkömmlichen Bringsystemen mit ortsfesten Behältern) hierfür eigene Fahrten oder Verlängerungen von sonst anders gestalteten Fahrten vornimmt.

Aus diesen Gründen können bei der Erfassung über Recyclinghöfe und mobile Sammelstationen auch die privaten Treibstoffverbräuche mitberücksichtigt werden. Dies erfolgt durch Eingabe der pro Anlieferung insgesamt notwendigen (zusätzlichen) Betriebsdauer eines Privatfahrzeuges (Hin- und Rückfahrt). In der Ausgangsversion werden diesbezüglich eher moderat festgelegte Werte von 6 Minuten pro Anlieferung an einem Recyclinghof, und 4 Minuten pro Anlieferung bei einer mobilen Sammelstation verwendet. Aktiviert wird ein diesbezüglicher Treibstoffverbrauch wie zuvor beschrieben, wenn eine Region einer dieser Haupterfassungsschienen zugewiesen wird.

7.11 Basis für die Berechnung der Behälterkosten

Im Bereich der von den Sammelkosten getrennt ausgeworfenen Behälterkosten werden ausschließlich die Kosten jener Behälter mitberücksichtigt, die bei Hol- oder Depotcontainer-Bringsystemen verwendet werden. Behälter, die auf Recyclinghöfen oder in mobilen Sammelstationen eingesetzt werden, sind bei den Kosten zur dazugehörigen Infrastruktur berücksichtigt und sind damit letztlich in den Sammel- (=Abfuhr-) kosten inkludiert.

Die Kalkulationen zu den Behälterkosten bauen (außer bei den Textilien) ausschließlich auf der Verwendung von Behältern aus Kunststoff auf. Zwar gibt es in der Praxis auch (die teureren) Metallbehälter, ihre Stückzahl ist jedoch in der Minderheit und auch die allgemeine Entwicklung geht mehr in Richtung Kunststoffbehälter. Auch sind die Behälterkosten von eher untergeordneter Bedeutung, sodaß die durch den Einheits-Werkstoff verursachten Verzerrungen praktisch nicht ins Gewicht fallen.

Bei den Behälterkosten werden neben den reinen Anschaffungskosten auch jene für das Verteilen der Behälter und für Wartung und Reparatur berücksichtigt.

7.12 Zuordnung der Bezirke zu Sammelsystemen

An dieser Stelle der Berechnungen stehen zwei Alternativen zur Verfügung

1) In jedem Bezirk wird auf die gleichen fünf Standardsysteme in den fünf Siedlungstypen zurückgegriffen.

2) Auf Bezirksebene kann entschieden werden, ob auf die Standardsysteme zurückgegriffen wird, oder ob ein anderes der vorgefertigten Systeme verwendet wird.

Die Eingabe von zu verwendenden Sammelsystemen erfolgt durch Verwendung von Kürzeln. Diese Kürzel enthalten die wichtigsten bei der Berechnung der Sammelsysteme eingegebenen Angaben und werden in der zu verwendenden Form bereits vorgeschlagen. So bedeutet zum Beispiel das Kürzel „B10“ ein Bringsystem mit 10 Gebäuden je Behälterstandplatz. Oder „H/S“ bedeutet ein Holsystem mit Säcken als Behälter. Es erfolgt auch eine Kontrolle, ob das eingegeben Kürzel tatsächlich den Zugriff auf ein zuvor eingegebenes System ermöglicht. Durch die Variation des Erfassungssystems auf der Ebene der Bezirke und weiter (innerhalb jedes Bezirkes) auf der Ebene des Siedlungstyps kann eine vielfältige Erfassungspraxis simuliert werden, die sich der gelebten Praxis gut annähern kann.

7.13 Ermittlung der Kosten und der Ressourcenverbräuche

Nach der Eingabe der Angaben zum Sammelsystem liegen für sämtliche Bezirke Österreichs und für alle Sammelfraktionen Systembeschreibungen vor, die bezirks- und fraktionsweise für jede der fünf Siedlungstypen unterschiedlich sein können. Auf Basis der Eingaben sucht das Modell in den bereitgestellten Kalkulationen nach den zugehörigen Daten bezüglich

- erfaßter Mengen,
- Abfuhr- und Behälterkosten,
- Treibstoffverbrauch.

Die Kennwerte werden auf die betroffenen Einwohner bezogen und anschließend bezirksweise addiert.

Eine Besonderheit ergibt sich bezüglich des Restmülls: Die diesbezügliche Menge liegt ja erst nach den Berechnungen zu den anderen Sammelfraktionen fest. Im Modell werden bezirksweise die dem Original-Potential bei den jeweils dort festgelegten Sammelmethoden entzogenen Mengen berechnet und die Auswirkungen auf die für die Sammelkosten wichtige Dichte des Restmülls ermittelt. Erst mit diesen Daten werden die Berechnungen für die Abfuhrkosten, Behälterkosten und Treibstoffverbräuche durchgeführt.

7.14 Übergabe der Ergebnisse

In einer gemeinsamen Datei (<SF1ZUS>) werden die für nachfolgende Berechnungen wichtigen Ergebnisse und die bei den Berechnungen zur Sammlung verwendeten Basisdaten übergeben:

- Jeweils auf Bezirks- und Fraktionsebene:
  - die Sammelmengen in t/a,
  - die Sammelkosten in ATS/a (untergliedert nach den im 5 dargestellten Teilbereichen),
  - die Behälterkosten in ATS/a (mit derselben Untergliederung),
  - die Treibstoffverbräuche in l/a (untergliedert nach solchen der Sammelfahrzeuge und solchen von Privat-PKW).

- Weiters auf Fraktionsebene:

  die Zusammensetzungen der Sammelfraktionen in Masse-%.

8 SUBSYSTEME SORTIERUNG, VERWERTUNG UND BEHANDLUNG

Bei der Beschreibung der Systemstruktur in Abschnitt 4.1 wurde bereits ein Überblick über alle systemrelevanten Prozesse gegeben. Für diese Prozesse wurden größtenteils mehrere Anlagengrößen kalkuliert

Tabelle 8-1: Die Prozesse des Gesamtsystems

Subsystem Sortierung			
1.	Sortierung Papier	Anlagenkapazität in t/a	25.000
2.	Sortierung Leichtverpackungen	Anlagenkapazität in m^3/a	150.000
3.	Sortierung Leichtverpackungen	Anlagenkapazität in m^3/a	300.000
4.	Sortierung Metallverpackungen	Anlagenkapazität in m^3/a	150.000
5.	Sortierung Metallverpackungen	Anlagenkapazität in m^3/a	300.000
6.	Sortierung Sperrmüll	Anlagenkapazität in m^3/a	150.000
7.	Sortierung Sperrmüll	Anlagenkapazität in m^3/a	300.000
8.	Sortierung Glas	Anlagenkapazität in t/a	150.000
9.	Sortierung Textilien	Anlagenkapazität in t/a	3.000
Subsystem Verwertung			
10.	Stoffliche Verwertung Papier	Anlagenkapazität in t/a	370.000
11.	Landwirtschaftliche Kompostierung	Anlagenkapazität in t/a	5.000
12.	Landwirtschaftliche Kompostierung	Anlagenkapazität in t/a	10.000
13.	Landwirtschaftliche Kompostierung	Anlagenkapazität in t/a	20.000
14.	Low-Tech Kompostierung	Anlagenkapazität in t/a	5.000
15.	Low-Tech Kompostierung	Anlagenkapazität in t/a	10.000
16.	High-Tech Kompostierung	Anlagenkapazität in t/a	20.000
17.	Anaerobes Verfahren	Anlagenkapazität in t/a	15.000
18.	Anaerobes Verfahren	Anlagenkapazität in t/a	40.000
19.	Stoffliche Verwertung Kunststoffe	Anlagenkapazität in t/a	5.400
20.	Stoffliche Verwertung NE-Metalle	Anlagenkapazität in t/a	34.400
21.	Stoffliche Verwertung Fe-Metalle	Anlagenkapazität in t/a	337.500
22.	Verwertung Glas	Anlagenkapazität in t/a	56.700
Behandlung: Mechanisch-biologische Behandlung (MBA)			
23.	Mechanische Stufe der MBA	Anlagenkapazität in t/a	80.000
24.	Biologische Stufe der MBA	Anlagenkapazität in t/a	48.000

Behandlung: Thermische Verfahren

25. Wirbelschicht Klärschlamm	Anlagenkapazität in MW	60
26. Zementdrehrohr	Anlagenkapazität in t/a	24.000
27. Wirbelschicht	Anlagenkapazität in MW	60
28. Rostfeuerung ohne integr. Nachbeh.	Anlagenkapazität in t/a	60.000
29. Rostfeuerung ohne integr. Nachbeh.	Anlagenkapazität in t/a	150.000
30. Rostfeuerung ohne integr. Nachbeh.	Anlagenkapazität in t/a	300.000
31. Rostfeuerung mit Zementverfestigung	Anlagenkapazität in t/a	60.000
32. Rostfeuerung mit Zementverfestigung	Anlagenkapazität in t/a	150.000
33. Rostfeuerung mit Zementverfestigung	Anlagenkapazität in t/a	300.000
34. RCP-Verfahren	Anlagenkapazität in t/a	67.500
35. RCP-Verfahren	Anlagenkapazität in t/a	150.000
36. RCP-Verfahren	Anlagenkapazität in t/a	300.000

Subsystem Deponierung

37. Baurestmassendeponie	Anlagenkapazität in t	100.000
38. Massenabfalldeponie	Anlagenkapazität in t	100.000
39. Reststoffdeponie	Anlagenkapazität in t	100.000
40. Restmüll- bzw. Reaktordeponie	Anlagenkapazität in t	100.000
41. Klärschlammmonodeponie	Anlagenkapazität in t	100.000
42. Untertagedeponie (UTD)		

Die folgende Beschreibung der zugrunde gelegten Prozesse dient insbesondere der Nachvollziehbarkeit der Datenerhebung. In vielen Fällen wird jedoch zugunsten der Lesbarkeit und Kürze auf eine zu ausführliche Diskussionen der Teilaspekte verzichtet. Die Ausführungen spiegeln auch die unterschiedliche Bearbeitungstiefe der Prozesse wider. Grundsätzlich stammen die verbalen Prozeßbeschreibungen aus der Studie “Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich” (GUA & IFIP, 1998) (unveröffentlicht). Da es sich hierbei jedoch um eine für das BMU erstellte unveröffentlichte Studie handelt, wurde von einer alleinigen Zitierung dieser Literaturquelle Abstand genommen und viele Textbausteine übernommen. Aktualisiert wurden die im Modell verwendeten Prozeßdaten und –parameter, die sich seit 1998 teilweise doch erheblich geändert haben sowie die Güter- und Stofftransferkoeffizienten. Die den Prozessen zugrundeliegenden Daten sind in der Datensammlung enthalten.

Die Reihenfolge der Abhandlung entspricht der Anordnung in der Prozeßmappe, vgl. die Beschreibung des Rechenmodells in Abschnitt 4.6.3) und ist entsprechend den Subsystemen gegliedert in Sortierung, Verwertung und Behandlung. Die Prozesse der Deponierung werden in Abschnitt 6 beschrieben.

8.1Sortierung

8.1.1 Sortierung von Papier

Ausgangssituation

Das Altpapier aus der Haushaltssammlung wird zum Teil einer Sortierung unterzogen. Es geht dabei vor allem um die Abtrennung von Verpackungen aus Papier und Karton sowie um das Aussortieren von Störstoffen wie Kunststoffe, Glas, Metalle, Textilien etc. Übrig bleibt das höherwertige Altpapier (Zeitungen, Magazine, Druck- und Schreibpapier), das für die Verwendung im Deinking-Prozeß geeignet ist ("Deinking-Fraktion"). Die aussortierten Verpackungen ("gemischte Fraktion") werden gemeinsam mit dem unsortierten Altpapier aus Haushalten verwertet.

Die Sortierung von Altpapier geschieht derzeit durch Altpapierhändler (z. B. Bunzl & Biach in Wien und Linz), durch Entsorger oder in der Papierfabrik selbst (Steyrermühl und Norske Skog).

Anlagentechnik und Input

Die Anlage besteht aus Inputlager, Aufgabeeinheit (inkl. Radlader), mechanischer Vorsortierung, Förderband mit manueller Sortierung, Presse und ACTS Containern. Die Gesamtkapazität beträgt 25.000 t/a, die Grundstücksgröße 7.000 m^2 und die Hallengröße 1.600 m^2.

In der mechanischen Stufe werden ca. 20 % des Inputstroms abgetrennt (überwiegend Verpackungen). Der dazu verwendete Rollenrost besteht aus 12 Wellen, deren Scheiben teilweise elliptisch und teilweise polygonal ausgeführt sind. Die Handsortierung sorgt für die Abtrennung der Fremdstoffe sowie weiterer Verpackungen, in Summe ca. 10% des Inputstroms.

Güterflüsse

Nach Angaben der ARO werden ziemlich genau 50% des Altpapiers aus der Haushaltssammlung sortiert, und zwar wiederum gut die Hälfte davon über die PAREC (Papier-Recycling Handelsgesellschaft m.b.H.) und der Rest durch eine Vielzahl von Entsorgern. In der PAREC sind die Sortierkapazitäten der Papierfabriken in Steyrermühl und Bruck (Norske Skog) und von Bunzl & Biach (Wien und Linz) zusammengefaßt.

Die PAREC schätzt den aussortierten Restmüll auf etwa 1 % der Inputmenge. Weiters verbleiben etwa 70 % des Inputs für das Deinking, der Rest ist die ebenfalls aussortierte gemischte Fraktion (vor allem Verpackungen).

Aus der Altpapiermenge, die im vorliegenden Modell aus dem entsprechenden Sammelprozeß übernommen wird (ca. 439.000 t/a), und den genannten Werten ergeben sich für den Input der Sortierung etwa 218.000 t/a und für den Output 152.000 t/a Deinking-Fraktion, 63.000 t/a gemischte Fraktion und 2.100 t/a Restmüll.

Um auch für die einzelnen Stoffgruppen Transferkoeffizienten angeben zu können, werden folgende Annahmen getroffen:

- Der Restanteil von Verpackungen in der Deinking-Fraktion wird auf 1,5 % geschätzt[15].
- Gut erkennbare Reststoffe (Sortiertiefe = 70 %) gelangen entweder überwiegend in den Restmüll (Glas, Kunststoff, Metalle, Textilien; zu 70 % in den Restmüll und zu 30 % in die gemischte Frak-

[15] 1 % Restanteil wird angestrebt, aber oft überschritten.

tion) oder tendenziell zur gemischten Fraktion (Verbundstoffe; zu 40 % in den Restmüll und zu 60 % in die gemischte Fraktion).

- Schlecht erkennbare Stoffgruppen wie Holz, Leder, Gummi und Vegetabilien Küche werden nur zu 20 % aussortiert und dem Restmüll zugeordnet. Für die mineralische Fraktion wird eine Gleichverteilung in den Outputflüssen angenommen.
- Schließlich wird angenommen, daß 0,5 % des Inputs an Papierverpackungen (besonders verschmutzte Verpackungen) ebenfalls in den Restmüll gelangen.

Mit diesen grob geschätzten Verteilungen für die einzelnen Stoffgruppen ergibt sich in Summe wiederum eine aussortierte Restmüllmenge von 1 % des Inputs. Die Deinking-Fraktion beinhaltet nach der Sortierung noch 1,5 % an papierfremden Stoffen und Verbundstoffen, bei der gemischten Fraktion beträgt dieser Wert 2,3 %.

Im vorliegenden Modell werden grundsätzlich alle Abfälle, die in den österreichischen Haushalten anfallen, auch im Inland behandelt bzw. verwertet. Im Bereich des Altpapiers aus Haushalten dürfte es nach Auskunft der ARO und der PAREC aber auch in der tatsächlichen Praxis keinen nennenswerten Export geben.

Energie

Neben dem Dieselverbrauch des Radladers ist die elektrische Energie für Förderband (ca. 4 kW) und Presse (60 kW; 2 h pro Tag) zu berücksichtigen.

Quellenangaben

- "Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich" (GUA & IFIP, 1998), unveröffentlicht.

8.1.2 Sortierung Leichtverpackungen

Ausgangssituation

Im Jahr 1997 fielen ca. 90.000 t an Leichtverpackungen aus dem Haushaltsbereich an. Aus der Haushaltsware werden die Fraktionen für die stoffliche Verwertung sowie ein Sortierabfall abgetrennt.

Input und Anlagengröße

Die Sortierung erfolgt derzeit in einer Vielzahl vorwiegend kleiner Anlagen, die sich aus ökonomischen Gründen nicht zur Kalkulation der gegenständlichen Modellanlagen eignen.

Der gängigen Praxis entsprechend werden flexible Anlagen konzipiert, die zur Sortierung von Leichtverpackungen, Metallverpackungen und Sperrmüll geeignet sind. Für derartige Anlagen kann von einer vollständigen Auslastung ausgegangen werden. Der limitierende Faktor einer Sortieranlage, die derart verschiedenartige Inputs bearbeitet, ist das Volumen. Es wurden deshalb zwei Anlagengrößen mit 150.000 m^3 /a bzw. 300.000 m^3/a konzipiert.

Anlagenbeschreibung

Die anliefernden Fahrzeuge passieren die Eingangskontrolle und Verwiegung und laden in einem Flachbunker ab. Die Haushaltsware wird per Radlader vom Flachbunker aufgenommen und entweder direkt auf das Aufgabeband gegeben oder einem Sacköffner zugeführt.

Anschließend werden sie einer Siebung unterzogen. Der Siebdurchgang stellt eine nicht mehr sortierfähige Fraktion dar und muß entweder thermisch behandelt oder deponiert werden. Der Siebüberlauf

wird auf einem Sortierband durch manuelles Trennen der einzelnen Fraktionen sortiert. Am Ende des Förderbandes befindet sich ein Überbandmagnet, mit dem Eisenanteile ausgeschieden werden.

Die abgetrennten Wertstoffe werden einer Ballenpresse zugeführt. Es wird auch die Möglichkeit vorgesehen, sortenreine Materialien direkt auf das Zuführband der Ballenpresse zu bringen.

Die verpreßten Wertstoffe werden in ein Ballenlager verbracht, welches ebenfalls Bestandteil der Anlage ist.

Die Abluft der gesamten Anlage und insbesondere der Sortierbühne wird gezielt erfaßt, über einen Ventilator durch ein Schlauchfilter gesogen und anschließend als gereinigte Abluft ins Freie ausgeblasen.

Die Anlage für 150.000 m^3 / a wird 1-schichtig, die Anlage für 300.000 m^3 / a wird 2-schichtig betrieben.

Güterbilanz

Die Haushaltsware wird in die Fraktion zur stofflichen Verwertung (21 %), in die thermische Fraktion (53 %) und den Sortierabfall (26 %) geteilt. Die Fraktion, die zur stofflichen Verwertung vorgesehen ist, besteht zu mehr als 98 % aus den Stoffgruppen Kunststoff (fast ausschließlich Verpackungen).

Energie

Der Verbrauch an elektrischer Energie beträgt je nach Anlagengröße 85 bzw. 77 kWh je Tonne Leichtverpackungsinput.

Emissionen

Die gesamte Aufbereitungshalle sowie exponierte Stellen werden abgesaugt. Die abgesaugte Luft wird durch einen Ventilator über einen Staubfilter geführt.

Die genannte Art der Ablufterfassung und Reinigung ist in der Regel ausreichend, um die Emissionswerte für Staub einhalten zu können. Mit relevanten Emissionen an anderen Schadstoffen ist nicht zu rechnen.

Quellenangaben

- Untersuchungen, Erhebungen und Erfahrungen der Innovativen Umwelttechnik GesmbH
- Daten von bereits realisierten, vergleichbaren Sortier- und Aufbereitungsanlagen
- Innovative Umwelttechnik: Technischer Bericht für ein Abfallbehandlungszentrum für die Stadt Celje/Slowenien. Im Auftrag der Fa. Saubermacher Süd, Seebenstein 1996 (unveröffentlicht)
- “Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich” (GUA & IFIP, 1998), unveröffentlicht.

8.1.3 Sortierung Kleinmetalle

Ausgangssituation

Durch die ARGEV - Arbeitsgemeinschaft Verpackungsverwertung werden die Getränkeverpackungen aus Metallen getrennt gesammelt. Aus diesem Input werden die Fe-Metalle von den NE-Metallen getrennt und jeweils einer stofflichen Verwertung zugeführt. Beim Sortierprozeß fällt auch Sortierabfall an.

Input und Anlagengröße

Als Input für die Sortieranlage werden die Getränkeverpackungen aus Metallen aus der ARGEV-Sammlung angenommen. Der gängigen Praxis entsprechend werden flexible Anlagen konzipiert, die auch zur Sortierung von Leichtverpackungen, Sperrmüll und Gewerbemüll geeignet sind. Für derartige Anlagen kann von einer vollständigen Auslastung ausgegangen werden. Der limitierende Faktor einer Sortieranlage, die derart verschiedenartige Inputs bearbeitet, ist das Volumen. Es wurden deshalb zwei Anlagengrößen mit 150.000 m^3 /a bzw. 300.000 m^3/a konzipiert.

Anlagenbeschreibung

Die anliefernden Fahrzeuge passieren die Eingangskontrolle und Verwiegung und laden in einem Flachbunker ab. Die Metallverpackungen werden per Radlader vom Flachbunker aufgenommen, direkt auf das Aufgabeband gegeben und einer Siebtrommel zugeführt.

Der Siebdurchgang stellt eine nicht mehr sortierfähige Fraktion dar und muß entweder thermisch behandelt oder deponiert werden. Aus dem Siebüberlauf werden auf einem Sortierband nichtmetallische Anteile entfernt (Sortierabfall). Am Ende des Förderbandes befindet sich ein Überbandmagnet, mit dem die Eisenanteile abgetrennt werden. Der Sortierrest besteht überwiegend aus NE-Metallen.

Die Metalle werden einer Ballenpresse zugeführt und anschließend in ein Ballenlager verbracht, welches ebenfalls Bestandteil der Anlage ist.

Die Abluft der gesamten Anlage und insbesondere der Sortierbühne wird gezielt erfaßt, über einen Ventilator durch ein Schlauchfilter gesogen und anschließend als gereinigte Abluft ins Freie ausgeblasen.

Die Anlage für 150.000 m^3 / a wird 1-schichtig, die Anlage für 300.000 m^3 / a wird 2-schichtig betrieben.

Güterbilanz

Der Input wird in die Fe-Fraktion (77 %), in die NE-Fraktion (4 %) und den Sortierabfall (19 %) geteilt.

Energie

Der Verbrauch an elektrischer Energie beträgt je nach Anlagengröße 51,0 bzw. 46,2 kWh/t je Tonne Input an Metallabfällen.

Emissionen

Die gesamte Aufbereitungshalle sowie exponierte Stellen werden abgesaugt. Die abgesaugte Luft wird durch einen Ventilator über einen Staubfilter geführt.

Die genannte Art der Ablufterfassung und Reinigung ist in der Regel ausreichend, um die Emissionswerte für Staub einhalten zu können. Mit relevanten Emissionen an organischen und anorganischen Schadstoffen ist nicht zu rechnen.

Quellenangaben

- Untersuchungen, Erhebungen und Erfahrungen der Innovativen Umwelttechnik GesmbH
- Daten von bereits realisierten, vergleichbaren Sortier- und Aufbereitungsanlagen
- Innovative Umwelttechnik: Technischer Bericht für ein Abfallbehandlungszentrum für die Stadt Celje/Slowenien. Im Auftrag der Fa. Saubermacher Süd, Seebenstein 1996, unveröffentlicht
- “Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich” (GUA & IFIP, 1998), unveröffentlicht.

8.1.4 Sortierung Sperrmüll

Ausgangssituation

Die Sortieranlage für Leichtverpackungen und für Metalle kann auch für die Sortierung von Sperrmüll verwendet werden. Aus dem Sperrmüll können Anteile an Metall, sowie Altholz und Verbunde abgetrennt und einer jeweiligen stofflichen oder thermischen Verwertung zugeführt werden.

Im vorliegenden Modell wurden die Mengenströme an der Sperrmüllsortierung vorbeigeschleust und diese Fraktion unsortiert den weiteren Behandlungsprozessen zugeführt. Da das Modul jedoch für zukünftige Erweiterungen implementiert ist, sei eine kurze Prozeßbeschreibung angeführt.

Input und Anlagengröße

Der gängigen Praxis entsprechend werden flexible Anlagen konzipiert, die zur Sortierung von Leichtverpackungen, Metallverpackungen, Sperrmüll und Gewerbemüll geeignet sind. Für derartige Anlagen kann von einer vollständigen Auslastung ausgegangen werden. Der limitierende Faktor einer Sortieranlage, die derart verschiedenartige Inputs bearbeitet, ist das Volumen. Es wurden deshalb zwei Anlagengrößen mit 150.000 m^3 /a bzw. 300.000 m^3/a konzipiert.

Anlagenbeschreibung

Die anliefernden Fahrzeuge passieren die Eingangskontrolle und Verwiegung und laden in einem Flachbunker ab.

Der angelieferte Sperrmüll wird mit einem Greiferkran und einem Radlader in einer Vorsortierung in sortierwürdige und nicht sortierwürdige Anteile getrennt. Nicht sortierwürdiges Material bzw. großvolumige Wertstoffanteile werden durch den Radlader und manuelle Unterstützung aus dem Flachbunker entfernt und entweder der entsprechenden Wertstofffraktion zugeordnet oder in Container zum Abtransport eingebracht.

Die sortierwürdigen Materialien werden über ein Aufgabeband einer Siebtrommel zugeführt. Der Siebdurchgang stellt eine nicht mehr sortierfähige Fraktion dar und muß entweder thermisch behandelt oder deponiert werden. Der Siebüberlauf wird auf einem Sortierband durch manuelles Trennen der einzelnen Fraktionen sortiert. Am Ende des Förderbandes befindet sich ein Überbandmagnet, mit dem Eisenanteile abgetrennt werden.

Die abgetrennten Wertstoffe werden einer Ballenpresse zugeführt. Es wird auch die Möglichkeit vorgesehen, sortenreine Materialien direkt auf das Zuführband der Ballenpresse zu bringen.

Die verpreßten Wertstoffe werden in ein Ballenlager verbracht, welches ebenfalls Bestandteil der Anlage ist.

Die Abluft der gesamten Anlage, sowie insbesondere der Sortierbühne wird gezielt erfaßt, über einen Ventilator durch ein Schlauchfilter gesogen und anschließend als gereinigte Abluft ins Freie ausgeblasen.

Die Anlage für 150.000 m^3 / a wird 1-schichtig, die Anlage für 300.000 m^3 / a wird 2-schichtig betrieben.

Güterbilanz

Die aus dem Sperrmüll aussortierten Metalle werden einer stofflichen Verwertung, das im Sperrmüll enthaltene Altholz sowie Verbunde einer thermischen Verwertung zugeführt.

Energie

Der Verbrauch an elektrischer Energie beträgt je nach Anlagengröße 17,0 bzw. 15,4 kWh pro Tonne Sperrmüllinput.

Emissionen

Die gesamte Aufbereitungshalle sowie exponierte Stellen werden abgesaugt. Die abgesaugte Luft wird durch einen Ventilator über einen Staubfilter geführt.

Die genannte Art der Ablufterfassung und Reinigung ist in der Regel ausreichend, um die Emissionswerte für Staub einhalten zu können. Mit relevanten Emissionen an organischen und anorganischen Schadstoffen ist nicht zu rechnen.

Quellenangaben

- Untersuchungen, Erhebungen und Erfahrungen der Innovativen Umwelttechnik GesmbH
- Daten von bereits realisierten, vergleichbaren Sortier- und Aufbereitungsanlagen
- Innovative Umwelttechnik: Technischer Bericht für ein Abfallbehandlungszentrum für die Stadt Celje/Slowenien. Im Auftrag der Fa. Saubermacher Süd, Seebenstein 1996, unveröffentlicht
- "Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich" (GUA & IFIP, 1998), unveröffentlicht.

8.1.5 Sortierung Glas

Ausgangssituation

Das Sammelgut Glas enthält rund 2-3 % Störstoffe, die nahezu vollständig entfernt werden müssen.

Die gesamte Sammelfraktion Glas (ca. 183.000 t/a) wird einer Sortierung zugeführt. Obwohl die Sortierung derzeit im wesentlichen bei den Glasverwertern direkt realisiert ist, erfolgt eine getrennte Betrachtung dieses Prozesses.

Die Sortierung von Glas erfolgt in Österreich zu mehr als 80 % bei der Firma Vetropack.

Anlagentechnik und Input

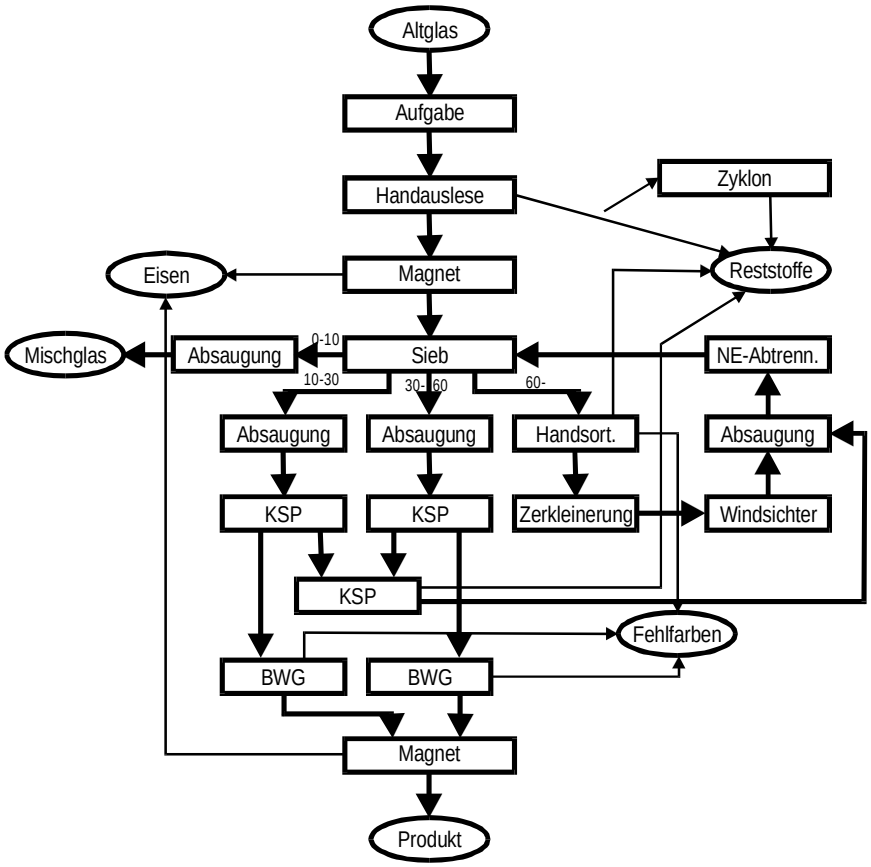


Abbildung 8-1: Vereinfachtes Fließschema der Glassortierung

Die Aufgabe des Altglases erfolgt über zwei elektromagnetische Aufgaberinnen. Mittels Handauslese werden grobe Verunreinigungen (Keramik, Steine, Plastik, Papier, Holz) entfernt. Es kann an dieser Stelle auch Weißglas abgetrennt werden. Anschließend wird das Eisen mittels Überbandmagneten abgeschieden. Der Glasstrom wird nun in die Fraktionen 0-10mm; 10-30mm; 30-60mm und Überlauf getrennt.

Die Feinfraktion gelangt als Mischglas in eine Betonbox.

Die Fraktionen 10-30mm und 30-60mm werden mit Hilfe einer Absaugung von leichten Reststoffen (Papier, Plastik) befreit und anschließend werden andere Reststoffe (Keramik, Steingut, Porzellan) photooptisch abgetrennt. Erst nach einer weiteren photooptischen Abtrennung wird der Reststoff entfernt. Der Scherbenanteil wird dem zerkleinerten Überlauf zugeführt. In einer zweiten photooptischen Abtrennung erfolgt die Absonderung anderer Farben. Das so gewonnene Endprodukt wird nochmals durch einen Überbandmagneten gereinigt. Ein „Bypaß“ ist zur Probenahme vorgesehen.

Aus dem Überlauf werden händisch Reststoffe, Flaschen mit Verschlüssen und Fehlfarben aussortiert. Nach einer Zerkleinerung, Absaugung und Aluminiumabscheidung gelangt diese Fraktion wieder zum Hauptstrom vor der Siebung.

Die in einem Hochleistungszyklon abgeschiedenen Schwerstoffe gelangen zu den übrigen Reststoffen.

Für die folgende Verwertung wird nicht detailliert nach den verschiedenen Glasprodukten unterschieden. Ebenso erfolgt keine gesonderte Betrachtung der Eisen- und Nichteisenmetalle. Der Output reduziert sich so auf Sortierabfall und eine Sortierfraktion.

Bei einer Leistung von 25 t/h kann die Anlage im Zweischichtbetrieb 100.000 t/a und im Dreischichtbetrieb 150.000 t/a verarbeiten. Die Grundstücksgröße beträgt 7.700 m^2 und die Halle hat eine Größe von ca. 210 m^2 bei einer Höhe von 17 m. Die Lagerung erfolgt in Betonboxen außerhalb der Halle.

Güterflüsse

Die Sammelfraktion enthält, abgesehen von „Nichtverpackungsglas“, ca. 2,5 % Verunreinigungen, die zu ca. 97 % aussortiert werden. Der Glasverlust kann mit ca. 2 % angegeben werden. Somit gelangen ca. 4,5 % des Inputs als Sortierabfall in das Subsystem Behandlung.

Energie

Der Bedarf an elektrischer Energie liegt bei knapp 200 kW, der Dieselverbrauch eines Radladers ist zu berücksichtigen.

8.1.6 Sortierung von Textilien

Ausgangssituation

Die in Österreich getrennt erfaßten Alttextilien beschränken sich fast ausschließlich auf Bekleidungsartikel aus dem Haushaltsbereich. In dieser Fraktion werden auch Schuhe (Stoffgruppe „Holz, Leder, Gummi“) mitberücksichtigt. Teppiche, Matratzen, etc. werden derzeit in Österreich nicht getrennt erfaßt.

Die Einsatzmenge an Textilien und Textilverbunden beträgt ca. 200.000 t/a (25 kg/Ew.a). Rechnet man mit „Reibungsverlusten beim Waschen“ von 15% erhält man ein Abfallpotential (Lageränderung im Haushalt vernachlässigbar) von 170.000 t/a. Diese Menge besteht zu ca. 40% aus Bekleidungstextilien. Den Rest bilden Teppichböden, Matratzen, Vorhänge, Zeltplanen, etc.

Es werden derzeit rund 18.000 t/a getrennt erfaßt.

Anlagentechnik und Input

Im Rahmen der Sortierung (Maschineninvestition, Energie) beschränkt sich die maschinelle Ausrüstung auf Förderbänder, Stapler und Presse. Die Gesamtkapazität einer Anlage wird mit 3.000 t/a festgelegt, der Flächenbedarf liegt bei 3.000 m^2. Die konzipierte Sortierung muß selbstverständlich den österreichischen Arbeitsschutzbestimmungen genügen.

Die Alttextilien werden in einer händischen Sortierung in die folgenden Teilfraktionen aufgetrennt:

- Wiederverwendbare Bekleidung, Schuhe; Gute Qualität.
- Wiederverwendbare Bekleidung, Schuhe; Mindere Qualität.
- Ausgangsmaterial zur Lappenerzeugung.
- Minderwertiges, verwertbares Material.
- Abfälle.

In der Praxis wird die wiederverwendbare Bekleidung in bis zu 200 Qualitäten unterschieden.

Die Tatsache, daß die Sortierung fast ausschließlich händisch erfolgen muß, führt dazu, daß große Mengen des gesammelten Materials in Österreich nur grob sortiert werden.

Güterflüsse

Über die Aufteilung in Sortierfraktionen, wie oben aufgelistet, existieren sehr unterschiedliche Angaben. Der Anteil für die Wiederverwendung schwankt von 15 % (RINGHOFER, 1992) bis 50 % (ENTSORGA, 1995). Der nicht verwertbare Abfall wird mit 10 - 30 % (ENTSORGA, 1995; RINGHOFER, 1992) angegeben. Der Rest entfällt auf die beiden übrigen Fraktionen. Für die Berechnungen wurde mit den folgenden Transferkoeffizienten gearbeitet:

- 10 % Wiederverwendbare Bekleidung, Schuhe; Gute Qualität.
- 25 % Wiederverwendbare Bekleidung, Schuhe; Mindere Qualität.
- 25 % Ausgangsmaterial zur Lappenerzeugung.
- 15 % Minderwertiges, verwertbares Material.
- 25 % Abfälle.

Energie

Energieaufwände ergeben sich im wesentlichen durch Förderbänder und Presse.

8.2Verwertung

8.2.1 Stoffliche Verwertung von Papier

Ausgangssituation

Der Input des Prozesses „Stoffliche Verwertung Papier“ ist einerseits das unsortierte Altpapier (inkl. Karton und Pappe) aus der Haushaltssammlung und andererseits die Deinking-Fraktion und die gemischte Fraktion aus der Sortierung von Altpapier aus Haushalten.

Anlagentechnik und Input

Die gemischte Fraktion aus der Sortierung wird gemeinsam mit der unsortierten Altpapiermenge einer Altpapieraufbereitung ohne Deinking unterzogen. Dabei wird das Altpapier meist im Rücklaufwasser aus der Papierproduktion suspendiert. Nach der Entfernung des Grobschmutzes (Kunststoffe, naßfestes Papier, Drähte u. ä.) werden mit Hilfe verschiedener Sortieraggregate weitere papierfremde Bestandteile wie Heftklammern, Sand, Glasteile und textile Gespinste ausgeschieden. Die verbleibenden Verunreinigungen werden in einem weiteren Aufbereitungsschritt homogenisiert.

Der so aufbereitete Altpapierstoff wird einer angeschlossenen Papierproduktion übergeben. Gemischtes Altpapier aus Haushalten wird hier vor allem für die Herstellung von Karton und Pappe sowie für die Produktion der gewellten Mittellage von Wellpappe (Wellenstoff) verwendet. Im Karton- und Pappebereich ist der mengenmäßig bedeutendste Verarbeiter von gemischtem Altpapier aus der Haushaltssammlung Mayr-Melnhof, bei Wellenstoff sind dies Hamburger, Bauernfeind und Rondo-Ganahl.

Die Deinking-Fraktion teilt sich auf drei Papierfabriken auf (Steyrermühl, Norske Skog und SCA Laakirchen), in denen bei der Altpapieraufbereitung neben den papierfremden Stoffen auch ein Großteil der Druckfarben entfernt wird (Deinking-Prozeß). Durch die Zugabe von oberflächenaktiven Substanzen werden die Druckfarben von den Fasern abgelöst und gemeinsam mit anderen Verunreinigungen mittels erzeugter Luftblasen an die Oberfläche der Suspension gebracht (Flotation), wo sie als Deinkingschlamm abgezogen werden. Zur Erhöhung des Weißgrades kann die gereinigte Suspension noch mit Wasserstoffperoxid gebleicht werden. Der resultierende Altpapierstoff wird bei der Erzeugung von Zeitungsdruckpapier bzw. graphischem Papier eingesetzt.

In der vorliegenden Arbeit werden moderne Prozesse nach dem Stand der Technik modelliert. Daher werden für die Behandlung der Reststoffe folgende Annahmen getroffen:

Das Abwasser aus beiden Formen der Altpapieraufbereitung wird einer innerbetrieblichen mechanischen und biologischen Abwasserreinigungsanlage zugeführt. Der gewonnene Abwasserschlamm und die Reststoffe aus der Altpapieraufbereitung (Reject bzw. Deinkingschlamm) werden einer innerbetrieblichen thermischen Verwertung (Wirbelschichtkessel) zugeführt. Mit der gewonnenen Nutzenergie kann ein Teil des Energiebedarfs der Altpapieraufbereitung abdeckt werden. Die resultierenden Outputgüter sind Abgas, Asche und Schlacke und der Ablauf der Abwasserreinigungsanlage.

Praxisbeispiele aus der österreichischen Papierindustrie sind unter anderem die vollbiologische Kläranlage bei Steyrermühl oder Mayr-Melnhof sowie die Verbrennung des Deinkingschlammes bei Steyrermühl und SCA-Laakirchen. Auch Abwasserschlämme werden von verschiedenen Betrieben auf unterschiedliche Weise thermisch verwertet. Für das Reject aus der Altpapieraufbereitung ohne Deinking wird für die Zukunft ebenfalls eine thermische Verwertung angestrebt.

Die folgende Abbildung gibt einen Überblick über die Subprozesse und Güterflüsse des oben definierten Prozesses der stofflichen Verwertung von Papier.

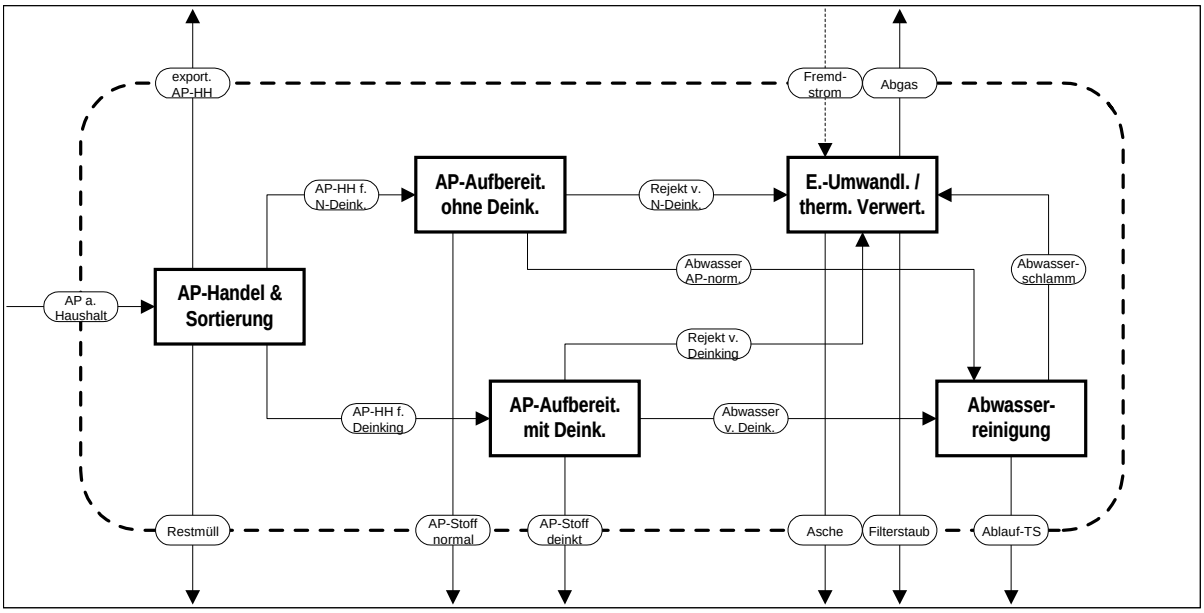


Abbildung 8-2: Stoffliche Verwertung von Papier einschließlich der vorgelagerten Sortierung

Güter- und Energieflüsse, Emissionen

Die Daten, die den folgenden Berechnungen zugrunde liegen, wurden - sofern nicht anders angegeben - den Studien (PILZ, 1996) und (GUA & IFIP, 1998), unveröffentlicht, entnommen. Zum Teil war eine Anpassung der Daten auf die Rahmenbedingungen der vorliegenden Arbeit notwendig (moderne Prozesse, Altpapier nur aus Haushalten).

Als Kenngrößen für den Transport der Altpapiermengen zu den Papierfabriken wurden folgende Schätzwerte verwendet:

- 50 % mit der Bahn über eine durchschnittliche Entfernung von 250 km
- 50 % mit LKW über eine durchschnittliche Entfernung von 200 km
- Materialdichte beim Transport: 400 - 600 kg/m^3

Kennwerte für die Altpapieraufbereitung ohne Deinking:

- Anfall Reject- Trockensubstanz: 4 % der Input-Trockensubstanz
- Wassergehalt Reject: 50 %
- Anfall Abwasser-Trockensubstanz: 1 % der Altpapierinput-Trockensubstanz

Der Wassergehalt des Altpapiers wurde von der zentralen Festlegung für die einzelnen Stoffgruppen übernommen.

Kennwerte für die Altpapieraufbereitung mit Deinking[16]:

- Anfall Deinkingschlamm-Trockensubstanz: 11 % der Input-Trockensubstanz
- Wassergehalt Deinkingschlamm: 60 %
- Anfall Abwasser-Trockensubstanz: 1 % der Altpapierinput-Trockensubstanz

Kennwerte der Abwasserreinigungsanlage:

- Abscheideleistung: 95 % der Input-Trockensubstanz
- Wassergehalt Abwasserschlamm: 60 %

Der Input des betrachteten Prozesses

- 152.000 t/a Altpapier zur Aufbereitung mit Deinking
- 221.000 t/a Altpapier zur Aufbereitung ohne Deinking
- 63.000 t/a papierfremde Bestandteile und Verbundstoffe

führt auf Basis dieser Kennwerte zu folgenden Outputgütern bzw. Reststoffen (Angabe der Trockensubstanz):

- 233.000 t/a Altpapierstoff normal
- 116.000 t/a Altpapierstoff deinkt
- 9.800 t/a Reject
- 14.600 t/a Deinkingschlamm (inkl. Reject aus der Altpapieraufbereitung mit Deinking)
- 5.500 t/a Abwasserschlamm
- 250 t/a Trockensubstanz im Ablauf

Die Reststoffe werden in diesem Modellprozeß gemeinsam einer innerbetrieblichen Wirbelschichtverbrennung zugeführt. Die stoffliche Zusammensetzung dieser Reststoffmischung ergibt sich aus der Zusammensetzung der papierfremden Bestandteile und Verbunde im Input und den aus der Altpapiermenge abgeschiedenen Fasern, Füllstoffen und Kunststoffen (Buchrücken, Einbände, etc.). Für die Zwecke dieser Arbeit kann die Reststoffmischung vereinfacht als Mischung von Papier, Kunststoff (und ähnlichen Materialien), unbrennbaren Bestandteilen und Wasser dargestellt werden. Nimmt man an, daß der Füllstoffanteil des Rejects und des Altpapiers (21% der Trockensubstanz) etwa gleich hoch sind und 10 % der aus dem Altpapier abgeschiedenen Reststoffe Kunststoffe sind, dann ergibt sich zusammen mit den bekannten Mengen der Störstoffe im Input folgende Reststoffmischung:

- 22.800 t Papier
- 3.800 t Kunststoffe
- 5.900 t unbrennbare Bestandteile
- 36.400 t Wasser

Die Menge an Asche & Schlacke (10.125 t/a) sowie die Emissionen wurden aus dieser Zusammensetzung abgeleitet. Die spezifischen Emissionen der Altpapierverbrennung wurden (PLÄTZER et al.,

[16] Der Bedarf an Chemikalien beim Deinking beträgt nur etwa 3 % der Altpapier-Inputmenge (Wasserglas, Seife, NaOH, H_2O_2) und wird in der Mengenbilanz dieser Arbeit nicht berücksichtigt.

1997) entnommen, die spezifischen Emissionen der Verbrennung von Kunststoffabfall werden beim Prozeß „Wirbelschicht“ berechnet. Bei der Berechnung der CO_2-Emissionen wird zwischen fossilen und biogenen Kohlenstoffquellen unterschieden. Die entsprechenden Mengen wurden aus dem Kohlenstoffgehalt von Papier (37,5 % der Trockensubstanz[17]) und Kunststoff (85 %[18]) abgeleitet.

Wegen des großen Wassergehalts (aus der Mischung der oben genannten Wassergehalte ergibt sich ein Wert von 57 %) ist der Heizwert dieser Reststoffmischung sehr gering; er beträgt etwa 4,7 MJ/kg Feuchtsubstanz.

Für den Endenergiebedarf der Altpapieraufbereitung werden 350 kWh/t Altpapierstoff (Trockensubstanz) bei der Altpapieraufbereitung ohne Deinking und 600 kWh/t Altpapierstoff bei der Altpapieraufbereitung mit Deinking verwendet. Ein Teil dieser Energie kann durch die thermische Verwertung der Reststoffe abgedeckt werden (angenommener Wirkungsgrad der Kraft-Wärme-Kopplung: 65 %; Stromkennzahl 0,6).

Für den Wärmebedarf der Altpapieraufbereitung wird meistens die Abwärme der angeschlossenen Papierproduktion verwendet. Zusätzlicher Wärmebedarf kann sich beim Deinking-Prozeß oder bei einer gewünschten „Sterilisierung“ des Altpapierstoffs ergeben. Die im Zuge der Reststoffverbrennung produzierte Wärmemenge beträgt etwa 13 % des gesamten Endenergiebedarfs. Es wird angenommen, daß damit der über die Abwärmenutzung hinausgehende Wärmebedarf der Altpapieraufbereitung abgedeckt werden kann. Auf dieser Basis ergibt sich schließlich ein Fremdstrombedarf von 114.100 MWh/a, der im vorliegenden Modell aus dem öffentlichen Stromnetz bezogen wird.

Schließlich sind für das vorliegende Modell die CSB-Emissionen von Bedeutung. Aus der Umwelterklärung von Mayr-Melnhof läßt sich für die Altpapieraufbereitung ohne Deinking ein CSB (nach biologischer innerbetrieblicher Abwasserreinigung) von etwa 0,76 kg/t Altpapierinput (Feuchtsubstanz) ableiten, für die Altpapieraufbereitung mit Deinking beträgt der entsprechende Wert 1,54 kg/t Altpapierinput. Daraus ergibt sich insgesamt eine CSB-Fracht von 1,2 kg pro Tonne Gesamtinput-Trockensubstanz in diesen Prozeß der stofflichen Verwertung von Papier.

Kosten

a) Deinking

Für eine Anlage mit einem Durchsatz von 170.000 t/a und einem Anteil von ca. 30 % Deinkingware aus dem Haushaltsbereich ist mit folgenden Kosten zu rechen:

Die Gesamtinvestitionen betragen 500 Mio ATS für die komplette Deinkinganlage und zusätzlich ca. 150 Mio ATS anteilige Kosten für eine Wirbelschichtanlage sowie der Abwasserreinigung.

An Energiekosten fallen ca. 300 ATS/t und fixe Anschlußkosten von ca. 8,5 Mio ATS an.

Für Reparatur und Wartung wird von 90 – 120 ATS/t ausgegangen. Es handelt sich jedoch um einen sehr unsicheren Wert, der durch Daten einer entsprechenden laufenden Anlage noch exakter eruiert werden könnte.

Einen sehr wesentlich Beitrag zu den Betriebskosten liefert der Einsatz von Chemikalien. Der Markt für manche dieser Hilfsstoffe unterliegt starken Schwankungen (z. B. Peroxid). Im wesentlichen werden Natronlauge, Wasserglas, Peroxid, Seife, etc. sowie Chemikalien für die Abwasserreinigung verwen-

[17] Der Kohlenstoff im kalkhaltigen Füllstoff (21 % der Trockensubstanz mit einem C-Gehalt von 7,2 %) wurde zu den fossilen CO_2-Emissionen gerechnet.

[18] Es kann angenommen werden, daß der in den Reststoffen enthaltene Kunststoff zu einem Großteil aus PE besteht.

det[19]. Die Kosten für den Einsatz von Chemikalien wurden für die Haushaltsware mit 600 ATS/t und für den Rest mit 410 ATS/t, bezogen auf den Input, angenommen.

Für die gegenständliche Anlage besteht folgender Personalbedarf:

1 Betriebsleiter
5 Schichtführer
20 Facharbeiter (Papierlehre, Schlosser, Elektriker,....)
5 Staplerfahrer
2 Verwaltung

Daraus errechnen sich Personalkosten von ca. 14 Mio ATS/a.

Die Summe aller weiteren Kosten beträgt ca. 14 Mio ATS/a.

Die Summe der Betriebskosten inkl. Annuitäten beträgt damit etwa 280 Mio ATS/a für diese Anlage. Auf den Haushaltsbereich (3 Anlagen) entfallen damit rund 270 Mio ATS/a

Der Wert des Altpapierstoffes deinkt kann mit rund 4.000 ATS/t angegeben werden. Teilt man diesen fiktiv auf Haushalt (3.600 ATS/t) und „Andere“ (4.200 ATS/t) auf, so erhält man rechnerisch für den Input an sortiertem Sammelmaterial aus Haushalten ca. 680 ATS/t an Gesamtkosten[20].

Die gesamten betriebswirtschaftlichen Kosten (ohne Wagnis und Gewinn) belaufen sich auf ca. 1.840 ATS/t Input aus dem Haushaltsbereich.

b) Nicht-Deinking

Für eine Anlage mit einem Durchsatz von 200.000 t/a und einem Anteil von knapp 50 % Haushaltsware ist mit folgenden Kosten zu rechnen:

Die Gesamtinvestitionen betragen 280 Mio ATS für die komplette Anlage und zusätzlich ca. 150 Mio ATS anteilige Kosten für eine Wirbelschichtanlage sowie die Abwasserreinigung.

An Energiekosten fallen ca. 200 ATS/t und fixe Anschlußkosten von ca. 5,8 Mio ATS an.

Für Reparatur und Wartung wird von 80 ATS/t ausgegangen. Es handelt sich jedoch um einen sehr unsicheren Wert, der durch Daten einer entsprechenden laufenden Anlage noch exakter eruiert werden könnte.

Der Beitrag der Chemikalien zu den Betriebskosten ist im Verhältnis zur Deinkinganlage eher unbedeutend und wird mit 150 ATS/t, bezogen auf den Input, angenommen.

Für die gegenständliche Anlage besteht folgender Personalbedarf:

1 Betriebsleiter
5 Schichtführer
5 Facharbeiter (Papierlehre, Schlosser, Elektriker,....)
5 Staplerfahrer
2 Verwaltung

Daraus errechnen sich Personalkosten von ca. 8 Mio ATS/a.

---

19 Es ist eine starke Abhängigkeit von Input und festgelegter Outputqualität gegeben.

20 Für den Input insgesamt ergeben sich im Schnitt ca. 1.200 ATS/t.

Die Summe aller weiteren Kosten beträgt ca. 9 Mio ATS/a.

Die Summe der Betriebskosten inkl. Annuitäten beträgt damit etwa 165 Mio ATS/a für diese Anlage. Auf den Haushaltsbereich (3 Anlagen) entfallen damit rund 245 Mio ATS/a

Der Wert des Altpapierstoffes kann mit rund 1.825 ATS/t angegeben werden. Teilt man diesen fiktiv auf Haushalt (1.250ATS/t) und „Andere“ (2.300 ATS/t) auf, so erhält man rechnerisch für den Input an sortiertem Sammelmaterial aus Haushalten ca. 0 ATS/t an Kosten[21].

Die gesamten betriebswirtschaftlichen Kosten (ohne Wagnis und Gewinn) belaufen sich auf ca. 900 ATS pro Tonne Input aus dem Haushaltsbereich.

Substitution

Für die Berechnung von Gutschriften für Energieverbrauch, Emissionen und Abfallmengen einerseits und für die volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Analyse andererseits sind jene Prozesse der Primärproduktion zu betrachten, die durch die stoffliche Verwertung substituiert werden. Im Fall der stofflichen Verwertung von Altpapier aus Haushalten sollte hier grundsätzlich zwischen zwei verschiedenen Substitutionsvorgängen unterschieden werden:

- Der Altpapierstoff aus der Aufbereitung mit Deinking wird anschließend bei der Produktion von Zeitungsdruckpapier und graphischem Papier eingesetzt, wo er vor allem Holzstoff (Holzschliff) ersetzt. Aber auch bei der Kartonproduktion, für die ein Teil des Altpapierstoffs aus der Aufbereitung ohne Deinking verwendet wird, käme nach Auskunft von Mayr-Melnhof alternativ am ehesten Holzstoff zum Einsatz.
- Der Rest des unsortierten Altpapiers aus der Haushaltssammlung und der gemischten Fraktion aus der Sortierung wird vor allem bei der Produktion von Wellpappe-Rohpapieren eingesetzt (u. a. in den Firmen Hamburger, Bauernfeind und Rondo Ganahl), und zwar für die gewellte Mittellage der Wellpappe (Wellenstoff). Es stellt sich also die Frage, aus welcher Art von Frischfaser diese Zwischenschicht hergestellt würde, wenn kein Altpapier zur Verfügung stünde. Nach Auskunft der Nettingsdorfer Papierfabrik, die für Wellpappe-Rohpapiere auch Frischfasern einsetzt, kommt aufgrund der Steifigkeitsanforderungen der Zwischenschicht als Frischfaser nur Halbzellstoff in Frage.

Als substituierte Primärproduktion durch die stoffliche Verwertung von Altpapier aus der Haushaltssammlung wird also im folgenden die Produktion von Holzstoff und Halbzellstoff näher untersucht.

Bei der Substitution von Halbzellstoff muß noch darauf hingewiesen werden, daß der Einsatz von Frischfaser für Wellenstoff zu einer wesentlich höheren Produktqualität führt. Wellpappe aus Frischfaser wird für die Verpackung von schweren Gütern verwendet, während Wellpappe aus Altpapier zur Verpackung von leichten Waren dient. Die Substitution der Fasermenge im Altpapierstoff durch die gleiche Menge an Halbzellstoff würde also zu einer Wellpappenqualität führen, die für die Verpackung von leichten Waren einerseits nicht notwendig und andererseits zu teuer ist. Um dennoch eine annähernd korrekte Gegenüberstellung von stofflicher Verwertung und alternativer Primärproduktion zu erhalten, wird folgender Weg beschritten:

Verschiedene Werte zur Qualität des Wellenstoffs (wie z. B. die Steifigkeit) liegen bei Altpapier um den Faktor 0,55 bis 0,75 unter den entsprechenden Werten für Wellenstoff aus Halbzellstoff. Aus diesem Verhältnis wird nun jener Substitutionsfaktor abgeleitet, über den sich aus der Fasermenge im Altpapierstoff die substituierte Halbzellstoffmenge errechnet. Nachdem das Altpapier aus der Haushaltssammlung dem unteren Bereich der Altpapierqualitäten zuzuordnen ist, wird für die folgende Substitutionsrechnung ein Substitutionsfaktor von **0,6** verwendet.

