

DISSERTATION

Evaluierung von Modellen zur Bestimmung des langfristigen Verhaltens von Hausmülldeponien – Wissensdefizite und neue Ansätze

Ausgeführt zum Zwecke der Erlangung des akademischen Grades eines
Doktors der technischen Wissenschaften

unter der Leitung von

o. Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. rer. nat. Paul H. Brunner

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft

Eingereicht an der Technischen Universität Wien
Fakultät für Bauingenieurwesen

von

Gernot Döberl

Matrikelnummer 8927502
1050 Wien

Wien, im Februar 2004

*Quod si veteris contumeliae oblivisci vellet,
num etiam recentium iniuriarum,
quod eo invito iter per provinciam per vim temptassent,
quod Haeduos, quod Ambarros, quod Allobrogas vexassent,
memoriam deponere posse?*

*Gaius Iulius Caesar
De Bello Gallico – Liber I, XIV*

... während die Müllkippe für alle Dinge die Hölle ist.

*Boris Groys
Logik der Sammlung*

DANKSAGUNG

Großer Dank gebührt Herrn Prof. Paul H. Brunner, der nicht nur diese Dissertation betreut und durch seine kritische Hinterfragung wesentlich zu deren Verbesserung beigetragen hat, sondern mir auch während meiner nunmehr fast fünfjährigen Tätigkeit an der Abteilung Abfallwirtschaft und Stoffhaushalt der Technischen Universität Wien die Möglichkeit gegeben hat, an Forschungsprojekten mitzuarbeiten, ohne die diese Dissertation nicht möglich gewesen wäre.

Herrn Prof. Karl-Erich Lorber von der Montanuniversität Leoben danke ich ganz herzlich für die Begutachtung der Arbeit; ebenso Herrn Dr. Thomas Lichtensteiger von der EAWAG in Dübendorf bzw. der ETH Zürich, insbesondere auch für seine „geologischen“ Kommentare, die zur besseren Verständlichkeit und Abrundung der Arbeit geführt haben.

Einem Hinweis von Herrn Dr. Albert Schedl von der Geologischen Bundesanstalt in Wien verdanke ich das eindruckliche Beispiel der bronzezeitlichen Halden aus dem Bergbauggebiet Kelchalpe bei Kitzbühel.

Ganz besonders möchte ich schließlich meinen Kolleginnen und Kollegen an der Abteilung danken, vor allem denjenigen, die es im *Raum für Notizen* selten fad werden ließen...

KURZFASSUNG

Die vorliegende Arbeit hatte zum Ziel bestehende Methoden zur Bestimmung des langfristigen Verhaltens von Hausmülldeponien zu evaluieren und Wissenslücken aufzuzeigen. Darauf aufbauend wurde eine Methode zur Abschätzung des langfristigen Deponieverhaltens entwickelt, die auf der geologisch-geochemischen Analyse natürlicher Analoga beruht.

Folgende bestehende Methoden wurden evaluiert: Analyse von bestehenden Deponien im Maßstab 1:1, Laborversuche unterschiedlichen Maßstabes und hydraulisch-geochemische Modellierungen. Durch Anwendung dieser Methoden bleiben im Wesentlichen drei Fragenkomplexe offen: 1. Was geschieht langfristig mit der organischen Kohlenstoffmatrix des Hausmülls? 2. Bleiben die Bedingungen in Deponien, die kurz- bis mittelfristig vorliegen, auch über lange Zeiträume stabil? Und falls nicht: In welche Richtung verändern sich diese Bedingungen? Sowie 3. Wie verhalten sich die im Hausmüll enthaltenen anderen Matrix- und Spurenstoffe, insbesondere die Schwermetalle, langfristig?

Der Ausgangspunkt der hier vorgestellten Alternativmethode ist der Vergleich von Hausmüll mit einer Reihe natürlicher Gegenstücke (Torf, entwässerter Torf, Boden), die unter ähnlichen Lagerungsbedingungen bereits lange Zeiträume vergleichbaren Prozessen ausgesetzt waren. Es werden also vereinfacht ausgedrückt bestehende, unter natürlichen Bedingungen abgelaufene Langzeitversuche ausgewertet.

Als die für die langfristige Entwicklung von Hausmülldeponien im Bereich von Jahrhunderten am besten geeigneten Analoga haben sich Torf bzw. Torfablagerungen (Moore) herausgestellt. Einerseits ist die chemische Zusammensetzung der Torfmatrix ähnlich der von Hausmüll, andererseits ist sowohl für Hausmülldeponien als auch für Moore ein anaerobes Ablagerungsmilieu charakteristisch. Die abweichenden hydraulischen Eigenschaften schränken aber die Anwendbarkeit des Vergleiches ein, da Wassergehalt und Wasserverteilung ganz wesentlich das Verhalten der zu vergleichenden Ablagerungen beeinflussen. Für langfristige Prozesse im Zeitraum von Jahrtausenden kann das Analogon „entwässerte Torfablagerung“ herangezogen werden. Als maximaler Betrachtungszeitraum wird, ebenfalls aufgrund des Studiums eines Analogons, 10.000 Jahre vorgeschlagen.

Unter Beachtung oben genannter und anderer Einschränkungen kann das sich langfristig entwickelnde „Endstadium“ von Hausmülldeponien mit dem Analogon Boden beschrieben werden. Dies impliziert, dass im Laufe von Jahrtausenden die ursprünglich im Hausmüll enthaltene organische Substanz, inklusive der Kunststoffe, weitgehend abgebaut wird, und dass es weiters zu einem beträchtlichen Schwermetallaustrag kommen kann. Zusätzlich kann gezeigt werden, dass durch die spezielle Wasserströmung in Hausmülldeponien – schnell durchflossene präferentielle Sickerwege und langsam durchflossene Matrixbereiche – die Emission primär leicht abbaubarer respektive leicht löslicher Substanzen auch langfristig eine Rolle spielt, indem langfristig stufenweise neue Teile der Deponie durch Sickerwege erschlossen werden.

Für die Deponierungspraxis sind drei Schlussfolgerungen zu ziehen: (i) Beim Einbau des Abfalls sind Inhomogenitäten soweit möglich zu vermeiden; (ii) Systeme zur Erfassung und Reinigung oder Verwertung von Sickerwasser- und Gasemissionen sind langlebig, wartungsarm und möglichst energieautark zu konzipieren; (iii) für „Geologische Barrieren“ im Deponieuntergrund ist auch eine möglichst hohe geochemische Barrierewirkung, das heißt eine hohe Kationenaustauschkapazität zu fordern.

SUMMARY

This thesis focuses on the evaluation of different methods to determine the long-term evolution of municipal solid waste (MSW) landfills and the identification of gaps in knowledge. Furthermore a new method is presented for predicting the long-term evolution of landfills based on the geological-geochemical analysis of natural analogues.

By applying conventional methods (such as the analysis of full-scale landfills, laboratory experiments, and hydraulic-geochemical modelling), mainly three questions remain unanswered:

1. What happens to the organic carbon-matrix of MSW during long-term periods? 2. Will the conditions within the landfill be stable? And if not, to what extent will they change? 3. What happens to trace elements, such as heavy metals?

The starting point of the method presented in this thesis is a comparison of MSW with different natural analogues (peat, drained peat, soil), which are deposited under similar conditions and have been exposed to similar processes for long-term periods. Thus, long-term experiments driven by natural forces were analysed.

Peat and peat bogs turned out as the best available natural analogues to describe the evolution of MSW landfills within a period of centuries. Peat is similar to MSW in the chemical composition of its organic matrix and peat bogs are similar to MSW landfills in their anaerobic milieu. However, it has to be kept in mind that the comparison is restricted in its application because the hydraulic properties of peat bogs are significantly different to MSW landfills. For longer periods (millenniums) drained peat bogs were identified as the best available analogues. By studying another analogue it is suggested to limit the observation period for landfill processes to a maximum of 10,000 years.

With regard to the restrictions mentioned before, the final-stage of the MSW landfill evolution can be described with soil as an analogue. This implies that the organic matter (including plastics) will be degraded to a large extent and that heavy metals will be leached to a considerable extent over periods of millennia. Additionally, due to the specific water flow regime in landfills (matrix and preferential flow) readily soluble and degradable substances will cause emissions not only during short and mid-term periods but by a progressive development of new preferential paths during centuries as well.

For waste management practice three conclusions can be drawn: (i) When landfilling waste heterogeneities should be avoided, (ii) systems for collection and treatment or recovery of leachate and landfill gas should be designed durable and self-sufficient, (iii) „geological barriers“ should at the same time be designed as geochemical barriers with a high cation exchange capacity.

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINFÜHRUNG	8
1.1	Ausgangslage und Motivation zur Erstellung der Arbeit	8
1.2	Begriffliches	12
1.2.1	Zum Begriff „Deponie“	12
1.2.2	Sonstige Begriffe	15
1.3	Prozesse in Hausmülldeponien	17
1.3.1	Historisches	17
1.3.2	Aerobe biochemische Abbauprozesse	18
1.3.3	Anaerobe biochemische Abbauprozesse	19
1.3.4	Physikalische und chemische Prozesse	21
1.4	Emissionen aus Hausmülldeponien	23
1.4.1	Stoffaustrag über den Gaspfad	24
1.4.2	Stoffaustrag über den Sickerwasserpfad	25
2	ZIEL	28
2.1	Fragestellung	28
2.2	Vorgangsweise	28
3	EIGENSCHAFTEN VON ABFÄLLEN UND ABLAGERUNGEN	29
3.1.1	Charakterisierung des Abfalls Hausmüll	29
3.1.2	Charakterisierung der Ablagerung	35
3.1.3	Charakterisierung der Wechselwirkungen über die Zeit	36
3.1.4	Der Faktor Zeit	36
4	STAND DES WISSENS	43
4.1	Allgemeines zu Modellen	43
4.2	Modelltypen	44
4.3	Modellvorstellungen und Methoden zur Bestimmung des langfristigen Deponieverhaltens	45
4.3.1	Deponien im Maßstab 1:1 sowie Pilotanlagen	47
4.3.2	Laborversuche in Deponiesimulationsreaktoren	60
4.3.3	Andere Laborversuche	72
4.3.4	Mathematische Modelle	76
5	ZUSAMMENFASSUNG DER WISSENSDEFIZITE	102
6	METHODE EINES LÖSUNGSANSATZ ÜBER EIN NATÜRLICHES ANALOGON	106
6.1	Methode der Analyse natürlicher Analoga	106

6.1.1	Prinzipielle Methode	107
6.1.2	Beispiele	107
6.1.3	Kritische Betrachtung und Zusammenfassung	112
6.2	Grundlagen des Lösungsansatzes – Die Deponie aus geowissenschaftlicher Sicht	112
6.2.1	Sedimentpetrographische Eigenschaften	113
6.2.2	Hydrogeologische Eigenschaften	114
6.2.3	Sedimentologische Randbedingungen	125
6.2.4	Geochemische Randbedingungen	126
6.3	Anforderungen an das Analogon	130
6.4	Auswahl des Analogons	130
6.4.1	Moor, Torf und Torfentstehung	132
6.5	Überprüfung der Eignung des Analogons Torf	135
6.5.1	Vergleich der chemischen Zusammensetzung	135
6.5.2	Vergleich der sedimentpetrographischen Eigenschaften	139
6.5.3	Vergleich der hydraulischen und hydrogeologischen Eigenschaften	139
6.5.4	Vergleich der sedimentologischen und geochemischen Randbedingungen	141
6.6	Formulierung des Modells	152
7	ANWENDUNG DES MODELLS	157
7.1	Definition einer Modelldeponie und der Randbedingungen	157
7.2	Ergebnisse und Diskussion	160
7.2.1	Gasemissionen	160
7.2.2	Emissionen leicht löslicher Salze	163
7.2.3	Schwermetallemissionen	164
8	ZUSAMMENFASSUNG, SCHLUSSFOLGERUNGEN UND EMPFEHLUNGEN	166
8.1	Inhaltliche Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	166
8.2	Empfehlungen für die Deponiepraxis	169
8.3	Methodische Schlussfolgerungen	171
9	LITERATUR	174
10	ABBILDUNGS-, TABELLEN- UND ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	193
10.1	Abbildungsverzeichnis	193
10.2	Tabellenverzeichnis	196
10.3	Abkürzungsverzeichnis	197

1 EINFÜHRUNG

1.1 Ausgangslage und Motivation zur Erstellung der Arbeit

Derzeit fallen in Österreich pro Jahr rund 3,1 Millionen Tonnen Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen an; dies entspricht in etwa 400 kg pro Einwohner und Jahr. Davon werden ca. 50 % von der getrennten Sammlung erfasst und einer weiteren stofflichen oder energetischen Verwertung oder Behandlung zugeführt. Von den restlichen 1,5 Millionen Tonnen Restmüll werden rund 50 % (665.000 t) direkt und ohne weitere mechanisch-biologische oder thermische Vorbehandlung deponiert (BAWP, 2001; Datenstand: 1999). Diese Menge an unbehandelt deponiertem Restmüll wird in den nächsten Jahren aufgrund der Bestimmungen der Deponieverordnung (DeponieV 1996) zurückgehen. Ab dem Jahr 2004 (in einigen Bundesländern 2009) wird die Ablagerung unbehandelten Restmülls aufgrund seines zu hohen Gehaltes an organischem Kohlenstoff endgültig verboten sein.¹ Zukünftige Forschungsarbeiten im Bereich der Deponietechnik werden also ihr Hauptaugenmerk verstärkt auf Deponien für Reststoffe der thermischen und mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (siehe hierzu untenstehenden Punkt 3.) zu legen haben.

Dennoch erscheint die Evaluierung von Modellen zur Bestimmung des langfristigen Verhaltens von Hausmülldeponien, wie in der vorliegenden Arbeit durchgeführt, sinnvoll. Dies aus dreierlei Gründen:

1.) Aktuelle Ablagerungen unbehandelten Restmülls auf gesicherten Deponien

Zurzeit lagern auf den 61 existierenden Hausmülldeponien in Österreich etwa 40 Millionen Tonnen Abfälle (Stand 1995: berechnet nach UBA (1998) bei einer angenommenen, durchschnittlichen Einbaudichte von 1 t/m³). Es ist davon auszugehen, dass ein Großteil dieser Masse restmüll- oder hausmüllähnliche Zusammensetzung aufweist. Das im Jahre 1995 noch verfügbare Volumen dieser Deponien entspricht einer Masse von etwa 30 Millionen Tonnen Restmüll. Es ist damit zu rechnen, dass ein Teil dieses Restvolumen bis 2004 (2009) mit unbehandeltem Restmüll aufgefüllt wird, sodass am Beginn des Jahres 2004 mindestens 50 Millionen Tonnen unbehandelter Restmüll in Österreich auf kontrollierten Deponien abgelagert sein werden, von denen langfristig eine potentielle Gefährdung für die Schutzgüter Boden, Wasser und Luft ausgeht. Eine Gefährdung ist

¹ Für die Ablagerung auf Massenabfalldeponien darf der Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC – Total Organic Carbon) 5 M-% der Trockensubstanz (TS) nicht überschreiten.

deshalb anzunehmen, da in der Literatur bei künstlich hergestellten Dichtungselementen (Oberflächen- und Basisabdichtung) von einer Funktionstüchtigkeit von mehreren Jahrzehnten ausgegangen wird, mit der Umweltkompatibilität von Emissionen aus Hausmülldeponien aber erst nach Jahrhunderten gerechnet werden kann. In diesem Zusammenhang ist vor allem auf die „Gerzensee-Tagung“ hinzuweisen, in deren Rahmen oben genannte Erkenntnisse zum ersten Mal von einem breiten Fachpublikum diskutiert wurden (Baccini, 1989).

Während die Schutzgüter Boden und Wasser durch Deponien lokal oder regional gefährdet sind, können die Auswirkungen auf das Schutzgut Luft durchaus globale Dimensionen haben: Weltweit ist die Ablagerung auf dafür mehr oder weniger geeigneten Deponien der mit Abstand wichtigste Entsorgungspfad für Siedlungsabfälle. Doorn & Barlaz (1995) schätzen die global jährlich anfallende Menge an Siedlungsabfällen auf 1.300 Tg. Davon gehen nach ihren Schätzungen rund 60 %, also 800 Tg, unbehandelt auf Deponien und tragen durch das beim anaeroben Abbau entstehende Methan wesentlich zum Treibhauseffekt bei. Der Anteil des deponiebürtigen Methans liegt dabei zwischen 3 % und 20 % der gesamten globalen Methanemissionen. In Ländern mit fortschrittlicher Deponietechnik kann der Anteil deponiebürtiger Methanemissionen an den Gesamtemissionen aufgrund des hohen Anteils an Abfällen, der anaerob abgebaut wird, zum Teil höher liegen; in Österreich beispielsweise zwischen 40 % (Baumeler et al., 1998) und 50 % (Ritter, 1999 zitiert in Hackl, 2000). Zwar haben Gasemissionen aus Hausmülldeponien, bedingt durch den schnellen Abbau leicht abbaubarer Substanzen, ein ausgeprägtes Maximum in den ersten Jahrzehnten nach der Ablagerung, doch kann mit einer wesentlich länger andauernden Gasbildung gerechnet werden. Zurzeit sind jedoch die langfristigen Auswirkungen von Abfalldeponien auf die globalen Treibhausemissionen noch ungeklärt, was vor allem auf die Unsicherheit bezüglich der langfristigen Entwicklung des Ablagerungsmilieus zurückzuführen ist.

Ein weiterer bisher ungeklärter Aspekt, der aber in naher Zukunft aktuell werden wird, ist die Frage nach der Dauer der Nachsorgephase abgeschlossener Deponien. Das heißt, wie lange müssen aktiv Maßnahmen, wie Sickerwasserfassung und -reinigung, aufrechterhalten werden, bevor die Deponie sich selbst überlassen werden kann? Hinter dieser Frage verbirgt sich selbstverständlich auch eine wirtschaftliche

Dimension, da die Nachsorgemaßnahmen über vorangegangene Einnahmen bei der Ablagerung vom Betreiber finanziert werden müssen. Art, Umfang und Dauer der Nachsorgemaßnahmen müssten also bereits im Vorhinein bekannt sein.

2.) Altablagerungen hausmüllähnlicher Abfälle

Nach UBA (2001) wurden bis Jänner 2000 in Österreich rund 4.400 Altablagerungen erfasst, die erhebliche Anteile hausmüllähnlicher Zusammensetzung enthalten. Für das Bundesland Niederösterreich beispielsweise kann die Masse an Abfällen hausmüllähnlicher Zusammensetzung, die zwischen 1950 und 1989 unkontrolliert abgelagert wurde, grob mit mindestens 10 Millionen Tonnen abgeschätzt werden (Huter, 2000). Der Großteil dieser Altablagerungen verfügt über keinerlei geeignete Basis- oder Oberflächenabdeckungen, sodass hier bereits kurz- und mittelfristig mit einer Gefährdung der Schutzgüter Boden, Wasser und Luft zu rechnen ist. Allgaier & Stegmann (2003) weisen darauf hin, dass vor allem bei Altablagerungen mit vergleichsweise dichter Oberflächenabdeckung, das Emissionspotential über längere Zeiträume konserviert wird, sie sprechen in diesen Fällen von „*potentiell emittierenden [Altablagerungs-]Typen*“. Wird diese Erkenntnis konsequent zu Ende gedacht, gilt dies in gleichem Ausmaß auch für Altablagerungen, die aufgrund ihres aktuellen Gefährdungspotential *oberflächlich abgedichtet* wurden und eigentlich als gesichert oder saniert angesehen wurden.

3.) Zukünftige Ablagerungen mechanisch-biologisch vorbehandelten Restmülls

In der Deponieverordnung (DeponieV 1996) sind Restgüter² aus der Vorbehandlung in mechanisch-biologischen Anlagen (MBA) von der TOC-Begrenzung ausgenommen. Ihre Ablagerung auf Massenabfalldeponien ist gestattet, sofern ihr oberer Heizwert einen Wert von 6.000 kJ/kg unterschreitet.³ MBA-Material, das dieses Kriterium erfüllt, weist einen TOC-Gehalt von rund 15 Massen-% TS auf; im Vergleich dazu unbehandelter Restmüll etwa 30-40 Massen-% TS. Dennoch sind mittel- bis langfristig in Deponien für Restgüter aus MBA ähnliche Reaktionen wie in Hausmülldeponien zu erwarten, da die Behandlung in MBA oft als eine Vorwegnahme kurzfristiger Reaktionen in Hausmülldeponien interpretiert wird (z. B. Leikam & Stegmann, 1999). Sollte es möglich sein, diese Hypothese zu verifizieren,

² Zur Definition von „Gütern“ und „Stoffen“ siehe Abschnitt 1.2.2.

³ In der Novelle der DeponieV 1996, die für das Jahr 2004 geplant ist, wird dieser Wert voraussichtlich um 10 % auf 6.600 kJ/kg angehoben werden.

kann die Modellierung des langfristigen Verhaltens von Hausmülldeponien, mit genau zu definierenden Einschränkungen, auch Aufschlüsse über das langfristige Verhalten von deponiertem MBA-Material geben.

Die ersten beiden Argumente zielen auf das bereits vorhandene, durch unbehandelt abgelagerten Rest- oder Hausmüll bedingte, kurz- bis langfristige Gefährdungspotential ab. Auf dieses wurde im letzten Jahrzehnt bereits in einigen Arbeiten hingewiesen. Die meisten der Autoren kommen zum Schluss, dass bei Emissionen aus Hausmülldeponien über Jahrhunderte hinweg keine „Umweltkompatibilität“ gegeben ist. Die Ablagerung von unbehandeltem Rest-/Hausmüll widerspricht also klar den Zielen der Abfallwirtschaft, wie sie im österreichischen Abfallwirtschaftsgesetz bereits 1990 (Novelle: AWG 2002) definiert wurden. Im Konkreten ist die Abfallwirtschaft *„im Sinne des Vorsorgeprinzips und der Nachhaltigkeit“* unter anderem danach auszurichten, dass

„nur solche Stoffe als Abfälle zurückbleiben, deren Ablagerung kein Gefährdungspotential für nachfolgende Generationen darstellt.“

5. Ziel der Abfallwirtschaft, §1 Abs. 1 AWG 2002

Der Gesetzgeber hat mit der Deponieverordnung und einem De-facto-Ablagerungsverbot für unbehandelten Restmüll einen ersten Schritt in Richtung der Erfüllung des Vorsorgeprinzips getätigt. Offen bleibt die Frage, inwieweit die zur Deponierung gelangenden Restgüter der thermischen und mechanisch-biologischen Abfallbehandlung das Vorsorgeprinzip erfüllen. In diesem Zusammenhang ist Punkt 3.) zu sehen. Während langfristige Emissionen von Restgütern aus der thermischen Behandlung schon Gegenstand zahlreicher Studien waren, existieren diesbezügliche Untersuchungen für MBA-Restgüter erst in Ansätzen. In der vorliegenden Arbeit wird daher aufgrund der Aktualität der Fragestellung immer wieder versucht werden, auf Parallelen zwischen dem modellierten Verhalten von Hausmülldeponien und dem zu erwartenden Verhalten von Deponien mit mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restmüll hinzuweisen. Schwerpunkt bleiben aber Deponien für unbehandelten Hausmüll.

1.2 Begriffliches

1.2.1 Zum Begriff „Deponie“

Da sich diese Arbeit auch eingehend mit der Analyse von Deponien ähnlichen Ablagerungen, so genannten natürlichen oder anthropogenen Analoga, beschäftigt, soll an dieser Stelle ein kurzer Abriss über den Begriff „Deponie“ gegeben werden.

Der Begriff „Deponie“ lässt sich vom lateinischen Verb „deponere“ (ablegen, absetzen, abstellen) ableiten⁴ und wird in der Abfallwirtschaft allgemein für Bauwerke verwendet, die der Abfallablagerungen unter mehr oder weniger kontrollierten Bedingungen dienen. Der Begriff hat sich beginnend in den 1970er Jahren eingebürgert, um eine Unterscheidung zu bis dahin üblichen „wilden“ Müllkippen oder -halden zu ermöglichen.

Abhängig vom jeweiligen Anwendungsbereich, können wissenschaftliche, operationelle und rechtliche Definitionen des Begriffs „Deponie“ unterschieden werden. Rein wissenschaftlich kann der Begriff sehr umfassend ausgelegt werden: Vom Inhalt lässt sich eine aus sandig-kiesigem Material aufgebaute Bodenaushubdeponie kaum von einem entsprechenden, natürlich gewachsenen Sediment unterscheiden. Der große Unterschied liegt vielmehr in der Genese und in der Sedimentationsgeschwindigkeit. Dies drückt sich zwar im unterschiedlichen strukturellen Aufbau aus, was aber die Auswirkungen auf die Umwelt angeht, ist von beiden Ablagerungen eine ähnliche Entwicklung zu erwarten, sofern sich die beiden Materialien vom stofflichen Inhalt (z. B. Schwermetallgehalt) nicht unterscheiden und das Deponiematerial nicht allzu „artfremd“ abgelagert wurde.

Wissenschaftlich ist eine Deponie daher zu definieren als

„eine räumlich begrenzte Ablagerung von Gütern mit einer bestimmten Mächtigkeit“.

Der Zusatz „räumlich begrenzt“ soll den Begriff Deponie auf Ablagerungen mit lokaler Ausdehnung im Bereich von $< 10^3 \text{ m} \times 10^3 \text{ m}$ einschränken und eine Abgrenzung gegenüber Begriffen wie „Deposition“ ermöglichen. Ähnliches gilt für den Zusatz „mit einer bestimmten Mächtigkeit“: Auch hier soll eine Abgrenzung gegenüber sehr geringmächtigen

⁴ Vor dem Hintergrund der heutigen Bedeutung des Begriffes „Deponie“ erscheint die Verwendung im Sinne von „memoriam deponere“ (aus dem Gedächtnis „ablegen“/löschen; siehe Zitat aus Caesars „De Bello Gallico“ am Beginn der Arbeit) besonders skurril und fast schon die spätere abfallwirtschaftliche Praxis vorausahnend.

Ablagerungen, etwa dem landwirtschaftlichen Austrag von Klärschlamm, möglich sein. Die Mächtigkeit von Deponien im Sinne dieser Definition soll zumindest im Bereich von Metern liegen.

Ob hingegen die Ablagerung vom Menschen (z. B. Abfälle) oder von anderen Lebewesen (z. B. Guano-Ablagerungen von Seevögeln) vorgenommen wird, oder durch abiotische Prozesse (z. B. Erosion mit anschließender Ablagerung der Sedimente in einem See) ausgelöst wird, ist nicht wesentlich.

In der Abfallwirtschaft hingegen ist der Begriff operationell und/oder rechtlich definiert:

Deponien: „Anlagen, die zur langfristigen Ablagerung von Abfällen oberhalb oder unterhalb (dh. unter Tage) der Erdoberfläche errichtet oder verwendet werden, einschließlich betriebseigener Anlagen für die Ablagerung von Abfällen, oder auf Dauer (dh. für länger als ein Jahr) eingerichtete Anlagen, die für die vorübergehende Lagerung von Abfällen genutzt werden.“

Österreichisches Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002

„Eine Deponie ist eine Anlage zur langfristigen Ablagerung von Abfällen.“

Österreichische Deponieverordnung (DeponieV 1996)

„Deponien im Sinne dieses Gesetzes sind Beseitigungsanlagen zur Ablagerung von Abfällen oberhalb der Erdoberfläche (oberirdische Deponien) oder unterhalb der Erdoberfläche (Untertagedeponien).“

Deutsches Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz 1994

„Deponien sind Abfallanlagen, in denen Abfälle endgültig und kontrolliert abgelagert werden.“

Schweizerische Technische Verordnung über Abfälle (TVA) 1990

Eine Deponie ist „eine Abfallbeseitigungsanlage für die Ablagerung von Abfällen oberhalb oder unterhalb der Erdoberfläche (d.h. unter Tage), einschließlich [...] einer auf Dauer angelegten (d.h. für länger als ein Jahr eingerichteten) Anlage, die für die vorübergehende Lagerung von Abfall genutzt wird.“

Richtlinie 1999/31/EG des Rates der Europäischen Union über Abfalldeponien

In den fünf Definitionen lassen sich folgende Gemeinsamkeiten finden: (i) Eine Deponie ist auf den Inhalt „Abfall“ beschränkt, also im Allgemeinen anthropogen. (ii) Sie ist eine „Anlage“, somit ein künstlich errichtetes Bauwerk und damit auch räumlich begrenzt. (iii) Ausgenommen die deutsche Regelung dient sie der „langfristigen“, „endgültigen“ oder „auf Dauer angelegten“ Lagerung dieser Abfälle.

Die im Vergleich zur wissenschaftlichen Definition aus operationellen Gründen notwendigen Einschränkungen des Begriffes, führen dazu, dass Ablagerungen, die objektiv betrachtet deponieähnlich sind, in der abfallwirtschaftlichen Praxis nicht als Deponie bezeichnet werden.

Zwei Beispiele:

Die Ablagerung von Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ist zweifelsohne langfristig, der abgelagerte Klärschlamm ist als Abfall zu bezeichnen und die Ablagerung ist darüber hinaus räumlich begrenzt. Sie erfolgt aber nicht in einer Anlage. Daneben erfüllt dieser Ablagerungstyp auch die wissenschaftliche Definition vom Beginn dieses Abschnittes nicht.

Bergbauhalden andererseits, also Ablagerungen von Bergbauabfällen (taubes Material etc.), gelten in Österreich selbst dann nicht als Deponie im abfallwirtschaftlichen Sinne, wenn sie in einer dafür vorgesehenen Anlage abgelagert werden, da Bergbauabfälle a priori nicht ins Abfallwirtschafts- sondern ins Montanrohstoffrecht fallen. Bergbauhalden sind daher auch nicht von der Deponieverordnung betroffen.

Je nach Anwendungsbereich werden die oben angeführten abfallwirtschaftlichen Definitionen noch durch Zusätze wie Ablagerungsort („oberirdisch“) ergänzt.

Um operationell bedingte Einschränkungen zu umgehen und daraus resultierende Begriffsverwirrungen zu vermeiden, wird in dieser Arbeit der Begriff „Deponie“ wie folgt verwendet:

Eine Deponie ist eine anthropogene, räumlich begrenzte Ablagerung von Abfällen mit einer bestimmten Mächtigkeit.

1.2.2 Sonstige Begriffe

Begriffe aus der Stoffflussanalyse (zitiert aus ÖWAV, 2003)

Ein Stoff besteht aus identischen Einzelteilen und ist demzufolge ein chemisches Element (Einzelteil Atom, z. B. Stickstoff, Kohlenstoff oder Kupfer) oder eine chemische Verbindung in reiner Form (Einzelteil Molekül, z. B. NH_4^+ , CO_2 oder Kupfersulfat). Keine Stoffe sind beispielsweise Trinkwasser, da es nicht nur aus reinem Wasser, sondern auch aus Kalzium und vielen Spurenelementen besteht, oder PVC, da es neben polymerisiertem Vinylchlorid auch Additive enthält.

Ein Gut besteht aus einem oder mehreren Stoffen und ist handelbar. Der Wert von Gütern kann sowohl positiv (Heizöl, PKW) als auch negativ (Restmüll, Abwasser) sein. In besonderen Fällen gibt es Güter, die keinen monetären Wert aufweisen, das heißt sie verhalten sich wertmäßig neutral. Beispiele dafür sind Luft, Abluft oder Niederschlag.

Ein Prozess beschreibt die Umformung, den Transport oder die Lagerung von Gütern und Stoffen. Beispiele für Prozesse sind: der Stoffwechsel eines Organismus (z. B. Mensch, Kuh), eine Tätigkeit (z. B. Mülltrennung im Haushalt), Vorgänge in einer Anlage (z. B. Müllverbrennungsofen, Papierfabrik, Deponie) oder in einem Umweltmedium (z. B. Atmosphäre, Hydrosphäre, Boden) oder eine Dienstleistung (z. B. Müllsammlung). Ein Prozess wird oft als Black-Box definiert, das heißt die Vorgänge innerhalb dieses Prozesses werden nicht betrachtet. Sollen diese näher untersucht werden, dann kann der Prozess in mehrere Subprozesse untergliedert werden. Güter- oder Stoffflüsse in einen Prozess hinein werden als Inputs, solche aus Prozessen hinaus als Outputs bezeichnet (Importe und Exporte vgl. „System“).

Ein System bezeichnet die Menge an Elementen und deren Beziehung untereinander. Im Rahmen der Stoffflussanalyse bezeichnet man die Elemente eines Systems als Prozesse und Flüsse (Güter- und Stoffflüsse). Durch die Bezeichnung der Elemente im System werden diejenigen, die nicht zum System gehören, ausgegrenzt und damit die Systemgrenzen (s. u.) definiert. Ein System kann z. B. ein Betrieb (Müllverbrennungsanlage), eine Region (z. B. Kremstal), eine Nation (z. B. Österreich) oder auch ein Privathaushalt sein. In einem Stoffhaushaltssystem ist jedes Gut durch je einen zugehörigen Herkunfts- und Zielprozess eindeutig identifiziert.

Systemgrenzen definieren die zeitliche und räumliche Abgrenzung des zu untersuchenden Systems. Als zeitliche Grenze wird oft ein Jahr gewählt, als räumliche Grenze kann z. B. eine politische, hydrologische oder betriebliche Grenze verwendet werden. Güter- oder Stoffflüsse in ein System hinein werden als Importe, solche aus dem System hinaus als Exporte bezeichnet.

Die Bewegung der untersuchten Güter und Stoffe zwischen einzelnen Prozessen wird als Fluss mit der Einheit Masse pro Zeit bezeichnet. Häufig wird statt „Fluss“ auch der Begriff „Fracht“ verwendet.

Ein Lager wird definiert als der Bestand von Gütern oder Stoffen innerhalb eines Prozesses. Es gibt prinzipiell zwei Gruppen von Lagern. Ein Beispiel für die erste Gruppe von „Lager“ im Prozess Müllverbrennungsanlage der Bestand an Müll im Bunker. Neu eingebrachter Restmüll ergibt einen Lagerzuwachs, die Verbrennung von Restmüll führt zu einem Lagerabbau. Ein Beispiel für die zweite Gruppe von „Lager“ ist der Bestand an Bauinfrastruktur (z. B. Gebäude). Neu erstellte Gebäudeteile ergeben einen Lagerzuwachs, der Abriss von Gebäudeteilen führt zu einem Lagerabbau.

Mittels einer Stoffflussanalyse (SFA) werden in einem zeitlich und räumlich exakt abgegrenzten System alle auftretenden Import-, Export-, Input- und Outputflüsse von Gütern und Stoffen quantifiziert und die Prozesse innerhalb dieses Systems bilanziert. Bei der Bilanzierung wird das Massenerhaltungsgesetz berücksichtigt. Das untersuchte System kann ein Einzelprozess oder eine Verknüpfung vieler Prozesse einschließlich der Unterprozesse sein.

Der Transferkoeffizient $k_{x,j}$ bezeichnet die Fraktion des gesamten in den Prozess eingeführten Stoffes x , die in das Outputgut j transferiert wird. Die Summe der Transferkoeffizienten aller Outputgüter muss immer 1 ergeben, wobei davon ausgegangen wird, dass auch allfällige Transfers ins Lager („Lagerungen“) bei der Summenbildung als „Outputs“ berücksichtigt werden. Je nach Fragestellung kann in Einzelfällen für die Berechnung der Transferkoeffizienten nur ein Teilinput betrachtet werden: Beispielsweise wird für die Bestimmung der Effizienz der Oxidation bei der Restmüllverbrennung nur der Kohlenstoff im Restmüll berücksichtigt (ohne C in der zugeführten Verbrennungsluft).

Zeitliche Begriffe

Allgemeine Begriffe für Zeitspannen werden in dieser Arbeit wie folgt verwendet:

„kurzfristig“	$10^0 - 10^1$ Jahre	„Jahre“
„mittelfristig“	$10^1 - 10^2$ Jahre	„Jahrzehnte“
„langfristig“	$> 10^2$ Jahre	„Jahrhunderte und Jahrtausende“

1.3 Prozesse in Hausmülldeponien

1.3.1 Historisches

Wahrscheinlich eine der ersten Arbeiten, in der Prozesse in Abfallablagerungen in umfassender Form dargestellt sind, wurde von Wolters (1965) publiziert. Er beschreibt die biochemischen und physikalisch-chemischen Prozesse, denen organische und anorganische Substanzen in der Ablagerung ausgesetzt sind, analog zu den geologischen Prozessen „Alterung“, „Verwitterung“ und „Auslaugung“ (siehe hierzu auch Abschnitt 6.1.2).

In der Folge treten bei der Erforschung von Prozessen in Hausmülldeponien vor allem die anaerob ablaufenden biochemischen Abbauprozesse in den Vordergrund (z. B. Farquhar & Rovers, 1973, Songonuga, 1969; siehe Abschnitt 1.3.3). Dies hängt unter anderem damit zusammen, dass in den 1950er und 1960er Jahren auf dem Gebiet der kontrollierten Vergärung organischer Substanzen zum Zwecke der Biogasgewinnung große Fortschritte gemacht wurden. Barker (1956) postulierte als erster ein zweistufiges Modell der Methangärung, das das bis dahin gültige einstufige Modell der Zellulosevergärung von Omelianski (1906 zitiert in Braun, 1982) ablöste. Das schließlich noch heute gültige Dreistufenmodell wurde von Bryant (1977) formuliert (siehe Abbildung 1). Auf diesem Schema beruhen im Wesentlichen auch alle „deponiespezifischen“ Abbauschemata, wie etwa in Abbildung 2 wiedergegeben. Wissenschaftshistorisch interessant ist, dass das auch noch heute immer wieder zitierte Deponieemissionsschema nach Farquhar & Rovers (1973) (siehe Abbildung 5) aus einer Zeit stammt, als der anaerobe Abbau noch mithilfe des Zweistufenmodells erklärt wurde.

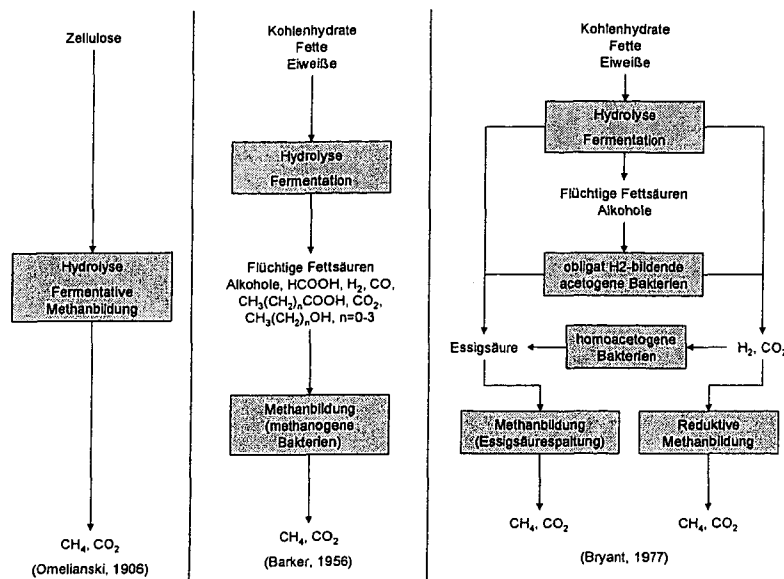
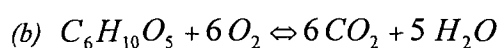
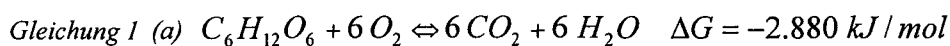


Abbildung 1: Schematische Darstellung des ein-, zwei- und dreistufigen Modells der Methangärung (aus Braun, 1982)

1.3.2 Aerobe biochemische Abbauprozesse

Solange der abgelagerte Abfall mit der Luft in Kontakt ist, laufen in der Deponie aerobe Umsetzungsprozesse ab. Diese sind prinzipiell mit Kompostierungsvorgängen 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. Als typische Reaktion in dieser Phase kann der aerobe Abbau von Glukose (Gleichung 1 a) oder eines Cellulose-Monomers (Gleichung 1 b) angeführt werden, die sich vereinfacht folgendermaßen darstellen (Freie Enthalpie ΔG berechnet nach Standardbildungsenthalpien ΔG^0 aus Lide, 1997):



1.3.3 Anaerobe biochemische Abbauprozesse

Sobald die Verbindung zum Luftsauerstoff durch Überlagerung mit neu eingebautem Abfall und anschließende Verdichtung unterbunden wird, kommen die aeroben Abbauprozesse zum Erliegen. Die darauf folgenden anaeroben Abbauprozesse verlaufen vereinfacht dargestellt in folgenden Phasen ab (nach Farquhar & Rovers, 1973), wobei die Phasen I bis III den Stufen der Methangärungsmodells nach Bryant (1977) entsprechen (siehe auch Abbildung 1, Abbildung 2, Abbildung 3 und Abbildung 5):

Phase der Hydrolyse und Fermentation (I)

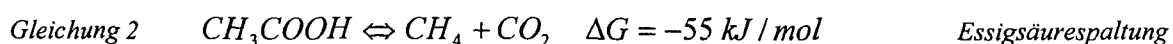
Die Biomasse wird durch hydrolytische Bakterien zu niedermolekularen Verbindungen abgebaut: Lipide werden zu Glycerin und Fettsäuren abgebaut, Proteine zu Aminosäuren und weiter zu Fettsäuren und Ammonium, Kohlenhydrate zu Zuckern, die dann weiter durch fermentative Bakterien zu Alkoholen, niederen Fettsäuren und anderen organischen Säuren abgebaut werden. Vor allem Aminosäuren werden aber auch zum Aufbau neuer Zellmasse herangezogen.

Phase der Versäuerung (Acidogene und acetogene Stufe) (II)

Es dominiert der Abbau der in Phase I gebildeten Produkte des hydrolytischen Abbaus. Dabei entstehen durch den Stoffwechsel acetogener und homoacetogener Bakterien, direkt oder über Zwischenprodukte, Essigsäure, Kohlendioxid und Wasserstoff. Für diese Phase ist ein pH-Wert < 6 charakteristisch.

Startphase der Methanbildung (Methanogene Stufe) (III)

Unter Einwirkung methanogener Bakterien beginnt sich Methan entweder infolge von Essigsäurespaltung oder Kohlendioxidreduktion zu bilden (siehe die vereinfachten Schemata in Gleichung 2 und Gleichung 3; nach Demers, 1988 zitiert in El-Fadel et al., 1996a; Freie Enthalpie ΔG berechnet nach Standardbildungsenthalpien ΔG^0 aus Lide, 1997). Etwa 70 % des gebildeten Methans stammen dabei aus der Essigsäurespaltung (Braun, 1982).



Der Grund für den relativ späten Start der Methanbildung liegt einerseits in der um den Faktor 10 bis 20 niedrigeren Vermehrungsrate methanogener Bakterien im Vergleich zu acetogenen, andererseits wirken sich hohe Konzentrationen organischer Säuren negativ auf methanogene Bakterien (optimaler pH-Wert um 7) aus (Ehrig, 1978).

Ein weiterer wesentlicher Faktor der Gasproduktion ist der Wassergehalt in der Ablagerung. Liegt dieser unter 20 %, so findet keine Gasbildung statt. Der optimale Wassergehalt für die Methanbildung läge bei 91-98 % (Spendlin, 1991), Restmüll hat vor der Deponierung einen vergleichsweise niederen Wassergehalt von etwa 30 % (Fehring et al., 1997).

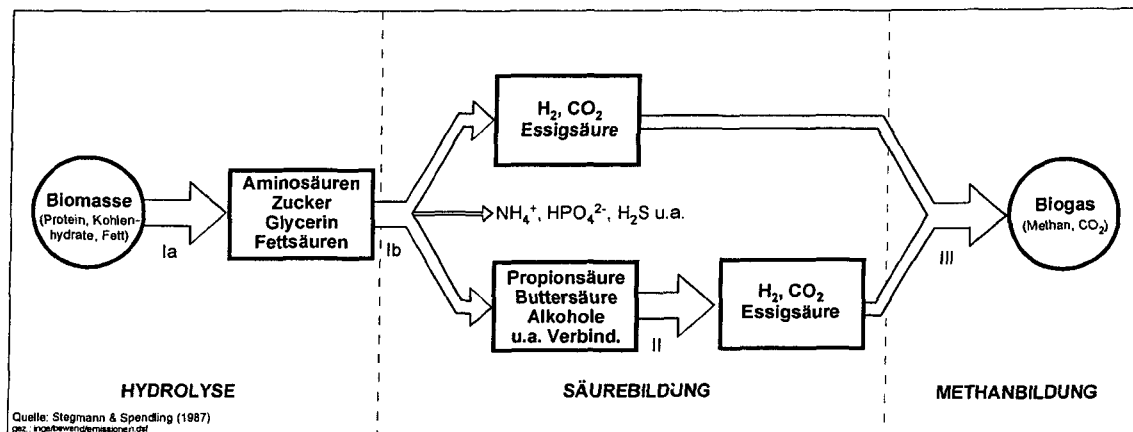


Abbildung 2: Vereinfachtes Schema der in einer Hausmülldeponie ablaufenden anaeroben Prozesse. (nach Schobert, 1978 zitiert in Stegmann & Spendlin, 1987)

Diese oft zitierte Abbildung beruht zwar auf dem Modell der dreistufigen Methangärung nach Bryant (1977), aus ihr gehen aber nicht die zwei unterschiedlichen Arten der Methanbildung – Essigsäurespaltung und Reduktion von Kohlendioxid – hervor (siehe dazu Abbildung 1).

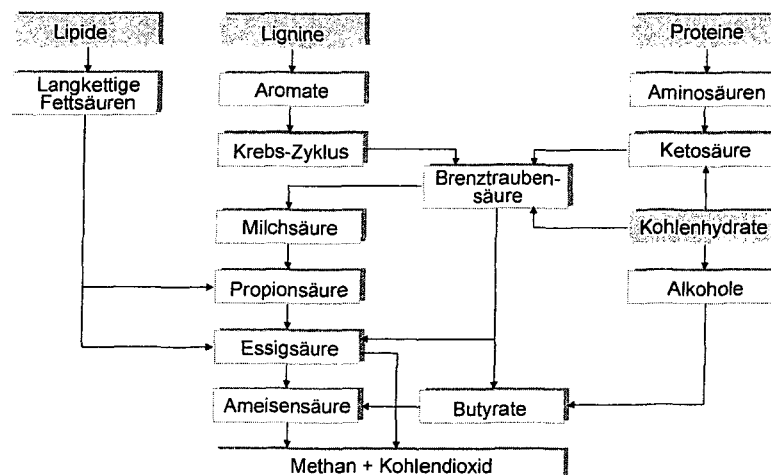


Abbildung 3: Ausgangssubstanzen und Produkte des anaeroben Abbaus in Hausmülldeponien (nach Stafford et al, 1981)

Stabile Methanphase (IV)

Aufgrund des sich einstellenden Gleichgewichts zwischen den einzelnen Abbaureaktionen stellt sich schließlich eine konstante Gasproduktion ein. Der Methananteil im Deponiegas liegt um die 55 Vol-% (Gendebien et al., 1992). Im Gas finden sich neben Kohlendioxid als zweitem Hauptbestandteil noch geringe Anteile an Schwefelwasserstoff aus der Sulfatreduktion 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. Die stabile Methanphase ist nach Ehrig (1989) durch ein BSB₅/CSB-Verhältnis im Sickerwasser von < 0,1 gekennzeichnet.

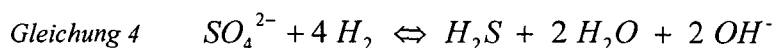
Ausklingphase (V)

Für diese Phase ist ein Rückgang der Gasproduktion – und somit ein Rückgang der messbaren biologischen Aktivität – charakteristisch. Es dominieren im Deponiekörper nunmehr schwer und langsam abbaubare organische Substanzen. Weiters ist diese Phase durch Intrusion von Luft gekennzeichnet. Es kommt also allmählich wieder zur Etablierung aerober Verhältnisse.

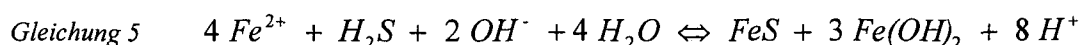
1.3.4 Physikalische und chemische Prozesse

An physikalischen Prozessen ist vor allem die Auswaschung leicht löslicher Salze (z. B. von Chloriden) von Bedeutung. Diese Prozesse sind von deren Gesamtgehalt im Abfall abhängig, nicht jedoch von den Milieubedingungen, wie pH-Wert und Redoxpotential.

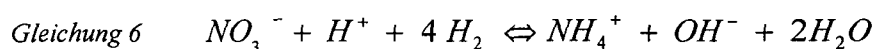
Die wesentlichen chemischen Prozesse jedoch werden zum Großteil von pH-Wert und Redoxpotential gesteuert. Hier ist insbesondere das Verhalten von Schwefelverbindungen, die hauptsächlich aus Proteinen und mineralischen Bestandteilen des Hausmülls stammen, von Bedeutung. Während in der Phase der Versäuerung 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 4 nach Braun, 1982):



Der Schwefelwasserstoff reagiert in weiterer Folge mit Metallverbindungen, wodurch die Metalle in Form von schwerlöslichen Metallsulfiden nach folgendem Muster immobilisiert werden:



Eine weitere charakteristische Reaktion betrifft Nitrationen, die unter Abwesenheit von Sauerstoff durch fakultativ anaerobe Nitratreduzierer zu Ammonium reduziert werden (Gleichung 6 nach Braun, 1982):



Die Reihenfolge der einzelnen Reduktionsreaktionen ist elektrochemisch durch das Redoxpotential bedingt. Der am wenigsten elektronegative Reaktant wird bevorzugt mit Elektronen besetzt. Dadurch ergibt sich die Reduktionsreihenfolge Nitrat-Sulfat-Kohlendioxid (siehe Abbildung 4).

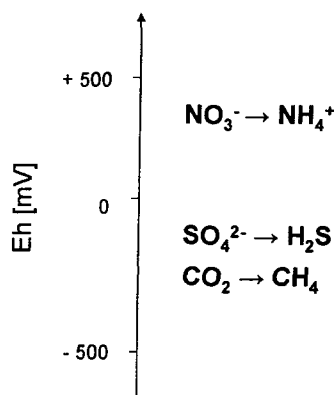
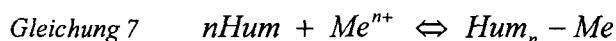


Abbildung 4: Reduktionsreihenfolge anorganischer Wasserstoffakzeptoren (aus Braun, 1982)

Förstner et al. (1989) weisen darauf hin, dass neben Redox- und Fällungsreaktionen auch Adsorptions- und Desorptionsprozesse eine große Rolle bei der Immobilisierung und 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 & Neretniks (1997) zeigen in ihrer Literaturstudie zu Transport- und Abbauprozessen in Deponien, dass in diesem Zusammenhang vor allem Huminstoffe (Hum) nach folgendem Muster Metalle (Me) binden:



1.4 Emissionen aus Hausmülldeponien

Abbildung 5 zeigt die in vielen Publikationen verwendete Darstellung der kurz- bis mittelfristig aus Hausmülldeponien zu erwartenden Emissionen. Obwohl sie die Autoren nur schematisch verstanden wissen wollen, soll sie doch einen Zusammenhang zwischen der Sickerwasserbelastung und der Gasproduktion belegen. Basis für diese, und andere ähnliche Abbildungen, waren sehr frühe Arbeiten um 1970, die sich mit dem Prinzip anaerober Abbauprozesse beschäftigten (z. B. Farquhar & Rovers, 1973 oder Songonuga, 1969) sowie Versuche in Simulationsreaktoren in den 1980er Jahren (z. B. Stegmann, 1981; Barlaz et al., 1987; Spendlin & Stegmann, 1988). In diesen Arbeiten wurde ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Sickerwasseremissionen und Gasproduktion nachgewiesen, beispielsweise, dass während der sauren Phase keine Methanemissionen auftreten. Ehrig (1991) weist jedoch darauf hin, dass dies eine idealisierte Annahme ist, die für kleine, homogene Ablagerungen gelten mag. Er konnte zeigen, dass im Normalfall beispielsweise mit der Absenkung des BSB₅/CSB-Verhältnis unter 0,1 – dieser Wert wird gemeinhin als Eintrittszeitpunkt der stabilen Methanphase gesehen – bereits über 80 % des Gasbildungspotentials der leicht abbaubaren Substanzen aus der Deponie ausgetragen wurden. Ehrig sieht den Grund darin, dass sich in einer großen Deponie verschiedene Bereiche in verschiedenen Abbauphasen befinden und es damit zum Zeitpunkt, zum dem sich der Durchschnitt der Deponie noch in der sauren Phase befindet, bereits Gas produziert wird.

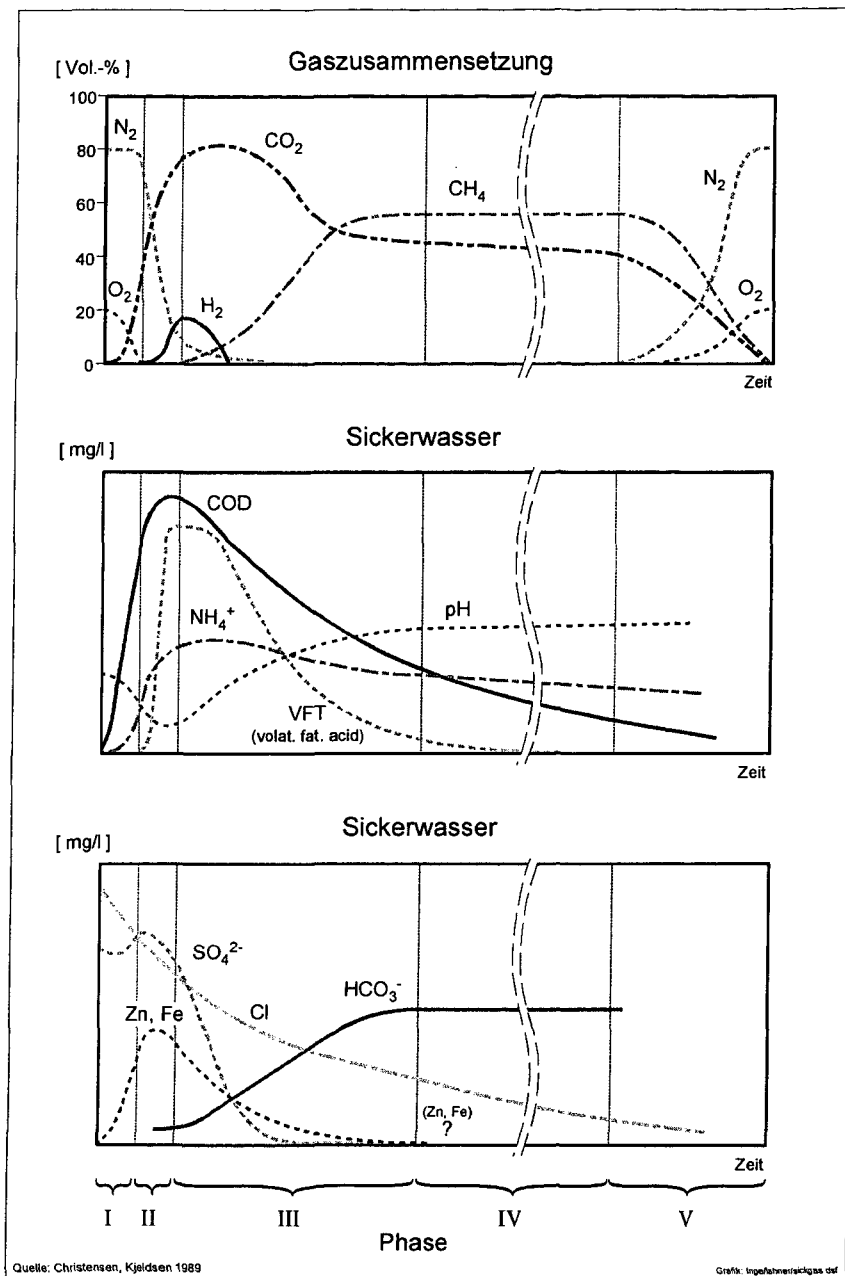


Abbildung 5 Grobschema der nach Phasen (I-V, siehe Abschnitt 1.3) aufgeschlüsselten Zusammensetzung von Deponiegas und -sickerwasser (nach Farquhar & Rovers, 1973).

1.4.1 Stoffaustrag über den Gaspfad

Theoretisch können nach dem Gesetz von Avogadro aus 1.000 kg Kohlenstoff, unabhängig davon, ob Methan oder Kohlendioxid entsteht, 1.870 m³ Deponiegas gebildet werden. In einer Aufstellung von Gendebien et al. (1992) finden sich publizierte Deponiegasmengen und Deponiegasbildungsraten verschiedener Autoren. Die aufgeführten Deponiegasmengen bewegen sich in einem Rahmen von 40 bis 500 m³/t Abfall. Der Durchschnitt liegt zwischen

150 und 300 m³/t Abfall. In einer Literaturschau empirisch ermittelter Deponiegasmengen von hausmüllähnlichen Abfällen gibt Ehrig (1986) einen mittleren Ertrag von 180 bis 240 m³ Deponiegas pro Tonne Abfall an. In der Praxis sind die gemessenen Deponiegasmengen (tatsächliche Gasproduktion) geringer. Sie schwanken zwischen 100 bis 125 m³/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 % angegeben (z. B. Ehrig 1986; 1991). Gendebien et al. (1992) errechneten aus ihren umfangreichen Datensätzen einen durchschnittlichen Wert von 55 Vol-%. Der Rest besteht vor allem aus Kohlendioxid mit einem geringen Anteil an Stickstoff- und Wasserstoffgas, Schwefelwasserstoff, flüchtigen organischen „Nicht-Methan-Verbindungen“ (NMVOC – non-methane volatile organic compounds) sowie flüchtigen Abfallbestandteile (z. B. FCKW aus Baurestmassenanteilen im Hausmüll).

1.4.2 Stoffaustrag über den Sickerwasserpfad

Eine der ersten Arbeiten über die Auswirkungen von „Müll- und Schuttablagerungen“ auf das Grundwasser stammt von Rößler (1950/51). In dieser Publikation werden, aufbauend auf Messreihen (1926-1939), bereits einige typische, durch (Hausmüll)deponien bedingte Veränderungen des Grundwassers beschrieben; etwa stark erhöhte Konzentrationen leicht löslicher Salze (Chlorid), erhöhte Wasserhärte und leicht erhöhte organische Belastung. Aufgrund der fehlenden Basisabdichtungen war es nur möglich die Emissionen aus diesen Deponien über den Umweg des Grundwassers sichtbar zu machen. Dies änderte sich, sobald Deponien mit Sickerwassersammelsystemen und Basisabdichtung errichtet wurden.

In Tabelle 1 sind typische Sickerwasseremissionen für die Phase der Versäuerung und die Methanphase angegeben.⁵ Während der sauren Phase sind die Konzentrationen organischer Säuren im Sickerwasser sehr hoch, worauf die hohen Werte der organischen Summenparameter (CSB, BSB) hinweisen, auch das BSB/CSB-Verhältnis ist relativ hoch.

⁵ Nochmals sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass es zwischen den einzelnen Abbauphasen fließende Übergänge gibt. Innerhalb des Deponiekörpers können verschiedene Abbauphasen gleichzeitig auftreten. Die Messwerte an der Deponiebasis geben somit nur eine Art Mittelwert der gesamten Deponie wieder.

Weiters zeigen sich erhöhte Konzentrationen an Schwermetallen und leicht löslichen Komponenten (Ca, Mg, SO₄). 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 1: 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 AEV Deponiesickerwasser (2003)

Parameter	Einheit	Saure Phase		Methanphase		AEV Deponie- sickerwasser (2003)
		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 2 sind Sickerwasserkonzentrationen rund 10 Jahre alter Restmülldeponien wiedergegeben. Werden die Werte mit denjenigen von Tabelle 1 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 Stickstoff⁶ um vier Größenordnungen sowie derjenige von organischem Kohlenstoff zwei Größenordnungen über den gesetzlichen Grenzwerten liegen.

Tabelle 2: Sickerwasserkonzentration ausgewählter Stoffe aus Hausmülldeponien nach verschiedenen Quellen

Zum Vergleich: Maximal zulässige Konzentration für die Einleitung von Sickerwässern aus Deponien in Fließgewässer nach AEV Sickerwasser und Grundwasserschwellenwertverordnung (GSwV)

	Belevi & Baccini (1989) *	Riehl-Herwirsch et al. (1995) **	AEV Deponiesicker- wasser (2003)	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 Werte 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

⁶ 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.

2 ZIEL

2.1 Fragestellung

Die vorliegende Arbeit hat zum Ziel

- (i) unterschiedliche Methoden zur Bestimmung des langfristigen Verhaltens von Hausmülldeponien in Hinblick auf die angewandten Methoden zu evaluieren, kritisch zu hinterfragen und Wissenslücken aufzuzeigen und
- (ii) eine darauf aufbauende Methode zur Abschätzung des langfristigen Deponieverhaltens zu entwickeln, die auf der geologisch-geochemischen Analyse natürlicher Analoga und dem Rückschluss auf Hausmülldeponien beruht.

2.2 Vorgangsweise

Zur Beantwortung der Fragestellungen wird folgende Vorgangsweise gewählt:

- Charakterisierung von Hausmüll und Hausmülldeponien sowie Festlegung einer geeigneten zeitlichen Systemgrenze für die Untersuchung des langfristigen Deponieverhaltens (Abschnitt 3)
- Darstellung des aktuellen Standes der Forschung (Abschnitt 4). Zu diesem Zweck werden in diesem Abschnitt auch Fallstudien herangezogen, die der Verfasser in den letzten Jahren bearbeitet hat.
- Analyse der Wissensdefizite (Abschnitt 5)
- Darstellung der Grundzüge eines möglichen Lösungsansatzes zur Schließung der Wissenslücken (Abschnitte 6.1 und 6.2)
- Detaillierte Entwicklung der Methode des Lösungsansatzes (Abschnitte 6.3 bis 6.6)
- Anwendung des entwickelten Modells auf ein fiktives Beispiel (Abschnitt 7)
- Darstellung der aus dem Ergebnis der Anwendung zu ziehenden Schlussfolgerungen (Abschnitt 8)

3 EIGENSCHAFTEN VON ABFÄLLEN UND ABLAGERUNGEN

Bevor die Wissensdefizite im langfristigen Verhalten von Hausmülldeponien dargelegt werden können (siehe Abschnitt 5), bedarf es auch einer Darstellung der Faktoren, die überhaupt bekannt sein müssen, um eine Deponie ganzheitlich beurteilen zu können. Diese sind untenstehend aufgelistet. Im Folgenden wird auf sie Punkt für Punkt eingegangen und es wird untersucht, inwieweit und in welcher Datenschärfe sie bekannt sind.

- Charakterisierung des Abfalls Hausmüll
 - Güterzusammensetzung
 - Elementare Zusammensetzung
 - Chemische Bindungsformen
 - Hydraulische Eigenschaften
- Charakterisierung der Ablagerung Hausmülldeponie
 - Physikalisch-chemische Bedingungen
 - Hydraulische Eigenschaften
 - Klimatische Standortverhältnisse
- Charakterisierung von Reaktionen und Wechselwirkungen über die Zeit

3.1.1 Charakterisierung des Abfalls Hausmüll

Vorbemerkung

Eine der wesentlichen Schlussfolgerungen der „Gerzensee-Tagung“ (Baccini, 1989) war, dass zur Bestimmung der Endlagerqualität von Abfällen, und somit zur Bestimmung des langfristigen Emissionsverhaltens von Abfällen jeglicher Art, primär die Abfallmatrix bekannt sein muss. Das Verhalten der Abfallmatrix bestimmt das langfristige biogeochemische Verhalten des Abfalls und damit letztlich auch das Verhalten der Spurenelementen (< 5 M-% der Bestandteile). Für das kurz- und mittelfristige Emissionspotential ist es beispielsweise entscheidend, ob Schwermetalle in einer leicht abbaubaren Kohlenstoffmatrix (z. B. Cd in Papier) oder in einer Kunststoffmatrix vorliegen (z. B. Cd als Stabilisator in PVC).

Das bedeutendste Matricelement im Falle von Hausmüll ist der organische Kohlenstoff. Er liegt im Hausmüll in verschiedensten Verbindungen vor, die biologisch zum Teil leicht abbaubar (C in Bioabfällen, Papier), zum Teil schwer abbaubar (C in Textilien, Holz) und

zum Teil sehr schwer abbaubar (C in Kunststoffen) sind. Diese unterschiedlichen Kohlenstofffraktionen bestimmen auch zu einem Großteil die von Hausmülldeponien ausgehenden Emissionen über den Gas- und Sickerwasserpfad. Daher wird in dieser Arbeit vorrangig auf die langfristige Entwicklung der Kohlenstoffmatrix eingegangen.

