

Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien

vom Fachbereich Bauingenieurwesen
der Bergischen Universität - Gesamthochschule Wuppertal
genehmigte Dissertation
zur Erlangung des akademischen Grades Doktor-Ingenieur

von
Dipl.-Biol. Inge Krümpelbeck
aus Essen

Dissertation eingereicht am:	08.09.1999
Tag der mündlichen Prüfung:	14.04.2000
Erster Gutachter:	Univ.-Prof. Dr.-Ing. H.-J. Ehrig Bergische Universität - GH Wuppertal
Zweiter Gutachter:	Univ.-Prof. Dr.-Ing. R. Stegmann Technische Universität Hamburg-Harburg
Vorsitzender der Prüfungskommission:	Univ.-Prof. Dr.-Ing. B. Walz Bergische Universität - GH Wuppertal

**Our knowledge can only be finite,
while our ignorance must necessary be infinite.**

Sir Karl Popper

Inhaltsverzeichnis

ABBILDUNGSVERZEICHNIS	IV
TABELLENVERZEICHNIS.....	VII
1 EINLEITUNG	1
2 KENNTNISSTAND	3
2.1 Entwicklungsgeschichte der Deponien.....	4
2.2 Die Deponie als Reaktor.....	9
2.2.1 Methanbakterien	11
2.2.2 Wassergehalt und Temperatur in Deponien	14
2.3 Sickerwasser.....	17
2.3.1 Sickerwassermenge	19
2.3.2 Sickerwasserqualität	22
2.4 Deponiegas.....	27
2.4.1 Gasprognosemodelle	29
2.4.2 Gasqualität	34
2.5 Oberflächenabdeckung	37
2.6 Langzeitverhalten von Deponien	40
2.7 Möglichkeiten zur Intensivierung der Umsetzungsprozesse in der Deponie.....	42
3 MATERIAL UND METHODEN	44
3.1 Mittelwertbildung	46
3.2 Charakterisierung der Deponien	47
4 ERGEBNISSE.....	50
4.1 Sickerwasserqualität	50
4.1.1 Schwankungsbreite der Einzelwerte für ausgewählte Parameter	50
4.1.2 Mittlere Konzentrationen der Parameter innerhalb vorgegebener Zeitintervalle	55
4.1.3 Frachten der Sickerwasserinhaltsstoffe	66

4.1.4	Entwicklung der Konzentrationen der Sickerwasserinhaltsstoffe nach Abschluß der Deponie	70
4.1.5	Sickerwasser-Niederschlagsverhältnis in Bezug auf die jeweilige Oberflächenabdeckung	76
4.1.6	Gegenüberstellung des Wasser-Feststoff-Verhältnisses und einzelner Sickerwasserkonzentrationen von Deponien und Deponiesimulationsreaktoren	81
4.2	Deponiegas.....	89
4.2.1	Gasparameterkonzentrationen	89
4.2.2	Gaskonzentrationen luftfrei berechnet	92
4.2.3	Vergleich der Konzentrationen von Spurenstoffen im Deponiegas	93
4.2.4	Gasmenge	95
4.2.4.1	Oberflächenabdichtung und Gasproduktion.....	97
4.2.4.2	Berechnung des Vertrauensbereichs für die erfaßten Gasmengen.....	101
4.2.4.3	Gegenüberstellung der C-Emissionen aus dem Sickerwasser und dem Deponiegas	103
4.2.5	Gegenüberstellung von gemessenen Gasmengen an einzelnen Deponien mit Gasprognosen	105
4.3	Abschätzung der Nachsorge.....	113
4.3.1	Sickerwasserparameter und Grenzwerte	114
4.3.2	Extrapolation des Parameters CSB	115
4.3.3	AOX-Extrapolationen	119
4.3.4	Extrapolation des Parameters Gesamtstickstoff	120
4.3.5	Extrapolationen des Parameters Chlorid	121
4.3.6	Extrapolationen der Schwermetalle im Sickerwasser	122
4.3.7	Emissionszeiträume im Überblick	122
4.4	Prognose der Emissionspotentiale verschiedener Sickerwasserparameter	123
4.4.1	Gesamtemissionen verschiedener Parameter	125
5	DISKUSSION UND AUSBLICK.....	130
5.1	Sickerwasserqualität	130
5.1.1	Sickerwasserverhalten von Deponien und Deponiesimulationsreaktoren	133
5.2	Sickerwassermenge - Gasmenge - Oberflächenabdichtung.....	135
5.3	Gasproduktion	137
5.3.1	Gasmengenprognosen	142
5.4	Frachten, Emissionspotentiale und Nachsorgezeiträume.....	142
5.5	Bilanzierung der Frachten aus kommunalen Kläranlagen und Siedlungsabfalldeponien...	146
5.5.1	Gegenüberstellung der Emissionen	147
5.5.1.1	Berechnung der Frachten.....	150

5.5.2	Vergleich der errechneten Frachten mit dem Modell von BACCINI, BELEVI, LICHTENSTEIGER [1992]	163
5.6	Für und Wider einer Oberflächenabdichtung	165
5.7	Prognose des langfristigen Deponieverhaltens bei unterschiedlicher Vorgehensweise während der Nachsorgephase	168
5.8	Die Deponie als Risikofaktor in der Literatur	174
5.9	Konzeptvorschläge zum langfristigen Umgang mit Deponien, die mit unvorbehandelten Abfällen verfüllt wurden	176
6	ZUSAMMENFASSUNG	182
7	LITERATURVERZEICHNIS	186
	ANHANG 1	197
	ANHANG 2	201
	ANHANG 3	204
	ANHANG 4	205
	DANKSAGUNGEN	206

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1: Kohlenstoffkreislauf aus SCHLEGEL [1992]	3
Abb. 2.2: Entwicklung der Basisabdichtungssysteme in NRW [SCHMIDT, 1993]	8
Abb. 2.3: Zeitliche Entwicklung der Gehalte typischer Inhaltsstoffe in der Gas- und Wasserphase von Siedlungsabfalldeponien [CHRISTENSEN UND KJELDSEN, 1989]	11
Abb. 2.4: Methanbildung aus unterschiedlichen Ausgangsstoffen [HARTMANN, 1992]	13
Abb. 2.5: Energetik der Methanbildung aus Säuren und durch Reduktion des Kohlendioxids [HARTMANN, 1992]	14
Abb. 2.6: Schematische Darstellung des Wasserhaushaltes einer Deponie [RAMKE, 1991]	18
Abb. 2.7: Einfluß der Bodenart auf die Sickerwasserhöhe bei $N = 748 \text{ mm/a}$, nach PROKSCH [1990]	21
Abb. 2.8: Schematischer Aufbau einer Entgasungsanlage nach RETTENBERGER ET AL. [1995]	28
Abb. 2.9: Schema des Langzeitmodells von RETTENBERGER UND MEZGER [1992]	36
Abb. 2.10: Basis- und Oberflächenabdichtung nach TASI für Deponien der Klasse II	37
Abb. 4.1: Darstellung der Einzelwerte für den Parameter pH-Wert.	51
Abb. 4.2: Darstellung der Konzentrationen des Parameters CSB als Einzelwerte der Deponien	51
Abb. 4.3: Darstellung der Konzentrationen des Parameters $\text{NH}_4\text{-N}$ als Einzelwerte der Deponien	52
Abb. 4.4: Darstellung der Konzentrationen des Parameters AOX als Einzelwerte der Deponien	52
Abb. 4.5: Darstellung der Konzentrationen des Parameters Chlorid als Einzelwerte der Deponien	53
Abb. 4.6: Darstellung der Konzentration des Parameters Cadmium als Einzelwerte der Deponien	53
Abb. 4.7: CSB-Konzentrationsverteilung der einzelnen Werte in Bezug zu unterschiedlichen Zeiträumen (älterer Deponien)	57
Abb. 4.8: CSB-Konzentrationsverteilung der einzelnen Werte in Bezug zu unterschiedlichen Zeiträumen (jüngere Deponien)	57
Abb. 4.9: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationsverteilung der einzelnen Werte in Bezug zu unterschiedlichen Zeiträumen (jüngere Deponien)	58
Abb. 4.10: Aerob und anaerobe metabiotische Mineralisierung des natürlichen Abfalls [nach KUCKLICK, HARBORTH, HANERT 1996]	65
Abb. 4.11: CSB-Fracht im Sickerwasser der Deponien	67
Abb. 4.12: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fracht im Sickerwasser der Deponien	68
Abb. 4.13: AOX-Fracht im Sickerwasser der Deponien	68
Abb. 4.14: Chlorid-Fracht im Sickerwasser der Deponien	69
Abb. 4.15: Zink-Fracht im Sickerwasser der Deponien	69
Abb. 4.16: Cadmium-Fracht im Sickerwasser der Deponien	70
Abb. 4.17: 95 %-iger Vertrauensbereich für den CSB-Konzentrationsverlauf nach Abschluß der Abfallschüttung	72
Abb. 4.18: 95 %-iger Vertrauensbereich für den $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationsverlauf nach Abschluß der Abfallschüttung	72
Abb. 4.19: 95 %-iger Vertrauensbereich für den AOX-Konzentrationsverlauf nach Abschluß der Abfallschüttung	74