[21] Für den Input insgesamt ergeben sich in diesem Fall im Schnitt ca. 500 ATS/t.

Bei der Substitution von Holzstoff wird dagegen angenommen, daß der Qualitätsvorsprung gegenüber Altpapierstoff bei den gegebenen Produkten und der derzeitigen Altpapiereinsatzquote nur von geringer Bedeutung ist. Es wird daher mit einem Substitutionsfaktor von 0,95 gerechnet.

Die für die Kartonproduktion verwendete Altpapiermenge aus der Haushaltssammlung kann auf 120.000 t/a geschätzt werden [22]. Gemeinsam mit der Altpapiermenge für das Deinking errechnet sich so eine substituierte Holzstoffmenge von ca. 170.000 t/a („lutro“, also inkl. 10 % Wassergehalt). Der Rest des Altpapiers substituiert Halbzellstoff, wofür sich mit dem genannten Substitutionsfaktor von 0,6 eine Menge von ca. 63.000 t/a (lutro) ergibt.

Weiters wird angenommen, daß auch der Füllstoff (23 % der Altpapier-Trockensubstanz, überwiegend Kalziumkarbonat) jeweils im gleichen Ausmaß wie der Faserstoff substituiert wird, woraus sich eine Menge von ca. 64.000 t/a errechnet.

Um den Rohstoffbedarf, die Energieflüsse, die Emissionen und die Abfälle zu ermitteln, die sich mit der Produktion dieser Mengen an Holzstoff und Halbzellstoff verbinden, wurden folgende Kennwerte verwendet:

- Rinden- und Holzabfall: 15 % des Rohholzes
- Faserstoff-Ausbeute der Holzstoffproduktion: 97 %
- Faserstoff-Ausbeute der Halbzellstoffproduktion: 78 %
- Chemikalienbedarf der Halbzellstoffproduktion: 16 kg Soda und 12 kg elementarer Schwefel pro Tonne Halbzellstoff (Trockensubstanz)
- Fremdstrombedarf der Holzstoffproduktion: 1460 kWh je Tonne Holzstoff lutro
- Erdgasverbrauch bei der Halbzellstoffproduktion: 11,1 GJ je Tonne Halbzellstoff lutro oder 3.450 kWh Wärme pro Tonne Halbzellstoff lutro
- Prozeßbedingte SO_2-Emissionen der Halbzellstoffproduktion: 117 g je Tonne Halbzellstoff lutro
- CSB-Emissionen aus der Holzstoffproduktion (nach biologischer Abwasserreinigung): 0,7 kg je Tonne Holzstoff lutro
- CSB-Emissionen aus der Halbzellstoffproduktion (nach biologischer Abwasserreinigung): 14 kg je Tonne Halbzellstoff lutro

Die Angaben zu Halbzellstoff stammen von der Nettingsdorfer Papierfabrik und der CSB-Wert für Holzstoff von der Papierfabrik Steyrermühl; die übrigen Angaben sind (PILZ, 1996) entnommen. Anzumerken ist noch, daß ein Teil des Energiebedarfs der Holzstoff- und Halbzellstoffproduktion durch die thermische Verwertung der Rinden- und Holzabfälle sowie der Ablauge im Rahmen der Chemikalienrückgewinnung abgedeckt werden kann. Die oben angegebenen Energiemengen sind nur der darüber hinaus notwendige Input an Fremdstrom bzw. fossilen Energieträgern[23].

In der Praxis wird Halbzellstoff nur in der Kombination mit einer Sulfatzellstoffproduktion erzeugt. Der Grund für diese Kombination liegt einerseits darin, daß für eine isolierte Halbzellstoffproduktion der

[22] Mayr-Melnhof verarbeitet etwa 90.000 t/a an Altpapier aus der Haushaltssammlung. Dazu kommen noch mehrere kleine Standorte mit Kartonproduktion, deren genaue Altpapier-Inputmenge aus dem Haushaltsbereich im Rahmen dieser Arbeit nicht ermittelt werden konnte.

[23] Der Verbrauch an biogenen Energieträgern ist in der benötigten Holzmenge inkludiert. Die entsprechende Energiemenge auch in die Energiebilanz mit aufzunehmen hat deshalb wenig Sinn, da einerseits derzeit in Österreich ein Überangebot an biogenen Energieträgern vorhanden ist und andererseits oft nur die Papierindustrie in der Lage ist, einen Preis für Holz zu bezahlen, mit dem die an vielen Stellen überfällige Durchforstung finanziert werden kann. Die in der Papierindustrie verbrannten biogenen Reststoffe sind also nicht nur erneuerbar, sondern derzeit auch nicht knapp und meistens für alternative Verbrennungsprozesse aus finanziellen Gründen nicht verfügbar.

Prozeß der Chemikalienrückgewinnung viel zu aufwendig wäre. Andererseits stehen der Halbzellstoffproduktion aufgrund der höheren Holzausbeute im Vergleich zu Sulfatzellstoff viel weniger biogene Reststoffe in der Ablauge zur Deckung des Energiebedarfs zur Verfügung, was einen massiven Einsatz fossiler Energieträger bedingen würde[24]. Bei der gemeinsamen Produktion mit Sulfatzellstoff können dagegen die Einrichtungen zur Chemikalienrückgewinnung mitgenutzt werden. Daneben kann der Energieüberschuß der Sulfatzellstoffproduktion das Energiedefizit der Halbzellstoffproduktion zum Teil kompensieren. Nur auf diese Weise ist nach Angaben der Nettingsdorfer Papierfabrik die Herstellung von Halbzellstoff wirtschaftlich.

Wenn nun dennoch hier der Energiebedarf und später die Kosten der Halbzellstofferzeugung alleine angegeben werden, so beziehen sich diese Werte eben nicht auf eine für sich allein stehende Produktion, sondern spiegeln jene Effekte wieder, die auftreten, wenn eine Halbzellstoffproduktion zu einer bestehenden Sulfatzellstofferzeugung dazu kommt. Jede zusätzlich produzierte Tonne Halbzellstoff entzieht dann dem System für Sulfatzellstoff eine bestimmte Energiemenge, die ansonsten an die angeschlossene Papierfabrik abgegeben werden könnte. Zusätzlich ist der Einsatz fossiler Brennstoffe notwendig.

Auch wenn die notwendige Energiezufuhr am billigsten durch die Zufeuerung von Heizöl schwer erreicht werden kann, wird hier angenommen, daß sämtlicher Energiebedarf der Halbzellstoffproduktion, der nicht durch *eigene* biogene Reststoffe abgedeckt wird, von einer „GuD-Anlage“ (Kraft-Wärme-Kopplung auf Basis einer Gas- und Dampfturbine) produziert wird. Wie oben erläutert, wird ja ein Teil des Energieüberschusses der Sulfatzellstoffproduktion von der Papierproduktion an die Halbzellstofferzeugung umgeleitet, der nun der Papierproduktion fehlt und in einer modernen Papierfabrik vorzugsweise von einer GuD-Anlage bezogen wird. Außerdem wurden im Rahmen dieser Arbeit für diese Form der Endenergie sämtliche Investitions- und Betriebskosten ermittelt.

Bei den *Kosten* der Halbzellstoffproduktion müssen ebenfalls neben den Rohstoff- und Anlagenkosten auch die anteiligen Kosten der mitbenutzten Chemikalienrückgewinnung und die Kosten des ermittelten zusätzlichen Energiebedarfs berücksichtigt werden.

Aus den oben genannten Kennwerten und der beschriebenen Vorgangsweise für Halbzellstoff ergeben sich folgende Rohstoffverbräuche, Abfälle und Emissionen:

- Holzverbrauch (inkl. Rinde, 40 % Wassergehalt): 452.000 t/a
- Chemikalienverbrauch: 910 t/a Soda, 680 t/a Schwefel
- Asche und Schlacke sowie Kalkschlamm: 2.200 t/a
- CSB-Fracht: 970 t/a

Die Luftemissionen (s. Tabelle am Ende dieses Abschnitts) der besprochenen Produktionsbereiche setzen sich aus den Emissionen der Holzabfallverbrennung, der Erdgasverbrennung und den prozeßbedingten SO_2-Emissionen (Verbrennung von elementarem Schwefel im Rahmen der Zufuhr von Frischchemikalien) zusammen. Die Emissionen der Holzverbrennung wurden (FRISCHKNECHT, et al., 1996) entnommen.

Der Energieverbrauch und die Emissionen der Holzgewinnung und der Aufbereitung von Kalk für den Einsatz als Füllstoff wurden nicht mehr erhoben.

Als Kenngrößen für den Transport der substituierten Holz- und Füllstoffmengen zu den Papierfabriken (insgesamt 516.000 t/a) wurden folgende Schätzwerte verwendet:

[24] Der Energiebedarf der Halbzellstoffproduktion umfaßt neben dem Strom- und Wärmebedarf für die Faserstoffgewinnung auch die gegenüber der Sulfatzellstofferzeugung zusätzlich notwendige Eindampfung der Ablauge, die zunächst einen höheren Wassergehalt aufweist als die Ablauge aus der Sulfatzellstoffproduktion.

- 70 % mit der Bahn über eine durchschnittliche Entfernung von 500 km
- 30 % mit LKW über eine durchschnittliche Entfernung von 200 km
- Materialdichte beim Transport: 400 kg/m^3

Zusammenfassende Gegenüberstellung

In der folgenden Tabelle sind die ermittelten Kennwerte der stofflichen Verwertung von Altpapier bzw. der substituierten Primärproduktion von Holzstoff und Altpapierstoff zusammenfassend dargestellt. Die Werte beziehen sich jeweils auf eine Tonne Altpapierinput-Feuchtsubstanz (FS) oder -Trockensubstanz (TS). **Die Werte sind allerdings nur bedingt miteinander vergleichbar, da in der Spalte „Substitution“ die Effekte des in diesem Fall entsorgten (anstatt stofflich verwerteten) Papiers nicht einbezogen sind[25]**. Zu den Emissionen von CH_4, CO, C_xH_y und Staub liegen für diesen Prozeß derzeit noch keine brauchbaren Daten vor.

Tabelle 8-2: Übersicht über die ermittelten Kennwerte der stofflichen Verwertung von Altpapier aus Haushalten und der substituierten Produktion von Holzstoff und Zellstoff (GUA & IFIP, 1998), unveröffentlicht.

	Einheit	stoffl. Verwertung	substit. Primärprod.
Altpapierstoff normal (TS)	kg/t FS Input	533	
Altpapierstoff deinkt (TS)	kg/t FS Input	268	
Holzstoff (lutro)	kg/t FS Input		408
Halbzellstoff (lutro)	kg/t FS Input		152
Füllstoff (Kalziumkarbonat-TS)	kg/t FS Input		153
Asche & Schlacke	kg/t FS Input	23	5
CO2biog	kg/t TS Input	67	200
CO2foss	kg/t TS Input	33	108
CH4	g/t TS Input		
CO	g/t TS Input		18
SO2	g/t TS Input	8	64
NOx	g/t TS Input	2	133
CxHy	g/t TS Input		5
Staub	g/t TS Input		
CSB	g/t TS Input	1185	2686
Fremdstrombedarf	kWh/t FS Input	274	595
Erdgasbedarf	m³/t FS Input	0	47

Quellenangaben

- “Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich” (GUA & IFIP, 1998), unveröffentlicht.
- Aktuelle Daten von Verwertern.

25 Emissionen und Energieumwandlung im Rahmen der Müllverbrennung, Deponiemenge und -emissionen etc.

8.2.2 Kompostierung

Die Beschreibung der Verfahren der Kompostierung wurde im wesentlichen unverändert der Studie "Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich", (GUA & IFIP, 1998) (unveröffentlicht) entnommen.

Ausgangssituation

Die biogenen Abfälle machen rund 30 Gew.-% der Abfälle aus Haushalten aus. Durch die auf Grund der gesetzlichen Bestimmungen notwendige getrennte Erfassung dieser Abfälle mußten in den letzten Jahren beträchtliche Kapazitäten für die biologische Behandlung geschaffen werden. Der Großteil der Anlagen wird aerob betrieben. In bezug auf die Verfahren spannt sich ein breiter Bogen, beginnend mit der einfachen landwirtschaftlichen Kompostierung, die nahezu ohne technische Einrichtungen das Auslangen findet, bis hin zur High-Tech Kompostanlage mit automatischer Überwachung und Rottesteuerung.

Emissionen

Hinsichtlich der Emissionen der Kompostierung liegen, abgesehen vom Geruch, nur wenige fundierte Ergebnisse und Untersuchungsberichte vor.

Über die Abluftemissionen von mechanisch biologischen Anlagen wurde unlängst im Auftrag des Umweltbundesamtes eine Studie fertig gestellt. Die in dieser Untersuchung enthaltenen Aussagen wurden als Basis genommen, um auch die Emissionen von Kompostanlagen abschätzen zu können. Zudem wurden mehrere andere Literaturangaben verwendet.

Kosten

Die Investitions- und Betriebskosten einer Kompostanlage sind weitgehend vom Grad der Kapselung der Anlage und von den gesetzten Emissionsminderungsmaßnahmen abhängig. Eindeutige gesetzliche Richtlinien dafür sind nicht vorhanden. Der Grad der technischen Ausstattung einer Anlage - und damit einhergehend die Kosten - sind weitgehend standortspezifisch.

Bei den technischen Rottesystemen (Rotte-Filter-Verfahren, Tunnelrotte) wurde eine mechanische Aufbereitung der Abfälle angenommen, beim Mietenkompostierungsverfahren wurde eine derartige Aufbereitung nicht angesetzt.

Bei den technischen Rottesystemen wurde eine geschlossene, gekapselte Intensivrotte angesetzt; beim Mietenkompostierungsverfahren wurde eine sehr einfache Anlagenkonfiguration ohne Ablufterfassung gewählt.

Diese Annahmen entsprechen den tatsächlich realisierten Anlagenkonzepten in Österreich.

8.2.2.1 Landwirtschaftliche Kompostierung

Ausgangssituation

Die einfache landwirtschaftliche Mietenkompostierung ist vor allem im ländlichen Bereich anzutreffen. Durch die dezentrale Anordnung werden die Transportwege kurz gehalten.

Vor allem die Bundesländer Steiermark und Oberösterreich haben in den letzten Jahren die landwirtschaftlichen Kompostieranlagen verstärkt gefördert. Das hat dazu geführt, daß in diesen Bundesländern eine große Anzahl von dezentralen Mietenkompostierungsanlagen anzutreffen ist.

Input und Anlagengröße

Kompostieranlagen für die Verarbeitung von Grünabfällen wurden bereits in den 70er und 80er Jahren angelegt. Die Verarbeitung von getrennt gesammelten biogenen Abfällen aus Haushalten verbreitete sich erst in den 90er Jahren.

Als Input für die Mietenkompostierung werden getrennt gesammelter Biomüll und Grünabfall angenommen.

Als Anlagengrößen wurden 5.000 t/a, 10.000 t/a und 20.000 t/a angenommen.

Anlagenbeschreibung

Bei der einfachen Mietenkompostierung ist keine mechanische Aufbereitung und Störstoffabtrennung vorgesehen. Eine Störstoffabtrennung erfolgt durch manuelles Separieren an den Oberflächen der Mieten nach jedem Umsetzvorgang. Das bei den technischen Rottesystemen vorgesehene Misch- und Homogenisierungsaggregat wird nur bei der größeren Anlage eingesetzt.

Die Anlieferung der Abfälle erfolgt auf offener Fläche. Mit einem Mietenumsetzgerät oder einem Radlader wird zerkleinerter Grünabfall mit dem Bioabfall vermischt, um eine ausreichende Struktur zu erhalten. Bei der Großanlage erfolgt die Vermischung und Homogenisierung in einem eigenen Aufbereitungsgerät.

Mit einem Radlader werden Dreicksmieten aufgesetzt, die anschließend mit einem Umsetzgerät bearbeitet werden. Der Feuchtigkeitsverlust wird durch oberflächliches Aufbringen von Wasser oder durch einen Wassereintrag beim Umsetzvorgang ausgeglichen. Die Rotte erfolgt auf befestigter Fläche in unbelüfteten und nicht überdachten Mieten in ca. 14 Wochen.

Die anfallenden Oberflächen- und Sickerwässer werden erfaßt und teilweise in die Mieten rückgeführt. Eine Ablufterfassung und -reinigung ist nicht vorhanden.

Nach der Rotte wird der Kompost gesiebt und für die Vermarktung vorbereitet.

Güterbilanz

Durch manuelles Entfernen von Störstoffen und durch die Endabsiebung entsteht ein Restmüllanteil von rund 4%. Aufgrund des Rotteverlustes verbleibt ein Fertigkompostanteil von ca. 50%.

Energie

Der Aufwand an elektrischer Energie beträgt zwischen 6,1 und 13,5 kWh/t.

Emissionen

Die Gerüche und organische Schadstoffemissionen sind die relevanten Emissionen bei der Kompostierung. Bei einfachen Mietenkompostierungsanlagen ist eine Ablufterfassung und -reinigung in der Regel nicht vorgesehen. Die Emissionen über die Luft gelangen ungefiltert ins Freie.

Die Sickerwässer werden wieder in den Rotteprozeß rückgeführt, Teilströme müssen allerdings ausgeschleust und einer Behandlung zugeführt werden.

Quellenangaben

- Untersuchungen, Erhebungen und Erfahrungen der Innovativen Umwelttechnik GesmbH
- Unterlagen von Anlagenherstellern
- „Abluftemissionen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Österreich: Umweltrelevanz und Defizitanalyse“, Scheidl Umweltanalytik GmbH, BZL GmbH, Innovative Umwelttechnik GmbH, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Wien, 1998.

- „Neue Techniken zur Kompostierung“, Bundesministerium für Forschung und Technologie, Dokumentationen des 1. und 2. Statusseminars, Hamburg, 1993, 1996.
- „Handbuch der Kompostierung“, Ludwig Boltzmann Institut für biologischen Landbau und angewandte Ökologie, im Auftrag des Bundesministeriums für Wissenschaft und Forschung sowie des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Wien 1993.
- “Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich” (GUA & IFIP, 1998), unveröffentlicht.

8.2.2.2 Low-Tech Kompostierung (Rotte-Filter-Verfahren)

Ausgangssituation

Als Low-Tech Kompostierung wird im Rahmen dieser Arbeit das Rotte-Filter-Verfahren eingesetzt. Bei diesem Verfahren erfolgt während der ersten 3 Wochen eine Intensivrotte in einer geschlossenen Box. Es wird daher dort eingesetzt, wo die Geruchsemissionen aufgrund der Anrainersituation vermindert werden müssen. Der technische Aufwand der Anlage bleibt begrenzt, der Materialtransport und die Umsetzung erfolgen mit dem Radlader.

Vergleichbare Anlagen sind in Österreich, Deutschland und Tschechien bereits realisiert worden.

Input und Anlagengröße

Der Input der Anlage besteht aus getrennt gesammelten biogenen Abfällen und Grünabfällen.

Als Anlagengrößen wurden 5.000 t/a und 10.000 t/a gewählt. Es sind dies Größenordnungen, die in der Praxis anzutreffen sind.

Anlagenbeschreibung

Die angelieferten Abfälle werden nach der Verwiegung in einem Flachbunker abgelagert, wo eine visuelle Kontrolle auf sperrige Störstoffe durchgeführt wird.

Die Abfälle werden mit einem Radlader auf ein Förderband aufgetragen, welches die Abfälle zu einer Sortierstrecke transportiert. Dort werden Störstoffe manuell aussortiert und Eisenanteile mit einem Magneten entfernt.

Anschließend wird der Biomüll in ein Homogenisierungs- und Mischgerät transportiert, in das auch zerkleinerter Grünabfall zugegeben wird. In diesem Gerät wird eine Vermischung und Oberflächenvergrößerung durchgeführt, so daß gute Voraussetzungen für eine optimale Rotte geschaffen werden.

Die Intensivrotte erfolgt in geschlossenen Boxen, die mit dem Radlader gefüllt werden. Das Material in den Rotteboxen wird künstlich belüftet, um den erforderlichen Sauerstoff für die Rotte nachzuliefern. Die Abluft in den Boxen wird dabei erfaßt und in ältere Mieten geleitet, wodurch diese die Funktion eines Biofilters übernehmen. Die Befeuchtung des Materials erfolgt über Düsen, die in der Rottebox integriert sind.

Nach ca. 3-wöchiger Intensivrotte wird der Frischkompost mit einem Radlader zu einer Nachrotte auf offener befestigter Fläche aufgetragen. Das Oberflächen- und Sickerwasser wird erfaßt und wiederum in die Mieten zurückgeführt. Die Materialumsetzung erfolgt mit dem Radlader oder einem eigenen Mietenumsetzgerät. Nach ca. 3-monatiger Nachrotte erfolgt die Endabsiebung und Konditionierung für die Vermarktung.

Güterbilanz

Durch die Störstoffauslese und die Endabsiebung fällt ca. 5% Restmüll an. Infolge des Rotteverlustes ergibt sich eine Fertigkompostausbeute von ca. 50%.

Energie

Für die kleine Anlage ist ein Aufwand an elektrischer Energie von ca. 53 kWh/t, für die große Anlage von rund 45 kWh/t notwendig.

Emissionen

Während der 3-wöchigen Intensivrotte wird die Abluft erfaßt und einem Biofilter zugeführt. In der Nachrotte auf der offenen Fläche erfolgt keine Ablufterfassung und -reinigung.

Quellenangaben

- Untersuchungen, Erhebungen und Erfahrungen der Innovativen Umwelttechnik GesmbH
- Unterlagen von Anlagenherstellern
- „Abluftemissionen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Österreich: Umweltrelevanz und Defizitanalyse“, Scheidl Umweltanalytik GmbH, BZL GmbH, Innovative Umwelttechnik GmbH, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Wien, 1998.
- „Neue Techniken zur Kompostierung“, Bundesministerium für Forschung und Technologie, Dokumentationen des 1. und 2. Statusseminars, Hamburg, 1993, 1996.
- „Handbuch der Kompostierung“, Ludwig Boltzmann Institut für biologischen Landbau und angewandte Ökologie, im Auftrag des Bundesministeriums für Wissenschaft und Forschung sowie des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Wien 1993.
- “Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich” (GUA & IFIP, 1998), unveröffentlicht.
- Persönliche Information DI Rolland, UBA.

8.2.2.3 High-Tech Kompostierung (Kompostierung in der Tunnelrotte)

Ausgangssituation

Bei der Kompostierung in der Tunnelrotte wird die Intensivrotte in gekapselten Einheiten durchgeführt, die Steuerung der Rotte erfolgt automatisch über die Parameter Temperatur, Sauerstoff- bzw. $C0_2$ - und Wassergehalt.

Derartige Anlagen werden vor allem dort eingesetzt, wo die Verminderung der Geruchsemissionen einen wesentlichen Faktor darstellt. Es erfolgt keine Minderung von Schadstoffemissionen, beispielsweise organische Schadstoffe.

Input und Anlagengröße

Als Input wird wie bei den anderen biologischen Anlagen Biomüll und Grünabfall angesetzt.

Als Anlagengröße werden 20.000 t/a angenommen.

Anlagenbeschreibung

Die angelieferten Abfälle werden nach der Verwiegung in einem Flachbunker abgelagert, wo eine visuelle Kontrolle auf sperrige Störstoffe durchgeführt wird.

Die Abfälle werden mit einem Radlader auf ein Förderband aufgetragen, welches die Abfälle zu einer Sortierstrecke transportiert. Störstoffe werden manuell aussortiert und Eisenanteile mit einem Magneten entfernt.

Anschließend wird der Biomüll in ein Homogenisierungs- und Mischgerät transportiert, in das auch zerkleinerter Grünabfall zugegeben wird. In diesem Gerät wird eine Vermischung und Oberflächenvergrößerung durchgeführt, so daß gute Voraussetzungen für eine optimale Rotte geschaffen werden.

Die biogenen Abfälle werden nach der mechanischen Aufbereitung über Teleskopförderbänder in geschlossene Tunnel befördert. Die Tunnel sind mit einem Belüftungsboden ausgestattet, um eine ausreichende Sauerstoffversorgung des Rotteguts sicherzustellen. Der Sauerstoff- bzw. $C0_2$ - Gehalt, die Temperatur der Abluft und der Wassergehalt des Materials werden gemessen und anhand dieser Parameter werden die Belüftung und die Wasserzuführung gesteuert. Die Abluft wird teilweise im Kreislauf geführt. Die ausgeschleuste Luftmenge wird durch einen Biofilter gereinigt. Die Verweilzeit in diesen Intensivrotteeinheiten beträgt ca. 2 - 3 Wochen.

Der Austrag aus dem Tunnel erfolgt über Schleppnetze, die mit Winden aufgezogen werden.

Nach der Intensivrotte wird der Frischkompost mit einem Radlader zu einer Nachrotte auf offener, befestigter Fläche aufgetragen. Das Oberflächen- und Sickerwasser wird erfaßt und wiederum in die Mieten zurückgeführt. Die Materialumsetzung erfolgt mit dem Radlader oder einem eigenen Mietenumsetzgerät. Nach 10 - 12-wöchiger Nachrotte erfolgt die Endabsiebung und Konditionierung für die Vermarktung.

Güterbilanz

Durch die Störstoffauslese in der mechanischen Aufbereitung und die Absiebung des Fertigkompostes ersteht ein Restmüllanteil von rund 5%. Die Fertigkompostausbeute beträgt aufgrund des Rotteverlustes ca. 50%.

Energie

Für den Betrieb der Anlage ist ein Aufwand an elektrischer Energie von ca. 40 kWh/t notwendig.

Emissionen

Die relevanten Emissionen bei der Kompostierung sind die organischen Emissionen und Gerüche. Durch Kapselung, Ablufterfassung und Biofilter in der geruchsintensiven ersten Rottezeit werden die Geruchsemissionen minimiert.

Quellenangaben

- Untersuchungen, Erhebungen und Erfahrungen der Innovativen Umwelttechnik GesmbH
- Unterlagen von Anlagenherstellern
- „Abluftemissionen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Österreich: Umweltrelevanz und Defizitanalyse“, Scheidl Umweltanalytik GmbH, BZL GmbH, Innovative Umwelttechnik GmbH, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Wien, 1998.
- „Neue Techniken zur Kompostierung“, Bundesministerium für Forschung und Technologie, Dokumentationen des 1. und 2. Statusseminars, Hamburg, 1993, 1996.
- „Handbuch der Kompostierung“, Ludwig Boltzmann Institut für biologischen Landbau und angewandte Ökologie, im Auftrag des Bundesministeriums für Wissenschaft und Forschung sowie des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Wien 1993.
- “Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich” (GUA & IFIP, 1998), unveröffentlicht.

8.2.2.4 Anaerobes Verfahren

Ausgangssituation

Die Vergärung hat gegenüber der Kompostierung den Vorteil, aufgrund der komplett gekapselten Ausführungen geringere Geruchsemissionen aufzuweisen und einen energetischen Nutzen aus den Bioabfällen zu erhalten. Die Vergärung ist dort sinnvoll eingesetzt, wo die Inputmaterialien einen hohen Wassergehalt aufweisen.

Input und Anlagengröße

Als Input werden getrennt gesammelte biogene Abfälle und struktur- und ligninarme Grünabfälle eingesetzt. Die anaerobe Behandlung von zerkleinerten Ast- und Strauchschnitt ist nicht sinnvoll, da das in ihm enthaltene Lignin dem anaeroben Abbau unzugänglich ist.

Als Anlagengrößen werden 15.000 t/a und 40.000 t/a angenommen. Die Kapazität von 15.000 t/a entspricht der Größenordnung der Vergärungsanlage der SAB in Siggerwiesen.

Anlagenbeschreibung

Für die Vergärung von Biomüll stehen verschiedene Verfahrenskombinationen zur Auswahl. Die Vergärung kann ein- oder zweistufig, bei einem mittleren (mesophil) oder höherem (thermophil) Temperaturniveau ablaufen. Die Fermentation kann mit einem hohen (Naßverfahren) oder einem mittleren Wassergehalt (Trockenverfahren) erfolgen. Auch für die Aufbereitung vor der Vergärung stehen eine trockenmechanische und eine Naßaufbereitung zur Auswahl.

Für das gegenständliche Versuchsszenario wurde eine trockenmechanische Aufbereitung und eine Fermentation in einem einstufigen, thermophilen Naßverfahren gewählt.

Die Bioabfälle werden in einem Flachbunker angeliefert, wo eine optische Kontrolle auf sperrige Störstoffe durchgeführt wird. Das Material wird mit dem Radlader auf ein Förderband aufgegeben, welches die Materialien zu einer Sortierstrecke transportiert. Die Störstoffe werden manuell aussortiert und mit einem Magneten werden die Eisenanteile entfernt.

Durch einen Walzenbrecher werden die Abfälle auf die für den weiteren Prozeß verlangte maximale Korngröße von ca. 20 mm zerkleinert.

Die Abfälle werden über ein automatisches Beschickungssystem mit Förderschnecken in liegende Fermenter gefördert. Das Material durchläuft den Reaktor im Pfropfenstromprinzip. Die Fermenter sind ausgerüstet mit querliegenden Rührwerken, Sicherheits- und Absperrvorrichtungen. Durch einen Boden-Schubrahmen wird die Ablagerung von Sand und anderen Schwerteilen verhindert.

Die Verweilzeit im Fermenter und damit der Abbau der organischen Trockensubstanz wird so geregelt, daß der gewünschte Abbau erreicht wird.

Der Rohkompost wird mittels eines Vakuum - Druck - Fördersystems aus den Fermentern entnommen. Das System ist vollständig geschlossen ausgeführt.

Das aus den Fermentern kommende Biogas gelangt über entsprechende Sicherheits- und Regelstrecken inkl. Grobfilter und Kondensatabscheidung in eine Entschwefelungsanlage und dann in den Gaszwischenspeicher. Von dort aus wird es über ein Gasgebläse einem Blockheizkraftwerk zugeführt. Sollte bei Servicearbeiten oder aus anderen Gründen ein Gasüberschuß entstehen, so wird dieser über eine eigene Fackel abgebrannt.

Der ausgetragene Frischkompost muß einer aeroben Nachrotte unterzogen werden. Die 3 bis 4-wöchige Nachrotte findet in geschlossenen Boxen oder Tunneln statt. Der Materialein- und -austrag kann automatisiert über Teleskopförderbänder und Schleppnetze oder mit dem Radlader erfolgen. Die Abluft aus den Rotteboxen wird erfaßt und über Biofilter gereinigt.

Der Fertigkompost wird abschließend abgesiebt und für die Vermarktung konditioniert.

Güterbilanz

Bei einem einstufigen Verfahren erfolgt der anaerobe Abbau der organischen Substanz zwischen 50 und 65 %. Der Ertrag an Biogas und seine Qualität sind stark von den eingesetzten Abfällen und der

Anlagenauslegung abhängig. Die erzielbare Ausbeute liegt in einer Größenordnung zwischen 60 und 120 Nm^3 pro Tonne Input.

Durch die Störstoffauslese und die Endabsiebung entsteht ein Restmüllanteil von ca. 5 %. Die Fertigkompostmenge beträgt ca. 50 % des Inputmaterials.

Energie

Die energetische Nutzung von Biogas im Kraft-Wärme-Kopplungsaggregaten, bestehend aus einem Gasmotor mit Generator, stellt heute das klassische Verfahren dar, und wird in den meisten Fällen angewendet.

Ein Kraft-Wärme-Kopplungsaggregat erzeugt sowohl den von der gesamten Verarbeitungsanlage benötigten Strom wie auch die notwendige Prozeßwärme und kann überdies erhebliche Überschüsse an Strom und Wärme als marktfähige Endprodukte an Dritte abgeben.

Der Heizwert des produzierten Gases beträgt ca. 6 kWh/m^3 . Abzüglich des Eigenverbrauches ergibt sich ein spezifischer Energiegewinn von 481 bzw. 516 kWh/t.

Tabelle 8-3: Energiebilanz der Vergärung

Anlagengröße	**Energiebilanz (kWh / t FS)**		
(t/a)	Produktion	Eigenverbrauch	Gewinn
15.000	571	90	481
40.000	571	55	516

Emissionen

Der biologische Teil der Vergärung ist gekapselt, sodaß von dort keine Emissionen ins Freie treten. Die Abluft aus der mechanischen Aufbereitung und der Nachrotte wird gefaßt und über einen Biofilter geführt. Durch die energetische Nutzung des Biogases in einem Gasmotor mit Generator werden ebenfalls Emissionen über den Luftpfad ausgetragen.

Die bei der Verarbeitung anfallenden Preßwässer müssen einer Behandlung zugeführt werden.

Quellenangaben

- Untersuchungen, Erhebungen und Erfahrungen der Innovativen Umwelttechnik GesmbH.
- Unterlagen von Anlagenherstellern
- „Die kombinierte aerobe und anaerobe Biomüllbehandlung“, Seminarunterlagen anläßlich der Eröffnung der Biomüllbehandlungsanlage Salzburg-Siggerwiesen, Salzburger Abfallbeseitigungs GmbH, Salzburg, 1994.
- “Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich” (GUA & IFIP, 1998), unveröffentlicht.

8.2.3 Stoffliche Verwertung von Kunststoffen

Ausgangssituation

Der Input des Prozesses „Stoffliche Verwertung Kunststoffe“ kommt aus dem Prozeß „Sortierung Leichtverpackungen“ und setzt sich aus *sortenreinen Kunststofffraktionen* und einer *gemischten Hohlkörperfraktion* (hauptsächlich HDPE, wenig PP) zusammen.

Mehr als 70 % dieses Inputs werden zu Regranulat verarbeitet (LDPE, HDPE, LLDPE, PP und PS).

Ein Großteil der gemischten Hohlkörperfraktion wird nach der Aufschmelzung im Extruder direkt in fertige Formen gepreßt; das betrifft 7 % der gesamten Inputmenge.

Weitere 15 % sind Flaschen aus PET, die im Rahmen der Verwertung vor allem nach Farben sortiert, anschließend gemahlen und von Fremdstoffen befreit (gewaschen) werden. Die Sekundärrohstoffe aus diesem Verwertungsprozeß sind Flakes (Mahlgut).

Die übrigen 7 % des Inputs sind Styroporverpackungen (EPS), die derzeit hauptsächlich gemahlen und als Zuschlagstoff für verschiedene Anwendungen im Baubereich verwendet werden.

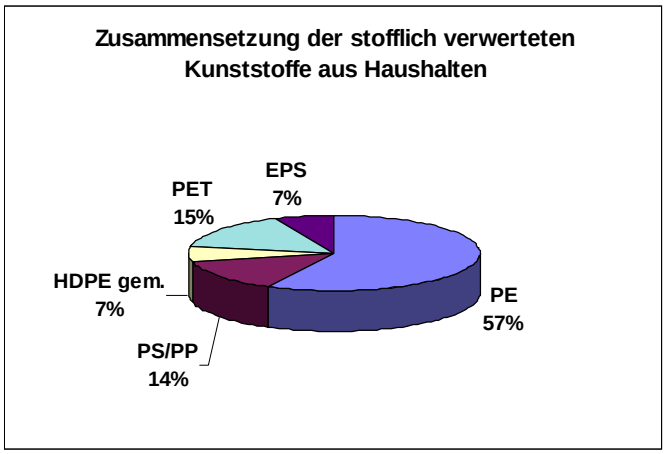


Abbildung 8-3: Zusammensetzung des Inputs der stofflichen Kunststoffverwertung (ohne stoffliche Verwertung der Mischkunststofffraktion). Quellen: ARGEV - Leistungsbericht 1996, (GUA, 1997).

Zusätzlich zu den bisher genannten Bereichen der stofflichen Verwertung wird seit 1996 auch ein Teil der Mischkunststofffraktion (Sortierrest der „Sortierung Kunststoffe“, oft auch als „thermische Fraktion“ bezeichnet) durch die Fa. Böhler in Lauterach/Vbg. zu Dachziegeln, Rasengittersteinen und ähnlichen Produkten verarbeitet. Da sich einerseits der Input (nur 3/4 Kunststoffanteil, 1/4 Reststoffe) und die Substitutionseffekte (Ersatz von Beton oder Ton) gravierend von den übrigen Bereichen der stofflichen Verwertung unterscheiden und andererseits noch offen ist, in welchem Ausmaß sich ein Markt für die genannten Produkte bilden wird, ist diese Art der stofflichen Verwertung im vorliegenden Modell nicht berücksichtigt. Die entsprechende Menge (ca. 3.000 t/a inklusive Reststoffe) wird hier zunächst also weiterhin der thermischen Verwertung zugeordnet.

Neben der Sammlung von Verpackungen aus Kunststoff gibt es derzeit auch noch andere Sammelaktivitäten, z. B. für Bodenbeläge aus PVC, für Weichschaumstoffe, für Scheckkarten sowie für Medikamentenblister. Die Sammelmengen liegen insgesamt in der Größenordnung von 100 t/a und sind damit derzeit gegenüber den hier behandelten 19.150 t/a mengenmäßig unbedeutend.

Anlagentechnik

Im Rahmen dieser Arbeit wird der gesamte Prozeß der stofflichen Verwertung von Kunststoffen einheitlich als Verarbeitung der Kunststoffabfälle zu Regranulat modelliert[26], da für diesen Bereich, der mehr als 70 % der Inputmenge abdeckt, gute Daten zur Verfügung stehen.

Güterflüsse, Energie, Kosten

In einigen Anlagen werden bei der Aufgabe der Kunststoffabfälle noch einmal Störstoffe (unerwünschte Kunststoffsorten, Verbundstoffe, andere Reststoffe) manuell aussortiert. Danach werden die Kunststoffabfälle zerkleinert, gewaschen, in einem Hydrozyklon oder einem Schwimm-Sink-Becken von Fremdstoffen getrennt, entwässert, getrocknet und im Extruder aufgeschmolzen und granuliert. Das Produkt dieses Verwertungsprozesses ist sortenreines Sekundärgranulat („Regranulat“).

Die Reststoffe sind die manuell aussortierten Störstoffe, Abwasserschlamm aus dem Waschvorgang und die Rückstände aus dem Hydrozyklon bzw. dem Schwimm-Sink-Becken (Kunststoffschnitzel von Fremdkunststoffen oder mit Etiketten, verschiedene Störstoffe etc.). Das Abwasser aus dem Waschvorgang wird mehrfach im Kreis geführt, durchläuft zwischendurch ein Absetzbecken und wird schließlich in der Regel an eine kommunale Kläranlage weitergegeben.

Für die Produktmenge und die Reststoff-Fraktionen gibt die Fa. Ecoplast in Wildon/Stmk. folgende Mengen an (Feuchtsubstanz, bezogen auf eine Tonne Input inklusive Feuchtigkeit und Haftschmutz):

- 845 kg Regranulat pro Tonne Input
- 35 kg Abwasserschlamm pro Tonne Input
- 95 kg manuell aussortierte Fremdstoffe und Hydrozyklon-Reject pro Tonne Input

Messungen zur Trockensubstanz im Ablauf an die Kläranlage und zum Wassergehalt des Klärschlamms (Preßkuchen) und des Rejects liegen nicht vor. Für die Erstellung einer groben Massenbilanz für die stoffliche Kunststoffverwertung werden folgende Werte angenommen:

- 20 kg manuell aussortierte Fremdstoffe und 75 kg Hydrozyklon-Reject pro Tonne Input
- 20 % Nicht-Kunststoffe in aussortierten Fremdstoffen und im Hydrozyklon-Reject
- Wassergehalt Reject: 50 %
- Wassergehalt Abwasserschlamm: 60 %
- gleiche Trockensubstanzmenge im Ablauf wie im Abwasserschlamm
- 4,4 kg Draht pro Tonne Input

Der Wassergehalt des Inputmaterials wird aus dem Prozeß der Sortierung übernommen. Mit den genannten Werten kann eine Massenbilanz erstellt werden, bei der die Massen an Feuchtigkeit, Haftschmutz, Kunststoffe und Nicht-Kunststoffe für alle Input- und Outputgüter errechnet werden. Die oben angenommenen Werte wurden schließlich so ausgewählt, daß sich für möglichst viele Teile der Massenbilanz plausible Werte ergeben. Aufgrund der vielfältigen Abhängigkeiten zwischen den Daten dieser Bilanz sind Abweichungen von den angenommenen Werten nur sehr eingeschränkt möglich.

Zusätzlich wird nun berücksichtigt, daß diese Zahlen Durchschnittswerte sind, die sich aus der gemeinsamen Verwertung von stärker verschmutzten Abfällen aus der Haushaltssammlung (ca. 40 %) und geringer verschmutzten Abfällen aus der betrieblichen Sammlung (ca. 60 %) ergeben. Ausgehend der groben Abschätzung, daß bei der Haushaltsware die Reststoffintensität etwa 1,5 mal so hoch sein dürfte wie bei den übrigen Fraktionen, ergeben sich folgende Produkt- und Reststoffmengen für Haushaltssammelware (alle Angaben beziehen sich auf die Input-Feuchtsubstanz):

[26] In dieser Verarbeitung sind das Zerkleinern, Waschen, Trennen, Trocknen, Extrudieren und Granulieren der Kunststoffabfälle eingeschlossen.

- 81,5 % Regranulat
- 2,5 % manuell aussortierte Störstoffe
- 9,0 % Reject
- 4,0 % Klärschlamm
- 2,5 % Trockensubstanz im Ablauf zur Kläranlage
- 0,5 % Drähte

Die Massenbilanz liefert auch eine wahrscheinliche Zusammensetzung des Inputs (ebenfalls bezogen auf Haushaltssammelware), nämlich

- 87,0 % Kunststoff
- 1,8 % Nicht-Kunststoffe
- 4,4 % Haftschmutz
- 6,8 % Wassergehalt[27]

Aus diesen Kennwerten errechnet sich aus ca. 19.150 t/a Input eine produzierte Regranulatmenge von ca. 15.600 t/a, Reststoffe mit insgesamt 3.000 t/a und Trockensubstanz im Abwasser von ca. 500 t/a. Die gesamte Mischung der Reststoffe wird dem Prozeß „Industrielle Wirbelschichtverbrennung“ übergeben (Wassergehalt = 44 %, H_u = 15,8 MJ/kg). In der Praxis werden die Reststoffe derzeit noch größtenteils deponiert, was aber nach Inkrafttreten der Ablagerungsbestimmungen der Deponieverordnung nicht mehr möglich sein wird.

Auch zu den CSB-Emissionen im Abwasser an die Kläranlage liegen keine Messungen vor. Als Obergrenze für die CSB-Fracht wurden der Fa. Ecoplast 450 kg CSB pro Tag vorgeschrieben. Nimmt man an, daß 2/3 dieses Potentials ausgeschöpft werden, ergeben sich ca. 10 kg CSB pro Tonne Input an Kunststoffabfall bzw. 12,5 kg/t Haushaltssammelware. Der Wirkungsgrad für den CSB-Abbau in der kommunalen Kläranlage wird mit 80 % angenommen, womit 2,5 kg/t Input nach biologischer Reinigung im Ablauf der Kläranlage verbleiben.

Für den Stromverbrauch bei der beschriebenen Kunststoffverwertung liegen sehr unterschiedliche Angaben vor. Auf Basis der Werte eines bedeutenden Anlagenbauers ergeben sich 1.460 kWh/t Input (GUA, 1994). Ecoplast gibt den Energieverbrauch mit 660 kWh Strom pro Tonne Input und 165 kWh/t Input in Form von Heizöl (für Heißwasser, Heißdampf und Gebäude) an. Für die vorliegende Berechnung werden 800 kWh Strom pro Tonne Input und 18 l Heizöl pro Tonne Input verwendet.

Der Kostenkalkulation basiert auf Angaben von (HUBER et al., 1993), die durch Erfahrungen der GUA aufgrund von Studien in der Vergangenheit in diesem Bereich weiter differenziert wurden (GUA, 1997). Der Kalkulation liegt eine voll ausgelastete Anlage[28] mit einem Input von 1 t/h oder 5.400 t/a zugrunde. Im vorliegenden Modell werden neun Anlagen dieser Größe bereitgestellt. Die zu verarbeitende Menge an Kunststoffabfällen aus dem Haushaltsbereich macht dann etwa 40 % der Gesamtkapazität aus, was ziemlich genau dem derzeitigen Mengenverhältnis bei der stofflichen Kunststoffverwertung in Österreich entspricht. Die übrigen 60 % der gesamten verwerteten Menge sind Kunststoffabfälle aus der betrieblichen Sammlung oder aus dem Import.

Einige Kostenstellen werden stark von der Qualität des Inputmaterials beeinflußt, insbesondere Reparatur/Wartung/Instandhaltung, Maschinentechnik, Wasserverbrauch, Heizölverbrauch, Reststoffentsorgung und proportionale Personalkosten. Die vorliegende Kalkulation unterscheidet daher in den

[27] Zum Vergleich: GALLENKEMPER & DOEDENS (1994) geben die Verschmutzung von Folien und Hohlkörpern im Leichtstoffsack mit 10 - 15 % an.

[28] Es wird angenommen, daß Veränderungen beim Input aus Haushalten durch die Anpassung der aus anderen Bereichen bezogenen Mengen kompensiert werden können.

genannten Bereichen zwischen den spezifischen Kosten der Haushalts-Fraktion und den spezifischen Kosten des betrieblichen Inputs. Das Verhältnis der spezifischen Kosten wird dabei so gewählt, daß die zuletzt errechneten Zuzahlungen für die beiden Inputqualitäten ungefähr die heute gegebenen Verhältnisse widerspiegeln.

Mit einem Faktor von 2 bei den spezifischen Kosten der Haushalts-Fraktion gegenüber dem Input aus betrieblicher Sammlung ergeben sich Zuzahlungen von ca. 3,00 ATS/kg für den Haushaltsbereich und ca. 1,50 ATS/kg für den betrieblichen Bereich. Dem Erlös für Regranulat liegt ein Preis von 5,00 ATS/kg zugrunde. Die reinen Kosten der stofflichen Kunststoffverwertung betragen nach der vorliegenden Kalkulation 6,30 ATS/kg für den Input aus der Haushaltssammlung und 4,80 ATS/kg für den Input aus der betrieblichen Sammlung. Wagnis und Gewinn werden mit 10 % dieser Beträge festgelegt.

Substitution

Das im Rahmen der stofflichen Kunststoffverwertung hergestellte Regranulat wird mittlerweile in vielen Bereichen der Kunststoffverarbeitung eingesetzt. Die wichtigsten Produkte, die teilweise oder zur Gänze aus Sekundärgranulat bestehen können, sind Folien für den Baubereich und die Landwirtschaft, Müllsäcke, Rohre und andere Bauelemente, Flaschen, Eimer, Büroartikel, Pflanztöpfe und dergleichen.

In allen Fällen substituiert der verwendete Sekundärrohstoff Frischgranulat aus der Primärproduktion. Um zu berücksichtigen, daß in einigen wenigen Fällen die Wandstärke des Produktes aus Regranulat etwas höher ist als beim gleichen Produkt aus Primärgranulat wird mit einem durchschnittlichen Substitutionsfaktor von 90 % gerechnet. Die substituierte Menge an Primärgranulat aufgrund der stofflichen Verwertung von Altkunststoffen aus Haushalten beträgt damit ca. 12.600 t/a.

Über den Verbrauch von Energieträgern, der mit der Produktion dieser Menge an Primärgranulat verbunden ist, liefern die Ökobilanzen von (BOUSTEAD, 1993) detaillierte Angaben. Tabelle 8-4 gibt den Energiebedarf bei der Produktion verschiedener Kunststoffsorten an, ohne jedoch den Aufwand für Gewinnung, Aufbereitung und Transport dieser Energieträger zu berücksichtigen, da diese zusätzlichen Beiträge im vorliegenden Modell an anderer Stelle einbezogen werden. Für die Bildung des gewichteten Mittelwerts wird die bereits dargestellte Sortenstruktur des Inputs in die stoffliche Verwertung von Altkunststoffen aus Haushalten verwendet.

Tabelle 8-4: Energiebedarf in MJ pro kg Kunststoff bei der Produktion verschiedener Kunststoffsorten

MJ/kg Kunststoff	Strom	Heizöl	Erdgas	Sortenstruktur
PE	2,6	11,2	18,0	64%
PET	2,7	11,4	14,2	15%
PP	2,4	14,1	10,3	7%
PS	1,5	14,9	29,9	7%
EPS	1,3	20,3	19,5	7%
gew. Mittelwert	**2,4**	**12,3**	**17,8**	**100%**

Die mit der Primärproduktion verbundenen Emissionen ergeben sich aus den jeweiligen, ebenfalls für das gesamte Modell einheitlich festgelegten Emissionsfaktoren der einzelnen Energieträger. Die Abfallmengen aus der Primärproduktion liegen in der Größenordnung von nur 1 % der Produktionsmenge (FEHRINGER & BRUNNER, 1997) und werden daher in dieser Arbeit nicht betrachtet. Die CSB-Emissionen aufgrund der Primärproduktion wurden (HABERSATTER, 1998) entnommen und betragen für die gegebene Sortenstruktur etwa 1,3 kg pro Tonne Kunststoff.

Quellenangaben

- "Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich" (GUA & IFIP, 1998), unveröffentlicht.
- Aktuelle Daten aus Beobachtung der Marktsituation.
- HABERSATTER, 1998.

8.2.4 Stoffliche Verwertung von Nichteisen-Metallen

Ausgangssituation

Es werden an dieser Stelle nur Aluminium[29]-Verpackungen betrachtet, wobei die Sammelmenge im Jahr 1996 weniger als 2.000 t/a betragen hat.

Anlagentechnik und Input

Prinzipiell kann das Umschmelzen von sekundärem Aluminium entweder unter einer Salzdecke oder im 2-Kammerverfahren mit Nachverbrennung erfolgen. Der Umschmelzvorgang erfolgt in Herd- oder Drehtrommelöfen. Der Vorteil des Umschmelzvorganges unter einer Salzdecke ist der geringe Schmelzverlust sowie die gute Entfernung der eingebrachten Verunreinigungen. Pro Tonne umgeschmolzenem Aluminium fällt jedoch ca. ½ Tonne Salzschlacke an, die einer weiteren Behandlung zugeführt werden muß. Als Alternative bieten sich deshalb 2-Kammerverfahren mit Nachverbrennung an.

Das gewählte 2-Kammerverfahren mit Nachverbrennung wurde für eine Größe von 40.000 t/a Input kalkuliert.

Güterbilanz

Der Input setzt sich dabei wie folgt zusammen:

- Rohaluminium 12.400 t/a
- Alu Schrott[30] 22.000 t/a
- Legierungsmetalle 2.700 t/a
- Kreislaufmetall[31] 3.300 t/a

Die Produktion ergibt ca. 34.600 t/a Gußlegierungen.

Energie und Kosten

Der Energiebedarf für 1 t Recycling-Aluminium liegt bei ca. 1.750 kWh[32], der sich im vorliegenden Fall aus elektrischer Energie, Heizöl schwer und Erdgas zusammensetzt. Der Energiebedarf des Recyclings liegt damit bei unter 5 % des Bedarfs zur Herstellung von Aluminiumbarren aus Primärrohstoff.

Die Erarbeitung der betriebswirtschaftlichen Grundlagen dieses Prozesses, die auf Basis einer existierenden österreichischen Anlage erstellt wurden, kann aufgrund der unzureichenden Unterlagen nur in unzufriedenstellender Genauigkeit erfolgen.

---

29 Die Nicht-Eisen-Metalle der Verpackungssammlung bestehen zum überwiegenden Teil aus Aluminium, weshalb eine Reduzierung auf diese Gruppe jedenfalls gerechtfertigt werden kann.

30 In dieser Menge sind die knapp 2.000 t/a Verpackungsabfälle enthalten.

31 Bearbeitungsabfälle wie Späne, Gießreste und Ausschuß.

32 Diese Angabe beinhaltet noch nicht die Bereitstellungsenergie.

Die Gesamtinvestition wird mit ca. 300 Mio ATS angenommen.

Es ergeben sich Kosten von ca. 5.000 ATS/t. Aufgrund der derzeitigen Marktlage ist davon auszugehen, daß auch bei Berücksichtigung eines Qualitätsverlustes des Endproduktes im Bereich des Recyclings enorme Gewinne lukriert werden.

Emissionen

Es liegen sehr detaillierte Daten zu den Emissionen des Recyclings vor (HABERSATTER et al. 1998). Es kann dabei jedoch nicht speziell auf die hier gewählte Technologie des 2-Kammerverfahrens mit Nachverbrennung eingegangen werden.

Substitution

Die Substitution von Rohstoffen, Emissionen und Energie kann ebenfalls auf Basis sehr breiter Literaturangaben (HABERSATTER et al., 1998) durchgeführt werden. Besonders aufgrund der enormen Energieersparnis des Recyclings ergeben sich bekannterweise sehr große spezifische Substitutionseffekte.

Quellenangaben

- "Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich" (GUA & IFIP, 1998), unveröffentlicht.
- HABERSATTER, 1998.

8.2.5 Stoffliche Verwertung von Eisenmetallen

Ausgangssituation

Der Anfall von Eisenabfällen kommt auch innerhalb des Haushaltsbereichs aus den verschiedensten Quellen. Neben den Anteilen aus der Verpackungssammlung fällt besonders die Masse an „Sperrigen Metallen" ins Gewicht. Aufgrund der guten Abtrennbarkeit von Eisenmetallen bei den verschiedensten Sortierprozessen kommen weitere Mengen aus Sperrmüllsortierung, MBA sowie auch aus den Schlacken diverser Verbrennungsanlagen.

Anlagentechnik und Input

Für das vorliegende Modell wurde eine Anlage zur Herstellung von Baustahl zugrundegelegt.

Eine derartige Anlage setzt sich im wesentlichen aus den Stufen Lichtbogenofen, Pfannenofen, Gießerei und Walzwerk zusammen. Der Input von 337.500 t/a liefert ca. 300.000 t/a Baustahl. Der Input besteht neben dem Haushaltsschrott aus diversen anderen Eisenschrotten.

Güterflüsse

Der Input aus dem Haushaltsbereich setzt sich für den Maßnahmenfall „Status quo" wie folgt zusammen:

- Fe-Verpackungen 33.460 t/a
- Eisen aus Verbrennungsschlacken 25.500 t/a
- Eisen aus mechanisch-biologischen Anlagen 10.300 t/a
- Sperrige Eisenmetalle 86.000 t/a

Daraus können rund 137.000 t/a Baustahl erzeugt werden.

Ca. 7 % des Inputs verlassen den Prozeß gasförmig und etwa 5 % des Inputs muß als Schlacke entsorgt werden.

Energie und Kosten

Der Energiebedarf für 1 t Recycling-Baustahl liegt bei ca. 1.300 kWh[33], der sich in diesem Fall aus elektrischer Energie, Heizöl schwer und Erdgas zusammensetzt. Der Energiebedarf des Recyclings liegt damit bei unter 25 % des Bedarfs zur Herstellung von Baustahl aus Eisenerz.

Die Gesamtinvestition wird mit ca. 1,4 Milliarden ATS angenommen, die anteiligen Investitionen für den Haushaltsschrott errechnen sich zu ca. 550 Mio. Neben den Kosten für Energieträger und RWU bilden die Personalkosten von ca. 65 Mio ATS nur eine relativ kleine Position der Gesamtanlage.

Es ergeben sich spezifische Kosten (ohne Wagnis und Gewinn) von ca. 2.570 ATS pro Tonne Altstoff. Unter der Voraussetzung einer Qualitätsminderung des Endprodukts ergibt sich ein Preis von ziemlich genau 0 ATS für den Haushaltsschrott.

Substitution

Die Substitution von Rohstoffen, Emissionen und Energie kann ebenfalls auf Basis sehr breiter Literaturangaben (HABERSATTER et al. 1998) durchgeführt werden. Besonders aufgrund der hohen Energieersparnis des Recyclings (vor allem Steinkohle, elektrische Energie) ergeben sich bekannterweise sehr große spezifische Substitutionseffekte.

Quellenangaben

- "Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich" (GUA & IFIP, 1998), unveröffentlicht.
- HABERSATTER, 1998.

8.2.6 Stoffliche Verwertung von Glas

Ausgangssituation

In Österreich erfolgt die Verwertung von Glas an den drei Standorten Kremsmünster, Köflach und Pöchlarn in sehr verschiedenen Größenordnungen. Da über die Firma Vetropack keine Daten erhoben werden konnten, diente eine Anlage in Deutschland als Grundlage für die Datenerhebung. Wenngleich die gewählte Größe deutlich unter jener der Firma Vetropack in Pöchlarn liegt, so sind alle erhobenen Werte vermutlich dennoch durchaus vergleichbar.

Anlagentechnik und Input

Die Lagerung der Rohstoffe sowie Fremdscherben und Eigenscherben erfolgt in Silos. Mittels Fördertechnik und Waagen erfolgt die Dosierung der Rohstoffe im Gemengehaus. Anschließend wird das Gemenge in einen Wannensilo geleitet und zwischengelagert.

Über einen Einleger erfolgt das Einbringen des Gemenges in die Schmelzwanne. Nach dem Schmelzen des Gemenges zu einer Glasschmelze erfolgt die Läuterung und Homogenisierung derselben. Je ein Durchfluß verbindet die Schmelzwanne mit den Arbeitswannen. Nach Transport und Abkühlung der Glasschmelze erfolgt die Konditionierung der Glasschmelze in drei Vorherden. Feedermechanismen sind für Dosierung der Schmelze und Formung des Tropfens verantwortlich, der in IS-Maschinen (3 Stück) zu Glasbehältern geformt wird. Die Entspannung der Behältnisse erfolgt auf Kühlbahnen mittels Kühlofen.