Daneben können auch Elemente wie Stickstoff, Schwefel und Chlor als Matrixelemente von Hausmüll gelten. Auf letzteres wird im Rahmen dieser Arbeit vor allem als Bestandteil leicht löslicher Salze (z. B. NaCl – Kochsalz) eingegangen, da das im Sickerwasser gelöste Chlorid-Ion als Repräsentant für hydrochemisch sehr mobile Stoffe herangezogen werden kann. Schwefel wird vor allem in seiner Form als Metallsulfid als Indikator für anaerobe Verhältnisse herangezogen. Auf Stickstoff wird in dieser Arbeit nicht eingegangen.

In zweiter Linie werden auch Spurenelemente, und hier ausschließlich Schwermetalle, betrachtet.

Die Güterzusammensetzung bietet sowohl für die Zusammensetzung der Abfallmatrix als auch für die Spurenelemente erste Anhaltspunkte. Auch die in den Abfällen vorkommenden chemischen Verbindungen sind über die Güterzusammensetzung wesentlich einfacher (und wahrscheinlich auch genauer) bestimmbar als durch direkte chemische Analyse.

Die Güterzusammensetzung von Hausmüll und Restmüll ist aus vielen Untersuchungen bekannt. Zur Anwendung kommen und kamen dabei im Wesentlichen die Methoden der direkten (Sortieranalyse) und der indirekten Müllanalyse, wobei erstere mit Abstand öfter eingesetzt wird (zu Vor- und Nachteilen der beiden Verfahren siehe Brunner & Ernst, 1986). Die Ergebnisse aus Sortieranalysen werden in Österreich im alle drei Jahre erscheinenden Bundesabfallwirtschaftsplan publiziert. Tabelle 3 zeigt das Ergebnis der Analyse im BAWP (1998). 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:

- (i) Restfraktion ist Feinmaterial, welches bei der Sortieranalyse aufgrund der Korngröße keiner anderen Fraktion mehr zugeordnet werden kann, es wird angenommen, dass es anteilmäßig gleich zusammengesetzt ist wie der gesamte Restmüll.
- (ii) Für Verbundstoffe wird angenommen, dass sie zu 50 % aus Papier, zu 37,5 % aus Kunststoff und zu 12,5 % aus Metallen zusammengesetzt sind.

Tabelle 3 Prozentuelle Zusammensetzung von Restmüll, feucht (Quelle: BAWP, 1998)

	Anteil	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

Tabelle 4: Stoffkonzentration in Rest- und Hausmüll nach verschiedenen Autoren

	Fehringer et al. (1997)	Belevi & Baccini (1989)	Zimmermann et al. (1996)	Daxbeck et al. (2004)
	[mg/kg FS]	[mg/kg FS]	[mg/kg FS]	[mg/kg FS]
Kohlenstoff (organisch)	260.000*	290.000	270.000	240.000
Stickstoff	5.100	4.000	5.000	5.800
Schwefel	2.900	k. A.	3.000	2.000
Chlor	6.400	7.200	7.000	5.000
Cadmium	8,0	11	10	6,2
Quecksilber	1,2	k. A.	2	k. A.
Blei	590	400	500	410
Zink	800	1.200	1.000	620
Wassergehalt	270.000**	k. A.	240.000	310.000

* in Brunner et al. (2001) neu berechnet in Anlehnung an Neumayer (1999)

** neu berechnet gegenüber Fehringer et al. (1997) in Baumeler et al. (1998)

Die elementare Zusammensetzung kann am elegantesten mittels der Analyse von Produkten der Abfallbehandlung ermittelt werden. Diesbezüglich liegen Untersuchungen aus der Schweiz, und für Österreich, aus den Müllverbrennungsanlagen (MVA) Spittelau und Wels

vor. Diese Daten wurden auch in der Studie ASTRA (Fehrer et al., 1997) herangezogen. Zur Methode der indirekten Bestimmung siehe Morf & Brunner (1999). Tabelle 4 zeigt einen Überblick über Stoffkonzentrationen im Restmüll.

Tabelle 5: Zusammensetzung von Restmüll (überarbeitet nach Neumayer, 1999; aus Brunner et al., 2001)

Stoff	Restmüll-Anteile [% FS]
Lignin	6
Cellulose	16
Hemicellulose	7
Kohlenhydrate	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

Um die möglichen kurz- bis langfristigen Auswirkungen von Abfällen in Deponien auf die Umwelt einschätzen zu können, sind neben der Kenntnis über die elementare Zusammensetzung auch Informationen über die in den Abfällen enthaltenen chemischen Verbindungen notwendig. Sie bestimmen letztendlich, gemeinsam mit den Bedingungen in der Ablagerung, die Mobilität jedes Stoffes über die Zeit. In dieser Hinsicht sind an Produkten thermischer Abfallbehandlungsanlagen, etwa MVA-Schlacken, schon zahlreiche Untersuchungen durchgeführt worden. Im Gegensatz dazu sind die in Hausmüll vorkommenden chemischen Verbindungen zum Teil nur sehr vage bekannt. Untersuchungen beschränkten sich bis dato vor allem auf den Nachweis spezieller Verbindungen (Huminsäuren etc.) oder auf die Bestimmung des Zellulose/Lignin-Verhältnisses als ein Maß für den Abbaugrad des Abfalls. Aufgrund der Vielzahl von Stoffen, die vor allem im organischen Anteil des Abfalls vorliegen, und den damit verbundenen Analytikproblemen scheint auch eine direkte chemische Bestimmung der Verbindungen nicht zielführend. Neumayer (1999) wählte einen anderen Ansatz. Er bestimmte die Verbindungen theoretisch über die Güterzusammensetzung, indem er aus der Literatur die Verbindungen der einzelnen

Güter zusammenstellte. In einem nächsten Schritt bestimmte er auf diese Weise auch den Kohlenstoffgehalt. Im Forschungsprojekt BEWEND (Brunner et al., 2001; Döberl et al., 2002a) wurde diese Zusammensetzung leicht überarbeitet (Tabelle 5).

Die Bestimmung der hydraulischen Eigenschaften erscheint aufgrund der sehr heterogenen Zusammensetzung von Haus- oder Restmüll sehr schwierig. Laborversuche, wie sie etwa zur Bestimmung der Durchlässigkeit feinkörniger Sedimente herangezogen werden, sind allgemein für Hausmüll ungeeignet, da die untersuchten Volumina zu klein sind, um die Heterogenität repräsentativ wiedergeben zu können. In-situ Versuche (z. B. Versickerungsversuche) erscheinen in diesem Zusammenhang zielführender, allerdings sind bei derartigen Versuchen die Randbedingungen oft schlecht kontrollierbar. Einen ersten Anhaltspunkt über die hydraulischen Eigenschaften liefern Korngrößenanalysen (siehe Abbildung 6). Dabei ist zu beobachten, dass sich die Korngrößenzusammensetzung im Laufe der Deponierung bedingt durch den biologischen Abbau vom Stein-Kies-Bereich mehrheitlich in den Sandbereich verschiebt. Die Durchlässigkeit wird daher im Laufe der Zeit geringer, was die Bestimmung hydraulischer Parameter an Frischproben überhaupt fragwürdig erscheinen lässt.

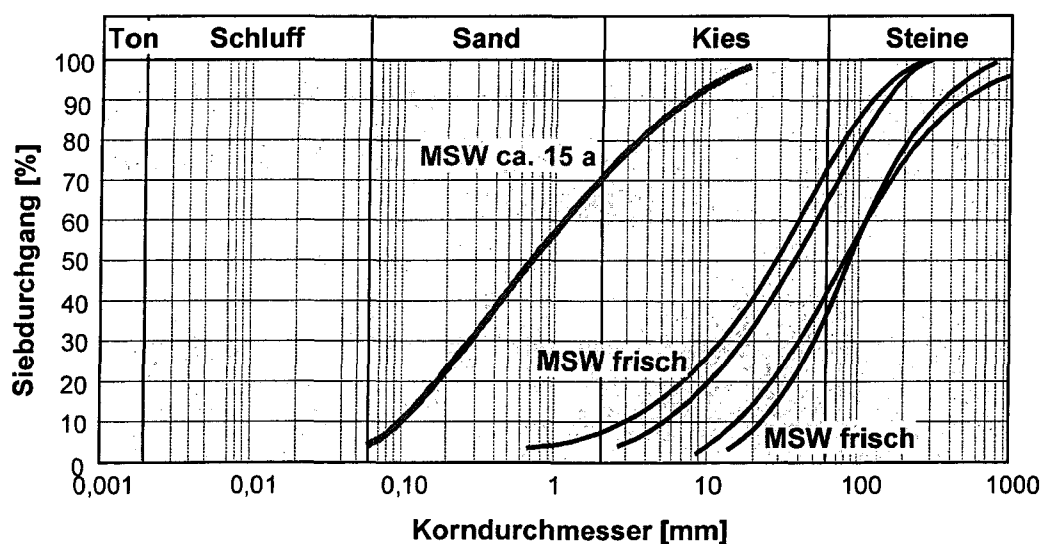


Abbildung 6: Korngrößenzusammensetzung frischen und 15 Jahre alten Hausmülls (nach Turczinski, 1988)

Ein weiteres Phänomen wurde von der Arbeitsgruppe um William Powrie an der University of Southampton in den letzten Jahrzehnten intensiv untersucht – die in der Ablagerung nach unten hin abnehmende Durchlässigkeit durch die Auflast der Deponie (z. B. Beaven & Powrie, 1995). Sie geben für „recent MSW landfills“ mit einer Dichte von 0,8 bis 1 t/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 erhöht sich die Dichte an der Sohle auf $1,2 \text{ t/m}^3$, die Durchlässigkeit verringert sich dadurch auf einen Wert von $k_f = 1,0E-06$ m/s. Anzumerken ist allerdings, dass sie bei ihren Untersuchungen von einem vollkommen homogenen Abfallkörper ausgehen, und die ermittelten Durchlässigkeiten somit nur eine Art Mittelwert aus den Durchlässigkeiten in bevorzugten Sickerwegen und im Matrixbereich darstellen. Zum Vergleich wurde im Projekt STRANDEZA (Döberl et al., 2002b) für die Matrixbereiche eine Durchlässigkeit von $3,5E-06$ m/s und für bevorzugte Sickerwege von $2,0E-03$ m/s angesetzt. Hier liegt auch eines der zentralen Probleme, bei der Bestimmung hydraulischer Eigenschaften: Die hydraulischen Eigenschaften des Abfalls sind grundsätzlich verschieden von den hydraulischen Eigenschaften der Ablagerung. Abfälle können wasserabweisendes bzw. wasserundurchlässiges (z. B. Kunststofffolien), wasserspeicherndes (z. B. Textilien) oder wasserleitendes (z. B. mineralische Komponenten) Verhalten aufweisen. Zwar lässt sich, sofern die Güterzusammensetzung bekannt ist, theoretisch eine Art Mittelwert über die Durchlässigkeit der Abfälle bilden. Doch ist diese mittlere Durchlässigkeit zu unterscheiden von der Durchlässigkeit der Ablagerung selbst, die noch wesentlich von technischen Einbauten (z. B. Gasbrunnen) oder durch die Einlagerung der Abfälle entstandene horizontale Schichtungsstrukturen geprägt wird. Allgemein erscheint daher die Bestimmung hydraulischer Eigenschaften von Abfällen im Labor als nicht zweckmäßig, außer es wird versucht die die Ablagerung prägenden Inhomogenitäten im Labor nachzustellen.

Üblicherweise wird neben der hydraulischen Durchlässigkeit auch die Wasserspannungs-Wassergehaltsbeziehung des Abfalls zur Charakterisierung der hydraulischen Eigenschaften herangezogen. Hierzu liegen aufgrund der technisch schwierigen Untersuchung nur zwei Datensätze aus der Literatur vor; Straub & Lynch (1982) sowie Colin et al. (1991), wobei aber nur erstere die Beziehung über einen größeren Wasserspannungsbereich experimentell ermittelten (Abbildung 7).

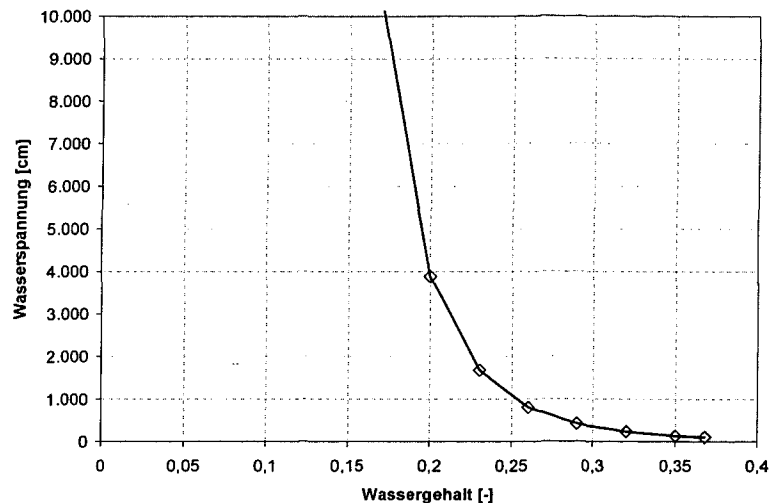


Abbildung 7: Wasserspannungs-Wassergehaltsbeziehung von Hausmüll (nach Straub & Lynch, 1982)

3.1.2 Charakterisierung der Ablagerung

Die physikalisch-chemischen Bedingungen in Hausmülldeponien sind aus der direkten Beobachtung bestehender Ablagerungen gut bekannt, allerdings nur, was deren kurz- bis mittelfristige Entwicklung betrifft (siehe dazu die Abschnitte 1.3 und 1.4). In Hausmülldeponien werden in der sauren Phase pH-Mittelwerte um 6 gemessen (Stegmann & Spendlin, 1987), Minima sind bis zu 3,5 bekannt (Dachroth, 1992). Für die Methanphase sind Werte um 8 charakteristisch, Maxima treten bis 9 auf (Stegmann & Spendlin, 1987). Das Redoxpotential, als die zweite wesentliche physikalisch-chemische Komponente, ist methodisch einwandfrei wesentlich schwieriger zu erfassen. Daher liegen in der Literatur auch kaum Vergleichswerte vor. Stegmann & Heyer (1995) geben für 15 Jahre alte Hausmülldeponien Redoxpotentiale zwischen -300 und -400 mV an, Roos et al. (1995) -265 mV für eine Deponie in der Methanphase.

Die klimatischen Standortbedingungen schließlich beeinflussen über die Niederschläge und die Evapotranspirationsrate den Wasserhaushalt einer Deponie ganz wesentlich. Auch hier sind klarerweise nur die aktuellen Werte sowie, im Gegensatz zu allen anderen Parametern, auch die historischen Daten zugänglich, sofern darüber Aufzeichnungen vorliegen. Die zukünftige Entwicklung der klimatischen Verhältnisse ist einer der Schlüsselparameter in der langfristigen Entwicklung von Deponien. Er ist gleichzeitig, wie die aktuellen Diskussionen über den anthropogen induzierten Klimawandel zeigen, der am schwierigsten abzuschätzende.

3.1.3 Charakterisierung der Wechselwirkungen über die Zeit

Die bisher besprochenen Parameter sind für sich alleine stehend allesamt statische Eigenschaften von Abfällen und Ablagerungen. Sie sind, wie Tabelle 6 zeigt, zudem relativ gut bekannt und gut messbar. Da das Emissionsgeschehen von Deponien aber nicht in Jahren, sondern über wesentlich längere Zeiträume abläuft, stellt sich die Frage nach den Wechselwirkungen einzelner, in der Deponie ablaufender Prozesse sowie über die Änderungen von Rahmenbedingungen im Laufe der Zeit. Deren Bestimmung ist die Hauptfrage der vorliegenden Arbeit. Bevor auf die Möglichkeiten zur Bestimmung eingegangen wird, soll ein kurzer allgemeiner Exkurs über den Einfluss des Faktors Zeit auf das Deponien und ihre Emissionen gegeben werden.

Tabelle 6: Liste der Faktoren, die bekannt sein müssen, um eine Deponie ganzheitlich beurteilen zu können sowie der heutige Wissensstand darüber

Parameter	Wissensstand
Charakterisierung des Abfalls	
Güterzusammensetzung	sehr gut
Elementare Zusammensetzung	gut bis sehr gut
Bindungsformen	mittelmäßig bis gut
Hydraulische Eigenschaften	gut
Charakterisierung der Ablagerung	
Physikalisch-chemische Bedingungen	gut
Hydraulische Eigenschaften	mittelmäßig bis gut
Klimatische Standortverhältnisse	sehr gut

3.1.4 Der Faktor Zeit

Abbildung 8 zeigt die Rolle, die die Zeit bei der Entwicklung von Deponien spielt. Die (vorerst) statischen Eigenschaften des Abfalls und der Ablagerung können als Ausgangspunkt vor dem Ablaufen verschiedenster Prozesse gesehen werden. Für den Start der Prozesse ist in vielen Fällen Wasser, z. B. die in den Abfällen primär enthaltene Feuchtigkeit, notwendig. Die dann ablaufenden Prozesse beeinflussen sich gegenseitig bzw. bedingen diese Prozesse auch Änderungen innerhalb der Ablagerung, die wiederum Rückkopplungen auf die ablaufenden Prozesse haben.

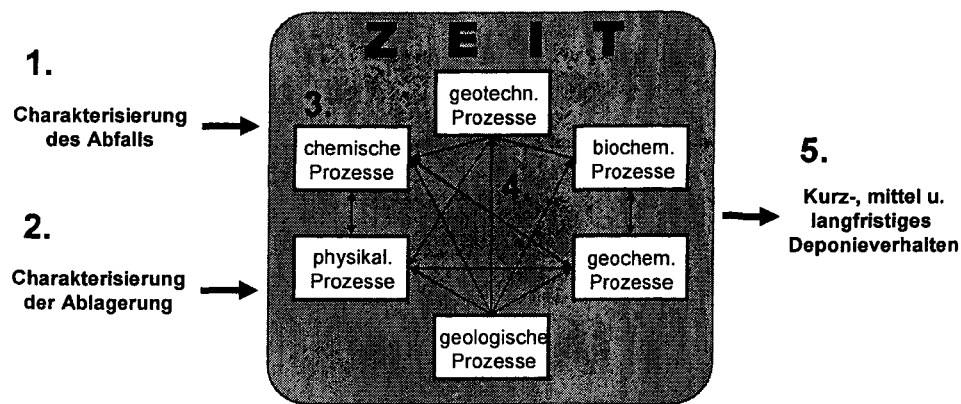


Abbildung 8: Vorgangsweise bei der Bestimmung des langfristigen Deponieverhaltens. Der Charakterisierung des Abfalls (1.) und der Ablagerung (2.) folgt die Charakterisierung der über die Zeit ablaufenden Prozesse (3.) und deren Wechselwirkungen untereinander (4.)

Untenstehend sind die wesentlichen in Deponien ablaufenden Prozesse, so wie sie in dieser Arbeit verwendet werden, mit repräsentativen Beispielen angeführt:

Physikalische Prozesse

- Auswaschung von löslichen Salzen über das Sickerwasser
- Adsorption von Ionen an Oberflächen

Biochemische Prozesse

- Aerobe und anaerobe Umsetzung organischen Kohlenstoffs
- Neubildung von Huminstoffen

Geotechnische Prozesse

- Setzungen im Deponiekörper

Chemische Prozesse

- Säure-Basen-Reaktionen
- Redox-Reaktionen
- Fällungsreaktionen
- Mobilisierung von Schwermetallen durch Komplexbildner

Geochemische Prozesse⁷

- Neubildung von Mineralphasen
- Phasenumwandlungen
- Ionenaustauschreaktionen
- Verwitterungsreaktionen an Mineralen

Geologische Prozesse

- Verwitterungsreaktionen (an Gesteinen)
- Erosion

Prinzipiell laufen alle Prozesse von Beginn an ab, doch ihr Stoffumsatz ist aufgrund der unterschiedlichen Geschwindigkeit, mit der sie ablaufen, sehr verschieden. Das ist auch der Grund, wieso etwa geologische Prozesse, z. B. Erosion, bei (abgedeckten) Deponien nicht als Prozesse wahrgenommen werden. Abbildung 9 stellt einen Versuch dar, anhand dreier unterschiedlicher Prozesse, deren potentiellen Einfluss auf den Stoffumsatz im Lebenszyklus einer Deponie darzustellen. Diese Darstellung geht davon aus, dass die klimatischen Verhältnisse, wie sie in Mitteleuropa zurzeit vorliegen, über den Betrachtungszeitraum konstant bleiben. Dann lässt sich bei Ansatz in Bodenkunde und Geologie üblicher Erosionsraten zeigen, dass über sehr lange Zeiträume letztlich der geologische Prozess Erosion zum entscheidenden wird (siehe hierzu Abschnitt 6.2.3).

⁷ Die Geochemie ist als Bindeglied zwischen der Chemie und den klassischen Geowissenschaften zu sehen. Victor Moritz Goldschmidt (1888-1947), der als Begründer der modernen Geochemie gilt, charakterisierte das Fachgebiet folgendermaßen: „*Hauptaufgabe der Geochemie ist es einerseits, quantitativ die Zusammensetzung der Erde und ihrer Teile zu bestimmen, andererseits die Gesetze aufzudecken, die die Verteilung der einzelnen Elemente regulieren.*“ (Goldschmidt, 1933; zitiert in Mason & Moore, 1985). Da in der vorliegenden Arbeit Deponien als „anthropogene Sedimente“ im Sinne von Baccini et al. (1992) (vgl. auch Wolters, 1965) aufgefasst werden, kann der Begriff „geochemischer Prozess“ auch für Vorgänge in Deponien verwendet werden. Damit ist aber eine Abgrenzung zum Begriff „chemischer Prozess“ nicht eindeutig möglich. Die oben vorgenommene Abgrenzung ist subjektiv und dient der Unterscheidung der angeführten klassischen chemischen Prozesse, die in Sedimenten ebenfalls als geochemische Prozesse zu bezeichnen wären, von Prozessen, die im Allgemeinen in Deponien kurz- und mittelfristig nicht betrachtet werden.

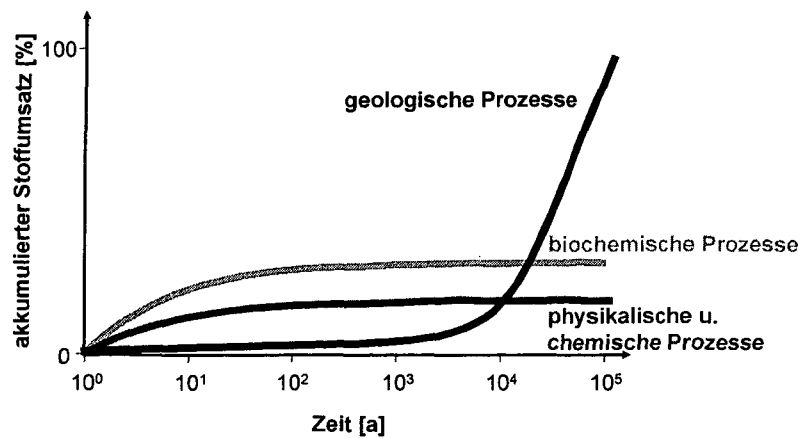


Abbildung 9: Akkumulierter Stoffumsatz verschiedener Prozesse im Laufe der Zeit

Die Frage die sich aber stellt, lautet: Ist es notwendig Deponien sowie Emissionen aus Deponien über derartig lange Zeiträume zu beobachten? Diese Frage stellt sich umso eindringlicher, als anscheinend die die Umwelt vordergründig stärker belastenden biochemischen und physikalisch-chemischen Prozesse mit der Zeit an Bedeutung verlieren. Welchen Zeitraum sollte also eine für Deponiebetrachungen geeignete zeitliche Systemgrenze umfassen?

3.1.4.1 Festlegung der zeitlichen Systemgrenze für Deponieuntersuchungen mit Hilfe eines anthropogenen Analogons

Um die am Ende des vorigen Abschnitts gestellte Frage nach einer sinnvollen zeitlichen Systemgrenze bei Untersuchungen an Deponien beantworten zu können, folgt an dieser Stelle ein kurzer Exkurs in die historische Montanarchäologie: ⁸

In den Ostalpen ist eine Reihe von Ablagerungen in prähistorischen Bergbaugengebieten bekannt. Zu den archäologisch am besten untersuchten Objekten gehören die auf rund 1.700 m ü. A. gelegenen Ablagerungen im bronzezeitlichen Bergbauggebiet Kelchalpe bei Kitzbühel. Erste archäologische Untersuchungen in diesem Gebiet wurden bereits Ende des 19. Jahrhunderts durchgeführt. Eine Detailuntersuchung, die auch eine bodenkundliche und geochemische

⁸ Selbstverständlich lassen sich für die untenstehenden Schlussfolgerungen auch jüngere, mit moderneren Methoden operierende als die besprochene Arbeit finden. Aus der Sicht des Verfassers ist aber insbesondere der Beitrag von Josef Schädler & Heinrich Preißer im Rahmen der Untersuchungen von Ernst Preuschen & Richard Pittioni (1937) als eine Pionierarbeit auf dem Gebiet der Umweltgeologie zu werten. Der Beitrag ist aber nicht nur von wissenschaftshistorischem Interesse sondern zeigt auch, wie früh eigentlich bereits bekannt war, dass aus Ablagerungen noch Jahrtausende später Emissionen auftreten können. Zudem sind die untersuchten Halden schon alleine aufgrund ihres bronzezeitlichen Alters von großem Interesse. Weitere Arbeiten zur Untersuchung historischer Bergbauhalden werden am Ende des Abschnitts besprochen.

Bearbeitung des Standortes beinhaltet, wurde von Preuschen & Pittioni (1937) vorgelegt. Zeitlich wurden die Ablagerungen aufgrund kulturhistorischer Befunde in dieser Arbeit auf späte Bronzezeit festgelegt, das heißt sie entstammen in etwa dem Jahr 800 v. Chr. und sind somit 2.800 Jahre alt. Neben einer Reihe von so genannten Scheidehalden (siehe Abbildung 10), die Nebengestein, Gangart und Erzreste enthalten, konnten auch die dazugehörigen Schmelzplätze mit Verhüttungsschlacken und Gusskuchen freigelegt werden.

Scheidehalde Nr. 32

Querprofile der Kulturhorizonte Maßstab 1:50

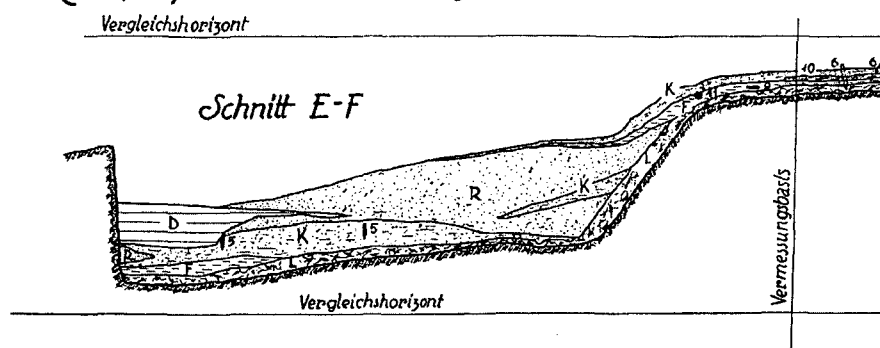


Abbildung 10: Schnitt durch eine bronzzeitliche Scheidehalde aus dem Bergbauggebiet Kelchalpe bei Kitzbühel (aus Preuschen & Pittioni, 1937)

- | | |
|---|---|
| D | Feinsediment (grauer Ton) |
| F | Torfartige Bildung (Reste der ehemaligen Oberkrume + Pflanzenreste) |
| K | Kulturschicht |
| L | Natürlicher Boden (Verwitterungshülle des anstehenden Gesteins) |
| R | Feinkornabgänge (Gangart, Erzreste) |

Schadler & Preißecker (1937) bearbeiteten im Rahmen der Untersuchungen den Inhalt der Halden sowie die nähere Umgebung geochemisch und „bodenkundlich“. Sowohl die Erzreste als auch Schlacken und Gusskuchen sind demnach Metallträger, die, entsprechend den abgebauten Kupferkiesen und Pyriten, Kupfer und Eisen als Hauptmetalle enthalten. Daneben konnten sie eine Reihe weiterer Nebenmetalle, etwa Ag, Au, Pb, Zn, Co, Sb, As, Bi, Sn oder Ni nachweisen. In den Scheidehalden wurden einerseits tonig-schluffige Bereiche (wahrscheinlich Schlammreste aus der Aufbereitung) identifiziert, in denen aufgrund des Sauerstoffabschlusses noch die ursprüngliche sulfidische Metallphase des Erzes erhalten war. Andererseits wurde und wird in grobkörnigeren Bereichen die Sulfidphase durch Luftsauerstoff über eine Carbonatphase (Malachit, Azurit) in Sulfat- und Oxidphasen (Ocker) umgewandelt. In den Halden selbst konnten zirkulierende sulfatische Metalllösungen, die ebenfalls aus der Verwitterung der Erze stammen, nachgewiesen werden. Die gelösten Sulfate werden teilweise, so sie in den reduzierenden Teil der Ablagerung kommen, wieder als Sulfid

ausgefällt. Erhöhte Metallkonzentrationen im Untergrund belegen weiters einen relevanten Austrag von Metallen in die nähere Umgebung der Ablagerungen. Durch wannenartig ausgebildete, nach unten mit feinkörnigem Material abgedichtete Strukturen innerhalb der Ablagerung, bilden sich, auch aufgrund der hohen Niederschlagsmenge ($> 1.500 \text{ mm/a}$), Vernässungshorizonte. In diesen hat sich im Laufe der Zeit eine „organische Restfraktion“ angesammelt, die als „torfartig“ beschrieben wird. Eine Datierung dieser organischen Substanz, etwa mit Hilfe der C-14-Methode, wurde bis dato leider nicht durchgeführt.

Vor dem Hintergrund der aufgeworfenen Frage – wie ist die zeitliche Systemgrenze bei Deponieuntersuchungen zu legen? – lässt sich aufgrund dieses Fallbeispiels folgendes festhalten:

- (i) Die prähistorischen Ablagerungen entsprechen der Definition des Begriffes „Deponie“ in dieser Arbeit. Sie sind daher prinzipiell unter Beachtung von Einschränkungen geeignet, als Analogon für Deponien herangezogen zu werden.
- (ii) Folgende Objekte werden als Analoga im Sinne von Abschnitt 6.1 herangezogen⁹:
 - a. Die sulfidischen Erze in den Scheidehalden für die sich in Hausmülldeponien im anaeroben Milieu bildenden Metallsulfide (vgl. Gleichung 5). Die „organische Restfraktion“ für den organischen Anteil in Hausmülldeponien
 - b. Der Prozess „Scheidehalde“ mit der zeitlichen Systemgrenze von rund 3.000 Jahren für den Prozess „Hausmülldeponie“
- (iii) Aus der Analyse der Analogien, ergeben sich zunächst zwei schon lange bekannte Phänomene:
 - a. Sulfide sind langfristig nur in anaerobem Milieu stabil.
 - b. Dringt Luftsauerstoff ein, kommen Oxidationsreaktionen in Gang, die auch zur Metallfreisetzung führen.Weitere Erkenntnisse sind:
 - c. Freisetzungs- und Immobilisierungsprozesse laufen auch noch Jahrtausende nach der Ablagerung ab.

⁹ Es soll nicht unerwähnt bleiben, dass neben den Erzresten auch die Schlacken und Gusskuchen als Untersuchungsobjekt sehr interessant erschienen. Da auch sie Produkt eines thermischen Prozesses sind, ist eine Ähnlichkeit mit Schlacken aus der Müllverbrennung zu erwarten. Und zwar einerseits was die elementare und andererseits die phasenpetrologische Zusammensetzung betrifft. Neuere Arbeiten, die einen rein umweltgeologischen Hintergrund hatten, belegen die prinzipielle Möglichkeit, Ablagerungen von Verhüttungsschlacken dieses Typs als anthropogenes Analogon für Monodeponien vom MVA-Schlacken heranzuziehen (z. B. Neinavaie et al., 1999).

- d. Im anaeroben Milieu bleiben einige organische Substanzen auch über Jahrtausende einigermaßen stabil, das heißt aber auch, dass das Emissionspotential dieser Substanzen auch nach Jahrtausenden noch vorhanden ist.
- (iv) Umgelegt auf das zu untersuchende Objekt „Hausmülldeponie“ wird aufgrund der Ergebnisse des Analogieschlusses eine zeitliche Systemgrenze von zumindest einigen Jahrtausenden vorgeschlagen.
- (v) Was die Beschränkung der zeitlichen Systemgrenze nach oben hin betrifft, wird aufgrund des Erosionsszenarios von Abschnitt 6.2.3 und der in derartigen Zeiträumen unvorhersagbaren Entwicklung der klimatischen Verhältnisse, 10.000 Jahre vorgeschlagen.

Selbstverständlich können auch jüngere Arbeiten angeführt werden, um zu ähnlichen Schlussfolgerungen zu gelangen, wenngleich sich die meisten dieser Arbeiten mit weit jüngeren Untersuchungsobjekten beschäftigen. Genannt seien hier die Arbeiten der Gruppe um Ulrik Lohm und Bo Bergbäck an der Universität Linköping, Schweden, etwa die Dissertation vom Stefan Karlsson, der den Einfluss hydrochemischer Parameter auf die Mobilität von Metallen aus Bergbauhalden aus dem 19. Jahrhundert bestimmte (Karlsson, 1987). Vom methodischen Standpunkt ist auch die Dissertation von Mats Eklund erwähnenswert, der über einen Stoffflussanalyseansatz historische Emissionen aus Metallhütten aufgrund chemischer Befunde von Böden, Sedimenten und mittels Dendrochronologie datierter Baumringe rekonstruierte (Eklund, 1995; Eklund et al., 1995).

In Österreich werden von der Geologischen Bundesanstalt seit 1993 systematisch historische Bergbau- und Hüttenstandorte kartiert. Bereits in der Anfangsphase wurden an ausgewählten Standorten auch geologisch-mineralogische Detailuntersuchungen durchgeführt, um das aktuelle Gefährdungspotential, etwa alter Schlackehalden, zu bestimmen (Schermann et al., 1994; Schedl et al., 1996-2001, Neinavaie & Pirkl, 1996)¹⁰.

¹⁰ Fölzer et al. (1988) publizierten beispielsweise auch Stoffflussanalysen historischer Metallhütten, ähnlich den in Linköping durchgeführten.

4 STAND DES WISSENS

4.1 Allgemeines zu Modellen

Die erste theoretische Auseinandersetzung mit dem Modellbegriff im Rahmen der „modernen“ (Natur-)Wissenschaft wird meist Ernst Mach (1838-1916) zugeschrieben. Er analysiert die Vermittlung von Erfahrung mit den Mitteln der Sprache und kommt zum Schluss, dass die Sprache die „Wirklichkeit“ modellhaft abbildet, indem er feststellt:

„Die Erfahrungen werden hier mehr oder weniger vollkommen in einfachere, häufig vorkommende Elemente zerlegt und zum Zwecke der Mitteilung, stets mit einem Opfer an Genauigkeit, symbolisiert.“ Ernst Mach zitiert in Fuchs (1968).

Hierin sind bereits die beiden wesentlichen Kennzeichen von Modellen enthalten: Die Symbolisierung der „Wirklichkeit“ durch Zerlegung und Klassifizierung (Abstraktion) sowie die Vereinfachung und das sich daraus ergebende „Opfer an Genauigkeit“ (Reduktion).

Für die praktische Anwendung von Modellen entscheidender ist die Aufgabe, die der Modellbildung beim Erkenntnisgewinn zufällt. Sie wird von einem Zeitgenossen Machs, Heinrich Hertz (1857-1894), in seiner Arbeit „Prinzipien der Mechanik“ auf einer die Naturwissenschaften betreffenden Ebene deutlich gemacht:

„Wir machen uns innere Scheinbilder oder Symbole der äußeren Gegenstände, und zwar machen wir sie von solcher Art, daß die denknotwendigen Folgen der Bilder stets wieder Bilder seien von den naturnotwendigen Folgen der abgebildeten Gegenstände.“ Heinrich Hertz (1894).

Damit ist der Idealtyp eines Modells definiert. In Weiterführung des Gedankenganges Machs, auf einer erkenntnistheoretischen Ebene, stellt sich natürlich die Frage, ob naturnotwendige Folgen mit dem Werkzeug des Denkens überhaupt abzubilden und in weiterer Folge mit dem Werkzeug der Sprache adäquat zu vermitteln sind.

Da Systeme oft zu komplex sind, um sie gedanklich vollständig zu erfassen und zu untersuchen, tritt, wie erwähnt, bei jedem Modellbildungsprozess neben der Abstraktion noch eine Reduktion auf die vermeintlich wesentlichen, manchmal auch auf die am besten fassbaren Parameter und Wechselwirkungen des Systems auf. Dieser Sachverhalt, sowie die

Gefahren, die damit verbunden sind, werden von Dennis Meadows und Kollegen in ihrem als Bericht des Club of Rome berühmt gewordenen Buch „Die Grenzen des Wachstums“ wie folgt dargelegt:

„Ein Modell ist nichts weiter als eine möglichst systematische Reihe möglichst realer Annahmen über ein wirkendes System - das Ergebnis des Versuchs, durch Wahrnehmung und mit Hilfe vorhandener Erfahrung eine von vielen Beobachtungen auszuwählen, die auf das betreffende Problem anwendbar sind, und so einen Ausschnitt aus der sinnverwirrend komplizierten Wirklichkeit zu verstehen.“ Dennis Meadows et al. (1973)

In der Praxis beginnt jede Modellbildung mit einer Problembeschreibung, die in einem Gedankenmodell mündet. Dieses wird in das eigentliche Modell (siehe „Modelltypen“ unten) übergeführt. Bei mathematischen Modellen folgt diesem Schritt noch die Übertragung in einen Lösungsalgorithmus. Der anschließenden Implementierung des Modells folgen eine Validierungsphase sowie eine Verifizierungsphase, eventuell noch Simulationsexperimente (ARGESIM, 2003).

4.2 Modelltypen

Modelle können nach vielfältigen Gesichtspunkten unterteilt werden, etwa nach materiellen (physikalischen oder gegenständlichen) und immateriellen (mathematischen oder abstrakten) Modellen.

Daneben kann auch zwischen qualitativen und quantitativen Modellen unterschieden werden. Bei ersteren sind die Systemgrößen und ihre Wechselwirkungen nur qualitativ (verbal) beschrieben, während bei letzteren die Systemgrößen und ihre Wechselwirkungen quantitativ, das heißt durch eindeutige physikalische Größen und mathematische Beziehungen beschrieben sind.

Mögliche zukünftige Systementwicklungen werden durch Simulationen vorhergesagt, wobei unter einer Simulation die Bildung einer Prognose mit Hilfe des Experimentierens innerhalb der Modellebene, also die Durchführung von Versuchen in einem materiellen oder Hochrechnungen in einem immateriellen Modell eines Systems verstanden wird.

Bei der Durchführung von Simulationen treten im Allgemeinen folgende vier Fehlerquellen auf:

(i) Vereinfachungsfehler bei der Bildung eines quantitativen Modells, (ii) Verfahrensfehler bei der Auswahl und Anwendung eines in der Regel zwangsweise ungenauen Rechenverfahrens, (iii) Rechenfehler, da Computer nur mit endlich vielen Stellen rechnen können und evtl. Rundungsfehler sich gegenseitig auch noch verstärken können, sowie (iv) Interpretationsfehler beim Schließen vom errechneten zukünftigen Modellzustand auf den realen zukünftigen Systemzustand, denn hier handelt es sich in der Regel nur um eine spekulative Vorhersage. Diese vier Fehlerquellen können sich gegenseitig verstärken, aber auch verringern (Kohorst, 1996).

Im Bereich der Deponiemodelle kommen sowohl materielle (Deponien im Maßstab 1:1, Pilotanlagen sowie Lysimeter und Deponiesimulationsreaktoren) als auch immaterielle Modelle (mathematische, physikalisch-chemische Modelle) zum Einsatz. Die Vorhersage des langfristigen Emissionsverhaltens beruht entweder auf Extrapolation bestehender Daten (Deponien im Maßstab 1:1, Pilotanlagen), auf Simulation (Deponiesimulationsreaktoren und andere Laborversuche; immaterielle Modelle) oder auf Messung/Beobachtung bereits abgelaufener Prozesse (Untersuchungen an Analoga). Simulationen an materiellen Deponiemodellen (Deponiesimulationsreaktor, andere Laborversuche) liegen zwangsläufig ihrerseits wieder materielle Modelle zugrunde. Es findet also in gewisser Weise eine Koppelung zweier Modelle statt.

4.3 Modellvorstellungen und Methoden zur Bestimmung des langfristigen Deponieverhaltens

Während kurzfristige Emissionen dank konkreter Erfahrungen an bestehenden Deponien qualitativ und quantitativ gut abgeschätzt werden können, basieren bereits mittelfristige Vorhersagen des Emissionsverlaufes auf Modellen. Diese Modelle können zwar unter gewissen Voraussetzungen und Einschränkungen auch für die Vorhersage langfristiger Emissionen 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 (Beispiel: Klima, physikalisch-chemisches Milieu im Deponiekörper).

Zur Bestimmung mittel- und langfristiger Emissionen aus Deponien sind prinzipiell vier unterschiedliche Ansätze denkbar:

1. Beobachtungen an bestehenden Deponien (Maßstab 1:1 oder Pilotmaßstab)
2. Laborversuche im weiteren Sinne (Deponiesimulationsreaktoren, Auslaugversuche)
3. Hydrologisch-chemisch-physikalische Modellierungen (mathematische Wasser- und Stoffhaushaltsmodelle)
4. Vergleiche mit und Feldmessungen an natürlichen oder anthropogenen Analoga

Beobachtungen an bestehenden Deponien sind vordergründig am besten geeignet das Deponieverhalten zu beschreiben, da die ermittelten Daten keiner Rücktransformation auf reale Deponieverhältnisse bedürfen. Der zu erfassende Zeitraum bleibt allerdings auf wenige Jahrzehnte beschränkt, sodass diese Möglichkeit zur Bestimmung des langfristigen Verhaltens praktisch ausscheidet. Möglichkeiten dieses Problem zu umgehen, finden sich im Abschnitt 4.3.1. Laborversuche erlauben die Simulierung langer Zeiträume durch künstliche Beschleunigung derjenigen Prozesse, denen das abzulagernde Material unter Deponiebedingungen ausgesetzt sein könnte („Auslaugtests“ oder Elutionstests). Untersuchungen hierzu liegen sowohl im Labor- als auch im Lysimetermaßstab vor. In den Abschnitten 4.3.2 und 4.3.3 werden Ansätze für verschiedene Laborversuche vorgestellt. Zur Beschreibung langfristiger Deponieprozesse wurden bis dato fast ausschließlich derartige Labor- und Lysimeterversuche („Deponiesimulationsreaktoren“ - DSR) herangezogen. Umfassende Modellierungen hydrologisch-chemischer Natur auf mathematischer Basis waren entweder auf anorganische Abfälle oder auf sehr spezifische Fragestellungen beschränkt (siehe dazu Abschnitt 4.3.4). Die Methode des Vergleiches mit natürlichen oder anthropogenen Analoga zum Zweck der Beschreibung des langfristigen Deponieverhaltens organischer Abfälle existiert hingegen erst in Ansätzen (siehe Abschnitt 6.1).

Tabelle 7 zeigt Charakteristika und Fehlerquellen der betrachteten Modelle. Mit Ausnahme mathematischer Modelle handelt es sich bei allen um materielle Modelle, allerdings verschiedenen Abstraktions- und Reduktionsgrades. Während bei materiellen Modellen der Abstraktions- und Reduktionsgrad eher gering ist – bei Analogiebetrachtungen hängt dies stark vom jeweiligen Analogon ab –, wird die höchste Abstraktion und meist auch Reduktion bei hydrologisch-chemischen Modellen erreicht, bei denen die Realität mit mathematischen Gleichungen abgebildet wird.

Tabelle 7: Übersicht und Charakteristika von Modellen zur Bestimmung des langfristigen Emissionsverhaltens von Deponien

	1:1-Modelle Pilotanlagen	Simulationsreaktoren Auslaugtests	Mathematische Modelle	Untersuchung von Analoga
Modelltyp	materiell	materiell	immateriell	materiell
	quantitativ	quantitativ	quantitativ	quantitativ/qualitativ
Vorhersagemethode	Extrapolation/ Beobachtung	Simulation materiell (Extrapolation)	Simulation immateriell	Beobachtung
Vorhersagezeitraum	Jahrzehnte	Jahrhunderte	theoretisch ∞	Jahrtausende
Fehlermöglichkeiten				
Vereinfachungsfehler	(+)	+ bis ++	++	++
Verfahrensfehler	-	+	++	++
Rechenfehler	-	-	+	-
Interpretationsfehler	+	++	+	++
Abstraktionsgrad	sehr nieder	nieder	sehr hoch	mittel-hoch
Reduktionsgrad	sehr nieder	mittel	(sehr) hoch	mittel

Fehlermöglichkeiten

- nicht zu erwarten
- (+) eventuell möglich
- + möglich
- ++ große Gefahr

4.3.1 Deponien im Maßstab 1:1 sowie Pilotanlagen

4.3.1.1 Prinzipielle Methode

Messwerte bestehender Deponien oder eigens für wissenschaftliche Zwecke angelegter Versuchs- oder Pilotanlagen werden herangezogen, um das kurz- bis mittelfristige Emissionsverhalten direkt zu messen.

Es handelt sich um einen materiellen und quantitativen Modelltyp, der sich der Extrapolation, eventuell auch der direkten Beobachtung, als Vorhersagemethode bedient. Sowohl Abstraktions- als auch Reduktionsgrad sind sehr gering.

4.3.1.2 Beispiele

Untersuchungen, die das Emissionsverhalten von Deponien zum Inhalt hatten und dabei auf das nächstliegende Modell – bestehende Deponien im Maßstab 1:1 – zurückgreifen, sind

zahlreich, allerdings hatten die meisten nicht die Bestimmung des längerfristigen Emissionsverhaltens zum Ziel. Zu Beginn der Forschungstätigkeiten auf diesem Gebiet (1950/60er Jahre bis einschließlich der 1970er Jahre) galt es vor dem Hintergrund zahlreicher Deponien ohne Basisabdichtung hauptsächlich den Einfluss von Deponien auf das Grundwasser zu beurteilen. Dazu wurden die Sickerwasserqualitäten zahlreicher Deponien untersucht und einander gegenüber gestellt. Die diesbezüglich wahrscheinlich erste Arbeit wurde von Rößler (1951/52) vorgelegt (siehe dazu auch Abschnitt 1.4.2). Zahlreiche andere Arbeiten zu ähnlichen Fragestellungen folgten in den 1960er Jahren. Eine Literaturübersicht dazu findet sich in Ehrig (1978). Parallel dazu nahm auch der Kenntnisstand bezüglich der biochemischen Reaktionen in und die dadurch bedingten Emissionen aus Hausmülldeponien stetig zu (siehe dazu Abschnitt 1.3.1). Die Frage aber, wie lange denn mit umweltgefährdenden Emissionen aus Deponien zu rechnen sei, wurde allerdings lange Zeit nicht gestellt. Über Gründe dafür soll an dieser Stelle nicht spekuliert werden.

Erste Extrapolationen (5-20 Jahre) der Sickerwasserkonzentrationen wurden von Ehrig (1978) unternommen. Nach statistischer Analyse zahlreicher Messwerte bestehender Deponien kam er zum Schluss, dass auch 20 Jahre nach Beendigung der Deponierung die Sickerwasserkonzentrationen noch über jenen Werten liegen, die eine direkte Einleitung in Oberflächengewässer oder in die Kanalisation erlauben würden. Weitere Schlussfolgerungen bezüglich langfristiger Emissionen fehlen in dieser Arbeit interessanterweise jedoch. In einer vier Jahre später erschienenen Publikation weist Ehrig darauf hin, dass durch eine oberflächliche Abdichtung *„die Probleme auf spätere Generationen verlagert [werden, da] die bisherigen Diskussionen über das Langzeitverhalten von Deponien [...] zeigen, daß eine garantierte Abschirmung über Jahrhunderte nicht sicherzustellen ist.“* Als Lösung dieses Dilemmas schlägt er vor, die biologischen Umsetzungsprozesse intensivierende Maßnahmen zu ergreifen, da *„das Verursacherprinzip bei Deponien nur durchgesetzt werden [kann], wenn die Emissionen schnell und in absehbarer Zeit auftreten.“* (Ehrig, 1982: 127 f.). Hier finden sich also bereits Andeutungen über die zu erwartende Dauer umweltgefährdender Deponieemissionen, da offensichtlich unterstellt wird, dass ohne Ergreifung derartiger beschleunigender Maßnahmen, die Emissionen nicht innerhalb eines absehbaren Zeitrahmens abklingen werden. Dies wird allerdings nicht dezidiert festgestellt und es wird auch nie in Frage gestellt, dass dieses Problem durch eine entsprechende Betriebsführung gelöst werden könnte.

Ebenfalls in den frühen 1980er Jahren begann eine Forschungsgruppe um Peter Baccini an der EAWAG Dübendorf mit der Untersuchung des Wasser- und Stoffhaushaltes an bestehenden Hausmülldeponien. Henseler, Figi und Baccini publizieren im Jahre 1985 zum ersten Mal eine konkrete Abschätzung über die notwendige Zeitspanne bis zur Erreichung umweltverträglicher Emissionen aus Hausmülldeponien (Henseler et al., 1985). Abbildung 11 zeigt, dass diese Zeitspanne für Nichtmetalle im Bereich von Jahrhunderten, für Schwermetalle im Bereich von Jahrtausenden liegt. Die Grundlagen für diese Abschätzung bilden an konkreten Deponien in der Schweiz gemessene Anfangskonzentrationen des Sickerwassers, Abschätzungen über das Mobilisierungspotential einzelner Stoffe und Abschätzungen über „Auswaschraten“ einzelner Stoffe. Diese Abschätzungen bildeten unter anderem die wissenschaftlichen Grundlagen für die Formulierung des „Schweizerischen Leitbildes für die Abfallwirtschaft“ aus dem Jahr 1986, in dem erstmals die Forderung nach nachsorgefreien Deponien erhoben wird.

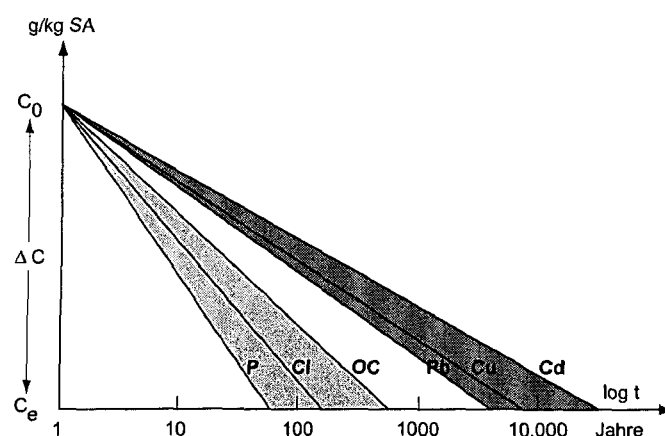


Abbildung 11: Abschätzung der stoffspezifischen Zeitspannen bis zur Erreichung umweltverträglicher Emissionen einer Siedlungsabfalldeponie (aus Henseler et al., 1985).

Eine weitere wesentliche Publikation der Gruppe um Baccini folgte 1987. In dieser Arbeit wird eine Wasser- und Stoffbilanz von Hausmülldeponien präsentiert, die auf der Analyse unterschiedlich alter Deponien beruht (Baccini et al., 1987).

Die Publikation von Belevi & Baccini (1989) schließt die wissenschaftlichen Arbeiten der EAWAG-Gruppe an Hausmülldeponien im Wesentlichen ab. Sie stellt eine Kombination aus den beiden oben genannten Arbeiten dar. Das Mobilisierungspotential wird jedoch nicht mehr abgeschätzt sondern durch Laborversuche (Auslaugtests) bestimmt. Das Ergebnis der Arbeit ist ein einfaches mathematisches Modell zur Berechnung der erforderlichen Nachsorgephase (Details dazu siehe die Abschnitte 4.3.4.2 und 4.3.4.3).

Die breite wissenschaftliche Diskussion der Ergebnisse setzt im selben Jahr im Rahmen der „Gerzensee-Tagung“ ein (Proceedings: Baccini, 1989). Auf dieser Tagung werden auch von Ehrig erste konkretere Zahlen zur Dauer der Nachsorgephase präsentiert (Ehrig, 1989). Diese beruhen, wie auch schon seine Aussagen aus Ehrig (1982), ebenfalls auf einer Kombination aus Feldbeobachtungen und Laborversuchen. Die Ergebnisse bestätigen im Wesentlichen diejenigen der EAWAG-Gruppe. Ehrig bediente sich im Labor allerdings keiner Auslaugtests sondern so genannter Deponiesimulationsreaktoren, wie sie bereits in ähnlicher Form von Farquhar & Rovers (1973) verwendet wurden und seit Stegmann (1981) auch in Deutschland gebräuchlich waren (Details zu dieser Methode finden sich in Abschnitt 4.3.2).¹¹

Eine zusammenfassende Darstellung der jahrelangen Untersuchungen an bestehenden Deponien der Gruppe um Ehrig an der BUGH Wuppertal findet sich in Krümpelbeck & Ehrig (1999) und Ehrig & Krümpelbeck (2001). Die Analyse und Extrapolation der Sickerwasseremissionsdaten von mehr als 50 Deponien in Deutschland brachte als Ergebnis, dass die Nachsorgephase in „Jahrzehnten bis Jahrhunderten“ zu bemessen sei. Insbesondere der Parameter Ammonium sei hierfür ausschlaggebend. Methanemissionen stellen hingegen, nach Ansicht der Autoren, langfristig keine Gefahr für die Umwelt dar. Trotzdem solle in Anbetracht der Klimarelevanz diese Problematik nicht ganz aus den Augen verloren werden. In einer jüngsten Arbeit (Ehrig & Stegmann, 2002) wird der Nachsorgezeitraum, in Abhängigkeit von der gewählten Oberflächenabdeckung, nochmals erweitert. Im Falle hydraulisch besonders dichter Oberflächenabdeckungen sei für den Parameter CSB mit Nachsorgezeiträumen von bis zu einem Jahrtausend zu rechnen.

Im Wesentlichen bestätigen alle auf dieser Methode basierenden Studien Nachsorgezeiträume von zumindest Jahrzehnten bzw. aktuelle Konzentrationen relevanter Parameter, die nach ein bis mehreren Jahrzehnten, noch mindestens eine Größenordnungen über den Einleitgrenzwerten liegen (zwei aktuelle Beispiele: Urbini et al., 1999; Gómez-Martin et al., 1999).

¹¹ Die „Gerzensee-Tagung“ veranlasste schließlich in Deutschland das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie im Jahre 1993 Mittel für einen Sonderforschungsbereich „Deponiekörper“ zur Verfügung zu stellen, in dessen Rahmen unter der Koordination von Hans-Jürgen Ehrig bis 1997 zahlreiche Projekte zum langfristigen Deponieverhalten von Siedlungsabfalldeponien an verschiedensten Forschungsstätten durchgeführt wurden. Zur Anwendung kamen dabei fast ausschließlich Versuche in Deponiesimulationsreaktoren (Für eine Zusammenfassung der Ergebnisse siehe Ehrig (1995) und Abschnitt 4.3.2).

Baccini et al. (1987) umgingen, wie schon weiter oben beschrieben, die Einschränkung des Vorhersagezeitraumes auf elegante Weise dadurch, dass sie eine Reihe unterschiedlich alter Deponien untersuchten. Zweifel et al. (1999) wandten diese Methode an, um Emissionen aus Deponien mit Ablagerungszeiträumen zurückliegend bis 1925 miteinander zu vergleichen (für das Beispiel Chlorid siehe Abbildung 12). Aufgrund der nicht genau bekannten Abfallzusammensetzungen war es allerdings nicht möglich, über die Messung aktueller Sickerwasserkonzentrationen die oben beschriebenen, über mathematische Modelle und Laborversuche ermittelten Nachsorgezeiträume zu verifizieren oder zu falsifizieren (siehe hierzu auch 4.3.1.4).

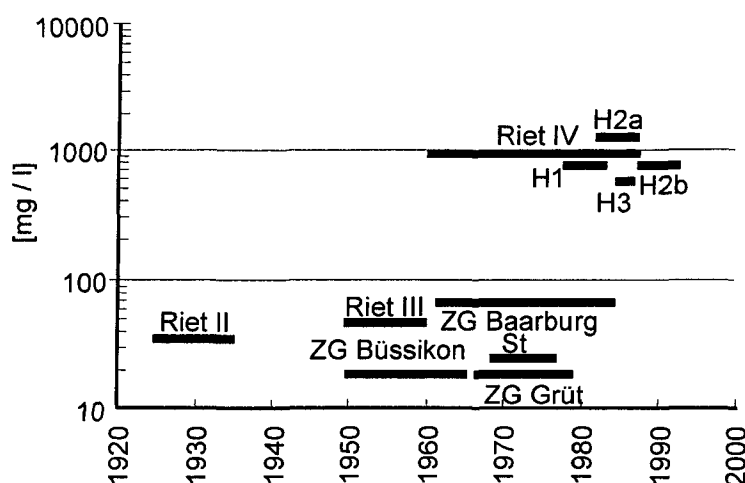


Abbildung 12: Chloridmissionen unterschiedlich alter Haumülldeponien (Zweifel et al., 1999).
Die Balken entsprechen den Ablagerungszeiträumen der einzelnen Deponien

In jüngerer Zeit wurden vor allem Deponieversuchsanlagen in kleinerem Maßstab herangezogen, um das Emissionsverhalten zu studieren. Der Grund dafür ist, dass bei eigens für wissenschaftliche Zwecke angelegten Anlagen die Randbedingungen besser kontrollierbar sind. Der Maßstab reicht dabei vom Großlysimeter ($> 50 \text{ m}^3$) bis hin zu Anlagen mit einigen 100.000 m^3 Inhalt. Der Übergang zu oben genannten Laborversuchen im weitesten Sinne ist somit fließend. Allerdings muss leider festgestellt werden, dass das Hauptziel derartiger Untersuchungen meist auf die Auswirkung unterschiedlicher Betriebsführung auf das Emissionsverhalten beschränkt blieb.

Einen innovativen Ansatz wählten Andreas et al. (1999), die Sickerwasserdaten der Deponie Döbeln einer Multi-Varianz-Komponenten-Analyse unterzogen und dabei mit Ergebnissen mehrerer Versuchsreaktoren verglichen. Die Deponie, im ehemaligen Osten Deutschlands

gelegen, wurde mit insgesamt 2,8 Mio. m³ Abfall (Siedlungs-, Landwirtschafts- und Industrieabfälle) verfüllt und von 1972-1993 betrieben. Das Sickerwasser wurde regelmäßig beprobt. Durch Vergleich der Zeitreihe dieser Sickerwasseranalysen mit Sickerwasserdaten aus Versuchsreaktoren unterschiedlicher Betriebsführung, ergab sich interessanter Weise schon nach wenigen Jahren eher eine Übereinstimmung mit aerob bis semi-aerob geführten Reaktoren denn mit Reaktoren in der Methanphase. Auf eine nähere Untersuchung dieses Phänomens wird in der Arbeit leider nicht eingegangen.

Zu den am besten dokumentierten Versuchsobjekten zählen die Brogborough Test Cells in Bedfordshire, England (Knox et al., 1999; Croft et al., 2001). Die Testzellen, 6 Zellen zu je 20.000 m³ Hausmüll teilweise vermischt mit Klärschlamm oder Gewerbemüll (Papier), wurden jedoch hauptsächlich herangezogen, um verschiedene Betriebsweisen auf den Gas- und Sickerwasserhaushalt zu untersuchen. Besonderes Augenmerk wurde auf die Möglichkeit gelegt, durch verstärkten Wasserdurchsatz die Nachsorgephase entscheidend zu verkürzen. Dazu wurde auf das so genannte Wasser/Feststoffverhältnis (liquid/solid ratio oder besser: leachate/solid ratio – L/S-Verhältnis) zurückgegriffen. Das L/S-Verhältnis beschreibt, wie viel Wasser eine Deponie im Laufe der Zeit im Verhältnis zur abgelagerten Abfallmenge durchströmt. Untersuchungen in der Vergangenheit belegten einen Zusammenhang zwischen L/S-Verhältnis und der an der Deponiebasis gemessenen Sickerwasserkonzentration. Allgemein gilt: Je höher das L/S-Verhältnis, das heißt je mehr Wasser die Deponie durchflossen hat, desto geringer die Sickerwasserkonzentration. Die Untersuchungen an den Brogborough Test Cells ergaben, dass bei einem L/S-Verhältnis von 2 derartig niedere Sickerwasserkonzentrationen erreicht werden könnten, dass eine weitergehende Reinigung der Sickerwässer nicht mehr notwendig wäre. Allerdings würden die zusätzlich zu applizierenden Wassermengen, die notwendig wären, um ein L/S-Verhältnis von 2 in einem einigermaßen überschaubaren Zeitraum von einigen Jahrzehnten zu erreichen, den natürlichen Wassereintrag um ein bis zwei Größenordnungen übersteigen. Diese Berechnungen belegen somit indirekt ebenfalls Nachsorgezeiträume von Jahrhunderten.¹²

¹² Jüngste Untersuchungen (Rosqvist, 1999; Fellner et al., 2002; 2003a) stellen den verstärkten Entfrachtungseffekt, der durch zusätzliches Spülen an Deponien erreicht werden kann, hingegen in Frage. In die Überlegungen müsste auch die Inhomogenität der Ablagerung miteinbezogen werden, da eine hohe Inhomogenität des Deponiekörpers letztlich nur verstärktes Abfließen auf bevorzugten (präferentiellen) Sickerwegen bedingt und der Entfrachtungseffekt auf die unmittelbare Umgebung dieser Sickerwege beschränkt bliebe.

Abschließend ein Beispiel aus Österreich: Auf der Deponie Allerheiligen in der Steiermark wird schon seit Jahren ein Projekt durchgeführt, das zum Ziel hat, durch den Betrieb von vier Großlysimetern, die mit je 75 m³ mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restmüll gefüllt sind, die Lücke zwischen Laborexperimenten und 1:1-Versuchen unter Feldbedingungen zu schließen (Steiner, 1999; Lorber et al., 2001). In den Arbeiten wird nachgewiesen, dass bei mechanisch-biologischer Vorbehandlung von Restmüll das Kohlenstoff-Emissionspotential deutlich reduziert werden kann. Aussagen über eine mögliche Verkürzung der Nachsorgephase werden nicht getroffen, waren allerdings auch nicht Teil der Fragestellung.

4.3.1.3 Fallstudie „Black-Box-Bilanzierung der Wasser- und Stoffflüsse der Hausmüllversuchsdeponie Breitenau“

Eine gut dokumentierte Deponie liegt mit der Hausmüllversuchsanlage Breitenau in Niederösterreich vor (Riehl-Herwirsch et al., 1995; Döberl et al., 2002b; 2004). Sie wurde 1987 in Form dreier voneinander unabhängiger Felder angelegt, die mit zwei unterschiedlichen Basisabdichtungen und drei unterschiedlichen Oberflächenabdeckungen ausgeführt wurden (siehe Abbildung 13). Insgesamt wurden rund 100.000 m³ Hausmüll eingebaut. Die Sickerwassermessreihe erstreckt sich mit großen Lücken von 1987-2002, Gasmessungen erfolgten lediglich bis 1991.