Abb. 4.20: 95 %-iger Vertrauensbereich für den Chloridkonzentrationsverlauf nach Abschluß der Abfall-	
schüttung	74
Abb. 4.21: 95 %-iger Vertrauensbereich für den Zinkkonzentrationsverlauf nach Abschluß der Deponien	75
Abb. 4.22: Darstellung der prozentualen Verteilung der unterschiedlichen Oberflächenabdichtungssysteme	77
Abb. 4.23: Darstellung der Sickerwasser- und Niederschlagsmengen der Deponie D31 (geringfügige Boden-	
abdeckung); 16. Jahr ist letztes Betriebsjahr.	79
Abb. 4.24: Darstellung der Sickerwasser- und Niederschlagsmengen der Deponie D10, Bodenabdeckung > 1 m,	
Jahr 11 letztes Betriebsjahr	80
Abb. 4.25: Darstellung der Sickerwasser- und Niederschlagsmengen der Deponie D15 (mineralische	
Abdichtung); 7. Jahr ist letztes Betriebsjahr.	80
Abb. 4.26: Gegenüberstellung der CSB-Konzentrationen von Deponien und DSR in Relation zum jeweiligen	
Wasser-Feststoff-Verhältnis (W/F)	84
Abb. 4.27: Gegenüberstellung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen von Deponien und DSR in Relation zum jeweiligen	
Wasser-Feststoff-Verhältnis	85
Abb. 4.28: Gegenüberstellung der Chlorid-Konzentrationen von Deponien und DSR in Relation zum jeweiligen	
Wasser-Feststoffverhältnis	86
Abb. 4.29: Jahresmittelwerte der im Deponiegas gemessenen Methan-, Kohlendioxid-, Stickstoff- und	
Sauerstoffkonzentrationen	91
Abb. 4.30: Verhältnis von Sauerstoff zu Stickstoff im Deponiegas	92
Abb. 4.31: Entwicklung der Methan- und Kohlendioxidkonzentrationen, luftfrei berechnet	93
Abb. 4.32: Erfasste Gasmengen der untersuchten Deponien nach dem Abschluß der Deponie	97
Abb. 4.33: Gasmengenverläufe von 8 Deponien mit unterschiedlichen Oberflächenabdichtungssystemen	98
Abb. 4.34: Darstellung eines 95 %-igen Vertrauensbereichs für die erfaßten Gasmengen der Deponien	102
Abb. 4.35: Gegenüberstellung der Kohlenstofffrachten aus Gas und Sickerwasser	103
Abb. 4.36: Berechneter Gasmengenverlauf unter der Annahme der Halbwertszeiten 3,5 a, 6 a und 10 a, Gas-	
potential 187 m^3/t TS und einr 30 -50 %-igen Erfassungsrate	108
Abb. 4.37: Berechneter Gasmengenverlauf unter der Annahme der Halbwertszeiten 3,5 a, 6 a und 10 a, Gas-	
potential 280 m^3/t TS und einr 30 -50 %-igen Erfassungsrate	108
Abb. 4.38: Berechneter Gasmengenverlauf unter der Annahme unterschiedlicher Halbwertszeiten und Gas-	
potentiale, 30 - 50 %-igen Erfassungsrate	109
Abb. 4.39: Berechneter Gasmengenverlauf unter der Annahme der Halbwertszeiten 3,5 a, 6 a und 10 a, Gas-	
potential 187 m^3/t TS und einer 40 - 60 %-igen Erfassungsrate	109
Abb. 4.40: Berechneter Gasmengenverlauf unter der Annahme der Halbwertszeiten 3,5 a, 6 a und 10 a, Gas-	
potential 280 m^3/t TS und einr 40 - 60 %-igen Erfassungsrate	110
Abb. 4.41: Berechneter Gasmengenverlauf unter der Annahme unterschiedlicher HWZen und Gaspotentiale,	
40 - 60 %-igen Erfassungsrate	110
Abb. 4.42: Berechneter Gasmengenbereich unter Annahme einer 3,5- und 6-jährigen HWZ, 40 - 60 %-iger	
Erfassungsrate und einem Gaspotential von 280 m^3/t TS	111
Abb. 4.43: Gasmengenverläufe, die aus dem für optimal erachteten Bereich herausfallen	112
Abb. 4.44: Prognose der CSB-Konzentrationsverläufe der Deponien D1, D5,II und D9	116
Abb. 4.45: Darstellung der Extrapolationen für den Parameter CSB	117

<i>Abb. 4.46: Mögliche CSB-Konzentrationsverläufe über geologische Zeiträume anhand der Extrapolation der mittleren CSB-Konzentrationen nahezu aller Deponien</i>	118
<i>Abb. 4.47: Darstellung der Extrapolationen für den Parameter AOX</i>	120
<i>Abb. 4.48: Extrapolationen des Parameters Chlorid</i>	122
<i>Abb. 4.49: Summenkurven des langfristig zu erwartenden CSB-Emissionspotentials</i>	125
<i>Abb. 5.1: Gegenüberstellung der Ergebnisse von KRUG UND HAM [1997] mit den im Rahmen dieser Arbeit erhaltenen Resultaten</i>	133
<i>Abb. 5.2: Gasmengenentwicklung der Deponie Hessheim</i>	136
<i>Abb. 5.3: Zusammenfassung der die Gasfassung maßgeblich beeinflussenden Faktoren</i>	138
<i>Abb. 5.4: Zusammenstellung der anthropogenen Methanemissionsquellen in Deutschland nach BUTZ, 1997</i>	141
<i>Abb. 5.5: Prozentuale Verteilung der Sickerwasserreinigung auf den untersuchten Deponien</i>	148
<i>Abb. 5.6: In Böden eingetragene Stickstofffrachten aus verschiedenen Quellen in den alten Bundesländern, nach DOHMANN [1995]</i>	149
<i>Abb. 5.7: Prognose der CSB-Frachtverläufe bei unterschiedlicher Vorgehensweise in den ersten 150 Jahren nach Deponieabschluß</i>	172
<i>Abb. 5.8: Prognose der CSB-Frachtverläufe bei unterschiedlicher Vorgehensweise in den Jahren 101 - 1.000 nach Deponieabschluß</i>	172

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1a-d: Abgelagerte Mengen an Hausmüll, statistische Angaben	5
Tab. 2.2: Mittlerer Wassergehalt der Feuchtesubstanz, [PIERAU, 1971 zitiert in BAUR, 1990]	16
Tab. 2.3: Sickerwassermenge in Bezug zur Einbautechnik [EHRIG, 1978]	19
Tab. 2.4: Mittlere jährliche Gesamtverdunstung und Abfluß von verschiedenen Landoberflächen und Vegetationsdecken auf tiefgründigen Deckschichten der Bodenart Sand bis schwach lehmiger Sand, Jahresniederschlag $N = 663 \text{ mm/a}$, nach BRECHTEL [1984]	20
Tab. 2.5: Sickerwasserinhaltsstoffe, die Unterschiede zwischen saurer Phase und Methanphase aufweisen, nach EHRIG [1980]	23
Tab. 2.6: Sickerwasserinhaltsstoffe, die keine Unterschiede zwischen den verschiedenen Phasen aufweisen, nach EHRIG [1980]	24
Tab. 2.7: Ergebnisse verschiedener Autoren zum Thema Deponiegaspotential	30
Tab. 2.8: Übersicht der unterschiedlichen Faktoren für Gasprognosemodelle	34
Tab. 2.9: Prognosen zur Dauer der Nachsorgephase bei Deponien	41
Tab. 3.1: Anzahl der Sickerwasseranalysen pro Parameter	45
Tab. 3.2: Anzahl der Gasanalysen pro Parameter	46
Tab. 3.3: Bestimmungsgrenzen	49
Tab. 4.1: Mittelwerte, Maxima und Minima der Sickerwasserkonzentrationen einzelner Parameter für die Jahre 1-5 einer Deponie bzw. eines neu eröffneten Abschnitts.	59
Tab. 4.2: Mittelwerte, Maxima und Minima der Sickerwasserkonzentrationen einzelner Parameter für die Jahre 6-10 für die Deponie bzw. für einen neu eröffneten Abschnitt	60
Tab. 4.3: Mittelwerte, Maxima und Minima der Sickerwasserkonzentrationen einzelner Parameter für die Jahre 11-20 für die Deponie bzw. für einen neu eröffneten Abschnitt	61
Tab. 4.4: Mittelwerte, Maxima und Minima der Sickerwasserkonzentrationen einzelner Parameter für die Jahre 21-30 für die Deponie bzw. für einen neu eröffneten Abschnitt	62
Tab. 4.5: Sickerwassermengen prozentual zum Niederschlag in Relation zum Abdeckungssystem	77
Tab. 4.6: Herkunft und Vorbehandlung der im DSR untersuchten Abfälle ¹ [HÖRING, HELFER, EHRIG, 1998; BRINKMANN ET AL., 1997], ² [HEYER UND STEGMANN, 1997]	82
Tab. 4.7: Darstellung der prognostizierten Frachtsummen der Deponie D7 zum Zeitpunkt eines Wasser-Feststoffverhältnisses von 10	88
Tab. 4.8: Vol.-%-Anteile der Hauptbestandteile des Deponiegases	90
Tab. 4.9: Gegenüberstellung der Konzentrationsbereiche verschiedener Spurenstoffe im Deponiegas anhand der Ergebnisse verschiedener Autoren	94
Tab. 4.10: Modellrechnung zur Ermittlung der maximalen Höhe einer Deponie unter der Voraussetzung der in Abb. 4.34 dargestellten maximalen Gasproduktionsraten zum Zeitpunkt 30 Jahre nach Deponieabschluß	102
Tab. 4.11: Daten zur Berechnung der in den Abb. 4.32 - 4.37 dargestellten Gasprognosen	106
Tab. 4.12: Grenzwerte des Anhang 51 der Rahmen-AbwasserVwV [N. N., 1996]	114
Tab. 4.13: Tabellarische Auflistung der Ergebnisse zum Problem Nachsorgedauer	123
Tab. 4.14: Prognose der Emissionspotentiale für den Sickerwasserpfad anhand ausgesuchter Parameter	128

<i>Tab. 5.1: Modellhafte Gegenüberstellung der Emissionen von kommunalem Abwasser und Sickerwasser einer Deponie</i>	<i>153</i>
<i>Tab. 5.2: Frachten in unterschiedlichen Zeiträumen im Vergleich zu Grenzwerten in der Literatur</i>	<i>157</i>
<i>Tab. 5.3: Abgeleitete Richtwerte in Form von Frachten und Konzentrationen für die Parameter CSB und NH₄-N auf der Basis unterschiedlicher Vorgaben</i>	<i>160</i>
<i>Tab. 5.4: Abschätzung der jährlichen Konzentrationszunahme im Grundwasser, nachdem die Abdichtungen der Siedlungsabfalldeponie nicht mehr funktionstüchtig sind nach BACCINI, BELEVI, LICHTENSTEIGER [1992]</i>	<i>164</i>