[33] Diese Angabe beinhaltet noch nicht die Bereitstellungsenergie.

In drei Kalt-End-Linien erfolgt die Aussortierung fehlerhafter Glasbehälter. Palettierer sorgen schließlich für die Verpackung der Behälter auf Paletten, die noch einen Schrumpfofen passieren.

Der Input an Altstoff besteht ausschließlich aus Scherben der Glassortierung, derzeit unter 200.000 t/a. Der Anteil an Altscherben (Fremdscherben) beträgt rund 60% des Gesamtinputs. Die massemäßig wichtigsten Rohstoffe der Primärproduktion (restliche 40%) sind diverse Sande, Soda, Kalk & Dolomit sowie Feldspat.

Güterflüsse

Der Input (sortierte Altscherben) geht zu ca. 97% in das Produkt über. Die restlichen 3% fallen als Abgas an. Aufgrund der internen Wiederaufbereitung fallen keine Abwässer an.

Energie und Kosten

Der Bedarf an elektrischer Energie für Schmelzen, Konditionieren und Transport liegt bei rund 190 kWh pro Tonne Altscherben. Der Verbrauch an Erdgas für die Prozeßschritte Schmelzen, Homogenisieren, Läutern, Abkühlen und Entspannen liegt bei rund 120 m^3 pro Tonne Input. Bezogen auf das Endprodukt kann von einer Ersparnis von mehr als 20 % gegenüber der Primärproduktion ausgegangen werden.

Die Gesamtinvestition für den Bedarf von sechs Anlagen wird mit ca. 2,4 Milliarden ATS angenommen, die anteiligen Investitionen für den Haushaltsbereich errechnen sich zu knapp 1,5 Milliarden ATS.

Die Zuordnung der Investitionskosten auf Altscherben und Produktion aus Rohstoffen stellt ein schwieriges Problem dar. Während für die Produktion einer Tonne Glas rund 1,04 t Altscherben benötigt werden, muß aufgrund der gasförmigen Verluste der Primärrohstoffe (Chemische Reaktion von Soda; Trocknungsverluste, etc.) mit rund 1,28 t Rohstoffe pro Tonne Produkt gerechnet werden. Der Masseverlust erfolgt dabei im wesentlichen im Schmelzofen. Um die Investitionskosten verursachergerecht zuteilen zu können, wurden die Kosten der einzelnen Aggregate erhoben und gemäß der passierenden Tonnage zugeordnet. Dabei wurden auch jene Einrichtungen getrennt zugeordnet, die nur für Primärproduktion bzw. nur für Altscherbenverarbeitung benötigt werden. In der Zuordnung wurde nicht berücksichtigt, daß eventuell eine unterschiedliche Abnützung, etc. von Anlagenteilen aufgrund der unterschiedlichen Materialien erfolgen kann (Zuteilung rein nach Gewicht). Aufgrund des mittleren "Glasfaktors" (Anteil des Inputs, der massemäßig ins Endprodukt übergeht) der Rohstoffe der Primärproduktion von 0,816 sind die spezifischen Investitionen der Primärproduktion höher als im Fall der Verarbeitung von Altscherben.

Der entscheidende Kostenfaktor der Anlage sind die Personalkosten, die mehr als 50% der betriebswirtschaftlichen Kosten betragen. Folgender Personalbedarf wird zugrundegelegt:

Qualifikation	Anzahl
Geschäftsführer	2
Leitende Funktion	4
Schichtführer	15
Facharbeiter	30
Hilfskräfte	120
Angestellte	79
Summe	**250**

Aufgrund der Kalkulation der Anlage ergibt sich ein Inputpreis der sortierten Altscherben von ca. 2.200 ATS pro Tonne.

Der Gesamterlös des Produkts "Behälterglas aus Altscherben" wird mit über 1,1 Milliarden ATS ab Werk abgeschätzt.

Emissionen

Die CO_2-Emissionen betragen als mengenmäßig bedeutendste Emission rund 300 kg/t Altscherben (Input). Sämtliche anderen im Modell verwendeten Emissionen sind im Anhang ersichtlich.

Substitution

Die Substitution von Energie und Emissionen ist in erster Linie durch die Massenverluste der Rohstoffe im Prozeß selber gegeben.

Aufgrund der großen Mengen an Altscherben wird eine sehr beträchtliche Menge an Rohstoffen eingespart.

Quellenangaben

- "Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich" (GUA & IFIP, 1998), unveröffentlicht.
- HABERSATTER, 1998.

8.3Behandlung

8.3.1 Thermische Behandlung

Eine im Rahmen der Arbeit zu bewältigende Schwierigkeit besteht darin, daß insbesondere bei den thermischen Verfahren zur Auswahl stehende technische Lösungen teilweise erst auf dem Papier existieren. Dementsprechend unterschiedlich sind die Kenntnisse über betriebswirtschaftliche Kosten, verwertbare Produkte, Emissionen und Rückstandsqualitäten. Daher müssen in einigen Bereichen plausible und möglichst praxisnahe Werte abgeschätzt werden, um auch diese Varianten berücksichtigen zu können.

In der Frühphase dieser Studie wurde eine Vielzahl möglicher Verfahren und Verfahrensvarianten zur thermischen Behandlung von Abfällen untersucht und eine erste Auswahl davon erstellt und genauer bearbeitet. Im Laufe des Projektes wurde diese Verfahrensauswahl insoweit eingeschränkt, als daß für bestimmte Verfahrensgruppen typische Prozesse ausgewählt und diese in das Rechenmodell eingearbeitet wurden. Der Vollständigkeit halber sind auf den folgenden Seiten die nach der ersten Selektion in Betracht gezogenen Verfahren beschrieben, wobei jedoch bei den im Rechenmodell letztendlich nicht verwendeten Verfahren (die jedoch aufgrund der Erfordernisse des zeitlichen Planungshorizontes des Projektes teilweise modelliert wurden) dies in der Überschrift durch die Ergänzung „nicht implementiert" angegeben wird.

8.3.1.1 Konventionelle Rostfeuerung (ohne Nachbehandlung der Sekundärabfälle)

Die Rostfeuerung ist das klassische Verfahren zur thermischen Behandlung von Abfällen. In Österreich sind derzeit drei Rostfeuerungsanlagen für Restmüll im Einsatz (Wels, Spittelau, Flötzersteig).

Die Gesamtkapazität dieser 3 Anlagen beläuft sich auf rund 520.000 t/a.

Die Rostfeuerungstechnik ist ausgereift, technisch sicher und für ein breites Band von Abfällen einsetzbar.

Input und Anlagengrößen

In den Rostfeuerungsanlagen in Österreich werden Restmüll aus Haushalten, Abfälle von Sortierprozessen sowie Industrie- und Gewerbemüll einer thermischen Behandlung unterzogen. Entsprechend der Systemdefinition werden die ersten beiden Abfallgruppen sowie die höherkalorische Schwerfraktion aus der MBA der Maßnahmenfälle 3c und 3d als Input für den Prozeß der Rostfeuerung angenommen.

Aufgrund der im Vergleich zu den variablen Betriebskosten relativ hohen Investitionskosten wird vielfach eine untere wirtschaftliche Anlagengröße von ca. 60.000 t/a angegeben. Diese Kapazität entspricht auch der Anlagenkapazität von Wels. Die beiden Anlagen in Wien verarbeiten zusammen ca. 460.000 t/a. Somit können im Rechenmodell Anlagen mit Kapazitäten von 60.000 t/a, 150.000 t/a und 300.000 t/a angenommen werden, die auch den vergleichbaren Anlagen in Österreich entsprechen.

Anlagenbeschreibung

Nach der Anlieferung werden die Abfälle in einem Tiefbunker zwischengelagert. Sperrige Abfälle werden zerkleinert und ebenfalls in den Bunker eingebracht. Mit einem Krangreifer erfolgt eine teilweise mechanische Homogenisierung durch Umlagerung der verschiedenen Abfälle. Aus dem Bunker wird die Luft abgesaugt, um unkontrollierte Emissionen zu vermeiden.

Der Krangreifer transportiert den Abfall in die Dosiervorrichtung des Feuerraumes. Der Abfall wird mit Hilfe von Stößel- oder Banddosiervorrichtungen der Feuerung so zugeführt, daß die Schütthöhe möglichst konstant bleibt.

Die durch die Abfallschüttung strömende Luft reagiert mit der organischen Substanz und führt sie in die Oxidationsprodukte wie z. B. Kohlendioxid, Wasser und Schwefeloxide über. Organisch gebundene Schadstoffe werden in die Gasphase übergeführt oder durch die Verbrennung zerstört (z. B. Dioxine und chlorierte Kohlenwasserstoffe).

Durch die Anordnung einer Nachbrennkammer wird ein guter Ausbrand der Gase erzielt. Bei einer genügend hohen Temperatur (850 ^{o}C) und einer ausreichenden Verweilzeit wird die organische Substanz bis auf geringe Spuren vollständig transformiert.

Nach dem Austritt der Rauchgase aus dem Dampferzeuger enthalten diese noch Reststaub, dampfförmige Schwermetalle (Cadmium, Quecksilber), gasförmige Schadstoffe sowie nicht vollständig ausgebrannte Kohlenwasserstoffe.

Für die Abscheidung der mit Schwermetallen belasteten Flugstäube werden hochwirksame elektrostatische Abscheider oder auch Gewebefilter mit Abscheidegraden von über 99 % eingesetzt. Beide Filtersysteme gewährleisten die Einhaltung der in den Emissionsvorschriften festgelegten Grenzwerte für den Staubgehalt.

Der Staubabscheidung folgt die Entfernung gasförmiger Schadstoffe, die sich im Rauchgas befinden. Die besten Reinigungseffekte werden durch eine Gaswäsche (Naßverfahren) erreicht. Das Rauchgas wird dabei in Wäschern intensiv mit Wasser in Kontakt gebracht, in welchem sich die Schadstoffe gemäß ihrem Absorptionsvermögen lösen und mit dem zugegebenen Reagenz, z. B. Kalkhydrat, reagieren.

Die Naßverfahren sind in der Lage, eine ausreichende Entfernung von Chlorwasserstoff, Fluorwasserstoff und Schwefeloxiden zu erreichen. Stickoxide können durch dieses Verfahren nicht aus dem Rauchgasstrom entfernt werden. Durch intensive Kreislaufführung werden die Waschwässer gut genützt. Die selektive Entfernung der Rauchgasschadstoffe erlaubt es, aus dem Waschwasser durch Aufarbeitung in zusätzlichen Prozeßstufen verwertbare Produkte, wie Salzsäure, Natriumchlorid oder

Gips zu gewinnen. Zur Erreichung der Abwasserfreiheit werden die Waschwässer mit Hilfe der im Verbrennungsprozeß erzeugten Energie eingedampft.

Stickoxide werden im Gegensatz zu anderen gasförmigen Schadstoffen, deren Konzentration im Rauchgas vor allem von ihrem Gehalt im Einsatzmaterial abhängt, sowohl aus dem „Brennstoff"-Stickstoff als auch aus dem Stickstoff der Verbrennungsluft gebildet. Die Notwendigkeit der Entfernung der Stickoxide aus dem Verbrennungsgas wird daher wesentlich von der Prozeßführung der Anlage bestimmt. Durch geeignete Gestaltung der Prozeßführung können die Bedingungen für die Bildung der Stickoxide stark beeinflußt werden (= primäre Maßnahmen, wie z. B. NO_x-arme Brenner).

Zur Reduzierung bereits entstandener Stickoxide gibt es ein Reihe von Möglichkeiten, die auf der Umwandlung der Stickoxide in Stickstoff und Wasserdampf durch Reaktion mit Ammoniak basieren (= sekundäre Maßnahmen).

Die bisher betrachteten Stufen zur Reinigung der Verbrennungsgase genügen den Anforderungen an die Emissionsgrenzwerte für Dioxine und Furane noch nicht in jedem Fall. Bei Anlagen mit weniger gut optimierten Gasreinigungsprozessen konnte nach der Zerstörung von Dioxinen/Furanen im Feuerraum deren Neubildung im Rauchgas (De-novo Synthese) nachgewiesen werden. Durch den Einsatz von Aktivkoksfiltern können aber auch die vorgeschriebenen Grenzwerte für die Dioxine und Furane unterschritten werden. Für die Abscheidung von Dioxinen/Furanen und anderen organischen Kohlenwasserstoffen können aber auch Oxidationskatalysatoren eingesetzt werden. Neben dem Ausbrand der Gase müssen auch die Mineralstoffe von restlichen organischen Anteilen befreit werden, damit die verbleibenden Schlacken ohne Nachbehandlung, also bei Ablagerung auf Deponien, nur mehr ein geringes biochemisches Reaktionspotential aufweisen.

Bei der Anlagengröße von 60.000 t/a wird von einem einlinigen, bei 150.000 t/a und bei 300.000 t/a von einem mehrlinigen Betrieb ausgegangen.

Güterbilanz

An Reststoffen bei der Rostverbrennung werden für die drei gewählten Anlagengrößen jeweils 25,5 Gew.-% Asche und Schlacke, 0,2 Gew.-% Filterrückstände aus der Rauchgasreinigung sowie fast 3 Gew.-% Eisenschrott angesetzt. Der Abwasseranfall beträgt 0,2 Gew.-%.

Im Modell wurden folgende Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe verwendet:

Tabelle 8-5: Transferkoeffizienten Feuchtsubstanz für die konv. Rostfeuerung in Prozent (FEHRINGER et al, 1997), (GUA, 1999), Daten von Betreibern.

Transferkoeffizienten für Güter (FS)					
	FE Schrott	Asche und Schlacke	Filterrückstände	Abwasser	gasf. Emissionen
Gut	2,80	25,50	0,20	0,20	71,30
Wassergeh. (%)	-	5	0	98	-
Transferkoeffizienten für Stoffe (FS)					
C	0,01	1,45	0,20	0,34	98,00
N	0,01	1,45	0,20	0,34	98,00
S	0	86,00	6,00	8,00	0
Cl	0	46,00	0	54,00	0
Cd	0	99,50	0,40	0,02	0,08
Hg	0	46,00	50,00	0	4,00
Pb	0	99,90	0,10	0	0
Zn	0	99,88	0,10	0	0,02

Beim Verfahren der Rostfeuerung ohne Nachbehandlung der Sekundärabfälle werden Asche und Schlacke auf eine Reststoffdeponie und die Filterrückstände auf eine Untertagedeponie verbracht. Der Eisenschrott wird einer stofflichen Verwertung zugeführt.

Energie

Die im Verbrennungsgas enthaltene Wärmeenergie wird in einem Dampferzeuger verwertet. Der entstehende Wasserdampf kann für die Fernwärmeversorgung genutzt werden. Da Fernwärme aber nicht überall und nicht kontinuierlich absetzbar ist, kann der Dampf in Kondensationsturbinen zur alleinigen Erzeugung von elektrischer Energie verwendet werden.

Bei den vorliegenden Prozessen wird von einer gemischten Erzeugung von Wärme und elektrischer Energie ausgegangen.

Der Bruttoverstromungswirkungsgrad von 10% wurde Erfahrungswerten von bereits bestehenden, nach dem Stand der Technik ausgestatteten Rostfeuerungsanlagen entnommen. Für die Erzeugung von Wärme wurde ein thermischer Bruttowirkungsgrad von 70% angenommen, wobei sich die Wärmenutzung zu 30% auf Haushalte und zu 70% auf die Industrie aufteilt.

Aus dem Energieinhalt der eingesetzten Abfälle und dem Wirkungsgrad ergibt sich die Bruttoenergieproduktion der Anlage. Abzüglich des Eigenverbrauchs an elektrischer Energie ergibt sich der Nettoenergiegewinn.

Kosten

Die Investitionskosten für die Rostfeuerung wurden für die 60.000 t-Anlage mit ca. 1 Mrd. ATS, für die 150.000 t-Anlage mit 1,7 Mrd. ATS und für die 300.000 t-Anlage mit 2,2 Mrd. ATS angesetzt.

Der Personalbedarf sowie die Personalkosten gliedern sich für die gewählten Anlagengrößen folgendermaßen:

Tabelle 8-6: Personalkosten der Rostfeuerung (GUA, eigene Berechnungen).

	Anlagenkapazität in t/a		
	60.000	150.000	300.000
Geschäftsführer	1	1	1
Betriebsleiter	1	1	1
Warte	4	4	4
Schichtmeister	4	4	4
Facharbeiter	19	24	30
Hilfskräfte	7	9	11
Verwaltung	1	2	2
Personalkosten [Mio. ATS/a]	17,1	20,3	23,4

Für die Kosten von Reparatur, Wartung und Unterhalt (RWU) wurden als Fixkostenbestandteil 1% der Investitionskosten für Bauteil und Außenanlagen angesetzt. Der proportionale Kostenanteil RWU beträgt 5% der Investitionskosten für die Maschinentechnik. Für die Versicherungskosten wurde 1,2% der Gesamtinvestition (exklusive Planungskosten) angesetzt. Abgaben werden mit 0,5% der Gesamtinvestition ohne Planungskosten berechnet.

Als Input-Übernahmepreise ergeben sich für die drei gewählten Anlagengrößen mit den Kapazitäten 60.000 t/a, 150.000 t/a und 300.000 t/a ca. 3.300 ATS/t, 2.100 ATS/t und 1.500 ATS/t.

Emissionen

An Emissionen über den Luftpfad sind die gasförmigen Verbindungen zu nennen und jener Staub, der über die Rauchgase ausgetragen wird. Durch die sensibilisierte Öffentlichkeit und die damit verbundenen strengen gesetzlichen Emissionsbestimmungen wurde der technische Standard der Abgasreini-

gung in den letzten Jahren stark erhöht, so daß bei der Rostverbrennung im Vergleich zu anderen industriellen Prozessen sehr geringe Emissionswerte eingehalten werden müssen und können.

Die für diesen Prozeß emissionsrelevanten Werte sind in der Datensammlung enthalten. Moderne Rostfeuerungs-anlagen können weitgehendst abwasserfrei arbeiten, sodaß eine Behandlung und Reinigung von Abwasser lediglich in geringem Maße erforderlich ist.

Erfahrungswerte

Müllverbrennungsanlagen mit konventioneller Rostfeuerungstechnik sind seit Jahren Stand der Technik.

8.3.1.2 Rostfeuerung mit Nachbehandlung der Sekundärabfälle

Diese Verfahren gleichen bezüglich der zentralen Verbrennungstechnik den im vorigen Abschnitt beschriebenen. Zusätzlich werden hier aber die bei der Verbrennung entstehenden Outputs (Asche, Schlacke, Filterstäube, Abwasser) weiter behandelt. Dafür gibt es eine große Anzahl an verschiedenen Möglichkeiten, die im Laufe der Studie zunächst systematisiert wurden. In einem zweiten Schritt wurden die vielversprechendsten Verfahren ausgewählt, modelliert und kalkuliert. Es wurden jene konkreten Verfahren als Vertreter einer Verfahrensgruppe ausgewählt, die einerseits ihre Funktionsfähigkeit gezeigt haben und wo andererseits die vorhandene bzw. zur Verfügung gestellte Datenlage prinzipiell eine sehr praxisnahe Modellierung erwarten läßt..

Für die Rostfeuerung mit Nachbehandlung der Sekundärabfälle wurden zwei Varianten betrachtet, und zwar einerseits die Hochtemperaturbehandlung der Sekundärabfälle sowie als zweite grundsätzliche Möglichkeit deren Niedertemperaturbehandlung. Diese Möglichkeiten wurden ursprünglich ausgewählt, da sie verfahrenstechnisch sehr divergierende Wege zur Erreichung eines gemeinsamen Zieles darstellen und daher auch die anlagentechnische Ausführung sehr unterschiedlich ausfällt. Im Verlauf der Studie hat sich jedoch gezeigt, daß sich die Verfahrensgruppe der Rostfeuerung mit Hochtemperaturbehandlung der Sekundärabfälle in Hinblick auf deren erzielbare Qualitäten nicht wesentlich von den sogenannten „alternativen Verfahren“ unterscheidet, sodaß im Konsens mit den Auftraggebern beschlossen wurde, statt dessen nur einen Vertreter der Verfahrensgruppe der „alternativen Verfahren“ in das Rechenmodell zu integrieren (von-Roll-RCP-Verfahren).

8.3.1.2.1 Rostfeuerung mit Verfestigung der Sekundärabfälle

Anlagenbeschreibung

Bei dieser Verfahrensgruppe ist der konventionellen Rostfeuerung eine Zementverfestigung der Sekundärabfälle, d.h. wie bereits beschrieben die Vermischung von Asche, Schlacke und Zusatzstoffen mit Zement als hydraulischem Bindemittel nachgeschaltet. Dieses Verfahren wurde in der Modellierung gewählt, weil mit verhältnismäßig geringem Aufwand eine wesentliche Verbesserung des Auslaugverhaltens der Sekundärprodukte (Schlackenbeton) erzielt werden kann.

Güterbilanz

Für die Verfestigung von 1 t Asche und Schlacke werden 119 kg Zement, 40 kg Splitt und 57 l Frischwasser benötigt.

Kosten

Die Kosten für die Zementverfestigung von Asche und Schlacke werden mit 280 ATS/t angegeben.

Erfahrungswerte

Die beschriebene Zementverfestigung wird beispielsweise in Wien/Rautenweg seit vielen Jahren durchgeführt.

Quellenangaben

- Daten aus der strategischen Umweltprüfung (SUP) Wien, 2000.

8.3.1.3 Von-Roll-RCP-Verfahren

Input und Anlagengrößen

Das RCP-Verfahren („Recycled Clean Products“) wurde von der Schweizer Firma Von Roll Umwelttechnik AG entwickelt. Es zielt vor allem auf die Verwertung der Schlacke in der Zementindustrie und damit notwendigerweise auf eine weitgehende Schwermetallentfrachtung ab. Bei diesem Verfahren werden die Prozesse Pyrolyse und Verbrennung gekoppelt.

Das RCP-Verfahren wird in Leistungseinheiten von 45.000 t bis 150.000 t Abfälle pro Jahr angeboten. Für die gegenständliche Arbeit werden Anlagen mit einer Jahreskapazität von 67.500 t/a, 150.000 t/a sowie 300.000 t/a betrachtet, wobei letztere aus der 150.000 t-Anlage abgeleitet wird.

Anlagenbeschreibung

In dieser Studie wird die „produkt-optimierte“ Variante des RCP-Verfahrens zur Behandlung von Abfällen betrachtet, die auf ein Maximum an wiederverwertbaren Sekundärprodukten abzielt.

Die Abfälle werden ohne vorherige Aufbereitung in eine Pyrolysekammer eingebracht, die auf Basis einer Rostfeuerung entwickelt wurde. Neben Abfällen können auch Schlacken aus anderen Anlagen zugeführt werden. Die für die Pyrolyse erforderliche Energie wird durch Vergasung der flüchtigen Pyrolyseprodukte mit Sauerstoff erzeugt. Die gasförmigen und die festen Pyrolyseprodukte werden nachfolgend getrennt behandelt.

Durch weiteren Einsatz von Sauerstoff wird die Schlacke in einer Schmelzkammer vom Restkohlenstoff befreit und anschließend im sog. HSR-Prozeß (Hochtemperatur-Schmelz-Redox-Prozeß) in oxidierender und reduzierender Atmosphäre behandelt. Bei dieser mehrstufigen Behandlung verdampfen die Schwermetalle weitgehend. Unterhalb der flüssigen Schlacke wird eine Kupfer-Eisen-Legierung als Schmelze abgetrennt. Die von Metallen verarmte Schlacke wird anschließend granuliert.

Einen Schnitt durch den HSR-Reaktor zeigt die folgende Abbildung:

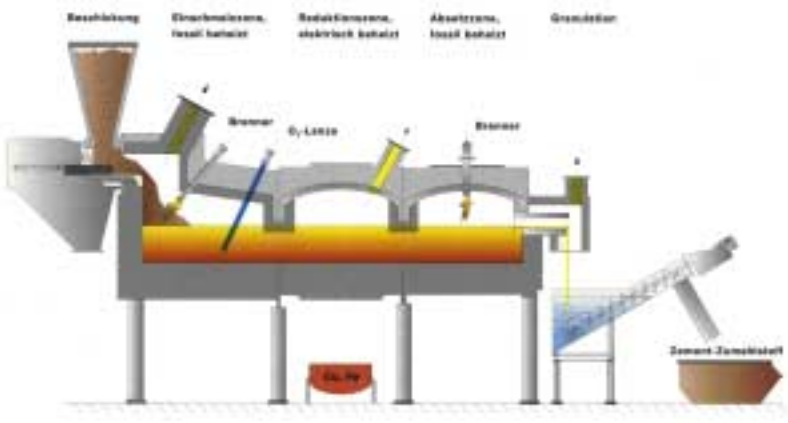


Abbildung 8-4: HSR-Reaktor

Die gasförmigen Pyrolyseprodukte werden in einer zirkulierenden Wirbelschicht mit Sauerstoff nachverbrannt. Durch den Einsatz von Sauerstoff anstelle von Luft kann die Rauchgasmenge aus der Verbrennung reduziert werden.

Über dem Sandwirbelbett sollen die Flugstäube abgeschieden werden, die bei der Energieauskopplung zu Betriebsstörungen führen können. Durch Zugabe von Ammoniak werden die Stickoxid-Anteile im Verbrennungsgas bereits im Wirbelschichtreaktor reduziert. Beim Standardkonzept des RCP-Verfahrens (nicht produkt-optimiert) wird im Wirbelschichtreaktor auch Kalk zur SO_2-Bindung zudosiert. Bei der betrachteten produkt-optimierten Variante sind die Rauchgasreinigung und Abwasserbehandlung derart ausgelegt, daß eine separate Abscheidung der Schadstoffe aus dem Rauchgas- und Abwasserstrom mit dem Ziel der Gipsgewinnung und Schwermetallkonzentrat-Erzeugung erfolgt.

Die Entstaubung erfolgt über einen Gewebefilter. Anschließend ist eine nasse Rauchgasreinigung vorgesehen, wobei nach Kühlung der Rauchgase mit Wasser bis auf Sättigungstemperatur und Abscheidung von Chlorwasserstoff sowie der restlichen Schwermetalle und Stäube im sauren Milieu der ersten beiden Stufen die getrennte SO_2-Abscheidung in einer neutralisierten Füllkörperstufe erfolgt. Die Waschwässer der sauren Stufen werden getrennt von denen der neutralen Abscheidestufe abgeschlämmt und separat weiterbehandelt, um möglichst konzentrierte wiederverwertbare Produkte zu bekommen.

In einem ersten Schritt wird der gesamte saure Teilstrom zur Abtrennung der Staubfracht mittels eines Kerzenfilters gereinigt und anschließend mit einem Selektiv-Ionentauscher die Quecksilberfracht entfernt.

Die im Gewebefilter abgeschiedenen Flugaschen werden mit einem Teil der sauren Abschlämmung der nassen Rauchgasreinigung zu einer Suspension vermischt (saure Flugaschenwäsche „FLUWA"-Verfahren) und so Schwermetalle und Chloride ausgelaugt. Die im Filtrat gelösten Schwermetalle werden anschließend als Hydroxide mittels Kalkmilch ausgefällt und auf einem Vakuumbandfilter gewaschen und anschließend entwässert. Der entstandene Filterkuchen hat eine hohe Konzentration an Schwermetallen und wird als Sekundärprodukt ausgeschleust. Der in der Filtration abgetrennte Reststoff besteht überwiegend aus Inertstoffen, die im Schmelzprozeß wieder eingeschmolzen werden und schließlich im abgereicherten Schmelzgranulat anfallen.

Der verbleibende Teilstrom der sauren Abschlämmung, der nicht in der Flugaschenwäsche benötigt wird, wird zusammen mit der neutralisierten Abschlämmung in die saure Gipsfällung geführt. Diese Verfahrensstufe hat als Ziel die Gewinnung eines verwertbaren Gipses ohne Schwermetallbeladung. Das verbleibende saure Waschwasser aus der Quenchstufe wird mit der SO_4^{2-}-hältigen Abschlämmung aus der Füllkörperstufe des Wäschers sowie dem Abwasser aus der Flugaschenwäsche (FLUWA) in einem Reaktionsgefäß zusammengeführt. Durch Zugabe von Kalkmilch wird ein pH-Wert von 2-3 eingestellt. Dadurch bleiben die restlichen im Waschwasser enthaltenen Schwermetalle in Lösung, während der Sulfatanteil mit dem Calciumanteil der Kalkmilch zu Gips ($CaSO_4$) reagiert und ausfällt. Nach einer gewissen Sedimentationszeit wird der Schlamm auf einem Vakuumbandfilter salzfrei gewaschen und entwässert und als Sekundärprodukt ausgeschleust.

Das nach der Gipsabtrennung anfallende Filtrat enthält die gelösten Chloride, Schwermetalle sowie einen Restsulfatgehalt und wird auf pH 9 neutralisiert. Durch Zugabe von TMT als Fällungsmittel fallen die Schwermetalle gemeinsam mit dem Gips aus (bis zu einer Restlöslichkeit). Dieses „Gemisch" wird anschließend über ein Kerzenfilter geführt. Der feuchte Filterrückstand wird in die saure FLUWA zurückgeführt, das gereinigte Abwasser kann nach der Endkontrolle in das kommunale Abwassernetz eingeleitet werden.

Für die Anlagen mit einer Kapazität von 67.500 t/a und 150.000 t/a sieht die Herstellerfirma einen einlinigen Betrieb vor, für die Anlage mit einer Kapazität von 300.000 t/a einen zweilinigen.

Güterbilanz

Für die Behandlung von 1 t Abfälle werden 810 kg Luft, 790 kg Sauerstoff, 85 kg Stickstoff, 480 kg Prozeßwasser und 42 kg an Betriebsmitteln benötigt.

Nach Angaben des Herstellers können beim produkt-optimierten Konzept des RCP-Verfahrens aus 1 t Abfall 220 kg abgereichertes Schmelzgranulat („Zementzumahlstoff"), 6 kg Kupfereisen-Legierung, 24 kg Schwermetallkonzentrat (TS 22%) und 10 kg Gipskuchen (TS 70%) erzeugt werden.

Tabelle 8-7 zeigt die im Modell verwendeten Transferkoeffizienten der Güter und Stoffe.

Tabelle 8-7: Transferkoeffizienten der Feuchtsubstanz für das von-Roll-RCP-Verfahren (von ROLL, 1999).

Transferkoeffizienten für Güter (FS)							
	Reststoff (Harz, Hg-beladen)	Granulat	Metalllegierung	Gipskuchen	SM-Konzentrat	Abwasser	gasf. Emissionen
Gut	0,002	22,00	0,60	1,00	2,40	31,00	43,00
Wassergeh. (%)	-	-	-	30,00	78,00	-	-
Transferkoeffizienten für Stoffe (FS)							
C	0	0,50	0,01	0	0,01	0	99,48
N	0	0,50	0,01	0	0,01	0	99,48
S	0	8,10	0,50	60,00	28,15	3,20	0,05
Cl	0	1,00	0,50	0	85,05	13,40	0,05
Cd	0	0,50	0,05	0	99,35	0,05	0,05
Hg	92,50	0,05	0,05	0	0,50	1,90	5,00
Pb	0	0,50	0,10	0,50	98,80	0,05	0,05
Zn	0	1,00	0,20	0,50	98,20	0,05	0,05

Energie

Die zirkulierende Wirbelschicht enthält einen Fließbettkühler, in dem die Überhitzung des erzeugten Dampfes aus der Wärmeauskopplung vorgenommen wird. Der Dampf kann in elektrischen Strom und/oder Heizwärme umgewandelt werden. Im gegenständlichen Modell wird von einer Kraft-Wärme-kopplung mit einem elektrischen Nettowirkungsgrad von ca. 11% und einem thermischen Nettowirkungsgrad von ca. 55% ausgegangen.

Kosten

Die Investitionskosten betragen bei einer Anlagenkapazität von 67.500 t/a ca. 1 Mrd. ATS, bei 150.000 t/a 1,7 Mrd. ATS und bei 300.000 t/a 3,4 Mrd. ATS. Für die benötigten Betriebsmittel werden Kosten von 120 ATS/t Abfall angesetzt (ECOLING, 1998). Personalbedarf und Personalkosten für das RCP-Verfahren wurden nach Herstellerangaben errechnet und sind in Tabelle 8-8 ersichtlich.

Tabelle 8-8: Personalbedarf und Personalkosten beim RCP-Verfahren (von ROLL, 1999).

	Anlagenkapazität in t/a		
	67.500	150.000	300.000
Geschäftsführer	1	1	1
Betriebsleiter	1	1	1
Warte	5	5	6
Schichtmeister	1	1	2
Facharbeiter	21	30	39
Hilfskräfte	7	9	14
Verwaltung	3	3	3
Personalkosten [Mio. ATS/a]	18,1	22,5	29,0

Als Input-Übernahmepreise ergeben sich für die Anlage mit einer Kapazität von 67.500 t/a ca. 3.300 ATS/t und für die Anlagenkapazitäten 150.000 t/a und 300.000 t/a ca. 2.400 ATS/t. Der Grund für die fast gleichen Übernahmepreise der beiden größeren Anlagen ist durch den Umstand gegeben, daß die größte Anlage gemäß Herstellerangaben im Prinzip aus zwei Anlagen mit einer Kapazität von 150.000 t/a besteht und somit nur geringe Synergieeffekte zum Tragen kommen.

Emissionen

Als Emissionen über den Luftpfad sind die austretenden gasförmigen Verbindungen sowie die mit dem Reingas ausgetragenen Stäube zu nennen. Die Emissionsgrenzwerte von Müllverbrennungsanlagen werden nach Angaben des Herstellers vom RCP-Verfahren eingehalten.

Die für diesen Prozeß emissionsrelevanten Werte sind in der Datensammlung enthalten.

Erfahrungswerte

In Bremerhaven wurde Mitte 1997 eine Anlage mit einer Kapazität von 45.000 t/a als Erweiterung einer bestehenden Verbrennungsanlage in Betrieb genommen. Der Rohgasstrom wird in dieser Anlage in die bestehende Rauchgasreinigungsanlage der zu erweiterten Verbrennungsanlage geleitet. Diese Anlage läuft seit August 1998 im Normalbetrieb.

Quellenangaben

- Unterlagen des Anlagenherstellers
- BILITEWSKI, FAULSTICH, URBAN: Thermische Restabfallbehandlung, Berlin 1996.
- BMUJF: Verfahrens- und Kostenvergleich für die thermische Behandlung von Abfall, Schriftenreihe des BMUJF Band 3/1998.

8.3.1.4 Verbrennung in der Wirbelschicht

Input und Anlagengröße

Wirbelschichtfeuerungen sind für die Verbrennung von kleinstückigen Abfällen geeignet. Bezüglich des Heizwertes der eingesetzten Brennstoffe erweisen sie sich relativ flexibel. Sie sind daher für die Verwertung hochkalorischer Brennstoffe mit einem Heizwert von bis zu rund 30.000 kJ/kg, gegebenenfalls zusammen mit besonders heizwertarmen Abfällen wie Klärschlamm, geeignet. Als Inputmaterialien sind der Wirbelschichtverbrennung deshalb die Leichtfraktion aus einer stoffspezifischen Restmüllbehandlung, Altholz und andere hochkalorische Fraktionen aus dem Sperrmüll sowie Abfälle verschiedener Sortierprozesse zuzuordnen. Im Modell wurden zwei Typen von Wirbelschichtanlagen modelliert, und zwar einer für die Leichtfraktion sowie einer für kommunalen Klärschlamm nach dem Vorbild der EbS in Wien.

Die thermische Leistung einer Wirbelschichtanlage ergibt sich aus dem Produkt aus dem Heizwert und der zugeführten Inputmenge der Abfallfraktionen. Aus diesem Grund wird bei der Wirbelschichtfeuerung die Anlagengröße als thermische Leistung in MW und nicht in Form der Anlagenkapazität in Tonnen definiert. Die modellierten Anlagen wurden für eine thermische Leistung von 60 MW ausgelegt.

8.3.1.4.1 Wirbelschicht Leichtfraktion

Im folgenden sind die der Modellierung der Wirbelschicht für die thermische Behandlung der Leichtfraktion zugrundeliegenden Annahmen beschrieben.

Anlagenbeschreibung

Die ankommenden Abfälle werden in einer Aufgabehalle entladen, über einen Magnetabscheider geführt und in einem Tagesbunker zwischengelagert. Zu verarbeitendes Holz muß gesichtet und einer Zerkleinerung zugeführt werden. Anschließend erfolgt die Aufgabe des Inputs in den Bunker.

Die zirkulierende Wirbelschicht besteht aus einem Schacht mit einem Rost, auf dem sich Sand mit einer sehr feinen Körnung befindet. Der Sand wird von unten durch den Rost mittels Primärluft beblasen. Ab einer von der Körnung des Sandes abhängigen Luftgeschwindigkeit beginnt sich das Sandmaterial zu regen und erreicht einen schwebenden Zustand - die sogenannte Wirbelschicht.

Durch diesen Zustand erreichen die Sandkörper nicht nur vertikale Bewegungen, sondern auch horizontale Bewegungsabläufe, durch die sich auch ein intensiver Stoff- und Wärmeaustausch innerhalb der Wirbelschicht erklären läßt. Resultat daraus ist eine gleichmäßige Temperaturverteilung in der Wirbelschicht und ein inniger Kontakt mit den in die Wirbelschicht eingegebenen Brennstoffteilchen.

Durch Vorwärmung der Primärluft wird das System auf Betriebstemperatur aufgeheizt. In dieses nun heiße Sandbett (max. 900 ^{o}C) wird Brennstoff eingebracht, von den Sandkörnern sofort allseitig umschlossen und verbrennt schichtweise von außen zum Kern.

Dadurch kommt es zu einem ausgewogenen Verbrennungsverhalten, da der Brennprozeß nicht nur „einseitig“ wie beim Rost oder umwälzend wie beim Drehrohr erfolgt. Verbrennungsrückstände mit großem Korn werden nicht mit der Flugasche ausgetragen und fallen durch den Luftrost bzw. werden am Boden der Wirbelschichtanlage durch den darin befindlichen Überdruck pneumatisch ausgetragen.

Die Verbrennungstemperatur in der Wirbelschicht muß auf max. 900 ^{o}C begrenzt bleiben, um den Ascheerweichungs- bzw. Schmelzpunkt stets mit Sicherheit zu unterschreiten, da andernfalls keine Wirbelfähigkeit mehr gegeben wäre.

Durch Zugabe eines basischen Reaktionsmittels, z. B. Kalziumcarbonat, Magnesiumcarbonat oder Kalziumoxid, in die Wirbelschicht kommt es zu Einbindungsreaktionen, die die Freisetzung von Schwefeloxiden verhindern bzw. vermindern.

Überzähliges Reaktionsmaterial gelangt mit dem Rauchgasstrom durch den Abhitzekessel in den nachgeschalteten Gewebefilter und lagert sich an der Außenseite der Filterschläuche ab. Das Rauchgas muß durch diese Filterschicht durchströmen. Die Halogene Chlor und Fluor im Rauchgas treten in Kontakt mit dem aktiven Kalziumoxid. Die Halogene werden in Reaktionsprodukte eingebunden und mit der Flugasche abgeschieden.

Das so zwischengereinigte Rauchgas gelangt in einen alkalischen Wäscher, der noch enthaltene Schadstoffe durch Quenchung und einen mehrstufigen Reinigungsprozeß absorbiert.

In einer dritten Stufe wird als Polzeifilterfunktion ein Gemisch von Calciumoxid und Herdofenkoks in den Rauchgasstrom eingeblasen. Im nachgeschalteten Gewebefilter absorbiert dieses Gemisch noch enthaltene organische Schadstoffe.

Die beschriebene Rauchgasreinigungsanlage stellt eine Variante der technischen Möglichkeiten dar. Andere Kombinationen aus trockenen und nassen Reinigungsverfahren können ebenfalls die Einhaltung der Emissionsgrenzwerte garantieren.

Güterbilanz

An Reststoffen bei der Wirbelschichtfeuerung fallen bei den angegebenen Inputfraktionen rund 10 Gew.-% Asche und Schlacke, 0,1 Gew.-% Abwasser sowie 0,2 Gew.-% Filterrückstände aus der Abgasreinigung sowie 3,4 Gew-% Gips an. 2,8 Gew.-% sind Eisenschrott und werden der Eisenverwertung zugeführt.

Tabelle 8-9: Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe für die industrielle Wirbelschicht (FEHRINGER et al, 1997).

Transferkoeffizienten für Güter (FS)						
	Gips	Fe-Schrott	Asche	Filterrückstände	Abwasser	gasf. Emissionen
Gut	3,40	2,80	10,00	0,20	0,10	83,50
Wassergeh. (%)	30,00	-	-	25,00	-	-
Transferkoeffizienten für Stoffe (FS)						
C	0	0	0,40	0,20	0,10	99,30
N	0,50	0	0,50	0,10	0,01	98,89
S	40,35	0	45,00	6,00	8,00	0,65
Cl	0	0	45,00	0,50	54,27	0,23
Cd	0	0	99,00	0,50	0,45	0,05
Hg	0	0	3,00	95,63	0,10	1,27
Pb	0,39	0	99,00	0,50	0,10	0,01
Zn	0,50	0	99,00	0,37	0,10	0,03

Die Asche und Schlacke wird einer Reststoffdeponie zugeführt, die Filterrückstände müssen auf einer Untertagedeponie abgelagert werden. Gips wird auf einer Baurestmassendeponie abgelagert.

Energie

Das heiße Rauchgas und das heiße Bettmaterial werden unter Abgabe von Energie abgekühlt und zur Erzeugung von Heißdampf verwendet. Durch die Variation eines Hochdruck- und Niederdruckteils der Dampfturbine kann eine Kraft-Wärme-Kopplung mit unterschiedlichen Wärmeabnehmern realisiert werden. Die Dampfturbine ist an einen Generator zur Stromerzeugung gekoppelt.

Da Wirbelschichtanlagen oft in Verbindung mit anderen industriellen Prozessen eingesetzt werden, bei denen ganzjährig Heißdampf benötigt wird, wird für die durchgeführten Berechnungen ebenfalls die vollständige Nutzung der erzeugten elektrischen Energie und der Wärmeenergie angesetzt. Als Bruttowerte für den elektrischen Nettowirkungsgrad werden 9,5 % und für den thermischen Bruttowirkungsgrad 71,4 % angenommen.

Kosten

Die Investitionskosten für die Wirbelschichtanlage betragen ca. 780 Mio. ATS. Die jährlichen Personalkosten betragen knapp. 14 Mio. ATS, die sonstigen Kosten liegen bei ca. 43 Mio. ATS. Erlöse werden aus der Strom- und Wärmeproduktion lukriert. Es ergeben sich unter der Annahme von 5% Zuschlag für Wagnis und Gewinn in Abhängigkeit von der Anlagenauslastung Übernahmepreise zwischen 1.400 ATS und 2.300 ATS pro Tonne Input.

Emissionen

Die luftseitigen Emissionen der Wirbelschichtverbrennung sind von der Qualität der Rauchgasreinigung abhängig. Die für die jeweilige Anlagen vorgeschriebenen Grenzwerte können aus technischer Sicht eingehalten werden.

Die Wirbelschichtfeuerung kann abwasserfrei betrieben werden. Sämtliche emissionsrelevanten Parameter und Werte sind in der Datensammlung enthalten.

Erfahrungswerte

Mit der Wirbelschichtfeuerung wurden in verschiedenen Industriezweigen seit Jahrzehnten umfangreiche Erfahrungen gesammelt. Das Verfahren gehört zu den sicher beherrschten thermischen Prozessen. Für die Beseitigung von bestimmten Abfällen existieren weltweit zahlreiche Anlagen.

Von der Fa. RVL - Reststoffverwertung Lenzing GmbH in Oberösterreich wurde eine Wirbelschichtanlage zur thermischen Verwertung verschiedener Restabfälle mit einer Größenordnung von 90 MW (ca.150.000 t/a) errichtet, die im Herbst 1998 in Betrieb ging.

8.3.1.4.2 Wirbelschicht Klärschlamm

Anlagenbeschreibung

Grundsätzlich unterschiedet sich die Verfahrenstechnik bei der Wirbelschichtverbrennung von Klärschlamm nicht von der bei der Verbrennung von Leichtfraktion. Die Unterschiede liegen hier im wesentlichen in den Aufgabeeinrichtungen sowie in technischen Details der maschinellen Ausstattung wie Ausgestaltung des Düsenbodens etc., auf die hier jedoch nicht näher eingegangen werden soll.

Der angelieferte Schlamm (in den meisten Fällen „Dünnschlamm“ mit ca. 5% TS) wird mittels Zentrifugen eingedickt und mit Hilfe von Dickstoffpumpen über Rohrleitungen der Verbrennung im Witbelschichtofen zugeführt.

Input und Anlagengröße

Im Modell wurde eine Anlage gleicher Größenordnung wie die Wirbelschicht zur thermischen Behandlung der Leichtfraktion angenommen. Als Input wird Klärschlamm mit 30% TS angenommen.

Güterbilanz

An Reststoffen bei der Klärschlamm-Wirbelschichtfeuerung fallen ca. 20 Gew.-% Asche und Schlacke, 0,2 Gew.-% Filterrückstände aus der Abgasreinigung sowie 3,4 Gew-% Gips an. Der Abwasseranfall beträgt 0,1 Gew.-%.

Tabelle 8-10: Transferkoeffizienten für die Klärschlamm-Wirbelschichtverbrennung (GUA), Betreiberdaten.

Transferkoeffizienten für Güter (FS)					
	Gips	Asche	Filterrückstände	Abwasser	gasf. Emissionen
Gut	3,40	20,00	0,20	0,10	76,30
Wassergeh. (%)	30,00	-	25,00	-	-
Transferkoeffizienten für Stoffe (FS)					
C	0	0,40	0,20	0,10	99,30
N	0,50	0,50	0,10	0,01	98,89
S	40,35	45,00	6,00	8,00	0,65
Cl	0	45,00	0,50	54,27	0,23
Cd	0	6,36	93,56	0	0,08
Hg	0	3,58	95,52	0	0,90
Pb	0	31,17	68,83	0	0
Zn	0	48,20	51,77	0	0,03

Die Asche und Schlacke wird einer Reststoffdeponie zugeführt, die Filterrückstände werden auf einer Untertagedeponie abgelagert. Gips wird auf einer Baurestmassendeponie abgelagert.

Energie

Für die thermische Behandlung von Klärschlamm wird davon ausgegangen, daß ausschließlich Wärme ausgekoppelt wird. Der thermische Bruttowirkungsgrad beträgt 79 %.

Kosten

Für die Kalkulation der Klärschlamm-Wirbelschichtverbrennung wurde grundsätzlich eine Anlage gleicher Größenordnung wie die Leichtfraktion-Wirbelschichtverbrennung angesetzt. Es ergeben sich Kosten von ca. 600 ATS pro Tonne Input.

Emissionen

Die luftseitigen Emissionen der Wirbelschichtverbrennung sind von der Qualität der Rauchgasreinigung abhängig. Die für die jeweilige Anlagen vorgeschriebenen Grenzwerte können aus technischer Sicht eingehalten werden.

Die Wirbelschichtfeuerung kann abwasserfrei betrieben werden. Die emissionsrelevanten Werte und Parameter sind in der Datensammlung enthalten.

Erfahrungswerte

Die Klärschlamm-Wirbelschichtfeuerung wird seit Jahrzehnten angewendet.

Quellenangaben

- BMUJF: „Verfahrens- und Kostenvergleich für die thermische Behandlung von Abfall“, Schriftenreihe des BMUJF Band 3/1998.
- “Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich” (GUA & IFIP, 1998), unveröffentlicht.
- Literaturangaben.

8.3.1.5 Verbrennung in den Drehrohröfen der Zementindustrie

Ausgangssituation

Als zweite Alternative der thermischen Behandlung der aus der Kunststoffsortierung und aus der MBA stammenden Leichtfraktion ist die Verwendung als Ersatzbrennstoff in der Zementindustrie anzuführen. Hinsichtlich der derzeitigen Situation in Österreich sowie der in den Zementwerken zur Anwendung kommenden technologischen Prozesse sei auf die PRIZMA-Studie (FEHRINGER et al 1999) verwiesen.

Anlagentechnik und Input

In einem mechanischen Teil erfolgt die Aufbereitung des Inputmaterials mit einer Durchsatzleistung von ca. 24.000 t/a. Die Aufbereitungsanlage besteht aus Abladebunker / Halle, Vorzerkleinerung, Sichter (ballistischer Sichter) und Nachzerkleinerung. Neben der Konditionierung und Homogenisierung werden unerwünschte Materialien als Reststoffe entfernt.

Von der Aufbereitung gelangt das Material zur Verbrennung ins Zementwerk. Dort sind Abladebunker, Abzug aus dem Bunker und Förderung in einen Zwischensilo sowie Förderung und Aufgabe in den Zementprozeß. Mitkalkuliert ist auch die notwendige Adaptierung des Brenners.

Wenngleich hier von einer Modellanlage die Rede ist, so wurde von einer mechanischen Aufbereitung und der Verbrennung in mehreren Zementwerken ausgegangen.

Als Input in den Zementdrehrohrofen kommt prinzipiell thermisches Produkt der Leichtverpackungssortierung und Altholz aus der Sperrmüllsortierung in Frage, wobei im Modell aus Gründen der Vergleichbarkeit mit der thermischen Behandlung der Leichtfraktion in der Wirbelschicht kein Altholz in die Zementdrehrohröfen geschleust wurde.

Güterflüsse

Der Input teilt sich in das Material, das im Zement verbleibt (ca. 29,4%). Ebenso werden fast alle enthaltenen Schwermetalle im Klinker gebunden. Der größte Massenanteil verläßt den Prozeß gasförmig.

Die im Modell verwendeten Transferkoeffizienten sind in Tabelle 8-11 ersichtlich.

Tabelle 8-11: Transferkoeffizienten für die Verbrennung der Leichtfraktion im Zementdrehrohr (PRIZMA)

Transferkoeffizienten für Güter (FS)		
	Klinker	gasf. Emissionen
Gut	29,40	70,60
Transferkoeffizienten für Stoffe (FS)		
C	1,00	99,00
N	1,00	99,00
S	90,00	10,00
Cl	99,81	0,19
Cd	99,98	0,02
Hg	59,76	40,24
Pb	99,96	0,04
Zn	99,99	0,01

Energie und Kosten

Den bescheidenen Aufwänden an elektrischer Energie (ca. 250 kWh/t) und Diesel (1 l/t) steht der große Gewinn von Wärmeenergie gegenüber. Im Falle der thermischen Fraktion als Input kann mit einem Gewinn von rund 6.300 kWh/t gerechnet werden.

Die Investitionen für Aufbereitung und Verbrennung einer Anlage mit einer Kapazität von 24.000 t/a betragen rund 37 Mio ATS. Für den Input ergibt sich ein Preis von rund 500 ATS/t ("Zahlung an den Verwerter"). Wesentliche Einflußgrößen (und damit auch Unsicherheiten) sind die Einschätzung des Erlöses der Wärme und die Beurteilung des Risikos für den Betreiber.

Emissionen

Die Berechnung der Emissionen basiert auf (GUA & IFIP, 1998) (unveröffentlicht) sowie auf (FEHRINGER et al., 1999). Die emissionsrelevanten Daten und Parameter sind in der Datensammlung enthalten.

Substitution

Der Gewinn von Wärme wurde bereits bei der Energiebetrachtung aufgezeigt und führt zu einer entsprechenden Substitution anderer Energieträger. Da in industriellen Prozessen zur Erzeugung benötigter Wärme und Prozeßdampf oft Heizöl eingesetzt wird, wurde dieser Energieträger für die Berechnung der Substitutionseffekte verwendet.

Als "Produkt" ist jener Anteil zu berücksichtigen, der im Verbrennungsprozeß in den Zement gelangt (Schwermetalle). Diesem Produkt wird keine Substitution zugeordnet, es erfolgt eine monetäre Bewertung der diffusen Emissionen während der angenommenen Nutzungsdauer von 500 Jahren (siehe 9.4.6.1) in der Höhe von -1.000 ATS/t abfallbürtiger Klinkeranteil. Auf die Wichtigkeit dieser Frage wurde bereits bei der Beschreibung der Ausgangssituation hingewiesen.

Quellenangaben

- "Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich" (GUA & IFIP, 1998), unveröffentlicht.
- „PRIZMA - Positivlisten für Reststoffe in der Zementindustrie: Methoden und Ansätze", Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, 1999.

8.3.2 Mechanisch-biologische Behandlung

Ausgangssituation

Die mechanisch-biologische Behandlung zielt u.a. darauf ab, den im Restmüll enthaltenen Fraktionen eine stoffspezifische Behandlung zukommen zu lassen. Durch eine mechanische Aufbereitung wird eine heizwertreiche Leichtfraktion (Kunststoffe, Verbundstoffe, Papier, Pappe, etc.) von einer nativorganikreichen Schwerfraktion (biogene Abfälle, mineralische Anteile, etc.) abgetrennt. Die Leichtfraktion wird einer thermischen Verwertung zugeführt und die Schwerfraktion biologisch behandelt. Ähnliche Konzeptionen wurden früher bei der Mischmüllkompostierung durchgeführt, wenn dabei auch BRAM - Brennstoff aus Müll - abgetrennt wurde. Nach erfolgter biologischer Behandlung kann die verbleibende Fraktion (Rottereststoff) entweder zur Gänze deponiert oder noch einmal mittels Siebung aufgeteilt werden. Hierbei wird dann die entstehende heizwertreichere Fraktion einer thermischen Verwertung zugeführt und die verbleibende heizwertarme Fraktion deponiert.

Durch die in der DeponieVO festgelegte Ausnahmebestimmung, daß mechanisch-biologisch behandelte Abfälle, die einen oberen Heizwert von weniger als 6.000 kJ/kg TS aufweisen, deponiert werden dürfen, wird die Verfahrenspalette zur Behandlung der Restabfälle nicht ausschließlich auf thermische Verfahren eingeschränkt.

Im gegenständlichen Modell wurden für die Modellierung der mechanisch-biologischen Anlage auf die aktuellsten verfügbaren Untersuchungen zurückgegriffen, z. B. (HARANT, 1999), (NELLES, 1999). Basierend auf den Analyseergebnissen dieser Studien wurden sowohl die Transferkoeffizienten der mechanischen Stufe der MBA als auch des biologischen Teiles modelliert, sodaß die Modellrechnung bestmöglich mit den vorliegenden Meßergebnissen korreliert.

Input und Anlagengröße

Für die mechanisch-biologischen Verfahren sind alle Abfälle geeignet, die relevante Anteile an biologisch abbaubaren Bestandteilen aufweisen. Als Inputfraktion werden Restmüll und Klärschlamm angenommen.

Um den bestmöglichen Bezug zur Praxis zu erreichen, wurde die Anlagenkonzeption stark an die mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage Allerheiligen-Mürzhofen angelehnt. Das Anlagenkonzept der MBA Allerheiligen wurde weitgehend übernommen, weil diese Anlage von HARANT 1999 und NELLES 1999 ausführlich untersucht wurde. Die Abluftreinigungstechnik wurde für diese Studie entsprechend dem Stand der Technik adaptiert.

Für die Berechnung der betriebswirtschaftlichen Kosten wurde für das vorliegende Modell von einer Anlage mit einer jährlichen Kapazität von 80.000 t ausgegangen.

Anlagenbeschreibung

Die Beschreibung der Anlage ist im wesentlichen (HARANT, 1999) in gekürzter Form entnommen und wurde an die modellierte Anlage angepaßt.

Das Inputmaterial (Restmüll) wird auf einer Brückenwaage verwogen und in der Anlieferungshalle in den Tiefbunker abgekippt. Von dort wird der Restmüll mit einem Greifer in eine Hammermühle gegeben und dort zerkleinert. Vom daran anschließenden Transportband werden mittels Magnetabscheider ferrometallische Güter (hauptsächlich Eisenschrott) entnommen und einer Verwertung zugeführt.

Das restliche Material gelangt in eine Siebtrommel mit Siebschnitt 80 mm. Der Siebüberlauf besteht großteils aus heizwertreichen Anteilen (Leichtfraktion), die einer thermischen Verwertung zugeführt werden. Der Siebdurchgang (Schwerfraktion) wird biologisch behandelt.

Der in Containern angelieferte Klärschlamm wird direkt der biologischen Behandlung zugeführt.

Die biologische Behandlung beginnt mit einer zweiwöchigen Intensivrotte in einem geschlossenen Rottetunnel. Nach der Vermischung von Schwerfraktion und Klärschlamm in einem Mischzerkleinerer wird das Material mit Transportbändern in den Rottetunnel eingebracht. Der Rotteverlauf wird computerunterstützt überwacht und geregelt. Nach zwei Wochen wird der Tunnel mit Hilfe eines Schleppnetzes entleert.

Die anschließende Extensivrotte wird auf einer saugbelüfteten Rotteplatte durchgeführt, wobei das Rottegut in Form von Tafelmieten angeordnet ist. Während dieser Rottephase wird das Material weder umgesetzt noch durchmischt oder befeuchtet.

Um die in der Deponie-VO geforderten Eigenschaften zu erhalten, muß das Rottegut anschließend noch einer 16-wöchigen Nachrotte unterzogen werden, wo die Miete alle zwei Wochen umgesetzt und ggf. bewässert wird. Nach der Gesamtrottedauer von 22 Wochen wird der Rotterestsstoff mit Siebschnitt 24 mm abgesiebt. Die Grobfraktion (24 – 80 mm) ist relativ heizwertreich und wird in den Maßnahmenfällen 3c und 3d thermisch verwertet. In diesen Maßnahmenfällen wird nur der verbleibende heizwertarme Rotterestsstoff (0 – 24 mm) deponiert.