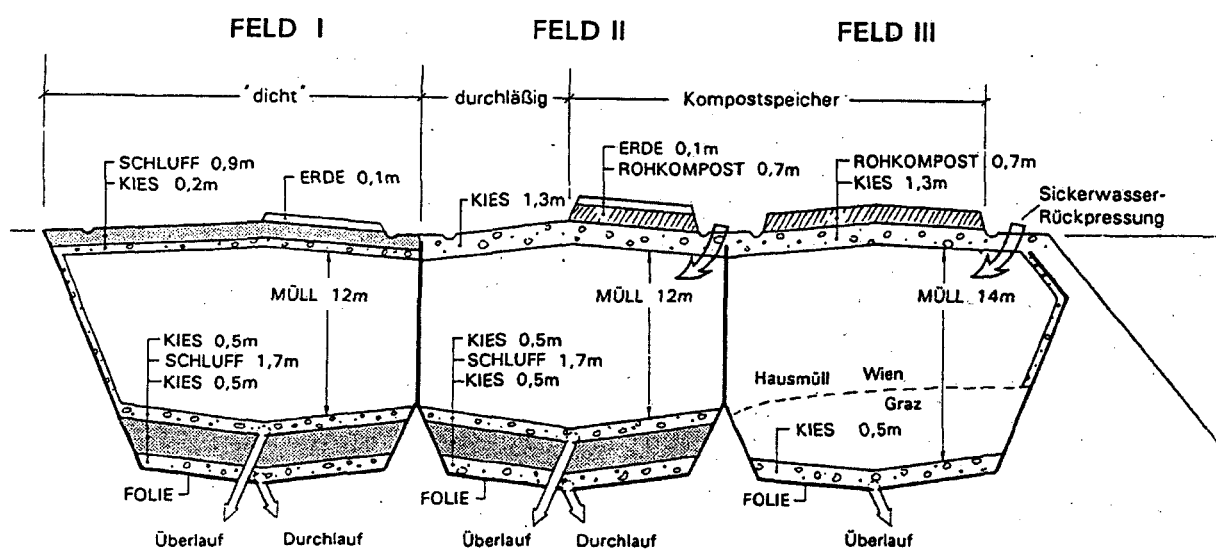


Abbildung 13 Querschnitt der Deponieversuchsanlage Breitenau (aus Riehl-Herwirsch et al., 1995)

Das in den Jahren 2000-2002 auf der Deponie Breitenau durchgeführte Forschungsprojekt STRANDEZA („Neue Strategien zur Nachsorge von Deponien und zur Sanierung von Altlasten“; Döberl et al., 2002b) hatte zum Ziel, den mittelfristigen Wasser- und Stoffhaushalt der Deponie zu bestimmen. Hierzu wurde zum einen die Deponie als „Black-Box“ betrachtet, das heißt die Input- wurden den Outputstoffflüssen mittels der in Baccini & Brunner (1991) beschriebenen Methode der Stoffflussanalyse gegenübergestellt. Dabei wurden sowohl der Sickerwasser- als auch der Gaspfad berücksichtigt. Der Wasser- und Stoffaustrag über den Sickerwasserpfad wurde zudem mithilfe mathematischer Modelle aus der Bodenphysik simuliert („Grey-Box“; siehe Abschnitt 4.3.4.6).

Black-Box-Bilanzierung der Wasserflüsse

Den Ausgangspunkt für die Erstellung der Wasserbilanz 1987 bis Juni 2002 bildete die Wasserhaushaltsgleichung, die für den vorliegenden Fall wie folgt formuliert werden kann:

Gleichung 8

$$\underbrace{H + E + N + R}_{\text{Input}} + \underbrace{P}_{\text{Produktion}} - \underbrace{(O + ET + SW + G)}_{\text{Output}} - \underbrace{S}_{\text{Speicherung}} = 0$$

- H Wassergehalt des eingebauten Abfalls (angenommen nach Ehrig, 1989): 30 %
- E Zusätzliches Einbauwasser (berechnet über Tankwagenfüllungen nach Riehl-Herwirsch et al. (1995): E+R = 50 bis 100 l/t FS)
- N Niederschlagswasser (Mittelwert der nächstgelegenen meteorologischen Messstationen Neunkirchen, Saubersdorf und Wr. Neustadt: N = 1.000 bis 1.200 l/t FS)
- R Rückpresswasser (Werte nach Riehl-Herwirsch et al. (1995): E+R = 50 bis 100 l/t FS)
- P Wasserverbrauch (P⁻) bzw. -bildung (P⁺) infolge mikrobieller Umsetzungsprozesse (aerobe Prozesse berechnet nach Pöbel (1964); anaerobe Prozesse berechnet nach Stegmann & Ehrig (1980): P⁺=10 l/t FS; P⁻=15 l/t FS)
- O Oberflächenabfluss (Werte nach Riehl-Herwirsch et al. (1995): O = 15 bis 60 l/t FS)
- ET Evapotranspiration (Berechnung der Referenzevapotranspiration mit dem Verfahren nach Haude, Berechnung der aktuellen Evapotranspiration: Korrigierte f-Faktoren nach Dobesch (1991); Pflanzenfaktoren nach Allen et al. (1998); Vegetationsentwicklung nach Walter (1992): ET = 750 bis 900 l/t FS)
- SW Sickerwasser (1987- 1995: Monatswerte aus Riehl-Herwirsch et al. (1995); 1995-1997: Monatliche Messung über Tankwagenverfahren; 1997-Juni 2001: Messung über mechanische Wasserzähler; Juni 2001-Juni 2002: Messung über induktiv magnetische Durchflussmessgeräte (IDM) im 10-Minuten-Intervall: SW = 100 – 350 l/t FS)
- G Wasserdampfaustrag über die Gasphase (angenommen nach Rettenberger (1987): 60 g Wasser/m³ Gas: G = 3 l/t FS)
- S Im Deponiekörper gespeichertes Wasser (S = 360 bis 480 l/t FS)

Die Berechnung der im Deponiekörper gespeicherten Wassermenge (S) sowie des zeitlichen Verlaufes der Speicherprozesse erfolgte durch Lösung der Wasserhaushaltsgleichung.

Black-Box-Bilanzierung der Stoffflüsse

Bilanzen wurden für folgende Stoffe erstellt: C, N, S, P, Cl, Na, Ca, Fe, Zn, Pb, Cd und Cu. Zur Bestimmung des Stoffinputs wurde auf Literaturwerte (Fehring et al., 1997; Daxbeck et al., 2004) zurückgegriffen, da keine chemischen Analysen des eingebauten Hausmülls vorlagen und im gegenständlichen Projekt auf eine Abfallanalytik, aufgrund der großen, dafür notwendigen Probemengen, verzichtet werden musste.

Die Stoffoutputflüsse über den Sickerwasserpfad wurden mittels punktueller Analyseergebnisse der Sickerwasserzusammensetzung und zeitlich gemittelten Abflusswerten berechnet. Informationen über die Sickerwasserqualität standen sowohl aus Riehl-Herwisch et al. (1995) als auch aus Analysen im Rahmen der Deponiebeweissicherung, die vom Institut für Ingenieurgeologie der TU Wien durchgeführt wird, zur Verfügung. Zusätzlich wurde das Sickerwasser der drei Felder im Projektzeitraum (10/2000 bis 9/2002) im zweiwöchigen Intervall auf folgende Stoffe und Parameter analysiert: TOC, CSB, BSB₅, TKN, NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, S_{ges}, SO₄²⁻, P_{ges}, PO₄³⁻, Cl⁻, Na⁺, Ca²⁺, Fe_{ges}, Zn, Pb, Cu und Cd.

Da die Gasmessung nur über einen kurzen Zeitraum (1989-1991) erfolgte, musste für die Berechnung des Kohlenstoffaustrages über den Gaspfad auf Gasaustragsmodelle zurückgegriffen werden. Nach Evaluierung mehrerer Modelle kam das „Schweizer Modell“ (BUWAL, 1982 zitiert in Ehrig, 1986) zur Anwendung, das den Gasaustrag wie folgt beschreibt:

Gleichung 9:
$$G_{(t)} = A * (1 - e^{-(t/k1)}) * e^{-(t/k2)}$$

G(t) gebildete Deponiegasmenge zum Zeitpunkt t [m³/(t*a)]

A maximale Gasproduktionsrate [m³/(t*a)] A=13,61

k₁, k₂ Koeffizienten zur Bestimmung der Kurvenkrümmung [1/a] k₁=1,1; k₂=15,72

t Zeit [a]

Das Verhältnis Methan zu Kohlenstoffdioxid wurde nach Gendebien et al. (1992) mit im Mittel 55 Vol-% zu 45 Vol-% angenommen. Die Verifizierung der Ergebnisse erfolgte über einen Vergleich mit dem Volumenverlust, der über Setzungsmessungen der

Deponieoberfläche ermittelt wurde. Angenommen wurde, dass (i) die Dichte seit Ablagerungsende konstant geblieben ist und (ii) der Massenverlust überwiegend auf den C-, O- und H-Austrag zurückzuführen ist.

Ergebnisse

An dieser Stelle sind im Wesentlichen zwei Ergebnisse der Studie interessant: Zum einen die Messreihe über die Sickerwasserkonzentrationen (am Beispiel $\text{NH}_4\text{-N}$ dargestellt in Abbildung 14; Gesamtübersicht in Tabelle 8), zum anderen die Stoffbilanz nach 15jährigem Deponiebetrieb (Abbildung 15). Die Spalte „Mittelwert 2001-2002“ in Tabelle 8 zeigt die zuletzt gemessenen, aktuellen Sickerwasserkonzentrationen. Daraus ist zu ersehen, dass vor allem in Feld 3 die gesetzlich festgelegten Einleitgrenzwerte für BSB_5 (10fach), CSB (20fach) und $\text{NH}_4\text{-N}$ (70fach) überschritten werden. Trotz der hohen Sickerwassermengen in Feld 1 und der damit einhergehenden Verdünnung des Sickerwassers werden die Einleitgrenzwerte für die drei oben genannten Parameter auch in Feld 1 um die Faktoren 2 (BSB_5), 6 (CSB) bzw. 30 ($\text{NH}_4\text{-N}$) überschritten. Und auch ein Blick auf die Kurvenverläufe in Abbildung 14 lässt erkennen, dass mit einer Unterschreitung der Grenzwerte in den nächsten Jahren nicht zu rechnen sein wird.

Darüber hinaus wurden die ursprünglich im Deponiekörper enthaltenen Stoffmengen durch 15 Jahre Deponierung kaum verändert. Mit Ausnahme des Kohlenstoffs, dessen Austrag über den Gaspfad rund 10 % des Gesamtgehaltes beträgt, befinden sich noch mehr als 95 % der ursprünglichen Stoffmengen nach 15 Jahren Deponierung im Deponiekörper (Abbildung 15). Selbst bei Gegenüberstellung der ausgetragenen mit den potentiell mobilisierbaren Mengen, wie sie etwa in Belevi & Baccini (1989) publiziert und in jüngster Zeit von Morgan (2002) errechnet wurden, ergibt sich für Natrium und Chlor, die beide zu einem großen Teil Bestandteile leicht löslicher Salze sind, nur ein Austrag zwischen 10 % und 20 % von der ursprünglichen Menge. Erste Extrapolationen, denen das in Belevi & Baccini (1989) vorgestellte Stoffaustragsmodell zugrunde liegt, ergaben im Falle von Ammonium Zeiträume zwischen 100 und 200 Jahren bis zum Erreichen der Einleitgrenzwert (Huber et al., 2004).

Tabelle 8: Zusammenstellung der Mittel-, Maximal- und Minimalkonzentrationen des Sickerwassers der Deponie Breitenau sowie der in Österreich geltenden Einleitgrenzwerte in Fließgewässer (BGBl. 613/92).

		Mittelwert 1987-2002			Maximum 1987-2002			Minimum 1987-2002			Mittelwert 2001-2002			BGBl. 613/92
		Feld 1	Feld 2	Feld 3	Feld 1	Feld 2	Feld 3	Feld 1	Feld 2	Feld 3	Feld 1	Feld 2	Feld 3	
Leitf.	[mS/cm]	7,5	9,9	14,1	28,5	23,5	26,5	3,5	6,0	9,8	4,6	7,2	10,7	
BSB5	[mgO ₂ /l]	1.475	483	143	32.000	16.500	1.700	6	30	70	21	52	104	10
CSB	[mgO ₂ /l]	3.498	1.765	1.454	57.000	29.000	4.500	170	280	800	278	679	1.077	50
TOC	[mg/l]	1.279	707	503	19.655	10.000	1.552	60	130	276	145	252	389	
TKN	[mg/l]	678	780	1.010	2.150	2.150	2.550	210	390	600	302	479	765	
NH ₄ -N	[mg/l]	491	731	835	2.000	1.900	2.500	190	340	520	263	434	680	10
NO ₃ -N	[mg/l]	0,7	1,6	1,2	3,4	21,5	12,3	0,0	0,3	0,0	0,2	21,5	12,3	35
NO ₂ -N	[mg/l]	1,99	2,96	3,30	7,82	7,43	9,77	0,98	1,64	0,40		4,00	0,40	
P _{ges}	[mg/l]	3,1	3,7	5,4	10,0	11,6	12,0	1,1	1,9	2,4	2,0	2,7	5,4	
PO ₄ -P	[mg/l]	2,4	2,9	4,4	8,0	9,3	9,6	0,3	1,5	1,9	0,7	2,0	4,6	
S _{ges}	[mg/l]	140,5	138,2	132,5	293,1	292,7	280,8	0,5	2,2	3,4	2,7	7,0	9,8	
SO ₄ -S	[mg/l]	47,6	46,9	45,5	98,2	97,6	93,7	0,0	0,8	0,8	1,2	3,9	3,1	
Cl	[mg/l]	623	999	1464	3125	2500	2438	260	530	820	338	677	973	
Ca	[mg/l]	273	117	54	3.600	2.300	130	23	15	10	170	141	86	
Cd	[mg/l]	0,001	0,001	0,001	0,020	0,020	0,010	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,1
Cu	[mg/l]	0,023	0,036	0,119	0,200	0,550	0,400	0,000	0,000	0,000	0,001	0,008	0,016	0,5
Pb	[mg/l]	0,081	0,040	0,067	0,600	0,500	0,200	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,5
Zn	[mg/l]	0,648	0,286	0,258	14,000	5,000	1,800	0,000	0,000	0,000	0,007	0,025	0,010	0,5
Fe _{ges}	[mg/l]	46,8	8,2	2,4	840,0	250,0	12,0	4,0	0,0	0,8	17,7	6,0	1,8	
Na	[mg/l]	499	799	1.184	2.500	2.000	1.950	200	420	510	268	532	944	

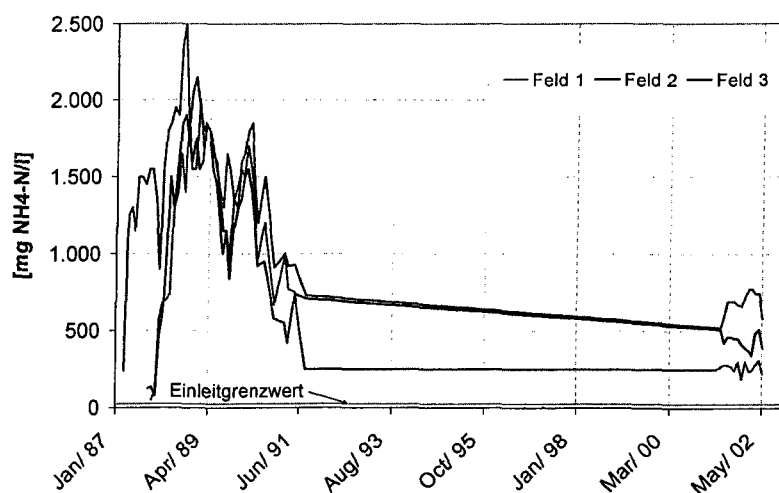


Abbildung 14: NH₄-N-Konzentrationen im Sickerwasser der drei Felder (Deponie Breitenau).

Zwischen Juni 1991 und Juni 2001 nur unregelmäßige Einzelmessungen. Grenzwert für die direkte Einleitung in Fließgewässer nach BGBl. 613/1992: 10 mg/l.

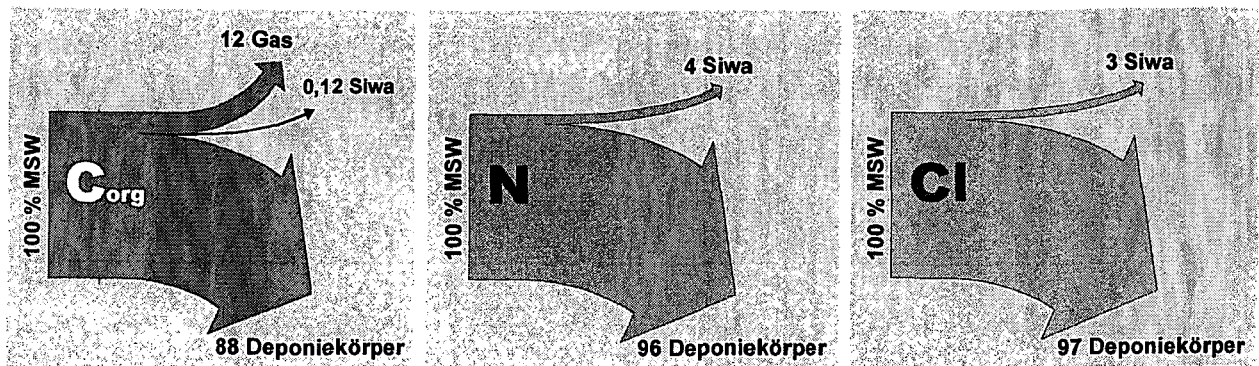


Abbildung 15: Stoffflüsse der Deponie Breitenau im Betrachtungszeitraum 1987-2002 (Felder 1-3; nach Huber et al., 2004)

4.3.1.4 Zusammenfassung und kritische Betrachtung

Die Tatsache, dass mit dem Bau von Deponien, an denen Sickerwassermessungen möglich sind, das heißt Deponien mit Basisabdichtung und Sickerwassersammelsystem, großteils erst in den 1970er Jahren begonnen wurde, schränkt den maximal möglichen Beobachtungszeitraum auf einige wenige Jahrzehnte ein. Extrapolationen der Messwerte sind zwar prinzipiell möglich, jedoch mit einiger Unsicherheit behaftet. Nichtsdestotrotz können durch Messungen an bestehenden Hausmülldeponien im Maßstab 1:1 oder an Versuchsdeponien drei wesentliche Erkenntnisse abgeleitet werden:

- (i) Die Sickerwasserkonzentrationen liegen auch noch nach einigen Jahrzehnten der Ablagerung signifikant über den gesetzlich festgelegten Einleitgrenzwerten.
- (ii) Die über den Sickerwasserpfad ausgetragene Stoffmenge ist im Vergleich zur ursprünglich im Abfall enthaltenen sehr gering.
- (iii) Die über den Gaspfad ausgetragene Kohlenstoffmenge liegt im Bereich von 10-20 % der ursprünglich im Abfall enthaltenen.

Auch der Ansatz von Baccini et al. (1987) (an einem aktuellen Beispiel angewandt von Zweifel et al., 1999) den Untersuchungszeitraum durch Einbeziehung von unterschiedlich alten Deponien zu erweitern, scheint zumindest für Deponien der Vergangenheit nicht zielführend. Abbildung 16 zeigt die Daten aus Abbildung 12 mit gemittelten Ablagerungszeiträumen. Unter der Annahme, dass die Abnahme der Chloridkonzentration in etwa exponentiell verläuft, lässt sich ein allgemeiner Trend herausarbeiten, der in der logarithmischen Darstellung als Gerade erscheint. Allerdings gilt dieser Trend nur zurückreichend bis zu Ablagerungszeiträumen von etwa 30 Jahren. Bei den älteren Deponien

ist keine weitere Abnahme der Chloridkonzentrationen zu beobachten.¹³ Für dieses Phänomen bieten sich im Wesentlichen zwei Erklärungen an:

- (i) Der Chlor-Pool, aus dem innerhalb der ersten 30 Jahre ausgetragen wird, besteht aus leichter löslicheren Cl-Verbindungen als der die Emissionen danach verursachende.
- (ii) In den älteren Deponien war primär mehr Cl enthalten. Einerseits unterschied sich die Zusammensetzung des Hausmülls vor 70 bis 80 Jahren signifikant von der heutigen, andererseits enthalten die älteren Deponien möglicherweise auch andere Abfallarten.

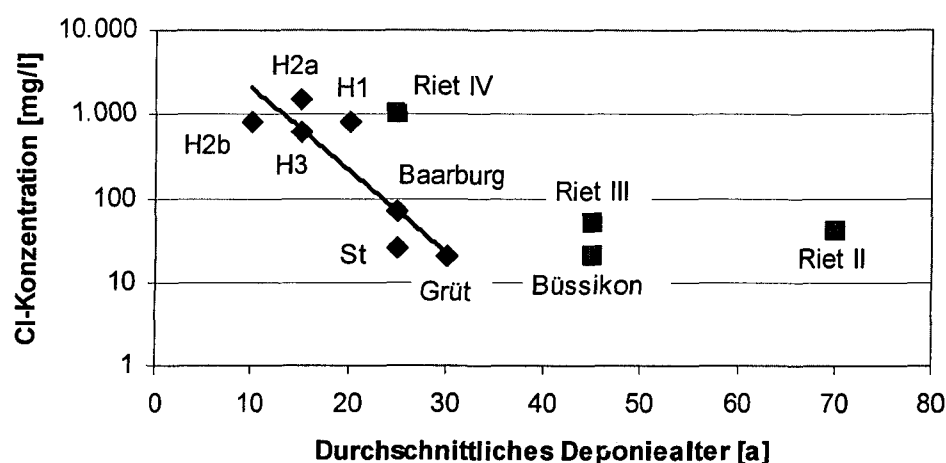


Abbildung 16: Chloridmissionen unterschiedlich alter Hausmülldeponien. Mittleres Deponiealter vs. Konzentration (Daten nach Zweifel et al., 1999).

Beide Erklärungen erscheinen plausibel und überlagern sich möglicherweise sogar. Dennoch ist es nicht möglich, aus dem Ergebnis eine endgültige Schlussfolgerung über die mittelfristig zu erwartenden Chloridmissionen zu ziehen.

Zusammenfassend bieten Beobachtungen an bestehenden Deponien den Vorteil, dass „natürliche“ Verhältnisse vorliegen; einerseits den Maßstab, andererseits die unmittelbare Versuchsdurchführung betreffend. Dem steht der große Nachteil des kurzen

¹³ Die Deponie „Riet IV“ tritt hier als „Ausreißer“ auf. Diese Deponie wurde über 30 Jahre lang befüllt, sodass möglicherweise die hohe Chloridbelastung nur die jüngeren Ablagerungen widerspiegeln. Eventuell weist die Deponie auch einen signifikant anderen Inhalt auf, da sie als „Multikomponentendeponie“ beschrieben wird.

Beobachtungszeitraumes gegenüber sowie die Schwierigkeit die Randbedingungen ausreichend genau zu erfassen. Dies gilt umso mehr, je älter die betrachtete Deponie ist.

4.3.2 Laborversuche in Deponiesimulationsreaktoren

Aufgrund der im vorigen Abschnitt geschilderten Nachteile, die die Beobachtung bestehender Deponien mit sich bringt, wurde nach Methoden gesucht, natürliche Prozesse im Labor nachzubilden.

4.3.2.1 Prinzipielle Methode

Abfälle werden im Labor Bedingungen ausgesetzt, wie sie in Deponien vorherrschen. Parallel dazu wird versucht, die dabei ablaufenden Prozesse zu beschleunigen, um auf diese Weise das Deponieverhalten über längere Zeiträume bestimmen zu können.

Bei Laborversuchen handelt es sich um materielle und quantitative Modelle mit niederem Abstraktions- aber bereits im mittleren Bereich angesiedeltem Reduktionsgrad. Die Bestimmung des zukünftigen Verhaltens basiert auf einer materiellen Simulation, eventuell mit anschließender Extrapolation.

4.3.2.2 Beispiele

An dieser Stelle wird vor allem auf Laborversuche eingegangen, die ein Versuchsvolumen von größer $0,1 \text{ m}^3$ aufweisen (so genannte Lysimeterversuche oder Deponiesimulationsreaktoren – DSR). An Abfällen werden zwar auch kleinmaßstäbliche Versuche durchgeführt („Reagenzglasmaßstab“), doch dienen diese Versuche hauptsächlich der Bestimmung der potentiell mobilisierbaren Stoffmenge und weniger der Bestimmung des Langzeitverhaltens (Details zu diesen Versuchen sind Abschnitt 4.3.3 zu entnehmen).

Erste Untersuchungen im Lysimetermaßstab wurden in den frühen 1970er Jahren von Farquhar & Rovers durchgeführt, die sowohl Testzellen auf bestehenden Deponien ($5\text{-}6 \text{ m}^3$) als auch im Labor (2 m^3) betrieben. Allerdings wichen die Feld- und Laborergebnisse stark voneinander ab. In der Folge dienten Lysimeter hauptsächlich der Untersuchung geänderter Randbedingungen auf die Sickerwasser- und vor allem auf die Gasproduktion (z. B. Hentrich

et al., 1979; Walsh et al., 1979; beide zitiert in Scheelhaase, 1998). Sofern Frischabfälle in die Lysimeter eingebaut wurden, war es allerdings in den meisten Fällen nicht möglich, in die Methanphase zu kommen. Erst Pohland (1980) gelang dies mit Hilfe einer Sickerwasserkreislaufführung. Aufgrund des Versuchsaufbaues konnte aber keine Gasmengenmessung erfolgen.

Stegmann entwickelte Anfang der 1980er Jahre ein Verfahren „zur Untersuchung anaerober Umsetzungsprozesse von festen Abfallstoffen im Labormaßstab“ (Stegmann, 1981). Als Testbehälter dienten 120 l fassende Kunststoffmüllbehälter, die mit Einbauten versehen und gasdicht abgeschlossen wurden. Dadurch konnten Sickerwasser und Gas kontinuierlich erfasst und analysiert werden. Der entscheidende Schritt, der letztlich zum Erreichen der Methanphase führte, lag im Animpfen des Frischmülls mit ankompostiertem Müll. Daneben wurde das Sickerwasser intensiv im Kreislauf geführt.¹⁴ Dieses Verfahren, später auch Deponiesimulationsreaktor (DSR) oder Landfill Simulation Reactor (LSR) genannt, wird noch heute vor allem in Deutschland in modifizierter Form (siehe Abbildung 17) als Standardverfahren zur Abschätzung des Ablagerungs- und Emissionsverhaltens unter anaeroben Bedingungen eingesetzt. Heyer et al. (1998a) entwickelten dazu eine Standardarbeitsvorschrift. In dieser sind die Einrichtung, der Betrieb sowie die Probenahme von DSR geregelt. An dieser Stelle interessant sind vor allem die Regelungen bezüglich der Sickerwasserkreislaufführung. Dies insbesondere, da Mitte der 1990er Jahre, vor allem im Rahmen des Sonderforschungsbereiches „Deponiekörper“ (siehe den Exkurs in Abschnitt 4.3.1.2), damit begonnen wurde, DSR für die Vorhersage des langfristigen Emissionsverhaltens von Deponien heranzuziehen (Heyer et al., 1996; Heyer & Stegmann, 1997; Brinkmann et al., 1997; Andreas et al., 1997). In diesen Arbeiten wurden in die DSR keine frischen sondern bereits abgelagerte oder vorbehandelte Abfälle eingebaut, sodass keine Animpfung notwendig war. Zur Bestimmung des Langzeitverhaltens des eingebauten Materials wurde ein „Zeitraffereffekt“ genutzt, der im Wesentlichen durch folgende Maßnahmen erreicht wurde (zitiert aus Scheelhaase, 1998: 12):

- „erhöhte Wasserbeaufschlagung des Abfalls
- spezielle Randbedingungen [nicht näher spezifiziert, Anm.]
- lockeren Materialeinbau

¹⁴ Stegmann & Mennerich (1983) weisen zwar ausdrücklich darauf hin, dass die Methanphase auch ohne die Kreislaufführung des Sickerwassers bei ausreichendem Feuchtigkeitsgehalt erreicht würde, nichtsdestotrotz ist die Sickerwasserrezirkulation ein bis heute zentrales Element des Betriebes von DSR geblieben.

- Temperierung auf 30° C sowie
- Sickerwasserkreislaufführung“

Höring & Ehrig (1997) errechnen einen „Beschleunigungsfaktor“ für Elutionsvorgänge in DSR von rund 140 verglichen mit realen Deponien. Das heißt ein W/F-Verhältnis von 1 l/kg TS wird in einer Deponie unter Ansatz durchschnittlicher klimatischer Bedingungen für Deutschland nach 66 Jahren erreicht, in DSR hingegen bereits nach etwa einem halben Jahr. Dieser Beschleunigungsfaktor ist allerdings nur für die Wasserphase bereits stabilisierter Abfälle gültig, wenn die Mobilisierung organischen Kohlenstoffs über physikalische Auslaugprozesse erfolgt. Die langfristig ablaufenden biologischen Abbauprozesse lassen sich in DSR lediglich um den Faktor 2-3 beschleunigen.

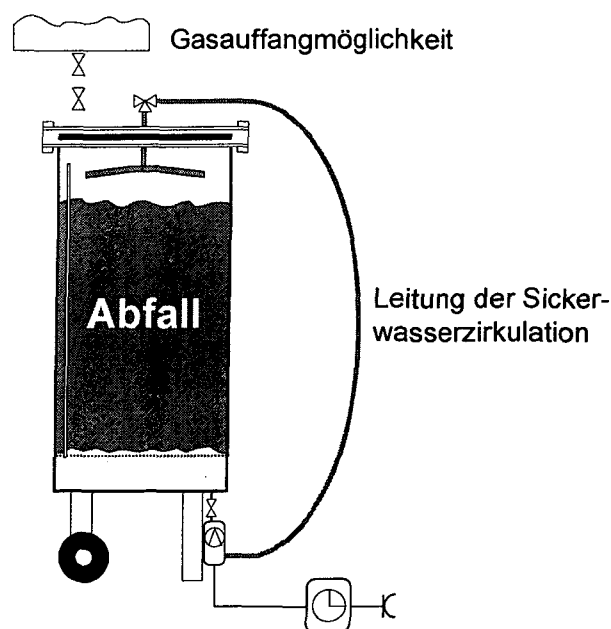


Abbildung 17: Deponiesimulationsreaktor (0,12 m³) nach Heyer et al. (1998a)

Eine zusammenfassende Darstellung, wie Ergebnisse aus DSR-Untersuchungen auf Deponieverhältnisse umgelegt werden können, geben Heyer et al. (1996 und 1998b). Demnach war es in zahlreichen Versuchen an DSR möglich, die einzelnen, in Abschnitt 1.3 beschriebenen Emissionsphasen im Labor nachzustellen. Im Schnitt ging nach 150 Versuchstagen die instabile allmählich in die stabile Methanphase über, letztere wurde spätestens nach 200 Tagen erreicht.

Abbildung 18 zeigt am Beispiel CSB, wie sich typische Konzentrationsverläufe aus DSR-Versuchen darstellen. Abfall 1 wurde aus einer sich in der Methanphase befindlichen Hausmülldeponie entnommen, Abfall 2 wurde vor dem Einbau in den DSR mechanisch-biologisch behandelt. In beiden Fällen ist die Konzentration exponentiell abnehmend, wenngleich die Anfangskonzentrationen beim MBA-Abfall auf einem signifikant geringerem Niveau sind.¹⁵ Diese Kurvenverläufe sind sowohl für Emissionen bedingt durch Auswaschprozesse als auch für solche, die in Zusammenhang mit biologischen Abbauprozessen stehen, charakteristisch.

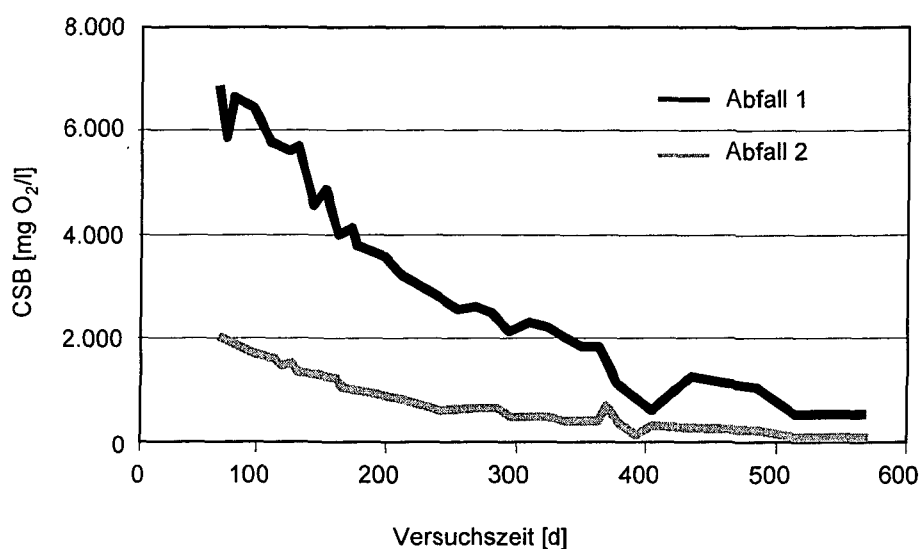


Abbildung 18: Typische Konzentrationsverläufe aus DSR-Versuchen (aus Heyer et al., 1996).

Abfall 1: Material aus einer Hausmülldeponie; Abfall 2: Mechanisch-biologisch vorbehandelt.

Was die zukünftige Entwicklung der Deponie und damit die ausgetragenen gegenüber den potentiell mobilisierbaren Frachten anbelangt, schlagen Heyer et al. (1998b) ein 3-Phasen-Modell vor: (i) Die gesamte, unter Deponiebedingungen langfristig mobilisierbare Fracht (A+B+C), (ii) die Fracht, die nach einigen Jahrzehnten noch in einer sich in Betrieb bzw. der aktiven Nachsorgephase befindlichen Deponie vorhanden ist (B+C) und (iii) die Fracht, die während der passiven Nachsorgephase nach Unterschreiten einer gesetzlich festgelegten Grenzkonzentration noch in der Deponie vorhanden ist (C). Die Gesamtfracht (A+B+C) kann aufgrund von Laborversuchen abgeschätzt werden (z. B. Belevi & Baccini, 1989; Leikam et al., 1995; Kruse, 1994; siehe Tabelle 9). Der Frachtanteil A kann an bestehenden Deponien ermittelt werden und der Anteil B sowie teilweise C anhand von DSR-Experimenten. Die

¹⁵ Die mechanisch-biologische Vorbehandlung senkt zwar die Anfangskonzentration organischen Kohlenstoffs und somit die während des Prozesses Deponierung ausgetragene Gesamtfracht, trotzdem ist zu erahnen, dass die Dauer der Nachsorgephase durch diese Art der Vorbehandlung nicht wesentlich beeinflusst wird.

verbleibende Lücke (B+C kann nach Heyer et al., 1998b in DSR nicht zur Gänze bestimmt werden) wird meist durch Extrapolation der Kurvenverläufe ermittelt.

Tabelle 9: *Verfügbare (unter Deponiebedingungen langfristig austragbare) Stoffkonzentrationen nach verschiedenen Autoren (Initialgehalte im Restmüll nach Belevi & Baccini, 1989)*

		Belevi & Baccini (1989)			Leikam et al. (1995); Kruse (1994)	
		Initialgehalt*	min.	max.	min.	max.
C _{org.}	[mg/kg TS]	290.000	2.100	7.100	-	-
CSB	[mg O ₂ /kg TS]	-	-	-	25.000	40.000
TKN	[mg/kg TS]	4.000	200	310	2.000	4.000
P	[mg/kg TS]	1.000	5	33	-	-
Cl	[mg/kg TS]	7.200	1.000	1.500	2.500	4.000
Fe	[mg/kg TS]	50.000	20	39	-	-
Cu	[mg/kg TS]	400	1,0	6,7	-	-
Zn	[mg/kg TS]	1.200	14	98	-	-
Pb	[mg/kg TS]	400	0,1	2,5	-	-
Cd	[mg/kg TS]	11	0,007	0,024	-	-
AOX	[µg/kg TS]	-	-	-	6.000	12.000

* Die Anfangsgehalte des Restmülls stammen nicht von den Proben, an denen die Verfügbarkeitsexperimente durchgeführt wurden

Durch derartige Extrapolationen, die auf einfachen Exponentialfunktionen beruhen, kommen Heyer et al. (1998b) auf folgende Nachsorgezeiträume (siehe Tabelle 10):

Tabelle 10: *Erforderliche Nachsorgezeiträume für ausgewählte Stoffe (nach Heyer et al., 1998b)*

	Anfangskonzentration	Grenzkonzentration	Zeitraum	Zeitraum (MW)
	[mg/l]	[mg/l]	[a]	[a]
CSB	500-49.000	200	80-360	160
TKN	200-4.700	70	120-450	250
Cl	340-2.950	100	90-250	160
AOX	390-2.380	500	30-210	80

Seit dieser und ähnlichen Arbeiten in den 1990er Jahren hat sich in der Fachwelt die Erkenntnis durchgesetzt, dass es der Parameter Stickstoff ist, der die Dauer der Nachsorgephase bestimmt. Zusätzlich konnte festgestellt werden, dass im Falle von Stickstoff selbst nach Erreichen der Grenzkonzentration noch ein bedeutender Teil des Frachtanteils C

im Abfall enthalten ist und daher noch lange Zeit mit Stickstoffemissionen, wenn auch unter dem Grenzwert, zu rechnen ist.

DSR-Untersuchungen wurden in jüngster Zeit auch herangezogen, um die Restreaktivität von Altlastenmaterial zu bestimmen (Allgaier & Stegmann, 2003). Dazu wurde aus Altablagerungen entnommenes Material in DSR eingebaut und vor allem das Restgasbildungspotential bestimmt. Es stellte sich heraus, dass Altablagerungen mit durchlässiger Oberflächenabdeckung ein signifikant geringeres Gasbildungspotential besaßen als solche mit hydraulisch dichten Abdeckungsvarianten. Letztere können als „*potentiell emittierend*“ bezeichnet werden.

Neben den bereits erwähnten Versuchen in DSR wurden in den letzten Jahrzehnten zahlreiche vergleichbare Untersuchungen durchgeführt. Die meisten dieser Experimente hatten allerdings zum Ziel, unterschiedliche Betriebsweisen auf das Emissionsverhalten zu untersuchen.

Vroon et al. (1999) untersuchten beispielsweise organisches Material aus einer mechanischen Splittinganlage in Hinblick auf dessen Langzeitverhalten unter den Bedingungen eines „*flushing bioreactors*“. Unter Verwendung von vier mit jeweils 140 kg Abfall gefüllten Reaktoren kommen sie zum Schluss, dass durch verstärkten Wasserdurchsatz eine verbesserte Sickerwasserqualität zu erreichen war, allerdings unter Deponiebedingungen nur sehr langsam ablaufende Prozesse (Humifizierung etc.) im Labor nur unbefriedigend wiedergegeben werden können.

4.3.2.3 Zusammenfassung und kritische Betrachtung

Die Durchführung von Versuchen an Deponiesimulationsreaktoren bewirkte im Wesentlichen einen Erkenntniszuwachs hinsichtlich zweier Punkte:

- (i) Im Falle von Hausmülldeponien ist, wie erstmals von Henseler et al. (1985) aufgrund von Abschätzungen vermutet, mit Nachsorgezeiträumen im Bereich von Jahrhunderten zu rechnen.
- (ii) Selbst nach Erreichen der Grenzkonzentration ist, beispielsweise bei Stickstoff, noch ein erhebliches Emissionspotential im Abfall enthalten.

Eine kritische Beleuchtung der Versuche in DSR und der daraus abgeleiteten Zeiträume für die erforderliche Nachsorge ist bis dato kaum erfolgt. Dies soll an dieser Stelle nachgeholt werden. Insbesondere die Angabe von konkreten Zeiträumen erscheint einerseits von der prinzipiellen Sinnhaftigkeit andererseits methodisch hinterfragenswert.

Prinzipielle Sinnhaftigkeit der Angabe von Nachsorgezeiträumen

Tabelle 11 zeigt die (mittels verschiedener Methoden) ermittelten erforderlichen Nachsorgezeiträume für Hausmülldeponien. Daraus ist zu ersehen, dass die ersten diesbezüglich publizierten Daten von Belevi & Baccini (1989) vorgelegt wurden (aufbauend auf Henseler et al, 1985; siehe Abschnitt 4.3.1.2). In ihrer Arbeit entwickelten die beiden Autoren anhand von Laborversuchen und Beobachtungen an bestehenden Deponien eine Gleichung (siehe 4.3.4), anhand derer sie die Nachsorgezeiträume in Abhängigkeit von der anfänglichen Sickerwasserkonzentration (in der stabilen Methanphase), der mobilisierbaren Stoffkonzentration im Abfall, des Sickerwasservolumens, der Abfallmasse sowie des zu erreichenden Sickerwasser-Grenzwertes berechnen konnten. Die in der Tabelle angegebenen Werte beziehen sich auf eine konkrete, sich im stationären Zustand befindende Deponie mit einem gemessenen Sickerwasservolumen. Aus dem wissenschaftshistorischen Kontext (siehe Abschnitt 4.3.1.2) lässt sich zudem erahnen, dass Belevi und Baccini vor allem daran gelegen war, den zeitlichen Rahmen („Jahrhunderte“) für die Dauer der Nachsorgephase abzustecken. In der verwendeten Gleichung hängt der erforderliche Nachsorgezeitraum linear vom eingesetzten Sickerwasservolumen ab. Das heißt bei 10fach geringerem Sickerwasservolumen steigt der erforderliche Nachsorgezeitraum um den Faktor 10. Die Sickerwassermenge ist wiederum von einer ganzen Reihe von Faktoren abhängig, ganz wesentlich etwa von der gewählten Oberflächenabdeckung. Die Oberflächenabdeckung der in Belevi & Baccini (1989) herangezogenen Deponie in der Nähe von Bern, beschrieben in Baccini et al. (1987), besteht – etwas ungewöhnlich – aus Polyurethanschaum (hauptsächlich um Windverfrachtungen zu vermeiden). Der spezifische Sickerwasserfluss wird mit rund 20 g/(kg Abfall und Jahr) angegeben. Dieser Wert entspricht in etwa dem in Heyer et al. (1997) in den DSR-Versuchen angesetzt (17 g/(kg.a), errechnet aus 250 mm Sickerwasser pro Jahr bei einer Deponiehöhe von 20 m und einer Einbaudichte von 0,75 t/m³). In diesem Fall weisen die Autoren aber ausdrücklich darauf hin, dass mit diesem Wert eine Deponie ohne Oberflächenabdeckung unter klimatischen Verhältnissen, wie sie für Deutschland zutreffen, simuliert werden sollte. In der Tabelle werden von der Autorin (Krümpelbeck) also Ergebnisse zweier völlig

verschiedener Ansätze stillschweigend miteinander verglichen. Hätten Baccini und Kollegen dieselbe Deponie ohne Oberflächenabdeckung untersucht (Niederschlag: um die 50 g/(kg.a)), so hätten sich um rund 40 % kürzere Nachsorgezeiträume ergeben (was im Übrigen für Baccini et al. dieselbe Grundaussage – Nachsorgezeitraum von Jahrhunderten – ergeben hätte). Ebenso würden sich die aus den DSR-Versuchen ermittelten Nachsorgezeiträume bei weniger Wasserdurchsatz beträchtlich erhöhen. Während das von Belevi & Baccini entwickelte Modell nur am Beispiel einer konkreten Deponie zeigen sollte, dass die Nachsorgephase für bestimmte Stoffe im Bereich von Jahrhunderten zu bemessen sein wird, wollen die anderen in der Tabelle angeführten Autoren ihre Ergebnisse für den Allgemeinfall gültig wissen.

Tabelle 11: *Erforderliche Nachsorgezeiträume für Hausmülldeponien nach verschiedenen Autoren (aus Krümpelbeck, 2000)*

	Belevi & Baccini (1989)	Kruse (1994)	Heyer et al. (1997)	Krümpelbeck & Ehrig (2000)
C _{org}	500-1.700	-	-	-
CSB	-	280	80-360	65-320
N _{ges}	55-80	-	-	-
TKN	-	815	120-450	-
NH ₄ -N	-	-	-	Jahrzehnte-hunderte
Cl ⁻	100-150	210	90-250	25-130
AOX	-	-	30-210	40-100
Schwermetalle	-	-	-	<10

Eine Angabe, und insbesondere ein Vergleich, von erforderlichen Nachsorgezeiträumen kann aber sinnvollerweise nur unter Angabe der Sickerwassermenge in Bezug zur abgelagerten Masse erfolgen, z. B. des L/S-Verhältnisses.

Aber auch aus einem anderen Grund erscheint der Vergleich von Nachsorgezeiträumen, die an realen Deponien oder auch mathematisch ermittelt wurden mit Zeiträumen von DSR, problematisch. In die Ermittlung fließt unmittelbar die Sickerwasserkonzentration ein. Fellner et al. (2003a) weisen aber darauf hin, dass die Sickerwasserkonzentration, ob der Inhomogenität realer Deponien, zwangsläufig immer nur den vom durchströmenden Wasser erfassten Teil der Deponie widerspiegelt, die Konzentration alleine daher eigentlich kein Entscheidungskriterium sein dürfte, die Nachsorgemaßnahmen zu beenden. Im Falle von DSR kann jedenfalls von einer wesentlich homogenen Strömung ausgegangen werden, was einen Vergleich zumindest problematisch macht.

Im Wesentlichen sollte daher die aus Tabelle 11 zu schließende Erkenntnis zusammengefasst etwa lauten: Wie mit unterschiedlichen Methoden nachgewiesen wurde, ist der Nachsorgezeitraum von Hausmülldeponien im Bereich von Jahrhunderten zu bemessen.

Methodische Betrachtung von DSR-Versuchen

- Abbildung unterschiedlicher Kinetik

„Das Gesamtgaspotential und die Halbwertszeit der Abbauprozesse kann mit diesen Versuchen [Anm.: DSR] beschrieben werden. Dieses setzt allerdings eine Mindestaufenthaltszeit des Sickerwassers im System von ca. 180 d voraus, da sonst ein zu hoher Anteil biologisch abbaubarer Kohlenstoffquellen, welche in längeren Zeiträumen zu Deponiegas umgesetzt werden könnten, in der Wasserphase ausgetragen würde. Eine Prognose des zeitlichen Verlaufs der Deponiegasemissionen lässt sich allerdings aus diesen Untersuchungen nur schwer ableiten, da eine Übertragung der Kinetik von biologischen Prozessen im Labormaßstab auf den Deponiemaßstab nicht ohne weiteres möglich ist. Unter Deponiebedingungen ist mit grundsätzlich anderen Randbedingungen bezüglich Wassergehalt, Wasserbewegung, Temperatur und Gasgängigkeit zu rechnen, was zu einer deutlich geringeren Abbaugeschwindigkeit als unter Laborbedingungen führt. Für die Abschätzung der Sickerwasserbelastung ist bei den oben angegebenen Untersuchungsmaterialien – gut stabilisierte Abfallarten mit einer geringen biologischen Restaktivität – von einem langfristigen Emissionsverlauf auszugehen, der im wesentlichen von Elutions-/Desorptionsprozessen und Verdünnungseffekten geprägt ist.“

(zitiert aus Scheelhaase, 1998: 12).

Diese Textstelle stellt einige der wenigen kritischen Auseinandersetzungen mit DSR-Versuchen bzw. der Interpretation derselben dar. Es wird eingeräumt, dass insbesondere die Übertragung der Kinetik der im Deponiekörper ablaufenden Reaktionen auf den Labormaßstab nur sehr eingeschränkt möglich sei. Folgende Überlegungen sollen dies hervorheben:

Abbildung 19 zeigt den rein theoretisch berechneten Verlauf der CSB-Belastung des Sickerwassers einer Hausmülldeponie. Auf die Angabe der Konzentrationshöhe wurde aus

oben genannten Gründen verzichtet. Die Berechnung erfolgte über ein Gasaustragsmodell, das eine detaillierte Aufschlüsselung des Inputmaterials bezüglich Art, Menge, Halbwertszeit der Komponenten und Kohlenstoffgehalt ermöglicht. Unter Annahme eines für anaerobe Abbauprozesse konstanten Transferkoeffizienten für Kohlenstoff in die Wasserphase kann daraus auch die Sickerwasserkonzentration berechnet werden (für nähere Details zur Berechnung siehe 4.3.4.3). Deutlich zu erkennen sind die in der logarithmischen Darstellung als Geraden mit unterschiedlicher Steigung erscheinenden Emissionsphasen, die auf den Abbau unterschiedlich gut biologisch abbaubarer Substanzgruppen zurückzuführen sind. Im Labor können im Allgemeinen nur Prozesse simuliert werden, die der steil abfallenden Kurve entsprechen. Die Extrapolation dieser Kurve führt selbst bei Anwendung von Exponentialfunktionen zu einer deutlichen Unterschätzung der erforderlichen Nachsorgezeiträume.

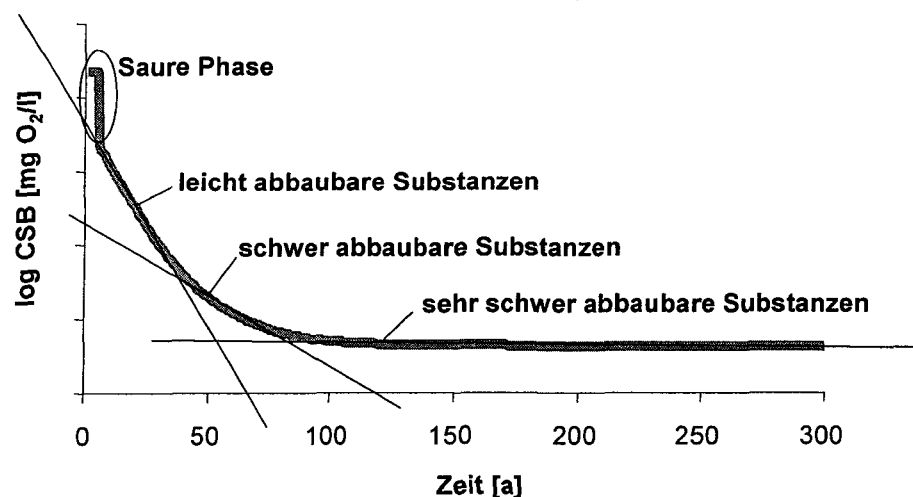


Abbildung 19: Berechneter Verlauf der CSB-Belastung des Sickerwassers einer Hausmülldeponie

- Maßstabseffekt

Ein in Hydrologie und Bodenkunde gut bekanntes Phänomen ist der so genannte Maßstabseffekt. Prinzipiell können Maßstabseffekte sowohl räumlich als auch zeitlich auftreten. Für die vorliegende Fragestellung ist vor allem ersterer von Bedeutung.

Hydraulische Eigenschaften von Böden, etwa die Durchlässigkeit, werden oft über kleinmaßstäbliche (Labor)versuche ermittelt und die Ergebnisse anschließend auf Feldverhältnisse übertragen. Genau bei dieser Übertragung tritt der Maßstabseffekt auf. Meist ist die im Labor ermittelte hydraulische Durchlässigkeit um Größenordnungen geringer als

die tatsächlich im Feld, z. B. über Pumpversuche ermittelte. Der Grund hierfür liegt darin, dass im Feldmaßstab durchlässigkeitserhöhende Heterogenitäten vorhanden sind, die im Labor nicht auftreten. Abbildung 20 zeigt das Ergebnis einer umfangreichen Untersuchung, die die Messung eines Durchlässigkeitsparameters in kristallinen Gesteinen auf verschiedensten Maßstabsebenen zum Ziel hatte. Es ist deutlich zu erkennen, dass die Durchlässigkeit vom Labormaßstab zum Bohrlochmaßstab um rund zwei Größenordnungen ansteigt. Vom Bohrloch- zum Regionalmaßstab bleibt sie hingegen gleich bzw. sinkt sogar wieder leicht ab.

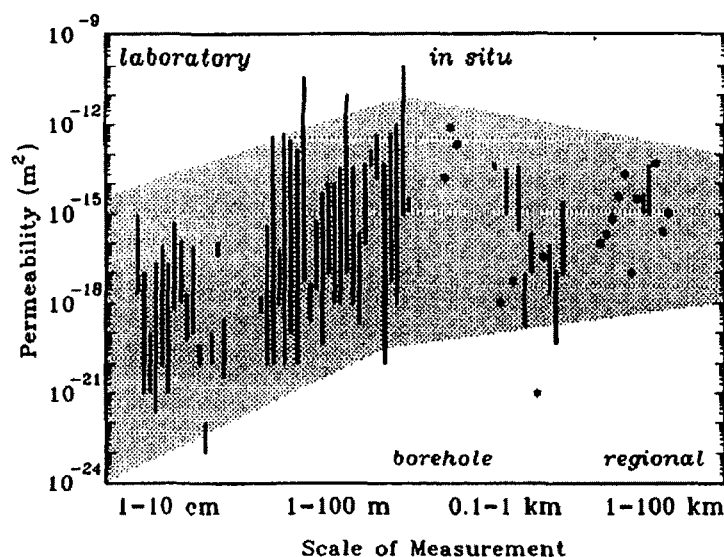


Abbildung 20: Durchlässigkeitswerte von kristallinem Gestein bzw. Gebirge ermittelt auf verschiedenen Maßstabsskalen (nach Clauser, 1992 zitiert in Sánchez-Vila et al., 1996)

Übertragen auf das Beispiel DSR vs. Deponie lässt sich folgendes feststellen:

- (i) Auch bei der Übertragung von DSR-Ergebnissen auf Deponien ist mit einem Maßstabseffekt zu rechnen. Dieser war allerdings noch nie Gegenstand von Untersuchungen.
- (ii) Art und Geschwindigkeit von Abbau- und Auswaschprozessen hängen sehr stark von der Wasserverteilung innerhalb der Ablagerung ab. Aus Untersuchungen an bestehenden Siedlungsabfalldeponien ist bekannt, dass das Sickerwasserströmungsfeld keinesfalls homogen ist sondern stark von bevorzugten Sickerwegen geprägt wird und damit das W/F-Verhältnis in einzelnen Deponiebereichen variieren kann (Zeiss & Major 1993; Ugucioni & Zeiss, 1997; Bendz et al. 1997, Rosqvist, 1999). Wie im Projekt STRANDEZA nachgewiesen

werden konnte, ist die aus einer Ablagerung ausgetragene Stoffmenge nicht notwendigerweise der durchgesetzten Wassermenge proportional (Döberl et al., 2002b). Da verstärkter Wasserdurchsatz auch verstärktes Abfließen auf bevorzugten Sickerwegen bedingt, finden eine Entfrachtung der Ablagerung, und damit auch ein Abnehmen des Gefährdungspotentials, nur in der unmittelbaren Umgebung dieser Sickerwege statt. Abbauprozesse und damit verbundene Setzungen können jedoch dazu führen, dass sich die Sickerwasserwegigkeiten ändern und neue Bereiche der Ablagerung erfasst werden. Überlegungen zur langfristigen Entwicklung des Strömungsfeldes finden sich in Abschnitt 6.2.2.2.

- Feststofftransport

Ein weiterer, bisher in diesem Zusammenhang noch nie untersuchter Prozess ist der Teilchentransport im Sickerwasser. Dieser unterscheidet sich in DSR und großmaßstäblichen Deponien, aufgrund der unterschiedlichen Wasserströmungsgeschwindigkeiten wahrscheinlich beträchtlich. Abbildung 21 zeigt schematisch dieses in der Geologie schon lange bekannte Phänomen in Oberflächengewässern.

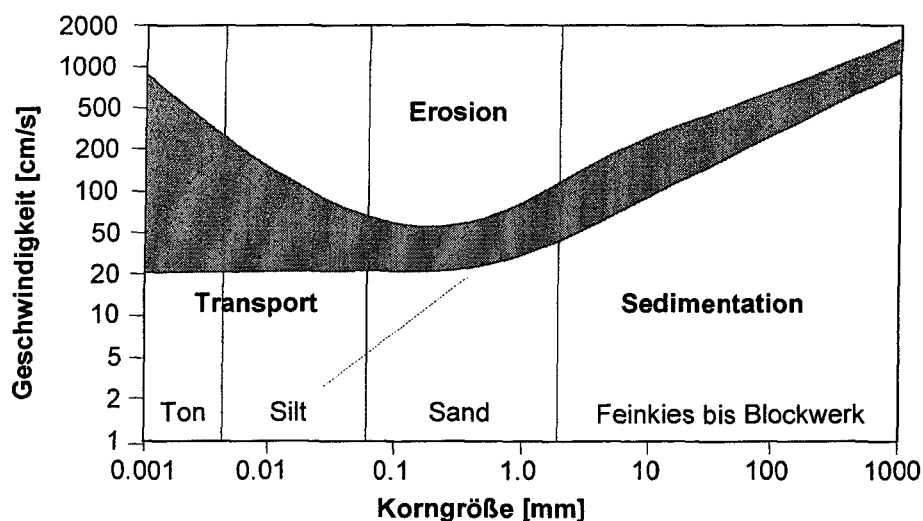


Abbildung 21: Transport, Erosion und Sedimentation von Teilchen in aquatischen Regimes in Abhängigkeit von Korngröße und Fließgeschwindigkeit des Transportmediums (nach Hjülström, 1935)

Durch Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit, etwa durch intensive Sickerwasserrückverpressung, kann es zumindest im ungesättigten Bereich zu einer Veränderung der Transferkoeffizienten in die Wasserphase kommen. Je nach Größe und Schadstoffbefrachtung der Teilchen kann es bei Heranziehung von DSR-Ergebnissen ebenfalls zu einer Unterschätzung des Nachsorgezeitraumes kommen. Um welche

Größenordnung es sich dabei handelt, kann ohne experimentelle Untersuchungen allerdings nicht abgeschätzt werden.

Zusammengefasst haben DSR-Versuche den Vorteil des Zeitraffereffektes sowie genau bekannter oder zu definierender Randbedingungen. Als wesentliche Nachteile können genannt werden: Die Schwierigkeit langsam ablaufende Prozesse abzubilden sowie der bei der Übertragung auftretende und bis jetzt noch nie quantifizierte Maßstabseffekt.

4.3.3 Andere Laborversuche

Während bei DSR-Versuchen versucht wird Abfälle möglichst so einzubringen, wie sie auch unter Deponiebedingungen eingebaut sind und dann solche Prozesse zu simulieren, die auch in realen Deponien zu erwarten sind, ist das Ziel bei der Bestimmung der verfügbaren Stoffmenge eine anderes.

4.3.3.1 Prinzipielle Methode

In derartig konzipierten Versuchen wird das zu untersuchende Material (z. B. Hausmüll) zerkleinert, im Labor (Maßstab Reagenzglas oder Kolben) mit verschiedenen Lösungsmitteln unter verschiedenen Randbedingungen eluiert und das dabei entstehende Sickerwasser (Eluat) untersucht.

4.3.3.2 Beispiele für die Bestimmung der verfügbaren Mengen

Die maximale Verfügbarkeit wird in der Praxis nach verschiedenen Methoden ermittelt. Grundsätzlich können zwei Arten die Verfügbarkeit zu bestimmen unterschieden werden:

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 Eluats 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 meisten Arbeiten beschäftigen sich überdies mit der Bestimmung des mobilisierbaren Stoffpotentials in Rückständen thermischer Abfallbehandlungsanlagen (z. B. NEN 7341, 1992, zitiert in BUWAL, 1995; Van der Sloot et al., 1994; Belevi et al., 1992). Für Hausmüll liegen Untersuchungen von Belevi & Baccini (1989) sowie Zimmermann et al. (1996) vor. An dieser Stelle sollen trotzdem beide Anwendungsgebiete gleichzeitig diskutiert werden.

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 12 aufgeführt.

Tabelle 12: Werte für den Initialgehalt und die verfügbare Menge ($m_{(0)}$) nach Belevi & Baccini (1989)

	Anfangs- gehalt*	Mobilisierbare Menge		
		Minimum	Maximum	Bereich
	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[% Input]
organischer Kohlenstoff	290.000	2.100	7.100	0,7-2
Stickstoff	4.000	200	310	5-8
Phosphor	1.000	5	33	0,5-3
Chlor	7.200	1.000	1.500	14-21
Eisen	50.000	20	39	0,04-0,08
Kupfer	400	1,0	6,7	0,02-2
Zink	1.200	14	98	1-8
Blei	400	0,1	2,5	0,03-0,6
Cadmium	11	0,007	0,024	0,06-0,2

* Die Anfangsgehalte des Restmülls stammen nicht von den Proben, an denen die Leachingexperimente durchgeführt wurden

Alle Werte sind nach Belevi & Baccini (1989) nur bei pH-Werten größer 7 und konstanten Salzkonzentrationen gültig.

Eine 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.

4.3.3.3 Kritische Betrachtung und Zusammenfassung

Die Wahl der Methode bei der Bestimmung der verfügbaren Menge 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 wirkt sich auch 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.

Meist wird die verfügbare Menge für einen Stoff im Labor mittels Extraktion bestimmt. Die Untersuchung der Eluate beschränkt sich auf anorganische Stoffe wie Alkali- und Erdalkalitionen, Chlorid und in eingeschränktem Maße Schwermetalle. Die Bestimmung von $m_{(0)}$ durch Eluattests ist für alle Stoffe, die erst durch Transformationsreaktionen freigesetzt werden allerdings 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 und der meist sehr langsam voranschreitende Abbau der Pufferkapazität kann ebenfalls im Labor nur schlecht simuliert werden.

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

- (i) 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, das heißt in diesem Zusammenhang die Freisetzungsrates von Stoffen, und damit ihr langfristiges Verhalten in der Deponie unbekannt.
- (ii) Einfluss der Zeit: Alle Eluattests basieren auf einer Extraktion über Stunden, Tage, maximal Monate. Die Mobilisierungsprozesse gehen über Jahrhunderte und Jahrtausende.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass mit den gängigen Methoden zur Bestimmung der verfügbaren Stoffmenge kein umfassendes Bild des Langzeitverhaltens eines Abfalls 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. Einerseits im Hinblick darauf, dass $m_{(0)}$ an gemahlenden 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. Andererseits werden bei der Bestimmung von $m_{(0)}$ hauptsächlich die schwach gebundenen Anteile von Stoffgruppen (z. B. Schwermetalle), welche leicht löslich sind, erfasst. 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. Die Schwierigkeit in der Konzipierung und vor allem in der Auswertung derartiger Untersuchungen liegt einerseits in der Auswahl der maßgeblichen Prozesse sowie deren Simulation und andererseits in der notwendigen Extrapolation der Ergebnisse auf die erwünschten langen Zeiträume. Damit das Ergebnis interpretierbar bleibt, müssen Labor-, genauso wie Lysimetersimulationen, zwangsläufig immer von vereinfachten Bedingungen ausgehen. Zudem können nur wenige Parameter berücksichtigt werden. Natürliche Prozesse laufen im Allgemeinen aber viel komplexer und vielschichtiger ab.

4.3.4 Mathematische Modelle

4.3.4.1 Prinzipielle Methode

Ein System (Prozesse und Randbedingungen) wird formal, das heißt mittels mathematischer Gleichungen beschrieben. Diesen Gleichungen können etwa physikalische (z. B. hydraulische), chemische (z. B. Redox-Reaktionen) oder statistische (z. B. wahrscheinlichkeitstheoretische) Gegebenheiten wiedergeben. Falls auf bestehende Modelle zurückgegriffen wird, folgt der Formulierung des entsprechenden Gedankenmodells eine operationale Validierung der in Frage kommenden Modelle. Ansonsten wird ein formales Modell formuliert, das in ein Computermodell übergeführt, das heißt in einem Algorithmus codiert wird. Im Normalfall (Idealfall) erfolgen danach erst eine Kalibrierung und dann eine Verifizierung des Modells anhand zweier unterschiedlicher Datensätze.

Mathematische Modelle haben allgemein einen sehr hohen Abstraktions- und, je nach Anwendungsgebiet und Umfang der abgebildeten Prozesse, auch einen hohen bis sehr hohen Reduktionsgrad.

4.3.4.2 Beispiele für einfache mathematische Modelle

Sickerwasseraustragsmodelle

Mathematische Modelle existieren in verschiedensten Detail- und Komplexitätsgraden. Ein erstes, einfaches mathematisches Modell, mit dessen Hilfe die kurz-, mittel- und langfristigen

Sickerwasseremissionen aus Hausmülldeponien berechnet werden können, wurde von Belevi & Baccini (1989) vorgestellt (Gleichung 10). Die Autoren untersuchten das Auslaugverhalten einer Schweizer Hausmülldeponie und entwickelten aufgrund von Wasser- und Stoffbilanzen unterschiedlich alter Deponien über den Zeitraum von 10 Jahren (Baccini et al., 1987) ein mathematisches Modell, welches den Stoffaustrag dieser Deponie für ausgewählte Elemente beschreibt. Die mobilisierbare Stoffmenge wurde dabei mittels der in Abschnitt 4.3.3.2 beschriebenen Auslaugtests bestimmt.

Gleichung 10
$$c_{(t)} = c_{(0)} \cdot \exp\left(-t \cdot \frac{V \cdot c_{(0)}}{M \cdot m_{(0)}}\right)$$

$c_{(t)}$	Stoffkonzentration zum Zeitpunkt 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 11 berechnet werden.