1 Einleitung

Menschliche Siedlungstätigkeit führt zum Anfall von Reststoffen - Abfällen - die nicht weiter verwendet werden können und dem natürlichen Stoffkreislauf, zumindest in der Vergangenheit, durch Ablagerung wieder zurückgeführt wurden. In den letzten Jahrzehnten wurden durch die starke Zunahme der Abfallmenge - insbesondere in den achtziger Jahren - den Deponiebetreibern vom Gesetzgeber umfangreiche technische Maßnahmen für einen geordneten Deponiebetrieb auferlegt. Eine dieser neuen Vorgehensweisen bestand in der weitgehenden Konzentration der Abfälle auf zentralen Deponien. Hierdurch kam es einerseits zu einer deutlichen Reduktion der Anzahl der früheren Müllabladeplätze, andererseits führte dies dazu, daß auf Grund der größeren Mengen an Abfall nicht mehr tolerierbare emissionsbedingte Probleme auftraten. Hierzu zählen das Sickerwasser und das Deponiegas. Heute verfügen Deponien sowohl über Einrichtungen zum Sammeln von Sickerwasser als auch zur geordneten Entsorgung des Deponiegases. Dies trifft nicht in jedem Fall auf die älteren Deponien zu. Die Dokumentation des individuellen Emissionsverlaufs stellt sich demzufolge häufig als lückenhaft dar. Eine Prognose der zukünftigen Emissionen erweist sich in diesen Fällen als schwierig.

Das zentrale Problem, das bisher noch nicht befriedigend gelöst werden konnte, ist der zukünftige Umgang mit den bereits endverfüllten Siedlungsabfalldéponien der siebziger bis neunziger Jahre. Trotz der Technischen Anleitung für Siedlungsabfall (TASi [N. N. 1993]) und umfangreicher Forschungsarbeit, die in diesem Bereich geleistet wurde, ist die umweltgerechte Verfahrensweise noch immer umstritten. Zudem existieren z. Z. noch keine Kriterien, die den Zustand beschreiben, der erreicht sein muß, damit eine Deponie aus der Nachsorge entlassen werden kann. Somit ergeben sich noch eine Reihe von offenen Fragen, von denen einige mit Hilfe der Auswertung der Überwachungsdaten von 76 Deponien beantwortet werden sollen. Die Sammlung der Überwachungsdaten erfolgte im Rahmen zweier zeitlich versetzter Untersuchungsvorhaben [KRÜMPSELBECK, 1996; KRÜMPSELBECK UND EHRIG, 1999].

Zu den noch offenen Fragen zählen die folgenden:

- Mit welchen qualitativen und quantitativen Sickerwasseremissionen muß während und nach der Verfüllung einer Deponie gerechnet werden?
- Welche Möglichkeiten gibt es die Menge des Sickerwassers zu beeinflussen?

- Mit welchen Gasmengen muß nach Abschluß der Deponie gerechnet werden? Für welchen Zeitraum kommt es zu umweltrelevanten Mengen?
- Von welchen Gesamtemissionspotentialen muß ausgegangen werden?
- Welche Einflußfaktoren sind für die Höhe der erfaßten Gasmengen ausschlaggebend?
- Wie lange muß insgesamt mit umweltrelevanten Emissionen bei Gas und Sickerwasser gerechnet werden?
- In welcher Weise lassen sich die Zeiträume beeinflussen bzw. verkürzen?
- Wie könnte die zukünftige Entwicklung der Emissionen unter unterschiedlichen Voraussetzungen aussehen?
- Welche Emissionen könnten unter verschiedenen Randbedingungen für eine Deponie toleriert werden?

Die Beantwortung der oben gestellten Fragen eröffnet die Möglichkeit eine fundierte, auf realen Daten basierende Diskussionsgrundlage für die weiteren Erörterungen zu diesem Themenfeld in der Abfallwirtschaft zu schaffen.

Die Ziele der vorliegenden Arbeit sind einerseits die Charakterisierung der zu erwartenden Emissionen von Siedlungsabfalldéponien während des Betriebes und der Nachsorge, andererseits die Prognose der Nachsorgedauer und die Beschreibung des Emissionszustandes, bei dem das Ende der Nachsorge erreicht wird.

2 Kenntnisstand

Deponien sind als Endlager für Abfälle konzipiert. Ziel ist es, für einen unendlichen Zeitraum sowohl eine Schadstoff- als auch allgemeine Kohlendioxidsenke zu haben. Solch eine Senkenfunktion für Kohlendioxid besitzen ansonsten nur natürliche Ökosysteme, wie z. B. Ozeane, Wälder und Tundren (Abb. 2.1). Analog zu diesen Systemen handelt es sich bei den Deponien mit organischem Inhalt ebenfalls um aktive Systeme, d. h. es finden Reaktionen statt, die den Charakter des abgelagerten Abfalls verändern. Bei der Deponie beginnt dieser Prozess, der zu Anfang aerob und später anaerob erfolgt, bereits direkt nach der Ablagerung.

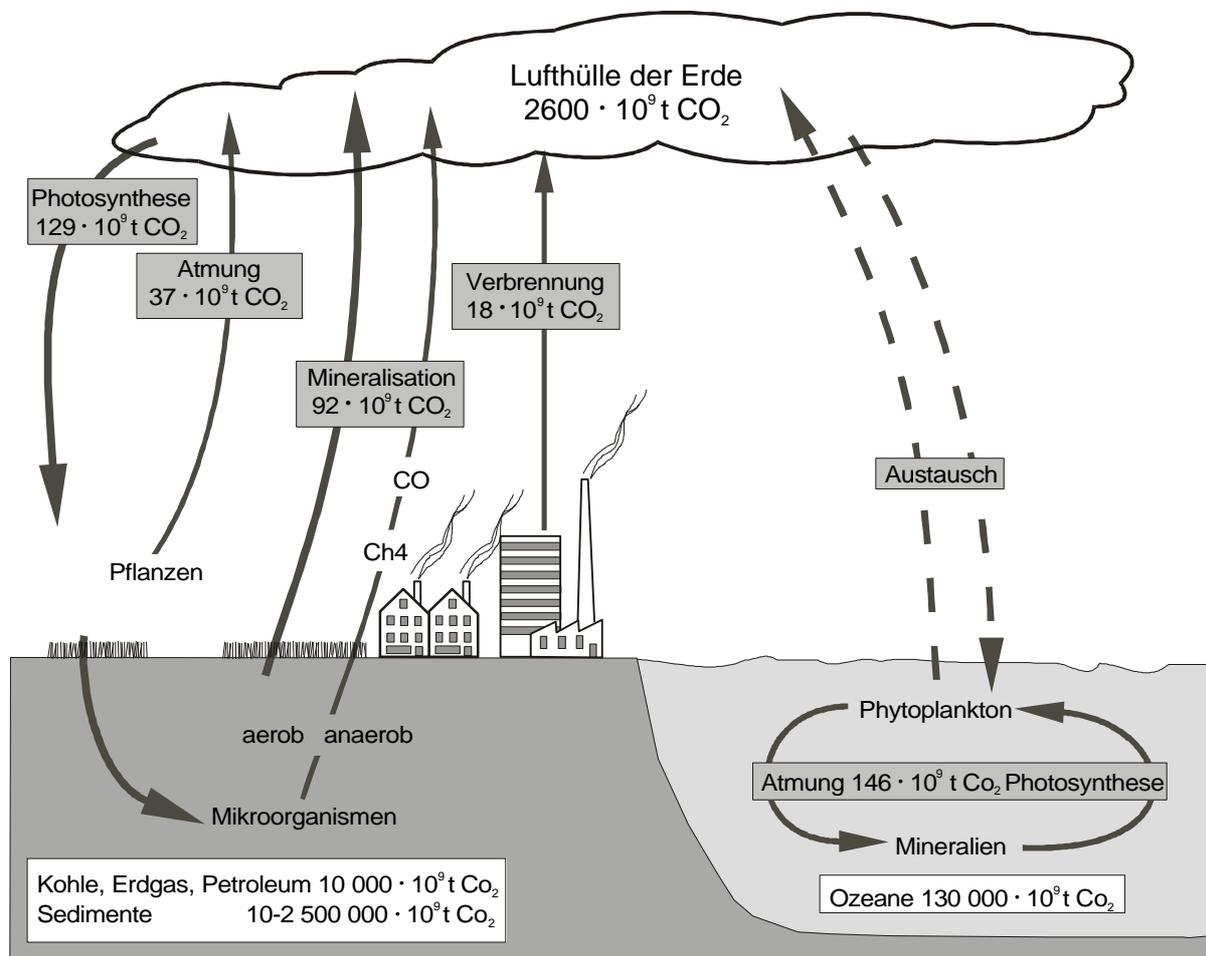


Abb. 2.1: Kohlenstoffkreislauf aus SCHLEGEL [1992]

2.1 Entwicklungsgeschichte der Deponien

Die erste geordnete Deponie wurde 1961 von der Stadt Bochum eröffnet [BILITEWSKI ET AL., 1994]. Unter dem Begriff geordnete Deponie wird hier eine Ablagerung verstanden, die bestimmten Qualitätskriterien unterliegt bzw. unter Einhaltung dieser Vorgaben errichtet worden ist. Zu dem damaligen Zeitpunkt wurde mit diesem Begriff allerdings eine andere Art von Deponietechnik als heute umschrieben, da sich die geforderten Qualitätsstandards im Laufe der Zeit immer wieder dem jeweiligen Stand der Technik angepaßt haben. Noch Anfang der siebziger Jahre wurden Abfälle häufig in für die damalige Zeit als dazu prädestiniert geltenden Kies-, Sand- oder Tongruben unverdichtet abgelagert. Technische Maßnahmen zur Emissionsminderung, wie der Bau einer Basisabdichtung oder die Einhaltung eines Mindestabstandes zum Grundwasser, waren größtenteils noch unbekannt. Eine wasserrechtliche Genehmigung der Überwachungsbehörde war für den damaligen Deponiebetrieb ausreichend. Geologische Untersuchungen wurden nur selten durchgeführt. Zudem wurde zu diesem Zeitpunkt noch an die sogenannte Selbstheilungskraft des Untergrundes geglaubt. Das Problem Sickerwasser war erst seit kurzer Zeit bekannt, das Auftreten von Deponiegas wurde, bis es zu den ersten Schäden - zumeist in der Landwirtschaft - kam, ebenfalls negiert. Erst die Einführung eines Abfallgesetzes im Jahre 1972 führte zu den ersten technischen Anforderungen an die Deponien.