In den Maßnahmenfällen 3a und 3b erfolgt nach der Nachrottephase keine weitere Absiebung. Hier wird der gesamte Rotterestsstoff deponiert, was in Hinblick auf die Forderungen der Deponieverordnung ab 2004 nicht verordnungskonform wäre.

Die Aufbereitungsanlage ist gekapselt ausgeführt, d.h. die Abluft wird erfaßt und einer sauren Naßwäsche sowie einem geschlossenen Biofilter zugeführt.

Die kalkulierte Anlage mit einer Inputmenge von 80.000 t/a muß 2-linig ausgeführt sein und einen 2-schichtigen Betrieb aufweisen.

Güterbilanz

Aufgrund des vorhandenen Inputmaterials ist davon auszugehen, daß die Auftrennung des Restmülls rund 75 % biologisch zu behandelnde Schwerfraktion und rund 20 % thermisch zu behandelnde Leichtfraktion ergibt. Ca. 5 % des Inputs der mechanischen Stufe der MBA werden als Eisenmetalle abgetrennt, die einer stofflichen Verwertung zugeführt werden.

Der Rotteverlust beträgt 42 % gemessen am Input in die biologische Stufe (Feuchtsubstanz).

Die folgenden Tabellen zeigen die für die Modellierung der mechanisch-biologischen Behandlung verwendeten Transferkoeffizienten. Zur Ermittlung dieser Koeffizienten wurden die aus (HARANT, 1999) errechneten Werte auf die Zusammensetzung des Modellinputs abgestimmt.

Tabelle 8-12: Transferkoeffizienten für die mechanische Stufe der MBA (eigene Berechnungen GUA, angelehnt an (HARANT, 1999)).

Transferkoeffizient Güter (FS)			
	Leichtfraktion	Schwerfraktion	Metalle
Gut	20,42%	74,23%	5,35%
Wassergeh. (%)	11,9	32,3	2,5
Transferkoeffizient Stoffe (FS)			
C	30	70	0
Pb	16	20	63
Cd	28	40	31
Hg	11	13	76
Zn	27	68	6
S	29	70	0
N	31	70	0
Cl	37	63	0

Tabelle 8-13: Transferkoeffizienten für die biologische Stufe der MBA (eigene Berechnungen GUA, angelehnt an (HARANT, 1999)).

Transferkoeffizienten für Güter (FS)			
	Rotteendprodukt <24 mm	Rotteendprodukt 24-80 mm	gasf. Emissionen
Gut	35,50	22,30	42,20
Wassergeh. (%)	41	41	32
Transferkoeffizienten für Stoffe (FS)			
C	17,0	21,0	62,0
N	17,0	21,0	62,0
S	61,4	38,6	0
Cl	61,4	38,6	0
Cd	61,4	38,6	0
Hg	61,4	38,6	0
Pb	61,4	38,6	0
Zn	61,4	38,6	0

Energie

Der Verbrauch an elektrischer Energie beträgt für die mechanische Stufe 23 kWh/t Restmüll und für die biologische Stufe knapp 32 kWh/t Input. Der Dieselverbrauch beträgt ca. 1,5 l pro Tonne Inputmaterial (GUA&IFIP, 1998).

Kosten

Die Gesamtinvestitionen für die mechanisch-biologische Behandlungsanlage betragen knapp 300 Mio ATS, die Personalkosten ca. 12 Mio ATS/a. Der Input-Übernahmepreis liegt bei Vollauslastung der Anlage inklusive 5 % Zuschlag für Wagnis und Gewinn bei rund 1.600 ATS/t (angelehnt an GUA&IFIP, 1998).

Emissionen

Die Abluft einer mechanischen Aufbereitungsanlage für Restmüll ist hauptsächlich mit Staub und organischen Schadstoffen belastet, die vom organischen Anteil im Restmüll abhängig sind. Die Abluft der gekapselten Anlage wird erfaßt und einer Behandlung über saure Naßwäsche und Biofilterung zugeführt.

Die anfallenden Sickerwässer werden in die Miete zurückgeführt. Die emissionsrelevanten Werte und Parameter sind in der Datensammlung enthalten.

Quellenangaben

- Untersuchungen, Erhebungen und Erfahrungen der Innovativen Umwelttechnik GesmbH
- „Bericht über einen Restmüll-Trenn- und Rotteversuch zum Restmüll-Splitting-Verfahren im Landkreis Ludwigsburg“ der Planungsgesellschaft Innovative Umwelttechnik mbH, im Auftrag der AVL-Abfallverwertungsgesellschaft des Landkreises Ludwigsburg mbH, Ludwigsburg, 1995.
- „Abluftemissionen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Österreich: Umweltrelevanz und Defizitananalyse“, Scheidl Umweltanalytik GmbH, BZL GmbH, Innovative Umwelttechnik GmbH, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Wien, 1998.
- Daten aus der strategischen Umweltprüfung (SUP) Wien, 2000.
- “Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich” (GUA & IFIP, 1998), unveröffentlicht.
- (NELLES, 1999)
- (HARANT, 1999)
- (NEUMAYER, 1999)

8.4 Hilfs- und Betriebsstoffe

Generell werden die in den Prozessen benötigten Hilfs- und Betriebsstoffe betragsmäßig bei der Kalkulation der Betriebskosten berücksichtigt. Extra ausgewiesen sind Treibstoffe (Diesel), da diese Energieträger für die Berechnung von Emissionen und Substitutionseffekten benötigt werden. Für die übrigen Hilfs- und Betriebsstoffe werden spezifische Kosten aus der Erfahrung und Literatur verwendet, da eine genaue Mengenermittlung für jeden Prozeß einerseits einen unverhältnismäßig hohen Aufwand für die Recherche bedeuten würde und andererseits jeder Prozeß beispielsweise an unterschiedlichen Standorten nie die gleichen Mengen an Hilfs- und Betriebsstoffen einsetzt. Andererseits sind die anfallenden Mengen gering, sodaß für die Bewertung des Einsatzes an Hilfs- und Betriebsstoffen im Zuge der mKWA als Maßzahl die für jeden Maßnahmenfall dafür anfallenden Gesamtkosten herangezogen werden.

In der folgenden Liste sind die wichtigsten Hilfs- und Betriebsstoffe angeführt, wobei jedoch nicht immer alle bei jedem Maßnahmenfall benötigt werden:

- Betriebswasser
- Kalk (CaO)
- Reagentien zur Schwermetall-Fällung (z. B. TMT 15)
- Natronlauge (NaOH)
- Ammoniak (NH_3)
- Eisen-III-Chlorid ($FeCL_3$)
- Ammoniumhydroxid (NH_4OH)
- Aktivkoks
- Flockungsmittel
- Gas
- Schmiermittel: Öle (Hydrauliköl) und Fette
- Zement
- Graphit
- Ionentauscherharz

9 SUBSYSTEM DEPONIERUNG

9.1 Definitionen und Datengrundlage

9.1.1 Allgemeine Begriffe

9.1.1.1 Deponietypen nach der österreichischen Deponieverordnung 1996

In der als Grundlage für die Definition von Deponietypen in Österreich geltenden Deponieverordnung 1996 (DeponieVO) werden in den §§ 3 und 4 je nach Schadstoffgesamtgehalten im Abfall bzw. Schadstoffgehalten im Eluat folgende Deponietypen unterschieden:

- Bodenaushubdeponie
- Baurestmassendeponie
- Reststoffdeponie
- Massenabfalldeponie

Eine Zuordnung der in dieser Studie in Folge der verschiedenen Vorbehandlungsschritte einer Deponierung zuzuführenden Güter zu diesen Deponietypen sieht folgendermaßen aus:

Tabelle 9-1: Zuordnung der zu deponierenden Güter zu den Deponietypen gemäß DeponieVO.

Art der Vorbehandlung	**Gut**	**Deponietyp**
Keine Vorbehandlung	Restmüll	„Restmülldeponie“
	Kommunaler Klärschlamm	„Klärschlammdeponie“
Thermische Verfahren		
Konventionelle Rostfeuerung	Schlacke & Filterasche	Reststoffdeponie
	MVA-Filterkuchen	Untertagedeponie
Rostfeuerung mit Zementverfestigung	Schlacke & Filterasche verfestigt	Reststoffdeponie
	MVA-Filterkuchen	Untertagedeponie
Von-Roll-RCP-Verfahren	Schmelzgranulat (RCP-Granulat)	Reststoffdeponie
	Schwermetallkonzentrat	Untertagedeponie
	Gipskuchen	Baurestmassendeponie
Wirbelschichtfeuerung	Asche & Schlacke der Wirbelschicht	Reststoffdeponie
	Filterkuchen der Wirbelschicht	Untertagedeponie
	Gipskuchen der Wirbelschicht	Baurestmassendeponie
Zementdrehrohrofen	Klinker – Betonabbruch *	Baurestmassendeponie
Mechanisch-biologische Verfahren		
MBA	Rotterereststoff	Massenabfalldeponie
Abfälle aus Sortierung & Verwertung	Abfall Eisenschmelze	- **
	Sortierabfälle (sofern nicht thermisch verwertet)	„Restmülldeponie“

* Aus dem Klinker wird Zement und in weiterer Folge Beton hergestellt. Das aus diesem Beton hergestellte Gebäude hat eine Lebensdauer von 500 Jahren, danach wird der Abbruch auf einer Baurestmassendeponie abgelagert.

** Da diese Abfälle aus dem Eisenrecycling in sehr geringen Mengen und in allen Maßnahmenfällen in ähnlichen Mengen anfallen, werden sie in der Studie nicht weiter betrachtet.

Wie aus Tabelle 9-1 ersichtlich, lassen sich zusammenfassend fünf zu deponierende „Reststofftypen“ unterscheiden:

1. Restmüll und Klärschlamm (unbehandelt)
2. Schlacken und Aschen im weitesten Sinne (unverfestigt, verfestigt, Schmelzgranulat)
3. Gipskuchen und Betonabbruch
4. Rottereststoff
5. Schwermetallkonzentrate und Filterkuchen

In der vorliegenden Studie werden ausschließlich Monodeponien betrachtet[34], die mit dem jeweiligen Gut verfüllt werden. Die Eigenschaften der Güter und deren Deponieverhalten werden in Abschnitt 9.4 ausführlich beschrieben.

Da in Österreich eine Ablagerung von Abfällen mit einem TOC-Anteil größer 5 M-% TS in neuen Deponien ab dem Jahr 2004 nicht mehr gestattet sein wird, können aufgrund der höheren TOC-Anteile in unbehandeltem Restmüll und Klärschlamm die betrachteten Deponietypen „Restmülldeponie“ und „Klärschlammdeponie“ keinem der Typen nach DeponieVO zugeordnet werden. Zu Vergleichszwecken und zur Abbildung des status quo werden diese Deponietypen trotzdem modelliert. Die Gruppe der Schlacken im weitesten Sinne wird auf Reststoffdeponien abgelagert. Gipsrückstände werden auf „Gips-Monodeponien“ (Typ Baurestmassendeponie gem. Anlage 1, Tabelle 4 DeponieVO) abgelagert. Für Abfälle nach mechanisch-biologischer Vorbehandlung (Rottereststoff; TOC > 5 M-% TS) existiert eine Ausnahmeregelung (§ 5 Z. 7 lit. f DeponieVO): Ihre Ablagerung erfolgt in gesonderten Bereichen von „Massenabfalldeponien“, sofern ihr aus der Trockensubstanz bestimmter oberer Heizwert weniger als 6.000 kJ/kg beträgt. Für den Rottereststoff in den Maßnahmenfällen 3c und 3d kann dieser Wert aufgrund des TOC-Gehaltes von rund 15 M-% TS nach HARANT (1999) eingehalten werden. Der Rottereststoff der Maßnahmenfälle 3a und 3b weist einen TOC-Gehalt von rund 20 M-% TS auf, was höchstwahrscheinlich eine Überschreitung der 6.000 kJ/kg-Grenze bedeutet. Diese Maßnahmenfälle sind daher nicht deponieverordnungskonform, werden aber zu Vergleichszwecken trotzdem betrachtet („reine“ MBA-Maßnahmenfälle ohne MVA). Für die Gruppe der Schwermetallkonzentrate und Filterkuchen wird in dieser Studie angenommen, daß sie in Untertagedeponien verbracht werden. Die Möglichkeit einer vorläufigen (obertägigen) Zwischenlagerung zum Zwecke einer eventuellen späteren Nutzung als sekundäre Rohstoffe wird nicht betrachtet (siehe dazu auch Abschnitt 9.1.2).

9.1.1.2 Lebensphasen einer Deponie

Grundsätzlich können für jeden Deponieytp vor Inbetriebnahme der Deponie zwei Phasen unterschieden werden:

- Planungsphase
- Bauphase

Die beiden Phasen sind nur für die betriebswirtschaftlichen Kostenermittlung von Relevanz (siehe Abschnitt 9.5).

Nach der Inbetriebnahme werden drei Phasen unterschieden:

- Betriebsphase
- Nachsorgephase
- Endlagerphase

[34] Lediglich die Gipskuchen aus dem RCP-Verfahren und der Wirbelschicht werden gemeinsam deponiert.

Die Betriebsphase beginnt mit Annahme und Deponierung der ersten Mülladung, schließt damit direkt an die Bauphase an bzw. überlappt sich mit dieser und endet aus technischer Sicht nach Beendigung der Arbeiten für die Oberflächenabdeckung und der Rekultivierung. ANZINGER (1995) rechnet bei einem Deponievolumen von 1.000.000 m³ in Abhängigkeit vom Abfallanfall mit einer für die Verhältnisse in Österreich durchschnittlichen Dauer der Betriebsphase von etwa 30 Jahren. In der Studie werden alle Modelldeponien mit den in einem Jahr entstehenden Abfällen bzw. Reststoffen aus der Vorbehandlung befüllt und anschließend sofort geschlossen (Oberflächenabdeckung und Rekultivierung gem. DeponieVO). Die eigentliche Befüllung wird nicht modelliert, da die Betriebsphase für die Betrachtung langfristiger Emissionen nur von untergeordneter Bedeutung ist.

Als Nachsorgephase wird derjenige Zeitraum bezeichnet, in dem der Deponiekörper und seine Einrichtungen aufgrund der Abgabe „nicht umweltverträglicher Stoffflüsse“ (nach BACCINI, 1989, siehe dazu Abschnitt 9.1.2) in die Umwelt, einer Betreuung und Wartung bedürfen. Über die Dauer der Nachsorgephase gibt es bis dato keine praktischen Erfahrungen. BURKHARDT & EGOLFFSTEIN (1997) schlagen vor, die Dauer der Nachsorgephase an der Dauer der zu erwartenden, signifikanten Gasemissionen zu orientieren und kommen so für „größere Hausmülldeponien“ zu einer Größenordnung von etwa 40 Jahren. BACCINI et al. (1992) allerdings weisen darauf hin, daß bei Siedlungsabfalldeponien selbst nach Beendigung der Gasemissionen („am Ende der intensiven Reaktorphase“) die Sickerwasseremissionen vor allem für die Stoffe Chlorid, Stickstoff und gelösten organischen Kohlenstoff noch 1-2 Größenordnungen über den gesetzlichen Anforderungen für die Einleitung in Gewässer liegen[35]. Außerdem befinden sich nach der intensiven Reaktorphase noch mehr als 99,9% des ursprünglichen Metallgehaltes im Deponiekörper (BELEVI & BACCINI, 1991).

Die Endlagerphase schließlich ist dann erreicht, wenn in obigem Sinne nur mehr „umweltverträgliche“ Stoffflüsse abgegeben werden.

9.1.2 Endlager, Endlagerqualität

Um den Prinzipien der Vorsorge und Nachhaltigkeit besser entsprechen zu können, sind Entsorgungssysteme so zu konzipieren, daß sie nur verwertbare und/oder endlagerfähige Güter hervorbringen. „*Endlagerqualität*“ haben dabei Güter, die über kurze (1 - 10 a), mittlere (10 - 100 a) und lange (100 - 10.000 a) Zeiträume nur *umweltverträgliche Stoffflüsse* abgeben. Für den Begriff „umweltverträgliche Stoffflüsse“ wurde auf der Gerzensee-Tagung (BACCINI, 1989) folgende Arbeitshypothese gebildet: Die Stoffflüsse aus dem Deponiematerial in die Umwelt (Wasser, Boden, Luft) sollen die natürlichen Stoffflüsse und Reservoire auch langfristig nicht verändern. Diese Arbeitshypothese erlaubt eine Quantifizierung des Begriffes, indem gesagt werden kann, daß die Emission von Stoffen aus einem Deponiekörper mit „Endlagerqualität“ innerhalb der natürlichen Variationen der geogenen Flüsse sein sollte d.h., daß mit Kenntnis der geogenen Flüsse maximale Emissionswerte für ein Produkt mit „Endlagerqualität“ bestimmt werden können (BRUNNER, 1992). In Tabelle 9-2 ist die geogene Gewässerbelastung für einige ausgewählte Stoffe aufgeführt.

[35] In Österreich durch die Verordnung über die Begrenzung von Sickerwasseremissionen aus Abfalldeponien (AbwasserVDeponie) geregelt. In dieser Verordnung existieren keine direkten Mindestanforderungen für DOC und Chlorid.

Tabelle 9-2: Geogene Konzentrationen in Gewässern nach verschiedenen Autoren (globale Hintergrundwerte)

	Geogene Gewässerkonzentrationen		
	GORDEEV, 1983 *	WEDEPOHL, 1984 **	ZIMMERMANN et al., 1996 ***
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Chlor	k.A.	k.A.	7,2
Schwefel	k.A.	k.A.	14,8
Calcium	k.A.	k.A.	52
Blei	0,001	0,0003	0,0015
Cadmium	0,0002	0,0004	0,0003
Kupfer	0,007	0,002	0,01
Quecksilber	0,00007	0,00007	0,0001
Zink	0,02	0,007	0,03
C_{org}	k.A.	k.A.	1,8

k.A. keine Angabe

* zitiert in FIEDLER & RÖSLER (1993)

** die Werte beziehen sich auf die Stoffgehalte in Fließgewässern

*** keine näheren Angaben auf die Originalquelle, bzw. in welchem Gewässertyp die Werte gemessen wurden

Die aufgeführten Konzentrationen sind als globale Hintergrundwerte zu verstehen. Sie geben einen Anhaltspunkt über die Größe der Stoffkonzentrationen im gesamten hydrologischen System und können als erster Anhaltspunkt für die Ermittlung von Grenzwerten herangezogen werden. Im Einzelfall, d.h. bei der Betrachtung einer bestimmten Deponie, müssen aber die regional spezifischen Werte betrachtet werden, welche je nach der örtlich vorhandenen geologischen Situation und der anthropogenen Vorbelastung von den globalen Hintergrundwerten abweichen können.

Natürliche Stoffflüsse in der Größenordnung, wie sie in Tabelle 9-2 aufgeführt sind, entstehen durch den Prozeß der Gesteinsverwitterung (z. B. Reaktion der Gesteine mit Wasser und Kohlensäure etc.). In einem Material mit „Endlagerqualität“ sollten daher idealerweise chemische und physikalische Prozesse, welche zur Freisetzung von Stoffen führen, mit ähnlicher Geschwindigkeit ablaufen, wie dies in der vom Menschen unbeeinflußten Umwelt auch geschehen würde. Am einfachsten kann das erreicht werden, wenn in Produkten aus Prozessen der AWS dieselben Reaktionen ablaufen. Es muß also ein Prozeß gefunden werden, der ein Produkt erzeugt, welches eine ähnliche oder gleiche Matrix aufweist, wie dies in natürlichen Systemen vorgegeben ist, und in dem die Stoffe auf ähnliche oder gleiche Weise in oder an diese Matrix gebunden sind.

In der äußersten Erdkruste dominieren für Metalle, im besonderen Schwermetalle, zwei „Lagersysteme“:

- Einbindung der Metalle in die Gitterstruktur der Minerale (hauptsächlich silikatische oder carbonatische Minerale), in diesem Falle liegen die Schwermetalle in geringen Konzentrationen (Tabelle 9-3)[36] als Spurenstoffe vor (z. B. Ersatz eines Calcium-Atoms durch ein Strontium-Atom im Calcit-Gitter)

[36] BACCINI et al. (1992) weisen darauf hin, daß Vergleiche mit Daten der gesamten Erdkruste nur bedingt sinnvoll sind, da anthropogene Prozesse nur die äußerste Erdkruste betreffen und deren Fläche zu rund 75 % aus Sedimentgesteinen aufgebaut ist. Daher sind in der Tabelle hauptsächlich Konzentrationen sedimentär gebildeter Gesteine aufgelistet.

- Auftreten als Erz[37] (Tabelle 9-3), hier sind die Schwermetalle nach ihrem Gehalt im Muttergestein Spuren- oder Matrixstoffe - sie bilden eigene Minerale aus. Je nach ihren chemischen Eigenschaften (harte oder weiche Säuren[38]) liegen sie in natürlichen Systemen mehrheitlich als Sulfide (z. B. „Zinkblende“ - ZnS, „Bleiglanz“ - PbS, „Zinnober“ - HgS) oder als Oxide (z. B. Chromit - $FeCr_2O_4$) vor.

Diese beiden Lagermöglichkeiten zeigen, daß die Mobilisierbarkeit und damit das mögliche Gefährdungspotential von Stoffen nicht nur von deren Gesamtgehalt im Muttergestein abhängig ist, sondern wesentlich von ihrer chemischen Einbindung in die Gesteins- oder Abfallmatrix bestimmt wird. Das Gefährdungspotential wird durch den Anteil der Stoffe bestimmt, welcher leicht in die lösliche Phase überführbar ist (vergl. *Abschnitt 9.4.2.5*), diese müssen auf dem Weg zur „Endlagerqualität“ abgetrennt werden[39]. Neben den leicht löslichen Stoffen müssen aber auch „hochreaktive“ Stoffe[40], vollständig aus den Abfällen entfernt werden. Dazu gehören vor allem organische Verbindungen, deren Abbau zu hohen Belastungen des Sickerwassers führt und die als potentielle Komplexbildner zu einer Mobilisierung der Schwermetalle führen können. Das Ziel, bei der Suche nach einem Prozeß, der zur Überführung von Abfällen und Produkten aus Verfahren der Abfallwirtschaft in eine „Endlagerqualität“ dient, muß daher sein, ein möglichst gesteinsähnliches Produkt herzustellen. Dabei bieten die oben angeführten natürlichen Lagersysteme zwei Möglichkeiten:

(1) Herstellung eines gesteinsähnlichen Produktes, in dem die Schwermetalle in einer silikatischen Matrix eingebunden sind. Neben der vollständigen Verbrennung der organischen Verbindungen bedeutet das, daß eine Abtrennung von Schwermetallen aus den Abfällen durchgeführt werden muß, da diese in Abfällen oder in Produkten aus Verfahren der AWS im Vergleich zu Silikaten zu hohe Werte aufweisen.

(2) Herstellung eines „erzähnlichen“ Produktes, in dem die Schwermetalle zwar hoch konzentriert aber in geochemisch sehr immobile Phasen übergeführt werden. Als zusätzlicher Nutzen ist hier die stark verminderte Konzentration des Restproduktes - vergleichbar dem Abraum eines Bergbaues - gegeben.

Im Fall (1) ist die Stoffkonzentration und die Reaktionsgeschwindigkeit mit der diese Stoffe über die Verwitterung freigesetzt werden ähnlich oder gleich den natürlichen Analoga. Es kann bei diesem Produkt von einem Gut mit Endlagerqualität gesprochen werden. Anders ist es im Fall (2): Bei erzähnlichen Produkten kann nur dann von einem Gut mit Endlagerqualität gesprochen werden, wenn die Immobilisierung langfristig wirksam ist.

[37] Der Begriff Erz wird in dieser Arbeit mineralogisch verstanden: ein natürlich vorkommendes Mineralgemenge, das ein Metall enthält (im Gegensatz dazu die bergmännische Definition: ein Mineralgemenge aus dem im industriellen Maßstab Metalle gewonnen werden können).

[38] Klassifikation nach dem Konzept der harten und weichen Säuren von PEARSON (1963)

[39] Zu diesen Stoffen gehören nicht nur Schwermetallverbindungen, auch leicht lösliche Alkali- und Erdalkalisalze (z. B. NaCl, $CaSO_4$ etc.) stellen durch die gute Löslichkeit ein Gefährdungspotential dar.

[40] Verbindungen, welche von einem geologischen Standpunkt aus betrachtet schnell umgesetzt werden

Tabelle 9-3: Mittlere Zusammensetzung (Durchschnittswerte) von Gesteinen

[1] HORN & ADAMS (1966, zitiert in MATTHESS, 1990); Kohlenstoff und Stickstoff nach [2] HEM (1985) und von Erzen nach [3] RAMDOHR & STRUNZ (1978)

	[1] Magmatite	[1] Sandsteine	[1] Tonsteine	[1] Karbonate	[3] „Erze“
	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Silizium	285.000	359.000	260.000	33.900	k.A.
Aluminium	79.500	32.100	80.100	8.970	300.000
Calcium	36.200	22.400	22.500	272.000	k.A.
Natrium	28.100	3.870	4.850	393	400.000
Magnesium	17.600	8.100	16.400	45.300	20.000
Kalium	25.700	13.200	24.900	2.390	k.A.
Eisen	42.200	18.600	38.800	8.190	k.A.
Kupfer	97,4	15,4	44,7	4,44	12.500
Chrom	198	120	423	7,08	300.000
Nickel	93,8	2,57	29,4	12,8	15.000
Zink	80	16,3	130	15,6	45.000
Blei	15,6	13,5	80	16,5	35.000
Zinn	2,49	0,115	4,12	0,166	5.100
Cadmium	0,192	0,0199	0,183	0,0476	17.500
Quecksilber	0,328	0,0574	0,272	0,0456	2.000
Stickstoff	46 [2]	k.A.	600 [2]	k.A.	k.A.
Chlor	305	15	170	305	600.000*
Phosphor	1.100	539	733	281	200.000
Gesamt Schwefel	410	945	1.850	4.550	k.A.
Fluor	715	220	560	112	k.A.
Gesamt Kohlenstoff	320 [2]	13.800 [2]	15.300 [2]	113.500 [2]	900.000**

k.A. keine Angabe

* Konzentration in einer Steinsalzlagerstätte nach BACCINI et al. (1992)

** organischer Kohlenstoff in fossilen Energieträgern nach BACCINI et al. (1992)

Für die Herstellung eines gesteinsähnlichen Produktes bietet die Industrie heute schon mehrere Verfahren – etwa das Von-Roll-RCP-Verfahren – an (siehe *Abschnitt 9.4.3.2*). Hier überlagern sich Fall (1) und (2). Einerseits liegen die abgetrennten Metalle nach der thermischen Behandlung aufkonzentriert als Oxide, bzw. Sulfide oder in gediegener Form vor (Schwermetallkonzentrat). Diese könnten prinzipiell durch metallurgische Verfahren aufgetrennt und wiederverwendet werden. Das zweite Endprodukt (im betrachteten RCP-Verfahren das „abgereicherte Schmelzgranulat“) repräsentiert Fall (1).

Wird der Begriff der „Endlagerqualität“ im Sinn der *Nachhaltigkeit* des AWG betrachtet, so muß der Begriff weiter definiert werden. Nachhaltigkeit bedeutet in diesem Fall, daß eine Rückgabe nicht nur unter dem Aspekt der Nachsorgefreiheit erfolgen soll, sondern daß in Zukunft durch Verfahren der AWS aus Abfällen Produkte hergestellt werden sollen, welche als sekundäre Rohstoffe Wiederverwendung finden können. Diese sekundären Rohstoffe tragen zur *Ressourcenschonung* bei. Dies bedeutet, daß die Deponie zu einem Rohstofflager für die Zukunft werden kann, in dem erz- und gesteinsähnliche Produkte getrennt zwischengelagert werden. Da aber die Metallkonzentrationen in Produkten aus der Abfallverbrennung als auch aus der Abwasserreinigung um ein bis zwei Größenordnungen unter denen natürlicher Erze liegt, ist unter den gegenwärtigen rohstoffpolitischen Rahmenbedingungen eine wirtschaftliche Wiedergewinnung dieser Wertstoffe nicht möglich (BACCINI et al.,

1992). Bezüglich Anforderungen an einen möglichen Prozeß zur Herstellung sekundärer Rohstoffe bedeutet dies, daß Verfahren vorzuziehen sind, welche von einer Abtrennung der Schwermetalle ausgehen.

In Rahmen dieser Studie wird die Deponie nicht als Zwischenlager für eine spätere Rohstoffnutzung betrachtet (siehe *Abbildung 9-1*). Das heißt, daß wiederverwertbare Produkte aus abfallwirtschaftlichen Verfahren sofort als Rohstoffe dem Güterkreislauf zugeführt werden. Für die Produkte, die auf Deponien abgelagert werden, wird angenommen, daß sie einer sinnvollen Wiederverwertung aus ökonomischen und/oder ökologischen Gründen nicht zugeführt werden können.

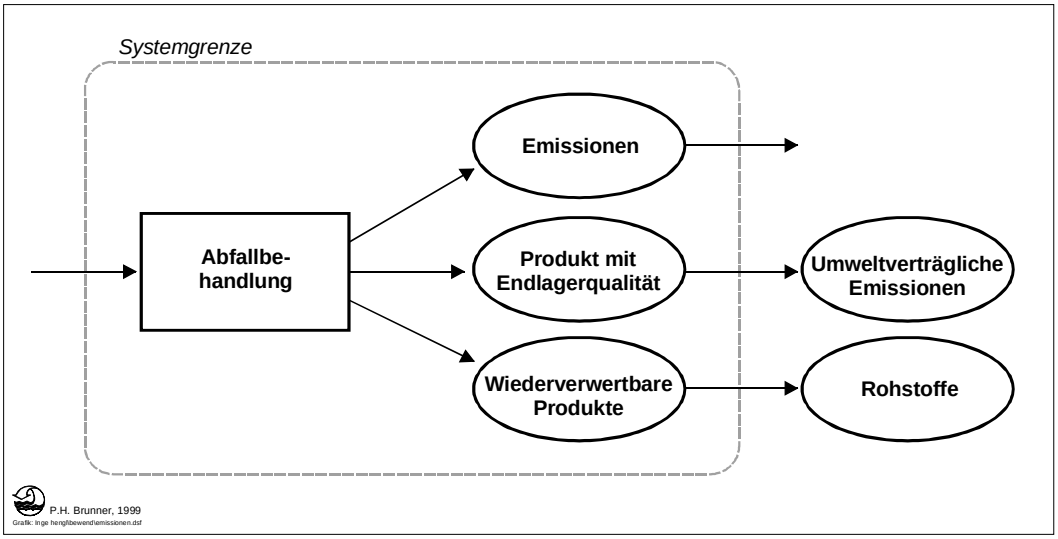


Abbildung 9-1: Produkte aus der Behandlung von Abfällen.

> *Zu beachten: Die Produkte mit Endlagerqualität werden im Rahmen dieser Studie nach der Deponierung nicht mehr als potentielle Rohstoffe betrachtet, wiederverwertbare Produkte werden sofort als Rohstoffe genutzt.*

9.2 Beschreibung allgemeiner Prozesse in Deponien und der daraus resultierenden Emissionen

Im folgenden Abschnitt soll ein allgemeiner Überblick über die Prozesse gegeben werden, welche den betrachteten Deponietypen gemeinsam sind. Aus der Darstellung der chemischen und physikalischen Abläufe erfolgt eine qualitative Beschreibung der resultierenden Emissionen.

In *Abschnitt 9.4* wird für jeden definierten Deponietyp eine detaillierte Beschreibung der physikalischen Mechanismen und chemischen Reaktionen, die zu Mobilisierung oder Retention von Stoffen führen, vorgenommen.

9.2.1 Beschreibung von Prozessen und Reaktionen

Im allgemeinen können sechs verschiedene Prozesse unterschieden werden, die in allen betrachteten Deponietypen unabhängig vom abgelagerten Gut im Verlauf der Entwicklung einer Deponie ablaufen und zur Mobilisierung oder Immobilisierung von Stoffen führen:

- physikalische Prozesse
- biochemische Prozesse
- geotechnische Prozesse
- chemische Prozesse

- geochemische Prozesse
- geologische Prozesse

Die wichtigsten Reaktionen dieser Prozesse sind:

Physikalische Prozesse:	- Auswaschung von Salzen über das Sickerwasser (allgemein: Transport)
	- Absorption von Anionen oder Kationen an Oberflächen
Biochemische Prozesse:	- Aerobe oder anaerobe Umsetzung von organischem Kohlenstoff
	- Neubildung von Huminstoffen
	- Mineralisierung leicht abbaubarer Stoffe
Geotechnische Prozesse:	- Setzungen im Deponiekörper
Chemische Prozesse:	- Säure-Basen-Reaktionen
	- Redox-Reaktionen
	- Fällungsreaktionen
	- Neubildung von Mineralphasen
	- Mobilisierung von Schwermetallen durch Komplexbildner
	- Ionenaustauschreaktionen
Geochemische Prozesse:	- Phasenumwandlungen
	- Verwitterungsreaktion von Mineralien
Geologische Prozesse:	- Verwitterung (von Gesteinen) und Erosion

Jede dieser Reaktionen beginnt zu einem bestimmten Zeitpunkt, läuft über eine bestimmte Dauer und mit einer für sie typischen Geschwindigkeit im Deponiekörper ab. Der Zeitpunkt des Einsetzens sowie die Dauer der Reaktionen sind unter anderem von der Art des deponierten Gutes, d.h. im wesentlichen von der Konzentration und der Einbindung der Stoffe in das Gut, abhängig. Die Reaktionsgeschwindigkeit bleibt für alle Deponietypen zumindest ähnlich.

Aufgrund der Reaktionsgeschwindigkeit können

- kurzfristige (physikalische, biochemische und geotechnische Prozesse)
- mittelfristige (chemische und geochemische)
- langfristige (geochemische und geologische) Prozesse

unterschieden werden.

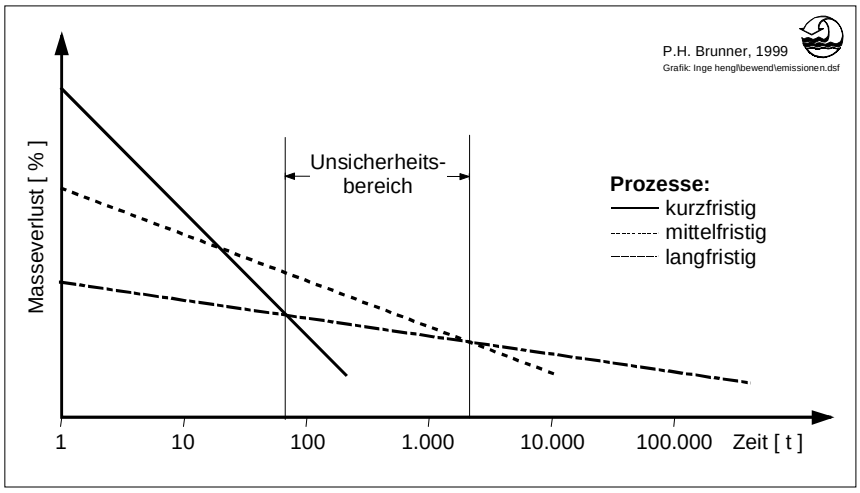


Abbildung 9-2: Unterteilung der Prozesse nach ihrer Geschwindigkeit und Darstellung des größten Unsicherheitsbereichs bei der Festlegung der Emissionen aus dem Deponiekörper.

Aus der *Abbildung 9-2* wird deutlich, daß je nach der Wahl des Punktes auf der Zeitachse kurz- mittel- oder langfristigen Prozesse das Reaktionsgeschehen im Deponiekörper dominieren. Während die kurzfristige Prozesse über Beobachtungen und Messungen auf bestehenden Deponien und langfristige über erdwissenschaftliche Erkenntnisse relativ gut verstanden und beschrieben werden können, bieten bei der Darstellung der Abläufe einer Deponie die mittelfristigen Prozesse und die daraus resultierenden Emissionen das größte Problem. Sie sind über empirische Erkenntnisse nicht mehr beschreibbar, da sie zu langsam ablaufen. Mit erdwissenschaftlichen Instrumenten können sie nicht untersucht werden, da sie zu schnell ablaufen. Diese Prozesse stellen heute den größten Unsicherheitsfaktor in der Beschreibung der zeitlichen Entwicklung eines Deponiekörper dar, d.h. daß der Zeitraum, in dem die mittelfristigen Prozesse das Emissionsgeschehen dominieren, mit der größten Unsicherheit behaftet sein wird.

9.2.2 Qualitative Beschreibung der Emissionen

In der Folge werden Deponien mit einem TOC-Gehalt von größer 5 M-% TS als „organische“ Deponietypen bezeichnet (Restmüll-, Rottereststoff- und Klärschlammdeponien), solche mit einem TOC-Gehalt kleiner 5 M-% TS als „anorganische“ (Deponien für Reststoffe thermischer Verfahren).

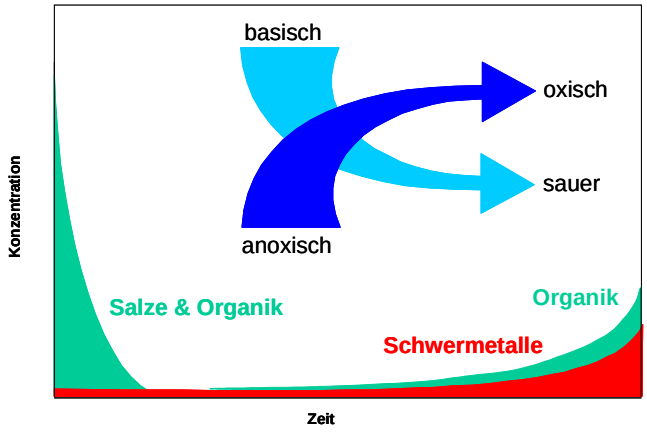


Abbildung 9-3: Schematische Darstellung der zu erwartenden Emissionen über das Sickerwasser, sowie der Änderungen in den Milieubedingungen (stark verändert nach JOHNSON et al., 1994).

Neben einigen spezifischen Reaktionen, die nur bei bestimmten Deponietypen beobachtet werden, kann man davon ausgehen, daß die oben aufgeführten Reaktionen dominierend oder weniger dominant in allen betrachteten Deponietypen auftreten. Das bedeutet, daß sich ein allgemeiner einheitlicher Prozeß- bzw. Reaktionsablauf für alle in dieser Studie beschriebenen Deponien formulieren läßt, wie sehr sich auch deren Eingangsmaterial untereinander unterscheidet. Eine vereinfachte Darstellung der zu erwartenden Emissionen ist *Abbildung 9-3* dargestellt, wobei die organischen Emissionen selbstverständlich nur bei „organischen" Deponietypen auftreten.

Neben den Emissionen sind in *Abbildung 9-3* ebenfalls der pH-Wert und das Redoxpotential des Sickerwassers im zeitlichen Verlauf dargestellt. Durch verschiedene Puffersysteme sind die Sickerwässer aus allen Deponietypen zunächst über längere Zeit basisch[41], wenn die basischen Puffersysteme erschöpft sind werden sie Werte im sauren Bereich aufweisen. Die Pufferkapazität bis pH 7, in der Folge Alkalinität genannt, wird durch Säureeintrag über den Niederschlag oder durch Säureproduktion durch das deponierte Gut selbst (z. B. aus dem Abbau von organischem Kohlenstoff) verringert. Der pH des Sickerwassers hat, wie in der Folge gezeigt werden wird, einen entscheidenden Einfluß auf die Retention oder Mobilisierung verschiedener Stoffgruppen. Das Redoxpotential ist zunächst in allen Deponietypen negativ, das heißt, es herrschen geochemisch anoxische Bedingungen. Aufgrund des Vergleiches mit natürlichen Analoga kann aber gezeigt werden, daß im Laufe der Zeit Luftsauerstoff in die Deponie eindringen wird und sich aerobe Bedingungen einstellen werden (siehe Abschnitt 9.2.2.2).

Verknüpft man die *Abbildung 9-3* mit den oben eingeführten Prozessen und der Geschwindigkeit dieser Prozesse, kann die Alterung einer Deponie allgemein folgendermaßen beschrieben werden, wobei nur die jeweils dominierenden Prozesse und die daraus resultierenden Emissionen betrachtet werden:

Emissionen durch kurzfristige Prozesse:

- Auswaschung von leicht löslichen Salzen, hauptsächlich Alkali- und Erdalkalikationen mit Chlorid oder Sulfat als Gegenion über physikalische Prozesse. Die Emission der Alkali- und Erdalkalimetalle ist pH-unabhängig und wird von der Löslichkeit bestimmt.
- Biochemischer Abbau von organischem Kohlenstoff. Dieser führt zur Bildung von Deponiegas (unter aeroben Bedingungen: Kohlendioxid; unter anaeroben Bedingungen: Methan und Kohlendioxid) und zu erhöhten C_{org}-Konzentrationen („Gelöster organischer Kohlenstoff" - DOC, „Chemischer Sauerstoffbedarf" - CSB, „Biologischer Sauerstoffbedarf" - BSB_5) im Sickerwasser.

Emissionen durch mittelfristige Prozesse:

- Auswaschung von mittelschwer bis schwer löslichen Salzen über physikalische Prozesse.
- Ausklingen der biochemischen Prozesse und der mit ihnen verbundenen Emissionen.

Emissionen durch langfristige Prozesse:

- Auswaschung von schwer löslichen Salzen über physikalische Prozesse.
- Freisetzung von Schwermetallen (siehe Abschnitt 9.2.2.1 und 9.2.2.2):
  1. nach dem Aufzehren der Alkalinität (z. B. Karbonatpuffer) und des „Redoxpuffers" (stabile organische Substanzen) fällt der pH-Wert des Sickerwassers unter einen Wert von 7, das Milieu wird oxisch. Damit steigt die Mobilität von Schwermetallen im Sickerwasser stark an .
  2. über die Verwitterung von Gesteinen (Mineralien) und gesteinsähnlichen Gütern (z. B. Beton) und Erosionsprozesse

[41] Die saure Phase in einer Deponie für unbehandelten Restmüll ist von dieser Aussage ausgenommen. Sie kann als untergeordnet betrachtet werden, da sie nur kurze Zeit (Monate bis Jahre) andauert und der pH des Sickerwassers anschließend über vergleichsweise lange Zeiträume (Jahrzehnte bis Jahrhunderte) im basischen Bereich verbleibt (vergl. auch *Abschnitt 9.4.1.4*).

- Bei „organischen“ Deponietypen: Erhöhung der organischen Emissionen durch Etablierung aerober Verhältnisse (siehe Abschnitt 9.2.2.2)

9.2.2.1 Überlegungen zum langfristigen Emissionsgeschehen aus „anorganischen“ Deponietypen

Durch den Wegfall organischer Inhaltsstoffe ist bei „anorganischen“ Deponietypen v.a. einer möglichen Mobilisierung der in den Reststoffen der thermischen Verfahren z.T. beträchtlich konzentrierten Schwermetalle Aufmerksamkeit zu schenken.

Die Schwermetallmobilität wird weniger durch physikalische, als durch chemische Prozesse gesteuert. Wesentlich sind dabei Komplexbildung, Säure-Basen-Reaktionen, Redox-Reaktionen sowie Sorptions/Desorptionsprozesse. Die pH-Abhängigkeit der Schwermetalllöslichkeit ist auf die Ausfällung von Hydroxiden, Karbonaten und weiteren Festphasen[42], sowie auf Adsorptionsvorgänge zurückzuführen (STUMM & MORGAN, 1981). Viele Schwermetalle zeigen ein amphoteres Verhalten, sie sind bei hohen pH-Werten oft als Hydroxo-Komplexe löslich, bei niederen pH-Werten sind die Schwermetallkationen selbst löslich; im pH-Bereich von 9-10 liegt das Löslichkeitsminimum vieler Metalle. Abbildung 9-4 zeigt am Beispiel von Schlacken experimentell ermittelte Schwermetallkonzentrationen im „Sickerwasser“.

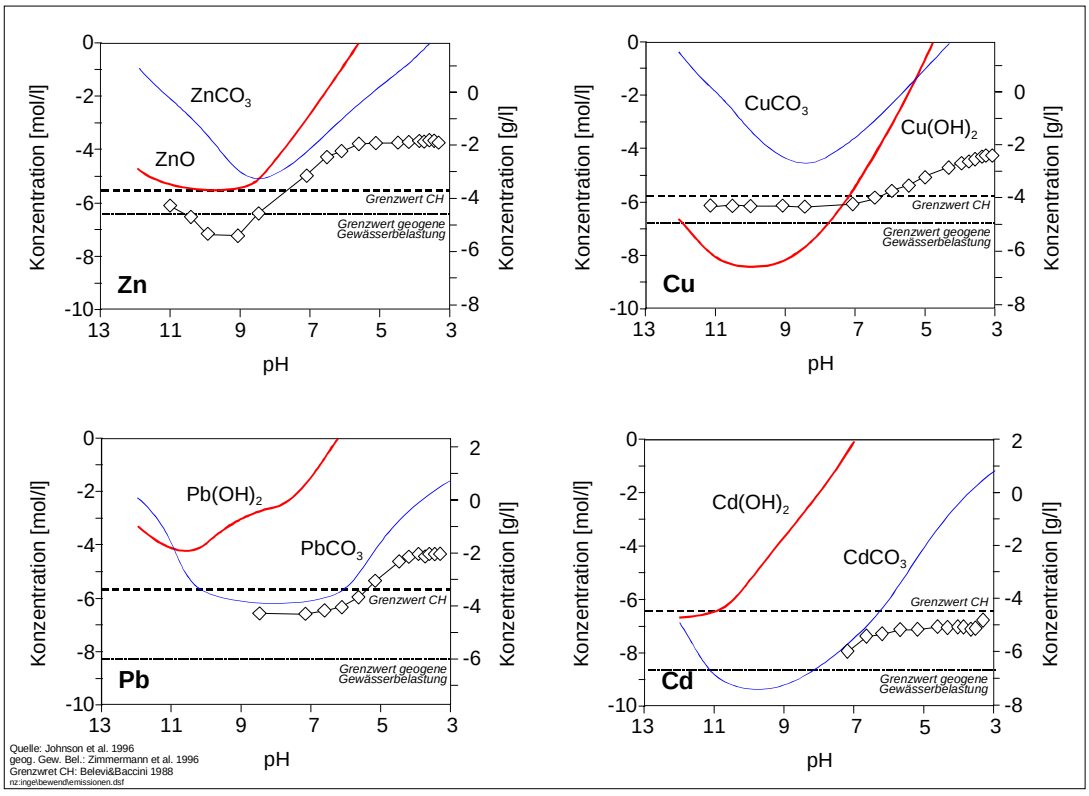


Abbildung 9-4: Gemessene Stoffkonzentrationen (Kurve mit Rauten) für den Gleichgewichtszustand zwischen Schlacke und Wasser.

Gemessen bei verschiedenen pH-Werten; Im Vergleich dazu die gesetzlichen Grenzwerte, bzw. der Wert der geogenen Referenz. Die ausgezogenen Kurven zeigen den Wert für die errechnete maximale Löslichkeit des Metallkarbonates und des Metalloxids bzw. -hydroxids (Quelle: JOHNSON et al., 1996)

[42] Hier sind vor allem die C-A-S-H-Phasen hervorzuheben (z. B. LICHTENSTEIGER, 1996; KERSTEN, 1996)

Im allgemeinen bedingen niedere pH-Werte und hohe Redoxpotentiale höhere Mobilität von Schwermetallen. Eine vereinfachte Darstellung dazu geben FÖRSTNER et al. (1989) in *Abbildung 9-5.* Daraus ist zu entnehmen, daß mit einer Verringerung des pH-Werts eine steigende Mobilisierung von Fe, Mn, Co, Ni, Cd, Zn, Hg, Cu, Pb, Ag und Al einhergeht. Ein Wechsel von reduzierenden zu oxidierenden Verhältnissen bedingt erhöhte Mobilität von z. B. Hg, Zn, Pb, Cu und Cd. Zusätzlich werden dadurch Sulfide oxidiert, was wiederum den pH-Wert aufgrund der entstehenden Säuren senkt.

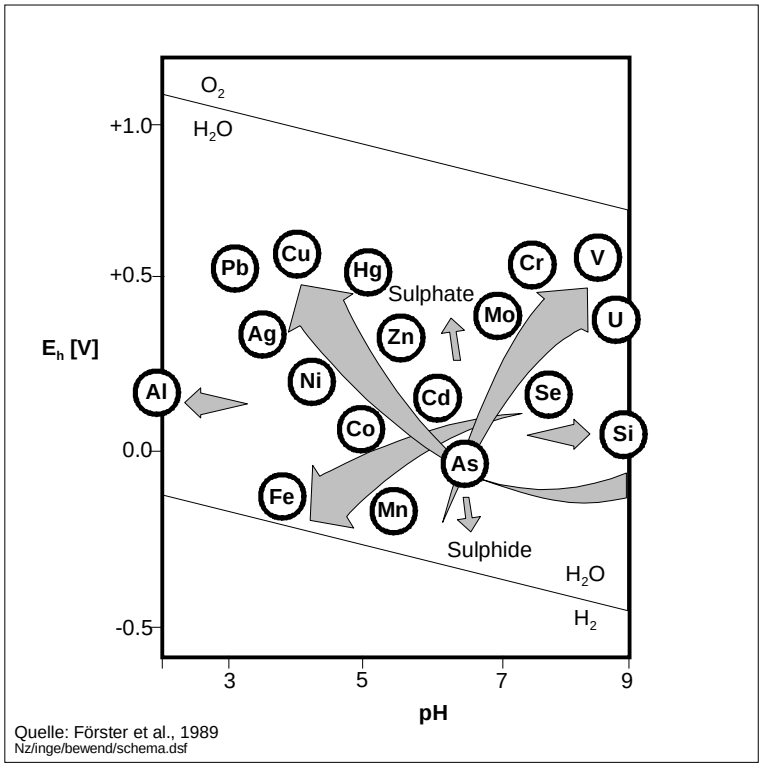


Abbildung 9-5: Erhöhung der Mobilität von Metallen (breiter werdende Pfeile) durch Änderungen der pH- und Redoxbedingungen (Eh).

Niedere pH-Werte entstehen hauptsächlich durch mikrobiellen Abbau von organischem Kohlenstoff, außerdem durch Säureeintrag von außen (Niederschläge). Dem entgegen wirkt die im Deponiekörper vorhandene Pufferkapazität. Näheres dazu: Siehe Abschnitt „Zeitliche Entwicklung der Pufferkapazität“ (9.4.1.7, 9.4.2.7 und 9.4.4.6) bei der Besprechung der einzelnen Deponietypen.

Die Etablierung aerober Verhältnisse durch Diffusion wird durch das Undichtwerden der Oberflächenabdeckung infolge von Erosionsprozessen und Bioturbation beschleunigt. Dadurch kann neben Luftsauerstoff auch Regenwasser wieder verstärkt in den Deponiekörper eindringen, was einerseits zusätzlichen Säureeintrag (saurer Regen) bedingt, andererseits begünstigt der im Wasser gelöste Sauerstoff die Etablierung aerober Verhältnisse. Beides zusammen - Verringerung des pH-Werts und Erhöhung des Redoxpotentials (Eh) erhöht die Mobilität der Schwermetalle Hg, Zn, Pb, Cd und Cu drastisch (siehe oben: FÖRSTNER et al., 1989).

Derartige Prozesse sind z. B. an abgelagertem, ursprünglich anoxischem Hafenschlick bekannt, wo ebenfalls der Wechsel zu oxidierenden Verhältnissen erhöhte Schwermetallmobiliät bedingt (WEITZ et al., 1987 zit. in KERSTEN, 1998).

Die Mobilisierbarkeit und damit das mögliche Gefährdungspotential von Schwermetallen hängt auch ganz wesentlich von ihrer chemischen Bindung in der Abfallmatrix ab. Das Potential wird durch den löslichen Anteil und die leicht in die lösliche Phase überführbaren Schwermetalle bestimmt. Nach JAKOB & BRASSER (1992) können bei einer sequentiellen Extraktion (in diesem Fall von Schlacken

und schlackeartigen Produkten) folgende Fraktionen unterschieden werden, welche unterschiedliche Schwermetallbindungsformen repräsentieren:

I. Austauschbare Kationen (leicht löslicher Teil des Schwermetalle)

II. Karbonatische Phase

III. Leicht reduzierbare Phase (an amorphe Oxide gebundene Schwermetalle)

IV. Stärker reduzierbare Phase (an kristalline Oxide gebundene Schwermetalle)

V. Sulfidisch gebundene Phase

VI. in Kristallgittern (z. B. Silikate) eingebundene Schwermetalle.

Die Löslichkeit und dementsprechend die Mobilisierbarkeit nimmt von I gegen VI ab. Vor allem die schwach gebunden Schwermetalle (I bis III) sind leicht verfügbar und tragen zu erhöhten Metallkonzentrationen im Sickerwasser bei.

Aufgrund natürlicher Prozesse können jedoch in relativ kurzer Zeit ursprünglich stark gebundene Schwermetalle in leichter lösliche Phasen übergeführt werden. So wurde etwa an einer rund 100 bis 150 Jahre alten Ablagerung von Aufbereitungsprodukten aus der Silbergewinnung (fahlerzführende Carbonatfeinsande) festgestellt, daß sich Schwermetalle (insbesondere Cu, Hg und Sb), die an sich sulfidisch gebunden sind, nach 24 stündiger Elution mit reinem Wasser in hohen Konzentrationen im Eluat fanden. Einer der Gründe dafür war die teilweise Umwandlung der Sulfidphase in eine Carbonatphase im Zeitraum seit der Ablagerung. Dieser Prozeß stellt eine klassische Verwitterungsreaktion in oberflächlichen Bereichen oder Klüften von Sulfidlagerstätten mit carbonatischem Ausgangsgestein dar (DÖBERL & RITTER, 1999).

9.2.2.2 Überlegungen zum langfristigen Emissionsgeschehen aus „organischen“ Deponietypen

Die folgenden Ausführungen sind DÖBERL & LAHNER (2000) entnommen.

Während z. B. der Austrag von Chlorid unabhängig von den Milieubedingungen in der Ablagerung erfolgt, ist die Mobilisierbarkeit von organischem Kohlenstoff und Schwermetallen stark an die vorherrschenden Bedingungen gebunden.

Es stellt sich daher die Frage nach den sich langfristig einstellenden Bedingungen in Abfalldeponien. Der Grund dafür, daß in Hausmülldeponien nach der intensiven Methanphase biochemische Abbauprozesse relativ träge ablaufen, ist im Vorherrschen anaerober Bedingungen zu sehen, die wiederum auf die hohe Verdichtung des Abfalls und die Oberflächenabdeckung der Deponie zurückzuführen sind.

Auch aus der Natur sind langfristig stabile, rezent entstehende Akkumulationen von organischem Material (Restmüll hat nach Beendigung der intensiven Reaktorphase einen TOC-Gehalt von 25-30 M-% TS) nur unter anaeroben Bedingungen bekannt. Als Beispiele können hier etwa Torf oder Sapropel (Faulschlamm) angeführt werden, die einen ähnlichen TOC-Gehalt aufweisen und langfristig stabil sind. Der Beginn der Bildung vieler Torfablagerungen fällt im Alpenraum ins Spät- bzw. frühe Postglazial, sodaß die organische Substanz in diesen Ablagerungen ein C-14-Alter von rund 10.000 Jahren B.P. aufweist. Der entscheidende Unterschied zwischen diesen natürlichen organischen Akkumulationen und Hausmülldeponien liegt aber im Mechanismus, der die anaeroben Bedingungen aufrecht erhält. Sowohl bei Torf als auch bei Faulschlamm sind es die subaquatischen Ablagerungsbedingungen, die ein Eindringen von Sauerstoff verhindern – bei Torf etwa der hohe Grundwasserstand. Die Ablagerungsbedingungen unter denen Torfe gebildet werden können vereinfacht als mit „Wasser gefüllte, dichte Wanne“ bezeichnet werden, wobei der Wasseraustausch mit benachbarten Gebieten äußerst gering ist. Entscheidend ist nun die Tatsache, daß die Milieubedingungen in dieser Konstellation über

lange Zeiträume stabil gehalten werden. Das heißt, das sauerstoffarme Grundwasser verhindert nachhaltig das Eindringen reaktiven Luftsauerstoffs.

Unter subaerischen Bedingungen, wie sie prinzipiell bei Abfalldeponien vorliegen, sind hingegen langfristig stabile, natürliche organische Ablagerungen nicht bekannt, da Luftsauerstoff die organischen Anteile relativ rasch mineralisiert. Am instruktivsten ist dieser Vorgang am Beispiel des Abbaues von Humus im Laufe des Bodenbildungsprozesses zu sehen. Der „Rest-TOC-Gehalt“ im Boden beträgt meist unter 1 M-% und setzt sich fast ausschließlich aus Huminstoffen zusammen. Huminstoffe in Böden haben z.T. C-14-Alter von einigen tausend Jahren (SCHACHTSCHABEL et al., 1998), was zeigt, daß sie auch unter aeroben Bedingungen stabil sind.