Gleichung 11
$$t_{(E)} = \frac{M \cdot m_{(0)}}{V \cdot c_{(0)}} \cdot \ln\left(\frac{c_{(0)}}{c_{(E)}}\right)$$

$c_{(0)}$	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:

- (i) die Stoffkonzentration im Sickerwasser exponentiell abnimmt, das heißt, die freigesetzte Stoffmenge eine Funktion der Stoffmenge im Reservoir ist und
- (ii) die Prozesse, die für die Mobilisierung der Stoffe und damit letztlich für die Stoffkonzentration im Sickerwasser verantwortlich sind, sich über die betrachtete Zeitdauer nicht ändern.

Vereinfachend wird angenommen, dass:

- (i) sich die Deponie am Ende der intensiven Methanphase befindet, da in der Gleichung eine Konstanz der Abfallmasse vorausgesetzt wird
- (ii) sich die Deponie, was den Wasserinput und -output, betrifft in einem stationären Zustand befindet, da auch die Sickerwassermenge konstant angenommen wird
- (iii) der pH-Wert des Sickerwassers über den betrachteten Zeitraum nicht unter einen Wert von 7 fällt
- (iv) die zeitliche Schwankung der Konzentrationen von Salzen, komplexbildenden Verbindungen etc. im Sickerwasser, die zu einer verstärkten Retention oder Mobilisierung von Stoffen führen könnte, vernachlässigt werden kann.

Zur Berechnung einer Stoffkonzentration im Sickerwasser zum Zeitpunkt t muss neben der Sickerwassermenge, der Masse der deponierten Abfälle und der initialen Stoffkonzentration im Sickerwasser ebenfalls die verfügbare Stoffmenge 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, die Masse der deponierten Abfälle und die initiale Stoffkonzentration im Sickerwasser sind durch Messungen auf der Deponie relativ einfach bestimmbar. Die verfügbare Stoffmenge kann nicht auf der Deponie gemessen werden; sie ist ein Wert der im Labor bestimmt wird (siehe 4.3.3.3).

Unter den beschriebenen Voraussetzungen ist mit diesem Modell nach Meinung der Autoren der Stoffaustrag über das Sickerwasser für einen Zeitabschnitt von 10 bis maximal 1.000 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, welche nach der Ablagerung der Güter durch chemische oder physikalische Prozesse immobilisiert sind und erst nach einer bestimmten Dauer freigesetzt werden (z. B. Schwermetalle), ist das Modell ungeeignet.

Ein dem Modell von Belevi & Baccini (1989) ähnliches Modell wurde von Kruse (1994) zum Zwecke der Abschätzung von Nachsorgezeiträumen entwickelt. Die Konzentration eines Stoffes zum Zeitpunkt t kann demnach mit nachstehender Gleichung beschrieben werden:

Gleichung 12
$$c_{(t)} = m_{(0)} \cdot \exp(-k \cdot t) \cdot y \cdot \frac{h}{q}$$

$c_{(t)}$	Stoffkonzentration zum Zeitpunkt t	[mg/l]
$m_{(0)}$	anfängliche Mobilisierungsrate	[mg/(kg*d)]
k	Zerfallskonstante	[1/d]
y	Trockendichte	[kg TS/m³]
h	Deponiehöhe	[m]
q	Sickerwasserspende	[l/(m².d)]

Für die Zerfallskonstante k gilt folgende Beziehung:

Gleichung 13
$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{k}$$

 $T_{1/2}$ Halbwertszeit [1/d]

Die Zerfallskonstante k wird aufgrund folgender Beziehung berechnet:

Gleichung 14
$$k = \frac{m_{(0)}}{M_{\text{pot}}}$$

 $m_{(0)}$ anfängliche Mobilisierungsrate [mg/(kg.d)]
 M_{pot} langfristig mobilisierbares Stoffpotential [mg/kg]

Die Zeitdauer bis zum Erreichen einer vorgegebenen Grenzkonzentration kann schließlich über folgende beiden Gleichungen ermittelt werden:

Gleichung 15
$$t_{(E)} = \frac{1}{k} \cdot \ln \left(\frac{c_{(0)}}{c_{(E)}} \right) \text{ und}$$

Gleichung 16
$$c_{(0)} = m_{(0)} \cdot \frac{y}{q} \cdot h$$

$c_{(0)}$	Anfangskonzentration	[mg/l]
$m_{(0)}$	anfängliche Mobilisierungsrate	[mg/(kg.d)]
k	Zerfallskonstante	[1/d]
y	Trockendichte	[kg TS/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 ähnliche Voraussetzungen und Einschränkungen wie bei dem Modell von Belevi & Baccini (1989) ergeben. Zusätzlich ist alles in Abschnitt 4.3.2.3 Festgehaltene zu beachten.

Gasaustragsmodell

In Baumeler et al. (1998) wurden die wichtigsten Modellansätze zur Berechnung des Deponiegasaustrages 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 17) geht von einem anfänglichen maximalen Deponiegasbildungspotential ($MP_{(0)}$) 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.

$$\text{Gleichung 17} \quad MP_{(t)} = MP_{(0,i)} \cdot \exp\left(-\frac{t}{k_i}\right)$$

$MP_{(0,i)}$ Deponiegasbildungspotential der Stoffgruppe i [m³/t]

$MP_{(t,i)}$ Deponiegasbildungspotential zum Zeitpunkt t [m³/t]

k_i Abbaugeschwindigkeitskonstante der Stoffgruppe i [1/a]

Das Modell wurde in leicht modifizierter Form bereits in Baumeler et al. (1998) angewandt. In dieser Studie wurde aus der Masse der Abfälle und deren Halbwertszeit eine gewichtete Halbwertszeit der Gesamtfraktion errechnet. Aus der gewichteten Halbwertszeit wurden dann die für das Modell notwendigen Geschwindigkeitskonstanten nach Gleichung 18 berechnet.

$$\text{Gleichung 18} \quad k_i = \frac{-\ln 0,5}{T_{1/2,i}}$$

k_i Geschwindigkeitskonstante für die Stoffgruppe i [1/a]

$T_{1/2,i}$ Gewichtete Halbwertszeit der die Stoffgruppe i [1/a]

4.3.4.3 Fallstudie „Abschätzung der langfristigen Emissionen aus Hausmüldeponien mithilfe einfacher mathematischer Modelle“

Gegenstand der Studie

Die Studie „Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie (BEWEND)“ (Brunner et al., 2001; Döberl et al., 2002a) hatte zum Ziel, verschiedene abfallwirtschaftliche Maßnahmen unter besonderer Berücksichtigung der langfristigen Deponieauswirkungen zu vergleichen und mittels volkswirtschaftlicher Instrumente zu bewerten. Das betrachtete System, das mittels der in Baccini & Brunner (1991) beschriebenen Stoffflussanalyse bilanziert wurde, ist aus Abbildung 22 zu ersehen. Die räumliche Systemgrenze wurde mit den Grenzen der Republik Österreich, die zeitliche mit 10.000 Jahren für die Deponieprozesse und einem Jahr für die übrigen Prozesse festgelegt. Die Gründe für die Wahl einer zeitlichen Systemgrenze von 10.000 Jahren sind in Abschnitt 3.1.4.1 dargelegt. Die Wahl eines derartig langen Betrachtungszeitraumes und die Forderung den volkswirtschaftlichen Bewertungsalgorithmen möglichst „einfache“ Datensätze zu übergeben, legte die Verwendung einfacher und überschaubarer Modelle für die größenordnungsmäßige Abschätzung der langfristigen Deponieemissionen nahe. Herangezogen wurden schließlich das Austragsmodell von Belevi & Baccini (1989) für die Emissionen über den Sickerwasserpfad sowie dasjenige von Marticorena et al. (1993) für Methan- und Kohlendioxidemissionen. Bilanziert wurde das in Abbildung 23 gezeigte Subsystem „Modelldeponie“ mit einer angenommenen Lebensdauer der künstlichen Barrieren und technischen Einrichtungen von 100 Jahren. Innerhalb dieses Systems wurde die Stoffflüsse in die Outputgüter Abluft aus der Gasverwertung (die ersten 100 Jahre), Deponiegas (ab dem Jahr 100), gereinigtes Sickerwasser (Permeat) und Rückstand der Sickerwasserreinigung (Konzentrat) – beide während der ersten 100 Jahre –, und ungereinigtes Sickerwasser (ab dem Jahr 100) berechnet. Parallel dazu wurde auch die Anreicherung von Schwermetallen im Boden (ab dem Jahr 100), die laufende Konzentration im Grundwasser (ab dem Jahr 100) sowie die Entwicklung des Lagers Deponiekörper ermittelt (siehe Abbildung 25). Im Folgenden wird nur auf die Ergebnisse der Deponierung unbehandelten Restmülls eingegangen.

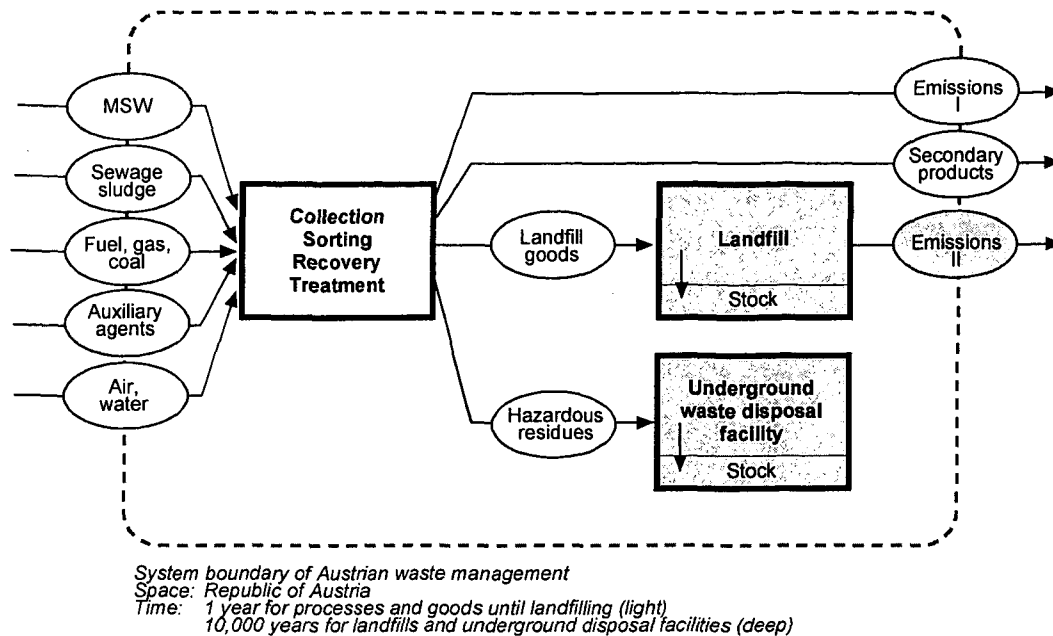


Abbildung 22: Systemdefinition „Österreichische Abfallwirtschaft“ (aus Döberl et al., 2002a)

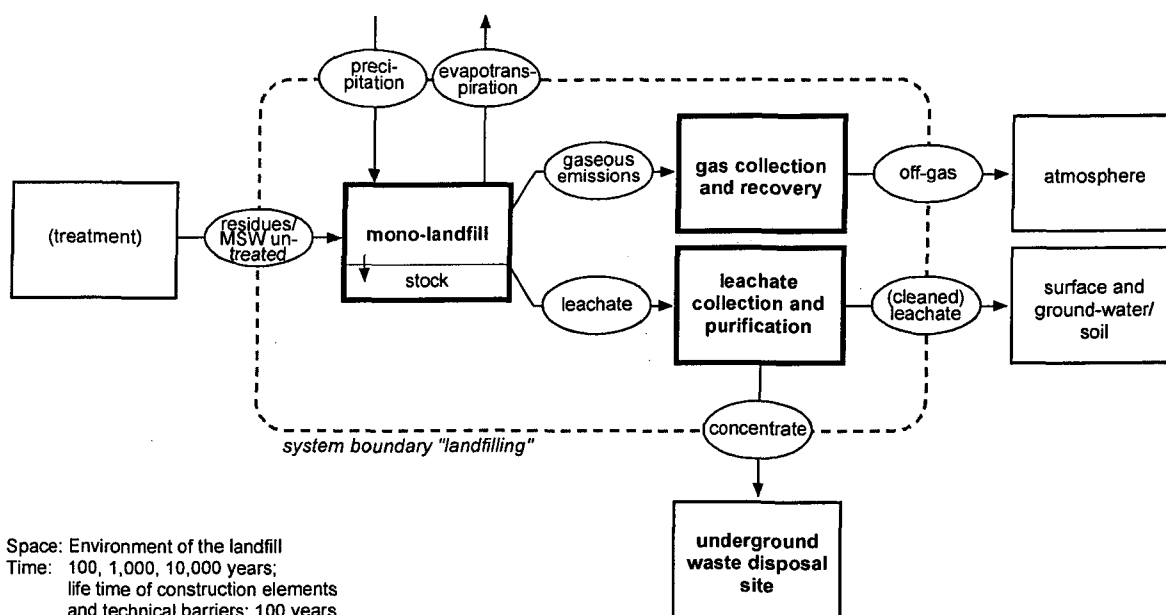


Abbildung 23: Systemdefinition „Modelldeponie“ (aus Döberl et al., 2001)

Getroffene Annahmen innerhalb des Subsystems „Deponie“

In der Studie wurde von stark vereinfachten Modelldeponien und ihren Güterflüssen ausgegangen (Abbildung 24). Die Annahmen waren möglichst so zu wählen, dass die Vereinfachungen bei Bedarf durch genauere Parameter ersetzt werden könnten.

Für die Ermittlung der Emissionen wurde für jede Abfallart (in diesem Fall Restmüll) 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.

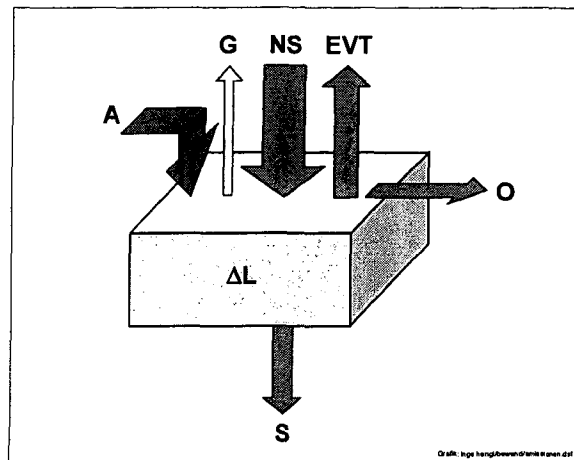


Abbildung 24: Schematische Darstellung der Güterflüsse der Modelldeponien (aus Brunner et al., 2001)

A: Abfalleintrag, G: Deponiegas, NS: Niederschlag, EVT: Evapotranspiration, S: Sickerwasser, O: Oberflächenabfluss, ΔL : Lagerveränderung im Deponiekörper

Folgende Annahmen und Vereinfachungen wurden im Detail getroffen:

- (i) Die jährlich anfallende Sickerwassermenge wird als Differenz einer durchschnittlichen jährlichen Niederschlagsmenge für Österreich (1.000 mm) und einer durchschnittlichen jährlichen Evapotranspirationsrate für rekultivierte Deponieoberflächen (500 mm) angenommen. Das bedeutet, dass die gesamte Niederschlagsmenge, welche nicht durch die Evapotranspiration verdunstet, im Deponiekörper versickert und als Sickerwasser wieder austritt. Die Funktion der Deponie als Wasserspeicher, das heißt eine reduzierte Sickerwassermenge in den ersten Jahren bis Jahrzehnten, wird damit vernachlässigt, es wird von Beginn an ein stationärer Zustand angesetzt.
- (ii) 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.

- (iii) 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 bautechnisch realistischen Deponiehöhe.
- (iv) Zur Beschreibung der Abbaureaktionen wird von einem homogen reagierenden Block ohne bevorzugte (präferentielle) Sickerwege ausgegangen.
- (v) Differentielle Setzungen im Deponiekörper werden vernachlässigt. Gleichmäßige Setzungen werden im Sinne einer Konsolidierung durch Erhöhung der Dichte und Verringerung der Durchlässigkeit simuliert.

Kritische Hinterfragung der getroffenen Annahmen

Die Annahme (i) wurde zum Zeitpunkt der Erstellung der Studie BEWEND durch die Berechnungen von Huber (1995) gestützt, der für zwei Standorte in Österreich errechnete, 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. Die Ergebnisse der Studie STRANDEZA (Döberl et al., 2002b) zeigen, dass es bei Oberflächenabdeckungen, die entweder hydraulisch sehr dicht sind oder ein hohes Evapotranspirationsvermögen besitzen, bis zur Erschöpfung der Speicherkapazität mitunter länger dauern kann. Beispielsweise gab es auf Feld 3, der in dieser Studie untersuchten Deponie Breitenau nach 15 Jahren keine Anzeichen einer Erschöpfung der Speicherkapazität. Für die Berechnung des langfristigen Stoffaustrages ist diese neue Erkenntnis allerdings nicht relevant.

Zur Annahme (ii), die Oberflächenabdeckung, aber auch die Basisdichtung inklusive der geologischen Barriere, hätten nur eine begrenzte Lebensdauer, sodass langfristig nicht mit ihrer Dichtfunktion zu rechnen sei und Emissionen aus der Deponie direkt in die Umwelt gingen, kann folgendes angemerkt werden: Baccini et al. (1992) rechnen prinzipiell mit einer Lebensdauer der Abdichtungen von maximal 50 Jahren. Schwaighofer et al. (1999) errechnen für eine 0,5 m mächtige „tonige“ Basisdichtung ($k_f = 1,0E-10$ m/s bis $1,0E-11$ m/s), die 10-15

Jahre lang Deponiesickerwässern ausgesetzt war, theoretische Durchbruchzeiten von 13 Jahren (Chlorid), 55 Jahren (Nitrat), 224 Jahren (Zink) und 752 Jahren (Blei). Diese Werte beruhen allerdings 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 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 et al., 1998). Hinzu kommt noch, dass auch die Drainageschicht langfristig nicht wirksam bleibt (Setzungen, Zerstörung des Schutzvlieses und Eindringen feiner Abfallpartikel; Ausfällung carbonatischer Anteile), 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 maximal 100 Jahren für die Dichtelemente als durchaus plausibel.

Sofern Volumen und Dichte beibehalten werden, ist der begangene Fehler durch Vereinfachung der Geometrie (Annahme (iii)) für den Zweck der Ermittlung langfristiger Emissionen vernachlässigbar.

Der Deponiekörper wird in hydrogeologischem Sinne als ungesättigter Porengrundwasserleiter betrachtet (Annahme iv), obwohl aufgrund von Inhomogenitäten im Abfall bevorzugte Sickerwege entstehen (Zeiss & Major 1993; Ugucioni & Zeiss, 1997; Bendz et al. 1997, Rosqvist, 1999; Döberl et al., 2002b), der Deponiekörper also sowohl als Poren- als auch als Kluftgrundwasserleiter fungiert. Während Schlackedeponien dem Modell „Porengrundwasserleiter“ anfangs noch größtenteils entsprechen, trifft dies auf Rottereststoffdeponien 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 (siehe 4.3.2.3); Verringerung der Konzentrationen im Sickerwasser durch kürzeren Kontakt Sickerwasser-Abfall; dadurch bedingte längere Zeitspanne bis zur Auswaschung der verfügbaren Menge. Als positiver Effekt ist der langsamere Abbau der Pufferkapazität zu nennen; Herabsetzung der Gesamtspeicherkapazität des Deponiekörpers; Zusätzlich bedingt die heterogene Zusammensetzung auch das Entstehen von Sickerwasserstauzonen und trockenen Bereichen, 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. Der Fehler, der begangen wird, wenn präferentielle Sickerwege im ersten Ansatz ignoriert werden, musste daher mit Hilfe von Sensitivitätsanalysen abgeschätzt werden, indem sowohl Sickerwassermenge als auch -konzentration variiert wurden.

Setzungen im Deponiekörper (Annahme (v)) 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 der Studie mit einer begrenzten Lebensdauer der Dichtschichten gerechnet wurde und präferentielle Sickerwege von vorneherein ausgeschlossen wurden, fanden Setzungen nur insofern Beachtung, als Konsolidierungsvorgänge die Durchlässigkeit herabsetzten. Das Versagen des Deponieunterbaues schließlich wurde als „Störfall“ gewertet und nicht betrachtet.

Berechnung der Emissionen

Zur Berechnung der kurz-, mittel- und langfristigen Emissionen aus Abfalldeponien wurde von Emissionsschemata ausgegangen, die die Qualität der Emissionen beschreiben und in

deren Rahmen dann die eigentlichen Austragsmodelle zur Anwendung kommen. Das Emissionsschema „organische Deponien“ bezieht sich auf die acht in der Studie betrachteten Elemente, deren für das Emissionsgeschehen wichtigsten Verbindungen und auf relevante Reaktionen der Verbindungen untereinander. Es beschreibt die qualitative Entwicklung der Emissionen über die Zeit. Reaktionen sind jeweils mit einem dicken Doppelpfeil, andere Prozesse mit einem dünneren Einfachpfeil gekennzeichnet (siehe Abbildung 26).

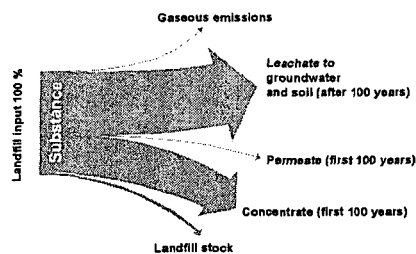


Abbildung 25: Berechnete Stoffflüsse aus den Modelldeponien (aus Eder & Döberl, 2002)

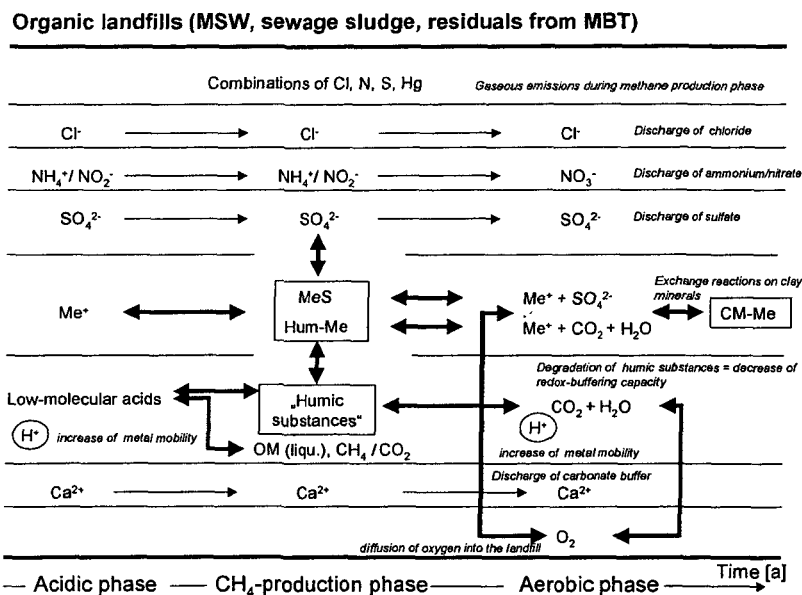


Abbildung 26: Emissionsschema für „organische“ Deponietypen (aus Döberl et al., 2002a).

Doppelpfeil: Reaktionen; Einfachpfeil: andere Prozesse; Me = Metalle; Hum = Huminstoffe; CM = Tonminerale; OM = organische Substanz

Als wesentliche, das Emissionsgeschehen steuernde Reaktionen und Prozesse in Deponietypen mit hohem organischem 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

- Bildung von immobilen „organischen Metall-Komplexen“ (Hum-Me)
- Bildung im anoxischen Milieu schwer löslicher Metallsulfide (MeS)
- Kurzfristige biochemische Reaktionen (Bildung von Deponiegas, hohe CSB-Belastungen im Sickerwasser)
- 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 eher von untergeordneter Bedeutung)

Die Dauer der durch den Abbau organischen Materials bedingten Emissionsphasen „organischer“ Deponien wurde wie folgt festgelegt:

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.

Für den Sickerwasseraustrag wurde das 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.

Anmerkungen zur Anwendung des Sickerwasseraustragsmodells in der Studie

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 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, das heißt es herrscht ein konstanter Schwermetallaustrag in der jeweiligen Phase vor. Die Höhe der Emissionen wurde an verschiedenste Literaturzitate angelehnt (siehe Tabelle 13).

Für die mit dem Sickerwasser ausgetragenen Schwermetalle wurde angenommen, dass sie in weiterer Folge an den Tonmineralen der mineralischen Basisdichtung und der geologischen Barriere durch Ionenaustausch dauerhaft fixiert werden. Berücksichtigt wurde eine Konkurrenzierung durch andere Kationen (Alkali- und Erdalkalimetalle) und damit eine Verminderung der Schwermetall austauschkapazität, die mit 40 % der KAK angenommen wurde. Die durch diese Immobilisierung bedingte Konzentrierung im „Boden“ unterhalb der Deponie wurde jeweils in Zeitschnitten berechnet.

Da in den ersten hundert Jahren die Oberflächenabdeckung als weitgehend intakt angenommen wurde, reduzierte 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 angenommen (siehe dazu Huber, 1995).

Tabelle 13: Eingangsdaten der Berechnung (aus Brunner et al., 2001)

Restmülldeponie	Konzentration [mg/kg TS]	TK Gas (Jahr 5-20) %	TK [mg/l]	Phase I [mg/l]	Zitat I	Phase IIa [mg/l]	Zitat IIa	Phase IIb [mg/l]	Zitat IIb	Phase III [mg/l]	Zitat III	m(O) max [mg/kg TS]	max	m(O) min [mg/kg TS]	min
C	364.000	99,85	Belevi & Baccini (1989)	22.000,00	Stegmann & Spendlin (1987)	berechnet	berechnet	Belevi & Baccini (1989)	berech.			44.090,67	Zimmermann et al. (1996)		Belevi & Baccini (1989), 6%
N	7.000	6,4	Zimmermann et al. (1996)	1.800 (NH ₄)	geschätzt	-	1.550 (NH ₄)	Stegmann & Spendlin (1987)				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 (1989), 20%
Cl	8.700	1,41	Zimmermann et al. (1996)	2.000,00	Dechroth (1982)	-	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 (1989)	-		0,02	geschätzt nach Riehl-Herwisch	10,93	Zimmermann et al. (1996)	7,21	van der Stoep (1994), 60%
Hg	1,8	34,8	Zimmermann et al. (1996)	0,02	geschätzt nach Ehlig (1987)	0,002	geschätzt nach Ehlig (1987)	-		0,02	geschätzt nach Ehlig (1987)	1,17	Zimmermann et al. (1996)	0,70	van der Stoep (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 Stoep (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 Stoep (1994), 60%

Für die Basisabdichtung und das Sickerwassersammelsystem wurde ebenfalls eine Lebensdauer von 100 Jahren angesetzt. Während dieser Zeit gelangen die Sickerwasserfrachten weder in den Untergrund noch in das Grundwasser. Das mittels Umkehrosmose gereinigte Sickerwasser wird in ein fließendes Oberflächengewässer eingeleitet. Die Restkonzentrationen im Permeat wurden berechnet, sie unterschreiten in allen Fällen die Emissionsgrenzwerte.

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) gingen die Anfangsmasse der Abfälle sowie Anfangskonzentrationen aus der Literatur ein (in Tabelle 13 Wert der Phase I). Die mobilisierbare Menge ($m_{(0)}$) entspricht in den ersten 20 Jahren der maximal austragbaren 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 waren, 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 ging nunmehr der Wert unter Phase II in die Gleichung 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 erschien 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).

Anmerkungen zur Anwendung des Gasaustragsmodells in der Studie

Die Gasbildung setzt in der Studie nach der sauren Phase ein, deren Dauer mit fünf Jahren begrenzt wurde (Jahre 1 bis 5). Das Modell in Baumeler et al. (1998) modifizierte Modell von Marticorena et al. (1993) wurde insofern weiterentwickelt, als dass in Anlehnung an Neumayer (1999) von einer Aufteilung der einzelnen Abfälle (Restmüll, Rottereststoff und Klärschlamm) in ihre organischen („gasproduzierenden“) Anteile ausgegangen wird.¹⁶ 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 dazu die Fußnote). Aus dem Gasbildungspotential und der Geschwindigkeitskonstante wurde aus Gleichung 10 das jeweilige Gasbildungspotential zum Zeitpunkt t und die emittierte Menge zum Zeitpunkt t errechnet.

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 erfolgte 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 des Abfalls nach einigen Jahrhunderten Methanproduktion wurde nach Lucisano & Bozkurt (1998) mit 1.250 m^3 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 in dieser Phase auf den Abbau nicht biogener Kohlenstoffverbindungen (Kunststoffe) zurückzuführen, deren Halbwertszeit nach Baumeler et al. (1998) mit 5.000 Jahren festgelegt wurde.¹⁷

¹⁶ Die in der Fallstudie BEWEND ursprünglich verwendete Aufteilung sowie die Berechnung von $MP_{(0)}$ wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit überarbeitet (siehe Tabelle 23).

¹⁷ Für diese Prozesse konnte im Rahmen der vorliegenden Arbeit k -Werte neu berechnet werden.

Solange das Gassammel- und Verwertungssystem intakt ist (die ersten 100 Jahre), reduziert sich die in die Atmosphäre emittierte Gasmenge um den erfassten Anteil (50 % nach Steinlechner et al., 1994; Krümpelbeck, 2000). Zusätzlich wurde der Abbau von Methan in der Rekultivierungsschicht der Deponien über den Zeitraum der Methanproduktion (die ersten 600 Jahre) berücksichtigt (10 % nach Chanton et al., 1999).

Emissionen der Elemente Cl (als HCl), N (als NH_3), S (als H_2S) und Hg wurden während der intensiven Methanphase (Jahre 5 bis 20 ab dem Zeitpunkt der Deponierung) berücksichtigt. Zusätzlich gingen während der intensiven Methanphase FCKW-Emissionen von in Summe 10 g pro Tonne in die Rechnung ein.

Ergebnisse I – Gasaustrag

Die in Abbildung 27 dargestellte Kurve zeigt die charakteristische Gasaustragskinetik am Beispiel von Methan. Die Gasbildung setzt nach der sauren Phase (nach fünf Jahren) ein. Die intensive Methanphase wurde durch das Modell gut erfasst. In dieser Phase werden etwa 190 m^3 Gas pro Tonne Restmüll produziert, wovon 50 % durch das Gaserfassungssystem erfasst und einer Deponiegasverwertung zugeführt werden. Nach etwa 20 bis 25 Jahren geht die Gasproduktion stark zurück. Grund dafür ist der fast vollständig erfolgte Abbau leicht abbaubarer Substanzen. Die Darstellung ist deshalb auf 600 Jahre beschränkt, weil im Modell angenommen wurde, dass ab diesem Zeitpunkt aerobe Verhältnisse im Deponiekörper herrschen und kein Methan mehr produziert wird. Der dann vorherrschende Austrag von Kohlendioxid ist in Abbildung 28 wiedergegeben.

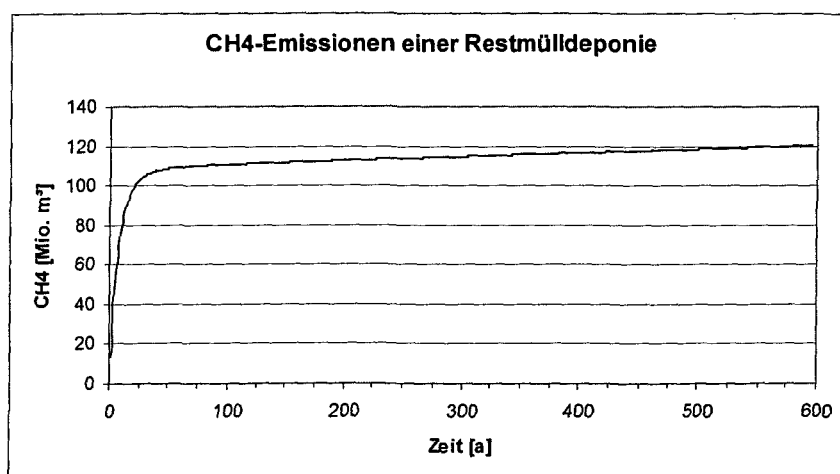


Abbildung 27: Summe der Methanemissionen der Restmülldeponie im Maßnahmenfall „Status quo Fortschreibung“.

Anaerobe Phase, Gaserfassung und Methanoxidation sind in dieser Darstellung nicht berücksichtigt).

Deutlich erkennbar ist der wesentlich flachere Anstieg der Kurve, der auf den Abbau schwer und sehr schwer abbaubarer Substanzen zurückzuführen ist.

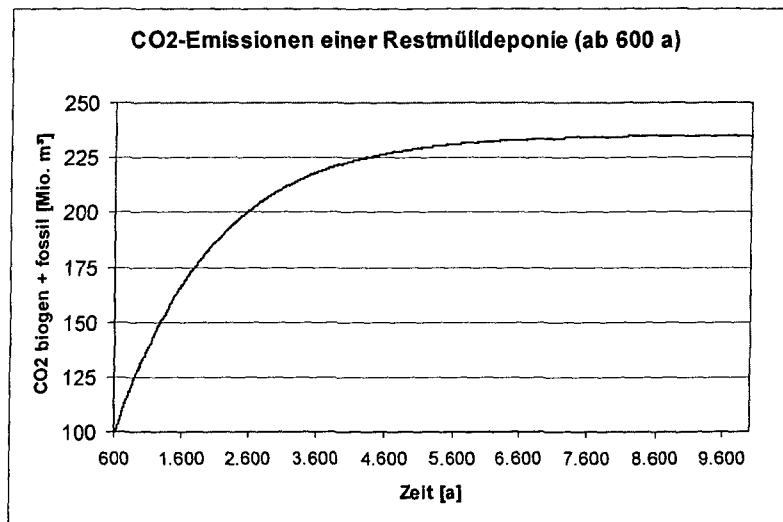


Abbildung 28: Summe der Kohlendioxidemissionen der Restmülldeponie im Maßnahmenfall „Status quo Fortschreibung“ nach Etablierung aerober Verhältnisse.

Ergebnisse II – Emissionen über den Sickerwasserpfad

Das Schema des Sickerwasseraustrages, das im Wesentlichen für alle Deponietypen gleich ist, wird in Abbildung 29 wiedergegeben. Im Fall Sulfat erhöht sich die ausgetragene Fracht nach Etablierung aerober Verhältnisse (600 Jahre), weil ab diesem Zeitpunkt Metallsulfide oxidiert werden und damit sowohl die Metalle als auch der Schwefel in Form von Sulfat mobil werden.

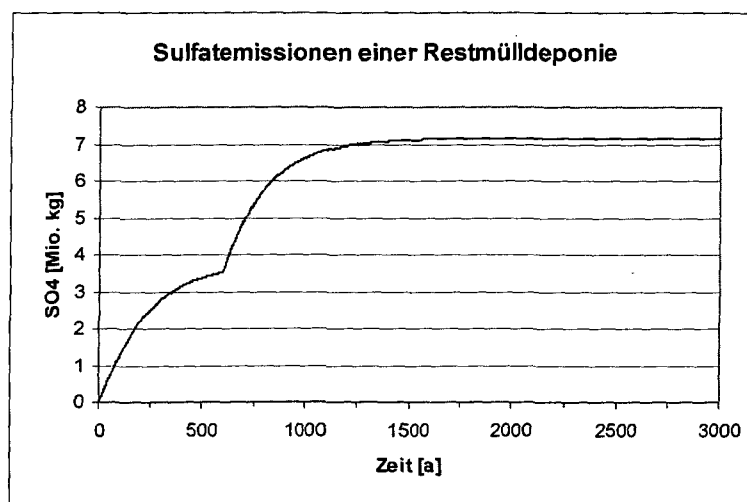


Abbildung 29: Summe der Sulfatemissionen der Restmülldeponie im Maßnahmenfall „Status quo Fortschreibung“

100%ige Mobilisierbarkeit; Sickersammelsystem in dieser Abbildung nicht berücksichtigt

Am Beispiel des Chloridaustrages ist in Abbildung 30 dargestellt, welchen Einfluss die Beendigung der intensiven Methanphase (Transferkoeffizient ins Sickerwasser wird 1; „Knick“ bei 25 Jahren) und das Undichtwerden der Oberflächenabdeckung nach 100 Jahren (Erhöhung des Sickerwasseranfalls und damit Verringerung der Konzentration, kleiner Knick bei 100 Jahren) hat.

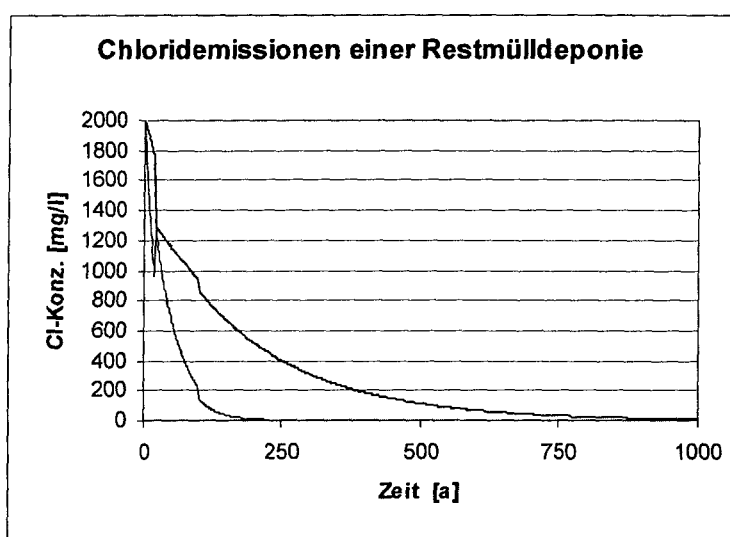


Abbildung 30: Chloridmissionen aus der Restmülldeponie im Maßnahmenfall „Status quo Fortschreibung“
 Sickersammelsystem nicht berücksichtigt. Obere Kurve: 100% Verfügbarkeit von Chlor; Untere Kurve: 20%ige Verfügbarkeit nach Belevi & Baccini, 1989).

Ergebnisse III – Berechnete Transferkoeffizienten

Aus den Modellen, mit deren Hilfe Höhe und Verlauf der Emissionen aus den einzelnen Deponietypen ermittelt wurden, können auch Transferkoeffizienten für die betrachteten Stoffe berechnet werden.

Das Konzentrat aus der Sickerwasserreinigung erweist sich als relevante Schwefelsenke. Blei bleibt zum Großteil im Deponiekörper, Quecksilber wird mit dem Sickerwasser nahezu zu 100% ausgetragen und reichert sich im Deponieuntergrund an.

An dieser Stelle muss darauf hingewiesen werden, dass die stoffspezifischen Transferkoeffizienten des Deponieprozesses rein theoretisch über Ergebnisse aus Emissionsberechnungen und nicht wie üblich aus der Analyse von Edukten und Produkten stammen. Daher wurden auch keine Gütertransferkoeffizienten angegeben.

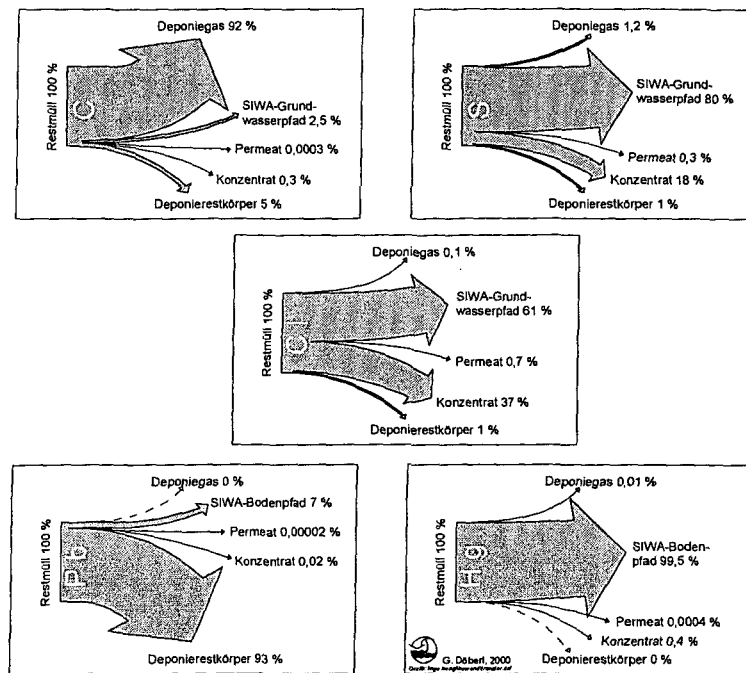


Abbildung 31: Berechnete Stoffverteilungen für die Outputgüter von Restmülldeponien nach 10.000 Jahren

Ergebnisse IV- Qualitative Beschreibung der Unsicherheiten

Unsicherheiten in den Deponie-Modellberechnungen sind vor allem durch den langen Betrachtungszeitraum bedingt. Als wichtigste Unsicherheitsfaktoren lassen sich folgende angeben:

Klima

Das Klima hat über die Parameter Niederschlag und Verdunstung großen Einfluss auf die Entwicklung der Höhe und Dauer von Deponieemissionen. Da Prognosen über die langfristige Entwicklung des Klimas im Rahmen dieser Studie klarerweise nicht möglich waren, sind die absoluten Emissionswerte und damit auch die Transferkoeffizienten in die Deponieoutputgüter sowie Anzahl und Zeitpunkte von Sanierungen bei Grenzwertüberschreitung nur für die in der Studie gewählten Klimaparameter gültig (österreichische Mittelwerte). Mittels Variation der klimatischen Randbedingungen kann aber gezeigt werden, dass die relativen Unterschiede der einzelnen Maßnahmenfälle bei anderen Klimabedingungen – sofern sich diese nicht stark von den derzeit vorherrschenden unterscheiden – größtenteils erhalten bleiben.

Langfristiges Mobilisierungspotential einzelner Stoffe

Auch das langfristige Mobilisierungspotential der betrachteten Stoffe wurde insofern variiert, als dass eine Maximalvariante mit 100%iger Verfügbarkeit aller Stoffe und eine Minimalvariante (Ergebnisse aus Availability-Tests) gerechnet wurde. Wiederum bleiben die relativen Unterschiede zwischen den einzelnen Maßnahmenfällen erhalten.

Langfristige Entwicklung der Ablagerungsbedingungen

Im Gegensatz zu den ersten beiden Unsicherheitsfaktoren, deren Variierung alle Maßnahmenfälle „gleichmäßig“ betrifft ist die langfristige Entwicklung der Ablagerungsbedingungen für „anorganische“ und „organische“ Deponietypen höchst unterschiedlich. Kurze Rekapitulation: Bei „organischen“ Deponietypen ist im Verlauf von Jahrhunderten (im Modell 600 Jahre) mit einer Wiederetablierung aerober Verhältnisse verbunden mit rascherem Abbau der organischen Restsubstanz und Erhöhung der organischen Emissionen in das Sickerwasser zu rechnen. Bei „anorganischen“ Deponietypen wird im Laufe von Jahrtausenden (im Modell 5.000 Jahre) mit einem Abbau der Pufferkapazität und somit einer Erhöhung der Schwermetallemissionen gerechnet. Weitere Entwicklung ist größenordnungsmäßig in der neueren Literatur belegt. Die Erforschung ersteren Phänomens steht erst am Beginn, doch kann, wie in der Studie erfolgt, diese Entwicklung auch durch Vergleich mit natürlichen Analoga abgeleitet und nachvollzogen werden.

4.3.4.4 Kritische Betrachtung der Methoden und der Ergebnisse der Fallstudie

Im Prinzip ist die Fragestellung dieser Dissertation beinahe identisch mit den letzten beiden, im vorigen Abschnitt beschriebenen Unsicherheiten. Daher sind die Annahmen, die über das langfristige Emissionsverhalten von Hausmülldeponien und damit zusammenhängend über die langfristige Entwicklung der Ablagerungsbedingungen in der Studie BEWEND, getroffen wurden, zu hinterfragen und gegebenenfalls zu korrigieren.

Insbesondere sind folgende Annahmen zu prüfen:

- Zeitraum bis zur Etablierung aerober Verhältnisse in Hausmülldeponien
- Abbauverhalten der Restorganik unter aeroben Verhältnissen
- Emissionsverhalten von Spurenelementen unter aeroben Verhältnissen

4.3.4.5 Beispiele für komplexe mathematische Modelle

Eine umfassende Abhandlung komplexer mathematischer Modelle findet sich in Fellner (2004). An dieser Stelle seien deshalb nur einige wenige Beispiele angeführt.

Eines der umfangreichsten Modelle für die Entstehung und den Transport von Gas und Wärme in Hausmülldeponien wurde von El-Fadel et al. (1996a; 1996b; 1997) entwickelt. Dieses Modell beschreibt die unterschiedlichen Stadien anaerober Abbaureaktionen, beginnend bei der Hydrolyse und endend bei der Genese von Kohlendioxid und Methan mit Hilfe eines Systems von elf Gleichungen sowie den anschließenden Gastransport mit weiteren fünf. Zur Berechnung müssen eine Reihe von Parametern bekannt sein – etwa pH-Werte, Hydrolyseraten, Wachstumsraten der unterschiedlichen Mikroorganismen, Abbauraten der verschiedenen Kohlenstoff-Pools etc. Für diese Parameter wählten die Autoren in einem ersten Ansatz Werte aus der Literatur und testeten die Sensitivität des Modells durch Variation von zwölf dieser Werte. Eine Kalibrierung oder Verifizierung des Modells an Messdaten realer Deponien fand hingegen nicht statt.

Ein ähnliches Modell präsentieren Haarstrick et al. (2001) als Ergebnis von Arbeiten im Rahmen des DFG-Sonderforschungsbereiches „Monitoring und Vorhersage der Langzeitsicherheit von Deponiebauwerken“ (SFB 477). In das Modell gehen 22 Parameter ein; die Zahlenwerte dazu wurden von den Autoren ausnahmslos der Literatur entnommen. Auch in diesem Fall wurde keine Kalibrierung oder Verifizierung der errechneten Werte durch bestehende Messdaten vorgenommen. Ein Teil der Autoren dieser Arbeit verglich in einer späteren Studie Modellergebnisse mit Messdaten eines Deponiesimulationsreaktors (Hanel et al., 2001). Diese Studie kommt zum Schluss, dass mit dem präsentierten Modell die Entwicklung in DSR hinreichend genau nachgebildet werden kann. Um die Anzahl der Eingangsparameter zu beschränken und die Modelle praxistauglich zu machen, wurde parallel dazu ein Verfahren entwickelt, das es erlaubt, mit Hilfe eines Ansatzes aus der Zuverlässigkeitstesttheorie die wesentlichen Parameter herauszufiltern (Hosser et al., 2003).

Arbeiten, die sich mit langfristig zu erwartenden Änderungen in den Ablagerungsbedingungen beschäftigen, sind sehr rar. Dass Änderungen aber prinzipiell zu erwarten sind, wurde von Aragno (1989) schlüssig dargelegt. Er weist darauf hin, dass nach Abflauen der Methanproduktion durch eindringenden Luftsauerstoff das bis dahin herrschende anaerobe Milieu von aeroben Bedingungen allmählich abgelöst werden wird.

Besonders hervorzuheben ist in dieser Hinsicht die Arbeit von Bozkurt (1998), die den Gedanken aufgreift und in ihrer Arbeit mittels einer gekoppelten Abbau-/Diffusionsgleichung die Eindringgeschwindigkeit von Luftsauerstoff in die Deponie berechnet. Sie kommt, je nach Sättigungsgrad der Deponie, zu Zeiträumen zwischen 600 Jahren (teilgesättigter Deponiekörper ohne Oberflächenabdeckung) und größer 500.000 Jahren¹⁸ (vollgesättigter Deponiekörper) bis zur Etablierung vollständig aerober Verhältnisse.

4.3.4.6 Fallstudie „Grey-Box-Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes der Hausmüllversuchsdeponie Breitenau“

Im Forschungsprojekt STRANDEZA (Döberl et al., 2002b) erfolgte neben der Black-Box-Bilanzierung der Hausmüllversuchsdeponie Breitenau (siehe 4.3.1.3) auch eine mathematische Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes. Eine ausführliche Beschreibung des Modellkonzeptes, der Anwendung des Modells und der Ergebnisse sowie deren Bedeutung für die Vorstellung des Wasser- und Stoffflusses in Hausmülldeponien ist Fellner (2004) zu entnehmen. Breiter Raum wurde auch der Bestimmung der praktischen Eingangsparameter sowie der Auswahl geeigneter Software eingeräumt.

Voruntersuchungen für die Grey-Box-Modellierung

Folgende Untersuchungsschritte dienten der Ermittlung der Eingangsparameter in das mathematische Modell zur Berechnung des Sickerwasser- und Stoffaustrages:

- Probenahme an den Materialien der Oberflächenabdeckung und Ermittlung folgender Parameter im Labor: Durchlässigkeitsbeiwert, Porenanteil, Trocken- und Feststoffdichte, Korngrößenverteilung (daraus abgeleitet: Saugspannungs-Wassergehaltsbeziehung)
- Feldversuche zur Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes der Oberflächenabdeckungsmaterialien
- Tracerversuch mit Uranin zur hydraulischen Charakterisierung des Abfalls. Ermittelt wurden: die maximale Abstandsgeschwindigkeit und über das in Jury et al. (1986) beschriebene Transfer-Funktions-Modell der Median der Verweilzeit sowie das am Wassertransport beteiligte Porenvolumen (siehe auch Abschnitt 6.2.2.1)

¹⁸ In diesem Zusammenhang sei auf die allgemeine Diskussion der Zeitproblematik in Zusammenhang mit natürlichen Prozessen in Abschnitt 3.1.4 hingewiesen.

- Abflusskomponententrennung des Sickerwassers über die elektrische Leitfähigkeit (siehe auch Abschnitt 6.2.2.1)

Grey-Box-Modellierung des Sickerwasserabflusses

Nach einer Validierung von sechs Software-Produkten stellte sich das Programm HYDRUS_2D (Šimunek et al., 1996; Version 2.0) als das für die Modellierung des Sickerwasserabflusses am besten geeignete heraus. Die Berechnung des Wassertransportes beruht bei diesem Programm auf dem Potentialkonzept und erfolgt mithilfe der Richards-Gleichung (Richards, 1931). Für die erforderliche operationale Validierung des Modells wurde das Verfahren der Kalibrierung mit anschließender Extrapolation gewählt. Für die Kalibrierung wurde ein Messdatensatz der Deponie Breitenau ausgewählt, in dem die Ein- und Ausgangsgrößen detailliert (Sickerwassermengenmessung mithilfe der IDM) erfasst wurden und sowohl Trockenperioden als auch starke Niederschlagsereignisse enthalten sind (Juli 2001 – Oktober 2001). Die Kalibrierung erfolgte nach der Versuch-und-Irrtum-Methode. Durch gezielte Variation von Parametern (Durchlässigkeitsbeiwert, Porenanteil bzw. Feldkapazität und Parametern zur Beschreibung der Saugspannungs-Wassergehaltsbeziehung) innerhalb physikalisch realistischer Grenzen wurde versucht, eine bestmögliche Übereinstimmung von Modellergebnissen und Messergebnissen zu erzielen. Als Gütemaß für die Anpassung wurde die Fehlerquadratsumme nach Gauss herangezogen. Das auf diese Weise kalibrierte Modell wurde mithilfe eines zweiten Datensatzes validiert.

Grey-Box-Modellierung des Stoffaustrages

Die Modellierung des Stoffaustrages über den Sickerwasserpfad blieb auf den Austrag leicht löslicher Salze (am Beispiel des Natrium-Ions) und organischen Kohlenstoffs (TOC) beschränkt. Für letzteren wurde das Programm BIOF&T (RASI, 1995-2000; Version 1.22) herangezogen. Aufgrund der stark eingeschränkten Möglichkeiten in diesem Programm Randbedingungen zu definieren, konnte die Dynamik des TOC-Austrages nur sehr grob simuliert werden. Der Austrag leicht löslicher Salze wurde, wie der Sickerwasserabfluss, mit dem Programm HYDRUS modelliert. Als Grundlage diente das validierte Wasserhaushaltsmodell. Für die Kalibrierung wurde der gesamte Ablagerungszeitraum herangezogen. Variiert wurden der immobile Wassergehalt, die Diffusionsrate zwischen mobiler und mobiler Phase sowie die Dispersionskoeffizienten. Die Validierung erfolgte über die bei der Black-Box-Bilanzierung ermittelte ausgetragene Stofffracht.

Ergebnisse

Die Ergebnisse zeigen, dass es mit dem gewählten 2-Bereichs-Ansatz möglich ist, den Wasserfluss der Versuchsdeponie relativ genau und den Stoffaustrag zumindest in seiner Größenordnung kurz- bis mittelfristig nachzubilden (nähere Details inklusive einer kritischen Analyse sind Fellner (2004) zu entnehmen).

4.3.4.7 Kritische Betrachtung und Zusammenfassung

Obwohl die mathematische Modellierung von Deponieprozessen theoretisch keiner zeitlichen Beschränkung unterliegt, blieben die Versuche auf diesem Gebiet bis dato hauptsächlich auf die Nachbildung relativ kurzfristiger Prozesse beschränkt. Hauptsächlich wurde der auf den ersten Blick komplexeste Vorgang in einer Hausmülldeponie, der kurzfristige Abbau organischen Kohlenstoffs, untersucht. Dieser kann mit Einschränkungen relativ gut wiedergegeben werden. Oft unterblieb aber eine Verifizierung der theoretisch errechneten Ergebnisse mit Messdaten aus der Praxis. Modelle, die imstande sind chemische oder längerfristige geochemische Prozesse abzubilden, wurden vor allem für Deponien mit mehrheitlich anorganischem Inhalt entwickelt (z. B. Neretniks et al., 1993; Meima & Coemans, 1997). Bei dieser Art der Modellierung, auch geochemische Modellierung genannt, wird mittels mathematischer Modelle die chemische Zusammensetzung des Sickerwassers berechnet, die sich im Gleichgewichtszustand mit ausgewählten Festphasen einstellt. Probleme ergeben sich insbesondere in der Auswahl der relevanten Festphasen sowie in der Tatsache, dass in präferentiellen Sickerwegen, über die ein relevanter Teil des Sickerwassers abfließt, zumeist keine Gleichgewichtsbedingungen vorherrschen. Eine Abhilfe bieten hier geochemische Modelle, die mit hydrologischen gekoppelt sind (z. B. Bäverman et al., 1998). Diese Modelle sind mathematisch komplex und meist auf eine spezifische Fragestellung zugeschnitten.

Eine Betrachtung langfristiger Prozesse, die auch die langfristige Entwicklung der Ablagerungsbedingungen mit einschließen würde, existiert erst in Ansätzen. Auch auf diesem Gebiet wurde vor allem im anorganischen Bereich gearbeitet. Hier waren besonders Ablagerungen von Bergbauabfällen („Bergbauhalden“) Ziel von Untersuchungen, vgl. z. B. die Arbeiten an der Universität Linköping, wie Karlsson (1987), Sandén, (1988) oder Håkansson (1991). Dabei flossen auch viele Überlegungen aus dem Bereich der

Geowissenschaften ein, wie sie z. B. in Förstner & Salomons (1984) oder Håkansson et al. (1989) beschrieben sind.

Für den Bereich vorwiegend organischer Ablagerungen sei hier die schon oben besprochene Arbeit von Bozkurt (1998) genannt.

Prinzipiell scheinen mathematische Modelle sehr gut geeignet auch langfristige Änderungen im Ablagerungsmilieu darzustellen, doch stellt sich die Frage, welche Schlüsselprozesse in das Modell miteinbezogen werden müssen, um die natürlichen Gegebenheiten bestmöglich abbilden zu können. Die möglichst sichere qualitative – und soweit möglich – auch quantitative Identifizierung dieser Schlüsselprozesse ist schlussendlich auch der Grund, warum in jüngerer Zeit nach anderweitigen Möglichkeiten gesucht wird, die langfristigen Prozesse in Deponien vorherzusagen. Dies leitet unmittelbar zur Untersuchung anthropogener und natürlicher Analoga zu Hausmülldeponien über (siehe 6.1).

5 ZUSAMMENFASSUNG DER WISSENSDEFIZITE

Mit den bisher vorgestellten Methoden (Analyse von 1:1-Modellen, Laborversuche und mathematische Modellierung) lässt sich die zeitliche Entwicklung von Hausmülldeponien lediglich für den Bereich von Jahren bis Jahrzehnten gut bis sehr gut nachvollziehen. Diese pessimistische Aussage ist im Wesentlichen darin begründet, dass es zwar möglich ist, etwa mit Simulationsreaktoren, in den Bereich von Jahrhunderten vorzudringen, aber andererseits damit nur relativ schnell ablaufende Prozesse abgebildet werden können. Die im vorigen Abschnitt angesprochenen, langsam ablaufenden Schlüsselprozesse (z. B. Eindringen von atmosphärischem Sauerstoff) müssten, um sie abbildbar zu machen, bereits in das Konzept derartiger Versuche und Modelle eingebaut werden, was aber versuchstheoretisch einer unzulässigen Beeinflussung der Ergebnisse gleichkäme. Dazu ein Beispiel:

Abbildung 32 zeigt die Abnahme der jährlich im Vergleich zum Gesamtbildungspotential gebildeten Methanmenge. Die Berechnung erfolgte unter Heranziehung des in Abschnitt 4.3.4.3 vorgestellten einfachen mathematischen Modells nach Marticorena et al (1993). Mit dem Modell ist es nicht möglich den tatsächlichen Verlauf der Gasbildung, wie er von bestehenden Deponien bekannt ist, nachzuvollziehen; etwa den anfänglichen Anstieg der Gasproduktion nach Übergang von der sauren in die Methanphase. Allerdings ist deutlich zu sehen, dass nach etwa 20-30 Jahren, praktisch kein neues Methan mehr gebildet wird. Dieses Phänomen ist von bestehenden Deponien gut bekannt: Nach Ablauf dieses Zeitraumes ist eine aktive Gaserfassung mit anschließender Verwertung meistens nicht mehr möglich.¹⁹ Auch mit Simulationsreaktoren kommt man auf eine entsprechende Größenordnung (z. B. Heyer et al., 1998). Der nahe liegende Schluss, dass in diesem Zeitraum das gesamte reaktive Kohlenstoffpotential erschöpft sei, ist jedoch nicht zulässig. Werden nämlich die einzelnen Kohlenstofffraktionen in Hausmüll entsprechend ihres Reaktionspotentials („Halbwertszeit“) aufgeteilt, so zeigt sich ein Bild analog Abbildung 33.

¹⁹ Hierin liegt auch die Begründung, wieso ein Zeitraum von etwa 30 Jahren immer wieder als Nachsorgezeitraum von Hausmülldeponien auftaucht. Beispielsweise wird in einer Empfehlung des ÖWAV zur Berechnung der für eine Deponie notwendigen Sicherstellung von einer dreißigjährigen Dauer der Nachsorgephase ausgegangen (ÖWAV, 2001).

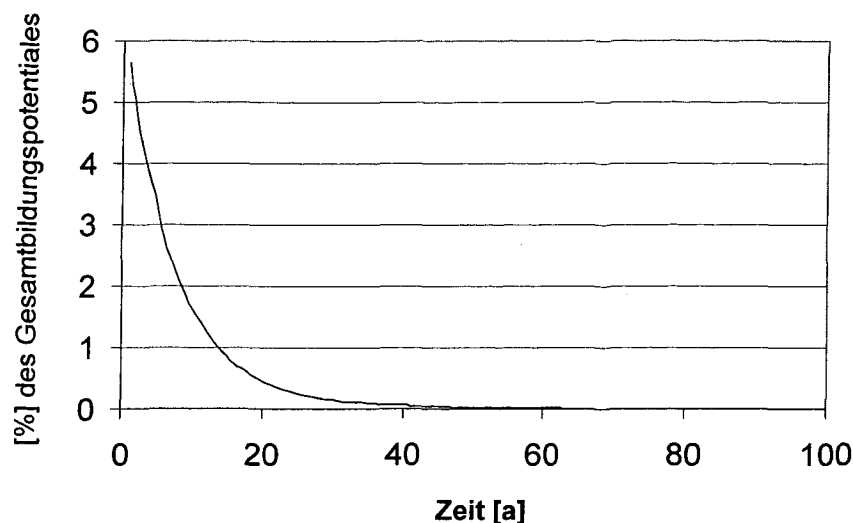


Abbildung 32: Änderung der jährlich gebildeten Methanmenge in Prozent des theoretischen Gesamtbildungspotentials

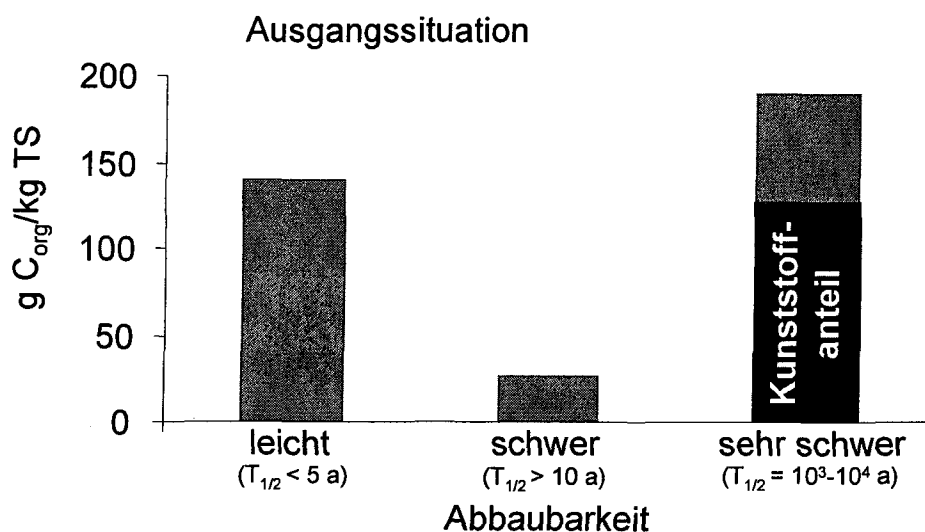


Abbildung 33: Kohlenstofffraktionen in Restmüll (Datengrundlage: verändert nach Neumayer, 1999)

Nach 100 Jahren Deponierung stellen sich die Kohlenstofffraktionen wie in Abbildung 34 gezeigt dar. Während die leicht und schwer abbaubaren Fraktionen fast zur Gänze bereits in Deponiegas umgesetzt wurden, sind noch nahezu 100 % der sehr schwer abbaubaren Kohlenstoffverbindungen im Abfall vorhanden. Der Kunststoffanteil innerhalb dieser Fraktion beträgt etwa 2/3 der Gesamtmasse. Unabhängig davon, ob der Kunststoffanteil langfristig mobilisierbar ist, beläuft sich die nach 100 Jahren im Deponiekörper noch vorhandene Masse an Kohlenstoff auf rund die Hälfte der leicht abbaubaren. Der Abbau dieses Rests erfolgt allerdings so langsam, dass er im Labor nicht simuliert werden kann. In der Praxis dürfte die nach einer bestimmten Zeit sich noch in der Deponie befindliche

Kohlenstoffmenge allerdings erheblich höher sein als in dieser theoretischen Abschätzung, da ein sehr entscheidender Faktor in die Berechnung überhaupt nicht einging – die Heterogenität der Ablagerung. Die Berechnung ist nur gültig, sofern der Abfallkörper homogen durchströmt wird. In Fellner et al. (2002) wird jedoch gezeigt, dass bei Ansatz von Inhomogenitäten, wie sie in realen Deponien auftreten, die ausgetragene Stofffracht verglichen zu homogenen Bedingungen um bis zu einem Drittel sinkt. Obwohl diese Berechnung für die Auswaschung leicht mobilisierbarer Stoffe (Na und Cl) durchgeführt wurde, kann angenommen werden, dass dieses Verhältnis in etwa auch für den Stoffaustrag über mikrobiologischen Abbau gültig ist.