Im selben Jahr kam auch die erste Generation von Kompaktoren auf den Markt. Die Kompaktoren trugen dazu bei, daß eine höhere Abfalldichte erreicht wurde. Im Gegensatz zum bis dahin üblichen Überfahren und Verteilen des Abfalls mit Hilfe von Raupenfahrzeugen, die insgesamt nur eine geringe Verdichtung der Abfälle erzielten, wurde so eine lagenweise Einbautechnik ermöglicht.

Das heute gültige Abfallgesetz und die dazu erlassenen Verwaltungsvorschriften -TA Abfall [N. N., 1991] und TA Siedlungsabfall (TASi) [N. N., 1993] - enthalten genaue Vorgaben über den technischen Aufbau einer Deponie, die abzulagernden Abfällen und die notwendigen Maßnahmen zur Verhinderung von Emissionen und deren Überwachung. Da eine Verwaltungsvorschrift für den Betreiber einer Deponie keine direkt bindende Wirkung besitzt, müssen die darin enthaltenen Vorgaben dem Betreiber durch die Überwachungsbehörde in Form eines Bescheides auferlegt werden. Auf Grund der nun bereits z. T. über Jahrzehnte durchgeführten Überwachungsmaßnahmen ist es möglich, das Emissionsverhalten von Deponien genauer zu charakterisieren und zu prognostizieren.

Eine Zusammenstellung über die Entwicklung der Ablagerungsmengen auf Siedlungsabfalldeponien (entspricht in etwa der Deponieklasse II), die Anzahl der noch betriebenen Deponien und deren technische Ausstattung zeigen die auf Daten des UBA [1988/89 und 1997] basierenden Tab. 2.1a-d.

Tab. 2.1a: Abgelagerte Mengen an Hausmüll

	1980 [Mio. t Abfall]	1984 [Mio. t Abfall]	1990 [Mio. t Abfall]	1993 [Mio. t Abfall]
Alte Länder	21,4	19,4	21,6	
Bundesrepublik				30,5*

*Abfälle zur Beseitigung

Tab. 2.1b: Anzahl der Hausmülldeponien zu unterschiedlichen Zeitpunkten

	1975	1984	1987	1990	1993
Deponieanzahl Alte Länder	4415	385	339	330	269
Deponieanzahl Neue Länder				ca. 2000	291
Deponieanzahl Bundesrepublik				ca. 2330	560

Tab. 2.1c: Anzahl der basisgedichteten Deponien

	Basisabdichtung Stand 1995
Deponieanzahl Alte Länder	115 vollständig 123 teilweise 32 keine
Deponieanzahl Neue Länder	12 vollständig 26 teilweise 164 keine
Deponieanzahl Bundesrepublik	127 vollständig 149 teilweise 196 keine

Tab. 2.1d: Anzahl der Deponien mit Entgasungsanlage

	Deponiegasverwertung 1988/89	Deponiegasverwertung 1995
Deponieanzahl Alte Länder	44 Nutzung 25 Fackel/Muffel k. A.	127 Nutzung 90 Fackel/Muffel 53 keine
Deponieanzahl Neue Länder	k. A. k. A. k. A.	7 Nutzung 15 Fackel/Muffel 180 keine
Deponieanzahl Bundesrepublik		134 Nutzung 105 Fackel/Muffel 233 keine

Die in Tab. 2.1a dargestellte Abfallmengenentwicklung zeigt lediglich geringe Schwankungen der auf Hausmülldeponien bzw. Deponien der Klasse II abgelagerten Abfälle. Ein Grund hierfür sind Recyclingmaßnahmen. Insgesamt ist eine Konzentration der Deponiestandorte im Laufe der letzten 20 Jahre erkennbar (Tab. 2.1b). Insbesondere Anfang der achtziger Jahre entsprach es den abfallwirtschaftlichen Bestrebungen in den Landkreisen eine zentrale Deponie zu errichten, die über eine umfassende technische Ausstattung verfügt und sich zudem leichter überwachen läßt. In dieser Zeit wurden viele der sogenannten Gemeindekippen und Müllabladeplätze geschlossen. Aus den Tab. 2.1c und 2.1d geht klar hervor, daß die Ausstattung der noch betriebenen Deponien immer noch nicht überall den Anforderungen der TASI entspricht. Hier erweisen sich insbesondere die Deponien der Neuen Länder noch nicht auf dem heutigen Stand der Technik, da sich, z. B. eine Basisabdichtung, nicht nachrüsten läßt.

Der heute durch die TASI vorgegebene Aufbau einer Deponie der Deponieklasse II unterscheidet sich in den Bereichen Basisabdichtung und Oberflächenabdichtung sowie den abzulagernden Abfall in hohem Maße von dem der älteren Siedlungsabfalldeponien, die in den siebziger und achtziger Jahren in Betrieb genommen wurden. Zurückzuführen ist dies auf die Weiterentwicklungen in der Deponietechnik und den signifikanten Unterschied zwischen dem Stand der Technik von z. B. 1970 und heute.

Die Qualität und die technische Ausführung der Sicherungssysteme und Anlagen einer Deponie hängen sowohl vom Zeitpunkt der Errichtung als auch vom Bescheid der jeweiligen Überwachungsbehörde ab. Der Begriff Basisabdichtung muß z. B. für ältere Deponien weit gefaßt werden. Viele besitzen keine technische Barriere zum Untergrund, da dieser zum Zeitpunkt der Inbetriebnahme definitionsgemäß als naturdicht galt. Ansonsten reicht die Bandbreite der Basisabdichtungssysteme von dünnen Plastikfolien über Torfdichtungen bis hin zu qualifizierten mineralischen Abdichtungen. In Abb. 2.2 ist die Entwicklung von Basisabdichtungssystemen in NRW [SCHMIDT, 1993] dargestellt worden.

Analog zur Entwicklung der Basisabdichtung stellt sich die Entwicklung der unterschiedlichen Systeme zur Sickerwasserfassung dar. In den frühen siebziger Jahren wurden zur Sickerwasserfassung Felldränagen verwandt, die in vielen Fällen durch die häufigen Überfahrungen mit schwerem Gerät ihrer Funktion nur kurzfristig gerecht wurden. Später kamen Steinzeugrohre in Gebrauch, die sich allerdings ebenfalls als nicht optimal erwiesen. Heute sind Rohre aus HDPE (High Density Poly-Ethylen) Stand der Technik.

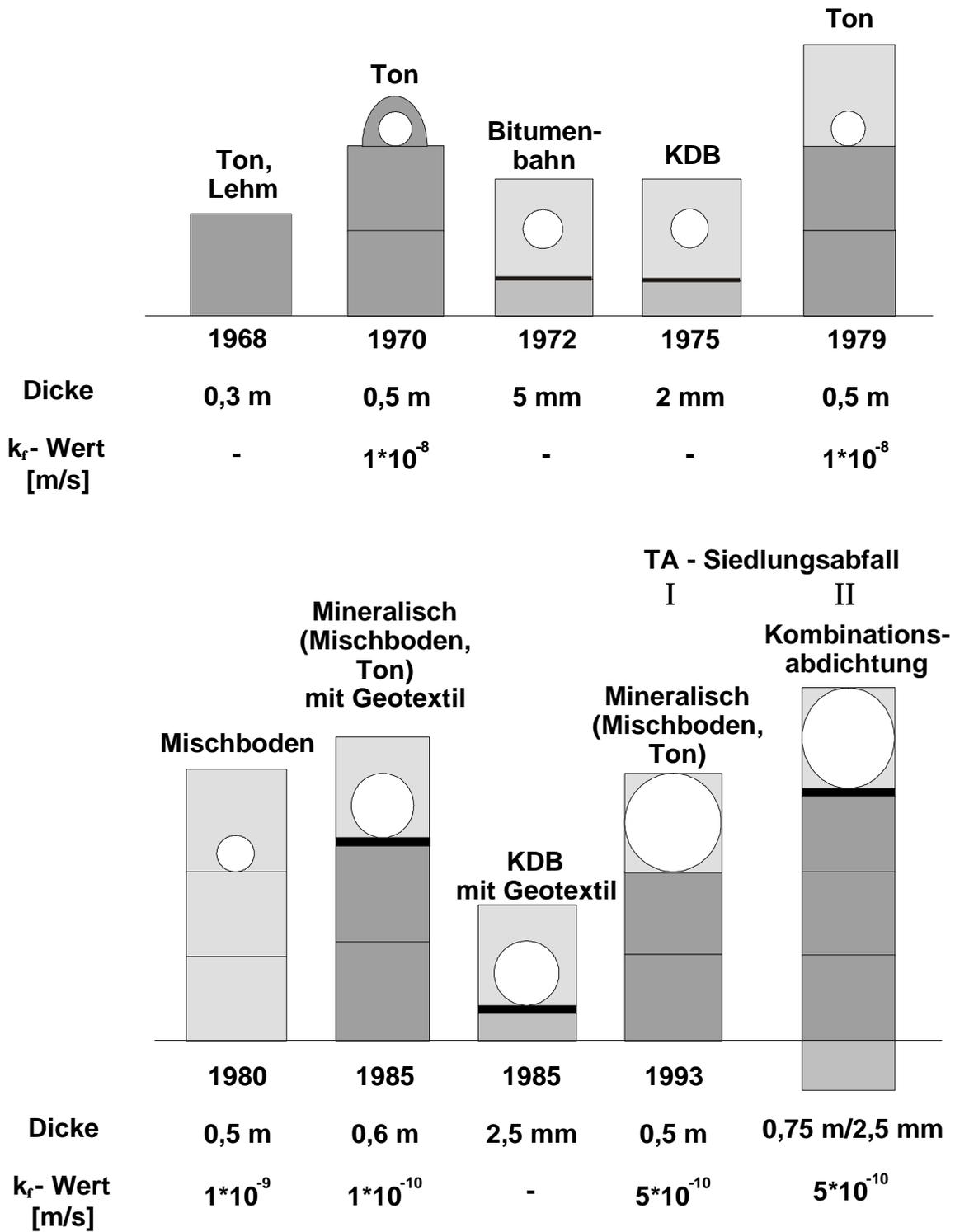


Abb. 2.2: Entwicklung der Basisabdichtungssysteme in NRW [SCHMIDT, 1993]