Wie bereits dargelegt, kann aufgrund der begrenzten Funktionstüchtigkeit von Oberflächenabdichtungen, langfristig die Deponie nicht von atmosphärischen Einflüssen abgeschlossen werden. Nun ist aber gerade der Abschluß von der Umwelt der Mechanismus, auf den die anaeroben Bedingungen im Deponiekörper zurückzuführen sind. Es ist daher in Anlehnung an das oben beschriebene natürliche Analogon „Boden“ folgendes langfristiges Entwicklungsszenario für „organische“ Deponietypen zu erwarten:

Nach Undichtwerden der Oberflächenabdichtung beginnt Luftsauerstoff an der Grenzfläche Abfall-Luft organisches Material zu oxidieren und gleichzeitig diffusiv weiter vorzudringen (ARAGNO, 1989). Die Eindringgeschwindigkeit ist dabei einerseits von der Diffusionskonstante des Abfalls andererseits vom Sauerstoffverbrauch der Oxidationsreaktionen abhängig. BOZKURT (1998) berechnet mit einem Diffusions-Reaktionsmodell die Dauer bis zur vollständigen Oxidation des organischen Materials in einer Hausmülldeponie mit 600 Jahren. Hinzugefügt muß aber werden, daß präferentielle Wegigkeiten diesen Prozeß wesentlich beschleunigen können. Im wesentlichen sind durch die Etablierung aerober Verhältnisse im Deponiekörper folgende Auswirkungen zu erwarten:

1. Beschleunigter Abbau der organischen Substanz, da der Abbau unter aeroben Bedingungen z.T. um Größenordnungen rascher erfolgt. Zusätzlich erhöht sich in aeroben Systemen, wie z. B. in Böden, der Transferkoeffizient von Kohlenstoff in die wäßrige Phase um den Faktor 5 bis 10 (SCHACHTSCHABEL et al. , 1998). Beides bedingt eine deutliche Erhöhung der Konzentrationen und Frachten im Sickerwasser. Zur Abschätzung des Emissionspotentials kann der Boden als natürliches Analogon herangezogen werden. Das heißt, es ist mit langfristig stabilen TOC-Gehalten von maximal einigen Prozent zu rechnen.

2. Durch Oxidation des organischen Materials werden an dieses gebundene Schwermetalle freigesetzt. Desgleichen werden die immobilen Metallsulfide oxidiert. Zusätzlich senken die bei der Oxidation entstehenden Säuren den pH-Wert. Dies gilt um so mehr als in Hausmülldeponien die Pufferkapazität von Beginn an gering ist und z.T. bereits in der sauren Phase stark reduziert wird (KERSTEN, 1998). Die gleichzeitige Erhöhung des Redoxpotentials durch Sauerstoffeintrag und Senkung des pH-Wertes durch Säureproduktion führt, wie in Abbildung 9-5 dargestellt zu einer Remobilisierung der wichtigsten Schwermetalle (siehe 9.2.2.1).

3. Bei den Elementen Chlor, Stickstoff und Schwefel ist langfristig mit einem nahezu hundertprozentigen Mobilisierungspotential zu rechnen (vgl. etwa auch ZIMMERMANN et al., 1996). Während Chlor dabei unabhängig vom Milieu in Form von Chlorid ausgetragen wird, wird Stickstoff unter oxidierenden Verhältnissen als Nitrat emittiert. Der ursprünglich in Form von Metallsulfiden gebundene Schwefel wird nach Oxidation der Sulfide als Sulfat frei.

9.3 Beschreibung der Modelldeponie, Annahmen und Vereinfachungen

Im folgenden wird die Modelldeponie beschrieben. Die Annahmen und Vereinfachungen, die für das Modell gemacht werden müssen, werden beschrieben und begründet. Schließlich soll, wenn möglich diskutiert und abgeschätzt werden, welchen Einfluß die getroffenen Vereinfachungen auf die Berechnungen haben.

9.3.1 Getroffene Annahmen und Vereinfachungen

In dieser Studie wird von vereinfachten Modelldeponien und ihren Güterflüssen ausgegangen (*Abbildung 9-6*). Die Annahmen sollen möglichst so gewählt werden, daß die Vereinfachungen bei Bedarf durch genauere Parameter ersetzt werden könnten.

Für die Ermittlung der Emissionen wird für jeden obertägig zu deponierenden Abfall (Restmüll, Klärschlamm sowie abzulagernde Abfälle der thermischen und mechanisch-biologischen Behandlung) eine Monodeponie errichtet, die die gesamten, jährlich in Österreich anfallenden Mengen an diesen Abfällen/Produkten aufnimmt. Das heißt, für jede „Abfallart“ existiert in einem Maßnahmenfall nur eine Deponie.

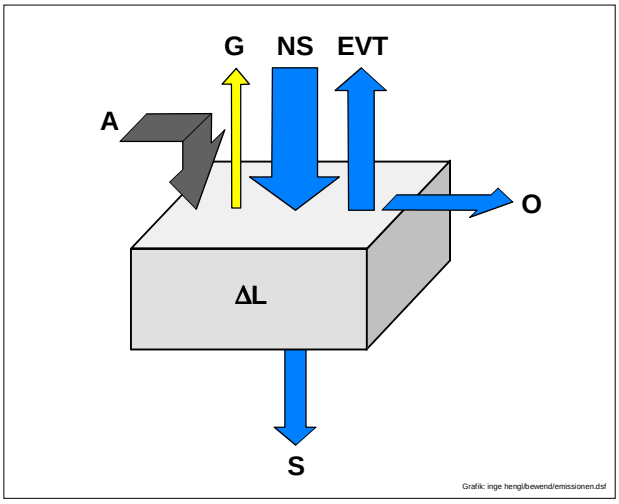


Abbildung 9-6: Schematische Darstellung der Güterflüsse der Modelldeponien

A: Abfalleintrag, G: Deponiegas, NS: Niederschlag, EVT: Evapotranspiration, S: Sickerwasser, O: Oberflächenabfluß, ΔL: Lagerveränderung)

Folgende Annahmen und Vereinfachungen wurden getroffen:

(1) Die jährlich anfallende Sickerwassermenge wird als Differenz einer durchschnittlichen jährlichen Niederschlagsmenge für Österreich (im ersten Ansatz NS: 1.000 mm/m^2/a) und einer durchschnittlichen jährlichen Evapotranspirationsrate für rekultivierte Deponieoberflächen (EVT: 500 mm/m^2/a) angenommen. Das bedeutet, daß die gesamte Niederschlagsmenge, welche nicht durch die Evapotranspiration verdunstet, im Deponiekörper versickert und als Sickerwasser wieder austritt.

(2) Die Funktion der Deponie als Wasserspeicher d.h., eine reduzierte Sickerwassermenge in den ersten Jahren bis Jahrzehnten, wird vernachlässigt.

(3) Die Lebensdauer von Oberflächen- und Basisabdichtungen wird mit 100 Jahren begrenzt, ebenso die durchlässigkeitshemmende Wirkung der geologischen Barriere. Die schwermetallbindende Funktion der geologischen Barriere im Sinne einer „geochemischen Barriere“ bleibt hingegen über den gesamten Betrachtungszeitraum wirksam.

(4) Zur Berechnung der Emissionen über das Sickerwasser wird nicht die übliche Geometrie einer Deponie herangezogen (Pyramidenstumpf), sondern der Deponiekörper wird in einer vereinfachten Form als Quader mit quadratischer Grundfläche (Länge der Grundfläche = Breite; l=b=a) angenommen. Die Größe der jeweiligen Grundfläche richtet sich nach den einzelnen zu deponierenden Volumina und einer daraus abgeleiteten realistischen Deponiehöhe.

(5) Zur Beschreibung der Abbaureaktionen wird von einem *homogen* reagierenden Block ohne bevorzugte (präferentielle) Sickerwege ausgegangen.

(6) Differentielle Setzungen im Deponiekörper werden vernachlässigt. Gleichmäßige Setzungen werden im Sinne einer Konsolidierung durch Erhöhung der Dichte und Verringerung der Durchlässigkeit simuliert.

Weitere Spezifikationen für jeden Deponietyp finden sich in der Regel im jeweiligen Abschnitt.

9.3.2 Abschätzung des Einflusses der Vereinfachungen auf das Gesamtergebnis

Zu Punkt (1) und (2)

Die Annahmen (1) und (2) werden durch die Berechnungen von HUBER (1995) und SPAUN (1995) bestätigt, die für zwei Standorte in Österreich errechnen, daß die Speicherkapazität einer Restmülldeponie in Abhängigkeit der tatsächlichen Niederschlagshöhe nach 4 - 16 Jahren erschöpft ist und sich danach der Sickerwasseranfall, auch bei völlig intakter Oberflächenabdichtung, an die Differenz von Niederschlag und Evapotranspiration angleicht. Auch der Wasserverbrauch anaerober Abbauvorgänge geht nach Ende der Gasproduktion gegen Null (EHRIG & SCHEELHAASE, 1995). Mittel- bis langfristig ist also der durch die Vereinfachung begangene Fehler zu vernachlässigen.

Niederschlagsmenge und Evapotranspiration hingegen können langfristig nicht als konstant angenommen werden.[43] Da in dieser Studie keine Prognose über die zukünftigen klimatischen Verhältnisse abgegeben werden kann, wird versucht mittels Variation der Klimadaten im Rahmen der Sensitivitätsanalysen unterschiedliche Szenarien zu untersuchen.

Zu Punkt (3)

Die Oberflächenabdeckung, aber auch die Basisdichtung incl. geologischer Barriere, haben nur eine begrenzte Lebensdauer. Langfristig ist nicht mit ihrer Dichtfunktion zu rechnen, sodaß Emissionen aus der Deponie direkt in die Umwelt gehen. BACCINI et al. (1992) rechnen mit einer Lebensdauer der Abdichtungen von 50 Jahren. SCHWAIGHOFER et al. (1999) errechnen für eine 0,5 m mächtige "tonige" Basisdichtung (k_f=1,0E-10 bis 1,0E-11 m/s), die 10-15 Jahre lang Deponiesickerwässern ausgesetzt war, theoretische Durchbruchszeiten von 13 Jahren (Chlorid), 55 Jahren (Nitrat), 224 Jahren (Zink) und 752 Jahren (Blei). Diese Werte beruhen auf der Annahme rein diffusiven Transportes und spiegeln im Falle der Schwermetalle hauptsächlich die Kationenaustauschkapazität der in der Dichtung enthaltenen Tonminerale und nur bedingt die „Durchlässigkeit“ gegenüber Diffusion und Konvektion wider. Das Beispiel zeigt auch, daß mittel- und langfristig Tonbarrieren gegenüber Nichtschwermetallen keinesfalls diffusionsdicht sind, allerdings wird durch die angewandte Methodik die Lebensdauer

[43] Zu bedenken ist z. B., daß etwa 15.000 B.P. die Ostalpen und ihr Vorland noch durch mächtige Gletscher des Würmhochglazials geprägt waren und selbst noch um 11.000 B.P. („Gschnitzstadium“) hochgelegene Seitentäler, etwa des Inntales, von Eis erfüllt waren, während das Vorland durch ein periglaziales Klima geprägt war. Von 7000 bis 3000 BP herrschte das sogenannte postglaziale Klimaoptimum mit signifikant höheren Temperaturen als heute (Baumgrenze in den Hohen Tauern auf über 2400 m ü.A.)

von Dichtschichten wesentlich überschätzt. In die Berechnung gehen nämlich nicht Prozesse ein, die die Durchlässigkeit gegenüber konvektiver Durchströmung erniedrigen. Solche Prozesse sind etwa die Änderung der mineralogischen Zusammensetzung der Dichtschicht oder selektive Lösungsprozesse an nichtsilikatischen Anteilen, die schon kurz- bis mittelfristig auftreten können (vgl. etwa RADLINGER, 1997, BATCHELDER, 1998). Hinzu kommt noch, daß auch die Drainageschicht langfristig nicht wirksam bleibt (Setzungen, Zerstörung des Schutzvlieses und Eindringen feiner Abfallpartikel), sodaß mit einer beträchtlichen Einstauhöhe des Sickerwassers und damit mit einem erhöhten hydraulischen Gradienten zu rechnen ist. Da all diese Prozesse die Durchlässigkeit von Dichtschichten beträchtlich erhöhen, erscheint die Annahme einer Lebensdauer von 100 Jahren für die Dichtelemente als durchaus plausibel.

Zu Punkt (4)

Sofern Volumen und Dichte beibehalten werden, ist der begangene Fehler durch Vereinfachung der Geometrie für den Zweck der Ermittlung langfristiger Emissionen vernachlässigbar.

Zu Punkt (5)

Der Deponiekörper wird in hydrogeologischem Sinne als ungesättigter Porengrundwasserleiter betrachtet, obwohl aufgrund von Inhomogenitäten im Abfall bevorzugte Sickerwege entstehen (EHRIG & SCHEELHAASE, 1995), der Deponiekörper also sowohl als Poren- als auch als Kluftgrundwasserleiter fungiert. Während Schlackedeponien dem Modell „Porengrundwasserleiter“ anfangs noch größtenteils entsprechen, trifft dies auf Rotterestoffdeponien schon weniger und auf Restmülldeponien nur mehr beschränkt zu. Mittel- und langfristig ist bei keinem Deponietyp mit homogenen Verhältnissen zu rechnen. Die Ausbildung präferentieller Sickerwasserwege hat verschiedene, teils gegenläufige Effekte zur Folge:

- Teilweise Erhöhung der Fließgeschwindigkeit des Sickerwassers, dadurch auch Erhöhung der inneren Erosion. Das hat zur Folge, daß größere Partikel transportiert und ausgetragen werden können, was kurzfristig zu einer Erhöhung der Sickerwasserfracht führt.
- Verringerung der Konzentrationen im Sickerwasser durch kürzeren Kontakt Sickerwasser-Abfall; dadurch bedingte längere Zeitspanne bis zur Auswaschung der verfügbaren Menge. Als positiver Effekt wäre der langsamere Abbau der Pufferkapazität zu nennen.
- Herabsetzung der Gesamtspeicherkapazität des Deponiekörpers
- Reduzierung der Verdunstungsrate und damit Erhöhung der Sickerwassermenge bei Ausbildung präferentieller Sickerwasserwege an der Deponieoberfläche

Im Falle von Restmülldeponien sind die tatsächlichen Wasserbewegungen im Deponiekörper ob der heterogenen Zusammensetzung des Abfalls innerhalb der Deponie, des unterschiedlichen Verdichtungsgrades und der von Deponie zu Deponie stark variierenden Abfallzusammensetzung praktisch nicht vorherzusagen.

Zusätzlich bedingt die heterogene Zusammensetzung auch das Entstehen von Sickerwasserstauzonen und trockenen Bereichen (RIEHL-HERWISCH et al., 1995; EHRIG & SCHEELHAASE, 1995), sodaß innerhalb einer Deponie Bereiche unterschiedlich weit fortgeschrittener Abbauvorgänge vorhanden sind. Damit sind Aussagen über die Zeitspanne, ab der umweltverträgliche Emissionen abgegeben werden, mit zusätzlichen Unsicherheiten behaftet, da sich mehrere „Emissionsphasen“ überlagern können.

STEGMANN (1982) weist auf mögliche, sogenannte „virtuelle“ Wasserstände hin, die dadurch entstehen, daß Sickerwasser durch gebildetes Deponiegas verdrängt wird. Der Wasserspiegel in der Deponie wird „künstlich“ hochgehalten, da das Sickerwasser praktisch auf einem „Gaspolster schwebt“. Ort und Zeitpunkt der Ausbildung derartiger Phänomene sind praktisch nicht vorherzusagen.

Der Fehler, der begangen wird, wenn präferentielle Sickerwege im ersten Ansatz ignoriert werden, muß mit Hilfe von Sensitivitätsanalysen abgeschätzt werden, indem sowohl Sickerwassermenge als auch -konzentration variiert werden.

zu Punkt (6)

Setzungen im Deponiekörper werden im wesentlichen durch drei Prozesse ausgelöst:

- Volumenreduktion durch mikrobiellen Abbau des organischen Materials
- Konsolidierungsprozesse im Deponiekörper
- Versagen des Deponieunterbaues (Rohplanum, Basisabdichtung)

Nach HUITRIC (1981) sind Setzungen infolge von Volumenreduktion in Hausmülldeponien der mit Abstand wichtigste Prozeß, während der Anteil der Konsolidierung an der Gesamtsetzung maximal 25% beträgt.

Durch derartig ausgelöste differentielle Setzungen kann einerseits die Oberflächenabdeckung beschädigt werden andererseits können präferentielle Sickerwasserwege ausgebildet werden. Da in dieser Studie mit einer begrenzten Lebensdauer der Dichtschichten gerechnet wird (siehe (3)) und präferentielle Sickerwege von vorneherein ausgeschlossen werden (siehe (4)), finden Setzungen nur insofern Beachtung, als Konsolidierungsvorgänge die Durchlässigkeit herabsetzen (siehe Abschnitt 9.4.1.3).

Das Versagen des Deponieunterbaues ist als „Störfall“ zu werten und wird daher in dieser Studie nicht betrachtet. Obwohl sich die Scherparameter der betrachteten Deponiekörper wesentlich unterscheiden, werden Unterschiede in der Standfestigkeit vernachlässigt. Gleiches gilt für ein eventuell langfristig durch Erosionsprozesse am Böschungsfuß mögliches Versagen der Deponieböschung.

9.3.3 Bautechnische Ausführung der Modelldeponien

Die betrachteten Deponietypen werden gemäß DeponieVO ausgeführt. Für Massenabfalldeponien und Reststoffdeponien und damit auch für die Modelldeponien ist dort folgende Bauausführung festgelegt:

Deponiebasisabdichtung

Kombinationsdichtung:

- 3-lagige mineralische Dichtungsschichte

Eigenschaften:	Gesamtmächtigkeit:	0,75 m
	kf-Wert (in-situ):	1,0E-09 m/s
	Tonmineralgehalt in der Tonfraktion:	50 %
	Kationenaustauschkapazität:	50 meq/100 g (angenommener Wert nach RADLINGER, 1997 und BMLF, 1995)
	Verfügbarkeit für Schwermetalle	40 % der potentiellen Austauschplätze (angenommener Wert)

- direkt aufliegende HDPE-Kunststoffdichtungsbahn

Eigenschaften:	Dicke:	2,5 mm
Schutz:	vernadeltes Endlosfaservlies	

Basisentwässerungssystem

- Flächenfilter (Mächtigkeit: 0,5 m, Rundkorn 16/32; Carbonatanteil 30 M-%; abgedeckt mit Filtervlies)
- Sickerwasserleitungen

Oberflächenabdeckung

- Ausgleichsschicht (Mächtigkeit: 0,5 m)
- Gasdrainschicht (Mächtigkeit: 0,3 m, Rundkorn 16/32; Carbonatanteil 30 M-%)
- Oberflächendichtung: Kombination mineralisch-HDPE (Mächtigkeit: 0,5 m bzw. 2,5 mm)
- Oberflächenentwässerung (Mächtigkeit: 0,5 m, Rundkorn 16/32; Carbonatanteil 30 M-%)
- Rekultivierungsschicht mit Bewuchs (Mächtigkeit: 0,5 m)

9.3.4 Geometrie und Dichte der Modelldeponien

Die Abmessungen (Grundfläche, Höhe) für Restmülldeponien werden in Anlehnung an die Studie UBA (1998a) festgelegt. Für alle anderen Monodeponien wird versucht, bautechnisch plausible Werte anzunehmen, wobei die Höhe für einen Deponietyp konstant gehalten wird und die Grundfläche je nach Inputmenge variiert wird.

In der Literatur finden sich folgende Dichteangaben für einzelne Deponietypen (*Tabelle 9-4*):

Tabelle 9-4: Dichteangaben nach verschiedenen Autoren

	Restmülldeponie	Schlackedeponie	Rotteresstoffdeponie
	[Mg/m³]	[Mg/m³]	[Mg/m³]
HUPE et al. (1998)	0,8-1,0	k.A.	1,4-1,6
FROST et al. (1996)	0,8	1,4	1,0
AGW (1992)	k.A.	1,5	k.A.
SPAUN (1995)	1,0	1,4-1,7	k.A.
HEERENKLAGE & STEGMANN (1995)	0,8-0,9	k.A.	1,2-1,4
DACH (1999)	k.A.	k.A.	1,2-1,6
Gewählte Dichte	0,9	1,5	1,3

Für Klärschlammdeponien wird nach LICHTENSTEIGER et al. (1988) eine Dichte von 1,1 [Mg/m³], für Deponien von Produkten anderer thermischer Verfahren (Wirbelschicht, Von-Roll-RCP) eine Dichte von 1,5 [Mg/m³] angenommen.

9.3.5 Standort der Modelldeponien

Ebenfalls in Anlehnung an die Studie UBA (1998a) wird der Standort der Modelldeponien wie folgt definiert (in Klammer jeweils die Ermittlungsmethode des Wertes):

9.3.5.1 Geologische und hydrogeologische Rahmenbedingungen

Die relativ genaue Definition der (hydro)geologischen Rahmenbedingungen wird in erster Linie zum Zwecke der Ermittlung der Grundwasserfließverhältnisse unterhalb der Deponie sowie der „geologischen“ Barrierewirkung des Untergrundes unternommen. In weiterer Folge geht dies in die Berechnung der Grundwasser- und Untergrundkontaminationen durch Deponiesickerwässer nach Versagen der Basisdichtung ein und dient damit der Feststellung eines etwaigen Sanierungsbedarfes.

Der Deponieuntergrund wird wie folgt definiert (zur Illustration siehe Abbildung 9-7):

- Abstand OK Rohplanum - HGW: 5 m (Durchschnitt der 60 Hausmülldeponien in Österreich)
- Durchlässigkeit des Untergrundes der Modelldeponie(k_f-Wert nach DARCY):

  Schicht 1[44]: $k_{f\,1}$ = 1,0E-08 m/s (Mindestanforderung gemäß §13(1)) DeponieVO

  Schicht 2: $k_{f\,2}$ = 5,0E-03 m/s (angenommener Wert)

  Schicht 3: $k_{f\,3}$ = 1,0E-10 m/s (angenommener Wert)
- Mächtigkeit der einzelnen Schichten im Untergrund der Modelldeponie:

  Schicht 1: M_1 = 3 m (Mindestanforderung gemäß §13(1) DeponieVO

  Schicht 2: M_2 = 20 m (angenommener Wert)

  Schicht 3: M_3 unbestimmt
- Tonmineralgehalt in der Tonfraktion der Schicht 1:

  TM = 50 % (siehe Abschnitt 9.3.3 - 3-lagige mineralische Dichtungsschichte)
- Kationenaustauschkapazität in Schicht 1:

  KAK = 50 meq/100 g (siehe Abschnitt 9.3.3 - 3-lagige mineralische Dichtungsschichte)
- Verfügbarkeit für Schwermetalle 40 % der potentiellen Austauschplätze
- Grundwassergefälle in Schicht 2 (Grundwasserleiter):

  I = 0,0025 (2,5 ‰; angenommener Wert)

<u>Anmerkungen zu den geologisch-hydrogeologischen Rahmenbedingungen</u>

Schicht 1

Für die Modelldeponien wird davon ausgegangen, daß der Untergrund im Bereich der Aufstandsfläche des Deponiekörpers die in der DeponieVO festgelegten Mindestanforderungen erfüllt [45]. Zudem wird dieser Schichte ein der mineralischen Basisdichtung äquivalenter Tonmineralgehalt und eine damit verbundene Kationenaustauschkapazität zugebilligt, obwohl dies prinzipiell in der DeponieVO nicht vorgesehen wäre. Aufgrund des unten festgelegten geologischen Rahmens muß diese Schichte erdbautechnisch hergestellt werden, was auch in die betriebswirtschaftliche Kostenkalkulation eingeht.

Schicht 2

Es wird aufgrund der geomorphologisch-geologischen Situation in Österreich angenommen, daß die Modelldeponie in einem Bereich quartärer Bedeckung liegt, deren oberster Horizont aus gut wasserleitenden Sanden und Kiesen besteht. Durchlässigkeit, Mächtigkeit und Grundwassergefälle wurden so gewählt, daß ein möglichst breites Spektrum an potentiellen Standorten abgedeckt werden kann. Im Liegenden der grundwasserführenden Kiese und Sande befindet sich ein wasserstauender tonigschluffiger Horizont unbestimmter Mächtigkeit. Diese Situation kann für verschiedenste Regionen Österreichs als durchaus typisch gelten; etwa für inneralpine Täler (Inn, Salzach, Enns), Vorlandgebiete (ober- und niederösterreichisches Alpenvorland) und randalpine Becken (Wiener Becken, Steirisches Becken).

[44] Schicht 1 entspricht der „geologischen Barriere“, die erdbautechnisch hergestellt wird, Schicht 2 einem typischen Grundwasserleiter und Schicht 3 einem typischen Grundwasserstauer

[45] Bei bestehenden Hausmülldeponien ist dies nach UBA (1998a) bei zumindest 26 von 60 Deponien nicht der Fall.

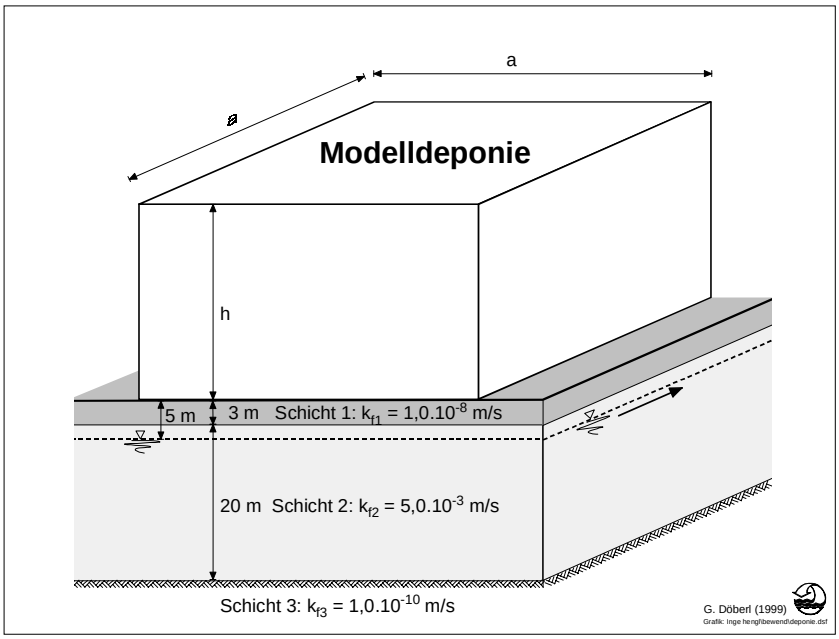


Abbildung 9-7: Geometrie und Untergrundverhältnisse der Modelldeponien

Der festgelegte Untergrundaufbaues bedingt folgenden Wasserdurchsatz in einem Querschnitt unterhalb der Deponie:

Gleichung 9-1

$$Q = k_{f2} \cdot M_2 \cdot a \cdot I$$

Q	Durchfluß	[m³/s]
$k_{f\,2}$	Durchlässigkeitsbeiwert der Schicht 2	[m/s]
M_2	Mächtigkeit der Schicht 2	[m]
a	Seitenlänge der Modelldeponie	[m]
I	Grundwassergefälle	[-]

9.3.5.2 Erosionsszenario für die Modelldeponien

Wird wie in der Studie ein Zeitrahmen von 10.000 Jahren untersucht, ist auch der mögliche Einfluß exogen wirkender geologischer Kräfte auf ein Stoffaustragsszenario zu überprüfen, insbesondere die Erosion durch Wasser und untergeordnet auch Wind. In ihren Untersuchungen zu Entwicklungsszenarien für anthropogene Sedimente nehmen BACCINI et al. (1992) für die Schweiz Erosionsraten von 5-100 cm pro 1.000 Jahre an. SCHACHTSCHABEL et al. (1998) geben für gemäßigte Klimabereiche im Falle von Ackernutzung eine Abtragsrate von durchschnittlich 10 t/(ha.a) an. Bei einer Bodendichte von 1,5 Mg/m³ ergibt das 0,7 mm/a, also 70 cm in 1.000 Jahren. Hinzu kommt im Falle der Modelldeponien die 2,3 m mächtige Oberflächenabdeckung, inklusive bewachsener Rekultivierungsschicht[46] und HDPE-Geomembran, deren Erosionsstabilität um Größenordnungen höher ist. Die Erosionsstabilität der einzelnen deponierten Güter selbst muß als sehr unterschiedlich bezeichnet werden. Leicht erodierbaren Komponenten, etwa dem Feinsandanteil in MVA-Schlacken, stehen zum Beispiel größere und demnach schwer erodierbare Kunststoffkomponenten im Restmüll gegenüber. Zudem werden

[46] Flächendeckende Vegetation senkt im allgemeinen die Bodenerosionsrate um den Faktor 10 (SCHACHTSCHABEL et al. 1998)

Erosions- und Akkumulationsvorgänge - genauso wie die Wasserbilanz - entscheidend vom gerade vorherrschenden Klima beeinflußt. Die tatsächliche Dauer bis zur vollständigen Abtragung des Deponiekörpers kann also nur grob mit mehreren 10.000 bis 100.000 Jahren abgeschätzt werden.

Selbst bei Annahme einer anfänglichen (unrealistisch hohen) Erosionsrate von 30 cm pro 1.000 Jahre werden in den betrachteten 10.000 Jahren nur etwas mehr als 2 m abgetragen, was in etwa der Mächtigkeit der Oberflächenabdeckung entspricht. Es erscheint daher zulässig, in der vorliegenden Studie den erosionsbedingten Stoffaustrag aus einer Deponie zu vernachlässigen (siehe auch Abbildung 9-8).

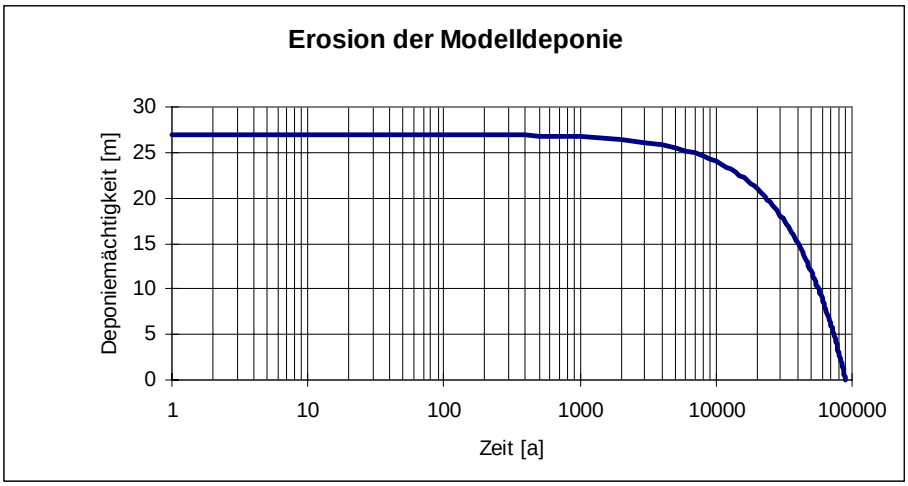


Abbildung 9-8: Erosion der Modelldeponie

Annahme: 25 m Abfall + 2 m Oberflächenabdeckung bei einer Erosionsrate von 30 cm pro 1.000 Jahre.

9.3.6 Sickerwasser- und Gasbehandlung

Sowohl für das Sickerwasser- als auch für das Gaserfassungssystem wird eine technische Funktionstüchtigkeit von 100 Jahren angenommen.

9.3.6.1 Sickerwasseraufbereitung

Bei allen betrachteten Deponietypen entsteht Sickerwasser, das einer entsprechenden Behandlung zuzuführen ist. Das gereinigte Sickerwasser (Permeat) wird in ein Fließgewässer eingeleitet, der im Zuge der Reinigung entstehende Reststoff (Konzentrat) wird in eine Untertagedeponie verbracht.

Die anfallenden Deponiesickerwässer werden mit unterschiedlichen Verfahren behandelt, z. B.: Biologie oder mehrstufige Umkehrosmose. Für die Studie wird angenommen, daß eine für das jeweilige Sickerwasser optimale Kombination von Verfahren stattfindet, sodaß die in der AbwasserVDeponie (BGBl.Nr. 613/1992) festgelegten Grenzwerte für das Permeat (Tabelle 9-5) eingehalten werden.

Zur Behandlung der organischen Kohlenstoffverbindungen sowie der stickstoffhaltigen Verbindungen wird eine biologische Vorbehandlung durchgeführt. Durch diese Behandlung werden die biologisch abbaubaren Kohlenstoffverbindungen weitgehend reduziert und nachfolgende Behandlungsschritte entlastet, wodurch wesentliche Kostenvorteile erzielt werden können.

Anschließend erfolgt eine Reinigung mit Umkehrosmose, einem physikalischen Trennverfahren, bei dem ein natürlicher Vorgang technisch umgesetzt und genutzt wird. Die Diffusion von Wasser durch eine halbdurchlässige Membran von einer verdünnten in eine konzentrierte Lösung (Osmose) wird

durch Aufbringen von Druck auf der Seite der konzentrierten Lösung umgekehrt (Umkehrosmose). Der aufgebrachte Druck muß über dem osmotischen Druck der konzentrierten Lösung liegen, welcher sich bei freier Osmose im Zustand des osmotischen Gleichgewichts einstellt. (Sickerwasserseminar, 1997).

Tabelle 9-5: Anforderungen an die Einleitung in ein Fleißgewässer lt. Sickerwasseremissions-verordnung

Parameter	Grenzwert [mg/l]
Blei Pb	0,5
Cadmium Cd	0,1
Quecksilber Hg	0,01
Zink Zn	0,5
Ammonium	10
Chlorid Cl	durch G_f [1)] begrenzt
CSB	50
Nitrat	35
Sulfid	0,5

[1)] Toxizität $G_f < 3$

Nach der Reinigung des Sickerwassers beträgt die Konzentratausbeute 20-30 Vol.% der ursprünglichen Sickerwassermenge. Das Konzentrat wird nach MARQUARDT (1989) durch Eindampfung auf das minimal mögliche Restvolumen, 0,1 - 2 % der Sickerwassermenge reduziert und in eine Untertagedeponie verbracht.

Für die Berechnung der Permeat- und Konzentratqualität wird in der Studie von folgenden Reinigungsleistungen ausgegangen (Tabelle 9-6 und Tabelle 9-7):

Tabelle 9-6: Reinigungsleistung einer mehrstufigen Umkehrosmoseanlage (MARQUARDT, 1989)

Parameter	Rückhaltevermögen [%]
CSB	99,9
BSB_5	99,9
Stickstoff	99,9
Blei Pb	99,9
Zink Zn	99,9
Ammonium NH_4^+	>96
Cl^-	>98

Tabelle 9-7: Reinigungsleistung durch Fällung und Oxidation (ÖWAV, 1999)

Parameter	Rückhaltevermögen [%]
Sulfat	98

9.3.6.2 Gasfassung und –verwertung

Die gasproduzierenden Modelldeponien werden mit einem aktiven Entgasungssystem ausgestattet (Absaugen der Deponiegase, vertikal: Gasbrunnen, horizontal: Gasdrainagen). Das so erfaßte Gas (55 V-% Methan und 45 V-% Kohlendioxid) wird energetisch genutzt, wobei der Heizwert von Methan 50 MJ/kg beträgt (THOMÈ-KOZMIENSKY, 1987).

Es wird angenommen, daß die Gaserfassungsrate, auch bei intakter Oberflächenabdichtung, nur rund 50 % beträgt, der Rest entweicht unkontrolliert (STEINLECHNER et al., 1994; KRÜMPELBECK, 2000).

Ein Teil des nichterfaßten Methans wird in der aeroben Zone der Rekultivierungsschicht durch Bakterien oxidiert (Methanoxidation). Der Anteil des auf diese Weise oxidierten Methans wird nach CHANTON et al. (1999) mit 10% an der unkontrolliert entweichenden Menge angenommen.

9.4 Beschreibung der betrachteten Deponietypen

Im folgenden Abschnitt soll für jeden betrachteten Deponietyp eine Charakterisierung der Ausgangsprodukte vorgenommen werden (Güterzusammensetzung und deren Stoffkonzentration). Ebenfalls sollen für jeden Deponietyp die spezifischen Umsetzungsreaktionen (allgemeine Beschreibung *Abschnitt 9.2*), die zur Mobilisierung oder Immobilisierung von Stoffen führen, beschrieben werden. Schließlich werden aus den Daten die Eingangsparameter für die Modelle festgelegt.

9.4.1 Deponien für unbehandelte Abfälle (Restmülldeponie)

9.4.1.1 Allgemeine Einführung

Vor der Einführung von Vorbehandlungsmethoden für Abfälle (z. B. Verbrennung, MBA) wurden Abfälle in der Form deponiert, wie sie eingesammelt wurden. In den 70er Jahren gab es einen Übergang von ungeordneten Müllkippen zu geordneten Deponien. In diesen wurden die Abfälle immer noch ohne Vorbehandlung in einzelnen Kompartimenten möglichst hoch verdichtet eingebaut.

Nach BAWP (1998) wurden in Österreich 1996 rund 900.000 t Restmüll und Sperrmüll unbehandelt deponiert; das sind rund 60 % der jährlich anfallenden Rest- und Sperrmüllmenge und rund 30 % der jährlich anfallenden Gesamtmenge an Abfällen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen.

Obwohl ab dem Jahr 2004 eine Deponierung der oben angeführten Abfallmengen ohne Vorbehandlung nicht mehr zulässig sein wird, werden für zwei Maßnahmenfälle Restmülldeponien modelliert. Zum einen um die Status-quo-Fortschreibung der österreichischen Abfallwirtschaft abzubilden (Maßnahmenfall 0 - Planungsnullfall), zum anderen um einen Referenzmaßnahmenfall zu kreieren, indem die gesamte Rest- und Sperrmüllmenge unbehandelt deponiert wird (Maßnahmenfall 1 – Direktdeponierung).

9.4.1.2 Zusammensetzung und stoffliche Charakterisierung von Restmüll

Die Zusammensetzung von Restmüll ist nach Angaben des BAWP (1998) in Tabelle 9-8, Spalte 2 aufgeführt. Die dritte Spalte zeigt die Zusammensetzung nach der Aufteilung der Güter aus der Restfraktion und der Verbundstoffe auf die jeweilige Fraktion. Dabei wurden folgende Annahmen getroffen:

(1) Restfraktion ist Feinmaterial, welches bei der Sortieranalyse aufgrund der Korngröße keiner anderen Fraktion mehr zugeordnet werden kann, es wird angenommen, daß sie anteilsmäßig gleich zusammengesetzt ist wie der gesamte Restmüll.

(2) Für Verbundstoffe wird angenommen, daß sie zu 50 % aus Papier, 37,5 % Kunststoff und 12,5 % Metallen zusammengesetzt sind.

Tabelle 9-8: Prozentuelle Zusammensetzung von Restmüll, feucht (Quelle: [1)] BAWP, 1998)

	Anteil [1)]	Anteil nach Aufteilung der Restfraktion und der Verbundstoffe
	[% FS]	[% FS]
biogene Abfälle	29,7	34,4
Verbundstoffe	13,8	-
Papier, Pappe, Kartonagen	13,5	23,6
Kunststoffe	10,6	18,3
Metall	4,5	7,2
Glas	4,4	5,1
Textilien	4,1	4,7
Mineralische Bestandteile	3,8	4,4
Holz	1,1	1,3
Problemstoffe	0,9	1,0
Restfraktion	13,6	-
Summe	**100**	**100**

Die stoffliche Zusammensetzung von Restmüll (Tabelle 9-10) wurde FEHRINGER et al. (1997), der Wassergehalt BAUMELER et al. (1998) entnommen. Der Kohlenstoffgehalt wurde im Rahmen der Studie in Anlehnung an NEUMAYER (1999) über die verbindungsmäßige Zusammensetzung neu berechnet (siehe Tabelle 9-9).

Tabelle 9-9: Prozentuelle Zusammensetzung von Restmüll (NEUMAYER, 1999; verändert)

Stoff	Restmüll-Anteile [% FS]
Lignin	6
Cellulose	16
Hemicellulose	7
Kohlehydrate	9
Proteine	3
Fette, Harze, Wachse	2
Papierhilfsmittel (org.+ anorg.)	8
Kunststoffe	18
Kunststoffadditive (anorg.)	3
Mineralische Bestandteile	13
Asche	4
Problemstoffe	1
Metalle	10
Summe	**100**

Zur Berechnung des C-Gehaltes siehe Anhang.

Tabelle 9-10: Stoffkonzentration in Rest- und Hausmüll nach verschiedenen Autoren

	FEHRINGER et al. (1997) [1)]	BELEVI & BACCINI (1989)	BIDLINGMAIER (1990)
	[mg/kg TS]	[mg/kg]	[mg/kg]
Kohlenstoff	360.000*	290.000***	k.A.
Stickstoff	7.000	4.000	k.A.
Schwefel	4.000	k.A.	k.A.
Chlor	8.700	7.200	k.A.
Cadmium	11	11	0,4-5,4
Quecksilber	1,80	k.A.	k.A.
Blei	810	400	64-885
Zink	1.100	1.200	84-1306
Wassergehalt	270.000 **	k.A.	k.A.

1) in der Studie verwendet

k.A. keine Angabe

* für die Studie neu berechnet in Anlehnung an NEUMAYER (1999)

** neuberechnet gegenüber FEHRINGER et al. (1997) in BAUMELER et al. (1998)

*** organischer Kohlenstoff

9.4.1.3 Hydraulische Charakterisierung von Restmüll

BEAVEN & POWRIE (1995) geben für „derzeitige Deponien“ (ρ = 0,8 - 1 Mg/m³) eine mittlere Durchlässigkeit von k_f = 1,0E-03 m/s bis 1,0E-04 m/s an. Im Falle einer 30 m hohen Deponie rechnen sie an der Deponiesohle mit einer Dichte von 1,2 Mg/m³ und einer dadurch verringerten Durchlässigkeit in diesem Bereich von 1,0E-06 m/s. Anzumerken ist aber, daß diese Werte nur für eine sogenannte intergranuläre Bewegung des Sickerwassers als repräsentativ gelten können. Im Falle präferentieller Sickerwege muß mit einer deutlich erhöhten Durchlässigkeit gerechnet werden.

9.4.1.4 Reaktionen in einer Restmülldeponie

In Deponien entsteht aus mikrobiell abbaubarem Kohlenstoff unter aeroben Bedingungen (Kompostierung) Kohlendioxid, unter anaeroben Bedingungen (Vergärung, Fermentierung) Deponiegas, d.h. Methan und Kohlendioxid. In den 70er und 80er Jahren fand in der Deponietechnik ein Übergang von der nicht geordneten Deponie (Müllkippe) zu geordneten Deponien statt. Bedingt durch eine höhere Verdichtung des Abfalls beim neuen Deponietyp wurden damit auch die Abbauprozesse unter anaeroben Bedingungen und damit die Emission von Methan gefördert.

9.4.1.4.1 Aerobe biochemische Abbauprozesse

Solange der abgelagerte Abfall mit der Luft in Kontakt ist, laufen in der Deponie aerobe Umsetzungsprozesse ab. Diese sind prinzipiell mit Kompostierungs- und Rottevorgängen vergleichbar, wenngleich die Randbedingungen wie Wassergehalt, Temperatur und Nährstoffgehalt im Gegensatz zu Kompostierungs- und Rotteanlagen in Restmülldeponien dafür nicht optimal sind.

Mit Hilfe des Luftsauerstoffes setzen aerobe Bakterien organische Substanzen in Kohlendioxid und Wasser unter Freiwerdung von Energie (Wärme) um. Sobald die Verbindung zum Luftsauerstoff durch Überlagerung mit neu eingebautem Abfall und anschließende Verdichtung unterbunden wird, kommen die aeroben Abbauprozesse zum Erliegen. Als typische Reaktion in dieser Phase wird der aerobe Abbau von Glukose vereinfacht angeführt:

Gleichung 9-2 $$C_6H_{12}O_6 + 6\,O_2 \rightarrow 6\,CO_2 + 6\,H_2O$$

9.4.1.4.2 Anaerobe biochemische Abbauprozesse

Der anaerobe Abbauprozeß unbehandelt abgelagerter Abfälle verläuft vereinfacht dargestellt in folgenden Phasen (siehe dazu auch

Abbildung 9-9*;* Phasen I-V: siehe Abbildung 9-10):

- Phase der Hydrolyse (I)

Aus der Biomasse (Fette, Proteine, Kohlehydrate) werden durch Einwirkung fermentativer Bakterien langkettige Fettsäuren, Glycerin, Zucker und Aminosäuren gebildet.

- Phase der Versäuerung (Acidogene und acetogene Stufe) (II)

Es dominiert der Abbau der in Phase I gebildeten langkettigen Fettsäuren. Dabei entstehen mit Hilfe acetogener Bakterien direkt oder über Zwischenprodukte (organische Säuren und Alkohole) Essigsäure, Kohlendioxid und Wasserstoff.

- Startphase der Methanbildung (Methanogene Stufe) (III)

Aus Essigsäure, Kohlendioxid und Wasserstoff beginnt sich unter Einwirkung methanogener Bakterien Methan zu bilden. Nach STEGMANN & SPENDLIN (1987) liegt der Grund im relativ späten Start der Methanbildung einerseits in der um den Faktor 10 bis 20 niedrigeren Vermehrungsrate der methanogenen Bakterien im Vergleich zu den acetogenen, andererseits wirken sich hohe Konzentrationen organischer Säuren negativ auf methanogene Bakterien (optimaler pH-Wert um 7) aus.

- Stabile Methanphase (IV)

Aufgrund des sich einstellenden Gleichgewichts zwischen den einzelnen Abbaureaktionen stellt sich schließlich eine konstante Gasproduktion ein. Der Methananteil im Deponiegas ist > 50%. Im Gas finden sich neben Kohlendioxid als zweitem Hauptbestandteil noch geringe Anteile an Schwefelwasserstoff und Spuren diverser flüchtiger Substanzen. Die stabile Methanphase stellt sich in vielen Deponien erst nach mehreren Jahren ein. BACCINI et al. (1992) rechnen mit einer Dauer der „intensiven Reaktorphase“, in der verstärkt Gas gebildet wird, von ein bis zwei Jahrzehnten.

- „Huminphase“ (humic phase, Ausklingphase) (V) [47]

Für diese Phase ist ein Rückgang der Gasproduktion - und somit ein Rückgang der meßbaren biologischen Aktivität - charakteristisch. Es dominieren im Deponiekörper nunmehr sehr schwer und langsam abbaubare organische Substanzen (hauptsächlich Huminstoffe, Lignin und Kunststoffe). Weiters ist diese Phase durch Intrusion von Luftsauerstoff gekennzeichnet. Es kommt also allmählich wieder zu einer Etablierung oxidierender Verhältnisse.

[47] Für die in der Fachwelt gebräuchliche Bezeichnung „humic phase“ findet sich in der deutschsprachigen Literatur keine Entsprechung. In dieser Studie wird daher die Bezeichnung „Huminphase“ verwendet.

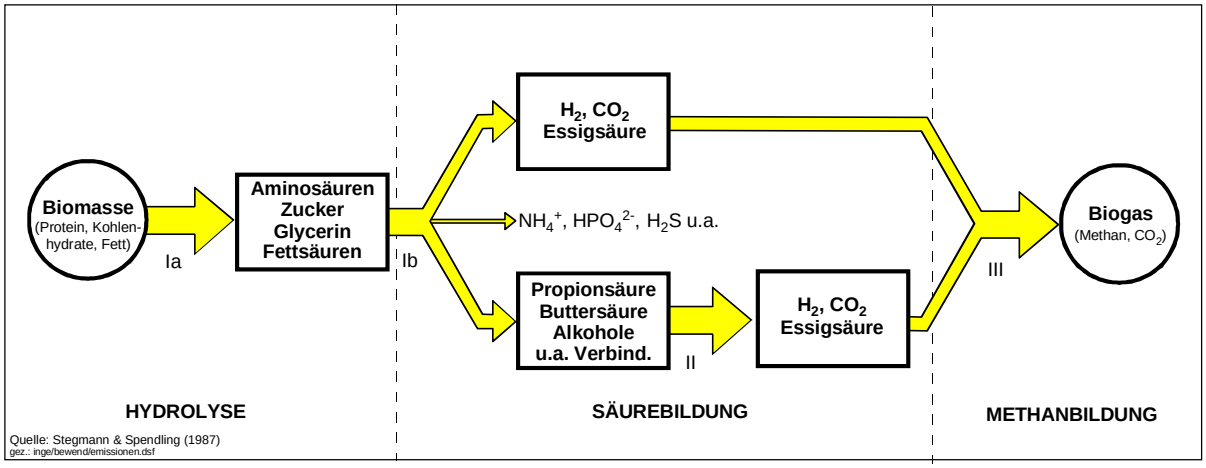


Abbildung 9-9 Vereinfachtes Schema der in einer „Hausmülldeponie“ ablaufenden anaeroben Prozesse. (nach STEGMANN & SPENDLIN, 1987)

9.4.1.4.3 Physikalische, chemische und geochemische Prozesse

An physikalischen Prozessen ist vor allem die Auswaschung leicht löslicher Salze (Chloride und Sulfate) von Bedeutung. Dieser Prozeß ist vom Gesamtgehalt im Abfall abhängig, nicht jedoch von den biochemisch bedingten Milieubedingungen.

Die wesentlichen chemischen Prozesse jedoch werden zum Großteil von pH-Wert und Redoxpotential gesteuert. Hier ist nach STEGMANN & SPENDLIN (1987) insbesondere das Verhalten von Schwefelverbindungen, die hauptsächlich aus Proteinen und Baurestmassen stammen, von Bedeutung. Während in der Phase der Versäuerung bei oxidierenden Bedingungen Sulfate im Sickerwasser dominieren, werden mit fortschreitender Methanbildung und steigendem pH-Wert (Verbrauch der Essigsäure) Sulfate und biogener Schwefel mikrobiologisch zu Schwefelwasserstoff reduziert:

Gleichung 9-3 $$8\,(H) + SO_4^{2-} \rightarrow H_2S + 2\,H_2O + 2\,OH^-$$

Der Schwefelwasserstoff reagiert mit Metallverbindungen und bildet schwerlösliche Sulfide:

Gleichung 9-4 $$4\,Fe^{2+} + H_2S + 2\,OH^- + 4\,H_2O \rightarrow FeS + 3\,Fe(OH)_2 + 8\,H^+$$

FÖRSTNER et al. (1989) weisen darauf hin, daß neben Fällungsreaktionen auch Adsorptions- und Desorptionssprozesse eine große Rolle bei der Immobilisierung bzw. Mobilisierung von Metallen spielen. So vermögen organische Komplexbildner bei niedrigen pH-Werten (Phase der Versäuerung) einen Teil der unter diesen Bedingungen löslichen Metalle in der Porenlösung wieder zu binden. Die gebildeten organischen Metallkomplexe werden verstärkt an Oberflächen adsorbiert, die Metalle damit immobilisiert.

BOZKURT & NERETNIEKS (1997) zeigen in ihrer Literaturstudie zu Transport- und Abbauprozessen in Deponien, daß in diesem Zusammenhang vor allem Huminstoffe nach folgendem Muster Metalle (hier: Me) binden:

Gleichung 9-5 $nHum + Me^{n+} \rightarrow Hum_n - Me$

In der „Huminphase“ werden Metallsulfide und Huminkomplexe durch eindringenden Luftsauerstoff oxidiert. Dadurch werden auch die gebundenen Metalle wieder freigesetzt. Das Ablagerungsmilieu wird also wieder oxisch, was zusätzlich eine Erhöhung des Transferkoeffizienten organischer Substanzen ins Sickerwasser bewirkt (siehe Abschnitt 9.2.2.2).

9.4.1.5 Emissionen einer Restmülldeponie

Einen Überblick über die mittelfristig aus Restmülldeponien zu erwartenden Emissionen gibt Abbildung 9-10, die aber nur schematisch zu verstehen ist (Phase V: hier „Ausklingphase der Methanproduktion“, aerob!).

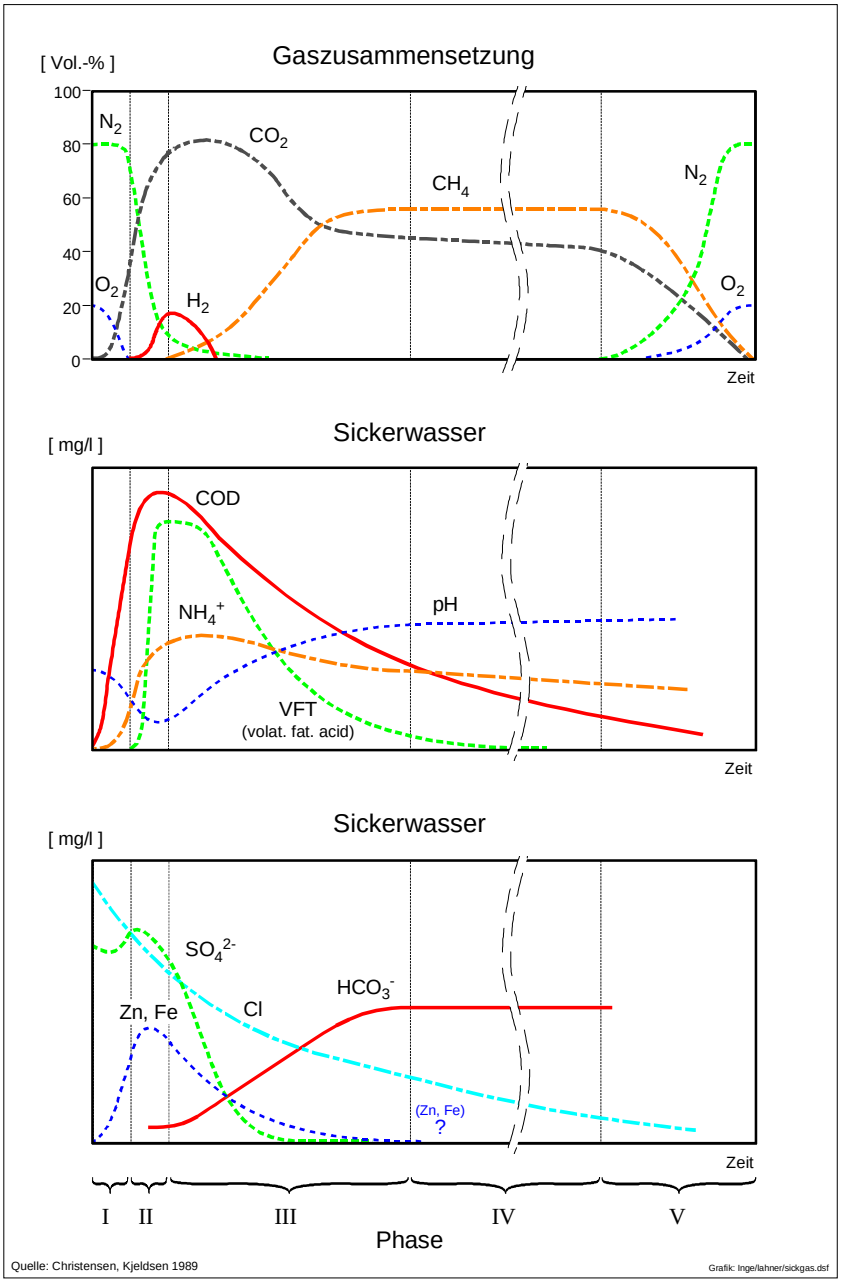


Abbildung 9-10: Nach Phasen (I-V, siehe Abschnitt 9.4.1.4.2) aufgeschlüsselte Zusammensetzung von Deponiegas und -sickerwasser (nach CHRISTENSEN & KJELDSEN, 1989).

9.4.1.5.1 Stoffaustrag über das Deponiegas

Theoretisch können aus 1.000 kg Kohlenstoff, unabhängig davon, ob Methan oder Kohlendioxid entsteht, 1,87 m^3 Deponiegas gebildet werden. In einer Aufstellung von GENDEBIEN (1992) finden sich publizierte Deponiegasmengen und Deponiegasbildungsraten verschiedener Autoren. Die aufgeführten Deponiegasmengen bewegen sich in einem Rahmen von 40 bis 500 m^3/t Abfall. Der Durchschnitt liegt zwischen 150 und 300 m^3/t Abfall. In einer Literaturauswertung empirisch ermittelter Deponiegasmengen von hausmüllähnlichen Abfällen gibt EHRIG (1986) einen mittleren Ertrag von 180 bis 240 m^3 Deponiegas pro Tonne Abfall an. In der Praxis sind die gemessenen Deponiegasmengen (tatsächliche Gasproduktion) geringer. Sie schwanken zwischen 100 bis 125 m^3/t Abfall (Zusammenstellung gemessener Werte aus unterschiedlichen Quellen in ORTHOFER, 1991).

Der Methananteil am Deponiegas einer „Hausmülldeponie“ während der stabilen Methanphase wird in der Literatur meistens zwischen 50 und 60 % angenommen (z. B. EHRIG 1986, 1991). Der Rest besteht vor allem aus Kohlendioxid mit einem geringen Anteil an Stickstoff- und Wasserstoffgas, Schwefelwasserstoff, organischen „Nicht-Methan-Verbindungen“ (NMVOC) sowie allen Komponenten flüchtiger Müllbestandteile. Der durchschnittliche Methananteil im Deponiegas wird nach HAM, BEIGBÖCK und GENDEBIEN et al. (1991) mit einem Wert von 55 Vol-% angenommen.

9.4.1.5.2 Stoffaustrag über das Sickerwasser

Wie aus Abbildung 9-10 zu erkennen, ist die Qualität und Quantität von Sickerwasseremissionen in Restmülldeponien sehr gut mit der jeweils im Deponiekörper vorherrschenden Abbauphase korrelierbar. In Tabelle 9-11 sind typische Sickerwasseremissionen für die Phase der Versäuerung und die Methanphase angegeben. Während der sauren Phase sind die Konzentrationen organischer Säuren im Sickerwasser sehr hoch, worauf die hohen Werte der organischen Summenparameter (CSB, BSB) hinweisen, das BSB/CSB-Verhältnis ist relativ hoch. Weiters zeigen sich erhöhte Konzentrationen an Schwermetallen und leicht löslichen Komponenten (Ca, Mg, SO_4). In der Methanphase werden die organischen Säuren in Kohlendioxid und Methan umgesetzt, der pH-Wert steigt und die organischen Summenparameter sinken, sind aber verglichen mit den gesetzlichen Richtlinien immer noch um eine (BSB) bzw. zwei (CSB) Größenordnungen zu hoch. Das gesunkene BSB/CSB-Verhältnis zeigt an, daß nunmehr biologisch schwerer abbaubare organische Substanzen im Sickerwasser enthalten sind. Der steigende pH-Wert wirkt sich auf die Schwermetalle immobilisierend aus.