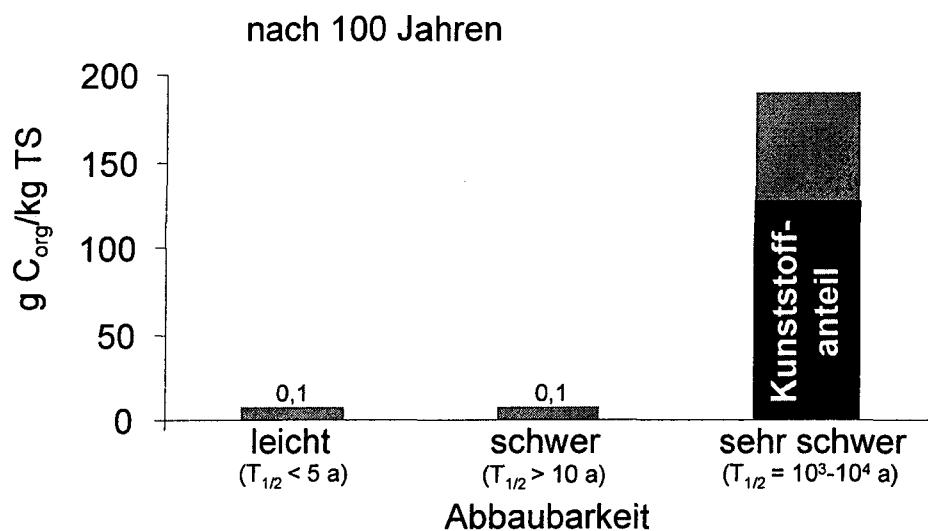


Abbildung 34: Kohlenstofffraktionen im Restmüll nach 100 Jahren Deponierung bei Annahme eines homogenen Abfallkörpers unter Vernachlässigung des Massenverlustes

Bei Berücksichtigung der Heterogenität ergibt sich ein Bild analog Abbildung 67 auf Seite 162: bis zur Hälfte des leicht und schwer abbaubaren Anteils wäre noch nicht emittiert worden, da große Teile der Deponie kurz- und mittelfristig nicht von der Wasserströmung erfasst werden.

Die Frage die offen bleibt, lautet daher:

- (i) Was geschieht langfristig mit der organischen Kohlenstoffmatrix?

Diese Frage kann insofern nicht endgültig beantwortet werden, als die Dynamik eines zukünftigen Kohlenstoffaustrages ganz wesentlich von den in der Ablagerung herrschenden physikalisch-chemischen Bedingungen abhängt. Das heißt, die zweite Wissenslücke kann folgendermaßen festgehalten werden:

- (ii) Bleiben die Bedingungen in Deponien, die kurz- bis mittelfristig vorliegen, auch über lange Zeiträume stabil?

Aus dieser Frage lässt sich unmittelbar die dritte, in diesem Zusammenhang offene Frage ableiten. Geänderte Randbedingungen, z. B. ein Wechsel in den pH- oder Redoxbedingungen, führen nicht nur zu einem veränderten mikrobiologischen Abbauverhalten sondern auch zu einem geänderten Mobilisierungsverhalten anderer Stoffe, etwa von Schwermetallen. Die Menge an Schwermetallen beträgt selbst nach Jahrzehnten der Deponierung noch beinahe 100 % der Ausgangsmenge. Sie ist aber diejenige Stoffgruppe, die ganz besonders sensibel auf Änderungen chemisch-physikalischer Rahmenbedingungen reagiert (siehe Abbildung 35).

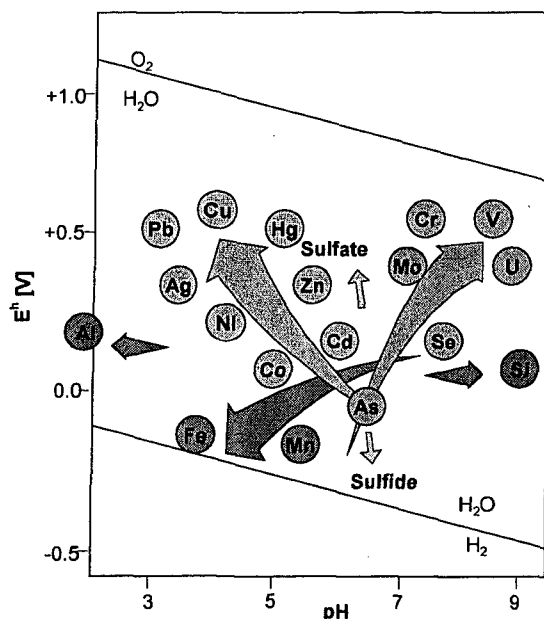


Abbildung 35: Mobilisierbarkeit von Schwermetallen in Abhängigkeit von den pH- und Redoxbedingungen (nach Förstner et al., 1989)

Kurz zusammengefasst lautet die dritte offene Frage demnach:

- (iii) Wie verhalten sich die anderen in Deponien enthaltenen Stoffe, insbesondere die Schwermetalle langfristig?

6 METHODE EINES LÖSUNGSANSATZ ÜBER EIN NATÜRLICHES ANALOGON

Im diesem Abschnitt soll die Methode der Analyse natürlicher Analoga zur Bestimmung des langfristigen Verhaltens von Hausmülldeponien herangezogen werden. Es wird dabei stufenweise vorgegangen:

- (i) Vorstellung der prinzipiellen Methode und ihrer Einschränkungen mit Beispielen analog zu Abschnitt 4.3 (siehe Abschnitt 6.1)
- (ii) Darstellung der Grundlagen für den Lösungsansatz, das heißt Analyse einer Abfalldeponie aus geowissenschaftlicher Sicht (siehe Abschnitt 6.2)
- (iii) Darstellung der Anforderungen, die aufgrund der vorangegangenen Analyse, an ein geeignetes Analogon zu stellen sind (siehe Abschnitt 6.3)
- (iv) Identifizierung eines geeigneten Analogons unter Heranziehung der in Abschnitt 3 dargelegten Eigenschaften von Abfällen und Ablagerungen (siehe Abschnitte 6.4 und 6.5)
- (v) Formulierung des Modells für den Lösungsansatz (siehe Abschnitt 6.6)

6.1 Methode der Analyse natürlicher Analoga

Unbestritten ist der Wissenszuwachs, den Beobachtungen an bestehenden Deponien, Laborversuche und mathematische Modellierungen zum besseren Verständnis des Deponiereaktors beigetragen haben. Dennoch bleibt immer eine kaum abschätzbare Restunsicherheit, da die in den Laborversuchen ausgetragene Stoffmenge bezogen auf den jeweiligen Stoffinput sehr gering ist. Verbleibt nun diese Reststoffmenge „auf ewige Zeiten“ im Deponiekörper oder erfolgt die Emission derartig langsam, dass sie unter Laborbedingungen nicht mehr messbar ist? Was passiert, sollten sich die Ablagerungsbedingungen ändern? In welche Richtung und mit welcher Geschwindigkeit können sich diese Bedingungen überhaupt ändern? Alles Fragen, die bereits Ziel von Simulationen oder Modellierungen waren, eine Überprüfung und Verifizierung der Ergebnisse steht jedoch aus. Die Methodik des Vergleiches mit natürlichen Analoga setzt hier an.

6.1.1 Prinzipielle Methode

Der Ausgangspunkt der Methode ist ein Analogieschluss zwischen einem bestimmten Gut der Abfallwirtschaft und einem natürlichen oder anthropogenen Gegenstück, das unter ähnlichen Lagerungsbedingungen bereits lange Zeiträume vergleichbaren Prozessen ausgesetzt war. Es werden also vereinfacht ausgedrückt bestehende, unter natürlichen Bedingungen abgelaufene Langzeitversuche ausgewertet.

Bei Beobachtungen an Analoga bedient man sich eines materiellen Modells, mit dessen Hilfe soweit möglich quantitative, allerdings oft nur qualitative Aussagen zu treffen sind. Abstraktions- und Reduktionsgrad sind, je nach gewähltem Analogon, mittel bis hoch.

6.1.2 Beispiele

Ursprünglich stammt der Begriff „Natural Analogue“ aus dem Forschungsbereich über radioaktive Abfälle. Eine allgemein anerkannte Definition hierzu stammt von Côme & Chapman (1986), die ein natürliches Analogon wie folgt definieren:

„A natural analogue is an occurrence of materials or processes which resemble those expected in a geological waste repository.“

Die obige Definition wurde im Rahmen der „Natural Analogue Working Group“ (NAWG), die unter Schirmherrschaft der Europäischen Kommission 1985 gegründet wurde, durch zwei Zusätze erweitert:

„The essence of a natural analogue is the aspect of testing of models – whether conceptual or mathematical – and not a particular attribute to the system itself.“

(McKinley, 1989)

„Natural analogues are defined more by the methodology used to study and assess them than by any intrinsic physico-chemical properties they may possess.“

(IAEA, 1989)

Diese beiden Zusätze verdeutlichen, dass das Wesen des Studiums natürlicher Analoga nicht die rein quantitative Aussage ist oder sein kann, sondern vielmehr sollen Grundzüge eines

Lösungsansatzes erarbeitet werden, die dann z. B. in mathematische Modelle eingebaut werden können, bzw. sollen diese Modelle mit den Mitteln des Vergleiches verifiziert oder falsifiziert werden. Weiters kann und soll es keine exakten Methodenvorschriften geben.

Die klassische Anwendung von Natural-Analogue-Studien liegt in der Erforschung der Auswirkungen von Endlagern radioaktiver Abfälle auf die natürliche Umwelt.

Abbildung 36 zeigt ein Beispiel aus diesem Bereich. Das Ziel dieser Studie war es, die Auswirkungen einer untertägigen Deponie für radioaktive Abfälle auf die Umwelt zu untersuchen. Als Analogon diente eine natürliche, uranerzführende Sedimentschicht, deren Auswirkungen auf das umgebene, ebenfalls natürlich gewachsene Sediment untersucht wurden (GSR Braunschweig, 2003).

Abstraktions- und Reduktionsgrad sind in diesem Beispiel relativ gering, da sowohl das Analogon selbst (Uranerz) als auch der zu untersuchende analoge Prozess (radioaktiver Zerfall in einer Sedimentschicht und dessen Auswirkungen) dem eigentlich zu untersuchenden Objekt (radioaktiver Abfall) sowie dem dazugehörigen Prozess (radioaktiver Zerfall in einer Untertagedeponie sowie dessen Auswirkungen) sehr ähnlich sind.

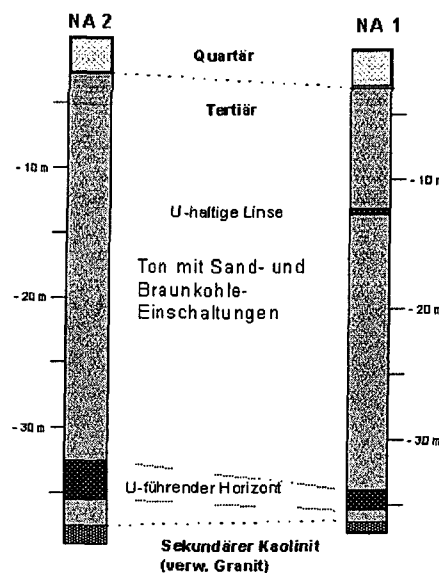


Abbildung 36: Beispiel für ein natürliches Analogon zum Studium der Auswirkungen radioaktiver Abfälle auf die Umwelt (aus GRS Braunschweig, 2003)

Ein weiteres, eindruckliches Beispiel, das schon eine erweiterte Anwendung repräsentiert, wurde am Institut für nukleare Entsorgung des Forschungszentrums Karlsruhe (FZK) untersucht.

Es war das Verwitterungsverhalten von Glas als Einschlussmaterial für radioaktive Abfälle in Untertagedeponien ohne Barrierschicht zu untersuchen. Als natürliches Analogon wurde eine Ablagerung vulkanischer Gläser verwendet. Der Prozess „Untertagedeponie ohne Barrierschicht“ wurde dadurch simuliert, dass Gläser herangezogen wurden, die schon Jahrtausende bis Jahrmillionen dem Einfluss von Oberflächengewässern ausgesetzt waren. An den durch diesen Prozess verwitterten Gläsern waren die sich neu bildenden Phasen zu sehen (siehe Abbildung 37), die einerseits den Effekt hatten, dass sich die Porosität der Glaslagen erheblich senkte, was auch die Wasserdurchlässigkeit gesenkt hat. Andererseits konnte festgestellt werden, dass der sich bildende Saum von Sekundärmineralphasen stark an primär im Glas enthaltenen Actiniden und Lanthaniden (etwa Uran und Thorium) abgereichert war, die Freisetzung dieser Elemente also durch die Verwitterungsreaktionen erheblich verlangsamt wurde (FZK, 2003).

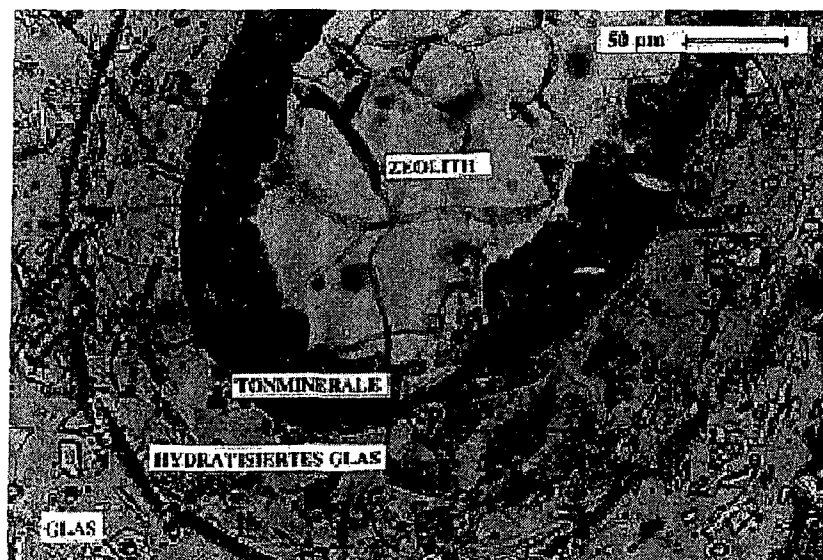


Abbildung 37: Verwitterungsphasen in einem Hohlraum eines vulkanischen Glases (aus FZK, 2003)

An diesem Beispiel lässt sich auch sehr gut die oftmalige Zweischneidigkeit derartiger Untersuchungen zeigen: Alleine die altbekannte Tatsache (für eine Zusammenfassung siehe z. B. Fisher & Schmincke, 1984), dass vulkanische Gläser, wie alle übrigen Gläser auch, sehr instabil gegenüber Verwitterung sind, müsste sie eigentlich als Einschlussmaterial für gefährliche Abfälle ausschließen. Durch oben genannte Untersuchung kann beispielsweise keine Aussage darüber getroffen werden, wie sich radioaktive Elemente am Beginn der Verwitterungsprozesse verhalten, wenn die Saumschicht noch nicht prägnant ausgebildet ist. Außerdem können durch den gewählten Analogieprozess „Oberflächengewässer“, der eine relativ gleichmäßige Durchströmung der Glasablagerung bewirkt, keine partiellen, also nicht

die gesamte Ablagerung erfassende Verwitterungsprozesse nachgebildet werden. Diese sind aber im Falle der untertägigen Deponierung ohne Barrierschicht jedenfalls nicht auszuschließen.

In der klassischen Abfallwirtschaft existiert die Methode der Analyse natürlicher Analoga für anorganische Abfälle bis dato erst in Ansätzen (z. B. Krušpán, 2001), für organische Abfälle sind die Ansätze schon etwas weiter gediehen:

Wahrscheinlich die erste Arbeit, in der Prozesse in Abfallablagerungen in umfassender Form aus geologischer Sicht dargestellt sind, wurde von Wolters (1965) publiziert. Er beschreibt Abfallablagerungen wie folgt:

„Abgelagerte Feststoffe, wie Müll, Schlamm, Produktionsrückstände und andere Abfälle, sind als rezente Lockergesteine künstlichen Ursprungs anzusehen, die den gleichen Einwirkungen unterworfen sind, denen natürliche, oberflächennahe Sedimente unterliegen. Diese Vorgänge lassen sich unter den Begriffen Alterung, Verwitterung und Auslaugung zusammenfassen.“

Wolters (1965) beschreibt sowohl biochemische Abbauprozesse, die denen in subaquatischen Ablagerungen ähnlich sind und schließlich je nach pH-Wert zu einem nährstoffreichen Sapropel (basisch) oder einem nährstoffarmen Rohhumus (sauer) führen, als auch anorganische Reaktionen, wie Ausfällung von Sulfiden (ähnlich der Pyrit- und Markasitbildung im Laufe der Genese von Braunkohlelagerstätten) oder Verwitterungs-, Auslaugungs- und Adsorptionsreaktionen.

Lichtensteiger et al. (1988a, 1988b) wandten einen Analogieschluss an, um das langfristig zu erwartende Verhalten von Klärschlammdeponien anhand des Vergleiches mit natürlichen Torfablagerungen²⁰ abzuschätzen. Sie kommen zum Schluss, dass Klärschlamm „in verschiedener Hinsicht, so im Wassergehalt, in der Elementzusammensetzung, sowie teilweise auch im Anteil und der Zusammensetzung des organischen Materials“ besonders Niedermoortorfen gleicht (Lichtensteiger et al., 1988a: 13).

²⁰ Zur Definition moor- und torfkundlicher Begriffe siehe Abschnitt 6.4.1.

Aus der Analyse der langfristigen Entwicklung derartiger Sedimente schlossen sie auf das langfristige Verhalten von Klärschlamm-Monodeponien zurück. Die wesentlichen Folgerungen daraus waren:

- In Klärschlammdeponien herrschen kurz- und mittelfristig anaerobe Bedingungen. Aerobe Bedingungen können sich langfristig ($> 10^3$ Jahre) nur im Zuge von Erosionsprozessen einstellen.
- Die Transformation organischer Stoffe findet in geologischen Zeiträumen statt (10^3 - 10^7 Jahre).
- Durch den andauernden biologischen Abbau ist mit Setzungen über den gesamten, oben genannten Zeitraum zu rechnen (Lichtensteiger et al., 1988a: 22).

Neumayer (1999) analysiert in seiner Arbeit, zum Teil aufbauend auf Lichtensteiger et al. (1988a) sehr detailliert die stoffliche Zusammensetzung von Restmüll und von so genanntem Rotterest aus mechanisch-biologischen Anlagen (MBA) und setzt diese der Zusammensetzung von Torf gegenüber. Er kommt zum Schluss, dass sich, sofern die biogene organische Trockensubstanz (ohne anorganische Anteile und Kunststoffe) als Bezugsbasis herangezogen wird, Torf und MBA-Material in ihrer stofflichen Zusammensetzung sehr ähnlich sind. Er schließt weiters, dass auch die Ablagerungsbedingungen einer Deponie für MBA-Rückstände und eines Torfes ähnlich sind und daher in Deponien die organische Substanz, genauso wie in Torfablagerungen, über sehr lange Zeiträume stabil sein wird.

Eine sehr umfangreiche Arbeit legten Bozkurt et al. (2001) vor. Es handelt sich dabei um eine Literaturstudie zu Torfen („*Peat as a potential analogue for the long-term evolution in landfills*“), in der einerseits ein kurzer Abriss über die stoffliche Zusammensetzung von Torf gegeben wird, der Hauptteil ist aber biologischen Abbauprozessen und hier vor allem der Abbaukinetik von Torfablagerungen gewidmet. Bedauerlicherweise wird das Gegenstück zum Analogon Torf, nämlich der organische Abfall, auf den es eigentlich zu schließen gälte, kaum erwähnt. Zwar baut die Studie auf Vorarbeiten auf, die sich mit den Prozessen in Abfalldeponien beschäftigt (Bozkurt & Neretniks, 1997; Bozkurt, 1998), doch auch in diesen fehlt der eigentlich entscheidende Schritt bei der Analyse von Analoga, nämlich der konkrete Vergleich beider Systeme. So wird beispielsweise in Bozkurt et al. (2001) die Zusammensetzung von „*organic waste*“ nach Kinningburgh (1996) mit „C: 57-60, H: 3.5-5.5, O: 25-39, N: 0.7-1.3, S: 1-4“ (in [%] aus Bozkurt et al., 2001: 141) angegeben und dies als

Beleg für die Ähnlichkeit mit Torf herangezogen. Leider fehlt die Beschreibung, um welchen Abfall es sich genau handelt; für hausmüllähnlichen Abfall scheint der C-Gehalt jedenfalls zu hoch.

Was die langfristige Entwicklung der Ablagerungsbedingungen betrifft, gehen sie genauso wie Neumayer (1999) davon aus, dass diese bei beiden Systemen über lange Zeiträume stabil bleiben. Letztendlich kommen sie so zu folgendem Schluss:

„Peatlands may be seen as a waste deposition experiment started 8000-12000 years ago and thus provide data that laboratory studies fail to give: the long-term perspective [...]“

6.1.3 Kritische Betrachtung und Zusammenfassung

Bis dato wurden als einziges Analogon für Abfalldeponien vorwiegend organischen Inhalts Torfablagerungen herangezogen. Dies ist im Wesentlichen auf drei Gründe zurückzuführen:

- (i) Torfablagerungen sind einige der ganz wenigen Akkumulationen organischen Materials, die unter subaerischen Bedingungen über lange Zeiträume erhalten blieben.
- (ii) Torf ist in seiner stofflichen Zusammensetzung organischen Abfällen (bisher wurden Vergleiche mit Klärschlamm, Restmüll und Rotterest aus MBA durchgeführt) ähnlich.
- (iii) Die Bedingungen in Torfablagerungen sind vergleichbar mit denen in Deponien: es herrschen anaerobe Bedingungen, was sich durch die Methanproduktion manifestiert.

Während die ersten beiden Argumente für die Verwendung von Torf als Analogon sprechen, ist das dritte Argument, wie noch zu zeigen sein wird, nur bedingt korrekt (siehe 6.5).

6.2 Grundlagen des Lösungsansatzes – Die Deponie aus geowissenschaftlicher Sicht

Um überhaupt die Anforderungen formulieren zu können, die an ein geeignetes Analogon für Hausmülldeponien zu stellen sind, ist es unumgänglich letztere aus geowissenschaftlicher

Sicht zu analysieren. Eine derartige Analyse erfolgte in Ansätzen bereits in Lichtensteiger et al. (1988a) und Baccini et al. (1992).

6.2.1 Sedimentpetrographische Eigenschaften

Geologisch gesehen sind Abfalldeponien mit Sedimenten vergleichbar. Im Falle eher anorganisch zusammengesetzter Abfälle (MVA-Schlacke, Baurestmassen) bieten sich terrigene Sedimente (z. B. Sand, Kies) als Vergleich an, im Falle eher organischer Zusammensetzung (Hausmüll, Klärschlamm) organogene Sedimente (z. B. Torf, Sapropel). Wolters prägt daher für abgelagerte Feststoffe bereits 1965 den Begriff „*rezente Lockergesteine künstlichen Ursprungs*“, Baccini et al. (1992) sprechen von „*anthropogenen Sedimenten*“.

Ein großer Unterschied zwischen den meisten natürlichen Sedimenten und Abfalldeponien liegt in der Sedimentationsrate. Diese ist bei natürlichen Sedimenten meist sehr niedrig (Tiefsee: 1-2 cm/1.000 Jahre; Kontinentalschelf: bis 10 cm/1.000 Jahre). Bei manchen natürlichen Sedimenten sind jedoch wesentlich höhere Sedimentationsraten bekannt. Etwa bei Turbiditablagerungen in Tiefseegräben: bis zu 400 cm/1.000 Jahre (Piper et al., 1973), wobei dies eine gemittelte Sedimentationsrate über mehrere Millionen Jahre darstellt; bei fluviatiler Sedimentation in periglazialen Bereichen: bis zu 5.000 cm/1.000 Jahre (Mikkelsen et al., 2002). Im nichtaquatischen Bereich sind etwa bei Bergstürzen Raten bekannt, die durchaus im Bereich von Abfalldeponien, also mehreren Metern pro Jahr, liegen. Natürliche organogene Sedimente wie Torfe weisen hingegen Sedimentationsraten (oder besser: Akkumulationsraten) auf, die um den Faktor 1.000 geringer sind (mm/a; Gorham, 1991). Ein weiteres Kennzeichen von Deponien ist das abrupte Abbrechen der Sedimentation nach Abschluss der Ablagerung.

Sedimentpetrographisch gesehen, ist eine Hausmülldeponie eine anfangs steinig-kiesige, später sandig-kiesige (Ton/Schlufffraktion < 10 M-%; siehe Abbildung 6) Ablagerung. Die Sortierung ist nach der Einteilung von Folk & Ward (1957) als sehr schlecht zu bezeichnen. Das Gefüge ist am Beginn der Ablagerung eher korn-, nach einigen Jahren bis Jahrzehnten eher matrixgestützt. Die Kornform reicht nach der Klassifikation von Zingg (1935) von isometrisch (mineralische Komponenten) über stängelig (Kabel etc.) bis hin zu extrem flachstängelig (Kunststofffolien). Letztere sind, entsprechend dem Ablagerungs- und

Verdichtungsvorgang horizontal bis schwach aus der Horizontalen geneigt eingeregelt. Dadurch entsteht eine interne Struktur, die einer s hlig lagernden bis leicht einfallenden Schichtung entspricht.

6.2.2 Hydrogeologische Eigenschaften

Die horizontale Schichtung bringt es mit sich, dass ein signifikanter Teil der Wasserströmung innerhalb der Deponie in horizontaler Richtung erfolgt (Burrows et al., 1997; Rosqvist, 1999). Die detaillierten Auswirkungen auf das Strömungsmodell von Hausmülldeponien sind Fellner (2004) zu entnehmen. Kunststofffolien, die horizontal eingeregelt sind, fungieren auch als lokale Stauhoriizonte, über denen sich schwebende Sickerwasserstockwerke bilden, wie sie etwa in Riehl-Herwirsch et al. (1995) durch eine Kamerabefahrung eines in der Versuchsdeponie Breitenau gesetzten Plexiglas-Pegels photographisch dokumentiert sind.

Die Zusammensetzung des Hausmülls und die interne Struktur von Hausmülldeponien bedingen das Auftreten von präferentiellen Sickerwasserwegigkeiten. Dieses Phänomen wird noch zusätzlich durch technische Einbauten, wie Gasbrunnen,verstärkt. Vom hydrogeologischen Standpunkt ist eine Hausmülldeponie also durch Matrixbereiche mit geringer Durchlässigkeit und hoher Speicherkapazität und sowie durch präferentielle Sickerwege mit hoher Durchlässigkeit und geringer Speicherkapazität gekennzeichnet. Diese Mischung aus Kluft- und Porenwasserleiter entspricht etwa einem Karstwassersystem mit, fein geklüfteter, meist dolomitischer Matrix („Poren“wasserleiter) und Karstschl uchen (präferentielle Sickerwege; Abbildung 38).

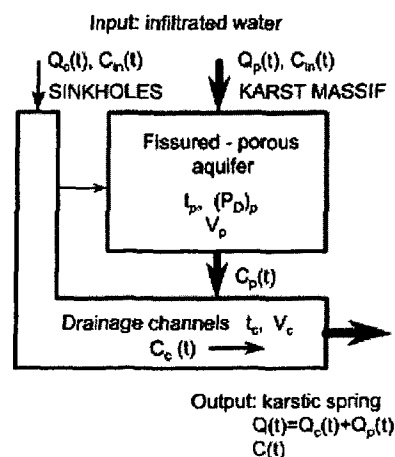


Abbildung 38: Schema eines Karstwassersystems, das als hydrogeologisches Analogon für den Wasserfluss in Hausmülldeponien herangezogen werden kann (aus Maloszewski et al., 2002).

In Abbildung 39(a) sind drei Abflusskurven unterschiedlicher Karstwassersysteme dargestellt. Von oben nach unten hin ist eine Abnahme der Reaktionsgeschwindigkeit auf Niederschläge festzustellen (Beobachtungszeitraum jeweils 1 Jahr). Dies ist auf steigenden Matrixabfluss zurückzuführen, der den Gesamtabfluss dämpft.

Ähnlich stellt sich die Situation auf der Deponie Breitenau dar (Abbildung 40): Insbesondere Feld 1 zeigt ein ähnliches Verhalten wie die Quelle „Davis Spring“. Die Felder 2 und 3 entsprechen eher den beiden besser gedämpften Systemen. Werden die Abflussspitzen auf Feld 1 analysiert, zeigt sich, dass sie, anders als die Quelle „Big Spring“ (Abbildung 39(b)), lediglich einem schnell reagierenden Abflussregime zuzuordnen sind (präferentielle Sickerwege). Nach Durchgang des schnell abfließenden Wassers wird die Kurve vom Matrixfluss dominiert, der gleichmäßig abnimmt (Abbildung 41).

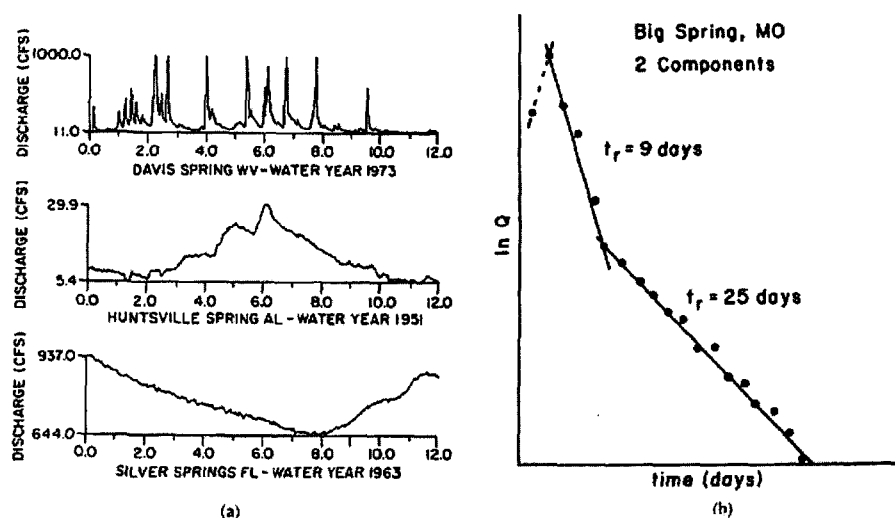


Abbildung 39: (a) Abflusskurven von unterschiedlichen Karstwassersystemen.

Die Kurve links oben entspricht in etwa der Situation auf Feld 1 der Deponie Breitenau (siehe Abbildung 40), hohe Abflussspitzen und geringer Basisabfluss. (b) Detail einer Abflussspitze, die aus zwei Komponenten zusammengesetzt ist (t_r : Retentionszeit; aus White, 2002). Die betrachtete Quelle besitzt offensichtlich keinen Basisabfluss.

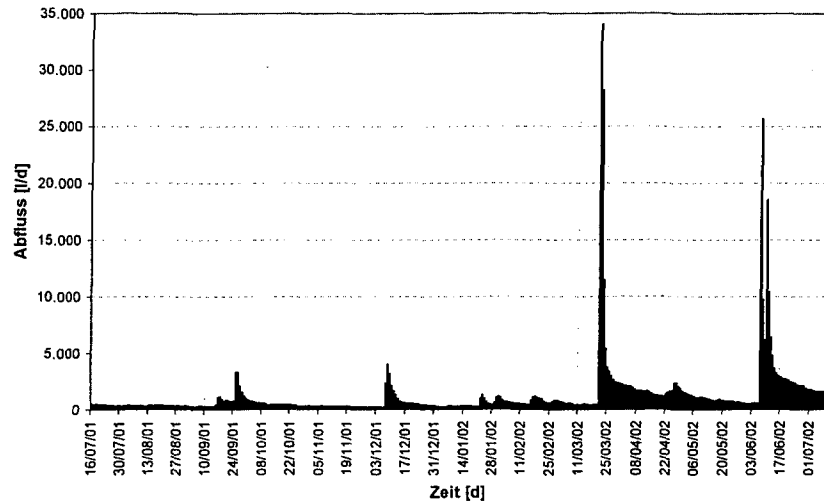


Abbildung 40: Abflusskurven der Deponie Breitenau (Feld 1). Basisabfluss und Abflussspitzen.

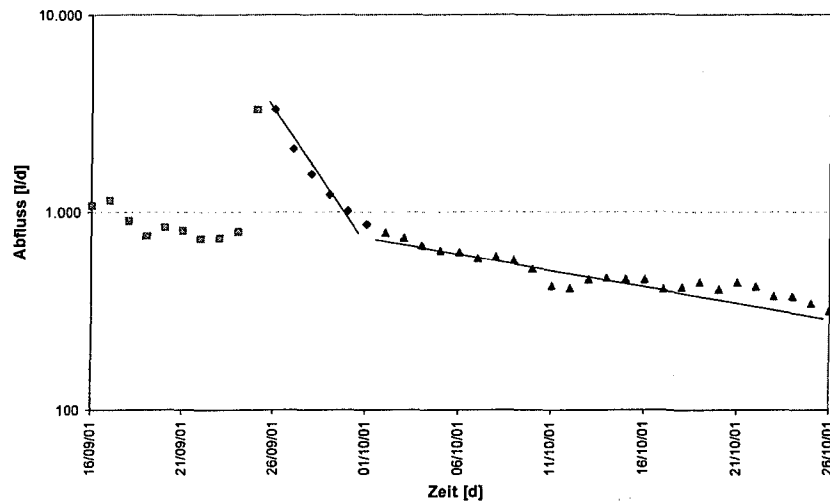


Abbildung 41: Abflusskomponenten der Oktober-Abflussspitze auf Feld 1 der Deponie Breitenau.

Der anfangs steile Abfall der Kurve repräsentiert den Abfluss auf präferentiellen Sickerwegen, während der flache Teil auf den Matrixfluss zurückzuführen ist.

Die Ähnlichkeit mit natürlichen Systemen legt auch die Anwendung ähnlicher Untersuchungsmethoden zur Überprüfung dieses hydrogeologischen Analogons für Hausmülldeponien nahe:

6.2.2.1 Fallstudie „Verifizierung des hydrogeologischen Analogons ‚Karstwassersystem‘ für Hausmülldeponien mithilfe tracerhydrologischer Methoden“

In Döberl et al. (2002b; Projekt STRANDEZA) wurde versucht, die Gültigkeit des für Hausmülldeponien entworfenen Modells „Karstwassersystem“ mit Hilfe tracerhydrologischer

Methoden zu überprüfen. Dazu wurden auf der Versuchsdeponie Breitenau ein Markierungsversuch mit Uranin sowie eine Abflusskomponententrennung mit Hilfe des Parameters „elektrische Leitfähigkeit des Sickerwassers“ durchgeführt. Das unmittelbare Resultat des Markierungsversuches war das Konzentrations-Zeit-Diagramm, die so genannte Tracer-Durchbruchskurve (siehe Abbildung 42).

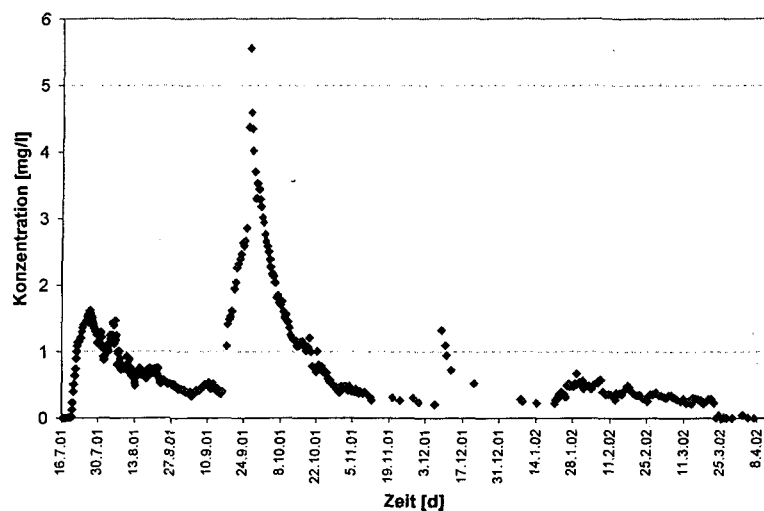


Abbildung 42: Gemessene Tracerkonzentrationen im Sickerwasser von Feld I (aus Döberl et al., 2002b)

Es ist zu sehen, dass der erste Tracer-Durchbruch bereits nach 3 Tagen erfolgte, ein erster Peak (Konzentration von 1,6 mg/l) stellte sich nach 10 Tagen ein. Die maximale Abstandsgeschwindigkeit $v_{a \max}$ belief sich demnach bei dieser 12 m mächtigen Ablagerung auf 3 m/d. Der Hauptpeak (5,6 mg/l) folgte nach etwa zwei Monaten, danach war ein weiterer Peak (Konzentration 1,3 mg/l) nach etwa fünf Monaten zu verzeichnen. Nach 9 Monaten konnte im Sickerwasser kein Tracer mehr nachgewiesen werden. Die Lücken der Durchbruchskurve, vor allem in den Wintermonaten, sind durch das teilweise Einfrieren der Sickerwasserproben im automatischen Probenehmer zu erklären. Um trotzdem Anhaltspunkte über die Größenordnung der Konzentration zu erhalten, wurden in regelmäßigen Abständen Einzelmessungen vorgenommen. Für die weiteren Betrachtungen, vor allem für die Ermittlung des Gesamtmassenausstrages (siehe Abbildung 43), wurde die Kurve in diesem Zeitraum interpoliert.

Abbildung 43 zeigt den Zusammenhang zwischen der Tracerkonzentration und Niederschlagsereignissen. Im Wesentlichen waren alle Peaks der Durchbruchskurve entweder

die Folge starker Einzelereignisse (1. Peak und Peak von Anfang Dezember 2001) oder die Folge mehrerer Einzelereignisse (Hauptpeak).

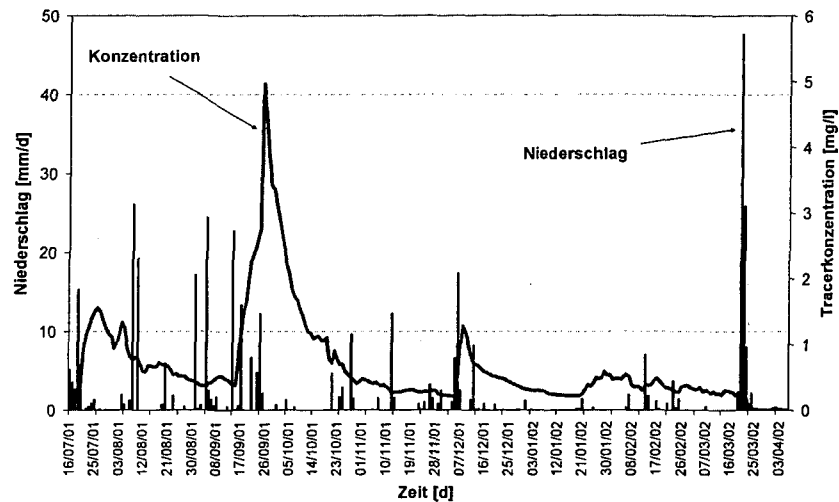


Abbildung 43: Interpolierte Durchbruchskurve der Tagesmittelwerte und Niederschläge (aus Döberl et al., 2002b)

Wesentlich klarer zeigt sich erwartungsgemäß der Zusammenhang zwischen dem Tracer-austrag und dem Sickerwasserabfluss (Abbildung 44). Jede sprunghafte Erhöhung der ausgetragenen Tracermenge (Masse/Zeit) war die Folge einer sprunghaften Erhöhung des Abflusses. Der mengenmäßig größte Austrag (fast 0,1 kg) war eine direkte Folge der Abflussspitze von etwa 3 m³/d Ende September 2001. Die Abflussspitze ähnlicher Größenordnung Anfang Dezember 2001 bedingte einen wesentlich geringeren Austrag. Der Maximalabfluss von beinahe 35 m³/d Ende März 2002 schließlic trug nur mehr sehr gering zum Gesamtmassenaustrag bei. In allen Fällen stieg die ausgetragene Menge sprunghaft an und nahm nach Durchgang der Abflussspitze auch wieder relativ rasch ab. Der Tracer wurde also, genau wie das Sickerwasser, stoßweise ausgetragen, es fanden zu Beginn keine wesentlichen Verdünnungseffekte statt. Dies konnte auch dadurch belegt werden, dass beim Auftreten des Hauptpeaks Ende September 2001 die Tracer-Konzentration im Sickerwasser fast gleich der Aufgabekonzentration war.²¹ Dieses Phänomen war als klarer Hinweis auf so genannte „Röhrenströmung“ („piston-flow“ oder „plug-flow“) zu deuten. Das heißt, neu hinzutretendes Wasser verdrängt das sich bereits in der Deponie befindliche nach unten, ohne sich mit diesem wesentlich zu vermischen. Je länger der Versuch dauerte, desto stärker traten

²¹ Die Aufgabekonzentration von etwa 1.000 mg/l errechnet sich aus der Tracermasse (1 kg) und der gesamten Spülmenge an Wasser (rund 1.000 l). Wird nun die gemessene Outputkonzentration, die sich im Bereich der Peaks zwischen 1,5 mg/l und 5,5 mg/l bewegt, lediglich auf diejenige Deponiesäule bezogen, die vom Tracerversuch erfasst wurde (120 m³), ergibt sich eine berechnete Outputkonzentration in der Größenordnung der Inputkonzentration.

Verdünnungseffekte auf, die einerseits auf die schon weiter fortgeschrittene Dispersion und Diffusion des Farbstoffes zurückzuführen waren. Andererseits ist es denkbar, dass der im Porenwasser der feinkörnigen Abfallmatrix transportierte Farbstoff bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes nicht die Deponiebasis erreicht hatte. Dieses Denkmodell würde genau das vermutete Vorhandensein zweier unterschiedlicher Abflussregimes voraussetzen, wobei ein Teil der Deponie durch bevorzugte Sickerwasserwege (auch präferentielle Sickerwege oder preferential flow paths genannt), ein anderer Teil durch eine feinkörnige Matrix charakterisiert wäre.

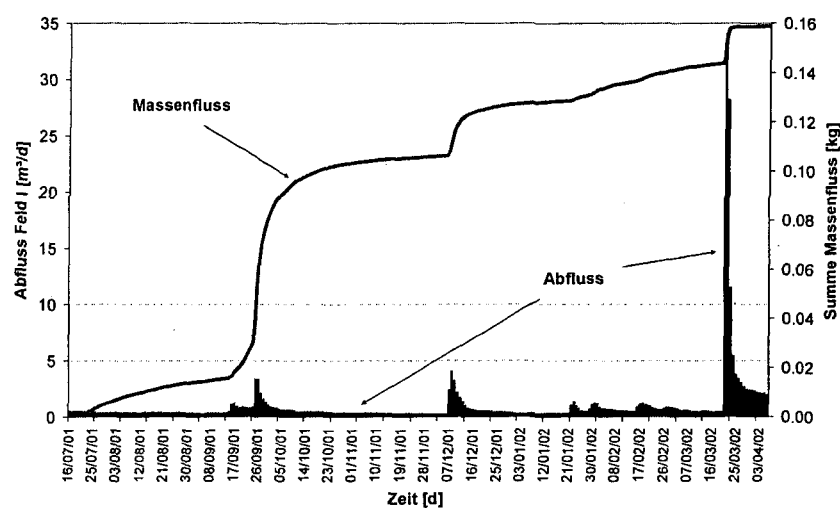


Abbildung 44: Sickerwasserabfluss und damit korrespondierender Tracer-Massenfluss auf Feld 1 (aufgegebene Tracermasse: 1 kg; aus Döberl et al., 2002b)

Ein wesentlich besseres Argument für das Vorhandensein präferentieller Sickerwege ließ sich aus dem in Abbildung 45 dargestellten Ergebnis ableiten. Die Abbildung zeigt die ausgetragene Tracermasse (normiert auf den Input) gegenüber dem Durchsatz an Sickerwasser-Bed-Volumes, wobei ein Bed-Volume (BV) der gesamten, in der Deponie vorhandenen Wassermenge entspricht:

Gleichung 19
$$BV = \frac{V_{tot}}{\theta} \cdot \theta$$

V_{tot} Abfallvolumen
 θ Wassergehalt

Ein Sickerwasser-Bed-Volume des Feldes 1 betrug im vorliegenden Fall rund 12.000 m³. Die Abflusssumme des Feldes 1 von 1987-2002 belief sich in etwa auf 13.000 m³, das heißt der Sickerwasserdurchsatz auf Feld 1 betrug zum damaligen Zeitpunkt rund 1 BV.

Wäre der Deponiekörper ein völlig homogenes, poröses Medium, würde der Tracer-Peak, bei einer Momentaninjektion des Tracers, genau nach Durchsatz eines Sickerwasser-Bed-Volumens auftreten. Jedes verfrühte Auftreten war als Hinweis auf Fließen auf präferentiellen Pfaden zu deuten. Im vorliegenden Fall traten alle Spitzen bereits im Bereich zwischen 0,002 und 0,02 Bed-Volumes auf, das Strömungsfeld ist also stark von präferentielltem Fluss geprägt.

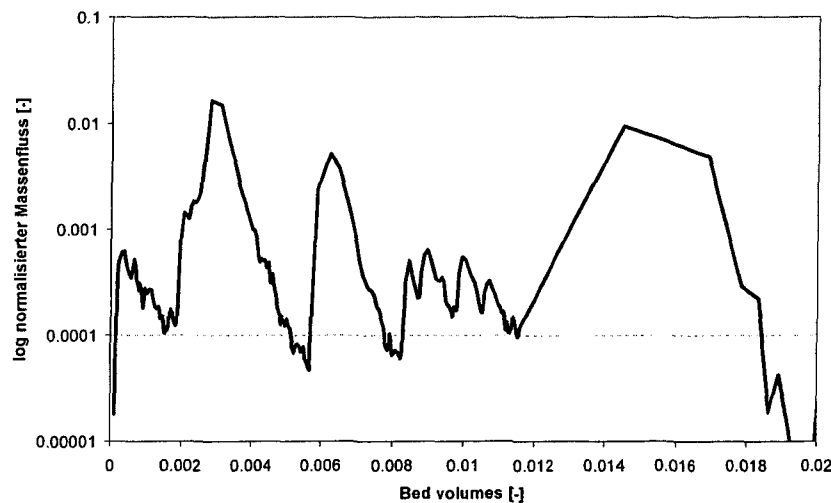


Abbildung 45: Durchsatz an Sickerwasser-Bed-Volumes in Feld 1 im Verhältnis zum normalisierten Tracer-Massenfluss (aus Döberl et al., 2002b)

Letztlich erfolgte auch eine Modellierung der Durchbruchskurve nach der Methodik von Jury (1982). Diese beruht auf einem Transfer-Funktions-Modell und beschreibt den stationären Wasserfluss stochastisch. Ziel ist die Ermittlung der Verweildauer des Tracers im System und des am Transport beteiligten Lösungsmittelvolumens. Die einzige Annahme beruht darauf, dass die Geschwindigkeitsverteilung in der ungesättigten Zone einer Log-Normal-Verteilung entspricht. Bei Momentaninjektion eines konservativen Tracers kann die Verweildauerfunktion als Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion (Transferfunktion $g(t)$) wie folgt ausgedrückt werden (Jury et al., 1986; White et al., 1986):

$$\text{Gleichung 20} \quad g(t) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot \sigma \cdot t} \cdot \exp \left[-\frac{(\ln t - \mu)^2}{2 \cdot \sigma^2} \right]$$

$g(t)$ Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion mit:

μ Median

σ Standardabweichung

Die Modellkurve wurden durch Variation der beiden Parameter μ und σ kalibriert, anschließend konnten der Median der Verweildauer und das am Transport beteiligte Wasservolumen nach untenstehenden Gleichungen berechnet werden:

$$\text{Gleichung 21} \quad \tilde{t} = \exp(\mu)$$

$$\text{Gleichung 22} \quad \tilde{\theta} = \frac{q \cdot \tilde{t}}{L}$$

$\tilde{t}$ Median der Verweilzeit [Zeit]

$\tilde{\theta}$ am Transport des Feststoffes beteiligtes Wasservolumen [Volumen/Volumen]

q stationärer Darcy-Wasserfluss [Länge/Zeit]

L Mächtigkeit der betrachteten Schicht [Länge]

Der Ansatz setzt stationäre Verhältnisse voraus. Diese waren aber nur in den ersten beiden Monaten des Tracerversuches gegeben, das heißt es war nur der erste Teil der Durchbruchskurve für die Modellierung geeignet. Abbildung 46 zeigt das Ergebnis dieser Modellierung. Die Modellkurve wurde über die Parameter σ und μ an die gemessene Kurve angepasst. Für σ ergab sich ein Wert von 0,78 und für μ von 2,75. Bei Ansatz eines durchschnittlichen Darcy-Flusses von $1,0\text{E-}04$ m/s und einer Mächtigkeit der Ablagerung von 12 m betrug nach

$$\tilde{t} = \exp(2,75) = 15,6 \text{ Tage und}$$

$$\tilde{\theta} = \frac{q \cdot \tilde{t}}{L} = \frac{10^{-4} \cdot 15,6}{12} = 0,0001 \text{ m}^3/\text{m}^3$$

der Median der Verweildauer rund 16 Tage und das am Tracer-Transport beteiligte Porenwasservolumen rund 0,01 %.

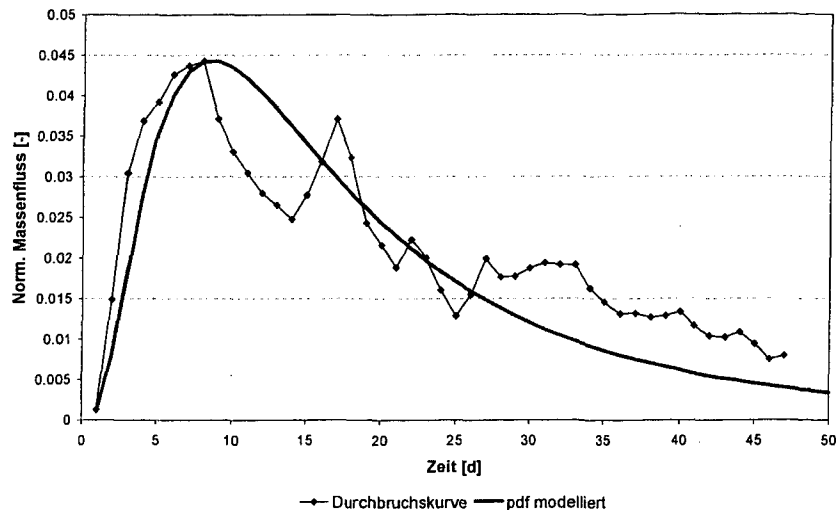


Abbildung 46: Gemessene Tracerdurchbruchskurve und nach Jury (1982) modellierte Kurve der Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion (probability density function – pdf) für die Tage 1-50 des Tracerversuches (aus Döberl et al., 2002b)

Um die Kurve überhaupt modellieren zu können, musste der Massenaustrag nicht nur normalisiert sondern auch noch die Annahme getroffen werden, dass im modellierten Zeitraum die gesamte Tracermasse ausgetragen wurde. Es musste also zusätzlich ein Korrekturfaktor eingeführt werden. Da aber die tatsächlich bis zu diesem Zeitpunkt ausgetragene Masse nur etwa 10 % der im ganzen Versuch ausgetragenen entsprach, sind die Ergebnisse jedenfalls mit großer Vorsicht zu bewerten.

Rosqvist (1999) ermittelte auf einer Versuchsdeponie eine mittlere Verweildauer des von ihm verwendeten Tracers Lithiumbromid von rund 70 Tagen, sowie ein am Transport beteiligtes Porenwasservolumen von nahezu 15 %. Während also die Aufenthaltsdauer in der gleichen Größenordnung wie auf der Deponie Breitenau liegt, unterscheidet sich das „effektive“ Porenvolumen um 2 Größenordnungen. Als eine mögliche Erklärung dafür bieten sich die unterschiedlichen Versuchsvolumina an. Zwar liegt das im Projekt STRANDEZA vom Tracerversuch betroffene Volumen in derselben Größenordnung wie das Volumen von Rosqvist (1999), doch das Gesamtvolumen des Feldes 1 ist in etwa 2 Größenordnungen höher (rund 30.000 m³ gegenüber 450 m³). Anzunehmen ist, dass im Falle des größeren Volumens der Deponie Breitenau, schon einbaubedingt zwangsläufig größere Inhomogenitäten vorhanden sein müssen, die in weiterer Folge bevorzugte Sickerwasserwegigkeiten darstellen.

Für die Bestimmung der beiden Abflusskomponenten „niederschlagbürtiger Anteil des Abflusses“ und „sickerwasserbürtiger Anteil des Abflusses“ wurden zwei Abflussspitzen unter-

schiedlicher Größenordnung nach der in Pinder & Jones (1969) beschriebenen Methode analysiert. Diese konnte für den vorliegenden Fall wie folgt formuliert werden:

Gleichung 23
$$\frac{Q_{Siwa}}{Q_{tot}} = \frac{LF_{Siwa} - LF_{NS}}{LF_0 - LF_{NS}}$$

Q_{Siwa}	Sickerwasserbürtiger Abfluss [m³]
Q_{tot}	Gesamtabfluss [m³]
LF_{Siwa}	Elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser [mS/cm]
LF_{NS}	Elektrische Leitfähigkeit im Niederschlag [mS/cm]
LF_0	Elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser zum Zeitpunkt 0 [mS/cm]

Die elektrische Leitfähigkeit von Niederschlägen bewegt sich im Bereich weniger Mikro-Siemens/cm. Das Sickerwasser hingegen wies Leitfähigkeiten von einigen Milli-Siemens/cm auf. In der Berechnung konnte daher die Leitfähigkeit des Niederschlages vernachlässigt werden. Abbildung 47 und Abbildung 48 zeigen die Ergebnisse der Komponententrennung. Der niederschlagsbürtige Anteil des Abflusses variierte erwartungsgemäß mit der Höhe der Abflussspitze. Im ersten Fall betrug der er bis zu 30 % des Gesamtabflusses. Im Zuge von Extremereignissen kann er den sickerwasserbürtigen Anteil sogar übersteigen, wie das zweite Beispiel Ende März 2002 zeigte.

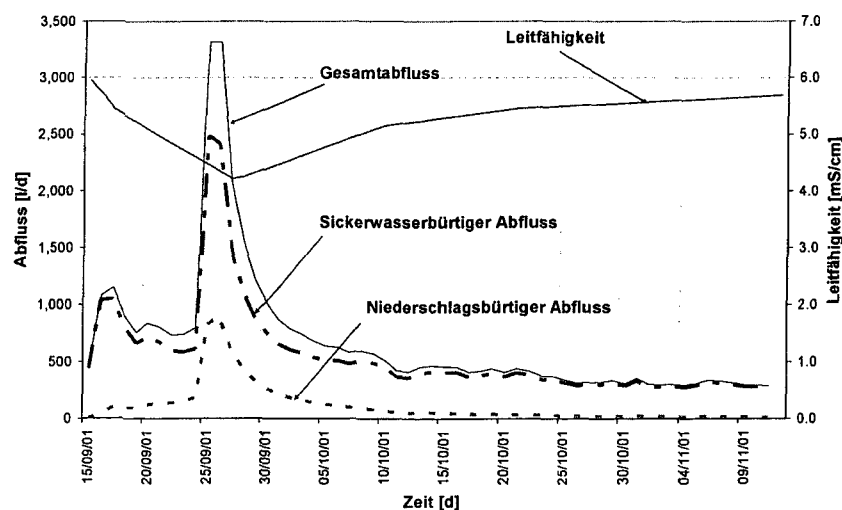


Abbildung 47: Abflusskomponententrennung der Abflussspitze Ende September 2001 (aus Döberl et al., 2002b)

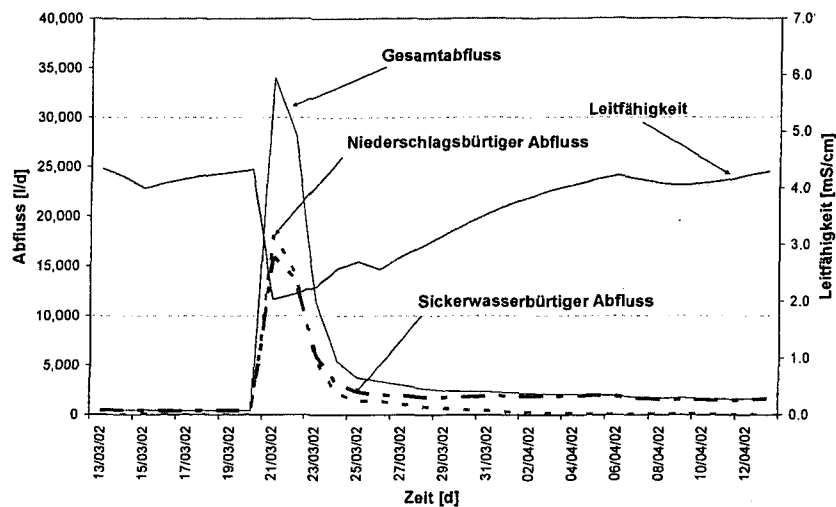


Abbildung 48: Abflusskomponententrennung der Abflussspitze Ende März 2002 (aus Döberl et al., 2002b)

Auch die Ergebnisse der Abflusskomponententrennung bestätigten also, zumindest nach Abflussspitzen, das Vorhandensein von Sickerwasser, das sehr schnell den Deponiekörper durchfließt und kaum Kontakt zum Deponiematerial hat, das heißt entsprechend gering konzentriert ist und niederschlagsähnliche Zusammensetzung aufweist.

Zur Verifizierung dieses Strömungsmodells für Hausmülldeponien mittels mathematisch-hydraulischer Ansätze siehe Fellner (2004).

6.2.2.2 Langfristige Entwicklung des Strömungsfeldes

Das Wasserströmungsfeld kann nicht als statisch über die Zeit angenommen werden. Dies ist schon alleine aufgrund der Tatsache, dass es durch den anfänglichen organischen Abbau in Hausmülldeponien zu einer Verschiebung im Korngrößenspektrum vom Stein-Kies- in den Kies-Sandbereich und damit zu einer gewissen Homogenisierung kommt, zu vermuten. Kurz- bis mittelfristig bedingt das Auftreten mehr oder weniger distinkter präferentieller Sickerwege ein sehr heterogenes Strömungsfeld und damit auch eine sehr selektive Entfrachtung des Deponiekörpers. Die unmittelbare Umgebung der präferentiellen Sickerwege wird sehr rasch entfrachtet, während Teile der Matrix vorerst mit Wasser überhaupt nicht in Kontakt kommen. So beträgt die kurz- bis mittelfristig austragbare Fracht an leicht löslichen Salzen im Falle der Deponie Breitenau nur zwischen 20 % und 30 % der potentiell mobilisierbaren Fracht (Fellner et al., 2002). Langfristig ist aber damit zu rechnen, dass die präferentiellen Sickerwege in ihrer Lage nicht konstant sind. Ähnlich Karstsystemen, werden einerseits die

bestehenden Sickerwege ausgeweitet, und damit neue Bereiche der Deponie erfasst; andererseits werden sich neue Bahnen etwa durch Kurzschlüsse bestehender bilden. Auch dieses Phänomen ist aus Karstsystemen bekannt. Langfristig ist also damit zu rechnen, dass wesentlich größere Bereiche der Deponie von Wasser erfasst werden. Die Angabe von Zeithorizonten erscheint diesbezüglich allerdings kaum möglich, da hier der tatsächliche Wasserdurchfluss eine große Rolle spielt. Im Gegensatz zur kurz- und mittelfristigen Betrachtung gilt hier allgemein aber: Je höher der Wasserdurchsatz desto größer der vom Wasser erfasste Bereich der Deponie.

6.2.3 Sedimentologische Randbedingungen

Das Milieu, in dem obertägige Abfalldeponien normalerweise abgelagert werden, wird in der Sedimentologie als subaerisch bezeichnet, das heißt die Ablagerung ist atmosphärischen Einflüssen, so genannten exogenen Kräften, ausgesetzt. Diese bedingen in Abhängigkeit von den klimatischen Bedingungen eine Erosion des abgelagerten Materials. Der Erosion wirken eventuell Bodenbildungsprozesse an der Oberfläche entgegen. In Gebieten mit sehr hoher Biomassezufuhr, beispielsweise in tropischen Klimate, ist es prinzipiell denkbar, dass dadurch die Akkumulations- höher als die Erosionsrate ist. In gemäßigten und nördlichen Breiten ist jedoch die Erosion der mit Abstand dominante Prozess.

In ihren Untersuchungen zu Entwicklungsszenarien anthropogener 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 t/m³ ergibt das 0,7 mm/a, also 70 cm in 1.000 Jahren. Hinzu kommt im Falle von Deponien, die nach DeponieV 1996 errichtet sind, eine 2,3 m mächtige Oberflächenabdeckung, inklusive bewachsener Rekultivierungsschicht und HDPE-Geomembran, deren Erosionsstabilität im Neuzustand um Größenordnungen höher ist. Die Erosionsstabilität der einzelnen deponierten Güter selbst muss als sehr unterschiedlich bezeichnet werden. Leicht erodierbaren Komponenten, etwa dem mineralischen oder dem Papieranteil, stehen zum Beispiel größere und demnach schwer erodierbare Kunststoffkomponenten gegenüber. Zudem werden Erosions- und Akkumulationsvorgänge – genauso wie die Wasserbilanz – entscheidend vom gerade vorherrschenden Klima beeinflusst. Die tatsächliche Dauer bis zur vollständigen Abtragung des Deponiekörpers kann also bei Annahme konstanter klimatischer Verhältnisse

nur sehr grob mit mehreren 10.000 bis 100.000 Jahren abgeschätzt werden (siehe Abbildung 49).

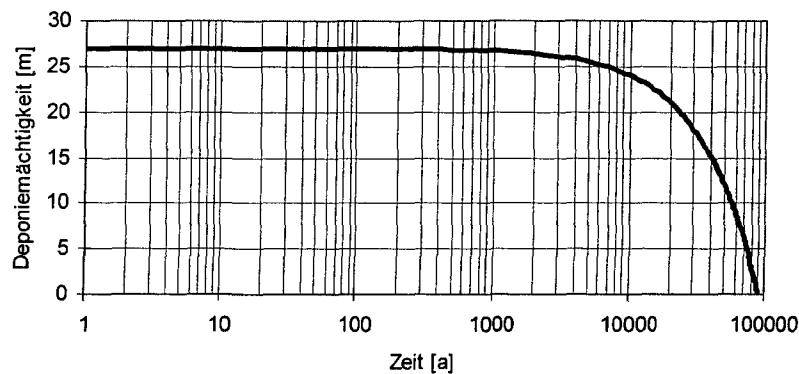


Abbildung 49 Erosionsszenario einer Deponie (aus Brunner et al., 2001; neu berechnet nach einer Darstellung aus Baccini et al., 1992)

Annahme: 25 m Abfall + 2 m Oberflächenabdeckung bei einer Erosionsrate von 30 cm pro 1.000 Jahre.

6.2.4 Geochemische Randbedingungen

Im anthropogenen Sediment Hausmülldeponie selbst herrscht nach einer anfänglichen kurzen aeroben Phase ein anaerobes Milieu. Dieses kommt durch die laufende Überlagerung mit neuem Abfall und durch die hohe Verdichtung mittels Kompaktoren zustande. Nach Abschluss der Deponie wird die Aufrechterhaltung des anaeroben Milieus (i) durch das Aufbringen einer Oberflächenabdeckung, die oft als Abdichtung konzipiert ist und (ii) durch das innerhalb des Deponiekörpers nach oben entweichende Deponiegas, das dem Eindringen von atmosphärischem Sauerstoff entgegenwirkt, gefördert. Das Redoxpotential von einigen Jahren alten Hausmülldeponien liegt in der in Abschnitt 3.1.2 beschriebenen Größenordnung von -200 bis -400 mV. Das Redoxpotential wird an Deponiesickerwasser selten ermittelt, kann aber, bei bekanntem pH-Wert (siehe unten), aus geochemischen Stabilitätsdiagrammen einigermaßen gut ermittelt werden. Folgendes Beispiel soll dies verdeutlichen: Die sich jeweils in Lösung befindliche Schwefel-Spezies ist in starkem Maß von den pH- und Redox-(Eh-)Bedingungen abhängig. Unter Bedingungen, wie sie normalerweise in Hausmülldeponien vorliegen – pH-Werte im schwach basischen Bereich und Eh-Werte im leicht reduzierenden Bereich – kann Schwefel in wässriger Lösung sowohl als Sulfat als auch HS^- -Ion vorliegen. In Döberl et al. (2002b) wurde festgestellt, dass im Sickerwasser der Deponie Breitenau auffällig geringe Konzentrationen an Gesamt-Schwefel und Sulfat-Schwefel

auftraten. Der Sulfat-Schwefel lag in den letzten Jahren im Mittel unter 10 mg/l. Zum Vergleich gibt Dachroth (1992) für Hausmülldeponien einen Mittelwert von 300 mg/l an. Diese sehr geringen Konzentrationen sind offensichtlich auf die, im Vergleich zu anderen Hausmülldeponien, stärker reduzierenden Bedingungen zurückzuführen (siehe Abbildung 50). Bei gemessenen pH-Werten zwischen 7 und 8 dürfte das Redoxpotential um die -0,3 bis -0,4 Volt schwanken. Der Gesamtschwefelgehalt im Sickerwasser ist demnach hauptsächlich durch das HS^- -Ion geprägt. Die oben genannten Messwerte aus der Literatur sind somit jedenfalls zu hinterfragen, bzw. müsste der ermittelte Eh-Wert zusammen mit der Sulfat-Konzentration betrachtet werden.