2.2 Die Deponie als Reaktor

Der Deponiekörper stellt mit seiner heterogenen Abfallzusammensetzung einen stationären Reaktor dar, über dessen Reaktionsweise bis heute nur wenig bekannt ist. Letztendlich ist die Deponie mit hohem Anteil an organischen Substanzen in vielen Fällen noch immer eine "black box" und Verfahrensverbesserungen laufen nach dem "try and error" Prinzip ab. In Anlehnung an das Modell von FARQUHAR UND ROVERS [1973] werden die im Deponiekörper ablaufenden Prozesse in 4 Phasen eingeteilt. Die Einteilung basiert auf den phänotypischen Veränderungen der Emissionen des Abfallkörpers.

In der ersten, nur mehrere Tage oder wenige Wochen dauernden Phase nach Abfallablagerung werden die im Abfall enthaltenen Makromoleküle, wie Proteine und Fette, durch Hydrolyse in ihre Bestandteile (u. a. Aminosäuren und Zucker) gespalten (siehe Abb. 2.3). Diese Prozesse werden durch extrazelluläre Enzyme wie Cellulasen, Amylasen, Proteasen und Lipasen katalysiert. Die Abbaurate ist von der Verfügbarkeit der Substrate, der Partikelgröße und insgesamt vom Mikromilieu abhängig. Die Hydrolyse von Lipiden läuft z. B. insgesamt sehr langsam ab und nähert sich bei einer Temperatur von unter 20 °C Null an [KOSTER, 1988].

Das Aufbringen einer neuen Abfallschicht führt dazu, daß der Sauerstoffeintrag in tieferen Schichten stetig abnimmt und schließlich zum Erliegen kommt. Diese zweite Phase wird als sogenannte saure Gärungsphase bezeichnet. Unter Sauerstoffabschluß entwickeln sich nun bevorzugt obligat anaerobe Bakterien, die durch ihre Aktivität die sowohl bisher erhaltenen Abbauprodukte als auch das noch vorhandene Ausgangssubstrat zu Wasserstoff, Kohlendioxid und organischen Säuren, wie z. B. Essigsäure, Buttersäure, Ameisensäure und Propionsäure abbauen. Da die Energiebilanz von anaeroben Stoffwechselfvorgängen sehr viel schlechter ist als die von aeroben Prozessen, kommt es zu einem geringeren Biomassenzuwachs. Für das Sickerwasser stellen insbesondere die durch den Abbau entstandenen hohen Konzentrationen an organischen Säuren eine große Belastung dar. Das aus dem Aminosäureabbau entstehende Ammonium ist ein wichtiger Nährstoff für die Methanbakterien. Es dient ihnen als Stickstofflieferant und ist für den Aufbau von Proteinen unerlässlich. Zudem fungiert Ammonium zusätzlich als Puffer im gesamten System [KOSTER, 1988] und kann somit dazu beitragen, die Versäuerung abzumildern. Insgesamt kann diese Phase je nach Deponie und angewandter Einbautechnik bis zu 5 Jahren, bei älteren Deponien sogar noch länger anhalten.

In der sich anschließenden dritten Phase, der instabilen Methanphase, kommt nun die Aktivität der Methanbakterien hinzu. Ihr Substrat besteht aus Acetat und Wasserstoff in Verbindung mit Kohlendioxid. Nach SCHLEGEL [1992] werden etwa 70 % des Methans aus Acetat und 30 % aus Wasserstoff und Kohlendioxid gewonnen. Die Methanbakterien liegen mit den Wasserstoff produzierenden Bakterien häufig in einer engen Vergesellschaftung vor, da am Mikrostandort Wasserstoff kaum gasförmig frei wird.

In der vierten Phase, der stabilen Methanphase, besteht das produzierte Deponiegas zu über 99 % aus Methan und Kohlendioxid. Dabei werden Methankonzentrationen von 50 - 70 % erreicht. Diese hohe Konzentration kann über einen längeren Zeitraum erzielt werden. Wie lange dieser Prozess maximal andauert, hängt von den einzelfallspezifischen Randbedingungen ab. Hierzu zählen vor allen Dingen die Abfallzusammensetzung und daraus resultierend das Gaspotential sowie der Wasserhaushalt.

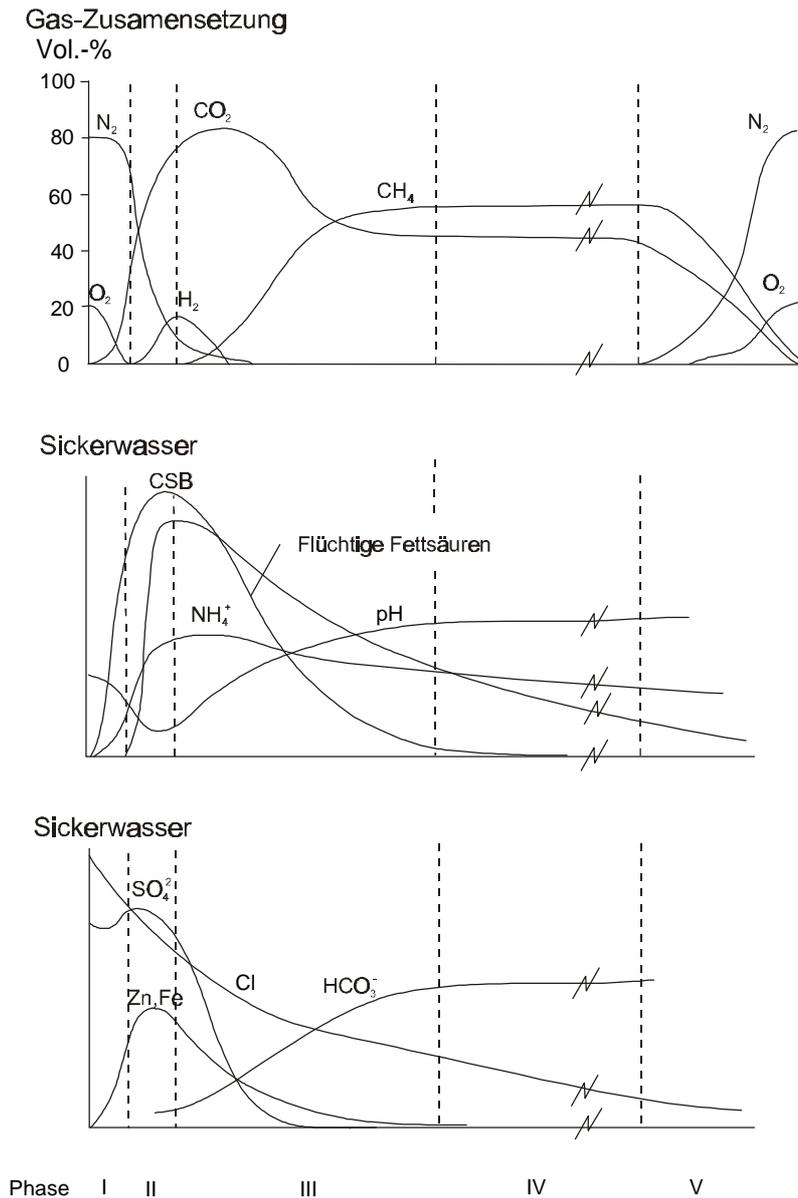


Abb. 2.3: Zeitliche Entwicklung der Gehalte typischer Inhaltsstoffe in der Gas- und Wasserphase von Siedlungsabfalldeponien [CHRISTENSEN UND KJELDTSEN, 1989]

2.2.1 Methanbakterien

Die chemoautotrophen Methanbakterien (Methanobacterium, Methanococcus, Methanosarcina, Methanospirillum) sind die für die Produktion von Methan verantwortliche Bakteriengruppe. Das von ihnen produzierte Methan stellt eines der Hauptendprodukte des mikrobiellen Lebens im anaeroben Milieu dar. Methan wird nahezu ubiquitär in der belebten Natur produziert, sogar in extremen Ökosystemen, wie z. B. Gletschereis [ZEHNDER, 1978].

Für anaerobe bakterielle Lebensgemeinschaften gelten die gleichen Gesetzmäßigkeiten wie für aerobe. Die Verwertung der Nährstoffe erfolgt über eine vielgliedrige Reaktionskette

physikalischer und biochemischer Reaktionseinheiten. Optimale Bedingungen für die Methanogenese stellen die im folgenden genannten Faktoren dar:

- anaerobes Milieu
- Wassergehalt > 60 %.
- pH-Wert zwischen 6,7 - 7,4
- 35 - 37 °C für mesophile und 55 - 60 °C für thermophile Methanbakterien
- keine größeren, plötzlichen Temperaturschwankungen
- Verfügbarkeit von Nickel, das zur Katalyse der Methanproduktion benötigt wird [THAUER, 1981].