Tabelle 9-11: Mittlere und maximale Konzentrationen im Sickerwasser von Hausmülldeponien

Angeführt sind Werte für die saure Phase für die Methanphase (nach STEGMANN & SPENDLIN, 1987) sowie maximal zulässige Konzentration für die Einleitung von Sickerwässern aus Deponien in Fließgewässer nach AbwasserVDeponie

		Saure Phase		Methan-phase		AbwasserV Deponie
Parameter	Einheit	Mittelwert	Maximum	Mittelwert	Maximum	
pH-Wert		6,1	5,5 (Min.)	8,0	8,5	6,5-8,5
Biologischer Sauerstoffbedarf (BSB_5)	mg/l	13.000	30.425	180	383	10
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	mg/l	22.000	38.100	3.000	4.340	50
BSB_5/CSB		0,58	-	0,06	-	-
Eisen	mg/l	925	2.120	15	29,3	-
Calcium	mg/l	1.300	2.480	80	573	-
Magnesium	mg/l	600	1.130	250	534	-
Mangan	mg/l	24	65,5	0,65	1,73	-
Zink	mg/l	5,6	68,4	0,64	3,78	0,5
Strontium	mg/l	7,2	14,7	0,94	7,25	-
Sulfat	mg/l	-	1745	-	884	-

In Tabelle 9-12 sind Sickerwasserkonzentrationen rund 10 Jahre alter Restmülldeponien wiedergegeben. Werden die Werte mit denjenigen von Tabelle 9-11 verglichen, ist erkennbar, daß sich die betrachteten Deponien wahrscheinlich in der Methanphase befinden. Die gesetzlichen Grenzwerte für Schwermetalle für die Direkteinleitung werden mit Ausnahme von Zink eingehalten, während die Werte von Chlor um rund eine Größenordnung, diejenigen von Stickstoff[48] um 4 Größenordnungen sowie derjenige von organischem Kohlenstoff 2 Größenordnungen über den gesetzlichen Grenzwerten liegen.

Tabelle 9-12: Sickerwasserkonzentration ausgewählter Stoffe aus Restmülldeponien nach verschiedenen Quellen

Zum Vergleich: Maximal zulässige Konzentration für die Einleitung von Sickerwässern aus Deponien in Fließgewässer nach AbwasserVDeponie und Grundwasserschwellenwertverordnung (GSwV).

	BELEVI &BACCINI (1989) *	RIEHL-HERWISCH et al. (1995) **	AbwasserV Deponie	GSwV
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Organischer Kohlenstoff	750	1.000	2***	-
Stickstoff	1.200	900	NH_3: $0,5^x$ NH_4^+: 10^x	NO_2^-: 0,01 NH_4^+: 0,03
Phosphor	6,8	6	-	PO_4^{3-}: 0,18
Schwefel	2,7	k.A.	-	SO_4^{2-} 40***
Chlor	1.300	k.A.	-	Cl^-: 60
Kupfer	0,1	0,1	0,5	0,06
Zink	0,6	0,5	0,5	1,8
Blei	0,07	0,1	0,5	0,03
Cadmium	0,002	k.A.	0,1	0,003
Quecksilber	k.A.	k.A.	0,01	0,001

k.A. Keine Angabe

* Sickerwasserdaten einer 10 Jahre alten Deponie

** Sickerwasserdaten einer 10 Jahre alten Deponie, die Wert dürfen nur als Anhaltspunkte für die Größenordnung der Emissionen verstanden werden; sie sind aus Kurven abgelesen, da die Originaldaten nicht greifbar sind.

*** Grenzwert der entsprechenden Schweizer Norm (Gewässerschutzverordnung vom 28.10.1998)

^{x} berechnet als N

Über langfristige Emissionen aus Deponien gibt es aufgrund der kurzen Beobachtungszeiträume keine gesicherten Aussagen.

9.4.1.6 Bestimmung der verfügbaren Mengen ($m_{(0)}$)

BELEVI & BACCINI (1989) bestimmten in ihrer Arbeit die verfügbare Stoffmenge für Restmüll: Aus einer Restmüllprobe sortierten sie alle größeren Komponenten (Metall, Kunststoff, Holz, Papier, Glas und Steine) aus. Der Rückstand wurde < 5 mm gemahlen, dieses Mahlgut wurde vier Mal mit destilliertem Wasser extrahiert. Das Resultat des Auslaugtests ist in *Tabelle 9-13* aufgeführt.

[48] Die Tabellenwerte für Stickstoff werden mit den gesetzlichen Werten für Nitrit und Ammonium verglichen, weil aufgrund der in Deponien herrschenden reduzierenden Bedingungen nur derartige Emissionen und keine Nitrate zu erwarten sind.

Tabelle 9-13: Werte für den Initialgehalt und die verfügbare Menge ($m_{(0)}$)

	BELEVI &BACCINI (1989)		
	Anfangs-gehalt im	mobilisierbare Menge	
	Restmüll *	Minimum	Maximum
	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
organischer Kohlenstoff	290.000	2.100	7.100
Stickstoff	4.000	200	310
Phosphor	1.000	5	33
Chlor	7.200	1.000	1.500
Eisen	50.000	20	39
Kupfer	400	1,0	6,7
Zink	1.200	14	98
Blei	400	0,1	2,5
Cadmium	11	0,007	0,024

k.A. Keine Angabe

* Die Anfangsgehalte des Restmülls stammen nicht von den Proben, an denen die Leachingexperimente durchgeführt wurden

Demnach sind 2 % des organischen Kohlenstoffs, 8 % des Stickstoffs, 21 % des Chlors, 2 % des Kupfers, 8 % des Zinks, 0,6 % des Bleis und 0,2 % des Cadmiums kurzfristig verfügbar. Die Experimente sind aber nach BELEVI & BACCINI (1989) nur bei pH-Werten größer 7 und konstanten Salzkonzentrationen gültig.

Die Studie des BUWAL (1995) geht von einer 100%igen Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff, Stickstoff, Schwefel und Chlor aus. Für Zink wird in Anlehnung an Availability-Tests von VAN DER SLOOT et al. (1994) eine Verfügbarkeit von 68 %, für Blei von 1 %, für Cadmium von 66 % und für Quecksilber von 60 % angenommen. Siehe dazu auch Abschnitt 9.4.2.6.

Im übrigen gelten die in Abschnitt 9.6.1.2.1 festgehaltenen Aussagen über Möglichkeiten und Grenzen derartiger Experimente. Nichtsdestotrotz liefern sie derzeit die einzigen Anhaltspunkte.

9.4.1.7 Zeitliche Entwicklung der Pufferkapazität in Restmülldeponien

Im Gegensatz zu Schlackedeponien (siehe Abschnitt 9.4.2.7) ist bei Rest- oder Hausmülldeponien die Identifizierung, Wirksamkeit und zeitliche Entwicklung von Puffersystemen kaum Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen gewesen. BELEVI & BACCINI (1991) berechnen die Säuremenge, die in den nächsten *1.000* Jahren entsteht, wenn 50% des vorhandenen organischen Kohlenstoffs zu Kohlendioxid oxidiert werden, mit < 4 mol/kg. Die in der gleichen Zeit durch Niederschläge entstehende Säuremenge liegt zwei Größenordnungen darunter. Zusätzlich wurde bei den untersuchten Hausmüllproben eine Alkalinität (pH 7) von 6 mol/kg festgestellt. Die Autoren schließen daraus, daß eine verstärkte Mobilisierung von Schwermetallen durch Absenkung des pH-Werts erst nach einer Zeitspanne von vielen Jahrhunderten wahrscheinlich ist. Um welche Puffersysteme es sich dabei handelt, wird nicht näher ausgeführt.

In Hausmülldeponien ist im Gegensatz zu Schlackedeponien mit keiner umfassenden Karbonatisierung zu rechnen, da einerseits der primäre Karbonatgehalt eher gering ist, andererseits Calcium nicht als Oxid vorliegt und sich somit in Kontakt mit Wasser nicht das zur Karbonatisierung notwendige Calciumhydroxid bilden kann, das in weiterer Folge mit Kohlendioxid zu Kalk reagiert (siehe Gleichung 9-8, Abschnitt 9.4.2.4). Somit kann Kalk nur auf „herkömmlichem Weg“ aus den im Sickerwasser gelösten Ionen (Ca^{2+} und HCO_3^-) unter Entzug von Kohlendioxid im Inneren oder durch Evaporation an der Oberfläche des Deponiekörpers entstehen.

Welche Puffersysteme in organischen Systemen am Beispiel von Böden prinzipiell wirksam sein können, ist Tabelle 9-14 zu entnehmen (nach SCHWERTMANN et al., 1987). Prinzipiell können in Restmülldeponien alle aufgeführten Puffersubstanzen vorhanden sein. Einige potentielle Puffersubstanzen, wie Tonminerale, Huminstoffe oder Oxide/Hydroxide, sind nicht primär in Restmülldeponien vorhanden, sondern werden erst im Zuge verschiedener Reaktionen und Verwitterungsprozesse (siehe Abschnitt 9.4.1.4 und 9.6.2) nach längerer Zeit im Deponiekörper gebildet. Die Bildung ist z. B. im Falle von Huminstoffen und Oxiden/Hydroxiden wiederum selbst von pH- und Redoxbedingungen abhängig, was eine Vorhersage der Entwicklung der Pufferkapazität erschwert.

Tabelle 9-14: Puffersubstanzen, Pufferreaktionen und pH-Bereiche der Pufferung in Böden (nach SCHWERTMANN et al., 1987)

Puffersubstanz		**Beispielreaktion**	**Bereich**
Erdalkalicarbonate			
Carbonat	$CaCO_3$	$CaCO_3 + H^+ \rightarrow HCO_3^- + Ca^{2+}$	pH 8-6,5
Hydrogencarbonat	HCO_3^-	$HCO_3^- + H^+ \rightarrow CO_2 + H_2O$	pH 7-4,5
Austauscher mit variabler Ladung			
Tonminerale	TM-OH]M	TM-OH]M + $H^+ \rightarrow$ TM-OH_2] + M^+	pH 8-<5
	$TM\text{-}OH^-$	$TM\text{-}OH^- + H^+ \rightarrow TM\text{-}OH_2^+$	pH 6-<3
Huminstoffe	R-(COO)M	R-(COO)M + $H^+ \rightarrow$ R-(COO)H + M^+	pH 6-<3
	$R\text{-}NH_2$	$R\text{-}NH_2 + H^+ \rightarrow R\text{-}NH_3^+$	> pH 7-4
Primäre Silikate	-(SiO)M	-(SiO)M + $H^+ \rightarrow$ -(SiOH) + M^+	< pH 7
Tonminerale	$-(SiO_3)Al$	-(SiO3)Al + $3H^+ \rightarrow Si(OH)_3 + Al^{3+}$	< pH 4,5
	Mg $(O,OH)^-$]M	Mg $(O,OH)^-$]M + $3H^+ \rightarrow Mg^{2+} + M^+ + 2H_2O$	< pH 4,5
	AlO_2^-]M	AlO_2^-]M + $4H^+ \rightarrow Al^{3+} + M^+ + 2H_2O$	< pH 4,5
Oxide/Hydroxide			
Al-Hydroxide	$Al(OH)_3$	$Al(OH)_3 + 3H^+ \rightarrow Al^{3+} + 3H_2O$	pH 4,8-3
Al-OH-Sulfate	$AlOHSO_4$	$AlOHSO_4 + H^+ \rightarrow Al^{3+} + SO_4^{2-} + H_2O$	pH 4,5-3
Fe-Oxide/Hydroxide	FeOOH	$FeOOH + 3H^+ \rightarrow Fe^{3+} + 2H_2O$	< pH 3
	FeOOH	$4\ FeOOH + CHOH + 8H^+ \rightarrow 4Fe^{2+} + CO_2 + 7H_2O$	< pH 7
Mn-Oxide/Hydroxide	MnO_2	$2MnO_2 + 4H^+ + CHOH \rightarrow 2Mn^{2+} + CO_2 + 3H_2O$	< pH 8

TM Tonmineral
M Metall
] adsorptive Bindung
R- Kohlenwasserstoffrest

KERSTEN (1998) weist allerdings darauf hin, daß das Säurepotential, das nach Abklingen der anaeroben Abbauprozesse aufgrund von Luft- und Niederschlagszutritt durch Oxidation der Metallsulfide entsteht (vgl. Abschnitt 9.6.2) nicht mehr abgepuffert werden kann, da der Carbonatpuffer bereits in der sauren Phase aufgezehrt wurde.

9.4.1.8 Eingangsparameter für die Modelldeponie „Restmüll“

Zusammenfassend gehen folgende Eingangsparameter in die Modelldeponie „Restmüll“ ein.

<u>Zusammensetzung von Restmüll</u>

Tabelle 9-15: Eingangskonzentrationen für die Modelldeponie „Restmüll“

Element	Konzentration [mg/kg TS]	Grenzwerte für Schadstoffgesamtgehalte für Massenabfalldeponien nach DeponieVO [mg/kg]
Kohlenstoff	360.000	TOC: 50.000
Stickstoff	7.000	-
Schwefel	4.000	-
Chlor	8.700	-
Cadmium	11	30
Quecksilber	1,8	20
Blei	810	3.000
Zink	1.100	5.000

Kennwerte der Modelldeponie

Dichte: $\rho = 0{,}9$ Mg/m³

Durchlässigkeit: k_f = 1,0E-04 - 1,0E-06 m/s

9.4.2 Deponien für MVA-Schlacken

9.4.2.1 Allgemeine Einführung

Schlacken aus der Müllverbrennung stellen die am detailliertest untersuchten Reststoffe der Abfallwirtschaft dar. Ihr Deponieverhalten wurde bereits in etlichen Studien, v.a. in der Schweiz und Deutschland, untersucht. Zusammenfassende Darstellungen geben AGW (1992) und FÖRSTNER & HIRSCHMANN (1997).

Neben einer Verringerung des Volumens zu deponierender Reststoffe weisen Verbrennungsrückstände bereits wesentlich definiertere Eigenschaften als unbehandelter Siedlungsabfall auf. (Schwer)Metalle werden durch thermische Verfahren in der Schlacke oder der Filterasche zum Teil erheblich aufkonzentriert, der Anteil des organischen Kohlenstoffs wird auf wenige Prozent reduziert. Die Schlacken aus Rostverbrennungsanlagen sind aber trotzdem immer noch inhomogene Gemische mit metallischen (Schrotteisen, elementares Aluminium) und mineralischen Anteilen. Die Gehalte an Eisen variieren zwischen 5 und 15 M-%. Die Menge an elementarem Aluminium bewegt sich um 1 - 2 M-%, organischer Kohlenstoff um 1 M-%. Der Wassergehalt beträgt nach dem Wasserbad ca. 20 M-% (SIMON et al., 1995).

In Österreich existiert zur Zeit keine Monodeponie für die Ablagerung von MVA-Schlacken. Die Entsorgungspraxis von MVA-Produkten sei kurz am Beispiel der MVA Spittelau dargestellt: Die von Eisenschrott befreite, mit Filterstaub vermengte und mit Zement verfestigte Schlacke dient als Bauelement für den Randwall der Hausmülldeponie Rautenweg in Wien. Der Filterkuchen wird ins Ausland exportiert und untertägig deponiert (SPAUN, 1995).

9.4.2.2 Güterbilanz und stoffliche Charakterisierung von Schlacken

Aus der Verbrennung von einer Tonne Restmüll entstehen in einer MVA ca. 750 kg Reingas, das im wesentlichen Wasser und CO_2 enthält, 255 kg Schlacken, 22 kg Kesselasche und 10 kg Elektrofilterasche (MORF et al., 1997).

Die Hauptkomponenten der Schlacke sind Silizium, Calcium, Aluminium, Natrium, Kalium und Magnesium, sie machen als Oxide ca. 95 % des Gesamtgewichtes aus (JOHNSON, 1994). Die Zusammensetzung einer durchschnittlichen Schlackeprobe, die minimalen und maximalen Gehalte sowie die Elementaranalyse einer Probe aus der MVA Spittelau sind in Tabelle 9-16 aufgeführt.

Tabelle 9-16: Zusammensetzung von Schlacken aus der Rostverbrennung von Restmüll (Quellen: [1)] AGW, 1992; [2)] BELEVI et al., 1992; [3)] FAULSTICH, 1993; [4)] HUBER et al., 1997)

	Bereich von 2 Schweizer Anlagen [1)]	Bereich von 4 Schweizer Anlagen und eigene Analysen [2)]	Schwankungsbereich Dt. Anlagen [3)]			Probe der MVA Spittelau [4)]	BEWEND Berechnet aus Anlagen-transfer-koeffizienten
			Minimum	Durchschnitt 20 Anlagen	Maximum		
	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Silizium	385.000-521.000	220.000 - 260.000	142.500	200.100	320.000	207.000	n.b.
Aluminium ges.	40.200-68.300	50.000 - 65.000	4.600	54.300	92.800	53.900 *	n.b.
Calcium	136.400-157.100	100.000 - 100.000	33.200	76.800	134.000	137.000	n.b.
Natrium	7.400-10.300	23.000 - 42.000	5.000	23.400	31.100	27.000	n.b.
Magnesium	16.800-27.000	14.000 - 18.000	3.900	9.400	18.200	18.600	n.b.
Kalium	10.800-12.400	10.000 - 15.000	2.900	9.600	21.400	9.000	n.b.
Eisen ges.	34.300-67.900	55.000 – 110.000	37.100	59.600	86.000	59.100 **	n.b.
Kupfer	1.420-3.540	1.000 - 3.000	400	2.100	7.000	2.300	n.b.
Chrom	554-1070	k.A.	150	1.200	9.600	350	n.b.
Nickel	200	k.A.	39	210	760	120	n.b.
Zink	1.720-4.620	1.000 - 4.000	530	4.700	21.000	3.700	3.300
Blei	1.060-3.180	900 - 4.000	330	2.000	5.200	1.700	2.400
Zinn	k.A.	k.A.	200	450	1.700	130	n.b.
Cadmium	9-23	4 – 20	0,1	21	79	19	33
Quecksilber	k.A.	0,1 - 0,3	0,07	0,7	2	2	2,5
Chlor	k.A.	1.000 - 4.000	270	2.800	6.300	3.000	16.000
Phosphor	470-873	3.000 - 6.000	3.460	13.700	33.700	57.100	n.b.
Stickstoff	k.A.	300 – 500	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	400
Schwefel ges.	2.000-4.820	2.000 - 5.000	2.000	3.300	4.100	3.900 ***	14.000
Fluor	k.A.	k.A.	20	310	1.100	k.A.	n.b.
Kohlenstoff ges.	10.130-18.110 #	15.000 – 24.000	5000	28.000	50.000	46.000 ##	10.000 #
Sauerstoff	k.A.	k.A.	k.A.	508.000	k.A.	k.A.	n.b.
Gesamt		-	**-**	**1.000.000**	-	-	-

k.A. keine Angabe

* davon sind 20.000 mg/kg elementares Aluminium, 33.900 mg Al/kg liegen als Oxid vor

** davon sind 29.000 mg/kg elementares Eisen, 30.100 mg Fe/kg liegen als Oxid vor

*** davon sind 2.000 mg S/kg als Sulfide gebunden, 3.700 mg S/kg liegen als Sulfat vor

\# nur organischer Kohlenstoff

\## davon sind 36.000 mg C/kg als Carbonat gebunden, 10.000 mg C/kg liegen als organischer Kohlenstoff vor

9.4.2.3 Petrographische und hydraulische Charakterisierung von Schlacken

45 % des porenfreien Volumens der Schlacke werden von Asche eingenommen, 40 % von glasigem aufgeschmolzenen Material, welches wiederum zu 50 - 65 % rekristallisiert ist (Augit und andere Pyroxene - (Ca,Mg, Fe^{2+}, Fe^{3+}, Ti, Al) [$(Si,Al)_2O_6$], Amphibol – z. B. $Ca_2(Na, K)_{0,5\text{-}1}(Mg, Fe)3_{\text{-}4}(Fe^{3+}, Al)_{2\text{-}1}[(O, OH, F)_2/Al_2Si_6O_{22}]$, Olivin – $(Mg,Fe)_2[SiO_4]$, Melilith - $(Ca, Na)_2(Al, Mg)[(Si, Al)_2O_7]$, Gehlenit – $Ca_2Al[(Si,Al)_2O_7]$, Akermanit – $Ca_2Mg[Si_2O_7]$, Wollastonit – $Ca_3[Si_3O_9]$, Feldspat – Mischkristallreihe zwischen Anorthtit $Ca[Al_2Si_2O_8]$, Albit $Na[AlSi_3O_8]$ und Orthoklas $K[AlSi_3O_8]$, Mullit – $Al[AlSiO_5]$). Der Rest besteht aus Steinen, Keramik und unverbranntem organischen Material (je 1-3 %) sowie Metall und Bruchglas (je 5 %). Die Porosität der Schlacken liegt bei 50 %, wobei der Anteil an Großporen (im [mm]-Bereich) 30 % übersteigt. Die effektive Porosität liegt ebenfalls bei rund 30 % (LICHTENSTEIGER, 1992; AGW, 1992)

Die Korngrößenzusammensetzung wurde von SCHACHERMAYER et al. (1994) an 76 Proben der MVA Spittelau zumindest für die Fraktionen <16 mm, 16-35 mm und >35 mm ermittelt. Nach FÖRSTNER & HIRSCHMANN (1997) handelt es sich bei Schlackeablagerungen um weitgestufte Sand-/Kiesgemische mit einem sehr geringen Schluff-/Tongehalt (1-3,5 M-% in der Fraktion < 0,06 mm). Eine aus den beiden Literaturzitaten kompilierte Kornsummenkurve ist in Abbildung 9-11 wiedergegeben.

Durchschnittliche Korngrößenverteilung einer MVA-Schlacke

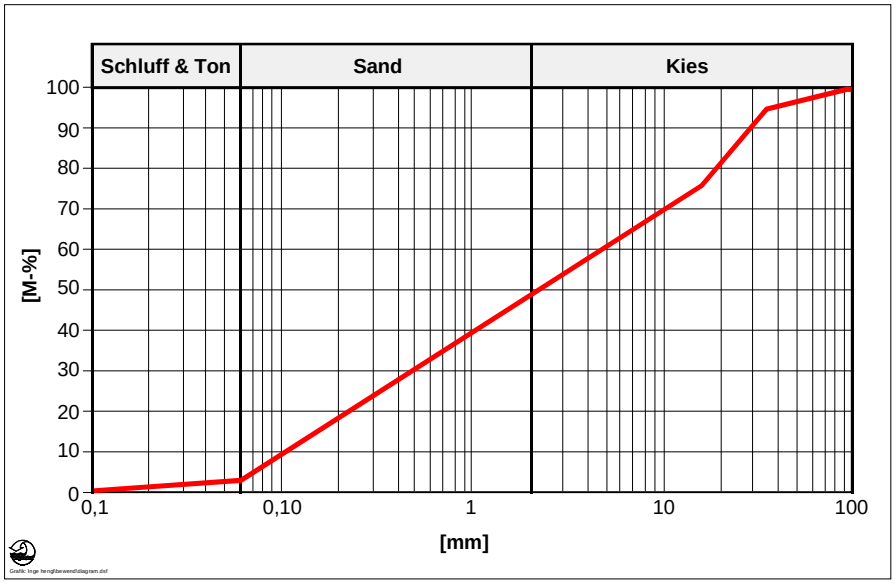


Abbildung 9-11: Durchschnittliche Korngrößenverteilung einer MVA-Schlacke.

Kompilierte Kurve nach Daten von SCHACHERMAYER et al. (1994) und FÖRSTNER & HIRSCHMANN (1997)

Aufgrund dieser Kornverteilung kann der Durchlässigkeitsbeiwert von locker gelagerter MVA-Schlackeablagerungen grob mit k_f = 1,0E-04 m/s („mittel-feinkörniger Sand“ nach HÖLTING, 1992) abgeschätzt werden. Vergleichswerte finden sich in AGW (1992) und KERSTEN et al. (1995). Der Wert von KERSTEN et al. erscheint selbst für verdichtete Ablagerungen mit k_f = 1,0E-08 m/s als zu nieder angesetzt („toniger Schluff“ nach HÖLTING, 1992), oder aber der Feinkorngehalt des in dieser Arbeit untersuchten Materials lag wesentlich höher.

Tabelle 9-17: Durchlässigkeit von MVA-Schlackeablagerungen nach verschiedenen Autoren

Verdichtungsgrad	**AGW (1992)**	**KERSTEN et al. (1995)**
locker	7,3E-04 m/s	k.A.
verdichtet	3,1E-07 m/s	1,0E-08 m/s
verdichtet und zementstabilisiert	1,0E-09 m/s	k.A.

k.A. keine Angabe

Aus petrographischer Sicht können Schlacken aufgrund des Gehaltes an Matrixelementen und der auftretenden Mineralphasen am ehesten Basalten der ozeanischen Kruste gleichgesetzt werden. Vergleicht man die durchschnittlichen Gehalte einer Schlackeprobe mit Basalten oder der gesamten Erdkruste so wird deutlich, daß die Stoffgehalte der Schlacken bei den als ökologisch und toxikologisch relevant angesehenen Schwermetallen um eine bis zwei Größenordnungen über denen der durch

menschliche Aktivitäten wenig beeinflußten Erdkruste liegen (*Tabelle 9-18*). Der Gehalt an Schwefel und Chlor wird ebenfalls um den Faktor 10 überschritten, Kohlenstoff sogar um den Faktor 100[49].

Tabelle 9-18: Vergleich der Stoffgehalte einer durchschnittlichen Schlackeprobe mit den Gehalten der kontinentalen Kruste bzw. Basalten der ozeanischen Kruste

Quellen: [1] KRAUSKOPF (1967); [2] WEDEPOHL (1984); [3] FAULSTICH (1993)

	gesamte Erdkruste [1]	Ozeanische Kruste (Basalte) [2]	Durchschnitt aus 20 Anlagen [3]
	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Silizium	280.000	k.A.	200.100
Gesamt Aluminium	82.000	k.A.	54.300
Calcium	41.000	k.A.	76.800
Natrium	24.000	k.A.	23.400
Magnesium	23.000	50.000	9.400
Kalium	21.000	k.A.	9.600
Gesamt Eisen	56.000	70.000	59.600
Kupfer	60	81	2.100
Chrom	100	317	1.200
Nickel	80	144	210
Zink	70	78	4.700
Blei	13	0,9	2.000
Zinn	k.A.	0,9	450
Cadmium	0,2	0,13	21
Quecksilber	0,08	0,02	0,7
Chlor	130	k.A.	2.800
Phosphor	1.100	k.A.	13.700
Gesamt Schwefel	260	k.A.	3.300
Gesamt Kohlenstoff	200	k.A.	28.000

k.A. keine Angabe

9.4.2.4 Reaktionen in einer Schlackedeponie

Frische Müllschlacken sind aus geochemischer Sicht gesehen sehr reaktiv. In der Müllverbrennungsanlage stellt sich in den Verbrennungsrückständen ein thermodynamisches Gleichgewicht unter den gegebenen Sauerstoff- und Temperaturbedingungen ein. Während der Lagerung stellt sich unter Einfluß der umgebenden Luft und Feuchtigkeit ein neues Gleichgewicht ein, dabei wandeln sich die im Ofen gebildeten metastabilen Phasen in stabile Mineralphasen um. Das bedeutet, daß in einem Deponiekörper bei Wasserzutritt eine Vielzahl von ungesteuerten physikalischen und chemischen Prozessen abläuft (Setzung, Auslaugung, Ausfällung, Komplexbildung, Säure-Basen-Reaktionen, Redox-Reaktionen sowie Sorption/Desorption).

So beginnen bei glasig erstarrten Schmelzphasen schon nach wenigen Tagen Hydratationsreaktionen welche letztlich zur Rekristallisation der Gläser führt: Basische Metalloxide (z. B. Calciumoxid) werden mit Wasser in die entsprechenden Hydroxide überführt und gehen zum Teil in Lösung (*Gleichung 9-6*). Vor allem durch die Auflösung von Calciumhydroxid steigt der pH-Wert des Sickerwassers stark an

[49] Die genaue Überschreitung der Kohlenstoffkonzentration ist schwer zu berechnen, da aus den zitierten Quellen nicht hervorgeht, auf welche Höhe sich der Anteil des organischen Kohlenstoffs in der gesamten Erdkruste beläuft.

(pH 11 - 12). Beim Kontakt der glasigen Bestandteile - amorphes SiO_2 - mit alkalischem, Ca-reichem Sickerwasser werden neue Mineralphasen gebildet; eine Rekristallisation der Schlacke setzt ein. Die Porenräume werden bei diesen Umwandlungsprozessen partiell oder ganz ausgefüllt (Zementation). Diese Prozesse, die aus einer geologischen Betrachtungsweise als beginnende Diagenese beschrieben werden können, führen innerhalb von Monaten zu einer Verfestigung der Ablagerung. Als Reaktionsprodukte lassen sich dabei drei kristalline Phasen identifizieren: 1) eine Ca/Si-reiche Phase (*Gleichung 9-7*). 2) eine Ca/Al-reiche Phase (Calciumaluminiumsilikathydrat) und 3) eine Si/Al-reiche Phase (Tonminerale). Diese Schichtminerale sind vergleichbar mit den bei der Abbindung von Zement gebildeten Hydratphasen und werden mit der in der Zementchemie üblichen Abkürzung als C-A-S-H-Phasen (C = CaO, A = Al_2O_3, S = SiO_2, H = H_2O) bezeichnet (KERSTEN, 1996). Zur gleichen Zeit findet in der frischen Schlacke eine zweite Reaktion statt, welche in Konkurrenz zur Bildung der C-A-S-H-Phasen steht: Aus dem calciumhydroxidreichen Sickerwasser wird beim Kontakt mit CO_2-haltigem Sickerwasser Calciumkarbonat ausgefällt (*Gleichung 9-8*). Das CO_2 stammt entweder aus der Atmosphäre und wird in diesem Fall größtenteils über das Sickerwasser in die Deponie eingetragen oder es entsteht bei der Oxidation von organischem Material.

Gleichung 9-6: $CaO_{(s)} + H_2O_{(l)} \rightarrow Ca(OH)_{2\,(aqu)}$

Gleichung 9-7: $Ca(OH)_{2\,(aqu)} + SiO_{2\,(s)} \rightarrow CaH_2SiO_{4\,(s)}$ *(C-A-S-H-Phasen)*

Gleichung 9-8: $Ca(OH)_{2\,(aqu)} + HCO_3^-{}_{(aqu)} \rightarrow CaCO_{3\,(s)} + H_2O_{(l)} + OH^-_{(aqu)}$

Ebenfalls nach der Ablagerung der Schlacken beginnt eine Umsetzung der elementar vorliegenden Stoffe, Aluminium reagiert im stark basischen Milieu mit Wasser zu Aluminiumhydroxid (*Gleichung 9-9*). Dabei werden auch größere Mengen an Wasserstoff freigesetzt. Eisen reagiert mit Sauerstoff und Wasser zu Eisenhydroxid (*Gleichung 9-10*).

Gleichung 9-9: $2\,Al_{(s)} + 6\,H_2O_{(l)} \rightarrow 2\,Al(OH)_{3\,(s)} + 3\,H_{2\,(g)}$

Gleichung 9-10: $4\,FeS_2 + 15\,O_2 + 14\,H_2O \rightarrow 4\,Fe(OH)_3 + 8\,H_2SO_4$

Weitere Reaktionen sind die Oxidation von Eisensulfid (*Gleichung 9-11*) sowie die Mineralisierung von organischem Material.

Gleichung 9-11: $16FeS_2 + 15\,O_2 + 14\,H_2O \rightarrow 4\,Fe(OH)_3 + 8SO_4^{2-} + 16H^+$

Als letzte bedeutende Reaktion in Schlackedeponien ist die mikrobielle Oxidation von organischem Kohlenstoff zu erwähnen. Mikrobielle Prozesse können aber erst in nennenswertem Umfang einsetzen, wenn der ursprüngliche pH-Wert der Schlacke von einem Wert über 12 durch die Karbonatisierung auf einen Wert unter 10 absinkt. Ist der pH-Wert aber einmal in diesen Bereich gesunken, kann durch den mikrobiellen Abbau des organischen Kohlenstoffes CO_2 entstehen, das wiederum den pH-Wert weiter sinken läßt (KREBS et al., 1988). Der vollständige mikrobielle Abbau des Rest-TOC konnte bisher noch nicht nachgewiesen werden. Die Arbeit von HUBER et al. (1997) verweist auf neuere Untersuchungen, leider ohne weitere Quellenangabe, die einen möglichen Grund dafür anführen: Ein großer Teil des TOC (65 - 85 %) liegt möglicherweise in Form von Graphit vor, der mikrobiell nicht oder nur sehr schwer verfügbar ist.

Die Hydratationsreaktionen (*Gleichung 9-6*) sind auch aufgrund ihres stark exothermen Charakters von Bedeutung. Sie führen gemeinsam mit der Eisenoxidation (*Gleichung 9-10*) zu einer raschen und massiven Erwärmung des Deponiekörpers. Die Temperatur kann in den ersten Jahren nach der Ablagerung der Schlacken auf bis zu 90 °C ansteigen (AGW, 1992; HUBER et al., 1997). Noch in 10 Jahre alten Schlackedeponien konnten Temperaturen bis zu 80 °C gemessen werden (AGW, 1992).

9.4.2.5 Emissionen einer Schlackedeponie

9.4.2.5.1 Stoffaustrag über das Deponiegas

Das Deponiegas einer Schlackedeponie besteht zur Hauptsache aus Wasserstoffgas und Wasserdampf. Der Wasserstoff wird durch die Oxidation von elementar vorliegendem Aluminium gebildet (*Gleichung 9-9*). Das Wasserstoff-Gasbildungspotential kann anhand der Menge elementaren Aluminiums in der Deponie berechnet werden (1 g Al bilden 1,25 l H_2-Gas). Bei einem durchschnittlichen Gehalt an metallischem Aluminium von 20 g/kg Schlacke entspricht das einem H_2-Gasbildungspotential von 25 l/kg Schlacke. Experimente von HUBER et al. (1997) bestätigen diesen Wert. Der Wasserdampf entsteht durch die starke Erwärmung des Deponiekörpers. Die Wärmequelle ist in den stark exothermen Hydatationsreaktionen basischer Oxide zu finden. Das Wasser, bzw. der Wasserdampf ist also nicht das Produkt einer chemischen Reaktion, sondern entsteht durch einen rein physikalischen Prozeß. Aus diesem Grund kann die entstehende Menge nicht genau angegeben[50] werden, sie hängt im wesentlichen von Faktoren wie der Menge des Sickerwassers, der Durchlässigkeit der Deponie sowie anderen Einflußgrößen ab.

Die Bildung von Kohlendioxid und Methan durch den mikrobiellen Abbau von organischem Kohlenstoff kann vernachlässigt werden, und zwar aus zwei Gründen:

- Der Abbau von C_{org} verläuft im Gegensatz zum Abbau in einer Restmülldeponie langsam. Das bedeutet, daß das CO_2 aus aerobem Abbau stammend im Sickerwasser gelöst werden kann und zur Bildung von $Ca(CO)_3$ beiträgt.
- In Experimenten an gemahlenen Schlacken (HUBER et al., 1997) konnte kein anaerober Abbau nachgewiesen werden, aus diesem Grund wird in der vorliegenden Studie angenommen, daß auf Schlackedeponien kein Methan gebildet wird.

9.4.2.5.2 Stoffaustrag über das Sickerwasser

Allgemeine Prozesse, welche zur Emission von Stoffen über das Sickerwasser führen, wurden in *Abschnitt 9.2* dargestellt. Zusammengefaßt treten im zeitlichen Ablauf der Alterung einer Schlackedeponie zuerst Emissionen leicht löslicher Salze bei hohem pH-Wert auf. Die Schwermetallemissionen liegen während dieser Zeit für die meisten Elemente unter dem gesetzlichen Grenzwert (vgl. Abbildung 9-4). Erst wenn die Alkalinität der Schlacke aufgezehrt ist und der pH-Wert des Sickerwassers unter den Wert von 7 fällt, werden Schwermetalle in größerem Umfang mobilisiert. Sickerwasserdaten (Tabelle 9-19) junger Schlackedeponien belegen diesen Trend: in der ersten Zeit nach der Ablagerung der Schlacke treten vor allem Alkali- und Erdalkalimetalle sowie Chlorid und Sulfat in hohen Konzentrationen im Sickerwasser auf.

[50] Theoretisch könnte über die Reaktionsenthalpie die Menge an Energie, welche bei der Hydratation verschiedener Metalloxide freigesetzt wird, berechnet und damit indirekt die potentielle Menge an Wasserdampf bestimmt werden. Da aber die Bildung von Wasserdampf auf Schlackedeponien kein Problem für die Umwelt oder den Betreiber darstellt, kann dieser Punkt vernachlässigt werden.

Tabelle 9-19: Sickerwasserkonzentration ausgewählter Stoffe aus Schlackedeponien nach verschiedenen Quellen

	ZIMMERMANN et al. 1996	KERSTEN, 1996	BELEVI et al., 1992	AbwasserV Deponie	GSwV
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Calcium	400	k.A.	k.A.	-	-
Kupfer	0,06	0,11	< 0,1	0,5	0,06
Chrom	0,05	0,014	< 0,03	0,5	0,03
Zink	0,12	0,004	< 0,6	0,5	1,8
Blei	0,1	0,0004	k.A.	0,5	0,03
Cadmium	0,025	0,001	k.A.	0,1	0,003
Quecksilber	0,02	< 0,001	k.A.	0,01	0,001
Chlor (Chlorid)	7.000	k.A.	1.000 - 10.000	-	60
Schwefel (Sulfat)	350	k.A.	300 - 1.500	-	40 *
organ. Kohlenstoff	34	k.A.	50 - 500	2*	-

k.A. keine Angabe

* Grenzwert der entsprechenden Schweizer Norm (Gewässerschutzverordnung vom 28.10.1998)

Die Konzentration leicht löslicher Salze, Chloride, Sulfate und Hydroxide im Sickerwasser mit Alkali- und Erdalkalimetallen als Gegenion (hauptsächlich Natrium, Kalium und Calcium) ist fast ausschließlich durch physkalische Prozesse gesteuert (JOHNSON, 1994). Die Emission dieser Stoffe setzt unmittelbar nach der Ablagerung der Schlacke ein. Die Konzentration der Salze im Sickerwasser nimmt, soweit dies heute beurteilt werden kann, nach einem anfänglichen Maximum mit der Zeit stetig ab, was darauf hinweist, daß die Konzentration leicht löslicher Salze im Sickerwasser vom Gesamtgehalt dieser Stoffe in der Schlacke abhängt. Zur Zeit können Abschätzungen über die Dauer der Auswaschung für diese Stoffe nur durch ein Modell erster Ordnung gemacht werden (JOHNSON, 1994). Zu Beginn liegen die Emissionen an Chlorid und Sulfat jedenfalls 1-2 Größenordnungen über den gesetzlichen Grenzwerten, jene an Schwermetallen unter den Grenzwerten.

9.4.2.6 Bestimmung der verfügbaren Mengen ($m_{(0)}$)

Für Schlackedeponien existieren sowohl Werte von Auslaugtests bei pH 7 und pH 4 (Tabelle 9-20).

Die Arbeit von JOHNSON et al. (1996) kommt zum Schluß, daß für Bestimmung der mobilisierbaren Menge an Schwermetallen in Schlacken Extraktionstests bei pH 3 - 4 nötig sind. Dabei würden bezogen auf den Schwermetallgesamtgehalt ca. 25 % des Kupfers, 45 % des Cadmiums, 50 % des Bleis und 70 % des Zinks mobilisiert werden. Der restliche Gehalt dieser Metalle ist nach JOHNSON et al. (1996) stärker gebunden (in Kristallgittern) oder in der Matrix eingeschlossen, was aber nach den Autoren nicht ausschließt, daß sie über längere Zeitperioden nicht doch mobilisiert werden könnten. Sie schlagen deshalb vor, für eine Langzeitbetrachtung die Gesamtmenge an Schwermetallen in die Berechnungen mit einzubeziehen.

Tabelle 9-20: Werte über den Initialgehalt und die verfügbare Menge nach verschiedenen Autoren ($m_{(0)}$)

	BELEVI et al. (1992)		
	Anfangsgehalt in der Schlacke	mobilisierbare Menge	
	[mg/kg]	[mg/kg]	%
Calcium	99.000	5.000	5,1
Kupfer	1.000	20	2,0
Chrom	k.A.	k.A.	k.A.
Zink	2.000	7	0,35
Blei	3.000	20	0,67
Cadmium	k.A.	k.A.	k.A.
Quecksilber	k.A.	k.A.	k.A.
Chlor	3.000	2.000	67
Schwefel	2.000	400	20
Organischer Kohlenstoff	17.000	700	4,1

k.A. keine Angabe

Tabelle 9-21: Werte für die verfügbare Menge (m_0) in Prozenten des Initialgehaltes nach verschiedenen Autoren

	BUWAL* (1995)	VAN DER SLOOT et al. (1994) **	JOHNSON et al. (1996)
	verfügbare Menge in % des Initialgehaltes		
Calcium	90	90	k.A.
Kupfer	44,5	45	25
Chrom	7	k.A.	k.A.
Zink	84	68	70
Blei	23	1	50
Cadmium	87,5	66	45
Quecksilber	60#	k.A.	k.A.
Chlor	100##	k.A.	k.A.
Schwefel	100##	k.A.	k.A.
Org. Kohlenst.	100##	k.A.	k.A.

k.A. keine Angabe

* Daten übernommen aus ZIMMERMANN et al. (1996)

** zitiert in BUWAL (1995)

\# Abgeschätzter Wert; Annahme: Hg ist in der gleichen Nebengruppe wie Zn und Cd, aus diesem Grund wird ein Wert in derselben Größenordnung gewählt

Angenommene Werte von ZIMMERMANN et al. (1996)

BELEVI et al. (1992) gehen davon aus, daß bei einem Chlorid-Gesamtgehalt von 3.000 mg/kg in der Schlacke 70 % mobilisierbar sind, für Sulfat nehmen sie eine Verfügbarkeit von 20 % (Schwefel-Gesamtgehalt 2.000 mg/kg Schlacke davon 400 mg/kg auswaschbar) an. Für die Stoffe Chlor und Schwefel und den organischen Kohlenstoff wird in ZIMMERMANN et al. (1996) eine 100 %ige Verfügbarkeit angenommen. Für Chlor, das in der Deponie hauptsächlich in Form von leicht löslichen Chloriden vorliegt, scheint diese Annahme gerechtfertigt. Schwefel liegt zum Teil als Sulfat, zum Teil als Sulfid vor. Es kann angenommen werden, daß die Sulfide mit der Zeit ebenfalls zu Sulfaten oxidiert werden. Der Anteil an mobilisierbarem Sulfat von BELEVI et al. (1992) scheint aus diesem Grund zu tief angesetzt, weil in ihrem Auslaugexperiment nur der Sulfatanteil des Schwefels in Lösung gehen konnte, während der der Sulfide unangetastet blieb.

Experimente von HUBER et al. (1997) an gemahlenen Schlackeproben zeigten, daß ca. 3 - 7 % des TOC mikrobiell verfügbar sind, Untersuchungen von BELEVI et al. (1994) zeigten eine Verfügbarkeit von 4 % des gesamten TOC. In BUWAL (1995) wird von einer 100%igen Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff, Schwefel und Chlor ausgegangen.

9.4.2.7 Zeitliche Entwicklung der Pufferkapazität in Schlackedeponien

In einer frischen Müllschlacke sind verschiedene Puffersysteme vorhanden, die je nach dem pH-Wert des Sickerwassers aktiv sind. Zu Beginn der Deponierung hat das Sickerwasser[51] einen stark basischen pH-Wert von etwa 11. Experimente zeigten, daß bis zum pH-Wert von 7,5 die Freisetzung von Calcium direkt proportional zur zugeführten Säurekonzentration ist, d.h. daß die Puffersysteme in diesem Bereich durch verschiedene Calciumverbindungen bestimmt werden (JOHNSON, 1994). Oberhalb von pH 10 sind dies Calciumhydroxid oder lösliche Calciumsilikate. Zwischen pH 10 und 7,5 wird das System vor allem durch Calciumkarbonat dominiert. Unter pH 7 übernehmen Bikarbonat, Calcium- und Aluminiumsilikate die Pufferfunktion, abgelöst schließlich von Aluminium- und Eisen-(III)-Hydroxid, falls der pH des Sickerwassers unter den Wert 5 fällt (JOHNSON, 1994).

Die Alkalinität wird durch interne Reaktionen, sowie durch den Eintrag von Säuren und den Austrag von Basen abgebaut. In Tabelle 9-22 sind die wichtigsten Reaktionen, welche in einer Müllschlacke ablaufen und einen Einfluß auf die Alkalinität haben können, aufgeführt. Einen potentiell negativen Einfluß auf die Pufferkapazität hat die Bildung von unlöslichen Calciumsilikaten. Da sie aber gegenüber Kohlendioxid nicht stabil sind, ist langfristig eher mit ihrer Karbonatisierung zu rechnen. Interne Säureproduktion durch Oxidation von Eisensulfiden tragen zu einer geringen Abnahme der Alkalinität von bis zu 5 % bei (JOHNSON et al., 1995b). Der Einfluß des mikrobiellen Abbaues von organischem Kohlenstoff auf die Pufferkapazität läßt sich aufgrund mangelnder Kenntnisse über die Reaktionskinetik heute nur schwer abschätzen, nach der Einschätzung von AGUSTONI et al. (1991 zitiert in JOHNSON et al., 1995b) dürfte er aber einen größeren Einfluß auf die Alkalinität haben als die Oxidation von Eisensulfiden. BELEVI et al. (1992) berechneten, daß die Menge an Protonen, die aus der Oxidation von organischem Material entstehen könnte, in der Größenordnung der Alkalinität der Schlacken liegt. HUBER et al. (1997) dagegen nehmen an, daß aufgrund einer geringen biologischen Abbaubarkeit des organischen Kohlenstoffs eine pH-Absenkung in den sauren Bereich nicht möglich ist.

Eine letzte Quelle von schwachen Säuren ist der Niederschlag, welcher als Sickerwasser durch den Deponiekörper läuft. Im Regenwasser gelöstes CO_2 trägt ebenfalls zu einer Verringerung der Pufferkapazität in den Deponien bei. BELEVI et al. (1992) schätzen den Einfluß dieses Säureeintrags auf die Alkalinität als weniger gravierend ein, als die oben erwähnte Säureproduktion durch biologischen Abbau von organischem Kohlenstoff. Nach Einschätzung der Autoren liegt der Protoneneintrag durch den Niederschlag auch nach *1.000* a um zwei Größenordnungen unter der Pufferkapazität der Schlacke.

[51] Aus der Wasserlöslichkeit von $Ca(OH)_2$ berechnet sich ein maximaler pH-Wert von 12,3 ein typischer Wert für frische Schlackenproben (Simon et al., 1995)

Tabelle 9-22: Die wichtigsten Reaktionen in einer Müllschlacke und ihr Einfluß auf die Alkalinität (nach JOHNSON, 1994)

Reaktionen	Zeitdauer	Einfluß auf die Alkalinität
$2\ Al + 6\ H_2O \rightarrow 2\ Al(OH)_3 + 3\ H_2$	Jahrzehnte	kein Einfluß
$4\ Fe + 3\ O_2 + 6\ H_2O \rightarrow 4\ Fe(OH)_3$	Jahrzehnte	kein Einfluß
$Ca(OH)_2 + CO_2 \rightarrow CaCO_3 + H_2O$	Jahrzehnte	Stabilisierung der Pufferkapazität
$Ca(OH)_2 + SiO_2 \rightarrow CaH_2SiO_4$	Jahrzehnte	potentiell negativ
$4\ FeS_2 + 15\ O_2 + 14\ H_2O \rightarrow 4\ Fe(OH)_3 + 8\ H_2SO_4$	Jahrzehnte	negativ
Oxidation von organischem Material	?	negativ
$MeAl\{Silikat\} + nH^+ + H_2O \rightarrow Me^{n+} + H_4SiO_4 + Al(OH)_3$	Jahrtausende	puffernd im sauren pH-Bereich
$H_2O + CO_2 \rightarrow HCO_3^- + H^+$	Jahrtausende	negativ

Gelöschte Müllschlacken aus Rostofenverbrennungsanlagen, welche bis drei Monate gelagert wurden, haben typischerweise eine Alkalinität von etwa 1,5 bis 2 mol//kg Schlacke (BELEVI et al., 1992). Gleiche Werte erhalten auch JOHNSON et al. (1995a) bei der Analyse anderer Müllschlacken. Mit zunehmendem Alter der Schlacke nimmt ihre Pufferkapaziät ab. So zeigten 10 Jahre alte Schlacken nur noch eine Alkalinität von etwa 0,5 meq/g. Die starke Abnahme wird von JOHNSON (1994) vor allem auf die Bildung von unlöslichen Calciumsilikaten zurückgeführt. Als Grund für die Alkalinitätssenkung wird in dieser Arbeit aber eine Auswaschung von Basen ausgeschlossen. Das Puffersystem dieser 10 Jahre alten Schlacken wird vor allem durch Calciumkarbonat/Kohlensäure (pH-Bereich 7,3 - 8,3) gebildet (JOHNSON et al., 1995b).

Ausschlaggebend für die Beurteilung der langfristigen Pufferkapazität und damit letztlich der Frage, inwieweit Schwermetalle mobilisiert werden können, ist daher der Karbonatgehalt der Schlacke. Wie oben erwähnt steht die Karbonatbildung in direkter Konkurrenz zur Bildung der C-A-S-H-Phasen während der Hydratisierung der glasigen Anteile. Laborversuche lassen einen maximalen Karbonatisierungsgrad von 30 % des anfänglichen Ca-Gehaltes erwarten (JOHNSON et al., 1995a). Die nach den ersten Jahrzehnten verbleibende Pufferkapazität liegt zwischen dem Karbonatgehalt und dem gesamten basischen Calciumgehalt der frischen Schlacke. Im Falle eines homogen reagierenden Blockes ohne präferentielle Sickerwasserwege wäre nach JOHNSON et al. (1995a) der Karbonatpuffer in einer 1 m mächtigen Schlackeschicht erst nach Jahrtausenden erschöpft[52]. Nicht berücksichtigt ist bei dieser Abschätzung die Ansäuerung über den Abbau von organischen Verbindungen. Eine ähnliche Zeitspanne für die Neutralisation des Karbonatpuffers berechnet KERSTEN (1996)[53]: für eine Schichtdicke von 1 m benötigt er 3.000 bis 11.000 a.

[52] Annahmen für die Berechnungen von Johnson (1994): ein homogen reagierender Block ohne bevorzugte Sickerwege mit einem Calciumkarbonatgehalt von 0,5 mmol/g und einem jährlichen Wassereintrag (pH 4,3) über den Niederschlag von 400 l/m^2. Bei einem CO_2-Partialdruck von 0,0003 atm ergibt sich eine Neutralisierungsrate von 0,2 mol/m^2/a. Das bedeutet, daß der Karbonatpuffer in einer Schichtdicke von 1 m nach ca. 4000 a erschöpft ist.

[53] Annahmen für die Berechnungen von Kersten (1996): ein homogen reagierender Block ohne bevorzugte Sickerwege; Gesamt-Ca-Gehalt 100 kg/t; bei einer 30 %igen Karbonatisierung des Calciums sind 45 kg Ca /m^3 Schlacke als Karbonat gebunden. Die Auswaschungsrate des Ca berechnet über die Löslichkeit von Kalk: 16 - 60 g/m^3 bei 0,03 - 1 % CO_2 in der Bodenluft. Daraus folgt, daß 750 - 2800 m^3 Wasser pro m^3 Schlacke zur Neutralisation notwendig wären. Bei einer Versickerungsrate von 300 l/m^2 ergibt das 3.000 bis 11.000 a.

9.4.2.8 Eingangsparameter für die Modelldeponie „MVA-Schlacke“

Zusammenfassend gehen folgende Eingangsparameter in die Modelldeponie „MVA-Schlacke“ ein.

Zusammensetzung von MVA-Schlacke

Tabelle 9-23: Eingangskonzentrationen für die Modelldeponie „MVA-Schlacke und Asche“

Element	Konzentration [mg/kgTS]	Grenzwert für Schadstoffgesamtgehalte für Reststoffdeponien nach DeponieVO [mg/kg]
Kohlenstoff	24.000	-
Organischer Kohlenstoff	10.000	30.000
Stickstoff	400	-
Schwefel	14.000	-
Chlor	16.000	-
Cadmium	33	5.000
Quecksilber	2,5	20
Blei	2.400	-
Zink	3.300	-

Kennwerte der Modelldeponie

Dichte: $\rho = 1{,}5$ Mg/m³

Durchlässigkeit: k_f = 1,0E-05 - 1,0E-07 m/s

9.4.3 Deponien für andere Produkte thermischer Verfahren

9.4.3.1 Deponien für Aschen und Schlacken aus Wirbelschichtanlagen

In der vorliegenden Studie werden drei verschiedene Güter einer Verwertung in Wirbelschichtöfen zugeführt: Rückstände aus der Altpapierverwertung, kommunaler Klärschlamm und die Leichtfraktion aus der MBA (Details dazu siehe Abschnitt 8.3.2).

Die Güterbilanz einer Wirbelschichtanlage („Industrielle Mitverbrennung nach MVA-Standard“) sieht nach FEHRINGER et al. (1997) am Beispiel Lenzing folgendermaßen aus: Aus einer Tonne Input entstehen 100 kg Asche und Schlacke, 28 kg Schrott, 34 kg Gips und 2 kg Filterkuchen. Die Aschen und Schlacken werden auf Reststoffdeponien abgelagert, der Gips auf Baurestmassendeponien (siehe Abschnitt 9.4.3.3).

(*Tabelle 9-24*) zeigt die stoffliche Zusammensetzung von Aschen und Schlacken aus Wirbelschichtanlagen.

Tabelle 9-24 Durchschnittliche Zusammensetzung von Wirbelschichtaschen.

[1] Für die Studie aus Anlagen-Transferkoeffizienten berechnet. [2] berechnet nach FEHRINGER et al. (1997): Anlage Lenzing (Input: Bau- und Abbruchholz, Rückstände aus der Altpapieraufbereitung, Kunststoffemballagen, Schlämme und Rechengut aus der Abwasserbehandlung). [3] Mitteilung Entsorgungsbetriebe Simmering (Wirbelschichtofen 3; Input: Schlämme aus der Abwasserreinigung)

Element	[mg/kg TS][1]	[mg/kg] [2]	[mg/kg] [3]
Kohlenstoff	6.400	7.600	6.600
Stickstoff	1.000	1.100	n.b.
Schwefel	13.500	33.000	11.500
Chlor	1.100	230	430
Cadmium	140	3,6	29
Quecksilber	0,1	0,13	0,58
Blei	3.200	260	460
Zink	6.400	4.700	2.900

n.b. nicht bestimmt

Mangels geeigneter Untersuchungen über das (langfristige) Deponieverhalten von Reststoffen aus Wirbelschichtanlagen in der Literatur, wird das Verhalten der Wirbelschichtaschen adäquat dem von MVA-Schlacken modelliert.

9.4.3.1.1 Eingangsparameter für die Modelldeponie „Wirbelschichtaschen und –schlacken“

Zusammenfassend gehen folgende Eingangsparameter in die Modelldeponie „Wirbelschichtaschen und –schlacken“ ein.

Zusammensetzung von Wirbelschichtaschen und -schlacken

Tabelle 9-25: Eingangskonzentrationen für die Modelldeponie „Wirbelschichtaschen- und schlacken“

Element	Konzentration [mg/kgTS]	Grenzwert für Schadstoffgesamtgehalte für Reststoffdeponien nach DeponieVO [mg/kg]
Organischer Kohlenstoff	6.400	30.000
Stickstoff	1.000	-
Schwefel	13.500	-
Chlor	1.100	-
Cadmium	140	5.000
Quecksilber	0,1	20
Blei	3.200	-
Zink	6.400	-

Kennwerte der Modelldeponie

Dichte: $\rho = 1{,}5$ Mg/m³

Durchlässigkeit: k_f = 1,0E-05 - 1,0E-07 m/s

9.4.3.2 Deponien für Produkte des Von-Roll-RCP-Verfahrens

Zur verfahrenstechnischen Detailbeschreibung des Von-Roll-RCP-Verfahrens siehe Abschnitt 8.3.1.3.

Beim RCP-Verfahren enstehen fünf zu deponierende Reststoffe – Schwermetallkonzentrat, Filterkuchen und Hg-belastetes Harz, die in Untertagedeponien verbracht werden, ein Gipskuchen, der in Baurestmassendeponien sowie ein Glasgranulat (Schmelzgranulat), das auf einer Reststoffdeponie abgelagert wird. Aus 1 t Restmüll entstehen 220kg Granulat.

Abbildung 9-12 zeigt die typischen Reaktionen im sogenannten HSR-Reaktor. Durch die reduzierenden Bedingungen in der zweiten Behandlungsphase werden die Metallverbindungen zu ihrer elementaren Form reduziert und gelangen entweder in die Gasphase (Zn, Cd, Hg, Pb) oder sammeln sich als metallische Phase am Grund der Eisenschmelze (Cu, Cr, Ni), von wo sie abgestochen werden können. Dieser Prozeß ist der Grund für die typischerweise sehr niederen Schwermetallgehalte im Glasgranulat (siehe Tabelle 9-26).