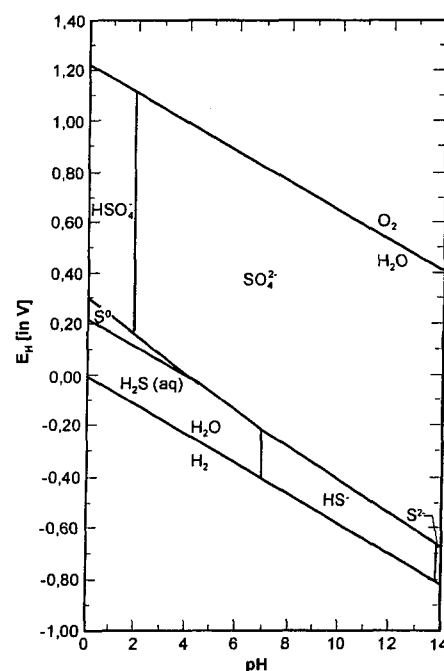


Abbildung 50: Stabilitätsfelder der Schwefel-Spezies bei 25°C und 101,324 kPa (nach Hem, 1985).
Die gesamte gelöste Schwefel-Aktivität entspricht 96 mg/l (als SO_4^{2-})

In diesem anoxischen (anaeroben)²² Milieu kommt es zu den in den Abschnitten 1.3.3 und 1.3.4 beschriebenen Reaktionen und Prozessen, wie Methanbildung, Adsorptionsreaktionen oder Ausfällung von Metallsulfiden. Letztere sind prinzipiell reversibel, sodass bei einer Änderung des Redoxpotentials hin zu aeroben Verhältnissen Metalle wieder remobilisiert werden können. Das anaerobe Milieu bedingt auch, dass die organische Substanz relativ langsam abgebaut wird und daher zumindest kurzfristig stabil ist.

²² Anders als in der Abwassertechnik wird in der Geochemie der Begriff „anoxisch“ synonym für „anaerob“ verwendet.

Neben den anaeroben Bedingungen liegen in Hausmülldeponien, die sich in der Methanphase befinden, schwach alkalische Verhältnisse vor (pH-Werte um 8). Auch diese Verhältnisse wirken sich für viele Schwermetalle immobilisierend aus. Im Gegensatz zu Deponien für MVA-Schlacken war bei Hausmülldeponien die Identifizierung, Wirksamkeit und zeitliche Entwicklung von Puffersystemen kaum Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen. Belevi & Baccini (1991) berechnen die Säuremenge, die in den nächsten 1.000 Jahren entsteht würde, wenn 50 % des vorhandenen organischen Kohlenstoffs zu Kohlendioxid oxidiert werden, mit $< 4 \text{ mol/kg}$. 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. 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 teilweise ähnlichen Systemen am Beispiel von Böden prinzipiell wirksam sein können, ist Tabelle 14 zu entnehmen (nach Schwertmann et al., 1987). Prinzipiell können in Hausmülldeponien 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 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 14: Puffersubstanzen, Pufferreaktionen und pH-Bereiche der Pufferung in Böden (nach Schwertmann et al., 1987)

Puffersubstanz		Beispielreaktion	Bereich
Erdalkalicarbonate			
Carbonat	CaCO_3	$\text{CaCO}_3 + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{HCO}_3^- + \text{Ca}^{2+}$	pH 8-6,5
Hydrogencarbonat	HCO_3^-	$\text{HCO}_3^- + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$	pH 7-4,5
Austauscher mit variabler Ladung			
Tonminerale	TM-OH]M	$\text{TM-OH]Me} + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{TM-OH}_2^+ + \text{Me}^+$	pH 8-<5
	TM-OH^-	$\text{TM-OH}^- + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{TM-OH}_2^+$	pH 6-<3
Huminstoffe	R-(COO)M	$\text{R-(COO)Me} + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{R-(COO)H} + \text{Me}^+$	pH 6-<3
	R-NH_2	$\text{R-NH}_2 + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{R-NH}_3^+$	> pH 7-4
Primäre Silikate	-(SiO)M	$\text{-(SiO)Me} + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{-(SiOH)} + \text{Me}^+$	< pH 7
Tonminerale	$\text{-(SiO}_3\text{)Al}$	$\text{-(SiO}_3\text{)Al} + 3\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Si(OH)}_3 + \text{Al}^{3+}$	< pH 4,5
	Mg (O,OH)]M	$\text{Mg (O,OH)]Me} + 3\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Mg}^{2+} + \text{Me}^+ + 2\text{H}_2\text{O}$	< pH 4,5
	$\text{AlO}_2\text{]M}$	$\text{AlO}_2\text{]Me} + 4\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Al}^{3+} + \text{Me}^+ + 2\text{H}_2\text{O}$	< pH 4,5
Oxide/Hydroxide			
Al-Hydroxide	Al(OH)_3	$\text{Al(OH)}_3 + 3\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$	pH 4,8-3
Al-OH-Sulfate	AlOHSO_4	$\text{AlOHSO}_4 + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{Al}^{3+} + \text{SO}_4^{2-} + \text{H}_2\text{O}$	pH 4,5-3
Fe-Oxide/Hydroxide	FeOOH	$\text{FeOOH} + 3\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Fe}^{3+} + 2\text{H}_2\text{O}$	< pH 3
	FeOOH	$4 \text{FeOOH} + \text{CHOH} + 8\text{H}^+ \leftrightarrow 4\text{Fe}^{2+} + \text{CO}_2 + 7\text{H}_2\text{O}$	< pH 7
Mn-Oxide/Hydroxide	MnO_2	$2\text{MnO}_2 + 4\text{H}^+ + \text{CHOH} \leftrightarrow 2\text{Mn}^{2+} + \text{CO}_2 + 3\text{H}_2\text{O}$	< pH 8

TM Tonmineral
Me Metall
] adsorptive Bindung
R- Kohlenwasserstoffrest

Kersten (1998) weist darauf hin, dass das Säurepotential, das nach Abklingen der anaeroben Abbauprozesse aufgrund von Luft- und Niederschlagszutritt durch Oxidation entsteht nicht mehr abgepuffert werden kann, da der Carbonatpuffer bereits in der sauren Phase aufgezehrt wurde. Die Säurepufferkapazität von Hausmüll muss daher als eher mäßig bezeichnet werden.

6.3 Anforderungen an das Analogon

Gemäß der eben erörterten „Geologie von Deponien“ kann für ein geeignetes natürliches Analogon für Hausmülldeponien folgendes Anforderungsprofil erstellt werden:

- (i) Sedimentpetrographische Anforderungen
 - a. Sedimentäre Entstehung
 - b. Hoher Gehalt an organischer Substanz
 - c. Schlechte Sortierung
 - d. Sandig-kiesige Korngröße (Feinkorn < 10 M-%)
- (ii) Hydrogeologische Anforderungen
 - a. Kombiniertes Poren- und Kluftwasserleiter
 - b. Horizontale Sperrschichten
- (iii) Sedimentologische Rahmenbedingungen
 - a. Obertägige Lokation
 - b. Subaerisches Ablagerungsmilieu
- (iv) Geochemische Rahmenbedingungen
 - a. Anaerobes Milieu
 - b. Basisches Milieu

Hinzu kommen noch die in Abschnitt 3 beschriebenen Eigenschaften von Hausmüll bezüglich ihrer elementaren Zusammensetzung und der in ihnen enthaltenen chemischen Verbindungen.

Die Anforderungen, die an potentielle natürliche Analoga zu stellen sind, können kurz zusammengefasst folgendermaßen formuliert werden: Gesucht wird ein sandig-kiesiges organisches Sediment, dessen organische Substanz unter obertägigen, subaerischen, anaeroben, basischen und mäßig säuregepufferten Bedingungen über längere Zeiträume stabil bleibt.

6.4 Auswahl des Analogons

Die oben formulierten Anforderungen an das zu findende natürliche Analogon schränken die Auswahlmöglichkeiten drastisch ein. In der Natur sind obertägige Akkumulationen organischen Materials, die über längere Zeiträume stabil wären, sehr selten. Zu nennen sind:

- (i) Humus in Böden
- (ii) Torf in Mooren
- (iii) Faulschlamm (Sapropel)

Unter Faulschlamm versteht man organisches Material, das sich unter Wasserbedeckung in Meeresbecken, Seen oder Lagunen ansammelt. Die organische Substanz stammt hauptsächlich aus Phytoplankton. Oftmals sind bestimmte planktonische Algen darunter, die primär Öltröpfchen enthalten. Daher sind Faulschlämme oft sehr reich an langkettigen Kohlenwasserstoffen (Tucker, 1985). Aufgrund ihres subaquatischen Ablagerungsmilieus sind aber Faulschlämme, zumindest in ihrer rezenten Form, als potentielle Analoga auszuschneiden.

Unter Humus wird im Allgemeinen die frische, in Zersetzung begriffene oder bereits zersetzte organische Substanz im oberen Bereich von Bodenprofilen verstanden (Tucker, 1985). Für die Heranziehung von Humus spräche eine Reihe von Argumenten. Vor allem die sedimentpetrographischen und hydrogeologischen Eigenschaften sowie die sedimentologischen Rahmenbedingungen könnten durch gezielte Auswahl eines entsprechenden Bodens relativ einfach erfüllt werden. Ihr Gehalt an organischen Substanzen ist aber verglichen mit Hausmüll relativ gering (maximal einige Prozent). Dies liegt darin begründet, dass Böden im Gegensatz zu Hausmülldeponien aerobe Systeme sind. Unter aeroben Bedingungen wird die organische Substanz in relativ kurzen Zeiträumen (Monate bis Jahre) praktisch vollständig mineralisiert, das heißt in Wasser und Kohlendioxid übergeführt (siehe Gleichung 1). Dies ist der Hauptgrund, wieso Böden im vorliegenden Fall nicht als primäres Analogon in Frage kommen. Allerdings eignen sie sich, wie weiter unten gezeigt wird, als „Endpunkt“ der in Hausmülldeponien zu erwartenden langfristigen Entwicklungsreihe.

Somit bleibt nur noch Torf als potentielles Analogon. Bevor die Eignung von Torf als natürliches Analogon zu Hausmüll im Detail untersucht wird, folgt ein kurzer Abriss über Torf und Torfentstehung:

6.4.1 Moor, Torf und Torfentstehung

Mit dem Begriff Moor wird nach Kaule & Göttlich (1990) eine vegetationsbedeckte Lagerstätte von Torfen verstanden, die mindestens 30 cm mächtig ist und einen Humusgehalt von mehr als 30 M-% aufweist. Torfe wiederum sind mineralarme Humus-Ansammlungen, die zumindest während ihrer Entstehung wasserdurchtränkt waren und aus Mangel an Sauerstoff nicht stärker zersetzt werden konnten. Ablagerungen, deren Torfmächtigkeit weniger als 30 cm und/oder deren Humusgehalt zwischen 15 und 30 Prozent liegt, werden als Anmoore bezeichnet. Moore, deren Wasserspiegel bei ihrer Entstehung durch Grund- oder Oberflächenwasser bestimmt wird, werden als Niedermoore bezeichnet. Wird der Wasserspiegel durch Niederschläge kontrolliert, spricht man von Hochmooren (siehe Abbildung 51).

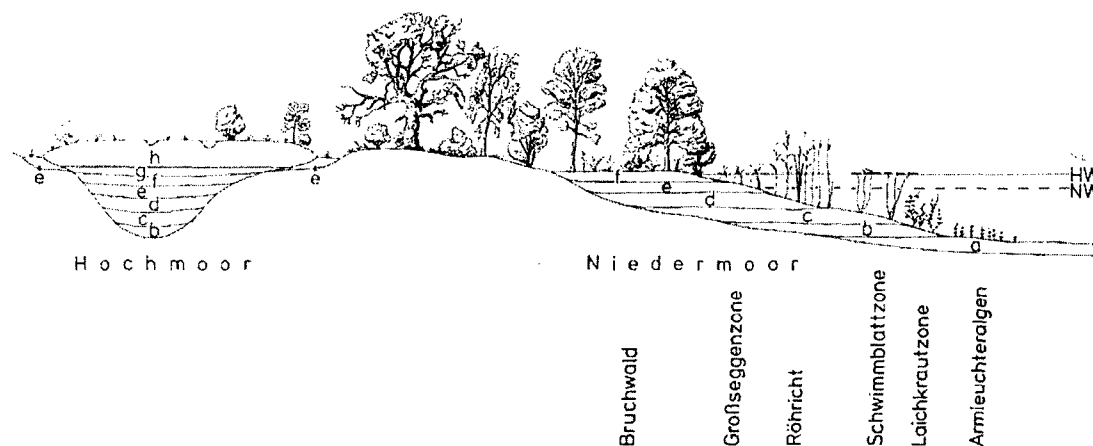


Abbildung 51: Schnitt durch ein Hoch- und ein Niedermoor (aus Averdieck & Hayen, 1990).

Angedeutet ist die zeitliche Entwicklung (a: Kalkmudde, Seekreide; b: Feindetritusmudde; c: Grobdetritusmudde; d: Schilftorf; e: Seggentorf; f: Bruchwaldtorf; g: älterer Bleichmoostorf, stark zersetzt; h: jüngerer Bleichmoostorf, schwach zersetzt)

Niedermoortorfe sind klassische Verlandungssedimente, die in abgeschnittenen und sauerstoffarmen Becken sowohl im marinen als auch im limnischen Bereich entstehen können. Abbildung 52 zeigt ein Beispiel aus dem ostalpinen Raum, in dem Moore oft aufgrund von Rückstausituationen in Tälern mit anschließender Verlandung entstehen. So auch hier: Rückstau verursachen hier einerseits aus den Nebentälern austretende Schwemmfächer, andererseits wird der Gradient des Hauptflusses (Enns) durch eine Massenbewegung (Sackung) am Eingang in die Gesäuseberge gebrochen. Dadurch kam es in postglazialer Zeit, je nach aktueller Aktivität der Sackung bzw. nach Dynamik der Sedimentanlieferung aus den Seitentälern, immer wieder zur Aufstauung der Enns und zur Bildung von Torf (Van Husen, 1968).

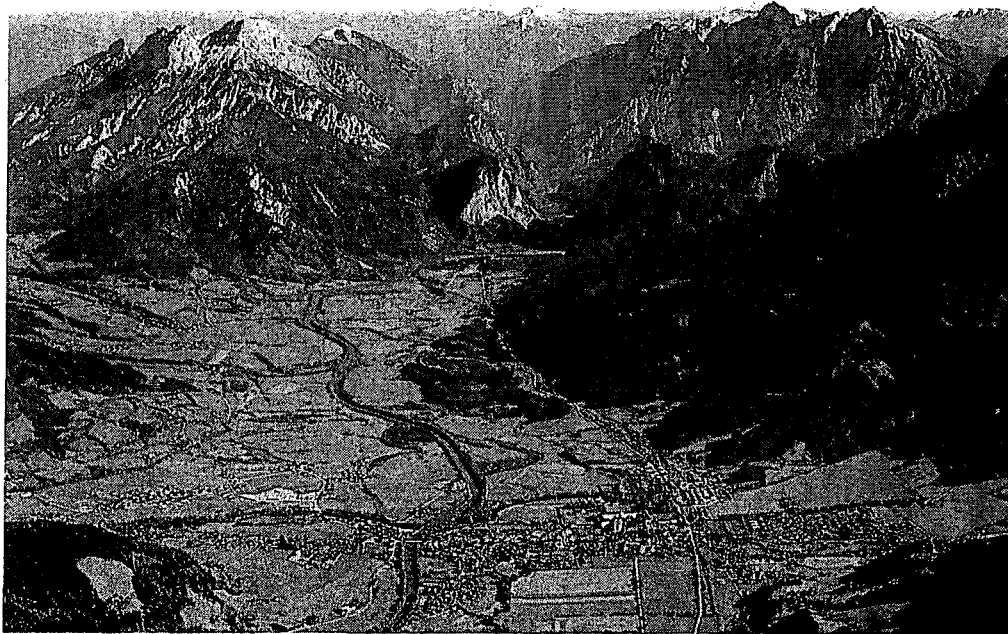


Abbildung 52: Niedermoorlandschaft im Ennstal im Vorfeld der Gesäuseberge (Ennstaler Alpen, Steiermark; Blickrichtung E = Fließrichtung der Enns; Photo aus Beckel, 1996).

Die Moore sind durch mehrere Rückstausituationen der Enns entstanden, die die Folge von Sackungsbewegungen am Gesäuse-Eingang waren. Im Bildvordergrund: Admont auf dem Schwemmfächer des von S einmündenden Seitentales; im Bildhintergrund: Gesäuse-Eingang mit den Sackungsmassen Himbeerstein (N) und Haindlmauer (S), dahinter Buchstein- (N) und Hochtormassiv (S)

Das für Torfablagerungen typische anaerobe Milieu, in dem die organische Substanz nur sehr langsam abgebaut wird, entsteht durch entsprechend hohe Grundwasserspiegel, die den Eintrag von Luftsauerstoff nachhaltig verhindern. Im Falle von Niedermooren ist dieses Grundwasser sehr sauerstoffarm und wird nur sehr untergeordnet von sauerstoffreicherem Grundwasser gespeist. Diese Konstellation ist auch über lange Zeiträume (Jahrtausende) sehr konservativ. Bautechnisch könnte man von einer „dichten Wanne“ sprechen. Abbildung 53 zeigt den typischen Aufbau eines Niedermoores mit einer aeroben Zone in den obersten Bereichen und einer anaeroben Zone unterhalb des Grundwasserspiegels. Durch zeitliche Schwankungen im Grundwasserspiegel bedingt, existiert meist auch eine Übergangszone zwischen den beiden. Die unterste, dauernd wassergesättigte Schichte wird auch Katotelm genannt, die darüberliegende, auch die Vegetation umfassende Akrotelm.

Torfe können nach verschiedensten Gesichtspunkten klassifiziert werden; etwa nach der rezenten Vegetation, nach der eingelagerten organischen Substanz, dem klimatischen Umfeld, dem Alter etc. Zum Verständnis der weiteren Ausführungen ist an dieser Stelle vor allem die Einteilung nach dem Zersetzungsgrad von Bedeutung. Üblicherweise erfolgt diesbezüglich

die Klassifizierung nach der zehnstufigen *von Post'schen Skala* mit Hilfe der so genannten Quetschmethode (von Post, 1924). In Torfen mit dem Zersetzungsgrad H1 tritt z. B. beim Quetschen zwischen den Fingern nur klares Wasser aus, die ursprüngliche Pflanzensubstanz ist noch sehr deutlich erkennbar. Ab Grad H6 tritt beim Quetschen kein Wasser mehr aus sondern das Torf selbst in breiiger Konsistenz. Mit H10 schließlich werden Torfe bezeichnet, bei denen beim Quetschen auch keine Festsubstanz mehr austritt, die ursprüngliche Pflanzensubstanz ist in H10-Torfen nicht mehr erkennbar.

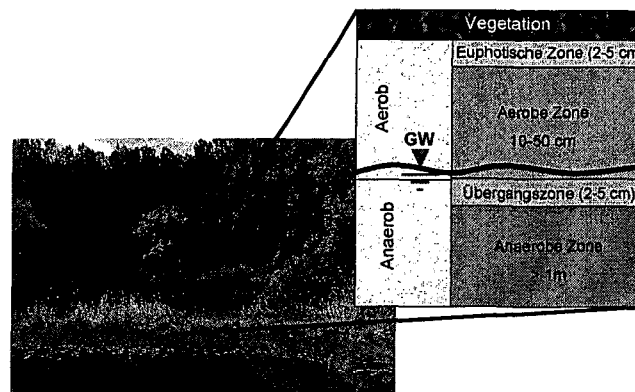


Abbildung 53: Schema eines Niedermoores (nach Clymo, 1992)

Torfe sind auch das Ausgangsprodukt zur Bildung von Kohle (Inkohlung). Dabei entsteht in einem sich absenkenden Becken aus Torf unter Luftabschluss im Laufe der Zeit Braunkohle. Zur Bildung von Steinkohle kommt es erst durch eine zusätzliche Druck- und Temperaturerhöhung. Charakteristisch ist, dass mit Zunahme des Inkohlungsgrades, von Torf über Braun- zu Steinkohle und Anthrazit, die flüchtigen Stoffe (O und H) zugunsten von Kohlenstoff zurücktreten (siehe Abbildung 54).

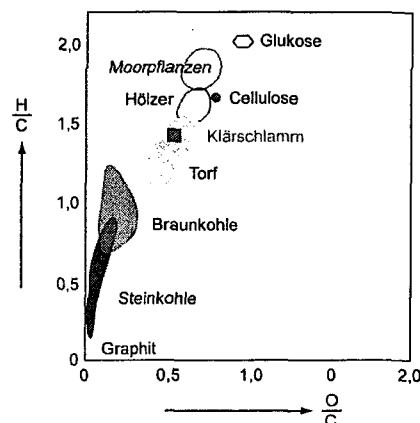


Abbildung 54: Van-Krevelen-Diagramm der Inkohlungsreihe (Diagramm nach Van Krevelen, 1961 aus Naucke, 1974 zitiert in Naucke, 1990)

Aber auch Torf selbst wird als Brennstoff und Bodenverbesserer genutzt. Im Jahre 2002 wurden weltweit rund 27 Millionen Tonnen Torf abgebaut (Jasinski, 2003). Der Abbau erfolgte bis in die 1960er Jahre durch eine Drainagierung mittels Gräben. Dadurch blieb die für Torfstiche charakteristische Landschaft aus Rücken und Gräben zurück. Danach wurde zur Entwässerung oftmals eine Vakuum-Technik angewandt, die einen großflächigeren Abbau erlaubt.

In der wissenschaftlichen Literatur ist eine Fülle von Untersuchungen an Torfen dokumentiert. Dies ist nicht nur auf das spezielle ökologische Umfeld von Moor- und Torflandschaften zurückzuführen, in dem sich viele endemische Arten bilden konnten, sondern auch auf die Klimarelevanz von Torfablagerungen. Intakte Torfablagerungen produzieren im Mittel zwischen 0,1 und 0,2 kg Methan pro m² und Jahr (Aerts & Ludwig, 1997). Dazu kommen 2-3 kg Kohlendioxid pro m² und Jahr, das, da aus (sub)fossilem Ausgangsmaterial stammend, ebenfalls treibhausrelevant ist. Durch die Nutzung und die damit einhergehende Entwässerung von Torfen wird im Allgemeinen der Kohlendioxidaustrag erhöht. Deshalb wird als eine mögliche Variante zur Senkung des Austrages die Rekultivierung entwässerter Torfablagerungen diskutiert. Daher wurden in jüngster Zeit auch trockengelegte Torfablagerungen, die für diese Arbeit in weiterer Folge interessant sind, mit modernen wissenschaftlichen Methoden bearbeitet.

6.5 Überprüfung der Eignung des Analogons Torf

In diesem Abschnitt soll die Eignung von Torf und Torfablagerungen als Analogon für Hausmüll und Hausmülldeponien untersucht werden. Es werden dabei zuerst die Eigenschaften von Torf mit jenen von Hausmüll analog zu Abschnitt 3 verglichen. Danach erfolgt ein Vergleich der Ablagerungsbedingungen analog zur geowissenschaftlichen Analyse von Hausmülldeponien in Abschnitt 6.2.

6.5.1 Vergleich der chemischen Zusammensetzung

Tabelle 15 zeigt eine zusammenfassende Übersicht über die Zusammensetzung von Torfen und der jeweiligen Vergleichsmaterialien, wie sie in Lichtensteiger et al. (1988a) und

Neumayer (1999) gewählt wurden, verglichen mit Literatur aus der klassischen Torfforschung. Die elementare Zusammensetzung betreffend ist daraus zu ersehen, dass

- (i) der Gehalt an organischem Kohlenstoff in Torfen, verglichen mit frischem Restmüll, um den Faktor 2 höher ist,
- (ii) die Schwefel und Stickstoffgehalte von Hochmoortorfen im Bereich von Restmüll liegen,
- (iii) die Schwermetallgehalte von Torfen aber zwei bis drei Größenordnungen unter denen von Restmüll liegen.

ad (i) Zieht man die rein theoretisch berechneten Ergebnisse von Abbildung 34 heran, so ist davon auszugehen, dass sich nach einigen Jahrzehnten der Ablagerung der Kohlenstoffgehalt von Restmüll und Torfen um den Faktor 2,5 bis 3 unterscheiden wird, da in dieser Zeit über den Gaspfad verstärkt Kohlenstoff ausgetragen wird.

ad (iii) Die in der Tabelle angegebenen Werte sind Durchschnittswerte von Normaltorfen. Bei entsprechend schwermineralhaltigem oder anoxisch geprägtem Liefergebiet sind auch wesentlich höhere Schwermetallgehalte in Torfen, vor allem in Niedermooren, denkbar.

Tabelle 15: Zusammenstellung der Zusammensetzung von Torfen und den jeweiligen Vergleichsmaterialien aus der besprochenen Literatur

	Lichtensteiger et al. (1988a)				Neumayer (1999) Fehring et al. (1997) (#)			Bergner et al. (1990)	Zeitz (1997)	Naucke (1990)
	Klärschlamm		Torf		Restmüll	Rotterest	Torf	Carex-Torf	Torf	Torf
	aerob	anaerob	Niedermoor	Hochmoor						
pH	~ 7	-	4-7,5	3-5	-	-	-	-	-	-
TS [%]	< 20	< 10	< 30	< 20	73	85	10	10	-	-
C [%]	49	-	48	51	36 (#)	33	52	55	-	48-63
O [%]	39	-	40	41	-	-	-	28	-	31-46
H [%]	5,8	-	5	6	-	-	-	6	-	5,0-6,6
N [%]	3,4	-	2,5-4,5	< 1	0,7 (#)	-	-	3,0	-	0,5-1,9
S [%]	2,0	-	0,5-5	0,25	0,4 (#)	-	-	-	-	0,1-0,5
Fe [%]	1,8	-	1,7	0,24	-	-	-	1,0 (Fe + Al)	-	0,24-1,7*
Cu [mg/kg]	580	-	18	8	-	-	-	HM tot: 0,01	1-64*	8-18*
Zn [mg/kg]	2700	-	66	23	1100 (#)	-	-	-	6-9*	23-66*
Mn [mg/kg]					-				5-53*	28-280*
Ni [mg/kg]					-				-	15-43*
Pb [mg/kg]					810 (#)				-	23-42*
Ca [%]					-				-	0,3-3*
Mg [%]					-				0,4-1,0*	0,16-0,39*
Huminstoffe [%]					0	4	31	-	-	-
Cellulose [%]	15,7	12,9	< 15	20	16	5	11	-	-	-
Hemicellulose [%]			< 10	15	7	2	15	-	-	-
Aminosäuren [%]	-	-	-	-	-	-	-	3,0-10,8		-
Aminozucker [%]	-	-	-	-	-	-	-	5,5-13,1		-
Uronsäuren [%]	-	-	-	-	-	-	-	36,0-59,2		-
Lignin [%]	12,1	9,5	-	37,5	7	6	27	15		-
Kohlenhydrate [%]					9	5	15	-		-
Proteine [%]	8	7,95	-	2,85	3	3	0	-		-
Fette, Harze [%]					2	1	4	-		-
Bitumen [%]	4,6	4,9	4,2	9,5	-	-	-	3,1-7,7		-
min. Anteile [%]					21	43	5	8,2		-
sonst. Stoffe [%]					< 0,5	1	0	-	-	-
Problemstoffe [%]					1	4	0	-	-	-
Metalle [%]					8	4	0	-	-	-
Kunststoffe [%]					25	22	0	-	-	-
CaO [%]	5,0	-	< 4,5	~ 0,2	-	-	-	Na + K + P + Ca + Mg: 0,6	-	-
P ₂ O ₅ [%]	3,3	-	< 0,6	~ 0,1	-	-	-	-	-	-
K ₂ O [%]	0,4	-	< 2,5	~ 0,1	-	-	-	-	-	-

* höherer Wert jeweils für Niedermoor torfe

Die in den beiden Vergleichsobjekten vorkommenden organischen Verbindungen sind einander qualitativ sehr ähnlich. Von der Quantität sind Torfe eher von Lignin und Huminstoffen dominiert, frischer Hausmüll hingegen von Kohlenhydraten und Zellulose. Allerdings verschiebt sich im Laufe der Zeit in Hausmülldeponien diese Dominanz in Richtung der Torfzusammensetzung. Frischer Hausmüll besitzt beispielsweise ein Zellulose/Lignin-Verhältnis von bis zu 4 (Komilis & Ham, 2003). Wird das Zellulose/Lignin-Verhältnis aus der rein theoretisch ermittelten Zusammensetzung von Restmüll nach Neumayer (1999) berechnet, so ergibt sich ein Wert von 2,3. Kylefors et al. (2003) geben ein Verhältnis von 2 an. Dieses Verhältnis sinkt im Laufe von Abbauprozessen in Deponien über Werte von 0,8 für einige Jahre alte Deponie bis hin zu Werten um 0,1 bis 0,2 (Komilis & Ham, 2003).

Werden die in Tabelle 15 für Restmüll angegebenen Werte von Neumayer (1999) nicht auf die Gesamtmasse des Abfalls sondern auf die biogene organische Trockensubstanz bezogen, so wird die Ähnlichkeit zu Torf deutlicher.

Tabelle 16: Zusammenstellung der in Torfen und Restmüll vorkommenden organischen Verbindungen (Daten: nach Neumayer, 1999)

	Torf [% TS]	MSW [% biog. OTS]
Huminstoffe	25-40	-
Lignin	15-40	20
Cellulose	3-20	35
Hemicellulose	<10-20	15
Kohlehydrate	-	20
Proteine	2-5	5
Fette	4-10	5
Bitumen	4-10	
Asche	1-20	

Die chemische Zusammensetzung von Rest-/Hausmüll und Torf ist also mit Einschränkungen zumindest für das Matrixelement Kohlenstoff und seine Verbindungen vergleichbar. Neben den Schwermetallen liegen auch die Matrixelemente Chlor, Stickstoff oder Schwefel in Torfen in sehr stabiler Form vor. Steinmann & Shotyk (1997) geben die Konzentrationen von Chlorid, Sulfat und Ammonium im Porenwasser eines Hochmoortorfes mit 0,5 mg/l respektive 0,02 mg/l respektive 0,7 mg/l an.

6.5.2 Vergleich der sedimentpetrographischen Eigenschaften

Die Korngrößenzusammensetzung von Torfen ist unter anderem abhängig vom Liefergebiet des mineralischen Materials und vom Zersetzungsgrad der organischen Substanz. Allgemein gilt, je weiter fortgeschritten die Zersetzung desto feiner die Korngrößen und damit auch desto geringer die hydraulische Durchlässigkeit (siehe auch Abbildung 56). Normalerweise überwiegt zwar in stark zersetzten Torfen der Feinkornbereich, jedoch gibt es eine Reihe von Ausnahmen (Dachroth, 1992). Abbildung 55 zeigt beispielsweise eine Torfprobe aus einem Niedermoor, die im Verzahnungsbereich mit einem anstromig gelegenen Schwemmfächer gezogen wurde. Auch die Sortierung ist stark von Liefergebiet und Zersetzungsgrad abhängig. Sie ist im Allgemeinen aber deutlich besser als in Hausmüll (Ausnahme: siehe wiederum Abbildung 55²³).

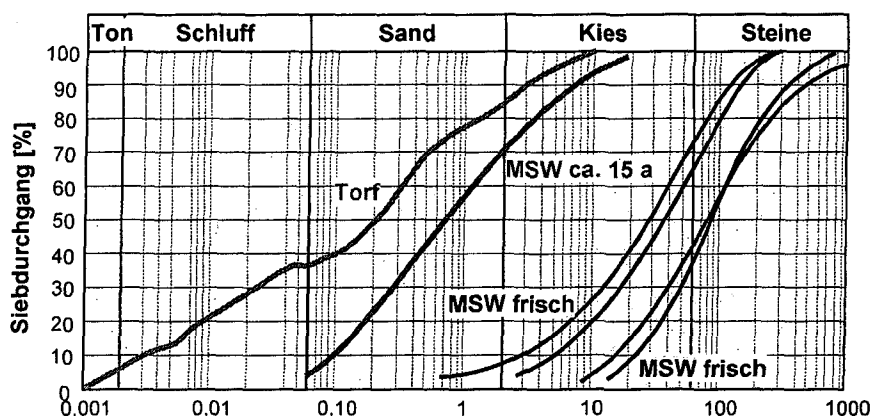


Abbildung 55: Gegenüberstellung der Korngrößenbereiche von frischem und 15 Jahre altem Hausmüll (nach Turczinski, 1988) sowie Torfmaterial aus einem Niedermoor (nach Döberl & Wilhelmy, 1998). Der hohe Grobkornanteil des Torfes ist darauf zurückzuführen, dass das Material aus dem Verzahnungsbereich mit einem Schwemmfächer stammt.

6.5.3 Vergleich der hydraulischen und hydrogeologischen Eigenschaften

Das eben für die sedimentpetrographischen Eigenschaften von Torf Gesagte, gilt sinngemäß auch für die hydraulischen Eigenschaften: Sie variieren in Abhängigkeit vom Zersetzungsgrad zum Teil beträchtlich. Tabelle 17 gibt einen Überblick über die wichtigsten hydraulischen Parameter. Daraus ist zu ersehen, dass zumindest Durchlässigkeiten und Dichte von Torfablagerungen im Bereich derer von Hausmülldeponien liegen. Der Wassergehalt ist nur bedingt vergleichbar, da in Torfablagerungen gesättigte Verhältnisse vorliegen, bei

²³ Die schlechte Sortierung ist darauf zurückzuführen, dass es sich bei der anorganischen Fraktion dieses Torfes teilweise um umgelagertes Grundmoränenmaterial handelt, das genesebedingt sehr schlecht sortiert ist.

Hausmülldeponien hingegen ungesättigte. Auch die Porosität ist nur bedingt vergleichbar. Sie gibt im Falle des Torfes die Gesamtporosität an, aber nicht die hydraulisch wirksame effektive Porosität.

Tabelle 17: Zusammenstellung einiger hydraulischer Parameter von Torf (nach Schweikle, 1990 und Dachroth, 1992) und Hausmüll (nach Beaven & Powrie, 1995 und Powrie & Beaven, 1999)

	Torf	MSW
k_f -Wert [m/s]	$10^{-4} - 10^{-7}$	$10^{-4} - 10^{-8}$
Porosität [-]	0,85 (H9) 0,96 (H1)	0,3 - 0,5
Wassergehalt [-]	4,3 (H9) 19,2 (H1)	0,3 - 0,4
Dichte [Mg/m ³]	1,0 - 1,4	0,8 - 1,2

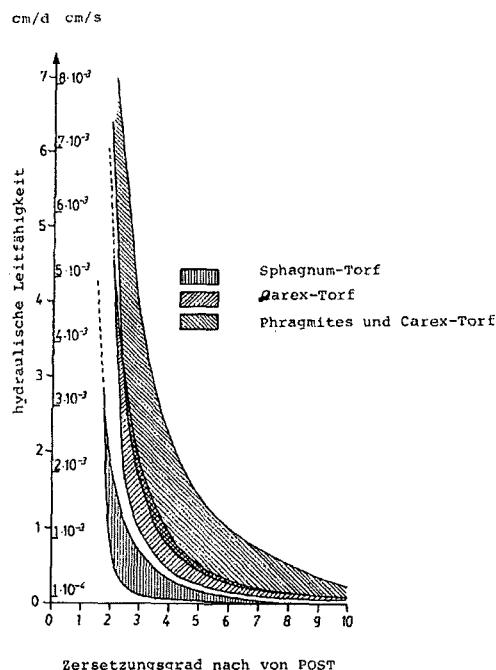


Abbildung 56: Durchlässigkeiten unterschiedlicher Torfe in Abhängigkeit vom Zersetzungsgrad und Pflanzenresten (aus Schweikle, 1990)

Sphagnum: Torfmoos; Carex: Segge; Phragmites: Schilfrohr

Ein weiterer, sehr wesentlicher Parameter ist die Wasserspannungs-Wassergehaltsbeziehung. Von Hausmüll liegen hierzu aufgrund der praktisch sehr schwierig durchzuführenden Untersuchung, kaum Ergebnisse aus der Literatur vor. Eine der wenigen Auswertungen, die

für Vergleichszwecke mit Torf herangezogen werden kann, ist in Abbildung 57 dargestellt. Es ist zu erkennen, dass Hausmüll wiederum im Bereich von Torfen liegt.

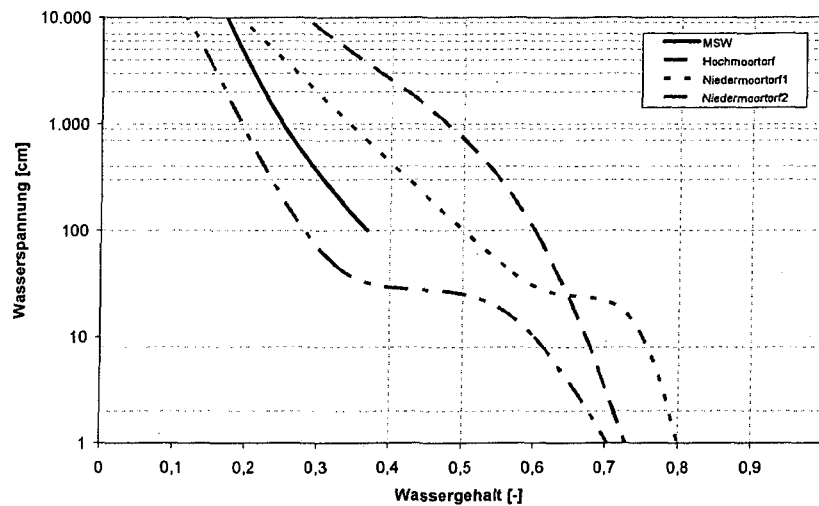


Abbildung 57: Vergleich der Wassergehalts-Wasserspannungsbeziehung von verschiedenen Torfen (nach Schweikle, 1990) und Hausmüll (nach Straub & Lynch, 1982)

Allerdings ist die allgemeine hydrogeologische Vergleichbarkeit wegen der vollkommenen Sättigung von Torfablagerungen in der anaeroben Zone, die bei Hausmülldeponien nicht gegeben ist, gänzlich in Frage zu stellen. Dadurch kommt es in Torfen allenfalls untergeordnet zu präferentielltem Abfluss. Auch horizontale Sperrschichten, wie sie in Hausmüll durch Kunststofffolien gegeben sind, treten in Torfablagerung bestenfalls lokal auf und beeinflussen den Wasserhaushalt kaum. Dies kann aufgrund der Genese von Torf abgeleitet werden: Horizontale Sperrschichten können etwa durch Tonhorizonte gebildet werden, tonige Sedimente kommen aber in der Regel eher im Beckeninneren als in den Randbereichen, wo die Torfbildung stattfindet, zur Ablagerung.

6.5.4 Vergleich der sedimentologischen und geochemischen Randbedingungen

6.5.4.1 Redox-Bedingungen

Sowohl in Hausmülldeponien, die zumindest einige Jahre alt sind, als auch in Torfablagerungen herrschen anaerobe Verhältnisse. Dies ist auch der Grund, wieso die in beiden Ablagerungstypen enthaltene organische Substanz, zumindest mittelfristig, einigermaßen stabil ist und nicht zur Gänze mineralisiert wird. Messungen an Deponiesickerwässern ergaben Redoxpotentiale (Eh) von - 200 bis - 400 mV (siehe Abschnitt

6.2.4). Werte, die an diese Größenordnung herankommen, sind auch aus Torfablagerungen bekannt. Lloyd et al. (1998) messen beispielsweise um - 90 mV, Aerts & Ludwig (1997) im Labor – 100 bis – 150 mV. Steinmann & Shotyk (1997) berechnen Redoxpotentiale von Torf-Porenwässern über die vorliegende Schwefelspeziesverteilung und den pH-Wert und kommen auf Werte um $p_e = -3$, was einem Eh-Wert von rund -200 mV entspricht.²⁴ Die reduzierenden Bedingungen in Torfablagerungen bedingen ähnliche Reaktionen wie in Hausmülldeponien: In Abbildung 58 sind drei Profile aus dem Marschland Norddeutschlands zu sehen. Die Sequenz beinhaltet abwechselnd Überflutungs- und Brackwassersedimente, in die periodisch Torflagen (C-14-Alter: 2.400 bis 7.000 Jahre BP) als Verlandungssediment eingeschaltet sind. Die chemische Zusammensetzung der Torflagen zeigt immer noch das Vorherrschen eines ursprünglich anaeroben Milieus, das sich über Jahrtausende hinweg durch die sehr feinkörnige Abdichtung gegen oben gehalten hat. In den Torflagen sind signifikante Erhöhungen im Schwefelgehalt feststellbar, die auf das Vorliegen im anaeroben Milieu ausgefallener Metallsulfide zurückzuführen sind (Dellwig et al., 2002). Im oberen Bereich der Profile sind die Schwefelgehalte tendenziell niedriger, was auf eine bereits weiter fortgeschrittene Oxidation hindeuten könnte.

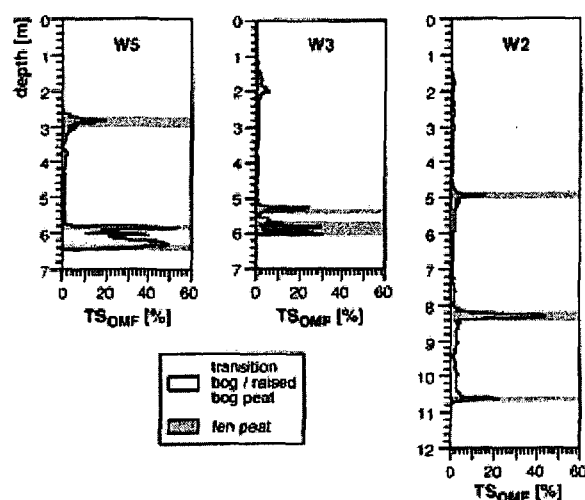


Abbildung 58: Profile von drei Marschablagerungssequenzen mit fossilen Torflagen (aus Dellwig et al., 2002).

Zusätzlich sind in den Torflagen die Schwefelgesamtkonzentrationen (TS – Total Sulphur) bezogen auf die anorganische Masse (OMF organic matter-free) aufgetragen.

Genauso wie die eben beschriebene Redoxreaktion ist die Methanbildung eine Folge der anaeroben Bedingungen. Die Methanbildungsraten natürlicher Torfablagerungen bewegen

²⁴ 1 $p_e = 59,2$ mV (Eh)

sich nach einer Literaturrecherche in Aerts & Ludwig (1997) im Bereich zwischen 0 (vollständig entwässerte Torfe) und 3.000 mg/(m².d); dies entspricht etwa 1 kg/(m².a). Im Mittel bewegen sich die Werte um 0,1 bis 0,2 kg/(m².a). Diese Rate liegt in derselben Größenordnung wie die in der Fallstudie BEWEND (siehe Abschnitt 4.3.4.3) berechnete Methanbildungsrate von Hausmülldeponien Rate nach einigen Jahrzehnten Deponierung (Abbildung 59).

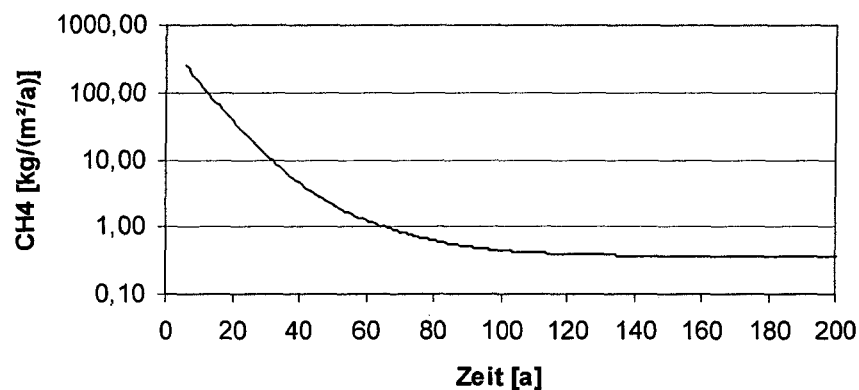


Abbildung 59: Nach Abschnitt 4.3.4.3 berechnete Methanbildungsrate einer Hausmülldeponie (40.000 m² Oberfläche)

Allerdings ist der Vergleich der Methanbildungsraten mit Vorsicht zu bewerten und zwar deshalb, weil nicht das Volumen der Ablagerung sondern – bedingt durch die oft sehr große Ausbreitung von Mooren – nur die Oberfläche in die Maßzahl eingeht. Außerdem ist die oft zu beobachtende Methanoxidation, die in den aeroben Schichten oberhalb der Torfablagerung stattfindet, zu berücksichtigen. Dadurch wird nicht die eigentliche Methanproduktion sondern nur die über die Oberfläche entweichende Methanmenge über die Zeit gemessen. Und drittens ist die Messung von Methanproduktionsraten messtechnisch sehr aufwändig und fehlerbehaftet.

Für Vergleichszwecke ist daher die Angabe von im Labor bestimmten „Halbwertszeiten“ oder Abbaukonstanten²⁵ zielführender. Grosse-Brauckmann (1990) gibt „Zersetzungsintensitäten in tieferen Schichten“ von Torfen mit 0,001 bis 0,02 % pro Jahr an (d.h. $k = 0,00001$ bis $0,00002$ 1/a). Clymo (1984) gibt in einer umfassenden Literaturrecherche $0,00019$ 1/a als Mittelwert für Katotelve an. Yu et al. (2001) führten ebenfalls eine Literaturrecherche durch und kamen auf einen Mittelwert von $0,00016$ 1/a. Mithilfe eines eigens entwickelten Modells

²⁵ Umrechnung „Halbwertszeit“ ($T_{1/2}$) zu Abbaukonstante (k): $T_{1/2} [\text{Zeit}] = \ln(2) / k [1/\text{Zeit}]$

errechneten sie zusätzlich einen Wert von 0,00024 1/a (alle Werte für Katotelm). Für den Akrotelm-Bereich ergab die Literaturrecherche 0,015 1/a und die Berechnung 0,018 1/a. Interessant ist in diesem Zusammenhang auch die Arbeit von Dittmar & Lara (2001), die das Abbauverhalten von Lignin in sulfatreduzierenden Mangroven-Sedimenten untersuchten und auf k-Werte zwischen 0,0023 und 0,0046 1/a kamen. Das heißt, die Halbwertszeit von Lignin in anaeroben Systemen liegt zwischen 150 und 300 Jahren.

Einen Überblick über veröffentlichte k-Werte und „Halbwertszeiten“ für den anaeroben Abbau von Hausmüllkomponenten gibt Ehrig (1991; Tabelle 18).

Tabelle 18: Zusammenstellung von Abbaukonstanten und „Halbwertszeiten“ für den anaeroben Abbau von Hausmüll(komponenten) (aus Ehrig, 1991)

Gut	k-Wert	„Halbwertszeit“	Zitat
	[1/a]	[a]	alle zitiert in Ehrig (1991)
Hausmüll	0,288	2,4	Rettenberger (1978)
Vegetabilien	0,693	1	Hoeks (1983)
Gartenabfälle	0,139	5	Hoeks (1983)
Papier Karton, Textilien, Holz	0,046	15	Hoeks (1983)
Hausmüll	0,1	7	Hoeks & Harmsen (1980)
Küchen- und Gartenabfälle		1,5	Stegmann (1978)
Mäßig abbaubar (Papier)		25	Stegmann (1978)
Vegetabilien, Papier		1-5	Moolenaar (1981)
Gartenabfälle, Karton		5-25	Moolenaar (1981)
Holz		20-100	Moolenaar (1981)
Vegetabilien, Gras	1,84	0,4	Bowerman (1976)
Karton, Papier, Textilien, Holz	1,15	0,6	Bowerman (1976)
Kunststoff	0,115	6	Bowerman (1976)
Vegetabilien		1	Ham et al. (1979)
Papier, Holz, Sträucher		15	Ham et al. (1979)
Andere leicht abbaubare Güter		0,5-10	Ham et al. (1979)
Andere mäßig abbaubare Güter		2-25	Ham et al. (1979)

Aus der Zusammenstellung ist zu erkennen, dass hauptsächlich leicht bis mäßig abbaubare Substanzen untersucht wurden. Dies deshalb, weil diese Komponenten für die kurz-mittelfristige Deponiegasproduktion verantwortlich und daher von unmittelbarem wirtschaftlichem Interesse sind. Die Abbaukonstanten liegen klarerweise Größenordnungen über denjenigen von Torfen und entsprechen auch den in der Fallstudie BEWEND (Abschnitt 4.3.4.3) verwendeten. Wie aber bereits in Abschnitt 5 (Abbildung 33) dargelegt, existiert aber

auch im Hausmüll eine quantitativ nicht zu vernachlässigende Fraktion aus schwer bis sehr schwer abbaubaren Gütern, die zu etwa 60-70 % aus Kunststoffen und 30-40 % Lignin (siehe oben) und anderen natürlichen organischen Substanzen besteht. Diese Fraktion war bisher kaum Gegenstand abfallwirtschaftlicher Untersuchungen, da in der Abfallwirtschaft oft davon ausgegangen wird, Kunststoffe seien allgemein mikrobiell nicht angreifbar. Diese Einschätzung wurde etwa in jüngster Zeit durch Mersiowsky (2002) unterstützt: Er untersuchte PVC-Produkte, die er in Behältern mit Abfall vermischte. Dieses System erwärmte er unter anaeroben Bedingungen über 6 Monate auf 30°C. Das PVC-Polymer blieb unverändert, sehr wohl waren aber Austräge von Stabilisatoren und Additiven festzustellen. Bei einer Temperaturerhöhung auf 60-80°C und aeroben Verhältnissen zeigte sich allerdings ein Masseverlust an dünnen PVC-Verpackungsfolien. Dieses Ergebnis wurde auch durch eine Studie von ARGUS et al. (2000) bestätigt.

Im Bereich der Polymerforschung finden sich einige Belege, die zumindest Anhaltspunkte über die Abbaubarkeit von Kunststoffen in natürlichen Systemen unter verschiedenen Randbedingungen geben. Bereits 1960 wurde von Schwartz (zitiert in Wolters, 1965) eine diesbezügliche Arbeit vorgelegt, in der der Autor zum Schluss kommt, dass vollpolymerisierte Kunststoffe in sehr geringem Ausmaß dem bakteriellen Abbau zugänglich sind. In jüngster Zeit fasste Gu (2003) in einer Übersichtsarbeit den Stand der Forschung auf diesem Gebiet ausführlich zusammen: Demnach sind für Polyether Abbauprozesse sowohl im aeroben als auch im anaeroben Milieu nachgewiesen, für Polyethylen im Falle einer Kombination mit Stärke, für Polypropylen gibt es Hinweise, der Mechanismus ist allerdings noch unklar. Haider & Karlsson (1999) zeigen anhand von Versuchen in Deponiesimulationsreaktoren, dass der Austrag des Stabilisators *Chimassorb 944* aus einer dünnen LDPE-Folie²⁶ nicht nur diffusionsgesteuert sondern auch eine Folge des biologischen Abbaues der LDPE-Matrix ist. Nach Howard (2002) wiederum sind Abbauprozesse in Polyurethan sowohl durch Bakterien als auch durch Pilze und Enzyme nachgewiesen. Miller & Clesceri (2003) geben einen Überblick über in der Literatur ermittelte Abbaukonstanten an Kunststoffen (Tabelle 19).

²⁶ LDPE: Low-Density Polyethylene

Tabelle 19: Zusammenstellung ermittelter Abbauraten für Kunststoffe (aus Miller & Clesceri, 2003)

Material	Abbauraten [1/a]	Testbedingungen
Polyester	0,95	aerob im Boden
Polyester-Folie	2,16	aerob im Boden
LDPE-Folie	0,0005	Kompostierung
LDPE-Folie	0,00012-0,012	Kompostierung
Polyethylen-Folie	0,0003	Boden aerobisiert
Polyethylen-Folie	0,0002-0,0005	Boden aerobisiert
Polyethylen gemahlen	0,0884	aerob im Boden
Polypropylen	0,125	aerob im Boden
Polypropylen	0,25	aerob im Boden
Polystyrol-Folie	0,0125-0,05	Boden
Polystyrol-Folie	0,042-0,091	Aktivschlamm
Vulkanisierter Gummi	1,604	?
Vulkanisierter Gummi	0,01-0,09	0,07 mm Lagen, Boden
Vulkanisierter Gummi	3,6	Dünne Lagen, Boden
Vulkanisierter Gummi	0,602	?
Vulkanisierter Gummi	6,18	?
Gummi-Schicht	0,001-0,09	aerob im Boden
Gummi-Schicht	6,5	Pilze, Boden

Aus der Tabelle ist zu ersehen, dass in aeroben Systemen, wie Böden, die Abbauraten durchaus im Bereich derer von Torfablagerungen liegen.

Ein sehr instruktives Beispiel, das zeigt, unter welchen extremen Bedingungen mikrobielle Prozesse stattfinden können, wurde in jüngster Zeit bekannt. Es konnte gezeigt werden, dass selbst weitgehend stabilisierte und bereits inkohlte organische Substanz auch unter anaeroben Bedingungen noch mikrobiellen Abbauprozessen unterliegt. So setzt sich das Grubengas aus Kohleflözen im Ruhrbecken zu einem nicht unbeträchtlichen, bis dato allerdings noch nicht genau quantifizierten Ausmaß, aus bakteriell gebildetem Gas zusammen, das das ursprünglich vor rund 300 Millionen Jahren gebildete Gas überprägt (Thielemann, 2003; Thielemann et al., 2003).

6.5.4.2 pH-Bedingungen

Der zweite wesentliche, die geochemischen Prozesse beeinflussende Parameter ist der pH-Wert. Dieser liegt in Hausmülldeponien nach der anfänglichen sauren Phase im Bereich von 7

bis 8. Torfablagerungen sind hingegen üblicherweise eher im sauren Bereich. Sofern das Liefergebiet aber carbonatisch ist, können durchaus auch basische Moore entstehen (Tabelle 20). Diese verfügen dann aber über eine wesentlich höhere Pufferkapazität als Hausmülldeponien.

Tabelle 20: Zusammenstellung von pH-Bedingungen in verschiedenen Moortypen (nach Succow, 1988)²⁷

Ökolog. Moortypen	pH-Wert
oligotroph-sauer	< 4,8
mesotroph-sauer	< 4,8
mesotroph-subneutral	4,8 – 6,4
mesotroph-kalkhaltig	6,4 – 8,5
eutroph	3,2 – 7,5

In Zusammenhang mit dem pH-Wert werden vor allem Remobilisierungsprozesse diskutiert, die durch Änderungen im pH-Wert ausgelöst werden können. Die anfänglich in Hausmülldeponien vorherrschende saure Phase mit ihren vergleichsweise hohen Schwermetallemissionen kann als Hinweis darauf gedeutet werden. Für die meisten Metalle bedarf die Remobilisierung aber neben einer pH-Wert-Absenkung auch der Etablierung eines aeroben Milieus in der Ablagerung (siehe Abbildung 35). Flyhammar & Håkansson (1999) zeigen mittels Auslaugexperimenten an anaerob stabilisiertem Abfall, dass es unter aeroben Bedingungen zu keiner nennenswerten Mobilisierung von Schwermetallen kommt. Allerdings wurden die Experimente bei sich einstellenden pH-Werten um 8 durchgeführt. Sie argumentieren, dass die Entstehung eines sauren Milieus hauptsächlich durch den Abbau der anaerob stabilisierten organischen Matrix gesteuert wird. Dieser ginge nach Berechnungen von Bozkurt (1998) so langsam vonstatten, dass in Abhängigkeit vom Sättigungsgrad der Deponie erst nach Jahrtausenden mit sauren Verhältnissen gerechnet werden könne. Andererseits ging in die Berechnung nur der diffusive Sauerstoffeintrag ein. In realen Deponien ist aber, wie schon mehrfach erläutert, mit dem Auftreten bevorzugter Sickerwegigkeiten zu rechnen, über die der Sauerstofftransport dann konvektiv erfolgen würde und damit Aerobisierungsprozesse um Größenordnungen beschleunigt würden. Die Autoren räumen dies auch ein und kommen zum Schluss, dass saure Verhältnisse und folglich eine Mobilisierung von Schwermetallen unter heterogenen Bedingungen auch schon wesentlich früher auftreten können. Im Übrigen sind auch in diesem Zusammenhang alle,

²⁷ oligotroph: nährstoffarm; mesotroph: mittlerer Nährstoffgehalt; eutroph: nährstoffreich

bereits in Abschnitt 4.3.3 dargelegten Einschränkungen für Laborversuche an Abfällen zu berücksichtigen.

Das Phänomen der Mobilisierung von Metallen durch Induzierung von sauren Verhältnissen ist auch aus Torfablagerungen bekannt. Tipping et al. (2003) untersuchen in ihrer Arbeit die Auswirkungen von Trockenwetterperioden auf den Metallaustrag aus Hochmooren, also nur von Regenwasser gespeister Moore. Durch ausgedehnte Trockenwetterperioden kommt es in den untersuchten Mooren immer wieder zu Luftsauerstoffeinträgen und damit einhergehend zu einer Absenkung des pH-Wertes von 4,3 auf 3,3 bis 3,6. Dies bedingt nach der Wiederbefeuchtung durch Niederschläge einen Anstieg der Austräge gelöster Metalle um bis zu eine Größenordnung. Die Senkung des pH-Wertes ist nach Ansicht der Autoren vor allem auf die Oxidation von Metallsulfiden und weniger auf den Abbau organischer Substanz zurückzuführen. Letzteres ist bei Hausmülldeponien aber höchstwahrscheinlich derjenige Prozess, der als entscheidender Protonendonator fungiert, da die Menge an Metallsulfiden in Hausmüll dafür zu gering ist (Belevi & Baccini, 1989).

6.5.4.3 Langfristige Entwicklung der Rahmenbedingungen

Sowohl Abfalldeponien als auch Torfe sind Ablagerungen unter subaerischen Bedingungen. Sie sind daher prinzipiell den in Abschnitt 6.2 dargestellten exogenen Kräften ausgesetzt. Während aber in Torfen durch die Neubildung von Biomasse und die für das Torfwachstum notwendigen Absenkungsprozesse sich Erosion und Akkumulation oft die Waage halten, ist dies bei Deponien nicht der Fall. Ein weiterer großer Unterschied in den Randbedingungen beider Ablagerungstypen ist der Mechanismus, der das anaerobe Milieu aufrechterhält. In Deponien ist dies anfangs die oft wasser- und gasdicht ausgeführte Oberflächenabdeckung sowie die hohe Verdichtung des eingebauten Abfalls, in Niedermoortorfen hingegen der hohe Grundwasserspiegel („dichte Wanne“, siehe Abschnitt 6.4.1). Es stellt sich somit die Frage nach der Dauerhaftigkeit der anaeroben Verhältnisse. Torfe können sich, über C-14-Datierungen belegt, auch noch nach Jahrtausenden unter anaeroben Bedingungen befinden. Im Falle von Hausmülldeponien hingegen ist damit zu rechnen, dass sich im Verlauf von Jahrzehnten bis Jahrhunderten durch eindringenden Luftsauerstoff wieder aerobe Verhältnisse etablieren. Die Länge dieses Zeitraumes lässt sich kaum abschätzen, da er von einer Reihe von Faktoren abhängt (Gasproduktion, Wassersättigung, Vegetation, Luftdruck, Heterogenität des Abfalls etc.). Es ist auch damit zu rechnen, dass dieser Prozess schichtenweise und an bevorzugten Sickerwegen wesentlich rascher abläuft. Als Analogon für die aerobe Phase einer

Hausmülldeponie eignet sich daher Torf nur sehr bedingt. Vielmehr wäre hier der aerobe Akrotelm-Bereich von Torfen geeigneter. Ein weiteres sich anbietendes Analogon ist mit entwässertem, also ebenfalls aeroben Bedingungen unterliegendem Torf gegeben. Da eine Voraussetzung der Torfnutzung die Entwässerung ist, liegen über das Verhalten von entwässertem Torf viele Erfahrungen vor. Durch Entwässerung werden die physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften zum Teil stark verändert. Nach Zeitz (1997) sind vor allem folgende Prozesse zu beobachten:

- (i) senkungsbedingte Verdichtung des Substrates
- (ii) Schrumpfung und Quellung (bei wechselnden Wasserständen)
- (iii) aerobe Humifizierung (Bodenbildung)
- (iv) oxidativer Torfverzehr (Erhitzung bis zu 40°C)
- (v) Lockerung und Durchmischung durch Bodentiere und Bodenbearbeitung
- (vi) Verlagerungs- und Auswaschungsvorgänge

Das Zusammenspiel all dieser Prozesse führt zu einem Höhenverlust der Ablagerung, dem so genannten Moor- oder Torfschwund. Dieser kann bis zu der Hälfte der ursprünglichen Höhe betragen und ist zu ca. 55 % auf den Torfverzehr (aerober Abbau), zu 35 % auf die Kompression (Konsolidierungssetzungen) sowie zu 10 % auf die Schrumpfung zurückzuführen (Mundel, 1969 zitiert in Zeitz, 1997). Für mitteleuropäische Klimaverhältnisse gibt Titze (1992) einen Moorverlust von 0,1-1,0 cm/a bei Grünlandnutzung und von 1,2-2,0 cm/a bei Ackernutzung an. Eggelsmann (1978, zitiert in Zeitz, 1997) zeigt die Abhängigkeit des Torfschwundes von den klimatischen Bedingungen (Abbildung 60).

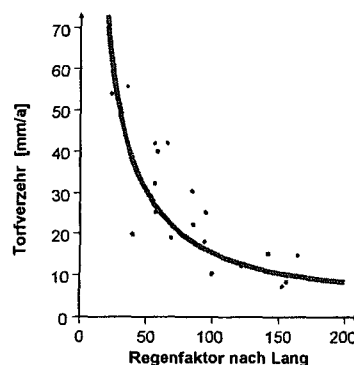


Abbildung 60: Korrelation von Torfverzehr und klimatischen Bedingungen²⁸ (nach Eggelsmann, 1978 aus Zeitz, 1997)

²⁸ Der Regenfaktor nach Lang errechnet sich als Quotient aus dem mittlerem Jahresniederschlag und der mittleren Jahrestemperatur.

Als Maß für den Torfverzehr wird oftmals die Kohlendioxidbildung herangezogen (siehe Abbildung 61). Diesen Zusammenhang belegen auch Haraguchi et al. (2002), die experimentell eine eindeutige Korrelation zwischen Kohlendioxidproduktion und Sauerstoffaufnahme des aerobisierten Substrates ermitteln konnten.

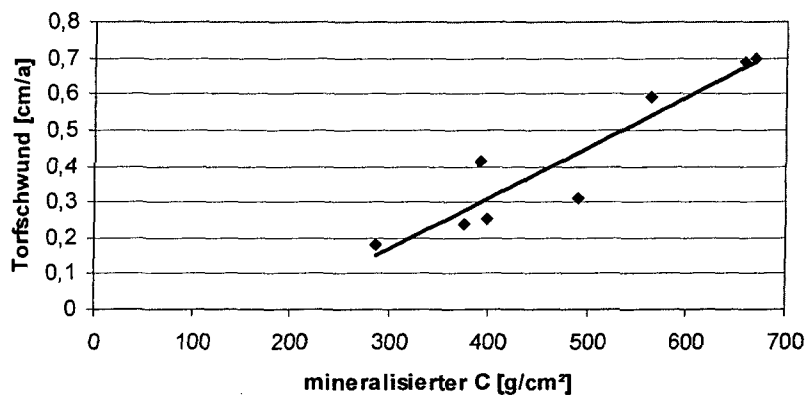


Abbildung 61: Zusammenhang zwischen mineralisiertem Kohlenstoff und Torfschwund (Daten aus Zeitz, 1997)

Glatzel et al. (2003) beschreiben Kohlendioxidausträge und DOC-Konzentrationen im Porenwasser von nebeneinander liegenden Moorabschnitten unterschiedlicher Torf-Abbauzeitpunkte (Abbildung 62). Das naturbelassene Referenzmoor (BOG) wies DOC-Konzentrationen im Porenwasser von 70 mg/l (Median) bei einem CO_2 -Austrag von rund $600 \text{ g C}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ($= 2,2 \text{ kg CO}_2/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$) auf. Der bereits vor zwanzig Jahren abgebaute und trockengelegte Abschnitt des Moores (A) hingegen ist durch wesentlich höhere CO_2 -Austräge ($1.200 \text{ g C}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$) und leicht höhere DOC-Konzentrationen (100 mg/l) gekennzeichnet. Der durch die Entwässerung bedingte Sauerstoffeintrag scheint also die Kohlendioxidproduktion zu erhöhen während die DOC-Konzentration in der wässrigen Phase in etwa gleich bleibt. Relevante Erhöhungen der DOC-Konzentration zeigen sich, zumindest kurzfristig, nur beim aktuellen Torfabbau (H), was wahrscheinlich auf die Störung des gesamten Systems durch den mechanischen Eingriff zurückzuführen ist.