Hemmende Faktoren der Methanproduktion können Substanzen sein, die den Zellmetabolismus negativ beeinflussen. POLLER konnte 1990 zeigen, daß z. B. halogenierte Methananaloga (LCKW und FCKW) hemmend auf die Methanproduktion wirken. Bei vielen Faktoren hängt ihr Effekt von der Konzentration ab. Die im Abfall enthaltenen Stoffe können ebenfalls eine mikrobiologische Umsetzung erschweren bzw. behindern. MCCARTY UND MCKINNEY [1961] (zitiert nach [SPENDLIN, 1991]) konnte eine toxische Wirkung von hohen Salzfrachten und Ammonium auf die Methangärung beobachten. In wieweit die beobachteten Hemmfaktoren im Maßstab der Deponie tatsächlich einen Einfluß ausüben, bleibt allerdings offen.

Die Abb. 2.4 und 2.5 verdeutlichen einerseits den stufenweisen Abbau der organischen Fraktion (Abb. 2.4), andererseits zeigen sie den jeweiligen Energiegewinn für die unterschiedlichen Ausgangssubstanzen (Abb. 2.5). In Abb. 2.5 zeigt sich, daß bei dem Substrat CO und H₂O die größte Energie pro Methanmolekül freigesetzt wird.

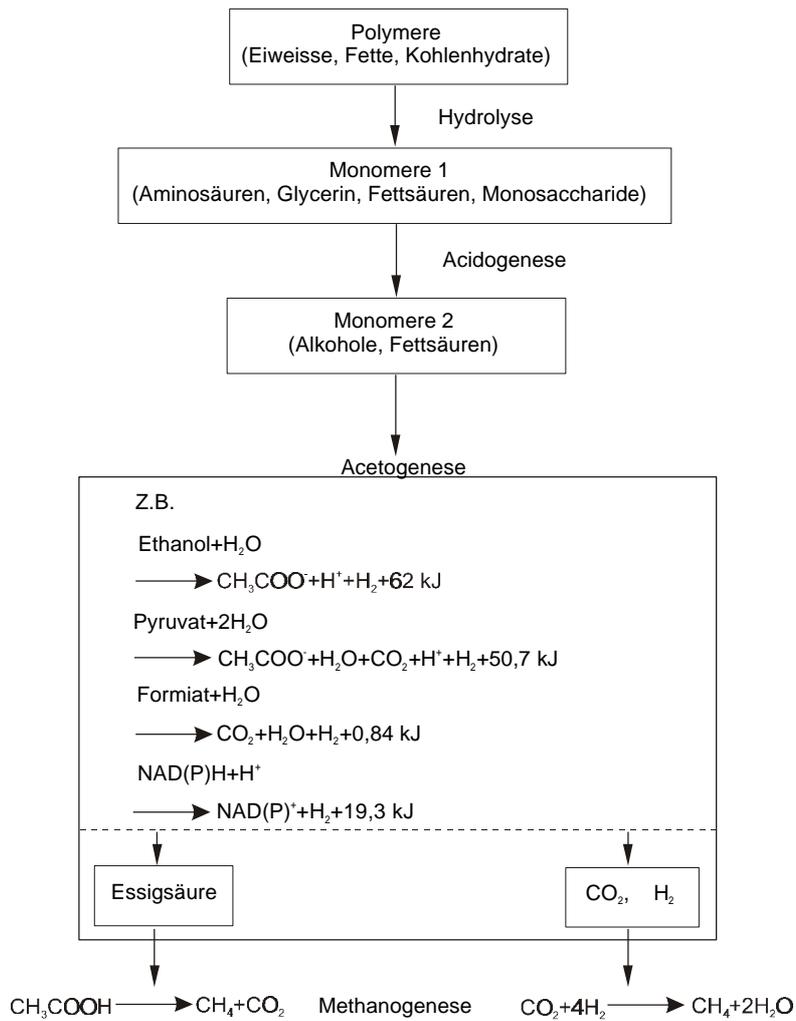


Abb. 2.4: Methanbildung aus unterschiedlichen Ausgangsstoffen [HARTMANN, 1992]

a) aus organischen Substanzen

	kJ/mol CH ₄
CH ₃ COO ⁻ + H ₂ → CH ₄ + HCO ₃ ⁻	- 28,2
2CH ₃ CH ₂ - N(CH ₃) + H ₂ O → 3CH ₄ + CO ₂ + 2CH ₃ CH ₂ NH ₂	- 70,0
4(CH ₃) ₃ N + 6H ₂ O + 4H ₂ → 9CH ₄ + 3CO ₂ + 4NH ₄ ⁻	- 80,2
2(CH ₃) ₂ NH + 2H ₂ O + 2H ⁺ → 3CH ₄ + CO ₂	- 86,3
4CH ₃ NH ₂ + 2H ₂ + 4H ⁺ → 3CH ₄ + CO ₂ + 4NH ₄ ⁺	- 101,6
4CH ₃ OH → 3CH ₄ + CO ₂ + 2H ₂ O	- 102,5
CH ₃ OH + H ₂ → CH ₄ + 2H ₂ O	- 121,1
4HCOO ⁻ + 2H ⁺ → CH ₄ + 2H ₂ O	- 126,8
HCOO ⁻ + 3H ₂ + H ⁺ → CH ₄ + 2H ₂ O	- 134,32
4H ₂ + CO ₂ → CH ₄ + 2H ₂ O	- 139,2
4CO + 2H ₂ O → CH ₄ + 3CO ₂	- 185,1

b) aus der Reduktion von Kohlendioxid

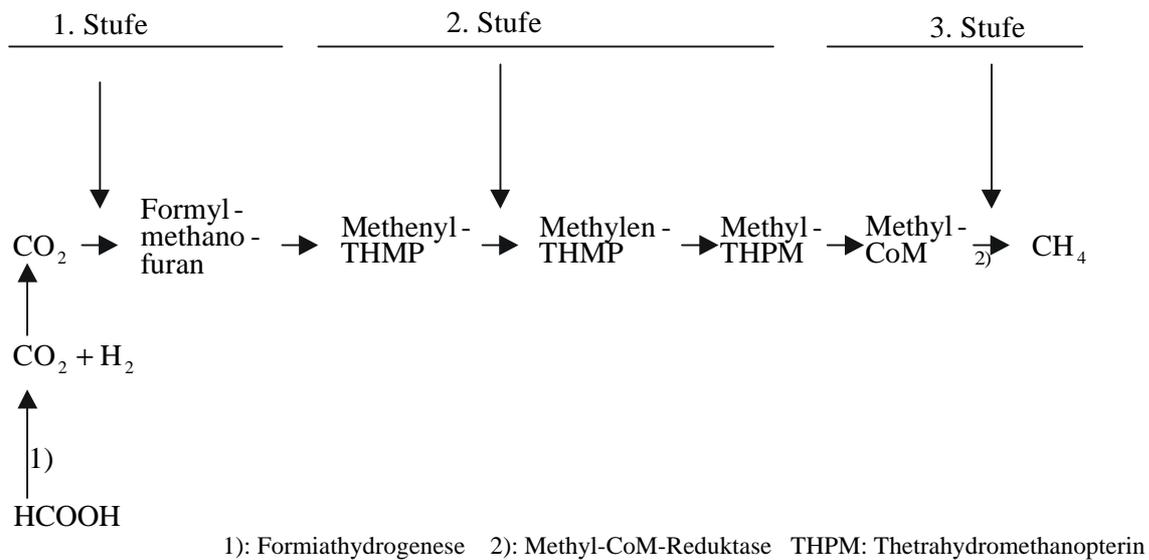


Abb. 2.5: Energetik der Methanbildung aus Säuren und durch Reduktion des Kohlendioxids [HARTMANN, 1992]

2.2.2 Wassergehalt und Temperatur in Deponien

Zur Aufrechterhaltung der biologischen Umsetzungsprozesse ist nach RAMKE [1991] eine Mindestmenge an Wasser von 3 bis 4 % des Niederschlages notwendig. ZUHSE [1997] hält auf Grund der Inhomogenitäten des Abfallkörpers die zwei- bis dreifache Menge an Wasser

(6-12 % des Niederschlages) für erforderlich. In der Literatur sind voneinander abweichende Angaben zu den Milieubedingungen im Deponiekörper veröffentlicht worden. Eine Übertragung von vor Ort gewonnenen Ergebnissen auf andere Standorte ist nicht in jedem Falle möglich und auf Grund der jeweils unterschiedlichen Abfallzusammensetzung und angewandten Deponietechnik nur in begrenztem Maße sinnvoll. Die in den folgenden Kapiteln dokumentierten Ergebnisse beinhalten aber die Möglichkeit, die Bandbreite der Milieubedingungen verschiedener Deponien darzustellen.

WIEMER [1982] führte zu Beginn der achtziger Jahre Messungen an der Deponie Kahlenberg durch. Die Deponie wurde zum überwiegenden Teil mit Hausmüll, Gewerbeabfall, Bauschutt und Sperrmüll verfüllt. Zudem wurde hier ein spezieller Dünnschichteinbau in Verbindung mit einer hohen Zahl an Überfahrungen mit Hilfe des Kompaktors praktiziert. Die jeweiligen Schichtstärken betragen lediglich 15 cm. Diese Einbautechnik führte dazu, daß bei den Bohrungsarbeiten durch Wiemer sehr hohe Ablagerungsdichten nachgewiesen werden konnten. Die mittlere Dichte lag nach Abzug des Erd- und Bauschuttanteils bei 1,18 t/m³. Zudem zeigte sich, daß ein atypischer Dichteverlauf vorlag, da die Dichte nicht mit zunehmender Ablagerungstiefe zunahm.

Die Untersuchungsergebnisse der Wassergehaltsbestimmungen der auf der Deponie Kahlenberg erhaltenen Proben haben gezeigt, daß die Abfälle einerseits in vielen Bereichen einen Wassergehalt von nur 25 % oder darunter aufwiesen. Unter diesen Bedingungen ist ein bakterieller Abbau kaum mehr möglich. Andererseits wurde immer wieder Schichtenwasser angetroffen. Es zeigte sich somit insgesamt ein sehr heterogenes Bild. Die ermittelten Abfalltemperaturen in verschiedenen Abfalltiefen lagen zwischen 10 und 30 °C. Ein Indiz für eine nur geringe Bakterienaktivität und daraus resultierend ein nur geringer Abbau der Organik. Diese These wird durch die nur gering bis mäßig belasteten Sickerwässer aus dieser Zeit bestätigt.