Abbildung 9-13 gibt einen Überblick über die Schwermetallgehalte im Granulat aus dem HSR-Reaktor in Vergleich zu Gehalten in der Erdkruste, im unbehandelten Abfall und in Produkten der MVA. Es ist deutlich zu sehen, daß die Gehalte im Glasgranulat mit Ausnahme des Kupfers z.T. deutlich unter den Durchschnittsgehalten der Erdkruste liegen.

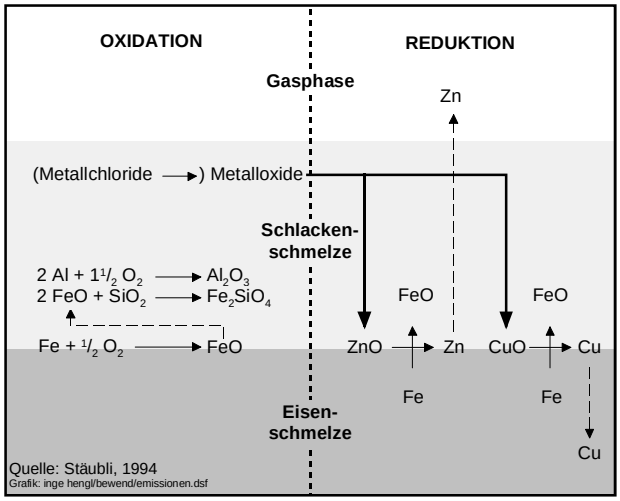


Abbildung 9-12: Vereinfachte Darstellung der wichtigsten chemischen Reaktionen im HSR-Prozeß

Im Reduktionsschritt sind die Umwandlungsprozesse der Schwermetalle stellvertretend am Beispiel von Kupfer und Zink wiedergegeben (Quelle: Stäubli, 1994).

Tabelle 9-26: Zusammensetzung des Glasgranulats aus dem Von-Roll-RCP-Verfahren

[1] Für die Studie aus Anlagen-Transferkoeffizienten berechnet. [2] BUWAL (1998; Input: Ausschließlich Filterasche aus der Rostfeuerung)

Element	[mg/kgTS][1]	[mg/kg][2]
Kohlenstoff	8.300	5.000
Stickstoff	160	400
Schwefel	1.500	400
Chlor	400	300
Cadmium	0,20	< 0,5
Quecksilber	0,003	n.n.
Blei	13	60
Zink	37	350

n.n. nicht nachweisbar

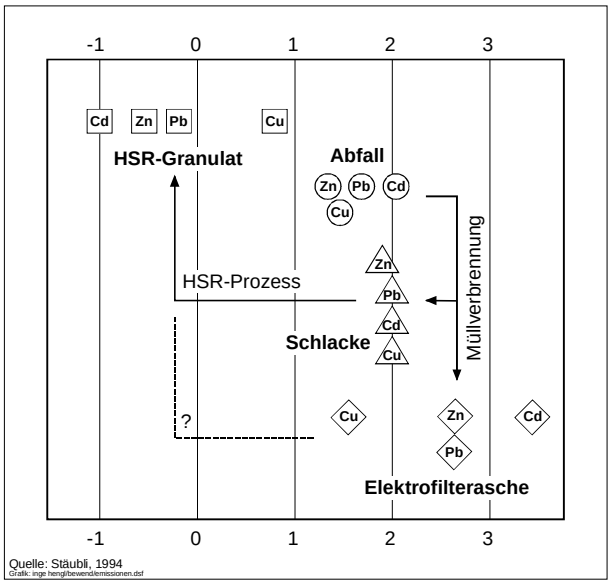


Abbildung 9-13: Typische Durchschnittsgehalte von vier ausgewählten Schwermetallen im Müll und Produkten verschiedener thermischer Abfallbehandlungsverfahren.

Die Gehalte sind in Größenordnungen bezüglich der entsprechenden Elementargehalte der kontinentalen Erdkruste angegeben (Quelle: Stäubli, 1994).

Untersuchungen über das Deponieverhalten des Glasgranulates liegen noch nicht vor, daher wird in der Studie dessen Verhalten adäquat dem von MVA-Schlacken modelliert.

9.4.3.2.1 Eingangsparameter für die Modelldeponie „RCP-Granulat“

Zusammenfassend gehen folgende Eingangsparameter in die Modelldeponie „RCP-Granulat“

Zusammensetzung von RCP-Granulat

Tabelle 9-27: Eingangskonzentrationen für die Modelldeponie „RCP-Granulat“

Element	Konzentration [mg/kgTS]	Grenzwert für Schadstoffgesamtgehalte für Reststoffdeponien nach DeponieVO [mg/kg]
Organischer Kohlenstoff	8.300	30.000
Stickstoff	160	-
Schwefel	1.500	-
Chlor	400	-
Cadmium	0,20	5.000
Quecksilber	0,003	20
Blei	13	-
Zink	37	-

Kennwerte der Modelldeponie

Dichte: $\rho = 1{,}5$ Mg/m³

Durchlässigkeit: $k_f = 1{,}0E\text{-}05 - 1{,}0E\text{-}07$ m/s

9.4.3.3 Deponien für Gipsrückstände

Da sowohl im Rahmen der Verbrennung in der Wirbelschicht als auch beim Von-Roll-RCP-Verfahren Gipsrückstände/-kuchen als zu deponierende Reststoffe entstehen, wird für diese Studie auch eine Baurestmassendeponie modelliert, in der die Gipskuchen beider Verfahren gemeinsam deponiert werden. [54]

Zur Ablagerung kommt ausschließlich reiner Gips ($CaSO_4.2H_2O$) mit einer berechneten Schwefelkonzentration von 266.000 [mg/kg].

9.4.4 Deponien für mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle (Rotteresstoff)

9.4.4.1 Allgemeine Einführung

In der Studie werden zwei Varianten der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung betrachtet (zur Beschreibung der Verfahrensabläufe siehe Abschnitt 8.3.2). Der Rotteresstoff (RRS) stellt im Rahmen dieser Verfahren einen zu deponierenden Abfall in der Verfahrenskette dar. In den Maßnahmenfällen 3a und 3b handelt es sich dabei um die Fraktion 0-80 mm, in den Maßnahmenfällen 3c und 3d um die Fraktion 0-24 mm.

Nach Erhebungen des UBA wurden 1999 rund 265.000 t (davon 195.000 t Restmüll) in MBA behandelt. Dabei entstanden ca. 145.000 t Rotteresstoff, der deponiert oder zur Deponierekultivierung eingesetzt wurde und rund 65.000 t heizwertreiche Fraktion, die großteils deponiert und für eine spätere thermische Behandlung bereitgehalten wird (mündl. Mitt. UBA). In dieser Studie wird die heizwertreiche Fraktion sofort thermisch behandlet und daher nicht im Subsystem Deponierung behandelt.

9.4.4.2 Güterbilanz und stoffliche Charakterisierung von Rotteresstoff

Nach NEUMAYER (1999) entstehen aus einer Tonne Restmüll 320 - 344 kg RRS. Die prozentuelle Zusammensetzung desselben ist Tabelle 9-28 zu entnehmen. Als Anhaltspunkt ist in der Tabelle auch der durchschnittlich im Zuge des Rottevorganges abgebaute Anteil der einzelnen Substanzen angegeben. Daran ist zu erkennen, daß während des aeroben Rottevorgangs hauptsächlich die leicht abbaubaren Stoffe Cellulose, Hemicellulose und Kohlehydrate mineralisiert werden. Die Abbauraten von Fetten und Proteinen sind zu gering, um einen vollständigen Abbau während des derzeit aus wirtschaftlichen Gründen begrenzten Rottezeitraumes (meist 6-12 Wochen) zu erreichen. Ihr Abbau wird durch Aufbau von Biomasse durch Mikroorganismen auch teilweise wieder kompensiert. Ein anderer Aufbauvorgang ist mit der Bildung von Huminstoffen durch Umwandlung von Lignin gegeben.

Der hohe anorganische Anteil läßt sich dadurch erklären, daß einerseits im Zuge der mechanischen Behandlung anorganische Bestandteile zu einem Großteil im Rottegut landen, andererseits die während der Rotte nicht abbaubaren anorganischen Bestandteile durch den Substanzverlust aufkonzen-

[54] Laut DeponieVO ist die Ablagerung von gipshaltigem Bauschutt und anderen gipshältigen Abfällen mit Eluatwerten bis 14.000 mg Sulfat/kg in Bauschuttdeponien gestattet, sofern sie – wie in der Studie - als Monodeponien betrieben werden. Dieser Wert entspricht 1.400 mg gelösten Sulfats pro Liter, was wiederum der Sättigungskonzentration für reinen Gips bei 10°C entspricht. Die Ablagerung reinen Gipses in Bauschutt-Monodeponien ist somit gestattet.

triert werden. Der Substanzverlust von organischem Material kann ausgedrückt in Massenprozenten nach PICHLER & KÖGL-KNABNER (1999) bis zu 61 % nach 16 Wochen und bis zu 70 % nach 55 Wochen Rottedauer betragen.

Tabelle 9-28: Prozentuelle Zusammensetzung von Rottereststoff sowie durchschnittlich im Zuge des Rottevorganges abgebauter Anteil (NEUMAYER, 1999)

Stoff	RRS-Anteile [% TS]	Abgebauter Anteil [%]
Lignin und Huminstoffe	10	10
Cellulose	5	80
Hemicellulose	2	80
Kohlehydrate	5	80
Proteine	3	50
Fette, Harze, Wachse	1	60
Papierhilfsmittel	13	0
PE	10	0
PP	1	0
PS	1	0
PVC	1	0
PET	<0,5	0
Sonstige Kunststoffe	2	0
Kunststoffadditive	<1	0
Mineralische Bestandteile	33	0
Asche	3	0
Problemstoffe	4	0
Metalle	4	0
Summe	**100**	

Zur stofflichen Zusammensetzung von Rottereststoff siehe Tabelle 9-29. Dabei ist zu beachten, daß der Vergleich der einzelnen Spalten problematisch ist, weil natürlich die Stoffkonzentrationen im RRS in gewissem Rahmen vom jeweiligen Verfahrensablauf abhängig sind (siehe v.a BRINKMANN et al., 1996).

Tabelle 9-29: Stoffkonzentrationen in Rottereststoff nach verschiedenen Autoren

	BEWEND Fraktion 0-80 mm [1)]	BEWEND Fraktion 0-24 mm [1)]	FEHRINGER et al. (1997)	KABBE et al. (1995)	[2)] BRINKMANN et al. (1996) [3)] DOEDENS & BOGON (1991)
	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg]	[mg/kg]
Kohlenstoff	220.000	160.000	330.000*	TOC 180.000	TOC 57.000-375.000 [2)]
Stickstoff	5.600	4.000	9.400	4.610	2.600-13.600 [2)]
Schwefel	6.600	6.600	6.400	k.A.	k.A.
Chlor	14.000	14.000	7.000	k.A.	k.A.
Cadmium	13	13	9,0	< 2,0	1-5 [3)]
Quecksilber	0,86	0,86	3,0	k.A.	0,4-2 [3)]
Blei	410	410	1.100	120	110-170 [3)]
Zink	2.000	2.000	1.700	930	k.A.
Wassergehalt	410.000	410.000	150.000 **	k.A.	k.A.

[1)] Für die Studie aus Anlagen-Transferkoeffizienten berechnet; C-Berechnung siehe Anhang

k.A. Keine Angabe

* neuberechnet gegenüber FEHRINGER et al. (1997) bzw. BAUMELER et al. (1998) in NEUMAYER (1999)

** neuberechnet gegenüber FEHRINGER et al. (1997) in BAUMELER et al. (1998)

9.4.4.3 Hydraulische Charakterisierung von Rotteresteststoff

BEAVEN & POWRIE (1995) geben für hochverdichtet eingebaute mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle mit einer Dichte von 1,4-1,6 Mg/m³ und einem Größtkorn von 60-80 mm einen k_f-Wert von 1,0E-09 m/s an. ANDREAS et al. (1997) ermittelten experimentell unter einer Auflast von 4-5 m Abfall einen k_f-Wert von < 3,58E-06 m/s und bei einer Auflast von 13-15 m einen Wert von < 1,53E-07 m/s. DACH (1999) ermittelte Durchlässigkeitsbeiwerte verschiedener RRS unter Deponiebedingungen von 4,0E-06 bis <1,0E-10 m/s. Weiters wird eine mehr als dreimonatige Verweildauer des Sickerwassers im Deponiekörper angegeben.

9.4.4.4 Reaktionen in einer Deponie für Rotteresteststoff

Reaktionen in Rotteresteststoffdeponien sind bis dato erst in Ansätzen untersucht. Sie hängen im Detail von Art und Dauer der mechanisch-biologischen Vorbehandlung, also von der Qualität des RRS ab. Im wesentlichen haben die bei der Besprechung von Restmülldeponien vorgestellten Reaktionen Gültigkeit.

Im folgenden sind die durch die MBA bedingten wesentlichen Unterschiede zu Deponien unbehandelten Abfalls angeführt, wie sie in der neuesten Literatur dargestellt werden (nach EHRIG, 1999 und STEGMANN et al., 1995). Wo notwendig erfolgt eine kurze kritische Hinterfragung:

(1) Deutliche Veränderung von Art, Struktur und Korngröße der Abfälle und dadurch des mechanischen Verhaltens sowie der Wasserwegsamkeit

Anmerkung: zumindest die stoffliche Zusammensetzung von RRS kann im Vergleich zu Restmüll keineswegs als deutlich verändert angesehen werden (vgl. Tabelle 9-28). Zwar werden Cellulose, Hemicellulose und Kohlehydrate zu etwa 80 % mineralisiert und Huminstoffe neugebildet, doch prozentuell zeigen sich in der Zusammensetzung keine wesentlichen Unterschiede. Durch die erzielte Verringerung der Korngröße kann eine erhöhte Einbaudichte erreicht werden, wodurch auch niedere Durchlässigkeiten bedingt sind.

(2) Verringerung der zu erwartenden Sickerwassermenge

Anmerkung: Diese Aussage ist v.a. für die Betriebsphase gültig die in der Studie nicht modelliert wurde. Die betrachtete Modelldeponie ist gemäß DeponieVO mit einer Rekultivierungsschicht abgedeckt. Sofern die maximal in den Deponiekörper versickerbare Wassermenge (abhängig vom k_f-Wert des Deponiekörpers) größer als die tatsächlich anfallende ist, haben niedere hydraulische Leitfähigkeiten nur eine Zeitverzögerung in der Kinetik der Sickerwasserbildung zur Folge (vgl. etwa DANHAMER et al., 1999; DÖBERL & LAHNER, 2000). Führt eine geringere Durchlässigkeit des Deponiekörpers zu einer Verringerung der Sickerwassermenge, muß entweder die Evaporation oder der Oberflächenabfluß steigen. Evaporation (und Transpiration) sowie Oberflächenabfluß hängen für die Deponie für RRS aber ausschließlich von der Rekultivierungsschicht ab, da die im Deponiekörper versickerbare Wassermenge bei kf-Werten, wie sie für RRS-Deponien charakteristisch sind und durchschnittlichen Niederschlagsmengen in Österreich, größer als die tatsächlich anfallende ist.

(3) Frühere Einleitung der Methanbildung sowie Reduzierung der Gasproduktion um 80-90% (siehe auch *Abschnitt* 9.4.4.5.1).

(4) Reduzierung der Sickerwasserbelastung (siehe Abschnitt 9.4.4.5.2).

(5) Vermeidung der Versäuerungsphase durch Abbau leicht hydrolisierbarer Substanzen während der Rotte

Anmerkung: Wie in Abschnitt 9.4.4.5.2 gezeigt wird, kann von den Punkten (4) und (5) nicht automatisch ausgegangen werden.

Die Qualität der zu erwartenden physikalischen und (geo)chemischen Prozesse wird durch die mechanisch-biologische Vorbehandlung von Restmüll jedoch kaum beeinflußt werden. Untersuchungen dazu liegen allerdings keine vor Aussagen können nur aufgrund allgemeiner Überlegungen getätigt werden. Zur Auswirkungen der MBA auf die Qualität und Quantität der zu erwartenden Emissionen siehe Abschnitt 9.4.4.5.

9.4.4.5 Emissionen aus einer Deponie für Rotteresteststoff

9.4.4.5.1 Stoffaustrag über das Deponiegas

Nach STEGMANN et al. (1995) wird durch die MBA von Restmüll eine Reduktion der Restgasproduktion um 50-90% auf 20-80 Nm³/Mg RRS erreicht. BRAMMER et al. (1998) zeigen, daß die Gasproduktion auch von Art und Dauer der Rotte abhängig ist. So beträgt die kumulierte Gasmenge eines 6 Monate lang gerotteten Abfalls nach 20 Tagen rund 3 l/kg TS, von 13 Monate lang gerottetem aber weniger als 1 l/kg TS, die Reduktion in der Gasbildung im Vergleich zu frischen Siedlungsabfällen beträgt somit nach 6 Monaten rund 97%. Der Schluß der Autoren, daß im Falle einer Gasproduktion von weniger als 7 l/kgTS, von einem „weitgehend inerten Abfall“ ausgegangen werden kann, kann allerdings in Hinblick auf die Sickerwasseremissionen nicht geteilt werden. BRINKMANN et al. (1996) konnten in Deponiesimulationsreaktoren nach langer Vorrotte die Gasbildung überhaupt unterbinden. DACH (1999) kommt in Versuchen auf ein Gasbildungspotential kleiner 50 Nl/kgTS.

9.4.4.5.2 Stoffaustrag über das Sickerwasser

Aufgrund der aeroben Behandlung in einer MBA ist der biologisch kurz- und mittelfristig umsetzbare Anteil an organischen Inhaltsstoffen in RRS im Vergleich zu unbehandeltem Abfall reduziert. Daher ist auch zu Beginn mit einer geringeren organischen Belastung des Sickerwassers zu rechnen. Ergebnisse mehrjähriger Sickerwasseruntersuchungen an bestehenden Deponien für RRS zeigt Tabelle *9-31)*. Daraus sind die z.T. enormen Schwankungen in der Konzentration zu ersehen. Die zeitliche Entwicklung wurde von BRAMMER et al. (1998) nur beim CSB-Wert dokumentiert. Hier zeigt sich aber über den Beobachtungszeitraum hinweg kein sinkender Trend, sondern ein deutlich ausgeprägter Jahresgang, wobei die Maxima im zweiten Jahr an diejenigen des ersten herankommen. Ein ähnliches Bild zeigt sich bei DANHAMER & JAGER (1999).

Tabelle 9-30: Schwankungsbereiche unterschiedlicher Parameter aus dem Sickerwasser mechanisch-biologisch behandelter abgelagerter Abfälle nach verschiedenen Autoren im Vergleich zu den gesetzlichen Grenzwerten.

[1] BRAMMER et al. (1998) Deponie Meisenheim (Rottedauer: 9 Monate, [2] DANHAMER & JAGER (1999): 4 Deponien (Pilotanlagen und Versuchsreaktoren); [3] DACH (1999): Feinfraktion aerob vorbehandelter Abfälle (Rottedauer 20-28 Wochen) [4] NELLES (1999)

Parameter	Schwankungsbereich[1) 4)]	Schwankungsbereich[2) 3)]	Mittelwerte[2) 3)]	AbwasserV Deponie	GSwV
PH	6,4-8,0 [1)]	6,5-8,4 [2)]	7,5-7,7 [2)]	6,5-8,5	
LF [µS/cm]	4580-12110 [1)]	7700-49900 [2)]	16100-23300[2)]		
Redox [mV]	+244-+518 [1)]	-418 - +261 [2)]	-0,3 - +154 [2)]		
Cl^- [mg/l]	808-2623 [1)]	2600-16000 [2)]	4100-11300 [2)]		60
CSB [mg/l]	414-1064 [1)] 700-5000 [4)]	450-8280 [2)] 450-7500 [3) +]	1172-3988 [2)] 1100-4000 [3) +]	50	
BSB_5 [mg/l]	<3-41 [1)] 500-1000 [4)]	2-585 [2)] 2-500 [3) +]	9-111 [2)] 13-150 [3) +]	10	
TOC [mg/l]	k.A. [1)] 500-1500 [4)]	36-5800 [2)]	453-2106 [2)]		
Cd [mg/l]	<0,1 [1)]	<0,002-0,73 [2)]	0,013-0,13 [2)]	0,1	0,003
Pb [mg/l]	<0,1-0,66 [1)]	<0,005-1,6 [2)]	0,011-0,465 [2)]	0,5	0,03
Cu [mg/l]	0,1-0,58 [1)]	0,02-2,3 [2)]	0,18-0,80 [2)]	0,5	0,06
Zn [mg/l]	0,1-1,1 [1)]	0,32-7,5 [2)]	1,0-3,4 [2)]	0,5	1,8
Hg [mg/l]	k.A [1)].	<0,0001-0,008 [2)]	0,0005-0,013 [2)]	0,01	0,001
Ni [mg/l]	0,1 [1)]	0,04-1,82 [2)]	0,096-0,707 [2)]	0,5	0,03
Ca [mg/l]	233-958 [1)]	70-1700 [2)]	320-910 [2)]		
Na [mg/l]	<0,1-1606 [1)]	800-10500 [2)]	1600-4300 [2)]		
NH_4-N [mg/l]	<0,1-132 [1)]	0,5-770 [2)] 100-550 [3) +]	10,6-340 [2)] 200-270 [3) +]	10	NH_4: 0,3
NO_2-N [mg/l]	k.A. [1)]	<0,5-39 [2)]	k.A.		NO_2:0,01
NO_3-N [mg/l]	274-2914 [1)]	<0,5-574 [2)]	k.A.	35	NO_3: 45
SO_4^{2-} [mg/l]	k.A. [1)]	50-10500 [2)]	700-9500 [2)]		40*
AOX [mg/l]	0,3-1,38 [1)]	0,2-2,6 [2)] 0,2-2,5 [3) +]	0,7-1,3 [2)] 0,6-1,1 [3) +]	0,5	

k.A. keine Angaben

* Wert der entsprechenden Schweizer Norm (Gewässerschutzverordnung vom 28.10.1998)

+ Werte aus Diagrammen abgelesen

Auch die Ergebnisse von DACH et al. (1999) zeigen, daß mit keiner schnellen Abnahme der organischen Belastungen im Sickerwasser zu rechnen ist. Es zeigte sich während des dreijährigen Versuchszeitraumes keine signifikante Abnahme der Sickerwasserkonzentrationen.

Allgemein kann folgendes festgestellt werden: Die Werte der organischen Summenparameter CSB und BSB_5 liegen im Vergleich zu denjenigen, die bei unbehandeltem Restmüll in der sauren Phase erreicht werden, um eine Größenordnung niederer, sind aber in der gleichen Größenordnung wie die in der Methanphase erreichten Werte (1-2 Größenordnungen über den Grenzwerten). Die durch den CSB-Wert charakterisierte Organik setzt sich laut DACH (1999) hauptsächlich aus toxikologisch unbedenklichen Substanzen zusammen. In Widerspruch dazu stehen die im Vergleich zu den gesetzlichen Grenzwerten z.T. um 0,5 Größenordnungen erhöhten AOX-Werte.

Wie der minimale pH-Wert und die Mobilisierung der Schwermetalle zeigen, kann nicht automatisch von einem „Überspringen“ der Versäuerungsphase durch die MBA ausgegangen werden.

Die Werte für Chlorid, Stickstoff und Sulfat liegen ähnlich wie bei Deponien unbehandelten Abfalls 1-2 Größenordnungen über den gesetzlichen Grenzwerten. Die hohen Nitratwerte sind durch die offensichtlich oxidierenden Bedingungen zu erklären (positives Redoxpotential).

9.4.4.6 Bestimmung der verfügbaren Menge und zeitliche Entwicklung der Pufferkapazität in Deponien für Rotteresteroff

In diesen Punkten ist keine Differenz zu Deponien unbehandelten Abfalls zu erwarten.

9.4.4.7 Eingangsparameter für die Modelldeponie „Rotteresteroff“

Zusammensetzung von Rotteresteroff

Tabelle 9-31: Eingangskonzentrationen für die Modelldeponien „Rotteresteroff 0-80 mm bzw. 0-24 mm“

Element	RRS 0-80 mm Konzentration [mg/kgTS]	RRS 0-24 mm Konzentration [mg/kgTS]	Grenzwerte Schadstoff-gesamtgehalte für Massenabfalldeponien nach DeponieVO [mg/kg]
Kohlenstoff	220.000	160.000	TOC: 50.000
Stickstoff	5.600	4.000	-
Schwefel	6.600	6.600	-
Chlor	14.000	14.000	-
Cadmium	13	13	30
Quecksilber	0,86	0,86	20
Blei	411	411	3.000
Zink	2.000	2.000	5.000

Kennwerte der Modelldeponie

Dichte: ρ = 1,3 Mg/m³

Durchlässigkeit: k_f = 1,0E-07 - 1,0E-09 m/s

9.4.5 Deponien für kommunalen Klärschlamm

9.4.5.1 Allgemeine Einführung

Kommunales Abwasser ist ein Gemenge aus häuslichem und gewerblichem Abwasser, welches gemeinsam mit gesammeltem Niederschlagswasser in einer Mischkanalisation eingeleitet wird.

In Österreich fielen 1991 3,4 Mio. t Klärschlamm mit einer mittleren Trockenmasse (Trockensubstanz, TS, Trockenrückstand bei 105 °C) von 5 % aus der Behandlung kommunaler Abwässer an. (UBA, 1997). Dies entspricht etwa 170.000 t TS Klärschlamm. 1995 waren es bereits 186.036 t TS. Diese Menge entspricht 47,6 % des Gesamtklärschlammanfalls (Industrieller Klärschlamm: 204.520 t).

Kommunaler Klärschlamm wird Österreichweit unterschiedlich behandelt. 1995 wurden in Österreich 13 % im Landschaftsbau oder nach Kompostierung zur Rekultivierung bzw. für Deponieabdeckungen verwendet. Etwa 22 % des kommunalen Klärschlammes wurden landwirtschaftlich verwertet. Hierzu existieren Landesverordnungen bzw. Richtlinien, die vor allem den Schwermetallgehalt des Klärschlamms für die landwirtschaftliche Verwertung beschränken. Rund 31 % des Klärschlammes aus kommunalen Kläranlagen wurden 1995 deponiert, vorwiegend in entwässerter Form. Klärschlamm aus den beiden Wiener Großkläranlagen wurde verbrannt. Österreichweit wurde etwa ein Drittel des in

Österreich anfallenden kommunalen Klärschlammes thermisch behandelt. In der Studie wird Klärschlamm nur im Maßnahmenfall „Status Quo Fortschreibung“ und „Direktdeponierung“ deponiert, ansonsten wird er thermisch oder im Zuge der MBA verwertet.

9.4.5.2 Zusammensetzung und stoffliche Charakterisierung von kommunalem Klärschlamm

Folgende Zusammensetzung wird als Durchschnittswert für kommunalen Klärschlamm angenommen (Tabelle 9-32; grau hinterlegt; dazu Vergleichswerte aus der Literatur).

Tabelle 9-32 Zusammensetzung von unentwässertem kommunalem Klärschlamm.

[1] EBS (Mitt., 2000); [2] UBA (1997); [3] BRUNNER & GAJCY (1989)

Parameter	Mittelwerte [1] [mg/kg]	Mittelwerte [2] [mg/kg]	Bereich [3] [mg/kg]
Wassergehalt	700.000	950.000	k.A.
Trockensubstanz	300.000	50.000	k.A.
Stickstoff	39.000	39.000	22.000-32.000
Cadmium	9,7	3,0	1-9
Quecksilber	2,4	1,8	5-7
Blei	110	145	280-500
Zink	790	1.320	1.200-2.000
Organischer Kohlenstoff	320.000*	256.000	180.000-260.000
Anorganischer Kohlenstoff	k.A.	12.000	k.A.
Schwefel	6.000	k.A.	7.000-9.000
Chlor	500	600**	k.A.

k.A. keine Angabe

* berechnet über Tabelle 9-33 (siehe Anhang)

** RAACH et al. (1999)

Tabelle 9-33: Prozentuelle Zusammensetzung von Klärschlamm (kompiliert nach BRUNNER et al., 1988 und SPILLMANN, 1991).

Stoff	Anteile [% FS]
Lignin	10
Cellulose	5
Hemicellulose	5
Kohlehydrate	5
Proteine	15
Fette, Harze, Wachse	15
Sonst. leicht abbaubare Subst.	5
Mineralische Bestandteile	40
Summe	**100**

9.4.5.3 Deponierter Klärschlamm

Klärschlamm kann naß, entwässert (mit Zentrifugen, Bandfilterpressen oder Kammerfilterpressen) oder kalkkonditioniert und entwässert deponiert werden. Naßschlammdeponien sind nur mit Rand-

dämmen standsicher und benötigen große Flächen. Entwässerte Schlämme benötigen zwar geringere Flächen, jedoch bewirkt die Entwässerung keine wesentliche Standfestigkeitserhöhung.

Für die Studie wird angenommen, daß der betrachtete Klärschlamm mit Kalk und Eisenchlorid konditioniert und mit Kammerfilterpressen entwässert wird. Gegenüber dem nicht-entwässerten Klärschlamm, der nur zu 5 % aus Trockensubstanz besteht, können bei kalkkonditionierten Klärschlammen >30 % TS erreicht werden. Der zugesetzte Kalk erhöht außerdem die Scherfestigkeit und ermöglicht eine höhere Verdichtung. Ein Einbau mit > 500 kgTS/m³ ist möglich (SPILLMANN, 1989). Unter der Annahme, daß bei Kammerfilterpressen 20-30 % des total zugesetzten Kalkes mit dem Schlammwasser beim Pressvorgang in die Kläranlage weggeführt werden, bestehen 25-30 % der Trockensubstanz so behandelter Schlämme aus zugegebenem Kalk oder Kalk und Eisen (BRUNNER & LAHNER, 1994).

Nach Entwässerung erhält man Filtrat und entwässerten Schlamm. Das Filtrat ist nicht maßgeblich mit Schadstoffen belastet, sodaß die Zusammensetzung der Klärschlammtrockensubstanz hier als gleich vor und nach der Entwässerung angenommen werden kann (mündl. Mitt. M. ZESSNER - TU Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Wassergütewirtschaft).

9.4.5.4 Hydraulische Charakterisierung von Klärschlamm

Der Durchlässigkeitskoeffizient von deponiertem Klärschlamm kann nach LICHTENSTEIGER et al. (1988) ≤ 1,0E-09 m/s angenommen werden.

9.4.5.5 Emissionen einer Klärschlammdeponie

Gas- und Sickerwasser-Drainsysteme sind wegen des geringen k_f-Wertes in geringen Abständen mit großem Volumen anzulegen. Das entstehende Gas wird abgezogen und desodorisiert. Eine Gasnutzung ist bei Schlammdeponien bisher nicht bekannt und dürfte bei ausreichender Vorstabilisierung (Faulturm) kaum lohnend sein. An das Sickerwasser gelten dieselben Anforderungen wie für Hausmülldeponien.

9.4.5.5.1 Stoffaustrag über das Deponiegas

Die Zusammensetzung des entweichenden Deponiegases aus Deponien für kommunalen Klärschlamm wird gleich derjenigen aus Haus-/Restmülldeponien angenommen – 55 V-% Methan und 45 V-% Kohlendioxid.

9.4.5.5.2 Stoffaustrag über das Sickerwasser

Klärschlamm-Monodeponien haben tiefere Permeabilitäten und weniger interpartikuläre Hohlräume als Hausmülldeponien. Gas- und Sickerwasserfassungen sind daher schwieriger und weniger wirksam als in Hausmülldeponien. In Naßschlammdeponien kommt es durch das Absinken der partikulären Anteile des Schlammes zu einer Schicht von Überstandswasser, welches sich in vielen Belangen mit Sickerwasser vergleichen läßt. Gelöste Schlamminhaltstoffe wie Stickstoff und Phosphor gelangen dadurch in das Überstandswasser, was eine Behandlung unerlässlich macht. CSB-Werte im Sickerwasser von Klärschlämmen, welche nach der Entwässerung mit Branntkalk vermischt wurden, können 5-10 mal höher sein, als die Werte anderer Klärschlamm-Monodeponien. Tabelle 9-34 zeigt typische Sickerwasserbelastungen von Klärschlammdeponien

Tabelle 9-34: Sickerwasserbelastung zweier Klärschlammdeponien (Quelle: Sickerwasserseminar, 1997)

Parameter	Einheit	Konzentration	Konzentration
CSB	mg/l	11.000	15.500
BSB_5	mg/l	7.700	11.300
NH_4-N	mg/l	2.700	2.600
SO_4	mg/l	k.A.	k.A.
Cl	mg/l	k.A.	k.A.
Hg	µg/l	0,9	2,5
Cd	µg/l	20	20
Pb	µg/l	100	120
Zn	µg/l	200	600

k.A. keine Angabe

9.4.5.6 Eingangsparameter für die Modelldeponie „Klärschlamm“

Zusammensetzung von Klärschlamm

Tabelle 9-35: Eingangskonzentrationen für die Modelldeponie „Klärschlamm“

Element	Konzentration [mg/kgTS]	Grenzwerte für Schadstoffgesamtgehalte für Massenabfalldeponien nach DeponieVO [mg/kg]
Kohlenstoff organisch	320.000	TOC: 50.000
Stickstoff	39.000	-
Schwefel	6.000	-
Chlor	500	-
Cadmium	9,7	30
Quecksilber	2,4	20
Blei	110	3.000
Zink	790	5.000

Kennwerte der Modelldeponie

Dichte: $\rho = 1{,}3$ Mg/m³

Durchlässigkeit: k_f = 1,0E-07 - 1,0E-09 m/s

9.4.6 Deponien für Baurestmassen

9.4.6.1 Allgemeine Einführung

Zur Zementerzeugung wird die Leichtfraktion aus der MBA im Zementdrehrohr als Ersatzbrennstoff verbrannt. Aus dem erhaltenen Klinker wird in weiterer Folge unter Zumischen von Zumahlstoffen Zement und durch Zugabe von Wasser und Zuschlag Beton erzeut. Es wurde angenommen, daß die aus diesem Beton errichteten Gebäude nach 500 Jahren abgebrochen werden und der Bauschutt auf einer Baurestmassendeponie abgelagert wird. Die Emissionen zufolge Oberflächenerosion während der 500 Jahre, in denen die Gebäude genutzt werden, wurden vernachlässigt. Um nur die zum System gehörigen Emissionen aus der Deponie zu betrachten, wurden nur die aus dem Ersatzbrennstoff bürtigen Stoffkonzentration im Klinker betrachtet. Auch zur Berechnung des Deponie-

volumens wurden nur zum System gehörige Massen herangezogen, da die Masse des Betonzuschlags, der Zumahlstoffe und der Zementrohstoffe das Ergebnis verzerren würden.

9.4.6.2 Zusammensetzung und stoffliche Charakterisierung von Klinker

Folgende Konzentrationen wurden für Klinker angenommen (*Tabelle 9-36*):

Tabelle 9-36: Konzentationen im Klinker.

[1] Für die Studie aus Anlagen-Transferkoeffizienten berechnet (nur ersatzbrennstoffbürtig); [2] FEHRINGER et al. (1999) Gesamtkonzentrationen (Rohmaterial und gesamter Brennstoff)

Parameter	Konzentration [mg/kgTS][1]	Konzentration [mg/kgTS][2]
C	n.b.	k.A.
N	2,5	k.A.
S	140	3.500
Cl	440	430
Cd	0,44	0,5
Hg	0,02	0,2
Pb	18	35
Zn	43	216

n.b. nicht berechnet

k.A. keine Angabe

9.4.6.3 Eingangsparameter für die Modelldeponie „Baurestmassen“

Zusammensetzung von Klinker

Tabelle 9-37: Eingangskonzentrationen für die Modelldeponie „Baurestmassen“

Element	Konzentration [mg/kgTS]	Grenzwerte für Schadstoffgesamtgehalte für Baurestmassendeponien nach DeponieVO [mg/kg]
Kohlenstoff organisch	-	TOC: 30.000
Stickstoff	2,5	-
Schwefel	140	-
Chlor	440	-
Cadmium	0,44	10
Quecksilber	0,02	3
Blei	18	500
Zink	43	1.500

9.4.7 Bemerkungen zur Untertagedeponie (UTD)

Folgende zu deponierende Güter werden in der vorliegenden Studie einer untertägigen Deponierung zugeführt:

- Filterkuchen
- Schwermetallkonzentrate
- Hg-belastetes Harz aus dem RCP-Verfahren
- Sickerwasserkonzentrat

Von diesen Reststoffen fallen im System bei Betrachtung der unterschiedlichen Maßnahmenfälle jährlich excl. Sickerwasserkonzentrat zwischen 100 t („Maximum Direktdeponierung“) und 38.000 t („Maximum RCP-Verfahren“) an.

Da in Österreich bislang keine UTD existiert, werden diese Güter über die räumliche Systemgrenze ins Ausland exportiert. Dort werden sie in UTD des Typs „Salzstock“ (z. B. Herfa-Neurode oder Heilbronn) verbracht.

Untersuchungen bezüglich der Langzeitsicherheit im Rahmen von Genehmigungsverfahren derartiger UTD kommen zum Ergebnis, daß „[...] die Wirksamkeit der geologischen Barrieren [...] während der Betriebs- und Nachsorgephase bis hin zu geolgischen Zeiträumen erhalten bleibt. [...] Im Langzeitsicherheitsnachweis wurde, unter Annahme von Störfallszenarien, nachgewiesen, daß eine Gefährdung durch einen Austrag von Schadstoffen auf dem Wasserpfad als Folge von Wasser- oder Laugeneinbrüchen nicht besteht.“ (aus WEBER, 1998). Demgegenüber formuliert etwa BRASSER (1996) einen weitergehenden Forschungsbedarf in Zusammenhang mit dem Langzeitverhalten (Freisetzungsverhalten, geotechnischen Standsicherheit etc.).

Folgendes ist prinzipiell zur Problematik der UTD anzuführen:

Über „geologische Zeiträume“ ist eine Abschirmung von atmosphärischen Einflüssen prinzipiell nicht möglich. Im Falle der deutschen UTD des Typs „Salzstock“ kann festgestellt werden, daß die Salzlagerstätte selbst praktisch seit ihrer Bildung im Zechstein (vor rund 250 Millionen Jahren) kaum Kontakt mit Wasser gehabt haben kann. Durch Abbau entstandene Kavernen, die als UTD dienen, haben allerdings nur ein Alter von wenigen Jahrzehnten. Das heißt, es gibt keinerlei praktische Langzeiterfahrung in der Standsicherheit von Hohlräumen in Salzlagerstätten. Da Steinsalz ausgeprägte Kriecheigenschaften besitzt, ist anzunehmen, daß die geschaffenen Hohlräume im Laufe der Zeit wieder geschlossen werden. Durch dadurch bedingte Spannungsumlagerungen im Gebirge können prinzipiell Klüfte enstehen, die in weiterer Folge Wasserwegigkeiten darstellen könnten. Dies ist aber sehr stark von den lokalen geologischen und tektonischen Verhältnissen abhängig, sodaß hier pauschale Aussagen prinzipiell nicht möglich sind.

- Für die vorliegende Studie wird angenommen, daß über den betrachteten Zeitraum von 10.000 Jahren aus UTD keine Emissionen austreten.

9.5 Betriebswirtschaftliche Kosten der Deponierung

9.5.1 Allgemeines

Die im WRG definierten Anforderungen an die verschiedenen Deponietypen haben im Gegensatz zu früher zu einem deutlich erhöhten technischen und personellen Aufwand geführt. Die Einführung des sogenannten Altlastensanierungsbeitrags hat zu einer weiteren Kostensteigerung geführt. Die Preissituation am Markt, d.h. jene Preise, die für das Ablagern einer Tonne Müll zu zahlen sind – spiegeln dies allerdings nur zum Teil wider. Ein Überangebot an Deponievolumina - insbesondere in Deponien, die nicht der DeponieVO entsprechen oder deren technische Nachrüstung an den Stand der Technik nicht wirtschaftlich ist – drücken die Preise, da ein rasches Verfüllen ohne Investitionen in teure Adaptierungsmaßnahmen angestrebt wird. Die Nachrüstung wurde mit der WRG-Novelle erforderlich.

Die zukünftigen ALSAG-Beiträge stellen sich folgend dar (BAWP, 1998):

Massenabfalldeponie (ab 2004)	300,- ATS/t
Reststoffdeponie (ab 2004)	200,- ATS/t
Restmülldeponie (für 2001)	600,- ATS/t
Baurestmassendeponie (ab 2004)	100,- ATS/t

Im Modell wurde der Altlastensanierungsbeitrag nicht berücksichtigt, da anderenfalls der Marktpreis verzerrt würde.

Zusätzlich zum ALSAG-Beitrag für Restmüll können Zuschläge verlangt werden, wenn die Deponie nicht dem Stand der Technik entspricht. Ab dem Jahr 2004 ist die Ablagerung von unbehandeltem Restmüll nicht mehr zulässig, daher liegen auch keine Angaben zum ALSAG-Beitrag ab 2004 vor.

9.5.2 Input und Anlagengröße

Die Deponie ist ein Bauwerk mit relativ hohen Anforderungen an Infrastruktur und Personalqualität, Laborausstattung und Kontrolle, die an sich einen hohen Jahresumsatz, d.h. große Abfallmengen erforderlich machen. Dem steht jedoch die klein strukturierte Siedlungsform Österreichs entgegen. Um große Transportstrecken zu vermeiden und die Akzeptanz für den Standort bei Anrainern und Bevölkerung zu erreichen, wurden die Abfälle auf viele relativ kleine Deponien in Österreich aufgeteilt.

In dieser Studie wurde ein Deponietyp für 100.000 t/a kalkuliert, wobei größere abzulagernde Mengen durch mehrere Deponien diesen Typs abgedeckt werden. Deponien, die einige Hunderttausend Tonnen pro Jahr einbauen, wie international durchaus häufig, sind für Österreich nicht realistisch.

9.5.3 Kosten der Deponierung

Es wurde die Auswahl „minder geeigneter“ Standorte unterstellt. Das bedeutet, daß Maßnahmen zur Herstellung einer künstlichen Ersatzbarriere - wie für solche Standorte in der DeponieVO gefordert - berücksichtigt wurden.

Außenanlagen, wie Waage, Bürogebäude, Werkstatt, Garage, Tankstelle, Verkehrswege, Parkraum und Bepflanzung wurden bei der Kostenkalkulation berücksichtigt. Weiters wird davon ausgegangen, daß für Wartungs- und Kontrollzwecke der Deponiekörper allseitig mit einem 10 m freibleibenden breiten Streifen umgeben ist.

Für Büro, Waage, Werkstätte und Sozialräume werden Standardwerte, wie sie auch bei den anderen Verfahren angesetzt wurden, gewählt (ca. 1.000 m^2). Als Umzäunung dient ein Standard - Gitterzaun und Tor.

Für Maßnahmen zur Aufschließung des Grundstückes, zum Beispiel Abräumen des Oberbodens, wurden mittlere Kosten in der Rechnung berücksichtigt.

Weiters wurden die Errichtung der Basisabdichtung, der Sickerwassersammeleinrichtungen, der Bauteile und Anlagen zur Gasfassung und –verstromung (nur bei Restmüll-, Massenabfall- und Klärschlammdeponie), der Oberflächenabdichtung und letztendlich der Rekultivierungsschicht kalkuliert.

Bei der Kalkulation der Restmüll-, Massenabfall- und Klärschlammdeponie wurden Erlöse für die Verwertung des Deponiegases über einen Zeitraum von 20 Jahren berücksichtigt.

Die Dauer der Nachsorgephase wurde für „anorganische" Deponietypen mit 100 Jahren begrenzt, weill nach diesem Zeitraum im Modell ohnehin ein Versagen der technischen Abdichtungsmaßnahmen angenommen wird. Für „organische“ Deponien werden Gas- und Sickerwasserfassung 100 Jahre betrieben, danach kommt es abhängig vom Überschreiten der Grundwasser- oder Bodengrenzwert zu verschieden langen Sicherungszeiträumen (siehe Kapitel 11.3.5). Die Kosten für die Nachsorgephase stammen teils aus ANZINGER (1995), sie wurden über die betrachteten 100 Jahre mit einem Prozentsatz von 3,5 % diskontiert, teils aus Kosten für die Sicherung und Sanierung.

Die Nachsorgekosten enthalten Kosten für Personal, Instandhaltung und Analytik von Sickerwasser und Deponiegas über 100 Jahre und Sanierungskosten. Für die verschiedenen Deponien wurden dafür unterschiedliche Werte angenommen, da auch mit einem mengenmäßig unterschiedlichen Anfall zu rechnen ist.

Für Reststoff- und Baurestmassendeponien wurden den Aufwendungen entsprechend geringere Werte angesetzt.

Durchschnittswerte für die Übernahmepreise, also die gesamten betriebswirtschaftlichen Kosten zuzüglich Wagnis und Gewinn und inklusive ALSAG-Beitrag betragen in BUCHINGER (1999):

Massenabfalldeponie	ca. 1.300 ATS/t
Reststoffdeponie	keine Angabe
Restmülldeponie	ca. 1.800 ATS/t
Baurestmassendeponie	ca. 600 ATS/t

Die Kosten incl. ALSAG-Beitrag und Wagnis und Gewinn belaufen sich hingegen nach eigener Kalkulation auf:

Massenabfalldeponie	ca. 1.700 ATS/t
Reststoffdeponie	ca. 1.300 ATS/t
Restmülldeponie	ca. 2.000 ATS/t
Baurestmassendeponie	ca. 850 ATS/t
Klärschlammdeponie	ca. 1.900 ATS/t

Die Kosten ohne ALSAG-Beitrag und Wagnis und Gewinn belaufen sich nach eigener Kalkulation auf:

Massenabfalldeponie	ca. 1.300 ATS/t
Reststoffdeponie	ca. 980 ATS/t
Restmülldeponie	ca. 1.300 ATS/t
Baurestmassendeponie	ca. 680 ATS/t
Klärschlammdeponie	ca. 1.600 ATS/t

Der Unterschied in den Preisen läßt darauf schließen, daß mehrere in BUCHINGER (1999) behandelte Deponien nicht über die laut DeponieVO vorgeschriebene Deponietechnik (Sickerwassersammlung, Gasfassung) verfügen, beziehungsweise teilweise subventioniert sind und deshalb niedrigere Preise kalkulieren können. Ein direkter Vergleich ist deshalb nicht möglich. Daher wird im Modell mit den selbst abgeschätzten Kosten gerechnet, die etwas höher sind, als in der Realität. Für die Restmülldeponie im Maßnahmenfall 1 wurden um 30% geringere Kosten je Tonne angesetzt, da auf Grund der anfallenden großen Restmüllmenge Deponiegrößen von 300.000 t angenommen wurden.

Für die Untertagedeponie wurden im Modell Kosten von 4.000 ATS/t angesetzt.

9.6 Modelle zur Berechnung des Stoffaustrags aus Deponien

Im folgenden Abschnitt werden Modelle zur Berechnung des Stoffaustrags aus dem Deponiekörper beschrieben. Die in den Modellen verwendeten Parameter sollen vorgestellt und auf ihre Eignung hin untersucht werden. Abschließend sollen Möglichkeiten und Grenzen der Modelle diskutiert werden.

9.6.1 Sickerwasseraustragsmodell von BELEVI & BACCINI (1989)

9.6.1.1 Beschreibung des Modells und der Rahmenbedingungen

Ein Modell, das die kurz-, mittel- und langfristigen Emissionen von Abfällen berechnet, wurde von BELEVI & BACCINI (1989) vorgestellt (Gleichung 9-12). Sie untersuchten das Auslaugverhalten einer

Schweizer Restmülldeponie und entwickelten aufgrund von Wasser- und Stoffbilanzen über den Zeitraum von 10 Jahren (BACCINI et al., 1987) ein mathematisches Modell, welches den Stoffaustrag dieser Deponie für ausgewählte Elemente beschreibt. Mittels Auslaugtests von Abfällen aus der genannten Deponie versuchten die Autoren ebenfalls das mittel- und langfristige Verhalten der Deponie zu erfassen.

Gleichung 9-12

$$c_{(t)} = c_{(0)} * \exp(-t\frac{V * c_{(0)}}{M * m_{(0)}})$$

$c_{(t)}$	Stoffkonzentration zur Zeit t	[mg/l]
$c_{(0)}$	initiale Stoffkonzentration im Sickerwasser	[mg/l]
$m_{(0)}$	mobilisierbare/verfügbare Stoffmenge	[mg/kg]
V	Sickerwasservolumen	[l/a]
M	Masse des abgelagerten Abfalls	[kg]

Die Zeitdauer ($t_{(E)}$) bis zum Erreichen einer vorgegebenen Grenzkonzentration ($c_{(E)}$) kann über Gleichung 9-13 berechnet werden.

Gleichung 9-13

$$t_{(E)} = \frac{M * m_{(0)}}{V * c_{(0)}} * \ln\frac{c_{(0)}}{c_{(E)}}$$

$c_{(0)}$	initiale Stoffkonzentration im Sickerwasser	[mg/l]
$c_{(E)}$	Grenzwert	[mg/l]
$m_{(0)}$	mobilisierbare/ verfügbare Stoffmenge	[mg/kg]
V	Sickerwasservolumen	[l/a]
M	Masse des abgelagerten Abfalls	[kg]

Für die Voraussage der mittel- bis langfristigen Emissionen geht das Modell davon aus, daß:

- die Stoffkonzentration im Sickerwasser exponentiell abnimmt. Das heißt, die freigesetzte Stoffmenge ist eine Funktion der Stoffmenge im Reservoir.
- die Prozesse, welche für die Mobilisierung der Stoffe verantwortlich sind und damit letztlich für die Stoffkonzentration im Sickerwasser, sich über die betrachtete Zeitdauer nicht ändern.

Als einschränkende Rahmenbedingungen wird angenommen, daß:

- der pH-Wert des Sickerwassers über den betrachteten Zeitraum nicht unter einen Wert von 7 fällt
- die zeitliche Schwankung der Konzentrationen von Salzen, komplexbildenden Verbindungen etc. im Sickerwasser, die zu einer verstärkten Retention oder Mobilisierung von Stoffen führen könnte, vernachlässigt wird.

9.6.1.2 Diskussion der im Modell verwendeten Parameter

Zur Berechnung einer Stoffkonzentration im Sickerwasser zum Zeitpunkt t ($c_{(t)}$) muß neben der Sickerwassermenge (V), der Masse der deponierten Abfälle (M) und der initialen Stoffkonzentration im Sickerwasser ($c_{(0)}$) ebenfalls die verfügbare Stoffmenge ($m_{(0)}$) bekannt sein. Dieser Parameter sagt aus, welche Menge eines bestimmten Stoffes durch das Sickerwasser aus dem Abfall herausgelöst werden kann und damit letztlich zu Emissionen führt.

Die Sickerwassermenge (V), die Masse der deponierten Abfälle (M) und die initiale Stoffkonzentration im Sickerwasser ($c_{(0)}$) sind durch Messungen auf der Deponie relativ einfach bestimmbar. Die verfügbare Stoffmenge ($m_{(0)}$), das heißt diejenige Menge eines bestimmten Stoffes, die über die *gesamte Lebensdauer* aus einem Gut freigesetzt werden kann, kann nicht auf der Deponie gemessen werden; sie ist ein Wert der im Labor bestimmt wird.

9.6.1.2.1 Bestimmung der maximal verfügbaren Stoffmenge ($m_{(0)}$)

Meist wird $m_{(0)}$ für einen Stoff im Labor mittels Extraktion bestimmt. Die Untersuchung der Eluate beschränkt sich auf anorganische Stoffe wie Alkali- und Erdalkalikationen, Chlorid und in eingeschränktem Maße Schwermetalle (BRUNNER & ZIMMERLI, 1986). Die Bestimmung von $m_{(0)}$ durch Eluattests ist für alle Stoffe, die erst durch Transformationsreaktionen[55] freigesetzt werden nicht zulässig, da die Geschwindigkeit dieser Umsetzungen meistens zu langsam ist, um mit den Stunden bis maximal Tage dauernden Extraktionsversuchen brauchbare Ergebnisse zu erzielen.

Die verfügbare Menge von Schwermetallen kann über Eluattests ebenfalls nur ungenau bestimmt werden, zum einen weil auch bei den Schwermetallen chemische Reaktionen ablaufen müssen, um sie in eine lösliche Form zu überführen (Redox-Reaktionen), zum anderen ist die Löslichkeit vor allem vom pH-Wert abhängig.

Auch für die anorganischen Stoffe, deren Mobilisierung nur von physikalischen Prozessen abhängt (Alkali- und Erdalkalikationen, Chlorid), geben die Eluattests nur einen verzerrten Blick auf die wirklichen Mengen, welche über lange Zeitperioden freigesetzt werden. Dies hat folgende Gründe:

- In den letzten Jahrzehnten konnte ein Wechsel in der mengenmäßigen Zusammensetzung des Abfalls beobachtet werden. In den heutigen Deponien finden sich immer mehr Güter und Stoffe, welche in dieser Form bis vor kurzer Zeit nicht abgelagert wurden (z. B. Kunststoffe, Chemikalien wie Farben, Öle, Lacke etc.). Von diesen Materialien ist der Alterungsprozeß, d.h. in diesem Zusammenhang die Freisetzungsrate von Stoffen, und damit ihr langfristiges Verhalten in der Deponie unbekannt.
- Mit der Einführung neuer Vorbehandlungsmethoden für Abfälle (Abfallverbrennung, mechanisch-biologische Behandlung) entstanden ebenfalls neue Produkte (Schlacken, Filterstäube, Rotterestoff), welche auf der Deponie kurz-, mittel- und langfristig ein anderes Verhalten zeigen als unbehandelte Abfälle.
- Einfluß der Zeit: Alle Eluattests basieren auf einer Extraktion über Stunden, Tage, maximal Monate. Die Mobilisierungsprozesse gehen über Jahrhunderte und Jahrtausende. BELEVI et al. (1994) weisen daher ausdrücklich darauf hin, daß die verfügbare Stoffmenge, welche in ihrer Arbeit bestimmt wurde, *nicht* als gesamte mobilisierbare Menge verstanden werden dürfe.

[55] Dazu gehört vor allem C_{org}; organischer Kohlenstoff tritt in größeren Mengen im Sickerwasser erst nach der biochemischen Umsetzung durch Mikroorganismen auf. Die Geschwindigkeit des Abbaus ist von der Art der organischen Verbindungen abhängig. Er kann von einigen Jahren bis zu Jahrtausenden dauern. Ein weiteres Beispiel ist Schwefel, das als Sulfat im Sickerwasser auftritt, in der Deponie z.T. als Sulfid vorliegt und erst nach einer Oxidation verfügbar ist. Dieselbe Problematik betrifft den Stickstoff.

Die maximale Verfügbarkeit wird in der Praxis nach verschiedenen Methoden ermittelt (z. B. NEN 7341, 1992, in BUWAL, 1995; VAN DER SLOOT et al., 1994; BELEVI & BACCINI, 1989; BELEVI et al., 1994). Grundsätzlich kann man zwei Arten unterscheiden die Verfügbarkeit zu bestimmen:

1. Extraktion mit destilliertem Wasser (pH 7); im Eluat stellt sich durch die in der Probe vorhandene Pufferkapazität ein leicht basischer pH-Wert ein. Dadurch werden Schwermetalle nur in geringem Maße gelöst.

2. Extraktion mit Säuren: Es wird soviel Säure zugegeben, bis sich der pH-Wert des Eluates auf einen Wert von 4 einstellt. Die Alkalinität (Pufferkapazität bis pH 7) der Probe wird so aufgezehrt. Schwermetalle, die an der Probenoberfläche adsorbiert und nicht chemisch in die Matrix eingebunden sind können nun mobilisiert werden (Availability-Test).

Die Wahl der Methode spiegelt immer eine bestimmte Erwartung der Autoren wider. So wird im Bericht des BUWAL (1995) nach der niederländischen Vorschrift (NEN 7341; 1992) das Auswaschungspotential bei pH 4 bestimmt. Anders bei BELEVI & BACCINI (1989). Sie gehen davon aus, daß der pH-Wert des Deponiekörpers für den in ihrer Arbeit betrachteten Zeitraum nicht unter den Wert von 7 fällt und bestimmen die verfügbare Stoffmenge durch Extraktion mit destilliertem Wasser. Die Wahl der Versuchsbedingungen und Parameter (Korngröße, Volumen des Extraktionsmittels, pH-Wert, Extraktionsdauer) wirkt sich entscheidend auf die Größe des Auswaschungspotentials aus. Im allgemeinen kann angenommen werden, daß das Potential mit kleiner werdender Korngröße, tieferem pH-Wert, größerem Volumen des Extraktionsmittels und längerer Extraktionsdauer ansteigt.

Diese Unsicherheit bei der Bestimmung der verfügbaren Menge ($m_{(0)}$) wirkt sich gravierend auf die Berechnung der Konzentration zu einem beliebigen Zeitpunkt ($c_{(t)}$) und auf die Berechnung der Dauer ($t_{(E)}$) aus, welche bis zum Erreichen einer bestimmten Konzentration (z. B. die geogene Konzentration, Grenzwert des Gesetzgebers) notwendig ist. Je größer das Auswaschungspotential, desto höher ist die Konzentration dieses Stoffes zu einer bestimmten Zeit ($c_{(t)}$) und desto länger dauert es, bis ein bestimmter Grenzwert erreicht ist.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß mit den gängigen Methoden zur Bestimmung der verfügbaren Stoffmenge kein umfassendes Bild des Langzeitverhaltens eines Abfallstoffes gegeben werden kann. Eine ausführlichere Diskussion dieses Themas findet sich in BRUNNER & ZIMMERLI (1986). Die gemessenen Werte aus der Literatur können einen Anhaltspunkt geben, sie müssen aber sicher diskutiert werden. Zudem sollte versucht werden den begangenen Fehler abzuschätzen.