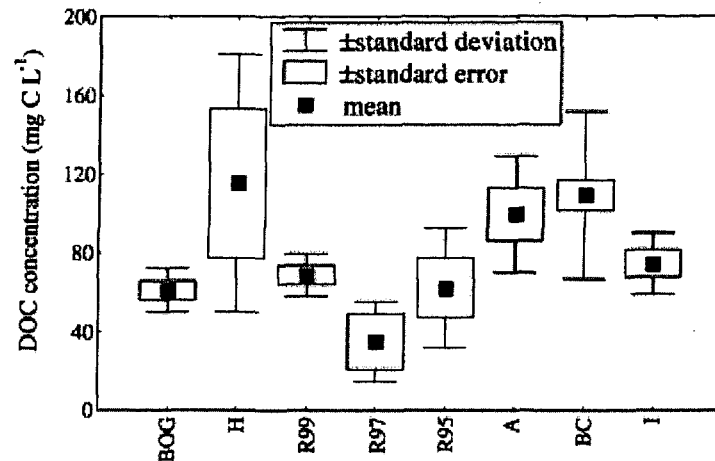


Abbildung 62: DOC-Konzentration im Porenwasser von Torfablagerungen unterschiedlicher Abbaupunkte (aus Glatzel et al., 2003).

BOG: naturbelassenes Referenzmoor; H: aktiver Torfabbau mittels Vakuum-Technik; R99/R97/R95: Ehemalige mittels Vakuum-Technik abgebaute Moore mit Rekultivierungsmaßnahmen seit 1999/1997/1995; A: Seit 20 Jahren verlassener, traditionell abgebauter Abstich mit Entwässerungsgräben und Rücken; BC: wie A, Gräben seit 10 Jahren wiederverfüllt; I: wie BC, aber geflutet

Diese Korrelation ist wiederum nur bedingt auf sehr alten Hausmüll anwendbar, da in Torfen, wie aus Tabelle 15 entnommen werden kann, noch relativ hohe Anteile an leicht abbaubaren Substanzen (Cellulose, Hemicellulose) enthalten sind, die die anfängliche Höhe der Torfschwundes wahrscheinlich hauptsächlich beeinflussen. Erst kurze Zeit entwässerter Torf bietet sich also nur als sedimentologisches Analogon an, da hier analog zu Hausmülldeponien keine weitere Biomassezufuhr stattfindet. Als geochemische Analoga bieten sich bereits in historischer Zeit entwässerte Torfablagerungen sowie der Akrotelm-Bereich von aktiven Mooren an.

Was das langfristige Verhalten von Spurenelementen, also etwa Schwermetallen, betrifft, erscheinen selbst in historischer Zeit entwässerte Torfe als Vergleichsobjekt nicht geeignet, da deren Schwermetallgehalte meist Größenordnungen unter denjenigen im Hausmüll liegen. Als Analoga bieten sich hier beispielsweise mit Schwermetallen kontaminierte Böden an. Dies aus zweierlei Gründen: Erstens liegen aus diesem Bereich zahlreiche Untersuchungen vor und zweitens handelt es sich bei Böden um aerobe Systeme mit geringem Gehalt an Organika. Also genau Bedingungen, wie sie langfristig auch in Hausmülldeponien zu erwarten sind. Allerdings besitzen Böden im Allgemeinen eine sehr hohe Pufferkapazität, die der Etablierung saurer Verhältnisse sehr lange entgegenwirkt. Eine diesbezüglich bemerkenswerte Arbeiten publizierten Tack et al. (1999). Sie bestimmten nicht nur das aktuelle Austragspotential von bestimmten Schwermetallen aus unterschiedlichen Bodentypen,

sondern auch das unter natürlichen Bedingungen mögliche maximale Austragspotential, indem sie nach der Methode von Van der Sloot (1991) die Pufferkapazität künstlich stark verringerten und Auslaugtest bei pH-Werten um 4 durchführten. Dies hat auf die untersuchten Schwermetalle klarerweise unterschiedliche Auswirkungen. Während der Austrag von Cd und Zn sprunghaft ansteigt, verringern sich die Pb- und Cu-Austräge bedingt durch Adsorptions- und Austauschvorgängen an Eisenoxiden, organischem Material und Tonmineralen. Tack et al. (1999) weisen aber ausdrücklich darauf hin, dass dadurch gerade bei Vorliegen von präferentielltem Abfluss nicht unbedingt die ausgetragene Fracht verringert wird, da es zu verstärktem Feststofftransport kommt.

Die Forschungsgesellschaft Joanneum Research untersucht seit einigen Jahren im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung die Umweltauswirkungen und das Rohstoffpotential historischer Bergbauhalden. Am Beispiel des Standortes Oberzeiring konnten sie zeigen, dass die Böden der näheren Umgebung vom historischen Bergbau zum Teil hoch mit Schwermetallen kontaminiert sind. Im Allgemeinen besitzen diese Böden aber eine ausreichende Pufferkapazität, um einen Austrag der Schwermetalle in das Grundwasser zu verhindern. Lokal kommt es aber immer wieder zur Entstehung eines sauren Milieus, wodurch es zu einer Mobilisierung der Schwermetalle kommt (Proske et al., 2002). Detaillierte Ergebnisse sind mit Abschluss der Untersuchungen Anfang des Jahres 2004 zu erwarten.

6.6 Formulierung des Modells

In Tabelle 21 sind die Ergebnisse des vorangegangenen Vergleiches qualitativ zusammengefasst. Aus der Darstellung wird klar, dass ein aus diesem Vergleich zu entwickelndes Emissionsmodell für Hausmülldeponien keine exakten Werte, beispielsweise Höhe von Emissionen oder Angabe von Zeitpunkten, ab wann bestimmte Milieuänderungen auftreten werden, liefern kann (und auch nicht soll). Dazu sind vor allem die hydrogeologischen Eigenschaften zu unterschiedlich. Diese beeinflussen aber Quantität und Qualität von Sickerwasseremissionen entscheidend. Es ist aber sehr wohl möglich, die zukünftige Entwicklungstendenz zu skizzieren und daraus Schlussfolgerungen das Emissionsverhalten betreffend abzuleiten.

Tabelle 21: Zusammenfassende Darstellung des Vergleiches Hausmüll(deponie) vs. Torf(ablagerung)

Eigenschaft	Vergleichbarkeit
Chemische Zusammensetzung	
Matrixelemente	mäßig-gut
Spurenelemente	schlecht
Verbindungen	gut
Sedimentpetrographische Eigenschaften	mäßig
Hydrogeologische Eigenschaften	mäßig
Sedimentologische und geochemische Rahmenbedingungen	
Redox-Bedingungen	gut
pH-Bedingungen	mäßig-gut
Langfristige Entwicklungstendenz*	schlecht

- * Für die langfristige Entwicklungstendenz können aber für das Matrixelement Kohlenstoff in historischer Zeit entwässerte Torfablagerungen herangezogen werden; für Schwermetalle eignen sich kontaminierte Böden.

Zur Abschätzung des Verhaltens von Hausmülldeponien über deren gesamte „Lebensdauer“ erscheint es weiters zweckmäßig, in Abhängigkeit vom betrachteten Zeitraum, mehrere Modellansätze zu kombinieren. In Anlehnung an die vor allem in Deutschland gebräuchliche Bezeichnung der Langzeitphasen einer Deponie (siehe auch Abbildung 5) sind diese in zusammen mit dem jeweilig vorgeschlagenen Modellansatz wiedergegeben (Abbildung 63).

Das Emissionsverhalten in den Phasen I bis III (Hydrolyse, saure Phase, Methanphase) kann sehr gut mit Daten bereits vorhandener Deponien abgeschätzt werden. Dies gilt allerdings nur für die Höhe und den Zeitpunkt der Emissionen. Was das zurückbleibende Emissionspotential betrifft, sind die Einschränkungen betreffend des in Hausmülldeponien vorherrschenden inhomogenen Wasserströmungsfeldes zu berücksichtigen. Das heißt, die maximal austragbare Stoffmenge beträgt kurz- bis mittelfristig nur maximal 30 % der potentiell mobilisierbaren. Obwohl dies in Fellner et al. (2002) nur für leicht lösliche Salze nachgewiesen wurde, ist davon auszugehen, dass dieses Phänomen prinzipiell für alle Stoffe gilt²⁹.

Für Phase IV (ausklingende Methanphase) wird vorgeschlagen, sich für Sickerwasseremissionen an Laborsimulationen zu orientieren. Auch hier gelten die Einschränkungen bezüglich der in Simulationsreaktoren wesentlich homogenen Verhältnisse. Als Anhaltspunkt für gasförmige Emissionen können Werte aus intakten Torfablagerungen herangezogen werden.

²⁹ Van der Sloot et al. (2003) bestätigen dies auch für MVA-Schlackedeponien.

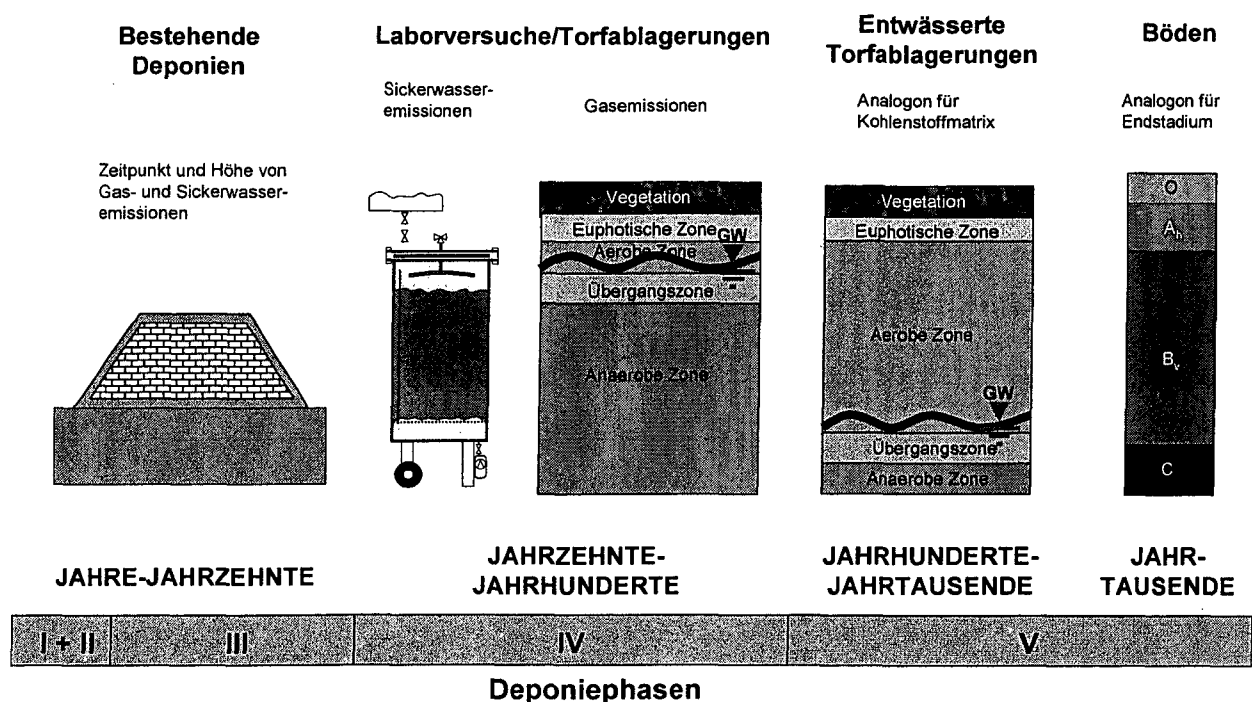


Abbildung 63: In Abhängigkeit der betrachteten Zeiträume vorgeschlagene Modellansätze zur Bestimmung des Verhaltens von Hausmülldeponien

Was schließlich das Verhalten der Kohlenstoffmatrix in der abschließenden aerobe Phase betrifft, die durch das Eindringen von Luftsauerstoff und dadurch wieder beginnenden aeroben Abbau gekennzeichnet ist, wird vorgeschlagen, sich an in historischer Zeit entwässerten Torfablagerungen als sedimentologischem Analogon und dem Akrotelm-Bereich intakter Torfablagerungen als geochemischem Analogon zu orientieren. Für den Bereich der Schwermetalle eignen sich (kontaminierte) Böden als Analogon für Hausmülldeponien. Letztere eignen sich auch als Modellvorstellung für das Endstadium von Hausmülldeponien und somit als Anhaltspunkt in welche Richtung Hausmülldeponien langfristig tendieren.

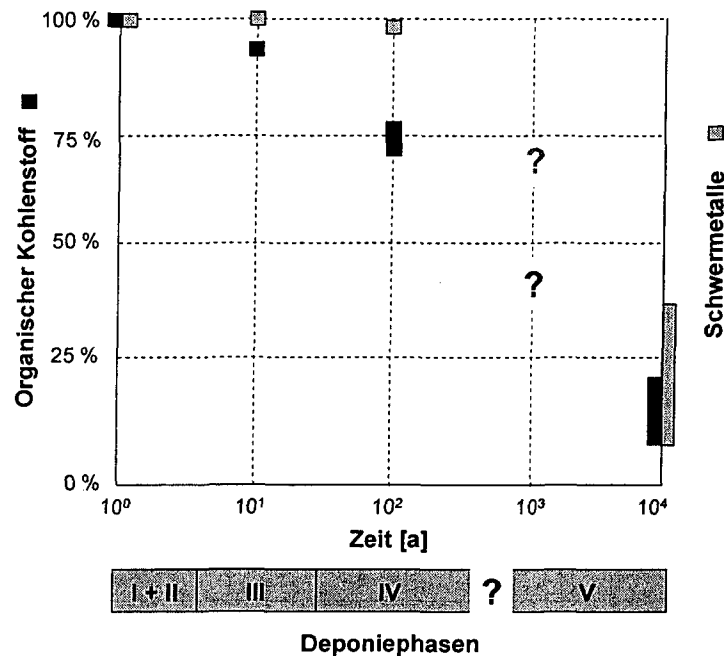


Abbildung 64: Gehalte an organischem Kohlenstoff und Schwermetallen in Bezug auf die ursprünglichen Gehalte. Angegeben sind auch Unsicherheitsbereiche.

Zusammengefasst stellt sich der Austrag bzw. Abbau der organischen Kohlenstoffmatrix sowie von Schwermetallen wie in Abbildung 64 gezeigt dar. Der größte Unsicherheitsbereich liegt im Übergangsbereich von Jahrhunderten zu Jahrtausenden und ist damit zu begründen, dass in diesem Zeitraum mit einer allmählichen Umstellung von einem anaerob-basischen Milieu zu einem aerob-sauren Milieu zu rechnen ist. Das zu erwartende Emissionsgeschehen ist schematisch in Abbildung 65 dargestellt. Die sägezahnartige Ausbildung der Emissionen an leicht löslichen Salzen ist auf die laufende Erschließung neuer präferentieller Sickerwege zurückzuführen, wodurch es immer wieder zu einem abrupten Anstieg der Sickerwasserkonzentrationen kommen könnte. Ähnliches, wenn auch nicht mit einer Kinetik 1. Ordnung, ist für die DOC-Emissionen und auch für die Gasproduktion zu erwarten. Ob die Umstellung auf ein aerobes Milieu Einfluss auf die DOC-Konzentrationen im Sickerwasser hat, kann mit dem jetzigen Wissensstand nicht eindeutig beantwortet werden. Wie im vorigen Abschnitt beschrieben, sind aus abwechselnd gefluteten und trockengelegten Torfablagerungen beide Effekte, sowohl eine Erhöhung als auch eine Verringerung der Konzentrationen, abhängig von der jeweilig vorherrschenden Durchflussdynamik, bekannt.

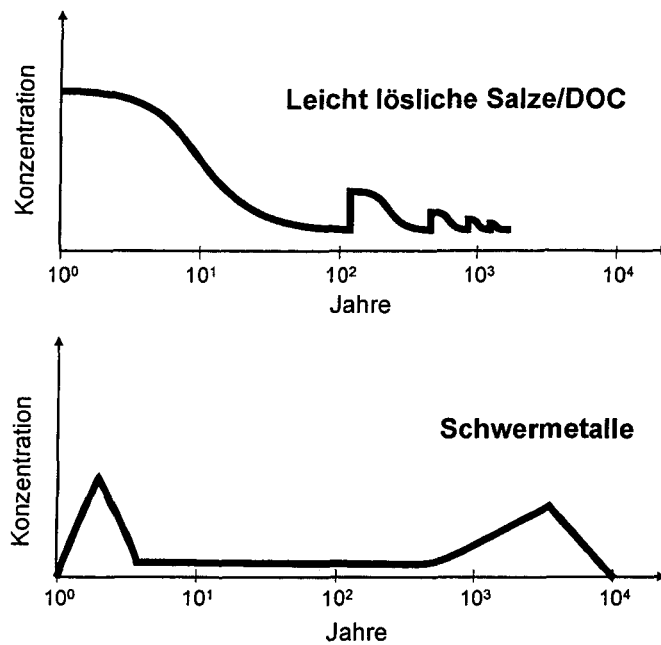


Abbildung 65: Schema der zu erwartenden Emissionen aus Hausmülldeponien

Die Schwermetalle betreffend ist nach Etablierung aerob-saurer Verhältnisse mit einer allmählichen Zunahme der Emissionen zu rechnen, die die Höhe in der anfänglichen sauren Phase sogar übertreffen kann. Allerdings reagieren die einzelnen Schwermetalle höchst unterschiedlich auf wechselnde Redox-Bedingungen und pH-Werte, sodass hier keine allgemein gültigen Aussagen zu treffen sind. Weiters ist mit einem schichtweisen Vordringen der Redox- und pH-Front zu rechnen, am schnellsten erfolgt das Vordringen an präferentiellen Sickerwegen.

7 ANWENDUNG DES MODELLS

Im Folgenden wird versucht, das im vorigen Abschnitt formulierte Modell auf eine fiktive Modelldeponie anzuwenden. Dazu wird ein stofflich genau definierter Abfall in einer nach DeponieV (1996) errichteten Deponie mit geologisch und hydrogeologisch definiertem Umfeld eingelagert und klimatischen Verhältnissen ausgesetzt, wie sie für Österreich typisch sind.

7.1 Definition einer Modelldeponie und der Randbedingungen

Die Modelldeponie mit der in Abbildung 66 wiedergegebenen Geometrie wird bautechnisch nach DeponieV (1996) ausgeführt und besitzt eine dreilagige mineralische Dichtungsschichte folgender Charakteristik:

- Gesamtmächtigkeit: 0,75 m
- k_f -Wert (in-situ): $1,0E-09$ m/s
- Tongehalt 20 M-%
- Tonmineralgehalt in der Tonfraktion: 50 M-%
- Kationenaustauschkapazität: 50 meq/100 g (angenommener Wert nach Radlinger, 1997)
- Verfügbarkeit für Schwermetalle: 40 % der potentiellen Austauschplätze (angenommener Wert)

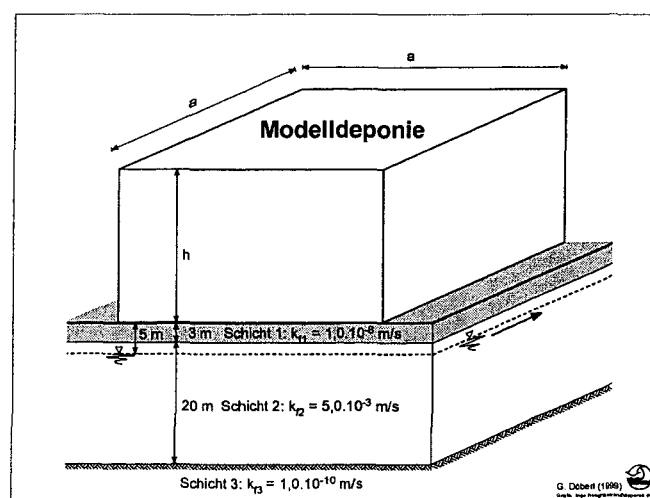


Abbildung 66: Geometrie und Untergrundverhältnisse der Modelldeponie (aus Brunner et al., 2001)

Der Deponieuntergrund wird wie folgt definiert (Abbildung 66):

- Abstand OK Rohplanum - HGW: 5 m (Durchschnitt der 60 Hausmülldeponien in Österreich nach UBA, 1998)
- Durchlässigkeit des Untergrundes der Modelldeponie
Schicht 1: $k_{f1} = 1,0E-08$ m/s (Mindestanforderung gemäß §13(1) DeponieV)
Schicht 2: $k_{f2} = 5,0E-03$ m/s (angenommener Wert)
Schicht 3: $k_{f3} = 1,0E-10$ m/s (angenommener Wert)
- Mächtigkeit der einzelnen Schichten im Untergrund der Modelldeponie:
Schicht 1: $M_1 = 3$ m (Mindestanforderung gemäß §13(1) DeponieV)
Schicht 2: $M_2 = 20$ m (angenommener Wert)
Schicht 3: M_3 unbestimmt
- Tongehalt der Schicht 1: 20 M-%
- Tonmineralgehalt in der Tonfraktion der Schicht 1: $TM = 50$ %
- Kationenaustauschkapazität in Schicht 1: $KAK = 50$ meq/100 g
- Verfügbarkeit für Schwermetalle: 40 % der potentiellen Austauschplätze
- Grundwassergefälle in Schicht 2 (Grundwasserleiter): $I = 0,0025$ (2,5 ‰; angenommener Wert)

Aufgrund des natürlichen Untergrundes (sandig-kiesiger quartärer Aquifer), der einen für Österreich typischen Deponiestandort charakterisieren soll, muss die in der DeponieV (1996) vorgeschriebene „Geologische Barriere“ künstlich hergestellt werden. Diese 3 m mächtige Schicht weist einen Durchlässigkeitsbeiwert von $1,0E-08$ m/s auf und besitzt dieselbe Kationenaustauschkapazität wie die mineralische Basisabdichtung³⁰.

Diese Modelldeponie wird mit Abfall, dessen Zusammensetzung in Tabelle 22 und Tabelle 23 („Restmüll“) wiedergegeben ist, befüllt. Die Gesamtmenge entspricht der in Österreich im Jahre 1999 unbehandelt deponierten Restmüllmenge von 665.000 t. Die Deponiehöhe wird mit 25 m begrenzt, daraus ergibt sich eine Deponiefläche von rund 30.000 m². Die Abfalldichte wird mit 0,9 t/m³ angenommen.

³⁰ Annahme, obwohl in der DeponieV (1996) nicht vorgeschrieben.

Tabelle 22: Stoffliche Zusammensetzung des Abfalls („Restmüll“) in der Modelldeponie

	Fehring et al. (1997)		Fehring et al. (1997)
	[mg/kg FS]		[mg/kg FS]
Kohlenstoff	260.000*	Cadmium	8,0
Stickstoff	5.100	Quecksilber	1,2
Schwefel	2.900	Blei	590
Chlor	6.400	Zink	800
Wassergehalt	270.000 **		

* in Brunner et al. (2001) neu berechnet in Anlehnung an Neumayer (1999)

** neu berechnet gegenüber Fehring et al. (1997) in Baumeler et al. (1998)

Tabelle 23: Chemische Zusammensetzung der Kohlenstoffmatrix in der Modelldeponie

	Anteil im Restmüll	Anteil an der Fraktion	Wassergehalt	C-Gehalt	C-Gehalt	Halbwertszeit	Gewichtete Halbwertszeit
	1)	2)	3)	4)	5)	6)	7)
	[% FS]	[% FS]	[%]	[mg/kg TS]	[mg/kg FS]	[a]	[a]
Leicht abbaubar							
Kohlehydrate	9,0	28,1	27,0	400.000	292.000	0,5	0,14
Hemicellulose	7,0	21,9	27,0	440.000	321.200	2,5	0,55
Cellulose	16,0	50,0	27,0	444.000	324.120	8	4,00
Summe	32,0	100,0					4,69
Schwer abbaubar							
Proteine	3,0	60,0	27,0	520.000	379.600	13	7,80
Fette, Harze, Wachse	2,0	40,0	27,0	600.000	438.000	10	4,00
Summe	5,0	100,0					11,80
Sehr schwer abbaubar							
Kunststoffe	19,0	73,1	27,0	800.000	584.000	4.800	3.507,69
Lignin	7,0	26,9	27,0	675.000	492.750	300	80,77
Summe	26,0	100,0					3.588,46
Nicht abbaubar							
Metall	10,0	27,0		0	0	-	-
anorg. Papierhilfsmittel	7,0	18,9		0	0	-	-
anorg. Kunststoffadditive	3,0	8,1		0	0	-	-
Mineralische Bestandteile	13,0	35,1		0	0	-	-
Asche	4,0	10,8		0	0	-	-
Summe	37,0	100,0					
Gesamtsumme	100,0						
1) leicht adaptiert nach Neumayer (1999)							
2) Rechnerischer Durchschnittswert							
3) Neumayer (1999)							
4) nach Neumayer (1999); Kunststoffe neu berechnet nach Miller & Clesceri (2003); Lignin nach Dittmar & Lara (2001)							

Laut offizieller Wasserbilanz betrug der jährliche mittlere Niederschlag für die Jahre 1961-1990 in Österreich 1.170 mm und die mittlere Verdunstung im selben Zeitraum 516 mm (BMLFUW, 2003). Die Berechnung der Sickerwassermenge erfolgt unter Vernachlässigung des Oberflächenabflusses sowie unter der Annahme stationärer Verhältnisse.

Für die Berechnung werden die in Abschnitt 4.3.4.2 diskutierten einfachen mathematischen Modelle analog der in Abschnitt 4.3.4.3 vorgestellten Fallstudie BEWEND herangezogen.

7.2 Ergebnisse und Diskussion

7.2.1 Gasemissionen

Vom Umweltstandpunkt sind bei den gasförmigen Emissionen kurz- und mittelfristig nur Methanemissionen relevant, da die meisten Kohlendioxidemissionen auf biogene Quellen zurückzuführen sind und daher als nicht treibhausrelevant gelten.

In einem ersten Schritt wurde das Gasbildungspotential nach der in Abschnitt 4.3.4.3 vorgestellten Methode berechnet (Tabelle 24).

Tabelle 24: Berechnetes Gasbildungspotential der Modelldeponie

Gesamtinput	665.000 t							
	Input Deponie	C-Menge	TK Gas	CH ₄ +CO ₂	Gasbildungs-potential	CH ₄ -Bildungs-potential	CO ₂ -Bildungs-potential	C-Menge Siwa
	[t]	[t]		[t C]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[t]
Leicht abbaubar								
Kohlehydrate	59.850	17.476	0,9985	17.450	32.579.123	17.918.518	14.660.605	26
Hemicellulose	46.550	14.952	0,9985	14.929	27.873.250	15.330.287	12.542.962	22
Cellulose	106.400	34.486	0,9985	34.435	64.289.470	35.359.208	28.930.261	52
Summe	212.800	66.914		66.814	124.741.843	68.608.014	56.133.829	100
Schwer abbaubar								
Proteine	19.950	7.573	0,9985	7.562	14.117.620	7.764.691	6.352.929	11
Fette, Harze, Wachse	13.300	5.825	0,9985	5.817	10.859.708	5.972.839	4.886.868	9
Summe	33.250	13.398		13.378	24.977.328	13.737.530	11.239.798	20
Sehr schwer abbaubar								
Kunststoffe	126.350	73.788	0,9985	73.678	137.556.298	75.655.964	61.900.334	111
Lignin	46.550	22.938	0,9985	22.903	42.760.099	23.518.055	19.242.045	34
Summe	172.900	96.726		96.581	180.316.398	99.174.019	81.142.379	145
Gesamtsumme	418.950	177.039				181.519.563	148.516.006	266
Kohlenstoffgehalt	364.690	[mg/kg TS]						
	266.224	[mg/kg FS]						

Um die tatsächlichen Gasemissionen zu berechnen, müssen die beiden obenstehenden Tabellen miteinander verknüpft werden. Allerdings ist zu beachten, dass kurz- und mittelfristig aufgrund des heterogenen Strömungsfeldes nur rund 30 % des Deponiekörpers für potentielle Emissionen zur Verfügung stehen, das heißt von den rund 70 Mio. m³ Methanbildungspotential aus leicht abbaubaren Substanzen würden theoretisch kurz- und mittelfristig nur 30 % emittiert. Dieses reduzierte Potential wäre nach 50 Jahren praktisch zur Gänze erschöpft; 23 Mio. m³ wären emittiert, das entspräche etwa 35 m³/t Input und im Mittel somit ca. 0,7 m³/(t.a). Aufgrund des Anfangswassergehaltes von rund 30 % ist aber damit zu rechnen, dass mehr als 1/3 der Kohlenstoffmasse kurz- und mittelfristig biologisch umgesetzt werden können; in einem ersten Ansatz etwa 50 %. Auch das dann zur Verfügung stehende Potential wäre nach etwa 50 Jahren fast erschöpft. Die emittierten 35 Mio. m³ entsprechen etwa 50 m³/t Input oder 1 m³/(t.a).

Diese Werte erscheinen sehr nieder, mittels bestehender Gasprognosemodelle werden im Allgemeinen viel höhere Werte errechnet. Beispielsweise errechnen sich aus der in der Praxis häufig angewandten Formel nach Tabasaran & Rettenberger (1987) Gasmengen von über $100 \text{ m}^3/\text{t}$, auf die Entgasungsanlagen dann ausgelegt werden. Allerdings stimmt die voranstehend genannte Rate von $1 \text{ m}^3/(\text{t.a})$ mit der an bestehenden Deponien gemessenen (nach Fellner et al., 2003b: ca. $1,5 \text{ m}^3/(\text{t.a})$) relativ gut überein. Damit kann aber auch gezeigt werden, dass nach 30 Jahren – diese Zeitspanne wird oft als die maßgebliche für Deponiegasemissionen angesehen – noch ein beträchtliches Methanbildungspotential in der Deponie enthalten ist: rund die Hälfte des gesamten Methanbildungspotentiales wurden noch gar nicht emittiert. Nach Bildung neuer präferentieller Sickerwege – die Modellvorstellung dazu wurde in Abschnitt 6.2.2.2 diskutiert – ist aber jedenfalls mit einer vollständigen Emission dieses durch den Abbau leicht abbaubarer Substanzen entstehenden Methans zu rechnen. Diese Erkenntnis ist umso bedeutender, als diese langfristig auftretenden Methanemissionen in geringen Raten zu erwarten sind, und daher kaum mehr von einer Gaserfassung erfasst werden können, sofern diese dann überhaupt noch existiert.

Langfristig sind betreffend die Deponiegasemissionen drei Phänomene zu erwarten:

- (i) Emission des kurz- und mittelfristig zurückgebliebenen Methanbildungspotentiales (siehe Vorabschnitt)
- (ii) Eindringen von Luftsauerstoff und Etablierung aerober Verhältnisse
- (iii) Aerober Abbau der Restorganik unter Bildung von Kohlendioxid und Wasser

Während (i) vermutlich parallel zu (ii) im Bereich von Jahrhunderten abläuft, ist Phänomen (iii) wahrscheinlich ebenfalls parallel zu (ii) beginnend, durch die lange „Halbwertszeit“ von Kunststoffen noch im Bereich von Jahrtausenden relevant. Umgelegt auf obiges Anwendungsbeispiel ergibt sich folgendes Bild (Abbildung 67): Im Vergleich zu Abbildung 34 ist vor allem zu erwähnen, dass sich bei Berücksichtigung der Deponieheterogenität im zu erwartenden Emissionsgeschehen eine Abkopplung von der Abbaubarkeit der Kohlenstoffpools ergibt: Auch primär leicht abbaubare Verbindungen spielen langfristig eine bedeutende Rolle. Hinzuweisen ist auch auf die Treibhausrelevanz des aus fossilen Quellen (Kunststoffe) stammenden Kohlendioxids, das sich langfristig bildet. Wie viel des Restkohlenstoffs auch tatsächlich emittiert werden wird, ist stark von den klimatischen Verhältnissen abhängig. Unter Annahme langfristig homogener Verhältnisse und unter Berücksichtigung der in Tabelle 23 angegebenen „Halbwertszeiten“ für die sehr schwer

abbaubaren Verbindungen, lässt sich errechnen, dass dieser Kohlenstoffpool im Betrachtungszeitraum von 10.000 Jahren theoretisch zu ca. 80 % in Form von Kohlendioxid emittiert werden könnte.

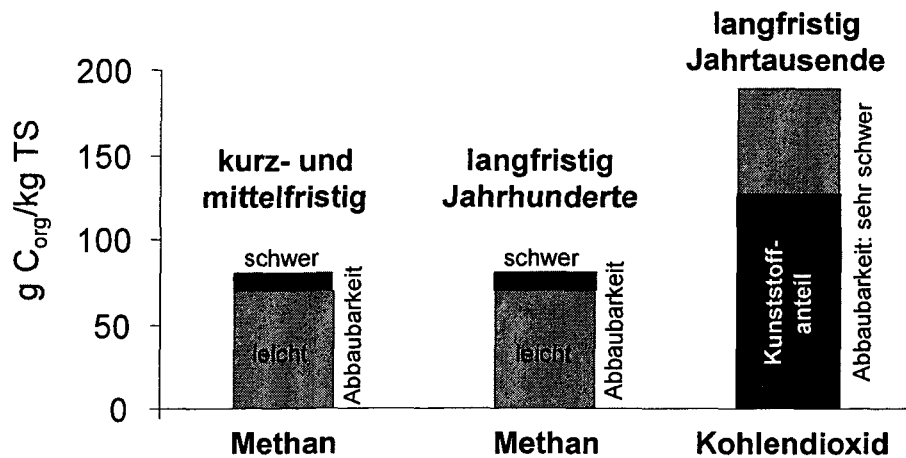


Abbildung 67: Kohlenstoffpools und ihre emittierte Spezies unter Berücksichtigung der Deponieheterogenität

Umgelegt auf das Berechnungsbeispiel ergeben sich folgende Emissionsfrachten:

Kurz- und mittelfristig: 20 Gg Methan aus leicht und schwer abbaubaren Substanzen
500 Gg Kohlendioxidäquivalente

Langfristig (Jahrhunderte): 20 Gg Methan aus leicht und schwer abbaubaren Substanzen
500 Gg Kohlendioxidäquivalente

Langfristig (Jahrtausende): 300 Gg Kohlendioxid aus sehr schwer abbaubaren Substanzen,
davon 200Gg aus fossilen Quellen

Während die kurz- und mittelfristig gebildeten Methanemissionen durch entsprechende Einrichtungen erfasst und behandelt werden kann, gehen die sich langfristig bildenden Emissionen diffus durch die Oberflächenabdeckung in die Atmosphäre und tragen zum anthropogenen Treibhauseffekt bei. Ein Mechanismus der dem entgegen wirkt ist die mikrobielle Methanoxidation in der Oberflächenabdeckung. Auf eine Quantifizierung dieser wird an dieser Stelle verzichtet. Für eine Zusammenstellung aktuell gemessener Methanoxidationsraten siehe Fellner et al. (2003b).

7.2.2 Emissionen leicht löslicher Salze

Prinzipiell gelten alle Überlegungen bezüglich des Einflusses von Deponieheterogenitäten auf die zu erwartenden Emissionen, die in den vorangegangenen Abschnitten für das Deponiegas diskutiert wurden, auch für Sickerwasseremissionen. Für die Emission leicht löslicher Salze, hier dargestellt am Beispiel Chlorid, hat dies folgende Auswirkungen:

Nach Morgan (2002) setzt sich der Chlorgehalt im Restmüll wie in Abbildung 68 dargestellt zusammen. Die Hauptkomponenten Kunststoffe (PVC und sonstige) und Kochsalz tragen zum Gesamtchlorgehalt rund 90 % bei, daher beziehen die weiteren Überlegungen nur diese drei Güter ein. Während das Chlor aus dem Kochsalz bei Anwesenheit von Wasser kurzfristig in Form des Chloridions mobilisierbar ist, ist das Chlor in den Kunststoffen erst langfristig im Zusammenhang mit dem mikrobiellen Abbau der Kunststoffe selbst mobilisierbar (Abbildung 69).

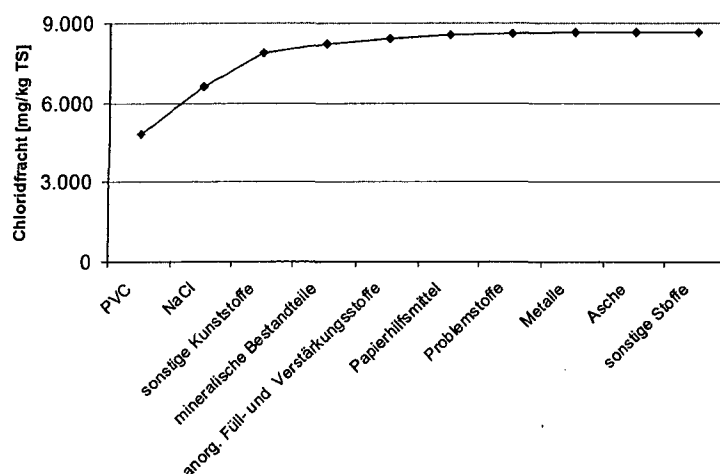


Abbildung 68: Beitrag einzelner Stoff- und Gütergruppen zum Chlorgehalt im Restmüll. Gesamtgehalt: rund 8.700 mg/kg TS (Daten nach Morgan, 2002)

Es kann also davon ausgegangen werden, dass langfristig nahezu die gesamte im Deponiekörper enthaltene Chlorfracht als Chlorid emittiert wird. Wiederum können die kurz- und mittelfristig auftretenden Emissionen einer Sickerwasserreinigung zugeführt werden. Langfristig ist zu erwarten, dass die Chloridfracht ins Grundwasser gelangt und über dieses abtransportiert wird. Ob diese Fracht umweltkompatibel ist, hängt in erster Linie vom Verdünnungspotential des Grundwasserkörpers ab. Im konkreten Fall der Modelldeponie, käme es im hydrogeologisch definierten Grundwasserstrom kurz- und mittelfristig zu keiner

Überschreitung des in der Grundwasserschwellenwertverordnung (GSwV, 1991) festgelegten Grenzwertes für die Chloridkonzentration von 60 mg/l.

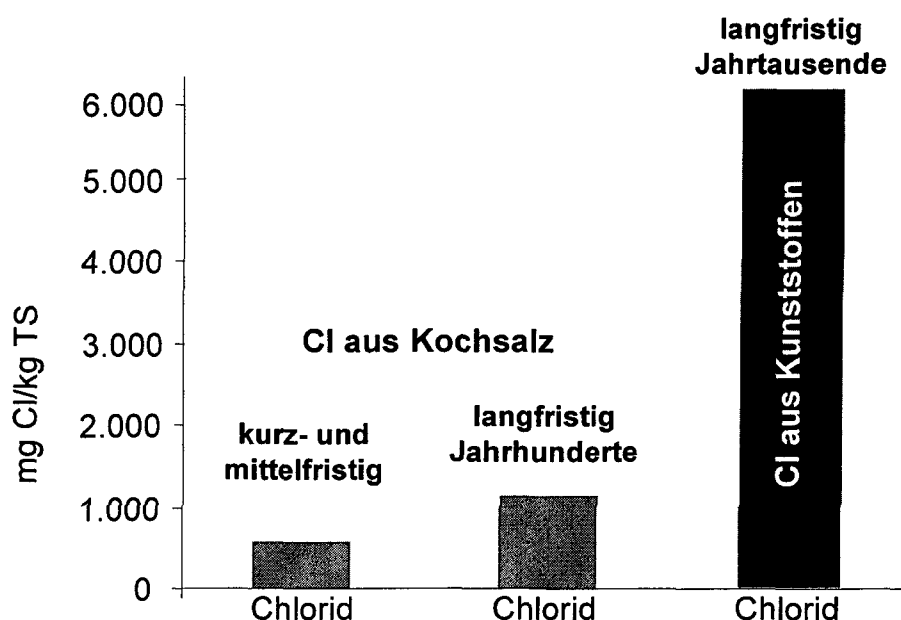


Abbildung 69: Chlorpools und Chloridemissionspotential unter Berücksichtigung der Deponieheterogenität

7.2.3 Schwermetallemissionen

Im Gegensatz zu leicht löslichen Salzen, deren Austrag hauptsächlich auf Lösung und konvektivem Transport im Deponiekörper beruht, hängt die Mobilisierbarkeit von Schwermetallen hauptsächlich von den physikalisch-chemischen Rahmenbedingungen ab. Da sich aber, wie in Abschnitt 6.5.4.3 dargelegt, diese Rahmenbedingungen langfristig in eine Richtung bewegen (aerob und sauer), die allgemein die Mobilität der meisten Schwermetalle erhöht (siehe auch Abbildung 35), soll an dieser Stelle überprüft werden, wie sich eine nahezu vollständige Mobilisierung auf den Deponieuntergrund auswirkt:

Werden 90 % der in Tabelle 22 angeführten Schwermetalle Zn, Pb, Cd und Hg langfristig emittiert, so entspricht dies etwa $5,0E+09$ meq. Die Kationenaustauschkapazität der definierten mineralischen Basisabdichtung sowie der künstlich errichteten „Geologischen Barriere“ liegt mit etwa $4,5E+09$ meq in derselben Größenordnung. Das heißt, prinzipiell könnten alle betrachteten Schwermetalle im Deponieuntergrund aufgenommen und potentiell immobilisiert werden, sofern dieser einigermaßen homogen ist und gleichmäßig durchströmt wird. Höchstwahrscheinlich tritt aber auch im Deponieuntergrund das Phänomen

präferentiellen Abflusses auf, sodass nicht mit einer gleichmäßigen Durchströmung zu rechnen sein wird. Aber selbst wenn der Untergrund nur zum Teil homogen durchflossen wird, zeigt sich die große Bedeutung eines geeigneten Deponieuntergrundes nicht nur als hydraulische Barriere sondern auch im Sinne einer geochemischen Barriere. Nochmals sei darauf hingewiesen, dass für die in der DeponieV (1996) festgelegte „Geologische Barriere“ kein Mindesttonmineralgehalt vorgeschrieben ist. Außerdem gibt es in jüngster Zeit immer wieder Diskussionen, diesen Mindestgehalt auch für die mineralische Basisdichtung aus der Verordnung zu streichen, um z. B. auch Waschschlämme aus der Kiesgewinnung als Dichtungsmaterial zulassen zu können. Kiese stammen in Österreich oftmals aus carbonatdominierten Liefergebieten. Da die daraus anfallenden Schlämme aber ebenfalls fast ausschließlich carbonatischer Zusammensetzung sind und damit ihr Tonmineralgehalt praktisch Null ist (vgl. etwa Millen et al., 1998), würde die Funktion der Basisabdichtung Schwermetallionen dauerhaft binden zu können vollständig verloren gehen.

8 ZUSAMMENFASSUNG, SCHLUSSFOLGERUNGEN UND EMPFEHLUNGEN

8.1 Inhaltliche Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die vorliegende Arbeit hatte zum Ziel (i) unterschiedliche Methoden zur Bestimmung des langfristigen Verhaltens von Hausmülldeponien zu evaluieren, kritisch zu hinterfragen und Wissenslücken aufzuzeigen. Darauf aufbauend wurde (ii) eine Methode zur Abschätzung des langfristigen Deponieverhaltens entwickelt, die auf der geologisch-geochemischen Analyse natürlicher Analoga und dem Rückschluss auf Hausmülldeponien beruht. Zuvor war es notwendig die zeitliche Systemgrenze für derartige Betrachtungen festzulegen. Dies erfolgte ebenfalls mit einem Analogon, im Konkreten einer mehrere Tausend Jahre alten Bergbauhalde, die neben Verhüttungsschlacken und Erzresten auch organisches Material enthält und selbst noch nach diesen langen Zeiträumen potentielle Schadstoffe in die Umwelt emittiert. Die zeitliche Systemgrenze für die vorliegende Arbeit wurde daher mit 10.000 Jahren festgelegt. Längere Zeiträume zu betrachten, erscheint aufgrund der dann in gemäßigten Breiten verstärkt wirksam werdenden exogenen Kräfte (z. B. Erosion) nicht sinnvoll.

ad (i): Als Methoden zur Bestimmung des langfristigen Deponieverhaltens wurden untersucht:

- Analyse bestehender Deponien im Maßstab 1:1
- Laborversuche (Deponiesimulationsreaktoren und Leachingexperimente)
- Mathematische und geochemische Modellierung

Beobachtungen an bestehenden Deponien bieten den Vorteil „natürlicher“ Verhältnisse, einerseits den Maßstab, andererseits die unmittelbare Versuchsdurchführung betreffend. Dem steht der große Nachteil des kurzen Beobachtungszeitraumes gegenüber sowie die Schwierigkeit die Randbedingungen ausreichend genau zu erfassen. Dies gilt umso mehr je älter die betrachtete Deponie ist.

Versuche in Deponiesimulationsreaktoren (DSR) haben den Vorteil des Zeitraffereffektes sowie genau bekannter bzw. zu definierender Randbedingungen. Als wesentliche Nachteile sind aber die Schwierigkeit langsam ablaufende Prozesse abzubilden sowie der bei der Übertragung auf reale Deponien auftretende und bis jetzt noch nie quantifizierte Maßstabseffekt zu sehen.

Mathematische Modelle, darunter werden hier sowohl hydraulische als auch geochemische verstanden, eignen sich gut langfristige Deponieprozesse darzustellen. Auch langfristige Änderungen im Ablagerungsmilieu sind prinzipiell relativ einfach abbildbar, doch stellt sich die Frage, welche langfristigen, primär im Modell nicht enthaltenen Schlüsselprozesse in das Modell miteinbezogen werden müssen, um die natürlichen Gegebenheiten auch bestmöglich abbilden zu können. Die möglichst sichere qualitative – und soweit möglich – auch quantitative Identifizierung dieser Schlüsselprozesse war letztlich auch der Grund, warum in jüngerer Zeit nach ergänzenden Möglichkeiten gesucht wurde, die langfristigen Prozesse in Deponien vorherzusagen.

Zusammengefasst bleiben durch Anwendung der drei oben genannten Möglichkeiten, das langfristige Verhalten von Hausmülldeponien zu erfassen, drei Fragen offen:

- Was geschieht langfristig mit der Kohlenstoffmatrix des Abfalls?

Diese Frage kann für sich alleine stehend insofern nicht endgültig beantwortet werden, als die Dynamik des zukünftigen Kohlenstoffaustrages ganz wesentlich von den in der Ablagerung herrschenden physikalisch-chemischen Bedingungen abhängt. Die zweite Wissenslücke kann daher folgendermaßen festgehalten werden:

- Bleiben die Bedingungen in Deponien, die kurz- bis mittelfristig vorliegen, auch über lange Zeiträume stabil? Und falls nicht: In welche Richtung verändern sich diese Bedingungen?

Aus dieser Frage lässt sich unmittelbar die dritte, in diesem Zusammenhang offene Frage ableiten. Geänderte Randbedingungen, z. B. ein Wechsel in den pH- oder Redoxbedingungen, führen nicht nur zu einem veränderten mikrobiologischen

Abbauverhalten sondern auch zu einem geänderten Mobilisierungsverhalten anderer Stoffe, etwa von Schwermetallen. Die Menge an Schwermetallen im Deponiekörper beträgt selbst nach Jahrzehnten der Deponierung noch beinahe 100 % der Ausgangsmenge. Schwermetalle sind zudem diejenige Stoffgruppe, die ganz besonders sensibel auf Änderungen chemisch-physikalischer Rahmenbedingungen reagiert.

- Wie verhalten sich andere in Deponien enthaltenen Stoffe, insbesondere Schwermetalle langfristig?

ad (ii): Als die für die langfristige Entwicklung für Hausmülldeponien im Bereich von Jahrhunderten am besten geeignete Analoga haben sich Torf und Torfablagerungen (Niedermoore) herausgestellt. Sie sind sowohl was die chemische Zusammensetzung der Matrix als auch das Vorherrschen eines anaeroben Milieus betrifft, ähnlich zu in Deponien abgelagertem Hausmüll. Die abweichenden hydraulischen Eigenschaften schränken aber die Anwendbarkeit des Vergleiches ein, da Wassergehalt und Wasserverteilung ganz wesentlich das Verhalten beider Ablagerungen beeinflussen. Nichtsdestotrotz lassen sich in Torfablagerungen ähnliche Prozesse beobachten, wie sie auch in Hausmülldeponien auftreten; im Matrixbereich etwa der anaerobe Abbau organischer Substanzen und im Spurenelementbereich etwa Fällungsreaktionen von Schwermetallen.

Über das Studium des Analogons Torfablagerung lassen sich aber nicht die im Bereich von Jahrtausenden zu erwartenden Prozesse in Hausmülldeponien ableiten. Der Grund dafür ist im Mechanismus zu suchen, der das anaerobe Milieu aufrechterhält. Im Falle von Hausmülldeponien sind dies die hohe Verdichtung des Abfalls sowie die meist dicht ausgeführte Oberflächenabdeckung. Anders bei Torfablagerungen (Niedermooren): Hier ist es der hohe Grundwasserstand, der das Eindringen von Luftsauerstoff verhindert. Während letztere Konstellation erwiesenermaßen über Jahrtausende stabil bleibt, ist im Falle von Hausmülldeponien mit einer allmählichen Etablierung aerober Verhältnisse im Zeitraum von Jahrhunderten zu rechnen. Auf die dadurch ausgelösten Prozesse – verstärkter Abbau der Restorganik und Remobilisierung von Schwermetallen – kann sehr gut durch das Studium entwässerter

Torfablagerungen rückgeschlossen werden. Letztlich kann das sich langfristig entwickelnde „Endstadium“ von Hausmülldeponien mit dem Analogon Boden beschrieben werden. Dies impliziert, dass nach Jahrtausenden die ursprünglich im Hausmüll enthaltene organische Substanz, inklusive der Kunststoffe, weitgehend abgebaut wird, und dass es weiters zu einem beträchtlichen Schwermetallaustrag kommen kann.

Ein wesentliches, sowohl das kurz- wie auch das mittel- und langfristige Emissionsverhalten beeinflussendes Phänomen ist die Heterogenität der Wasserströmung in Hausmülldeponien. Diese Heterogenität ist auf den lagenweisen Einbau des Abfalls, auf das Vorhandensein interner Stauhorizonte (Kunststofffolien) und auf technische Einbauten (etwa Gasbrunnen) zurückzuführen. Die Heterogenität manifestiert sich analog zu Karstwassersystemen in zwei Abflussregimes – einem Matrixbereich und präferentiellen Sickerwegen. Dies bedingt, dass kurz- und mittelfristig nur ein kleiner Teil der Deponie vermehrt mit Wasser in Berührung kommt, und daher nur die unmittelbare Umgebung der Sickerwege am Metabolismus der Deponie teilnimmt. Die präferentiellen Sickerwege sind kurz- und mittelfristig in ihrer Lage stabil, langfristig kann aber – wiederum in Anlehnung an das Analogon Karstwassersystem – nicht damit gerechnet werden. Dadurch kommt es zur paradoxen Situation, dass die Emission primär leicht abbaubarer respektive leicht löslicher Substanzen auch langfristig eine Rolle spielt, indem neue Teile der Deponie durch Sickerwege erschlossen werden. Details zur Phänomenologie und mathematischen Modellierung des Wasserflusses in Hausmülldeponien sind Fellner (2004) zu entnehmen.

8.2 Empfehlungen für die Deponiepraxis

Werden diese Erkenntnisse auf ein praktisches Beispiel angewandt, im vorliegenden Fall auf eine fiktive Deponie, die den gesamten in einem Jahr in Österreich anfallenden Restmüll enthält, lassen sich für den Betrieb, die Planung und die Nachsorge von Deponien vier Erkenntnisse gewinnen:

(i) Deponiebetrieb

Der Einfluss von Heterogenitäten auf die Wasserströmung im Deponiekörper sollte möglichst minimiert werden, was aber in der Praxis beim Abfalleinbau kaum umsetzbar ist. Horizontale Verdichtungshorizonte, die eine der Hauptgründe für die Heterogenität der Wasserströmung sind, werden kaum vermeidbar sein. Am ehesten können Heterogenitäten beim Einbau von Gasbrunnen vermieden werden.

(ii) Sickerwassersammelungs- und Sickerwasserreinigungssysteme

Diese sollten nicht nur möglichst langlebig sondern auch möglichst wartungsarm und energieautark konzipiert werden. Sie müssen nicht nur „Restemissionen“ aufnehmen sondern auch Emissionen aus leicht löslichen und leicht abbaubaren Substanzen, die aufgrund der heterogenen Wasserströmung zusätzlich langfristig im Bereich von Jahrhunderten zu erwarten sind.

(iii) Gaserfassung und -behandlung

Ebenfalls durch die heterogene Wasserströmung bedingt, sind zusätzlich zu den mittel- und kurzfristigen im Bereich von Jahrhunderten auftretende Methanemissionen. Da aber aktive Entgasungsanlagen an bestehenden Deponien bereits nach wenigen Jahrzehnten mangels Deponiegasnachschub nicht mehr rentabel sein werden, müssen zusätzliche Vorsorgemaßnahmen getroffen werden. Auch hier bieten sich einfache Systeme, wie Oberflächenabdeckungen mit langfristig möglichst idealen Bedingungen für die bakterielle Methanoxidation, an. Systeme, die auf eine Maximierung der kurz- und mittelfristigen Methanoxidation abzielen, erscheinen oftmals in ihrem Aufbau zu komplex, als dass sie auch langfristig wirksam wären.

(iv) Deponiestandort

Aufgrund der langfristig zu erwartenden Schwermetallemissionen fällt dem Deponieuntergrund, und natürlich auch der Basisabdichtung, eine besonders prominente Barriere-Rolle zu. Wie gezeigt wurde, wäre aber ein geeigneter Untergrund mit entsprechendem Tonmineralgehalt in der Lage diese Schwermetalle zumindest teilweise langfristig aufzunehmen und zu binden. Weiters sind alle Anstrengungen Deponien auf Standorten mit möglichst hohem Rückhaltepotential anzulegen (Stichwort: „Natural Attenuation“) zu unterstützen.

8.3 Methodische Schlussfolgerungen

Die in dieser Arbeit vorgestellte Methode – die Analyse natürlicher Analoga zur Bestimmung des langfristigen Verhaltens von Hausmülldeponien – unterscheidet sich wesentlich von der Mehrzahl der bisher auf diesem Gebiet angewandten Methoden. Sie wurde ursprünglich zur Bewertung der Auswirkungen von Untertagedeponien radioaktiver Abfälle auf die Umwelt entwickelt, wurde aber auch im Bereich konventioneller, obertägiger Deponien bereits angewandt (siehe dazu Abschnitt 6.1.2). Diese Ansätze wurden in der vorliegenden Arbeit im Wesentlichen um folgende Aspekte erweitert:

- Geowissenschaftliche Analyse des Abfalls „Hausmüll“
- Geowissenschaftliche Analyse des Ablagerungstyps „Hausmülldeponien“ unter Miteinbeziehung sedimentologischer und geochemischer Rahmenbedingung
- Analyse der zu erwartenden Änderungen in diesen Rahmenbedingungen unter Heranziehung natürlicher Analoga
- Zusätzlich zur Betrachtung der Matrix, Miteinbeziehung von leicht löslichen Salzen und Schwermetallen
- Miteinbeziehung hydrogeologischer Eigenheiten von Hausmülldeponien, im Speziellen der Heterogenität, und Darstellung der Auswirkungen auf das langfristige Emissionsgeschehen sowie Analyse der langfristigen Entwicklung des Strömungsfeldes

Erst durch eine umfassende geowissenschaftliche Analyse des Inputmaterials und der Ablagerungsverhältnisse können die Grundlagen für einen Vergleich mit natürlichen Analoga geschaffen werden, da langsam ablaufende geologische und geochemische Prozesse, etwa chemische oder mechanische Erosion, über lange Zeiträume verglichen mit kurz- und mittelfristig ablaufenden immer wichtiger für den Massenumsatz in der Ablagerung und damit auch für das Emissionsgeschehen werden. Es genügt auf der anderen Seite aber auch nicht das alleinige Studium des Analogons, weil dieses meist sowohl andere Matrix- als auch Spurenelementzusammensetzungen aufweist. Weiters erscheint es sehr wichtig, zu beachten, dass gewisse Systemzustände im Analogon durch andere Mechanismen aufrechterhalten werden als im Objekt, auf das es zu schließen gilt. In dieser Arbeit konnte dies sehr schön anhand des Mechanismus, der die anaeroben Bedingungen in Hausmülldeponien einerseits und Torfablagerungen andererseits aufrechterhält, gezeigt werden: Hohe Verdichtung und

eine anfängliche dichte Oberflächenabdeckung bei Hausmülldeponien und, völlig anders geartet, der hohe Grundwasserstand in Niedermooren. Während im ersten Fall nicht mit einer dauerhaften Unterbindung des Eintrages von Luftsauerstoff zu rechnen ist, hat sich zweite Konstellation, wie durch viele Fälle gezeigt werden kann, als sehr konservativ erwiesen.

Als ein Schlüsselement zur Betrachtung des langfristigen Deponieverhaltens konnten die hydrogeologischen Gegebenheiten in Hausmülldeponien herausgearbeitet werden. Erst dadurch wurde es möglich zu zeigen, dass das Emissionsgeschehen teilweise von der biologisch-chemischen Reaktivität des Abfalls abgekoppelt ist, da große Teile der Deponie kurz- und mittelfristig nur sehr eingeschränkt mit Wasser in Kontakt kommen. Auch dieses Phänomen ist aus den Geowissenschaften bestens bekannt. Als natürliches Analogon für dieses Zwei-Bereichs-Strömungsfeld bieten sich beispielsweise Karstwassersysteme an, denen in vielen Fällen ebenfalls ein kombinierter Poren- und Kluftwasserleiter zugrunde liegt.

Aus methodischer Sicht besonders hervorzuheben, ist die Notwendigkeit der Anwendung unterschiedlicher Analoga, um zu einer gesamthaften Beschreibung der Evolution von Hausmülldeponien zu kommen. Unterschiedliche Analoga sind einerseits zur Beschreibung der zeitlich bedingten Änderungen im Deponieverhalten notwendig und andererseits auch zur Beschreibung unterschiedlich gearteter Prozesse, die auch nebeneinander ablaufen können. Als Beispiel für erstere Anwendung kann die Analoga-Reihe „1:1 Modell“ – „Laborversuche“/„intakte Torfablagerungen“ – „entwässerte Torfablagerungen“ – „Böden“ gelten. Eine Anwendung unterschiedlicher Analoga für nebeneinander ablaufende Prozesse ist z. B. beim Analoga-Paar „entwässerte Torfablagerung“ als sedimentologisches und „Akrotelm-Bereich von Mooren“ als geochemisches Analogon für die Entwicklung von Hausmülldeponien im Zeitraum von Jahrhunderten bis Jahrtausenden gegeben. Als anderes Beispiel sei das Paar „Torfablagerung“ als Analogon für biochemische Prozesse und „Karstwassersystem“ für hydrogeologische Prozesse genannt.

Im Allgemeinen bedient sich die angewandte Methode nicht wie Laborversuche oder mathematische Modellierungen der Simulation sondern ausschließlich der Beobachtung als Vorhersageinstrument. Zudem handelt es sich nicht um einen ausschließlich quantitativen Modelltyp, die qualitative Komponente ist vielmehr ein wesentlicher und bereits seit ihrer Implementierung in anderen Forschungsbereichen gewollter Bestandteil dieser Methode. Es ist daher nicht möglich, durch Anwendung des Vergleiches mit Analoga exakte

Emissionshöhen oder Eintrittszeitpunkte von bestimmten Ereignissen vorherzusagen. Diese vermeintliche Schwäche kann aber durchaus als Stärke angesehen werden: Modelle, mit denen es möglich ist, die Sickerwasserkonzentrationen über Jahrhunderte und Jahrtausende vorherzusagen, täuschen im Allgemeinen eine zu hohe Genauigkeit vor. Gerade die Angabe von Konzentrationen ist meist auch nicht zielführend, etwa die Dauer der Nachsorgephase abzuschätzen, weil sie linear vom Wasserdurchsatz abhängen und nichts über das verbleibende Emissionspotential im Deponiekörper auszusagen vermögen. Selbst die Vorhersage dieses, nach einer bestimmten Zeit verbleibenden Gefahrenpotentials mit konventionellen Modellen erscheint nicht zielführend, da oftmals sich ändernde Rahmenbedingungen nicht primär im Modell enthalten sind. Hier wäre an sich ein Anknüpfungspunkt für die Einbeziehung von Beobachtungen an Analoga gegeben. Die an Analoga beobachtete Richtung, in die sich z. B. bestimmte Rahmenbedingungen über die Zeit entwickeln, könnte in hydraulisch-geochemische Modelle miteinbezogen werden. Allerdings würde sich nichts an der Tatsache ändern, dass in dem Moment, in dem diese Beobachtungen in Form eines mathematischen Algorithmus umgesetzt würden, wieder eine zu hohe Genauigkeit vorgetäuscht würde. Als Ausweg würden sich hier Parameterstudien, etwa mit Annahme von Extrema, anbieten. Andererseits ist dazu aber, wie gezeigt wurde, in vielen Fällen eine aufwändige mathematische Modellierung nicht notwendig.

9 LITERATUR

- Aerts, R. & Ludwig, F. (1997): Water-table changes and nutritional status affect trace gas emissions from laboratory columns of peatland soils. *Soil Biol. Biochem.*, 29, 11/12, 1691-1698.
- AEV Deponiesickerwasser (2003): Verordnung über die Begrenzung von Sickerwasseremissionen aus AbfalldPONien. 263. Verordnung, Jahrgang 2003, Wien.
- AGW (1992): Emissionsabschätzung für Kehrichtschlacke (Projekt EKESA). Endbericht. Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich (Hrsg.), Zürich.
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D. & Smith, M. (1998): Crop Evapotranspiration: Guidelines for Computing Crop Water Requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper, 56, Rom.
- Allgaier, G. & Stegmann, R. (2003): Development of a new risk assessment model for small old landfills. [In:] Christensen, T. H., Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, CISA, CD-ROM.
- Andreas, L., Conrad, H. & Bilitewski, B. (1997): Abschlußbericht zum Teilvorhaben 5 des BMBF-Verbundvorhabens Deponiekörper: „Untersuchung und Beschreibung des aktuellen Stoff- und Gefährdungspotentials sowie des Langzeitverhaltens von Siedlungsabfällen/Altablagerungen in den neuen Bundesländern“, Dresden.
- Andreas, L., Ecke, H., Shimaoka, T. & Lagerkvist, A. (1999): Characterizing landfill phases at full-scale with the aid of test cells. [In:] Christensen, T. H., Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): Proceedings Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, Vol. I, Cagliari, CISA, 45-152.
- Aragno, M. (1989): The Landfill Ecosystem – A Microbiologist's Look inside a „Black Box“. [In:] Baccini, P. (Ed.): The Landfill – Reactor and Final Storage. Lecture Notes in Earth Sciences, 30, Berlin etc., Springer, 15-38.
- ARGUS, Universität Rostock & Carl Bro (2000): The behaviour of PVC in landfills. Arbeitsgruppe Umweltstatistik der TU Berlin, Universität Rostock & Carl Bro a/s, Denmark, Report for European Commission, General Directorate Environment (DG XI), Brussels.
- Averdieck, F.-R. & Hayen, H. (1990): Der Entwicklungsgang im zeitlichen Ablauf. [In:] Göttlich, K. (Hrsg.): Moor- und Torfkunde. Stuttgart, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 114-174.