CAMPBELL konnte 1982 anhand von Versuchen mit Testzellen, die mit Abfälle unterschiedlicher Dichte verfüllt worden waren, veranschaulichen, daß die Abfalldichte in einem linearen Zusammenhang mit der Adsorptionskapazität des Abfalls steht. Wie wichtig der Wassergehalt für die Enzymaktivität und dadurch für den Abbau der organischen Substanz ist, dokumentierte REES [1982]. Er wies anhand von Untersuchungen an der englischen Deponie Aveyley

nach, daß es einen direkten Zusammenhang zwischen der Enzymaktivität und dem Wassergehalt gibt.

DERNBACH führte auf der Deponie Braunschweig 1982 ebenfalls im Rahmen von Bohrungen Untersuchungen zur Abfallqualität durch. Hierbei wurde eine Abfalltemperatur von 20 bis 60 °C ermittelt. Die Temperatur zeigte zudem eine Abhängigkeit von der Bohrtiefe. Je tiefer die Bohrung, desto größer wurde die durchschnittliche Abfalltemperatur. Der parallel ermittelte Wassergehalt zeigte über die Abfalltiefe ebenfalls eine leichte Zunahme, wobei in tieferen Abfallschichten noch Schichtwasser hinzukam. Die Wassergehalte lagen zwischen 12 und 53 %. Beide Parameter charakterisieren ein Milieu mit in weiten Teilen guten Voraussetzungen für eine intensive Bakterienaktivität. Diese These wird durch die Ergebnisse der Sickerwasseranalysen aus dieser Zeit bestätigt.

Die Angaben über den Wassergehalt von Hausmüll vor dem Einbau schwanken innerhalb eines engen Bereiches. 1971 veröffentlichte PIERAU [zitiert in BAUR, 1990] mittlere Wassergehalte berechnet auf die Feuchtesubstanz (siehe Tab. 2.2). Deutliche Unterschiede sind allerdings bei den übrigen Abfallarten gegenüber Hausmüll zu erkennen. Sperrmüll erweist sich hierbei als ein sehr trockener und Papierschlamm als ein extrem nasser Abfall.

Tab. 2.2: Mittlerer Wassergehalt der Feuchtesubstanz, [PIERAU, 1971 zitiert in BAUR, 1990]

Abfallgruppe	Wassergehalt in % der Feuchtesubstanz
Hausmüll, frisch	35 - 40
Hausmüll, alt	30 - 35
Sperrmüll, Bauschutt	5
Schlacken-Granulat	5 - 10
Papierschlamm	60 - 70
Sand, Lockergestein	15

1979/80 wurde einer der letzten bundesweiten Hausmüllanalysen durchgeführt [GREINER, 1984]. Im Rahmen der Untersuchungen wurde auch der Wassergehalt bestimmt. Demnach lag der Wassergehalt von Siedlungsabfällen im Durchschnitt bei etwa 38 % der Feuchtesubstanz. Die Hausmüllproben wurden zusätzlich in unterschiedliche Fraktionen (Kunststoff,

Vegetabilien etc.) aufgetrennt. Als Fraktion mit dem höchsten Wassergehalt konnte die Vegetabilienfraktion identifiziert werden.

BELEVI UND BACCINI [1989a] ermittelten einen Wassergehalt von 25 % der Feuchtsubstanz als mittleren Wert für den Schweizer Hausmüll.

Im Rahmen des vom BMBF (Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie) geförderten Verbundvorhabens "Deponiekörper" wurden von der RWTH Aachen Bohrungen auf Deponien unterschiedlichen Alters wissenschaftlich begleitet [WIRTZ ET AL., 1997]. Die gewonnenen Abfallproben wurden anschließend einem umfangreichen Untersuchungsprogramm unterzogen. Ein Ergebnis des Vorhabens war, daß sich der Feinkornanteil im Laufe der Ablagerung immer mehr erhöht, was auf den zunehmenden Abbau zurückgeführt wurde. Ein hoher Feinkornanteil stellt demnach ein Indiz für die zunehmende Inertisierung eines Abfallkörpers dar. Innerhalb des Untersuchungsprogramms wurden auch die Temperatur und der Wassergehalt der Proben gemessen. Die Abfalltemperatur schwankte zwischen 18 und 55 °C, wobei der Mittelwert etwa bei 35 °C lag. Ein deutlicher Zusammenhang zwischen Abfalltiefe und Temperatur konnte nicht in jedem Einzelfall nachvollzogen werden. Der durchschnittliche Wassergehalt wurde mit 30 % der Feuchtsubstanz ermittelt.

2.3 Sickerwasser

Die Sickerwasserbildung infolge klimatischer Einflüsse kann analog der Grundwasserneubildung vereinfacht als die Differenz aus Niederschlag und aktueller Verdunstung und Oberflächenabfluß angesehen werden. Bei einer differenzierteren Betrachtungsweise müssen weitere Faktoren in der Wasserhaushaltsgleichung [SPILLMANN, 1988 zitiert in RAMKE, 1991] berücksichtigt werden. Sie lautet dann:

$$N - V_{akt} - S \pm R - A_b - A_o \pm W_B + W_K = 0 \quad (1.1)$$

- mit N = Niederschlag
 V_{akt} = aktuelle Verdunstung
 S = Speicherung
 R = Rückhalt
 A_b = Sickerwasserabfluß an der Deponiebasis
 A_o = Oberflächenabfluß
 W_B = Wasserneubildung/-verbrauch durch biochemische Prozesse
 W_K = Wasserabgabe infolge von Konsolidationsprozessen

Die Gleichung 1.1 gilt nur unter der Voraussetzung, daß es keine unterirdischen oder oberirdischen Fremdwasserzuflüsse zur Deponie gibt. Eine in der Wasserhaushaltsgleichung noch unberücksichtigte Größe stellt der Oberflächenabschluß einer Deponie dar. Beispielhaft ist dies in Abb. 2.6 dargestellt worden. Es wird deutlich, daß der Oberflächenabschluß ein Faktor ist, der entscheidend die Höhe des in den Abfallkörper eindringenden Niederschlagswassers bestimmt.

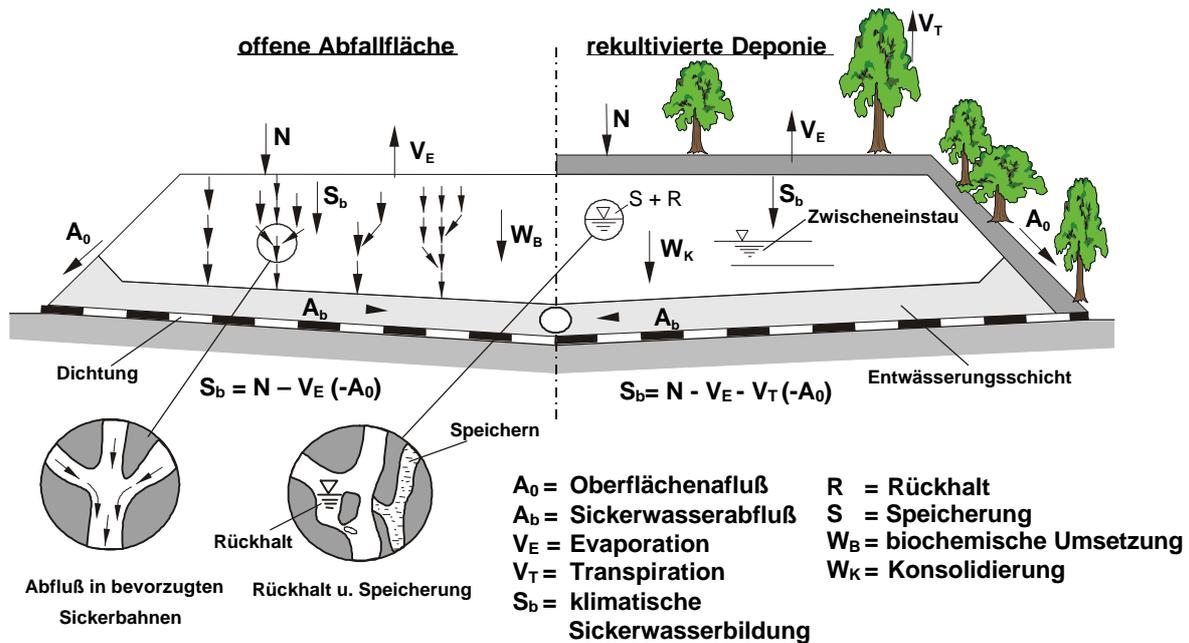


Abb. 2.6: Schematische Darstellung des Wasserhaushaltes einer Deponie [RAMKE, 1991]

Die Wasserbewegung in Deponien weist im Vergleich mit dem im natürlich gewachsenen Boden eine Reihe von gravierenden Unterschieden auf, die auch nach der Bestimmung der klimatischen Sickerwasserbildung eine Prognose der Sickerwasserspende an der Deponiebasis erschweren bzw. unmöglich machen und die das Abflußgeschehen entscheidend bestimmen [SPILLMANN UND COLLINS, 1986; EHRIG, 1989]. Diese Schwierigkeit ist insbesondere auf die Heterogenität der eingebrachten Abfälle, die jeweilige Verdichtung, das Auftreten von Sperrschichten und die damit verbundenen bevorzugten Sickerwasserwege zurückzuführen.

Aus diesen Gründen sind im Laufe der Zeit viele Berechnungsverfahren und Modelle zur Abschätzung der Sickerwassermengen unter bestimmten Randbedingungen entwickelt worden. Das z. Z. gebräuchlichste Modell zur Prognose des Wasserhaushaltes der oberen Deckschichten einer Deponie ist das HELP-Modell (Hydrologic Evaluation of Landfill

Performance). Dieses Computerprogramm wurde von SCHROEDER [1984] im Auftrag der USEPA (United States Environmental Protection Agency) konzipiert. Mit Hilfe dieses Programms können einzelne hydrologische Parameter verschiedener Deckschichten der jeweiligen Deponielage angepaßt werden, so daß individuelle Aussagen zu einem Standort möglich werden.