→ Im Hinblick darauf, daß $m_{(0)}$ an gemahlenen Proben bestimmt wird, sind die gefundenen Werte vermutlich zu hoch, da nicht davon ausgegangen werden kann, daß alle in der Abfallmatrix „eingeschlossenen“ Stoffe wirklich freigesetzt werden, was zu einer Überschätzung der Dauer der Nachsorgephase führt

→ Die Bestimmung von $m_{(0)}$ erfaßt hauptsächlich die schwach gebunden Anteil von Stoffgruppen (z. B. Schwermetalle), welche leicht löslich sind. Der stärker gebundene Anteil der Metalle wird nicht erfaßt, dürfte aber während der langen betrachteten Zeitdauer über Verwitterungsreaktionen trotzdem im Sickerwasser erscheinen, was zu einer Unterschätzung der Dauer der Nachsorgephase führt.

9.6.1.3 Möglichkeiten und Grenzen des Modells nach Belevi & Baccini

Unter den oben beschriebenen Voraussetzungen ist mit diesem Modell nach der Aussage von BELEVI & BACCINI (1989) der Stoffaustrag über das Sickerwasser für einen Zeitabschnitt von 10^1 bis maximal 10^3 Jahren abschätzbar.

Voraussetzung ist aber, daß der maximale Stoffaustrag zum Zeitpunkt t = 0 auftritt. Dies kann in erster Näherung vor allem für leicht lösliche Salze (z. B. Chloride oder Sulfate mit Alkali- oder Erdalkalimetallkationen) angenommen werden. Zur Beschreibung der Emission von Stoffen oder Stoffgruppen, wel-

che nach der Ablagerung der Güter durch chemische oder physikalische Prozesse immobilisiert sind und erst nach einer bestimmten Dauer freigesetzt werden, (z. B. Schwermetalle vergl. *Abschnitt 9.2*) ist das Modell ungeeignet.

9.6.2 Sickerwasseraustragsmodell von KRUSE (1995)

9.6.2.1 Beschreibung des Modells und der Rahmenbedingungen

Ein dem Modell von BELEVI & BACCINI (1989; siehe 9.6.1) ähnliches Modell wurde von KRUSE (1994; 1995) zum Zwecke der Abschätzung von Nachsorgezeiträumen entwickelt (Gleichung 9-14). Die Konzentration eines Stoffes zum Zeitpunkt t kann demnach mit nachstehender Gleichung beschrieben werden:

Gleichung 9-14

$$c_{(t)} = m_{(0)} * \exp(-k * t) * y * \frac{h}{q}$$

$c_{(t)}$	Stoffkonzentration zur Zeit t	[mg/l]
$m_{(0)}$	anfängliche Mobilisierungsrate	[mg/(kg*d)]
k	Zerfallskonstante	[1/d]
y	Trockendichte	[kgTS/m³]
h	Deponiehöhe	[m]
q	Sickerwasserspende	[l/(m²*d)]

Für die Zerfallskonstante k gilt folgende Beziehung:

Gleichung 9-15

$$T_{1/2}\ (\text{Halbwertszeit}) = \frac{\ln 2}{k}$$

Die Zerfallskonstante k wird praktisch aufgrund folgender Beziehung berechnet:

Gleichung 9-16

$$k = \frac{m_0}{M_{pot}}$$

$m_{(0)}$	anfängliche Mobilisierungsrate	[mg/(kg*d)]
M_{pot}	langfristig mobilisierbares Stoffpotential	[mg/kg]

Die Zeitdauer ($t_{(E)}$) bis zum Erreichen einer vorgegebenen Grenzkonzentration ($c_{(E)}$) kann über Gleichung 9-17 und Gleichung 9-18 ermittelt werden.

Gleichung 9-17

$$t_{(E)} = \frac{1}{k} * \ln \frac{c_{(0)}}{c_{(E)}} \qquad \text{und}$$

Gleichung 9-18

$$c_{(0)} = m_{(0)} * \frac{y}{q} * h$$

$c_{(0)}$	Anfangskonzentration	[mg/l]
$m_{(0)}$	anfängliche Mobilisierungsrate	[mg/(kg*d)]
k	Zerfallskonstante	[1/d]
y	Trockendichte	[kgTS/m³]
h	Deponiehöhe	[m]
q	Sickerwasserspende	[l/(m²*d)]

Die Parameter $c_{(0)}$ (abhängig von der Deponiehöhe), $m_{(0)}$ (unabhängig von der Deponiehöhe) und M_{pot} wurden an Versuchsreaktoren im Labor ermittelt, wodurch sich dieselben Voraussetzungen und Einschränkungen wie bei dem Modell von BELEVI & BACCINI (1989) ergeben.

9.6.3 Modell EKESA (AGW, 1992)

Der Ansatz aus der Studie EKESA ("Emissionsabschätzung für Kehrichtschlacke“; AGW, 1992) stellt kein Modell im eigentlichen Sinn dar, sondern bietet anhand von Löslichkeitsberechnungen Anhaltspunkte über Emissionen. Im Rahmen der Studie erfolgt eine Abschätzung des Stoffaustrages aus MVA-Schlackemonodeponien über den Sickerwasserpfad [56]. Folgende einschränkende Rahmenbedingungen wurden dazu festgelegt:

- Ungehinderter Kontakt der Schlacke mit Bodenluft und Sickerwasser
- Keine Behinderung des Sickerwasserzutritts durch Barrieren
- Vollständige Drainage des Sickerwassers (kein Rückstau)
- Gleichmäßige Durchsickerung des Schlackenkörpers
- Keine anaeroben Bereiche

Ausgehend davon werden drei Phasen der Sickerwasserentwicklung unterschieden:

Phase 1

"Wash-off" mit hohen Konzentrationen an Sulfat und Chlorid; Karbonatisierung großer Anteile des in der Schlacke vorhandenen Calciums

Dauer: Jahrzehnte

Ende: Abklingen der Sulfat- und Chloridkonzentrationen auf durchschnittliche Grundwasserwerte

Phase 2

Abbau des Carbonatpuffers durch Austrag des Calciums

Dauer: Jahrtausende

Ende: Entleerung des Carbonatpuffers; pH-Wert < 7

[56] Dieses Modell wurde in der Arbeit von FÖRSTNER & HIRSCHMANN (1997) in einigen Punkten überarbeitet, die aber für die Abschätzung der Sickerwasserkonzentrationen ohne Belang sind.

Phase 3

Schwermetallaustrag im sauren Milieu

Dauer: unbekannt

In Tabelle 9-38 ist eine Abschätzung der aus diesen Phasen unter Heranziehung von Löslichkeitsberechnungen zu erwartenden Emissionen zusammengestellt.

Tabelle 9-38: Abschätzung der Sickerwasserkonzentrationen ausgewählter Elemente in den einzelnen Emissionsphasen in mg/l (nach AGW, 1992)

	Phase 1	Phase 2	Phase 3
pH	> 8,3	7,3-8,3	≤ 5-6
Ca	≥ 16-60	16-60	< 16
Cl	100-5.000	< 100	< 100
SO_4	100-5.000	< 100	< 100
Pb	≤ 0,3	≤ 0,006	n.b.
Zn	≤ 0,1	≤ 0,5	n.b.
Cd	≤ 0,03	≤ 0,06	n.b.
Cu	≤ 3	≤ 0,5	n.b.
Dauer	Jahrzehnte	Jahrtausende	?

n.b. nicht berechnet, da mit sehr hohen Konzentrationen zu rechnen ist, deren Bestimmung über Löslichkeitsberechnungen nicht sinnvoll erscheint.

9.6.4 Gasaustragsmodelle

In der Literatur werden verschiedenste Modelle zur Berechnung der Deponiegasbildungsrate vorgestellt. In BAUMELER et al. (1998) sind die wichtigsten Modellansätze zusammengestellt und diskutiert. Der von BAUMELER et al. (1998) verwendete Ansatz zur Berechnung der Deponiegasbildungsrate beruht auf einem Modell von MARTICORENA et al. (1993). Dieses Modell (*Gleichung 9-19*) geht von einem anfänglichen maximalen Deponiegasbildungspotential ($MP_{(0)}$)[57] des einzubauenden Abfalls aus. Die freigesetzte Menge an Deponiegas ($MP_{(t)}$) ist eine Funktion des initialen Deponiegasbildungspotentials ($MP_{(0)}$), der Zeit (t) und der Geschwindigkeitskonstante für den Abbau der Abfälle (k_i). Ein wesentlicher Vorteil dieses Modells gegenüber anderen besteht darin, daß es der detaillierten Aufschlüsselung des Restmülls bezüglich Art, Menge, Halbwertszeit der Komponenten und Kohlenstoffgehalt Rechnung trägt.

Gleichung 9-19

$$MP_{(t)} = MP_{(0i)} * e^{-(t/k_i)}$$

MP(0i)	Deponiegasbildungspotential	[m^3/t]
MP(t)	Deponiegasbildungspotential zur Zeit t	[m^3/t]
k_i	Geschwindigkeitskonstante	[a^{-1}]

Das Modell wurde in der Methanstudie (BAUMELER et al., 1998) wie folgt modifiziert:

- Der im Modell nicht berücksichtigte Kohlenstoffaustrag über das Sickerwasser wird nach BELEVI (1995) mit 0,15 % des Gesamtkohlenstoffs im deponierten Abfall angenommen.

[57] Deponiegasbildungspotential ($MP_{(0)}$): die auf Grund des Kohlenstoffgehaltes maximal bildbare Deponiegasmenge. Diese Größe ist nicht zeitgebunden.

- Die Abfälle, bzw. die Komponenten von gemischten Abfällen werden je nach ihrer Halbwertszeit[58] in drei Kategorien eingeteilt: leicht abbaubare ($t_{1/2}$ = 5 -25 a; Grünabfälle, Karton); schwer abbaubare ($t_{1/2}$ = 25 - 100 a; Holz, Textilien) und sehr schwer abbaubare Komponenten ($t_{1/2}$ = 1.000 - 5.000 a; Kunststoffe, Gummi). Die Halbwertszeiten der einzelnen Abfälle sind einer Zusammenstellung in EHRIG (1991) entnommen. Die Halbwertszeit für sehr schwer abbaubare Abfälle (Mineralölprodukte, Kunststoffe) wurde abgeschätzt.
- Aus der Masse der Abfälle und deren Halbwertszeit wird eine gewichtete Halbwertszeit der Gesamtfraktion errechnet. Aus der gewichteten Halbwertszeit werden für die drei Zeitperioden die Geschwindigkeitskonstanten berechnet (Gleichung 9-20).
- Abfälle, die aus verschiedenen Bestandteilen (z. B. Restmüll) aufgebaut sind, werden soweit möglich in Komponenten aufgeteilt.
- Für Holz wird angenommen, daß es zu 70 % aus schwer abbaubarer Zellulose, zu 30 % aus sehr schwer abbaubarem Lignin besteht, stabilisierte Schlämme zu 44 % aus leicht abbaubarer Biomasse zu 56 % aus sehr schwer abbaubaren Huminstoffen und mineralischen Bestandteilen.

Gleichung 9-20

$$k_i = \frac{-\ln(0{,}5)}{t_{1/2}}$$

k_i	Geschwindigkeitskonstante	[a^{-1}]
$t_{1/2}$	Halbwertszeit	[a]

9.7 Beschreibung der verwendeten Emissionsmodelle

Zur Berechnung der kurz-, mittel- und langfristigen Emissionen aus Abfalldeponien wird von Emissionsschemata ausgegangen, die die Qualität der Emissionen beschreiben und in deren Rahmen dann die eigentlichen Austragsmodelle zur Anwendung kommen. Ein Schema ist für „organische“, eines für „anorganische“ Deponietypen charakteristisch.

9.7.1 Emissionsschemata

Die beiden Emissionsschemata beziehen sich jeweils auf die betrachteten 8 Elemente, deren für das Emissionsgeschehen wichtigsten Verbindungen und auf relevante Reaktionen der Verbindungen untereinander. Sie beschreiben die qualitative Entwicklung der Emissionen über die Zeit. Reaktionen sind jeweils mit einem dicken Doppelpfeil, andere Prozesse mit einem dünneren Einfachpfeil gekennzeichnet.

Das Emissionsschema für „organische“ Deponietypen (*Abbildung 9-14*) kann als typisch für die betrachteten Deponietypen „Restmülldeponie“, „Rotteresteoffdeponie“ und „Klärschlammdeponie“ gelten, das Schema „anorganische“ Deponietypen (Abbildung 9-16) für „MVA-Schlackedeponie“, „RCP-Reststoffdeponie“ und „Deponie für Aschen und Schlacken der Wirbelschicht“.

[58] Marticorena et al. (1993) verwenden in ihrer Publikation als kinetischen Parameter zur Berechnung des Deponiegasbildungspotentials die Lebensdauer (waste life duration). Dieser ungewöhnliche Parameter wurde durch die Halbwertszeit, welche üblicherweise für kinetische Berechnungen verwendet wird, ersetzt.

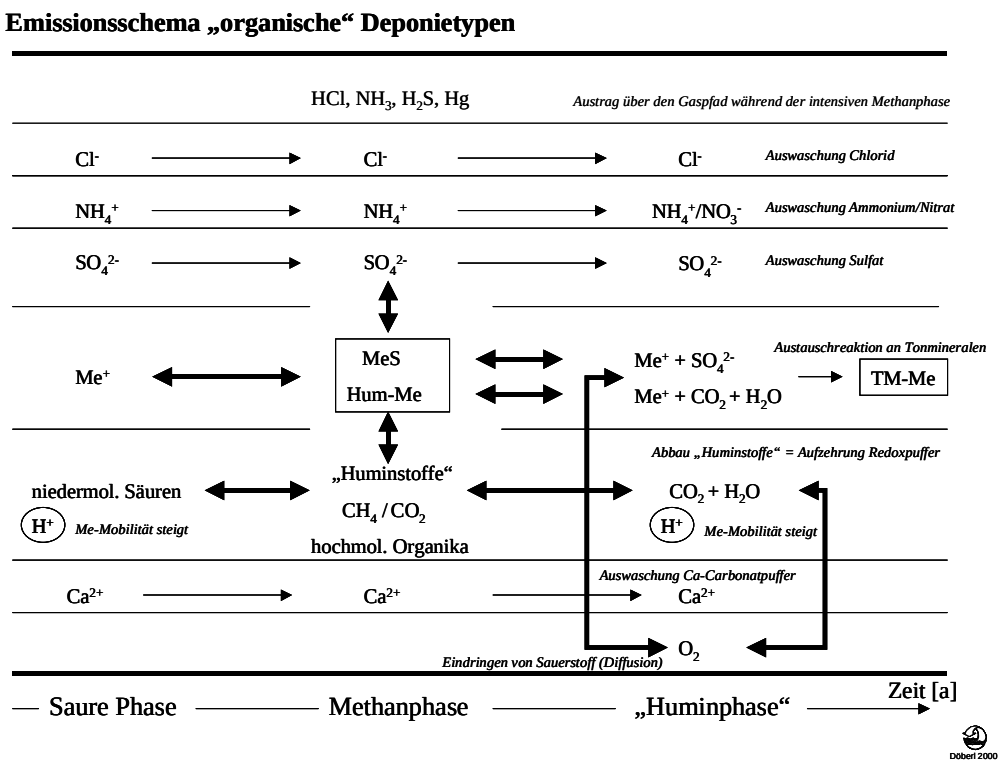


Abbildung 9-14: Emissionsschema für „organische“ Deponietypen. Doppelpfeil: Reaktionen; Einfachpfeil: andere Prozesse; Me=Metalle; Hum=“Huminstoffe“

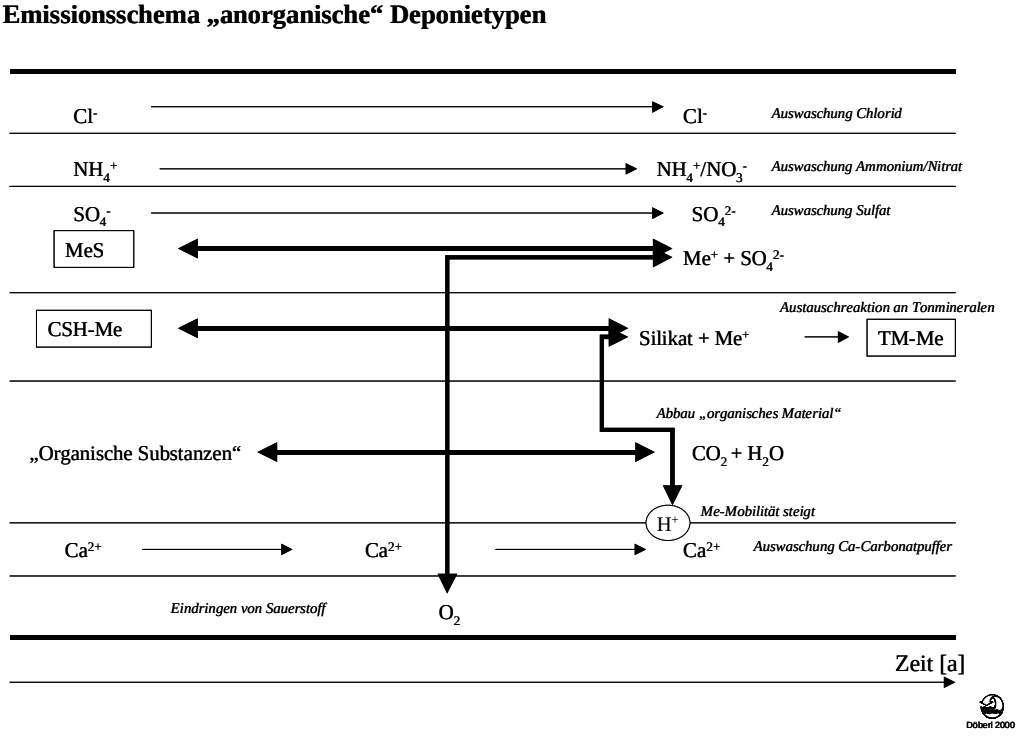


Abbildung 9-15: Emissionsschema für „anorganische“ Deponietypen. Doppelpfeil: Reaktionen; Einfachpfeil: andere Prozesse

9.7.1.1 Emissionsschema „organische“ Deponietypen

Als wesentliche, das Emissionsgeschehen steuernde Reaktionen und Prozesse in Deponietypen mit hohem organischen Anteil können folgende angeführt werden:

- Auswaschprozesse von Chlor als Chlorid, von Stickstoff als Ammonium bzw. Nitrit (später, unter aeroben Bedingungen, als Nitrat) und vom nicht als Sulfid gebundenen Schwefel als Sulfat [59]
- Bildung von immobilen „organischen Metall-Komplexen“ (Hum-Me)
- Bildung im anoxischen Milieu sehr schwer löslicher Metallsulfide (MeS)
- Kurzfristige biochemische Reaktionen (Bildung von Deponiegas, hohe CSB-Belastungen im Sickerwaser)
- Langfristige Mineralisierung schwer abbaubarer organischer Substanzen („Huminstoffe“)
- Eindringen von Luftsauerstoff (Schlüsselprozeß für langfristige Betrachtungen)
- Oxidation der „organischen Metall-Komplexe“ und der Sulfide durch eindringenden Luftsauerstoff; dadurch Freisetzung der gebundenen Metalle und erneuter Sulfataustrag sowie schnellerer Abbau der Restorganik unter aeroben Bedingungen.
- Austauschreaktionen der freigesetzten (Schwer)metalle an Tonmineralen der Basisdichtung und der geologischen Barriere, dadurch Anreicherung von Schwermetallen im Boden.
- Auswaschung des Carbonatpuffers (in „organischen“ Deponien von sehr untergeordneter Bedeutung)

Die Dauer der durch den Abbau organischen Materials bedingten Emissionsphasen „organischer“ Deponien wurde wie folgt festgelegt (Ableitung siehe 9.7.2):

Saure Phase (Phase I; anaerob):	Jahr 1 - 5
Methanphase (Phase II anaerob):	Jahr 6 – 600
Intensive Methanphase (Phase IIa; anaerob):	Jahr 6 – 20
Ausklingphase (Phase IIb; anaerob):	Jahr 21 - 600
„Huminphase“ (aerob):	Jahr 601 – 10.000

Die anfängliche aerobe Phase wurde vernachlässigt.

9.7.1.2 Emissionsschema „anorganische“ Deponietypen

In „anorganischen“ Deponietypen können ähnliche Reaktionen und Prozesse für das Emissionsgeschehen als wesentlich identifiziert werden:

- Auswaschprozesse von Chlor als Chlorid, von Stickstoff als Ammonium bzw. Nitrit (später, unter aeroben Bedingungen, als Nitrat) und vom nicht als Sulfid gebundenen Schwefel als Sulfat
- Bildung von immobilen Schwermetallsilikaten (CSH-Me)
- Bildung im anoxischen Milieu sehr schwer löslicher Metallsulfide (MeS)

[59] Schwefel wird auch unter den in einer „organischen“ Deponie in der Methanphase herrschenden Milieubedingungen (pH um 8; Eh um –400 mV) in Form von Sulfat emittiert. Ausnahme: Bei Anwesenheit von Metallen fallen unter diesen Bedingungen Sulfide aus (vgl. HEM, 1985).

- Eindringen von Luftsauerstoff
- Oxidation der Sulfide durch eindringenden Luftsauerstoff; dadurch Freisetzung der gebundenen Metalle und Austrag des freiwerdenden Schwefels als Sulfat
- Austauschreaktionen der freigesetzten (Schwer)metalle an Tonmineralen der Basisdichtung und der geologischen Barriere, dadurch Anreicherung von Schwermetallen im Boden.
- Auswaschung des Carbonatpuffers (Schlüsselprozeß für langfristige Betrachtungen in „anorganischen“ Deponietypen, da das System hauptsächlich durch Calciumcarbonat gepuffert wird); dadurch Absenkung des pH-Wertes und Mobilisierung von Schwermetallen

Die durch wechselnde physiko-chemische Ablagerungsbedingungen bedingten und vor allem für den Schwermetallaustrag relevanten Phasen wurden wie folgt festgelegt (Ableitung siehe 9.7.2):

Carbonatisierung (Phase I):	Jahr 1 – 30
Abbau des Carbonatpuffers (Phase II)	Jahr 31 – 5.000
« Saure Phase » (Phase III)	Jahr 5.001 – 10.000

9.7.2 Auswahl und Anwendung der Austragsmodelle

Aufbauend auf die Emissionsschemata wurden auf die einzelnen Modell-Monodeponien zur Quantifizierung der Emissionen Austragsmodelle angewandt.

Für den Sickerwasseraustrag wurde das in Abschnitt 9.6.1 beschriebene Modell von BELEVI & BACCINI (1989) herangezogen und adaptiert. Für die Berechnung der Emissionen aus „organischen“ Deponietypen wurde dieses Modell mit dem von BAUMELER et al. (1998) modifizierten Gasaustragsmodell nach MARTICORENA et al. (1993) gekoppelt.

9.7.2.1 Anmerkungen zur Anwendung des Gasaustragsmodells in der Studie [60]

Das Gasaustragsmodell kommt – wie bereits erwähnt – nur bei „organischen“, also gasproduzierenden Deponietypen zur Anwendung. Die Gasbildung setzt nach der sauren Phase ein, deren Dauer mit fünf Jahren begrenzt wurde (Jahre 1 bis 5).

Das Modell von BAUMELER et al. (1998) wurde insoferne weiterentwickelt, als daß in Anlehnung an NEUMAYER (1999) von einer Aufteilung der einzelnen Abfälle (Restmüll, Rotteresstoff und Klärschlamm) in ihre organischen („gasproduzierenden“) Anteile ausgegangen wird (siehe Tabelle 9-28 und Tabelle 9-33). Den jeweiligen Verbindungen wurde eine Halbwertszeit zugeordnet, anschließend wurden sie in Gruppen für leicht, schwer und sehr schwer abbaubare Substanzen zusammengefaßt. Für jede Gruppe wurde über eine gewichtete Halbwertszeit die Geschwindigkeitskonstante k berechnet. Parallel dazu diente die Aufschlüsselung in einzelne organische Verbindungen der Berechnung des Kohlenstoffgehaltes und des Gasbildungspotentiales ($MP_{(0)}$) der Abfälle (siehe Anhang). Aus dem Gasbildungspotential und der Geschwindigkeitskonstante wurde aus Gleichung 9-19 das jeweilige Gasbildungspotential zur Zeit t berechnet, die emittierte Menge zum Zeitpunkt t ergibt sich aus der Differenz von $MP_{(0)}$ minus $MP_{(t)}$.

Der Transferkoeffizient von Kohlenstoff ins Sickerwasser wurde nach BELEVI & BACCINI (1989) für anaerobe Bedingungen mit 0,0015 angenommen. Dieser Anteil wurde jeweils an ein Sickerwasseraustragsmodell weitergegeben, in dem auf dieselbe Weise wie beim Gas über das „Sickerwasseremissionspotential“ (SP) die TOC-Emissionen berechnet wurden. Die Umrechnung in CSB-Werte er-

[60] Sämtliche Eingangswerte in das Modell sind in den Berechnungstabellen (siehe Anhang) mit dem entsprechenden Literaturzitat versehen.

folgte nach EHRIG (1989) – CSB:TOC = 2,9 für die saure Phase und CSB:TOC = 2,15 für die Methanphase.

Der Zeitraum bis zur Etablierung aerober Verhältnisse wurde nach BOZKURT (1998) mit 600 Jahren angenommen. Ab diesem Zeitpunkt wird nur mehr Kohlendioxid produziert, der Transferkoeffizient von Kohlenstoff in die Wasserphase erhöht sich in Anlehnung an SCHACHTSCHABEL et al. (1998) auf 0,05. Das CO_2-Bildungspotential wurde nach LUCISANO & BOZKURT (1998) mit 1.250 m³ pro Tonne Ausgangsmaterial festgelegt. Die „Abbaugeschwindigkeit" organischen Materials wurde für aerobe Bedingungen – im Vergleich zu anaeroben Bedingungen - um den Faktor 5 erhöht.

Die Emission klimarelevanten Kohlendioxids ist auf den Abbau nicht biogener Kohlenstoffverbindungen (Kunststoffe) zurückzuführen, deren Halbwertszeit nach BAUMELER et al. (1998) mit 5.000 Jahren festgelegt wurde.

Solange das Gassammel- und Verwertungssystem intakt ist (die ersten 100 Jahre), reduziert sich die in die Atmosphäre emittierte Gasmenge um den erfaßten Anteil (50%). Zusätzlich wird der Abbau von Methan in der Rekultivierungsschicht der Deponien über den Zeitraum der Methanproduktion (die ersten 600 Jahre) berücksichtigt (10 %; Details siehe Abschnitt 9.3.6.2).

Bei allen „organischen" Deponietypen wurden Emissionen der Elemente Cl (als HCl), N (als NH_3), S (als H_2S) und Hg für die intensive Methanphase (Jahre 5 bis 20 ab dem Zeitpunkt der Deponierung) berücksichtigt. Zusätzlich wurden bei Restmülldeponien während der intensiven Methanphase FCKW-Emissionen von in Summe 10 g pro Tonne in die Rechnung ein.

9.7.2.2 Anmerkungen zur Anwendung des Sickerwasseraustragsmodells in der Studie

Allgemeines

Die Berechnung der Nichtmetall-Emissionen über den Sickerwasserpfad erfolgte für alle Modelldeponien mit dem Modell von BELEVI & BACCINI (1989). Für die Berechnung der Schwermetallausträge eignet sich das Modell, wie schon in Abschnitt 9.6.1.3 erörtert, nicht. Selbst beim „Hintereinanderanwenden" für die einzelnen, durch den Wechsel in den Milieubedingungen bedingten Phasen erwies sich das Modell als zu unsensibel. Daher wurde der Schwermetallaustrag in Anlehnung an den Ansatz aus AGW (1992) modelliert, d.h. es herrscht ein konstanter Schwermetallaustrag in der jeweiligen Phase vor (siehe Abschnitt 9.6.3). Die Höhe der Emissionen ist für „anorganische" Deponien an AGW (1992) angelehnt für „organische" an verschiedenste Literaturzitate (Tabelle 9-39).

Für die mit dem Sickerwasser ausgetragenen Schwermetalle wird angenommen, daß sie in weiterer Folge an den Tonmineralen der mineralischen Basisdichtung und der geologischen Barriere durch Ionenaustausch dauerhaft fixiert werden. Berücksichtigt wird eine Konkurrenzierung durch andere Kationen (Alkali- und Erdalkalimetalle) und damit eine Verminderung der Schwermetallaustauschkapazität, die mit 40% der KAK angenommen wird (Details siehe Abschnitte 9.3.3. und 9.3.5). Die durch diese Immobilisierung bedingte Konzentrierung im „Boden" unterhalb der Deponie wird jeweils in Zeitschnitten berechnet.

Da in den ersten hundert Jahren die Oberflächenabdeckung als weitgehend intakt angenommen wird, reduziert sich in diesem Zeitraum die Sickerwassermenge bei Deponien mit einer höheren Durchlässigkeit als 1,0E-08 m/s auf 80 % der Differenz aus Niederschlag minus Evapotranspiration. Danach wurden 100% der klimatischen Wasserbilanz angesetzt. Für Deponien mit geringeren Durchlässigkeiten wurde der Sickerwasseranfall über den gesamten Betrachtungszeitraum mit 60 % der klimatischen Wasserbilanz angenommmen (siehe dazu HUBER, 1995; SPAUN, 1995; DÖBERL & LAHNER, 2000).

Für die Basisabdichtung und das Sickerwassersammelsystem wird ebenfalls eine Lebensdauer von 100 Jahren angesetzt. Während dieser Zeit gelangen die Sickerwasserfrachten weder in den Untergrund noch in das Grundwasser. Das gereinigte Sickerwasser wird in ein fließendes Oberflächenge-

wässer eingeleitet. Die Restkonzentrationen im Permeat wurden berechnet, sie unterschreiten in allen Fällen die Emissionsgrenzwerte.

Im folgenden einige Anmerkungen, die sich nur auf den jeweiligen Deponietyp beziehen.

„Organische" Deponietypen

Das Modell von BELEVI & BACCINI (1989) wäre eigentlich nur bei konstanter Abfallmasse, also bei „organischen" Deponietypen erst nach der intensiven Methanphase anwendbar. Daher wurde es für die Studie adaptiert. Für die saure Phase und die Phase der intensiven Methanbildung (Jahre 1 bis 20) geht die Anfangsmasse der Abfälle sowie die Anfangskonzentration (in Tabelle 9-39 Wert der Phase I) ein. Das Literaturzitat daneben weist jeweils auf die Quelle des Wertes hin, der gemessenen Werten an realen Deponien entspricht. Die mobilisierbare Menge ($m_{(0)max}$) entspricht in den ersten 20 Jahren der maximal austragbaren Menge abzüglich der durch das Gas ausgetragenen Menge des entsprechenden Elementes bzw. der Verbindung. Da die Angaben über das maximale Mobilisierungspotential eines Elementes in der Literatur weit gestreut sind, wurde jeweils eine Maximal- ($m(0)_{max}$ meistens 100% nach ZIMMERMANN et al., 1996) und eine Minimalvariante ($m(0)_{min}$ nach Availability-Tests von BELEVI & BACCINI, 1989 oder VAN DER SLOOT et al., 1994) berechnet.

Nach der Beendigung der intensiven Methanphase wurde der Transferkoeffizient aller Elemente mit Ausnahme des Kohlenstoffs ins Sickerwasser mit 1 angenommen. Als Anfangskonzentration ins Sickerwasser geht nunmehr der Wert unter Phase II in die Formel ein. Weiters wurde der hauptsächlich durch den Gasaustrag bedingte Massenverlust sowohl in der Eingangsgröße „Abfallmasse nach 20 Jahren" als auch in den Eingangsgrößen „$m_{(0)}$" berücksichtigt. Diese Adaptionen bedingen auch die „Knicke" in den Emissionskurven nach jeweils 20 Jahren. Für die mittel- bis langfristige Betrachtung erscheint dies jedoch unerheblich.

Der Schlüsselprozeß für langfristige Betrachtungen ist bei „organischen" Deponietypen das Eindringen von Luftsauerstoff. Der Etablierung aerober Verhältnisse nach 600 Jahren wurde dadurch Rechnung getragen, daß im Falle von Stickstoff nunmehr Nitrat an die Stelle von Ammonium und Nitrit als emittierte Spezies tritt. Im Falle von Schwefel wird auch der vorher in Metallsulfiden gebundene Anteil verfügbar. Natürlich ändern sich auch die Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser (siehe Werte unter Phase III).

Die Modellierung des Kohlenstoffhaushaltes wurde bereits im vorigen Abschnitt vorgestellt.

„Anorganische" Deponietypen

Bei der langfristigen Betrachtung „anorganischer" Deponietypen kann die Auswaschung bzw. Aufzehrung des Carbonatpuffers als Schlüsselprozeß bezeichnet werden. In AGW (1992) wird dies durch linearen Austrag von Calcium simuliert. Die Ca-Konzentration ergibt sich unter Annahme von Gleichgewichtsbedingungen für das System aus dem Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht und liegt je nach angesetztem Kohlendioxidpartialdruck im System zwischen 16 und 60 mg/l. Diese geringe Konzentration steht in Widerspruch zu den „Schüttelversuchen" derselben Autoren, die Werte zwischen 225 und 400 mg Ca/l ergeben. ZIMMERMANN et al. (1996) geben Meßwerte an Schlackenkompartimenten zwischen 60 und 600 mg Ca/l (Mittelwert 400 mg/l) an, was den Schluß nahelegt, daß in realen Deponien nicht zwangsläufig Geleichgewichtszustände herrschen. In natürlichen Systemen, wie Grundwasserkörpern, sind unter Anwesenheit von Gips [61] und hohen Chloridkonzentrationen Ca-Konzentrationen von rund 250 mg/l charakteristisch (MATTHESS, 1990). Diese 250 mg Ca/l wurden auch als Eingangskonzentration angesetzt. Der Pufferabbau wurde in Anlehnung an AGW (1992) durch linearen Austrag des Calciums (Gesamtgehalt in MVA-Schlacken: 120.000 mg/kg TS) unter Annahme eines 30%igen Carbonatisierungsgrades der Schlacke berechnet. Für die 15 m hohen Schlacke-Modelldeponien ergibt sich demnach beim entsprechenden Sickerwasseranfall im Modell ein Zeitraum von rund

[61] AGW bestätigen die Anwesenheit von relevanten Gipsmengen indirekt, da die Sulfatkonzentrationen über die Gipslöslichkeit berechnet wurde.

5.000 Jahren bis zum vollständigen Abbau der Pufferkapazität. Aus dem Abbau der Pufferkapazität resultieren höhere Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser (siehe Werte Phase III). Für die zementstabilisierten Schlacken wurde angenommen, daß der betrachtete Zeitraum nicht ausreicht, um die Pufferkapazität vollständig zu erschöpfen.

In Tabelle 9-39 sind die in die Modelle eingehenden Transferkoeffizienten, Anfangs- und Eingangskonzentrationen für die betrachteten Elemente zusammengefaßt:

Tabelle 9-39: Eingangsdaten für die Modellberechnungen

Restmülldeponie															
	Konzentration	TK Gas (Jahr 5-20)	TK	Phase I	Zitat I	Phase IIa	Zitat IIa	Phase IIb	Zitat IIb	Phase III	Zitat III	m(0) max	max	m(0) min	min
	[mg/kg TS]	%		[mg/l]		[mg/l]		[mg/l]		[mg/l]		[mg/kg TS]		[mg/kg TS]	
C	364.000	99,85	Belevi & Baccini (1989)	22.000,00	Stegmann & Spendlin (1987)	berechnet		berechnet		berech.		44.090,67		-	
N	7.000	6,4	Zimmermann et al. (1996)	1.800 (NH_4)	geschätzt	-		1.550 (NH_4)	Belevi & Baccini (1989)	-		8.421 (NH_4)	Zimmermann et al. (1996)	505 (NH_4)	Belevi & Baccini (1989), 6%
S	4.000	35,78	Zimmermann et al. (1996)	1.000 (SO_4)	geschätzt	-		900 (SO_4)	Stegmann & Spendlin (1987)	-		3.854 (SO_4)	Zimmermann et al. (1996)	1.541 (SO_4)	Belevi & Baccini (1991), 20%
Cl	8.700	1,41	Zimmermann et al. (1996)	2.000,00	Dachroth (1992)	-		1.300,00	Belevi & Baccini (1989)	-		8.578,20	Zimmermann et al. (1996)	1.544,08	Belevi & Baccini (1989), 18%
Cd	11	0,63	Zimmermann et al. (1996)	0,02	geschätzt nach Riehl Herwisch	0,002	Belevi & Baccini (1991)	-		0,02	geschätzt nach Riehl-Herwisch	10,93	Zimmermann et al. (1996)	7,21	van der Sloot (1994), 66%
Hg	1,8	34,8	Zimmermann et al. (1996)	0,02	geschätzt nach Ehrig (1987)	0,002	geschätzt nach Ehrig (1987)	-		0,02	geschätzt nach Ehrig (1987)	1,17	Zimmermann et al. (1996)	0,70	van der Sloot (1994), 60%
Pb	810	0	Zimmermann et al. (1996)	0,20	Riehl-Herwisch et al. (1995)	0,05	nach Riehl-Herwisch et al. (1995)	-		0,20	Riehl-Herwisch et al. (1995)	810,00	Zimmermann et al. (1996)	81,00	van der Sloot (1994), 10%
Zn	1.100	0,15	Zimmermann et al. (1996)	4,00	Riehl-Herwisch et al. (1995)	0,40	Riehl-Herwisch et al. (1995)	-		4,00	Riehl-Herwisch et al. (1995)	1.098,35	Zimmermann et al. (1996)	109,84	van der Sloot (1994), 68%
Rottereststoffdeponie MF0, MF3a, MF3b															
	Konzentration	TK Gas (Jahr 5-20)	TK	Phase I	Zitat I	Phase IIa	Zitat IIa	Phase IIb	Zitat IIb	Phase III	Zitat III	m(0) max	max	m(0) min	min
	[mg/kg TS]	%		[mg/l]				[mg/l]				[mg/kg TS]		[mg/kg TS]	
C	221.534,59	99,85	Belevi & Baccini (1989)	22.000,00		berechnet						29.356,02		-	
N	5.600,00	6,4	Zimmermann et al. (1996)	1.800 (NH_4)	geschätzt	-		1.550 (NH_4)	Belevi & Baccini (1989)	-		6.736 (NH_4)	Zimmermann et al. (1996)	404 (NH_4)	Belevi & Baccini (1989), 6%
S	6.600,00	35,78	Zimmermann et al. (1996)	1.000 (SO_4)	geschätzt	-		900 (SO_4)	Stegmann & Spendlin (1987)	-		6.359 (SO_4)	Zimmermann et al. (1996)	2.543 (SO_4)	Belevi & Baccini (1991), 20%
Cl	14.000,00	1,41	Zimmermann et al. (1996)	2.000,00	Dachroth (1992)	-		1.300,00	Belevi & Baccini (1989)	-		13.804,00	Zimmermann et al. (1996)	2.484,72	Belevi & Baccini (1989), 18%
Cd	12,60	6,3	Zimmermann et al. (1996)	0,02	geschätzt nach Riehl Herwi	0,002	Belevi & Baccini (1991)	-		0,02	geschätzt nach Riehl-Herwi	12,52	Zimmermann et al. (1996)	8,26	van der Sloot (1994), 66%
Hg	0,862	34,8	Zimmermann et al. (1996)	0,02	geschätzt nach Ehrig (1987)	0,002	geschätzt nach Ehrig (1987)	-		0,02	geschätzt nach Ehrig (1987)	0,562	Zimmermann et al. (1996)	0,337	van der Sloot (1994), 60%
Pb	411,00	0	Zimmermann et al. (1996)	0,20	Riehl-Herwisch et al. (1995)	0,05	geschätzt nach Riehl-Herwisch et al. (1995)	-		0,20	Riehl-Herwisch et al. (1995)	411,00	Zimmermann et al. (1996)	41,10	van der Sloot (1994), 10%
Zn	2.074,10	0,15	Zimmermann et al. (1996)	4,00	Riehl-Herwisch et al. (1995)	0,40	Riehl-Herwisch et al. (1995)	-		4,00	Riehl-Herwisch et al. (1995)	2.070,99	Zimmermann et al. (1996)	207,10	van der Sloot (1994), 68%
Rottereststoffdeponie MF 3c+3d															
	Konzentration	TK Gas (Jahr 5-20)	TK	Phase I	Zitat I	Phase IIa	Zitat IIa	Phase IIb	Zitat IIb	Phase III	Zitat III	m(0) max	max	m(0) min	min
	[mg/kg TS]	%		[mg/l]				[mg/l]				[mg/kg TS]		[mg/kg TS]	
C	161.146	99,85	Belevi & Baccini (1989)	22.000,00		berechnet				-		17.327,20		-	
N	4.000,00	6,4	Zimmermann et al. (1996)	1.800 (NH_4)	geschätzt	-		1.550 (NH_4)	Belevi & Baccini (1989)	-		4.812 (NH_4)	Zimmermann et al. (1996)	289 (NH_4)	Belevi & Baccini (1989), 6%
S	6.600,00	35,78	Zimmermann et al. (1996)	1.000 (SO_4)	geschätzt	-		900 (SO_4)	Stegmann & Spendlin (1987)	-		6.359 (SO_4)	Zimmermann et al. (1996)	2.543 (SO_4)	Belevi & Baccini (1991), 20%
Cl	14.000,00	1,41	Zimmermann et al. (1996)	2.000,00	Dachroth (1992)	-		1.300,00	Belevi & Baccini (1989)	-		13.804,00	Zimmermann et al. (1996)	2.484,72	Belevi & Baccini (1989), 18%
Cd	12,60	6,3	Zimmermann et al. (1996)	0,02	geschätzt nach Riehl Herwisch	0,002	Belevi & Baccini (1991)	-		0,02	geschätzt nach Riehl-Herwisch	12,52	Zimmermann et al. (1996)	8,26	van der Sloot (1994), 66%
Hg	0,862	34,8	Zimmermann et al. (1996)	0,02	geschätzt nach Ehrig (1987)	0,002	geschätzt nach Ehrig (1987)	-		0,02	geschätzt nach Ehrig (1987)	0,562	Zimmermann et al. (1996)	0,337	van der Sloot (1994), 60%
Pb	411,00	0	Zimmermann et al. (1996)	0,20	Riehl-Herwisch et al. (1995)	0,05	geschätzt nach Riehl-Herwisch et al. (1995)	-		0,20	Riehl-Herwisch et al. (1995)	411,00	Zimmermann et al. (1996)	41,10	van der Sloot (1994), 10%
Zn	2.074,10	0,15	Zimmermann et al. (1996)	4,00	Riehl-Herwisch et al. (1995)	0,40	Riehl-Herwisch et al. (1995)	-		4,00	Riehl-Herwisch et al. (1995)	2.070,99	Zimmermann et al. (1996)	207,10	van der Sloot (1994), 68%

Tabelle 9-39: Eingangsdaten für die Modellberechnungen (Fortsetzung)

Deponie für MVA-Schlacke + Filterstaub																
	Konzentration	TK Gas (Jahr 5-20)	TK	Phase I	Zitat I	Phase II	Zitat II			Phase III	Zitat III	m(0) max	max	m(0) min	min
	[mg/kg TS]	%		[mg/l]								[mg/kg TS]		[mg/kg TS]	
Cor	10.000,00	0	-	75,00	Zimmermann et al. (1996)							400,00		400,00	
N	400,00	0													
NH4	200,00	0	-	65,00	Zimmermann et al. (1996)							257,2	Zimmermann et al. (1996)	15,43	Belevi & Baccini (1989), 6%
NO3	200,00	0	-	40,00	Zimmermann et al. (1996)							885,8	Zimmermann et al. (1996)	885,8	Belevi & Baccini (1989), 6%
S	13.500,00	0	-	700,00	Zimmermann et al. (1996)							40.500,00	Zimmermann et al. (1996)	8.100,00	Belevi et al. (1992), 20%
Cl	15.700,00	0	-	5.000,00	AGW (1992)							15.700,00	Zimmermann et al. (1996)	10.990,00	Belevi et al. (1992), 70%
Cd	32,98	0	-	0,03	AGW (1992)	0,06	AGW (1992)			0,1	geschätzt	32,98	Zimmermann et al. (1996)	21,77	van der Sloot (1994), 66%
Hg	2,50	0	-	0,03	AGW (1992)	0,06	AGW (1992)			0,1	geschätzt	2,5	Zimmermann et al. (1996)	1,5	van der Sloot (1994), 60%
Pb	2.438,43	0	-	0,03	AGW (1992)	0,006	AGW (1992)			0,3	geschätzt	2.438,43	Zimmermann et al. (1996)	243,84	van der Sloot (1994), 10%
Zn	3.310,78	0	-	0,10	AGW (1992)	0,50	AGW (1992)			1,0	geschätzt	4.300,00	Zimmermann et al. (1996)	2.924,00	van der Sloot (1994), 68%
Deponie für zementverfestigte MVA-Schlacke + Asche															
	Konzentration	TK Gas (Jahr 5-20)	TK	Phase I	Zitat I	Phase II	Zitat II					m(0) max	max	m(0) min	min
	[mg/kg TS]	%		[mg/l]								[mg/kg TS]		[mg/kg TS]	
C	10.000,00	0	-	75,00	Zimmermann et al. (1996)	-						400,00		400,00	
N	400,00	0	-			-									
NH4	200,00	0	-	65,00	Zimmermann et al. (1996)	-						257,2	Zimmermann et al. (1996)	15,43	Belevi & Baccini (1989), 6%
NO3	200,00	0	-	40,00	Zimmermann et al. (1996)	-						885,8	Zimmermann et al. (1996)	53,148	Belevi & Baccini (1989), 6%
S	13.500,00	0	-	700,00	Zimmermann et al. (1996)	-						34.425,00	AGW (1992)	8.100,00	Belevi et al. (1992), 20%
Cl	15.700,00	0	-	5.000,00	AGW (1992)	-						13.345,00	AGW (1992)	9.341,50	Belevi et al. (1992), 70%
Cd	32,98	0	-	0,03	AGW (1992)	0,06	AGW (1992)					32,98	Zimmermann et al. (1996)	21,77	van der Sloot (1994), 66%
Hg	2,50	0	-	0,03	AGW (1992)	0,06	AGW (1992)					2,50	Zimmermann et al. (1996)	1,50	van der Sloot (1994), 60%
Pb	2.438,43	0	-	0,03	AGW (1992)	0,006	AGW (1992)					2.438,43	Zimmermann et al. (1996)	243,84	van der Sloot (1994), 10%
Zn	3.310,78	0	-	0,10	AGW (1992)	1,00	geschätzt					3.310,78	Zimmermann et al. (1996)	2.251,33	van der Sloot (1994), 68%
Deponie für Wirbelschicht-Asche und Schlacke MF0															
	Konzentration	TK Gas (Jahr 5-20)	TK	Phase I	Zitat I	Phase II	Zitat II			Phase III	Zitat III	m(0) max	max	m(0) min	min
	[mg/kg TS]	%		[mg/l]						-		[mg/kg TS]		[mg/kg TS]	
C	6.400,00	0	-	75,00	Zimmermann et al. (1996)	-				-		256,00		256,00	
N	1.000,00	0	-			-				-					
NH4	500,00	0	-	65	Zimmermann et al. (1996)	-				-		643,00	Zimmermann et al. (1996)	38,58	Belevi & Baccini (1989), 6%
NO3	500,00	0	-	40	Zimmermann et al. (1996)	-				-		2.214,50	Zimmermann et al. (1996)	132,87	Belevi & Baccini (1989), 6%
S	13.500,00	0	-	1.400,00	Gipssättigung	-				-		40.500,00	Zimmermann et al. (1996)	8.100,00	Belevi et al. (1992), 20%
Cl	1.100,00	0	-	200	geschätzt	-				-		1.100,00	Zimmermann et al. (1996)	770,00	Belevi et al. (1992), 70%
Cd	138,30	0	-	0,03	AGW (1992)	0,06	AGW (1992)			0,1	geschätzt	138,30	Zimmermann et al. (1996)	91,28	van der Sloot (1994), 66%
Hg	0,10	0	-	0,03	AGW (1992)	0,06	AGW (1992)			0,1	geschätzt	0,10	Zimmermann et al. (1996)	0,06	van der Sloot (1994), 60%
Pb	3.230,00	0	-	0,03	AGW (1992)	0,006	AGW (1992)			0,3	geschätzt	3.230,00	Zimmermann et al. (1996)	323,00	van der Sloot (1994), 10%
Zn	6.448,00	0	-	0,1	AGW (1992)	0,5	AGW (1992)			0,5	AGW (1992)	6.448,00	Zimmermann et al. (1996)	4.384,64	van der Sloot (1994), 68%

Tabelle 9-39: Eingangsdaten für die Modellberechnungen (Fortsetzung)

Deponie für Wirbelschicht--Asche und Schlacke MF3a+3c																
	Konzentration	TK Gas (Jahr 5-20)	TK	Phase I	Zitat I	Phase II	Zitat II			Phase III	Zitat III	m(0) max	max	m(0) min	min
	[mg/kg TS]	%		[mg/l]								[mg/kg TS]		[mg/kg TS]	
C	6.400,00	0	-	75,00	Zimmermann et al. (1996)	-				-		256,00		256,00	
N	1.000,00	0	-			-				-					
NH4	500,00	0	-	65	Zimmermann et al. (1996)	-				-		643,00	Zimmermann et al. (1996)	38,58	Belevi & Baccini (1989), 6%
NO3	500,00	0	-	40	Zimmermann et al. (1996)	-				-		2.214,50	Zimmermann et al. (1996)	132,87	Belevi & Baccini (1989), 6%
S	0,00	0	-	1.400,00	Gipssättigung	-				-		40.500,00	Zimmermann et al. (1996)	8.100,00	Belevi et al. (1992), 20%
Cl	1.100,00	0	-	200	geschätzt	-				-		1.100,00	Zimmermann et al. (1996)	770,00	Belevi et al. (1992), 70%
Cd	94,20	0	-	0,03	AGW (1992)	0,06	AGW (1992)			0,1	geschätzt	94,20	Zimmermann et al. (1996)	62,17	van der Sloot (1994), 66%
Hg	0,10	0	-	0,03	AGW (1992)	0,06	AGW (1992)			0,1	geschätzt	0,10	Zimmermann et al. (1996)	0,06	van der Sloot (1994), 60%
Pb	3.045,20	0	-	0,03	AGW (1992)	0,006	AGW (1992)			0,3	geschätzt	3.045,20	Zimmermann et al. (1996)	304,52	van der Sloot (1994), 10%
Zn	6.997,40	0	-	0,1	AGW (1992)	0,5	AGW (1992)			1,0	geschätzt	6.997,40	Zimmermann et al. (1996)	4.758,23	van der Sloot (1994), 68%
Gipsdeponie															
	Konzentration	TK Gas (Jahr 5-20)	TK	Phase I	Zitat I							m(0) max		m(0) min	
	[mg/kg TS]	%		[mg/l]								[mg/kg TS]		[mg/kg TS]	
C	-	-	-	-											
N	-	-	-	-											
S	266.000,00	0	-	1.400,00	Gipssättigung (Mattheß, 1990)							798.000,00	Zimmermann et al. (1996)	159.600,00	Belevi et al. (1992), 20%
Cl	-	-	-	-											
Cd	-	-	-	-											
Hg	-	-	-	-											
Pb	-	-	-	-											
Zn	-	-	-	-											
Klärschlammdeponie															
	Konzentration	TK Gas (Jahr 5-20)	TK	Phase I	Zitat I	Phase IIa	Zitat IIa	Phase IIb	Zitat IIb	Phase III	Zitat III	m(0) max	max	m(0) min	min
	[mg/kg TS]	%		[mg/l]				[mg/l]				[mg/kg TS]		[mg/kg TS]	
C	320.000	99,85	Belevi & Baccini (1989)	12.000,00		berchnet		-		-		14.635,28		1.756,23	
N	39.000	6,4	Zimmermann et al. (1996)	1.000 (NH_4)	Kruse & Kayser (1991)	-		800 (NH_4)	geschätzt	-		46.917 (NH_4)	Zimmermann et al. (1996)	2.815 (NH_4)	Belevi & Baccini (1989), 6%
S	6.000	35,78	Zimmermann et al. (1996)	1.000 (SO_4)	geschätzt	-		900 (SO_4)	geschätzt	-		5.781 (SO_4)	Zimmermann et al. (1996)	2.312 (SO_4)	Belevi & Baccini (1991), 20%
Cl	500	1,41	Zimmermann et al. (1996)	200,00	Kruse & Kayser (1991)	-		50,00	geschätzt	-		493,00	Zimmermann et al. (1996)	88,74	Belevi & Baccini (1989), 18%
Cd	9,7	0,63	Zimmermann et al. (1996)	0,01	Kruse & Kayser (1991)	0,001	Kruse & Kayser (1991)	-		0,001	Kruse & Kayser (1991)	9,64	Zimmermann et al. (1996)	6,36	van der Sloot (1994), 66%
Hg	2,4	34,8	Zimmermann et al. (1996)	0,02	geschätzt nach Ehrig (1987)	0,002	geschätzt nach Ehrig (1987)	-		0,002	geschätzt nach Ehrig (1987)	1,56	Zimmermann et al. (1996)	0,94	van der Sloot (1994), 60%
Pb	110	0	Zimmermann et al. (1996)	0,20	Kruse & Kayser (1991)	0,05	geschätzt nach Riehl-Herwisch et al. (1995)	-		0,05	geschätzt nach Riehl-Herwisch	110,00	Zimmermann et al. (1996)	11,00	van der Sloot (1994), 10%
Zn	790	0,15	Zimmermann et al. (1996)	0,80	Kruse & Kayser (1991)	0,40	Riehl-Herwisch et al. (1995)	-		0,40	Riehl-Herwisch et al. (1995)	788,82	Zimmermann et al. (1996)	78,88	van der Sloot (1994), 68%

Tabelle 9-39: Eingangsdaten für die Modellberechnungen (Fortsetzung)

Betonabbruchdeponie															
	Konzentration	TK Gas (Jahr 5-20)	TK	Phase I	Zitat I	Phase II	Zitat II					m(0) max	max	m(0) min	min
	[mg/kg TS]	%		[mg/l]								[mg/kg TS]		[mg/kg TS]	
C	-	0		-		-						-		-	
N	2,47	0		10 (NO_3)	Zimmermann et al. (1996)	-						10 (NO_3)	Zimmermann et al. (1996)	0,66 (NO_3)	Belevi & Baccini (1989), 6%
S	135,06	0		1.400 (SO_4)	Gipssättigung	-						344 (SO_4)	AGW (1992)	81 (SO_4)	Belevi et al. (1992), 20%
Cl	442,28	0		2.000,00	AGW (1992)	-						375,94	AGW (1992)	263,16	Belevi et al. (1992), 70%
Cd	0,44	0		0,03	AGW (1992)	0,06	AGW (1992)					0,44	Zimmermann et al. (1996)	0,29	van der Sloot (1994), 66%
Hg	0,02	0		0,03	AGW (1992)	0,06	AGW (1992)					0,02	Zimmermann et al. (1996)	0,01	van der Sloot (1994), 60%
Pb	17,66	0		0,03	AGW (1992)	0,01	AGW (1992)					17,66	Zimmermann et al. (1996)	1,77	van der Sloot (1994), 10%
Zn	43,40	0		0,10	AGW (1992)	0,50	AGW (1992)					43,38	Zimmermann et al. (1996)	29,50	van der Sloot (1994), 68%
Deponie für RCP-Granulat															
	Konzentration	TK Gas (Jahr 5-20)	TK	Phase I	Zitat I	Phase II	Zitat II			Phase III	Zitat III	m(0) max	max	m(0) min	min
	[mg/kg TS]	%		[mg/l]								[mg/kg TS]		[mg/kg TS]	
C	8.300,00	0	-	75,00	Zimmermann et al. (1996)	-				-		332,00		332,00	
N	160,00	0	-												
NH4	80,00	0	-	65 (NH_4)	Zimmermann et al. (1996)	-				-		102,88 (NH4)	Zimmermann et al. (1996)	6,17 (NH4)	Belevi & Baccini (1989),
NO3	80,00	0	-	40 (NO_3)	Zimmermann et al. (1996)	-				-		354 (NO3)	Zimmermann et al. (1996)	21 (NO3)	Belevi & Baccini (1989),
S	1.500,00	0	-	700 (SO_4)	Zimmermann et al. (1996)	-				-		4.500 (SO_4)	Zimmermann et al. (1996)	900 (SO_4)	Belevi et al. (1992), 20%
Cl	400,00	0	-	5.000,00	AGW (1992)	-				-		400,00	Zimmermann et al. (1996)	280,00	Belevi et al. (1992), 70%
Cd	0,20	0	Zimmermann et al. (1996)	0,03	AGW (1992)	0,06	AGW (1992)			0,10	geschätzt	0,20	Zimmermann et al. (1996)	0,13	van der Sloot (1994), 66%
Hg	0,003	0	Zimmermann et al. (1996)	0,03	AGW (1992)	0,06	AGW (1992)			0,10	geschätzt	0,003	Zimmermann et al. (1996)	0,0018	van der Sloot (1994), 60%
Pb	13,40	0	Zimmermann et al. (1996)	0,03	AGW (1992)	0,006	AGW (1992)			0,30	geschätzt	13,40	Zimmermann et al. (1996)	1,34	van der Sloot (1994), 10%
Zn	36,50	0	Zimmermann et al. (1996)	0,10	AGW (1992)	0,50	AGW (1992)			1,00	geschätzt	36,50	Zimmermann et al. (1996)	24,82	van der Sloot (1994), 68%