- AWG (2002): Abfallwirtschaftsgesetz 2002. Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft. BGBl. I/102, Wien.
- Baccini, P. (Ed.) (1989): The Landfill – Reactor and Final Storage. Lecture Notes in Earth Sciences, 30, Berlin etc., Springer.
- Baccini, P., Belevi, H. & Lichtensteiger, T. (1992): Die Deponie in einer ökologisch orientierten Volkswirtschaft. Gaia, 1/92, 34-49.
- Baccini, P. & Brunner, P. H. (1991): Metabolism of the Anthroposphere. Berlin etc., Springer.
- Baccini, P., Henseler, G., Figi, R. & Belevi, H. (1987): Water and Element Balances of Municipal Solid Waste Landfills. Waste Manage. Res., 5, 483-499.
- Barker, H. A. (1956): Bacterial Fermentation. New York, John Wiley and Sons.
- Barlaz, M. A., Ham R. K. & Milke, M. W. (1987): Gas Production Parameters in Sanitary Landfill Simulators. Waste Manage. Res., 5, 27 - 39.
- Batchelder, M., Mather, J. D. & Joseph, J. B. (1998): Mineralogical and chemical changes in mineral liners in contact with landfill leachate. Waste Manage. Res., 16, 5, 411-420.
- Baumeler, A., Brunner, P. H., Fehring, R., Kisliakova, A. & Schachermayer, E. (1998): Reduktion von Treibhausgasen durch Optimierung der Abfallwirtschaft (CH₄). Verband der Elektrizitätswerke Österreichs (Hrsg.), Wien.
- Bäverman, C., Strömberg, B., Moreno, L. & Neretniks, I. (1999): CHEMFRONT. A coupled geochemical and transport simulation tool. J. Contam. Hydrol., 36, 333-351.
- BAWP (2001): Bundes-Abfallwirtschaftsplan, Bundesabfallbericht 2001. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.), Wien.
- Beaven, R. P. & Powrie, W. (1995): Hydrogeological and geotechnical properties of refuse using a large scale compression cell. [In:] Christensen, T. H., Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): Proceedings Sardinia 1995, Fifth International Waste Management and Landfill Symposium, Vol. II, Cagliari, CISA, 745-760.
- Beckel, L. (1996): Österreich – Ein Porträt in Luft- und Satellitenbildern. Salzburg, GEOSPACE-Verlag.
- Belevi, H. & Baccini, P. (1989): Long-Term Behaviour of Municipal Solid Waste Landfills. Waste Manage. Res., 7, 43-56.
- Belevi, H., Stämpfli, D. M. & Baccini, P. (1992): Chemical behaviour of municipal solid waste incinerator bottom ash in monofills. Waste Manage. Res., 10, 153-167.
- Bendz, D., Singh, V. P. & Berndtsson, R. (1997): The flow regimes in landfills – implications for modelling. [In:] Christensen, T. H., Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): Proceedings

- Sardinia 1997, Sixth International Waste Management and Landfill Symposium, Vol. II, Cagliari, CISA, 745-760.
- Bozkurt, S. (1998): Simulation of the Long-Term Chemical Evolution in Waste Deposits. AFR-Report, 192, Stockholm.
- Bozkurt, S., Lucisano, M., Moreno, L. & Neretniks, I. (2001): Peat as a potential analogue for the long-term evolution in landfills. *Earth-Sci. Rev.*, 53, 95-147.
- Bozkurt, S. & Neretniks, I. (1997): Transport and Degradation Processes in Landfills. AFR-report, 168, Stockholm.
- BMLFUW (2003): Homepage des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, www.lebensministerium.at.
- Braun, R. (1982): Biogas – Methangärung organischer Abfallstoffe. Wien & New York, Springer.
- Brinkmann, U., Höring, K., Helfer, A. & Ehrig, H.-J. (1997): Abschlußbericht zum Teilvorhaben 6 im BMBF-Verbundvorhaben Deponiekörper: „Untersuchungen des Gefährdungspotentials Deponie- und Langzeitverhalten“, Wuppertal.
- Brunner, P. H., Döberl, G., Eder, M., Frühwirth, W., Huber, R., Hutterer, H., Pierrard, R., Schönback, W. & Wöginger, H. (2001): Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie (BEWEND). Umweltbundesamt (Hrsg.), Monographien, Band 149, Wien.
- Brunner, P. H. & Ernst, W. (1986): Alternative Methods for the Analysis of Municipal Solid Wastes. *Waste Manage. Res.*, 4, 2, 147-160.
- Brunner, P. H. & Zimmerli, R. (1986): Beitrag zur Methodik der Zuordnung von Abfallstoffen zu Deponietypen. Endbericht, EAWAG-Projekt Nr. 30-4721, Dübendorf.
- Bryant, M. P. (1977): The microbiology of anaerobic degradation and methanogenesis with special reference to sewage. [In:] Schlegel, H. G. & Barnea, J. (Eds.): *Microbial Energy Conversion*. Oxford, Pergamon Press.
- Burrows, M. R., Joseph, J. B. & Mather, J. D. (1997): The hydraulic properties of in situ landfill waste. [In:] Christensen, T. H., Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): *Proceedings Sardinia 1997, Sixth International Waste Management and Landfill Symposium, Vol. II, Cagliari, CISA*, 73-83.
- BUWAL (1995): Reststoffqualität von stabilisierten Rückständen aus der Rauchgasreinigung von Kehrichtverbrennungsanlagen. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.), *Umwelt-Materialien Abfall*, 100, Bern.

- Chanton, J. P., Rutkowski, C. M. & Mosher, P. (1999): Quantifying Methane Oxidation from Landfills Using Stable Isotope Analysis of Downwind Plumes. *Environ. Sci. Technol.*, 33, 3755-3760.
- Christensen, T. H. & Kjeldsen, P. (1989): Basic biochemical Processes in Landfills. [In:] Christensen, T. H., Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): *Sanitary Landfill Process, Technology and Environmental Impact '89*, Academic Press.
- Clymo, R. S. (1992): Productivity and decomposition of peatland ecosystems. [In:] Bragg, O. M., Hulme, P. D., Ingram, H. A. P. & Robertson, R. A. (Eds.): *Peatland Ecosystems and Man: an Impact Assessment*. University of Dundee and International Peat Society, Dundee, 3-16.
- Clymo, R. S. (1984): The limits to peat bog growth. *Philos. T. Roy. Soc. B*, 303, 605-654.
- Colin, F., Vincent, F., Beaudoin, G., Bonin, H., Navarro, A., Legret, M. & Raimbault, G. (1991): Waste Behaviour Modelling: Description and Results of a Coordinated European Research Programme. [In:] Christensen, T. H., Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): *Proceedings Sardinia 1991, Third International Landfill Symposium, Cagliari, CISA*, 823-831.
- Côme, B. & Chapman, N. A. (Eds.) (1986): Natural analogue working group; first meeting, Brussels, November 1985. CEC Nuclear Science and Technology Report, EUR 10315, Commission of the European Communities, Luxembourg.
- Croft, B., Smith, R., Caine, M., Knox, K., White, J., Watson-Craik, I., Young, C. & Ellis, J. (2001): The Broxborough test cells: conclusions from a 14-year field-scale landfill gas experiment. [In:] Christensen, T. H., Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): *Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, Vol. I, Cagliari, CISA*, 3-12.
- Dachroth, W. R. (1992): *Baugeologie*. 2. Auflage, Berlin etc., Springer.
- Daxbeck, H., Brandt, B., Fehring, R., Neumayer, S., Smutny, R. & Brunner, P. H. (2004): Guidelines for the Use of Material Flow Analysis for Municipal Solid Waste Management (EU-Projekt AWAST). In Bearbeitung.
- Dellwig, O., Böttcher, M. E., Lipinski, M. & Brumsack, H.-J. (2002): Trace metals in Holocene coastal peats and their relation to pyrite formation (NW Germany). *Chem. Geol.*, 182, 423-442.
- DeponieV (1996): Verordnung des Bundesministers für Umwelt über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung). BGBl. 1996/164, Wien.

- Dittmar, T. & Lara, R. J. (2001): Molecular evidence for lignin degradation in sulfate-reducing mangrove sediments (Amazonia, Brazil). *Geochim. Cosmochim. Ac.*, 65, 9, 1417-1428.
- Döberl, G., Huber, R. & Brunner, P. H. (2001): Long-Term Emissions from Landfills - Is 'Final Storage Quality' within Reach? [In:] Christensen, T. H., Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): *Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium*, Vol. I, Cagliari, CISA, 159-167.
- Döberl, G., Huber, R., Brunner, P. H., Eder, M., Pierrard, R., Schönback, W., Fröhlich, W. & Hutterer, H. (2002a): Long-term assessment of waste management options – a new, integrated and goal-oriented approach. *Waste Manage. Res.*, 20, 4, 311-327.
- Döberl, G., Huber, R., Fellner, J. & Brunner, P. H. (2004): Wasser- und Stoffhaushalt der Hausmüllversuchsdeponie Breitenau. *Müll und Abfall*, 2, in Druck.
- Döberl, G., Huber, R., Fellner, J., Cencic, O. & Brunner, P. H. (2002b): Neue Strategien zur Nachsorge von Deponien und zur Sanierung von Altlasten (Projekt STRANDEZA). Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien, Wien.
- Döberl, G. & Wilhelmy, M. (1998): Golfanlage Walchsee – Hydrogeologisches Gutachten. Wasserwegigkeiten im Bereich nördlich des Wasserschutzgebietes „Schwemm“. Unveröffentlichtes Gutachten TBGM Wilhelmy, 24. 09. 1998, Telfes im Stubai.
- Dobesch, H. (1991): Regionalverdunstung Marchfeld – Teil II. Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Wien.
- Doorn, M. R. J. & Barlaz, M. A. (1995): Estimate of global methane emissions from landfills and open dumps. U.S. Environmental Protection Agency (Ed.), EPA-600/R-95-019, Washington D.C.
- Eder, M. & Döberl, G. (2002): Application of the Modified Cost-Effectiveness-Analysis as a Decision Support Tool in Waste Management – a Case Study Focussing on Long-Term Implications. [In:] Verein Deutscher Ingenieure (Ed.): *Proceedings "The Future of Waste Management in Europe"*, Düsseldorf, 170-173.
- Ehrig, H.-J. (1978): Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien. Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen der TU Braunschweig, 26, Braunschweig.
- Ehrig, H.-J. (1982): Auswirkungen der Deponietechnik auf die Umsetzungsprozesse im Deponiekörper – Einführung in die Thematik sowie Untersuchungen auf der Deponie Venneberg/Lingen. [In:] *Gas- und Wasserhaushalt von Mülldeponien. Veröffentlichungen*

- des Instituts für Stadtbauwesen der Technischen Universität Braunschweig, Heft 33, 125-144.
- Ehrig, H.-J. (1986): Untersuchungen zur Gasproduktion aus Hausmüll. Müll & Abfall, 5, 172-183.
- Ehrig, H.-J. (1989): Water and Element Balances of Landfills. [In:] Baccini, P. (Ed.): The Landfill – Reactor and Final Storage. Lecture Notes in Earth Sciences, 30, Berlin etc., Springer, 83-116.
- Ehrig, H.-J. (1991): Gasprognosen bei Restmülldeponien. [In:] Rettenberger, G. & Stegmann, R. (Hrsg.): Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 2, Trier, 61–88.
- Ehrig, H.-J. (1995) (ed.): BMBF-Statusbericht Deponiekörper. Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (Projektträger), Wuppertal.
- Ehrig, H.-J. & Krümpelbeck, I. (2001): The emission behaviour of old landfills in the aftercare phase. [In:] Christensen, T. H., Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, Vol. IV, Cagliari, CISA, 313-324.
- Ehrig, H.-J. & Stegmann, R. (2002): Beurteilungskriterien für die Entlassung von Deponien aus der Nachsorgephase. [In:] Stegmann, R., Rettenberger, G., Bidlingmaier, W. & Ehrig, H.-J. (Hrsg.): Deponietechnik 2002, Hamburger Berichte, 18, Stuttgart, Verlag Abfall aktuell, 297-318.
- Eklund, M. (1995): Reconstructions of historical metal emissions and their dispersion in the environment. Linköping Studies in Arts and Science, 127, Linköping.
- Eklund, M., Bergbäck, B. & Lohm, U. (1995): Reconstruction of historical cadmium and lead emissions from a Swedish alumworks, 1726-1840. Sci. Total Environ., 170, 21-30.
- El-Fadel, M., Findikakis, A. N. & Leckie, J. O. (1996a): Numerical modelling of generation and transport of gas in landfills I – Model formulation. Waste Manage. Res., 14, 5, 483-504.
- El-Fadel, M., Findikakis, A. N. & Leckie, J. O. (1996b): Numerical modelling of generation and transport of gas in sanitary landfills II – Model application. Waste Manage. Res., 14, 6, 537-552.
- El-Fadel, M., Findikakis, A. N. & Leckie, J. O. (1997): Numerical modelling of generation and transport of gas in sanitary landfills III – Sensitivity analysis. Waste Manage. Res., 15, 1, 87-102.
- Farquhar, G. J. & Rovers, F. A. (1973): Gas production during decomposition. Water Air Soil Poll., 2, 483-495.

- Fehring, R. & Brunner, P. H. (1997): Kunststoffflüsse und Möglichkeiten der Verwertung in Österreich. Umweltbundesamt (Hrsg.), Monographien, Band 80, Wien.
- Fehring, R., Rechberger, H., Pesonen, H. L., Brunner, P. H. (1997): Auswirkungen unterschiedlicher Szenarien der thermischen Verwertung von Abfällen in Österreich (ASTRA). Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien, Wien.
- Fellner, J. (2004): Mathematical modelling of water and substance flows in MSW landfills. PhD-Thesis, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Vienna, in preparation.
- Fellner, J., Döberl, G. & Huber, R. (2002): Erhöhter Wasserdurchsatz durch Deponien – Ein Konzept zur Verkürzung der Nachsorgephase?– [In:] Lorber, K.-E., Wagner, H., Wolfbauer, J. & Kotschan, M. (Hrsg.): DepoTech Leoben 2002, Essen, Verlag Glückauf GmbH, 33-40.
- Fellner, J., Huber, R., Döberl, G. & Brunner, P. H. (2003a): Hydraulics of MSW and its implications for water flow modelling. [In:] Christensen, T. H., Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, CISA, CD-ROM.
- Fellner, J., Schöngundner, P. & Brunner, P. H. (2003b): Methanemissionen aus Deponien – Bewertung von Messdaten (MESMETH). Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien, Wien.
- Fisher, R. V. & Schmincke, H.-U. (1984): Pyroclastic Rocks, Berlin, Springer.
- Flyhammar, P. & Håkansson, K. (1999): The release of heavy metals in stabilised MSW by oxidation. Sci. Total Environ., 243/244, 291-303.
- Folk, R. L. & Ward, W. C. (1957): Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. J. Sediment. Petrol., 27, 1, 3–26.
- Fölzer, A., Würzinger, P. & Paschen, P. (1988): Die Verhüttung arsenhaltiger Nickelerze aus der Schladminger Bergregion im 19. Jahrhundert. Berg- und Hüttenmännische Monatshefte, 81, 54-61.
- Förstner, U., Kersten, M. & Wienberg, R. (1989): Geochemical Processes in Landfills. [In:] Baccini, P. (Ed.): The Landfill – Reactor and Final Storage. Lecture Notes in Earth Sciences, 30, Berlin etc., Springer, 83-116.
- Förstner, U. & Salomons, W. (1984): Mobilisierung von Schwermetallen bei Wechselwirkung mit Sedimenten. [In:] Merian, E. (Hrsg.): Metalle in der Umwelt. Weinheim etc., Verlag Chemie, 171-179.
- Fuchs, W. R. (1968): Knaurs Buch der Denkmaschinen. München und Zürich, Droemer Knaur.

- FZK (2003): Natürliche Analoga. Forschungszentrum Karlsruhe, Institut für nukleare Entsorgung, <http://hikwww1.fzk.de/INE/default.htm>.
- Gendebien, A., Pauwels, M., Constant, M., Letrut-Damanet, M. J., Nyns, E. J., Willumsen, H. C., Butson, J., Fabry, R. & Ferrero, G. L. (1992): Landfillgas – From Environment to Energy – Final Report. Commission of the European Communities, Brüssel.
- Glatzel, S., Kalbitz, K., Dalva, M. & Moore, T. (2003): Dissolved organic matter properties and their relationship to carbon dioxide efflux from restored peat bogs. *Geoderma*, 113, 397-411.
- Gómez-Martin, M. A., Antigüedad, I. & Ansoleaga, I. (1999): Physico-chemical evolution of leachates from MSW landfills in the Basque Country (Spain). [In:] Christensen, T. H., Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): Proceedings Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, Vol. II, Cagliari, CISA, 89-96.
- Gorham, E. (1991): Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecol. Appl.*, 1, 2, 182-195.
- Grosse-Brauckmann, G. (1990): Ablagerungen der Moore. [In:] Göttlich, K. (Hrsg.): Moor- und Torfkunde. Stuttgart, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 175-236.
- GRS Braunschweig (2003): Natürliche Analoga. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit mbH, Abteilung Geochemie, <http://www.grs.de/geochemie2003/>.
- GSwV (1991): Grundwasserschwellenwertverordnung. BGBl. 502/1991, Wien.
- Gu, J.-D. (2003): Microbiological deterioration and degradation of synthetic polymeric materials: recent research advances. *Int. Biodeter. Biodegr.*, 52, 69-91.
- Haarstrick, A., Hempel, D. C., Ostermann, L., Ahrens, H. & Dinkler, D. (2001): Modelling of the biodegradation of organic matter in municipal landfills. *Waste Manage. Res.*, 19, 4, 320-331.
- Hackl, A. E. (2000): Treibhausgasbezogene Bilanzierung der Behandlung und Verwertung von Abfällen. [In:] Hengerer, D., Hofer, M., Lorber, K.-E., Nelles, M. & Ragoßnig, A. (Hrsg.): Proceedings DepoTech Leoben 2000, Rotterdam, Balkema, 3-8.
- Haider, N. & Karlsson, S. (1999): Migration and release profile of Chimassorb 944 from low-density polyethylene film (LDPE) in simulated landfills. *Polym. Degrad. Stabil.*, 64, 321-328.
- Håkansson, K. (1991): Metals Released from Mine Waste Deposits Redistribution and Fluxes through Geological Barriers. Linköping Studies in Arts and Sciences, 62, Linköping.

- Håkansson, K., Karlsson, S. & Allard, B. (1989): Effects of pH on the accumulation and redistribution of metals in a polluted stream bed sediment. *Sci. Total Environ.*, 87/88, 43-57.
- Hanel, J., Dinkler, D. & Ahrens, H. (2001): Coupled processes of waste degradation, gas- and leachate transport in municipal landfills. [In:] Christensen, T. H., Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): *Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium*, Vol. I, Cagliari, CISA, 129-138.
- Haraguchi, A., Kojima, H., Hasegawa, C., Takahashi, Y. & Iyobe, T. (2002): Decomposition of organic matter in peat soil in a minerotrophic mire. *Eur. J. Soil Biol.*, 38, 89-95.
- Hem, J. D (1985): *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water*. US Geological Survey (Ed.), Water Supply Paper, 2254, 3. Auflage, Washington D.C.
- Henseler, G., Figi, R. & Baccini, P. (1985): Langfristige Entwicklung der Emission einer Siedlungsabfall-Deponie. *EAWAG Jahresbericht 1985*, 57-58.
- Hertz, H. (1894): *Die Prinzipien der Mechanik in neuem Zusammenhange dargestellt – Drei Beiträge*. Leipzig, Barth.
- Heyer, K.-U., Andreas, L. & Brinkmann, U. (1998a): Standardarbeitsvorschrift SAV 3, Beprobung von Abfallstoffen in Deponiesimulationsreaktoren. [In:] Bidlingmaier, W. (Hrsg.): *Versuchsreaktoren zur Simulation von Deponieverhalten*. Studienreihe Abfall Now, Band 18, Stuttgart, 17-29.
- Heyer, K.-U., Heerenklage, J., Leikam, K. & Stegmann, R. (1998b): Übertragung der Ergebnisse von Deponiesimulationsreaktoren auf Deponieverhältnisse. [In:] Bidlingmaier, W. (Hrsg.): *Versuchsreaktoren zur Simulation von Deponieverhalten*. Studienreihe Abfall Now, Band 18, Stuttgart, 135-149.
- Heyer, K.-U., Packert, A. & Stegmann, R. (1996): Untersuchungen zum langfristigen Emissionsverhalten von Abfällen im Deponiekörper. *Müll und Abfall*, 4, 232-240.
- Heyer, K.-U. & Stegmann, R. (1997): Abschlußbericht zum Teilvorhaben 4 im BMBF-Verbundvorhaben Deponiekörper: „Langfristiges Gefährdungspotential und Deponieverhalten von Ablagerungen“, Hamburg.
- Hjülström, F. (1935): Studies on the morphological activity of rivers. *Bulletins of the Geological Institut of Uppsala*, 35, 221-257.
- Höring, K. & Ehrig, H.-J. (1997): Stabilisierungsgrad und Emissionsverhalten mechanisch-biologisch vorbehandelter Restabfälle. [In:] Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): *Abfallwirtschaft am Wendepunkt*. Neuruppin, TK Verlag, 427-464.

- Hosser, D., Dehne, M., Ahrens, H. & Kindlein, J. (2003): Modelling simplification of landfill processes by using methods of reliability theory. *Waste Manage. Res.*, 21, 2, 119-126.
- Howard, G. T. (2002): Biodegradation of polyurethane: a review. *Int. Biodeter. Biodegr.*, 49, 245-252.
- Huber, H. (1995): Wasser-, Gas- und Stoffhaushalt der Mülldeponie. Diplomarbeit, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien, Wien.
- Huber, R., Fellner, J., Döberl, G. & Brunner, P. H. (2004): Water Flows in MSW Landfills and Implications for Long-Term Emissions. *J. Environ. Sci. Heal. A*, 39, 4, 881-896.
- Huitric, R. (1981): Setzungsverhalten von Deponien. [In:] TU Berlin (Hrsg.): Verlängerung der Nutzungsdauer von Deponien. *Mitteilungen des Arbeitsbereiches Abfallwirtschaft*, Band 8, 46-58.
- Huter, E. (2000): Evaluierung und Erstabschätzung von Abfällen. Workshop zum Projekt EVAPASSOLD, 3. April 2000, St. Pölten.
- IAEA (1989): Natural analogues in performance assessments for the disposal of radioactive wastes. International Atomic Energy Agency (Ed.), IAEA Technical Report, 304, Vienna.
- Jasinski, S. M. (2003): Peat. Mineral Commodity Summary 2003. US Department of the Interior and US Geological Survey (Eds.), Reston.
- Jury, W. A. (1982): Simulation of solute transport using a transfer function model. *Water Resour. Res.*, 18, 2, 363-368.
- Jury, W. A., Sposito, G. & White, R. E. (1986): A transfer function model of solute transport through soil 1. Fundamental Concepts. *Water Resour. Res.*, 22, 2, 243-247.
- Kalbitz, K. & Geyer, S. (2002): Different effects of peat degradation on dissolved organic carbon and nitrogen. *Org. Geochem.*, 33, 319-326.
- Karlsson, S. (1987): Influence of Hydrochemical Parameters on the Mobility and Redistribution of Metals from a Mine Waste Deposit. *Linköping Studies in Arts and Sciences*, 10, Linköping.
- Kaule, G. & Göttlich, K. (1990): Begriffsbestimmung anhand der Moortypen Mitteleuropas. [In:] Göttlich, K. (Hrsg.): *Moor- und Torfkunde*. Stuttgart, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 1-58.
- Kersten, M. (1998): Speziationsmodelle für Schwermetalle in Deponiesickerwässern. [In:] Voigt, H.-J. & Wippermann, T. (Hrsg.): *Methodenhandbuch Deponieuntergrund*. Band Geochemie, Berlin etc., Springer, 287-302.
- Knox, K., De Rome, L., Caine, M. & Blakey, N. C. (1999): Observations from a review of the Broxborough and Landfill 2000 test cells data. [In:] Christensen, T. H., Cossu, R. &

- Stegmann, R. (Eds.): Proceedings Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, Vol I, Cagliari, CISA, 45-52.
- Kohorst, H. (1996): Modellbildung und Simulation. Informations- und Kommunikationstechnologische Grundbildung in Nordrhein-Westfalen e. V. (Hrsg.), Düsseldorf.
- Komilis, D. P. & Ham, R. K. (2003): The effect of lignin and sugars to the aerobic decomposition of solid wastes. *Waste Manage.*, 23, 419-423.
- Krümpelbeck, I. (2000): Untersuchungen zum langfristigen Emissionsverhalten von Siedlungsabfalldeponien. Veröffentlichungen des Lehrstuhls für Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft der BUGH, Heft 3/2000, Wuppertal.
- Krümpelbeck, I. & Ehrig, H.-J. (1999): Long-term behaviour of municipal solid waste landfills in Germany. [In:] Christensen, T. H., Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): Proceedings Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, Vol I, Cagliari, CISA, 27-36.
- Kruse, K. (1994): Langfristiges Emissionsgeschehen von Siedlungsabfalldeponien. Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Heft 54, Braunschweig.
- Krušpán, P. (2001): Natürliche und technische Petrogenese von Puzzolanen – Ein Beitrag zur Herstellung mineralischer Sekundärrohstoffe. Dissertation ETH Zürich Nr. 13904, Zürich und Dübendorf.
- Kylefors, K., Andreas, L. & Lagerkvist, A. (2003): A comparison of small-scale, pilot-scale and large-scale tests for predicting leaching behaviour of landfilled wastes. *Waste Manage.*, 23, 45-59.
- Leikam, K. & Stegmann, R. (1999): Influence of mechanical-biological pretreatment of municipal solid waste on landfill behaviour. *Waste Manage. Res.*, 17, 424-429.
- Lichtensteiger, T., Brunner, P. H. & Langmeier, M. (1988a): Klärschlamm in Deponien. COST-681-Forschungsprojekt – Schlussbericht. Abteilung Abfallwirtschaft und Stoffhaushalt, EAWAG, Dübendorf.
- Lichtensteiger, T., Brunner, P. H. & Langmeier, M. (1988b): Transformation of sewage sludge in landfills. [In:] Bruce, A. M., Colin, F. & Newman, P. G. (Eds.): Thermophilic Aerobic Digestion and Processing Requirements for Landfilling. London, Elsevier Applied Science.
- Lide, D. R. (1997) (Ed.): Handbook of Chemistry and Physics. 78th Edition, Boca Raton & New York, CRC Press.

- Lloyd, D., Thomas, K. L., Hayes, A., Hill, B., Hales, B. A., Edwards, C., Saunders, J. R., Ritchie, D. A. & Upton, M. (1998): Micro-ecology of peat: minimally invasive analysis using confocal laser scanning microscopy, membrane inlet mass spectrometry and PCR amplification of methanogen-specific gene sequences. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 25, 179-188.
- Lorber, K.-E., Nelles, M., Ragossnig, A., Raninger, B. & Schulik, J. (2001): Longterm comparison between mechanical biological pretreated and non pretreated landfill. [In:] Christensen, T. H., Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): *Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium*, Vol. I, Cagliari, CISA, 239-246.
- Lucisano, M. & Bozkurt, S. (1998): Peat and Peat Decomposition. AFR-Report, 227, Stockholm.
- Maloszewski, P., Stichler, W., Zuber, A. & Rank, D. (2002): Identifying the flow systems in a karstic-fissured-porous aquifer, the Schneealpe, Austria, by modelling of environmental ^{18}O and ^3H isotopes. *J. Hydrol.*, 256, 48-49.
- Marticorena, B., Attal, A., Camacho, P., Manem, J., Hesnault, D. & Salomon, P. (1993): Prediction Rules for Biogas Valorisation in Municipal Solid Waste Landfills. *Water Sci. Technol.*, 27, 2, 235-241.
- Mason, B. & Moore, C. B. (1985): *Grundzüge der Geochemie*. Stuttgart, Ferdinand Enke Verlag.
- McKinley, I. G. (1989): Applying natural analogues in predictive performance assessment. Unpublished Nagra Internal Report, Wettingen.
- Meadows, D., Meadows, D. H., Zahn, E. & Milling, P. (1973): *Die Grenzen des Wachstums*. Reinbeck, Rowohlt.
- Meima, J. A. & Comans, R. N. J. (1997): Geochemical modelling of weathering reactions in municipal solid waste incinerator bottom ash. *Environ. Sci. Technol.*, 31, 1269-1276.
- Mersiowsky, I. (2002): Long-term fate of PVC products and their additives in landfills. *Prog. Polym. Sci.*, 27, 2227-2277.
- Mikkelsen, N., Maslin, M., Giraudeau, J. & Showers, W. (2002): Biostratigraphy and sedimentation rates of the Amazon fan. [In:] *LEG 155—Scientific Results: Amazon Fan*, 930-946.
- Millen, B., Lager, M., Döberl, G. & Wilhelmy, M. (1998): *Massenrohstoffe Osttirol, Teil III – Detailuntersuchungen*. Geologische Bundesanstalt (Hrsg.), Wien.

- Miller, P. A. & Clesceri, N. L. (2003): Waste Sites as Biological Reactors. Boca Raton etc., Lewis Publishers.
- Morf, L. & Brunner, P. H. (1999): Die Müllverbrennung als Analyseinstrument zur Bestimmung der Abfallzusammensetzung. Müll und Abfall, 5, 307-314.
- Morgan, E. (2002): Auswirkungen von Oberflächenabdeckungen auf den Stoffhaushalt von Hausmülldeponien am Beispiel Chlorid. Diplomarbeit, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien, Wien.
- Naucke, W. (1990): Chemie von Moor und Torf. [In:] Göttlich, K. (Hrsg.): Moor- und Torfkunde. Stuttgart, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 237-261.
- Neinavaie, H. & Pirkel, H. (1997): Bewertung von Schwermetallverteilungen in Böden und Flußsedimenten mit Hilfe angewandter mineralogischer und geostatistischer Werkzeuge. Ber. Geol. B.-A., 34, Wien.
- Neinavaie, H., Pirkel, H., Schedl, A., Hellerschmidt-Alber, J., Atzenhofer, B., Gstrein, P., Hanser, E. & Wilfing, H. (1999): Screening und Bewertung von ehemaligen Bergbau- und Hüttenstandorten hinsichtlich Umweltrisiko und Folgenutzungspotentialen durch einen integrierten geowissenschaftlich-humanbiologischen Ansatz am Beispiel Kitzbüheler Alpen. Geologische Bundesanstalt (Hrsg.), Wien.
- Neretniks, I., Båverman, C., Yan, J., Yu, J. W. & Moreno, L. (1993): The Characterisation of Solid Wastes and the Determination of Factors which Influence their Long Term Leachability. AFR-Report, 19, Stockholm.
- Neumayer, S. (1999): Einfluß der mechanisch-biologischen Behandlung auf die Nachsorgephase einer Deponie. Diplomarbeit, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien, Wien.
- Orthofer, R. (1994): Methan-Emissionen in Österreich: Verbrennungsprozesse, Abfallentsorgung, Abwasserbehandlung. [In:] BMfUJF, Österreichische CO₂-Kommission & Akademie für Umwelt und Energie (Hrsg.): CH₄-Emissionen in Österreich. Referate des CH₄-Workshops, Reihe Dokumentation, Band 6, Wien.
- ÖWAV (2001): Empfehlung zur Berechnung der Sicherstellungskosten. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (Hrsg.): Arbeitsbehelf erstellt vom Unterausschuss „Sicherstellungsverordnung“, Wien.
- ÖWAV (2003): Die Anwendung der Stoffflussanalyse in der Abfallwirtschaft. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (Hrsg.), ÖWAV-Regelblatt, 514, Wien.

- Pinder, G. F. & Jones, J. F. (1969): Determination of the groundwater component of peak discharge chemistry of total runoff. *Water Resour. Res.*, 5, 438-445.
- Piper, D. J. W., von Huene, R. & Duncan, J. R. (1973): Late Quaternary sedimentation in the active eastern Aleutian trench. *Geology*, 1, 19-22.
- Pöbel, F. (1964): Das Wesen der Vergärung organischer Stoffe bei der Kompostierung. *Müllhandbuch*, 3/64, Berlin, Erich Schmidt Verlag.
- Pohland, F. G. (1980): Leachate Recycle as Landfill Management Option. *J. Env. Eng. Div.-ASCE*, 106 (EE6), 1057-1060.
- Post, L. von (1924): Das genetische System der organogenen Bildungen Schwedens. *Internationales Pedologie-Komitee*, 22.
- Powrie, W. & Beaven, R. P. (1999): Hydraulic properties of household waste and implications for landfills. *P. I. Civil Eng.-Geotech.*, 137, 235-247.
- Preuschen, E. & Pittioni, R. (1937): Untersuchungen im Bergbaugebiete Kelchalpe bei Kitzbühel, Tirol. *Mitteilungen der Prähistorischen Kommission der Akademie der Wissenschaften*, III. Band, Nr. 1-3, Wien, Hölder-Pichler-Tempsky A. G.
- Proske, H., Gräf, W. & Gaisberger, G. (2002): Abfallwirtschaftliche Anforderungen an den Bergbau der Steiermark für den Übergang zu einer nachhaltigen Stoffflusswirtschaft. *Tagungsunterlagen zur Präsentation des 2. Zwischenberichtes der Joanneum Research*, 26. November 2002, Graz.
- Radlinger, P. (1997): Geologische Barriere und mineralische Abdichtung in der Deponietechnik. *Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis*, 98, Berlin, Erich Schmidt Verlag.
- RASI (1995-2000): BIOF&T – Flow and Transport in the Saturated and Unsaturated Zone in 2 or 3 Dimensions. Blacksburg.
- Rettenberger, G. (1987): Gashaushalt von Deponien. [In:] Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): *Deponie – Ablagerung von Abfällen*. Berlin, EF-Verlag, 292-310.
- Richards, L. A. (1931): Capillary conduction of liquids in porous media. *Physics*, 1, 318-333.
- Riehl-Herwirsch, G., Lechner, P., Binner, E., Carniel, P., Hackenberg, M., Lahner, T., Rank, D., Ritter, E., Vitek, E. & Walter, J. (1995): Hausmüll Versuchsanlage Breitenau – Untersuchungen zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt 1986-1991. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (Hrsg.), Wien.
- Roos, H.-J., Kabbe, G., Wirtz, A., Forge, F., Schröder, H. F. & Dohmann, M. (1995): Emissionsverhalten von Altablagerungen und Altdeponien in Abhängigkeit von Art und

- Alter der abgelagerten Abfälle. [In:] BMBF (Hrsg.): Statusseminar Deponiekörper, Wuppertal, 151-180.
- Rößler, B. (1950/51): Beeinflussung des Grundwassers durch Müll- und Schuttablagerungen. Vom Wasser, XVIII, 43-60.
- Rosqvist, H. (1999): Solute transport through preferential flow paths in landfills. [In:] Christensen, T. H., Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): Proceedings Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, Vol. II, Cagliari, CISA, 51-60.
- Sánchez-Vila, X., Carrera, J. & Girardi, J. P. (1996): Scale effects in transmissivity. J. Hydrol., 183, 1-22.
- Sandén, P. (1988): Dynamics of Metal Concentrations and Mass Transport in an Old Mining Area. Linköping Studies in Arts and Sciences, 22, Linköping.
- Schachtschabel, P., Blume, H. P., Brümmer, G., Hartge, K. H. & Schwertmann, U. (1998): Scheffer/Schachtschabel – Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Auflage, Stuttgart, Ferdinand Enke Verlag.
- Schadler, J. & Preißecker, H. (1937): Bodenkundliche Untersuchungen auf der Kelchalpe bei Kitzbühel, Tirol. [In:] Preuschen, E. & Pittioni, R.: Untersuchungen im Bergbaugebiete Kelchalpe bei Kitzbühel, Tirol. Mitteilungen der Prähistorischen Kommission der Akademie der Wissenschaften, III. Band, Nr. 1-3, Wien, Hölder-Pichler-Tempsky A. G., 134-145.
- Schedl, A. et al. (1996-2001): Systematische Erhebung von Bergbauhalden mineralischer Rohstoffe. Projekt ÜLG 40, Jahresendberichte, Geologische Bundesanstalt, Wien.
- Scheelhaase, T. (1998): Untersuchungen zu den Vorgängen in Deponiekörpern mit Hilfe von Simulationsreaktoren oder Lysimetern. [In:] Bidlingmaier, W. (Hrsg.): Versuchsreaktoren zur Simulation von Deponieverhalten. Studienreihe Abfall Now, Band 18, Stuttgart, 5-15.
- Schermann, O., Schedl, A., Lipiarski, P., Reitner, J. & Neinavaie, H. (1994): Erhebung und Bewertung ehemaliger Bergbau- und Hüttenstandorte hinsichtlich Risiko- und Folgenutzungspotentiale – Haldenkataster. Projekt ÜLG 36/93, Pilotphase 1993, Unveröffentlichter Bericht, Geologische Bundesanstalt, Wien.
- Schwaighofer, B., Kugler, H., Ottner, F. & Adamcova, R. (1999): Untersuchungen zum Adsorptionsverhalten der Basisdichtschichten der Deponien Gmünd und Horn - Eine Funktionsanalyse nach mehrjährigem Deponiebetrieb. Mitt. Öst. Geol. Ges., 90 (1997), 185-200.
- Schweikle, V. (1990): Physik des Torfes und der Moorböden. [In:] Göttlich, K. (Hrsg.): Moor- und Torfkunde. Stuttgart, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 272-283.

- Schwertmann, U., Süsser, P. & Nätscher, L. (1987): Protonenpuffersubstanzen im Boden. Z. Pflanz. Bodenkunde, 150, 174-178.
- SIMTECH (2003): Modellbildung und Simulation. Abteilung Regelungsmathematik und Simulation, TU Wien, <http://eurosim.tuwien.ac.at/>.
- Šimunek, J., Šejna, M. & van Genuchten, M. T. (1996): The HYDRUS_2D Software Package for Simulating Water Flow and Solute Transport in Two-Dimensional Variabel Saturated Media. Version 1.0. US Department of Agriculture, Riverside.
- Spendlin, H. H. (1991): Untersuchungen zur frühzeitigen Initiierung der Methanbildung bei festen Abfallstoffen. Hamburger Berichte, 4, Stuttgart, Economica-Verlag.
- Spendlin, H. H. & Stegmann, R. (1988): Untersuchungen im Labormaßstab zur Beschleunigung der anaeroben biochemischen Umsetzungsprozesse in Mülldeponien. BMFT-Forschungsbericht Feste Abfallstoffe, FK 1430267, Hamburg.
- Songonuga, O. O. O. (1969): Acid, gas and microbial dynamics in sanitary landfills. PhD-thesis, West Virginia University, Morgantown.
- Stafford, D. A., Hawkes, D. L. & Horton, R. (1981): Methane production from waste organic matter. Boca Raton, CRC Press.
- Stegmann, R. (1981): Beschreibung eines Verfahrens zur Untersuchung anaerober Umsetzungsprozesse von festen Abfallstoffen im Labormaßstab. Müll und Abfall, 2, 35-39.
- Stegmann, R. & Ehrig, H.-J. (1980): Entstehung von Gas und Sickerwasser in geordneten Deponien – Möglichkeiten und der Beeinflussung biologischer Abbauprozesse. Müll und Abfall, 12, 41-52.
- Stegmann, R. & Mennerich, A. (1983): Entwicklung eines Testverfahrens zur gemeinsamen Ablagerung von kommunalen und industriellen Abfällen. Abschlussbericht. Braunschweig.
- Stegmann, R. & Spendlin, H. H. (1987): Vorgänge in kommunalen Abfalldeponien - Grundlagen der chemisch-physikalischen und biochemischen Prozesse. [In:] Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Deponie – Ablagerung von Abfällen. Berlin, EF-Verlag, 271-291.
- Steiner, G. (1999): Ablagerungsverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restabfall unter besonderer Berücksichtigung des Sickerwasserhaushaltes und der Materialeigenschaften. Diplomarbeit, Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik, Montanuniversität Leoben, Leoben.

- Steinlechner, E., Berghold, B., Cate, F. M., Spitzer, J. & Wutzl, C. (1994): Möglichkeiten der Vermeidung und Nutzung anthropogener Methanemissionen. Joanneum Research, Institut für Umweltgeologie und Umweltsystemforschung, Graz.
- Steinmann, P. & Shotyk, W. (1997): Chemical composition, pH, and redox of sulfur and iron in complete vertical porewater profiles from two Sphagnum peat bogs, Jura Mountains, Switzerland. *Geochim. Cosmochim. Ac.*, 61, 6, 1143-1163.
- Straub, W. A. & Lynch, D. R. (1982): Models of Landfill Leaching: Moisture Flow and Inorganic Strength. *J. Environ. Eng.-ASCE*, 108, 231-250.
- Succow, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. Berlin und Stuttgart, Gebrüder Borntraeger.
- Tabasaran, O. & Rettenberger, G. (1987): Grundlagen zur Planung von Entgasungsanlagen. [In:] Hösel, G., Bilitewski, B., Schenkel, W. & Schnurer, H. (Hrsg.): Müllhandbuch, Band 4, Berlin, Erich Schmidt Verlag, 4547.
- Tack, F. M. G., Singh, S. P. & Verloo, M. G. (1999): Leaching behaviour of Cd, Cu, Pb and Zn in surface soils derived from dredged sediments. *Environ. Pollut.*, 106, 1, 107-114.
- Thielemann, T. (2003): Kohleflözgas im Ruhrbecken: Genese, Reservoirgröße, heutige und zukünftige Nutzung. *Dt. Geol. Ges.*, 26, 83.
- Thielemann, T., Cramer, B. & Schippers, A. (2003): Coalbed methane in the Ruhr Basin, Germany: a renewable energy resource? Submitted to *Org. Geochem.*
- Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.) (1987): Deponie – Ablagerung von Abfällen. Berlin, EF-Verlag.
- Tipping, E., Smith, E. J., Lawlor, A. J., Hughes, S. & Stevens, P. A. (2003): Predicting the release of metals from ombrotrophic peat due to drought-induced acidification. *Environ. Pollut.*, 123, 239-253.
- Titze, E. (1992): Grundsätze der landwirtschaftlichen Moornutzung aus ökologischer und hydrologischer Sicht. Dissertation, Universität Rostock, Rostock.
- Tucker, M. E. (1985): Einführung in die Sedimentpetrologie. Stuttgart, Ferdinand Enke Verlag.
- Turczinski, U. (1988): Geotechnische Aspekte beim Aufbau von Mehrkomponentendeponien. Dissertation, Bergakademie Freiberg, Freiberg.
- UBA (1998): Hausmülldeponien in Österreich. Umweltbundesamt (Hrsg.), Berichte, BE-130, Wien.
- UBA (2001): Homepage des Umweltbundesamtes <http://www.ubavie.gv.at>.

- Uguccioni, M. & Zeiss, C. (1997): Comparison of two Approaches to Modelling Moisture Movement through Municipal Solid Waste. *J. Environ. Syst.*, 23, 247-270.
- Urbini, G., Ariati, L., Teruggi, S. & Pace, C. (1999): Leachate quality and production from real scale MSW landfills. [In:] Christensen, T. H., Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): *Proceedings Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Vol. II, Cagliari, CISA, 73-80.
- Van der Sloot, H. A. (1991): Systematic leaching behaviour of trace elements from construction materials and waste materials (Technical Report ECN RX 91-088). Netherlands Energy Research Foundation, Petten.
- Van der Sloot, H. A., van der Wegen, G. J. L., Hoede, D. & de Groot, G. J. (1994): Intercomparison of leaching tests for stabilised waste. [In:] Goumans, J. M., van der Sloot, A. H. & Aalbers, T. G. (Eds.): *Environmental aspects of construction with waste materials*. Amsterdam, Elsevier Science.
- Van der Sloot, H. A., van Zomeren, A., Dijkstra, J. J., Hoede, H., Jacobs, J. & Scharff, H. (2003): Prediction of long term leachate quality and chemical speciation for a predominantly inorganic waste landfill. [In:] Christensen, T. H., Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): *Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, CISA, CD-ROM.
- Van Husen, D. (1968): Ein Beitrag zur Talgeschichte des Ennstals im Quartär. *Mitt. Ges. Geol. Bergbaustud. Österr.*, 23, 55-68.
- Van Krevelen, D. W. (1961): *Coal: Typology, chemistry, physics, constitution*. Amsterdam, Elsevier.
- Vroon, R. C., Oonk, H. & Van Marwijk, W. G. (1999): A lab-scale exploration of the long term behaviour of MSOR in a flushing bioreactor. [In:] Christensen, T. H., Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): *Proceedings Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Vol. I, Cagliari, CISA, 305-312.
- Walter, J. (1992): *Flora und Sukzessionsverhältnisse auf Mülldeponien in verschiedenen Gebieten Österreichs*. Diplomarbeit, Formal- und Naturwissenschaftliche Fakultät, Universität Wien, Wien.
- White, R. E., Dyson, J. S., Haigh, R. A., Jury, W. A. & Sposito, G. (1986): A transfer function model of solute transport through soil. 2. Illustrative applications. *Water Resour. Res.*, 22, 2, 248-254.
- White, W. B. (2002): Karst hydrology: recent developments and open questions. *Eng. Geol.*, 65, 85-105.

- Wolters, N. (1965): Alterung, Verwitterung und Auslaugung abgelagerter Feststoffe. Wasser, Luft und Betrieb, 3, 154-156.
- Yu, Z., Turetsky, M. R., Campell, I. D. & Vitt, D. H. (2001): Modelling long-term peatland dynamics – II – Processes and rates as inferred from litter and peat-core data. Ecol. Model., 145, 159-173.
- Zeiss, C. & Major, W. (1993). Moisture Flow through Municipal Solid Waste: Pattern and Characteristics. J. Environ. Syst., 22, 3, 211-232.
- Zeitz, J. (1997): Zur Geochemie von Mooren. [In:] Matschullat, J., Tobschall, H. J. & Voigt, H.-J. (Hrsg.): Geochemie und Umwelt. Berlin etc., Springer, 75-94.
- Zimmermann, P., Doka, G., Huber, F., Labhardt, A. & Menard, M. (1996): Ökoinventare von Entsorgungsprozessen. Institut für Energietechnik Gruppe Energie-Stoffe-Umwelt der ETH Zürich (Hrsg.), ESU-Reihe Nr. 1/96, Zürich.
- Zingg, T (1935): Beitrag zur Schotteranalyse. Schweiz. Min. Petrol. Mitt., 15, 39-140.
- Zweifel, H. R., Johnson, C. A. & Hoehn, E. (1999): Langzeitanalysen der Hauptelemente von Sickerwässern aus Altdeponien. Müll und Abfall, 12, 727-732.

10 ABBILDUNGS-, TABELLEN- UND ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

10.1 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Schematische Darstellung des ein-, zwei- und dreistufigen Modells der Methangärung (aus Braun, 1982)	18
Abbildung 2:	Vereinfachtes Schema der in einer Hausmülldeponie ablaufenden anaeroben Prozesse. (nach Schobert, 1978 zitiert in Stegmann & Spendlin, 1987)	20
Abbildung 3:	Ausgangssubstanzen und Produkte des anaeroben Abbaus in Hausmülldeponien (nach Stafford et al, 1981)	20
Abbildung 4:	Reduktionsreihenfolge anorganischer Wasserstoffakzeptoren (aus Braun, 1982)	22
Abbildung 5	Grobschema der nach Phasen (I-V, siehe Abschnitt 1.3) aufgeschlüsselten Zusammensetzung von Deponiegas und -sickerwasser (nach Farquhar & Rovers, 1973).	24
Abbildung 6:	Korngrößenzusammensetzung frischen und 15 Jahre alten Hausmülls (nach Turczinski, 1988)	33
Abbildung 7:	Wasserspannungs-Wassergehaltsbeziehung von Hausmüll (nach Straub & Lynch, 1982)	35
Abbildung 8:	Vorgangsweise bei der Bestimmung des langfristigen Deponieverhaltens. Der Charakterisierung des Abfalls (1.) und der Ablagerung (2.) folgt die Charakterisierung der über die Zeit ablaufenden Prozesse (3.) und deren Wechselwirkungen untereinander(4.)	37
Abbildung 9:	Akkumulierter Stoffumsatz verschiedener Prozesse im Laufe der Zeit	39
Abbildung 10:	Schnitt durch eine bronzezeitliche Scheidehalde aus dem Bergbaugebiet Kelchalpe bei Kitzbühel (aus Preuschen & Pittioni, 1937)	40
Abbildung 11:	Abschätzung der stoffspezifischen Zeitspannen bis zur Erreichung umweltverträglicher Emissionen einer Siedlungsabfalldeponie (aus Henseler et al., 1985).	49
Abbildung 12:	Chloridemissionen unterschiedlich alter Haumülldeponien (Zweifel et al., 1999).	51
Abbildung 13	Querschnitt der Deponieversuchsanlage Breitenau (aus Riehl-Herwirsch et al., 1995)	53
Abbildung 14:	NH ₄ -N-Konzentrationen im Sickerwasser der drei Felder (Deponie Breitenau).	57
Abbildung 15:	Stoffflüsse der Deponie Breitenau im Betrachtungszeitraum 1987-2002 (Felder 1-3; nach Huber et al., 2004)	58
Abbildung 16:	Chloridemissionen unterschiedlich alter Haumülldeponien. Mittleres Deponiealter vs. Konzentration (Daten nach Zweifel et al., 1999).	59
Abbildung 17:	Deponiesimulationsreaktor (0,12 m ³) nach Heyer et al. (1998a)	62
Abbildung 18:	Typische Konzentrationsverläufe aus DSR-Versuchen (aus Heyer et al., 1996).	63
Abbildung 19:	Berechneter Verlauf der CSB-Belastung des Sickerwassers einer Hausmülldeponie	69
Abbildung 20:	Durchlässigkeitswerte von kristallinem Gestein bzw. Gebirge ermittelt auf verschiedenen Maßstabsskalen (nach Clauser, 1992 zitiert in Sánchez-Vila et al., 1996)	70

Abbildung 21:	Transport, Erosion und Sedimentation von Teilchen in aquatischen Regimes in Abhängigkeit von Korngröße und Fließgeschwindigkeit des Transportmediums (nach Hjülström, 1935)	71
Abbildung 22:	Systemdefinition „Österreichische Abfallwirtschaft“ (aus Döberl et al., 2002a)	82
Abbildung 23:	Systemdefinition „Modelldeponie“ (aus Döberl et al., 2001)	82
Abbildung 24:	Schematische Darstellung der Güterflüsse der Modelldeponien (aus Brunner et al., 2001)	83
Abbildung 25:	Berechnete Stoffflüsse aus den Modelldeponien (aus Eder & Döberl, 2002)	87
Abbildung 26:	Emissionsschema für „organische“ Deponietypen (aus Döberl et al., 2002a).	87
Abbildung 27:	Summe der Methanemissionen der Restmülldeponie im Maßnahmenfall „Status quo Fortschreibung“.	92
Abbildung 28:	Summe der Kohlendioxidemissionen der Restmülldeponie im Maßnahmenfall „Status quo Fortschreibung“ nach Etablierung aerober Verhältnisse.	93
Abbildung 29:	Summe der Sulfatemissionen der Restmülldeponie im Maßnahmenfall „Status quo Fortschreibung“	93
Abbildung 30:	Chloridemissionen aus der Restmülldeponie im Maßnahmenfall „Status quo Fortschreibung“	94
Abbildung 31:	Berechnete Stoffverteilungen für die Outputgüter von Restmülldeponien nach 10.000 Jahren	95
Abbildung 32:	Änderung der jährlich gebildeten Methanmenge in Prozent des theoretischen Gesamtbildungspotentials	103
Abbildung 33:	Kohlenstofffraktionen in Restmüll (Datengrundlage: verändert nach Neumayer, 1999)	103
Abbildung 34:	Kohlenstofffraktionen im Restmüll nach 100 Jahren Deponierung bei Annahme eines homogenen Abfallkörpers unter Vernachlässigung des Massenverlustes	104
Abbildung 35:	Mobilisierbarkeit von Schwermetallen in Abhängigkeit von den pH- und Redoxbedingungen (nach Förstner et al., 1989)	105
Abbildung 36:	Beispiel für ein natürliches Analogon zum Studium der Auswirkungen radioaktiver Abfälle auf die Umwelt (aus GRS Braunschweig, 2003)	108
Abbildung 37:	Verwitterungsphasen in einem Hohlraum eines vulkanischen Glases (aus FZK, 2003)	109
Abbildung 38:	Schema eines Karstwassersystems, das als hydrogeologisches Analogon für den Wasserfluss in Hausmülldeponien herangezogen werden kann (aus Maloszewski et al., 2002).	114
Abbildung 39:	(a) Abflusskurven von unterschiedlichen Karstwassersystemen.	115
Abbildung 40:	Abflusskurven der Deponie Breitenau (Feld 1). Basisabfluss und Abflussspitzen.	116
Abbildung 41:	Abflusskomponenten der Oktober-Abflussspitze auf Feld 1 der Deponie Breitenau.	116
Abbildung 42:	Gemessene Tracerkonzentrationen im Sickerwasser von Feld I (aus Döberl et al., 2002b)	117
Abbildung 43:	Interpolierte Durchbruchkurve der Tagesmittelwerte und Niederschläge (aus Döberl et al., 2002b)	118
Abbildung 44:	Sickerwasserabfluss und damit korrespondierender Tracer-Massenfluss auf Feld 1 (aufgegebene Tracermasse: 1 kg; aus Döberl et al., 2002b)	119
Abbildung 45:	Durchsatz an Sickerwasser-Bed-Volumes in Feld 1 im Verhältnis zum normalisierten Tracer-Massenfluss (aus Döberl et al., 2002b)	120
Abbildung 46:	Gemessene Tracerdurchbruchkurve und nach Jury (1982) modellierte Kurve der Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion (probability density	

	function – pdf) für die Tage 1-50 des Tracerversuches (aus Döberl et al., 2002b)	122
Abbildung 47:	Abflusskomponententrennung der Abflussspitze Ende September 2001 (aus Döberl et al., 2002b)	123
Abbildung 48:	Abflusskomponententrennung der Abflussspitze Ende März 2002 (aus Döberl et al., 2002b)	124
Abbildung 49:	Erosionsszenario einer Deponie (aus Brunner et al., 2001; neu berechnet nach einer Darstellung aus Baccini et al., 1992)	126
Abbildung 50:	Stabilitätsfelder der Schwefel-Spezies bei 25°C und 101,324 kPa (nach Hem, 1985).	127
Abbildung 51:	Schnitt durch ein Hoch- und ein Niedermoor(aus Averdieck & Hayen, 1990).	132
Abbildung 52:	Niedermoorlandschaft im Ennstal im Vorfeld der Gesäuseberge (Ennstaler Alpen, Steiermark; Blickrichtung E = Fließrichtung der Enns; Photo aus Beckel, 1996).	133
Abbildung 53:	Schema eines Niedermoors (nach Clymo, 1992)	134
Abbildung 54:	Van-Krevelen-Diagramm der Inkohlungsreihe (Diagramm nach Van Krevelen, 1961 aus Naucke, 1974 zitiert in Naucke, 1990)	134
Abbildung 55:	Gegenüberstellung der Korngrößenbereiche von frischem und 15 Jahre altem Hausmüll (nach Turczinski, 1988) sowie Torfmaterial aus einem Niedermoor (nach Döberl & Wilhelmy, 1998).	139
Abbildung 56:	Durchlässigkeiten unterschiedlicher Torfe in Abhängigkeit vom Zersetzungsgrad und Pflanzenresten (aus Schweikle, 1990)	140
Abbildung 57:	Vergleich der Wassergehalts-Wasserspannungsbeziehung von verschiedenen Torfen (nach Schweikle, 1990) und Hausmüll (nach Straub & Lynch, 1982)	141
Abbildung 58:	Profile von drei Marschablagerungssequenzen mit fossilen Torflagen (aus Dellwig et al., 2002).	142
Abbildung 59:	Nach Abschnitt 4.3.4.3 berechnete Methanbildungsrate einer Hausmülldeponie (40.000 m ² Oberfläche)	143
Abbildung 60:	Korrelation von Torfverzehr und klimatischen Bedingungen (nach Eggelsmann, 1978 aus Zeitz, 1997)	149
Abbildung 61:	Zusammenhang zwischen mineralisiertem Kohlenstoff und Torfchwund (Daten aus Zeitz, 1997)	150
Abbildung 62:	DOC-Konzentration im Porenwasser von Torfablagerungen unterschiedlicher Abbaupunkte (aus Glatzel et al., 2003).	151
Abbildung 63:	In Abhängigkeit der betrachteten Zeiträume vorgeschlagene Modellansätze zur Bestimmung des Verhaltens von Hausmülldeponien	154
Abbildung 64:	Gehalte an organischem Kohlenstoff und Schwermetallen in Bezug auf die ursprünglichen Gehalte. Angegeben sind auch Unsicherheitsbereiche.	155
Abbildung 65:	Schema der zu erwartenden Emissionen aus Hausmülldeponien	156
Abbildung 66:	Geometrie und Untergrundverhältnisse der Modelldeponie (aus Brunner et al., 2001)	157
Abbildung 67:	Kohlenstoffpools und ihre emittierte Spezies unter Berücksichtigung der Deponieheterogenität	162
Abbildung 68:	Beitrag einzelner Stoff- und Gütergruppen zum Chlorgehalt im Restmüll. Gesamtgehalt: rund 8.700 mg/kg TS (Daten nach Morgan, 2002)	163
Abbildung 69:	Chlorpools und Chloridemissionspotential unter Berücksichtigung der Deponieheterogenität	164

10.2 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Mittlere und maximale Konzentrationen im Sickerwasser von Hausmülldeponien	26
Tabelle 2:	Sickerwasserkonzentration ausgewählter Stoffe aus Hausmülldeponien nach verschiedenen Quellen	27
Tabelle 3	Prozentuelle Zusammensetzung von Restmüll, feucht (Quelle: BAWP, 1998)	31
Tabelle 4:	Stoffkonzentration in Rest- und Hausmüll nach verschiedenen Autoren	31
Tabelle 5:	Zusammensetzung von Restmüll (überarbeitet nach Neumayer, 1999; aus Brunner et al., 2001)	32
Tabelle 6:	Liste der Faktoren, die bekannt sein müssen, um eine Deponie ganzheitlich beurteilen zu können sowie der heutige Wissensstand darüber	36
Tabelle 7:	Übersicht und Charakteristika von Modellen zur Bestimmung des langfristigen Emissionsverhaltens von Deponien	47
Tabelle 8:	Zusammenstellung der Mittel-, Maximal- und Minimalkonzentrationen des Sickerwassers der Deponie Breitenau sowie der in Österreich geltenden Einleitgrenzwerte in Fließgewässer (BGBl. 613/92).	57
Tabelle 9:	Verfügbare (unter Deponiebedingungen langfristig austragbare) Stoffkonzentrationen nach verschiedenen Autoren (Initialgehalte im Restmüll nach Belevi & Baccini, 1989)	64
Tabelle 10:	Erforderliche Nachsorgezeiträume für ausgewählte Stoffe (nach Heyer et al., 1998b)	64
Tabelle 11:	Erforderliche Nachsorgezeiträume für Hausmülldeponien nach verschiedenen Autoren (aus Krümpelbeck, 2000)	67
Tabelle 12:	Werte für den Initialgehalt und die verfügbare Menge ($m(0)$) nach Belevi & Baccini (1989)	73
Tabelle 13:	Eingangsdaten der Berechnung (aus Brunner et al., 2001)	89
Tabelle 14:	Puffersubstanzen, Pufferreaktionen und pH-Bereiche der Pufferung in Böden (nach Schwertmann et al., 1987)	129
Tabelle 15:	Zusammenstellung der Zusammensetzung von Torfen und den jeweiligen Vergleichsmaterialien aus der besprochenen Literatur	137
Tabelle 16:	Zusammenstellung der in Torfen und Restmüll vorkommenden organischen Verbindungen (Daten: nach Neumayer, 1999)	138
Tabelle 17:	Zusammenstellung einiger hydraulischer Parameter von Torf (nach Schweikle, 1990 und Dachroth, 1992) und Hausmüll (nach Beaven & Powrie, 1995 und Powrie & Beaven, 1999)	140
Tabelle 18:	Zusammenstellung von Abbaukonstanten und „Halbwertszeiten“ für den anaeroben Abbau von Hausmüll(komponenten) (aus Ehrig, 1991)	144
Tabelle 19:	Zusammenstellung ermittelter Abbaukonstanten für Kunststoffe (aus Miller & Ciesceri, 2003)	146
Tabelle 20:	Zusammenstellung von pH-Bedingungen in verschiedenen Moortypen (nach Succow, 1988)	147
Tabelle 21:	Zusammenfassende Darstellung des Vergleiches Hausmüll(deponie) vs. Torf(ablagerung)	153
Tabelle 22:	Stoffliche Zusammensetzung des Abfalls („Restmüll“) in der Modelldeponie	159
Tabelle 23:	Zusammensetzung der Abfallmatrix in der Modelldeponie	159
Tabelle 24:	Berechnetes Gasbildungspotential der Modelldeponie	160

10.3 Abkürzungsverzeichnis

AOX	Adsorbable Organic Halogens (adsorbierbare organische Halogene)
ASTRA	Studie „Auswirkungen unterschiedlicher Szenarien der thermischen Verwertung von Abfällen in Österreich“ (Fehring et al., 1997)
AWG	Österreichisches Abfallwirtschaftsgesetz
BAWP	Österreichischer Bundesabfallwirtschaftsplan
BEWEND	Studie „Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie“ (Brunner et al., 2001; Döberl et al., 2002a)
BMLFUW	Österreichisches Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
BOD	Biological Oxygen Demand (Biologischer Sauerstoffbedarf – BSB)
BSB ₅	Biologischer Sauerstoffbedarf innerhalb von 5 Tagen
BUWAL	Schweizerisches Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
BV	Bed-Volume („Sickerwasser-Grundvolumen“ siehe Gleichung 19)
COD	Chemical Oxygen Demand (Chemischer Sauerstoffbedarf – CSB)
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf (Chemical Oxygen Demand – COD)
DOC	Dissolved Organic Carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
DSR	Deponiesimulationsreaktor (Landfill Simulation Reactor – LSR)
EAWAG	Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz in Dübendorf
Eh	Redoxpotential
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
FS	Feuchsubstanz
FZK	Forschungszentrum Karlsruhe
HDPE	High-Density Polyethylen
IDM	Induktiv-magnetisches Durchflussmessgerät
KAK	Kationenaustauschkapazität
LDPE	Low-Density Polyethylen
L/S	Liquid/Solid-Ratio (Wasser/Feststoff-Verhältnis – W/F)
LSR	Landfill Simulation Reactor (Deponiesimulationsreaktor – DSR)
MBA	Mechanisch-biologische Anlage
MSW	Municipal Solid Waste (Hausmüll; Siedlungsabfall)
MVA	Müllverbrennungsanlage
NMVOC	Non-Methane Volatile Organic Compounds (flüchtige organische Nicht-Methan-Verbindungen)
ÖWAV	Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband
PVC	Polyvinylchlorid
SFA	Stoffflussanalyse
STRANDEZA	Studie „Neue Strategien zur Nachsorge von Deponien und zur Sanierung von Altlasten“ (Döberl et al., 2002b; 2004)
T _{1/2}	Halbwertszeit
TKN	Total-Kjeldahl-Nitrogen (Gesamtstickstoffgehalt nach Kjeldahl)
TOC	Total Organic Carbon (Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff)
TS	Trockensubstanz
UBA	Umweltbundesamt Wien
W/F	Wasser/Feststoff-Verhältnis (liquid/solid-ratio – L/S)

Lebenslauf

Gernot Döberl

Persönliche Angaben	Geburtsdatum	5. Mai 1971
	Geburtsort	Leoben, Steiermark
	Wohnort	Wien
	Staatsangehörigkeit	Österreich
	Email	g.doeberl@iwa.tuwien.ac.at
Ausbildung	2001 – 2004	Doktoratsstudium an der Abteilung Abfallwirtschaft und Stoffhaushalt, Fakultät für Bauingenieurwesen der TU Wien
	12/1996	Abschluss des Diplomstudiums als Mag. rer. nat.
	1991 - 1996	Diplomstudium der Technischen Geologie an der Universität Wien, der TU Wien und der BOKU Wien Titel der Diplomarbeit: „Hydrogeologie und Hydrogeochemie des Einzugsgebietes der Gr. Föls (Eisenerz, Steiermark)“
	1990 - 1991	Studium der Technischen Chemie an der TU Wien
	1989 - 1990	Präsenzdienst als Sanitäter in Melk
	06/1989	Matura (Naturwissenschaftlicher Zweig)
	1981 - 1989	Bundesrealgymnasium Waidhofen/Ybbs
Berufliche Tätigkeiten	seit 07/2003	Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien
	1999 - 2003	Universitätsassistent am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien
	1998 - 1999	Anstellung im Technischen Büro für Geologie und Mineralogie Mag. Marcus Wilhelmy (Telfes im Stubai)
	1997	Freier Mitarbeiter des Institutes für Angewandte Geologie der BOKU Wien und der Geologischen Bundesanstalt (Fachabteilung Rohstoffgeologie)
	1995 - 1996	Angestellter bzw. freier Mitarbeiter des Büros für Umweltgeologie, Geoökologie und Angewandte Mineralogie Dr. Herbert Pirkl (Wien und Eisenerz)
Mitgliedschaften	Österreichische Geologische Gesellschaft seit 1992	
	Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV)	
	seit 2001	Mitglied des Deponieausschusses
	seit 2002	Leiter des Unterausschusses „Deponieoberflächenabdeckung“
	Österreichisches Normungsinstitut (ÖN)	
	seit 2002	Mitglied der Arbeitsgruppe „Gefährdungsabschätzung von Altlasten“