2.3.1 Sickerwassermenge

Die Sickerwasseraufbereitung stellt heute auf Deponien einen nicht unerheblichen Kostenfaktor dar. In den siebziger Jahren war noch sehr wenig über dieses Thema bekannt. EHRIG veröffentlichte 1978 eine der ersten systematischen Auswertungen zu diesem Themenkomplex in der Bundesrepublik. Hierbei unternahm er den Versuch, die jeweils anfallenden Sickerwassermengen der Betriebsweise einer Deponie gegenüberzustellen (Tab. 2.3). Die zum Teil sehr gering erscheinenden Sickerwassermengen sind, da es sich hier meist um junge Deponien handelte, auf Retentionsprozesse im Abfall zurückzuführen.

Tab. 2.3: Sickerwassermenge in Bezug zur Einbautechnik [EHRIG, 1978]

Einbauweise	SW-Menge/Niederschlagsmenge in %
Raupe	31,3 - 58,2
Kompaktor	15,1 - 22
Rotte	3,9 - 21,3

Nach Abschluß der Deponien kommen weitere Faktoren, die die Sickerwasserneubildung beeinflussen, hinzu. Hierzu zählen vor allen Dingen die technische Oberflächenabdichtung und die Rekultivierungsschicht. Nach BRECHTEL [1984] lassen sich die folgenden in Tab. 2.4 dargestellten Beziehungen zwischen der Vegetationsdecke, der Gesamtverdunstung und der Abflußhöhe herstellen. Brechtel schlußfolgerte aus seinen Untersuchungen, daß selbst bei klimatisch und edaphisch günstigsten Verhältnissen, unter Pflanzendecken mit höchster Jahresgesamtverdunstung, insbesondere während des Winterhalbjahres, mit einem zeitweiligen Abfluß gerechnet werden muß.

Tab. 2.4: Mittlere jährliche Gesamtverdunstung und Abfluß von verschiedenen Landoberflächen und Vegetationsdecken auf tiefgründigen Deckschichten der Bodenart Sand bis schwach lehmiger Sand, Jahresniederschlag N = 663 mm/a, nach BRECHTEL [1984]

Vegetationsdecke	Gesamtverdunstung		Abflußhöhe	
	mm	% von N	mm	% von N
Nackter Boden	265	40	398	60
Spärliche Vegetation	354	52	318	48
Ackerland	431	65	232	35
Grasland	497	75	166	25
Strauchvegetation	564	85	99	15
Laubwald	579	87	84	13
Kiefernwald	622	94	41	6
Eiche III, Gras	657	99	6	1
Kiefer III, Gras	690	104	0	0
Freie Wasserfläche (potentielle Verdunstung)	713	108	0	0

Die von Brechtel dokumentierten Ergebnisse werden durch die Resultate von PROKSCH [1990] bestätigt. Proksch führte Auswertungen basierend auf langjährigen Datenreihen von Grundwasserlysimetern durch. Mit Hilfe der dabei erhaltenen Ergebnisse konnte einerseits die Abhängigkeit der Sickerwasserneubildung von der jeweiligen Vegetationsdecke gezeigt werden. Andererseits wurde ersichtlich, daß der Einfluß der Bodenart - bzw. des Korngrößenbedingten Primärporensystems - auf Sickerung und Grundwasserneubildung an bewachsenen Standorten von dem Einfluß gefügebedingter und biogener Sekundärporensysteme überlagert wird (Abb. 2.7).

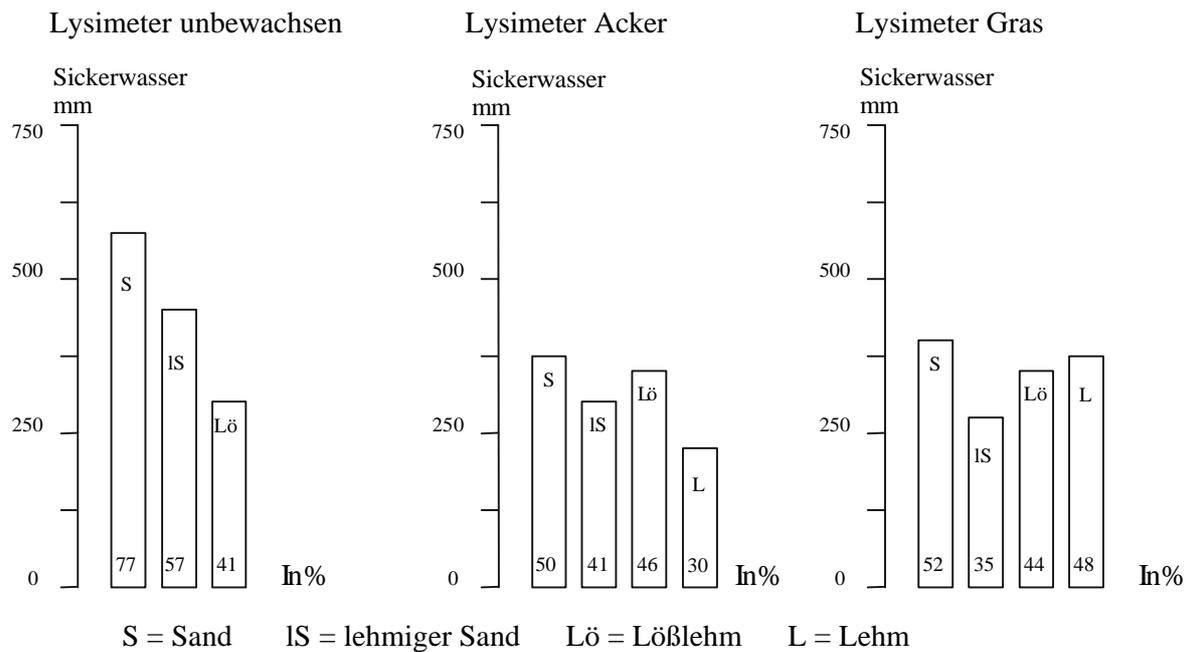


Abb. 2.7: Einfluß der Bodenart auf die Sickerwasserhöhe bei $N = 748 \text{ mm/a}$, nach PROKSCH [1990]

HOLMES [1984] untersuchte das Sickerwasserverhalten einer Deponie im Süden von Essex. Die dort beobachteten Sickerwassermengen bewegten sich zwischen 14 und 34 % des Niederschlags. Zudem weist der Autor daraufhin, daß die Niederschläge während des Winters für die anfallende Sickerwassermenge am ausschlaggebendsten sind. Er stimmt somit ebenfalls mit BRECHTEL [1984] überein. EHRIG [1989] konnte anhand von Sickerwassermengen verschiedener Deponien dokumentieren, daß die Sickerwassermengen zwischen $0,0035$ und $0,27 \text{ l/(s*ha)}$ liegen. Der überwiegende Teil befindet sich unter $0,06 \text{ l/(s*ha)}$. Die ermittelten Werte umfassen einen sehr weiten Bereich von $11 - 851 \text{ mm/a}$. Da es sich ausschließlich um Deponien handelte, die erst wenige Jahre in Betrieb waren, sind diese hohen Schwankungen der Werte unterschiedlicher Deponien auf die jeweiligen Randbedingungen zurückzuführen. Hierzu zählen u. a.

- die Größe der offenen Flächen,
- die Einbauweise (Dünnschichteinbau, Zwischenabdeckung, Verdichtung etc.),
- das Retentionsvermögen des Abfalls,
- die Höhe der Niederschläge,
- die Höhe der Verdunstung.

JASPER, ATWATER UND MAVINIC [1985] untersuchten mehrere Deponien in Kanada hinsichtlich ihres Sickerwasserverhaltens. Im Rahmen dieser Arbeiten stellten sie fest, daß durch technische Veränderungen (Menge und Durchfluß) nicht nur die Menge des Sickerwassers verändert werden konnte, sondern auch die Qualität. Bei langem Aufenthalt des Sickerwassers im Abfallkörper kam es zu weniger ausgeprägten organischen Belastungen im Sickerwasser als bei Deponien mit kurzen Verweilzeiten.

An einer bayerischen Deponie wurden umfangreiche Untersuchungen mit Hilfe von Tracermarkierungen durchgeführt [BAUMANN UND SCHNEIDER, 1998]. Mit Hilfe dieser hydrologischen Markierungstechnik kann der Weg des Wassers im Müllkörper nachgezeichnet werden. Die Ergebnisse lassen laut Aussage der Autoren zwei Phasen des Wassertransportes erkennen. Zunächst werden im frisch abgelagerten Abfall die Hauptwasserwegigkeiten freigespült. Ähnlich verhält es sich bei extremen Niederschlagsereignissen, wenn gewöhnlich wasserungesättigte Porenräume geflutet werden. In einer zweiten Phase, von den Autoren als Normalzustand definiert, läuft der Wassertransport auf den langsamen konvektiv durchströmten Wasserwegen ab. BAUMANN UND SCHNEIDER kommen zu dem Ergebnis, daß die Dynamik des Wasserhaushalts in erster Linie von den bevorzugten Fließpfaden bestimmt wird. Auf diesen wurden in der untersuchten Deponie infolge von ergiebigen Niederschlägen 1/3 bis 3/8 der Wasservolumina ohne nennenswerte Verzögerung der Basisdrainage zugeführt. Die Transportprozesse im Porensystem laufen dagegen, wie die Markierungsversuche zeigen, langsam ab. Eine detaillierte Vorhersage der Sickerwassermengen wird von den Autoren nach wie vor als schwierig erachtet, da die Heterogenität des Deponiekörpers nur unzureichend erfaßt werden kann. Die von BAUMANN UND SCHNEIDER erhaltenen Ergebnisse werden durch Versuchsauswertungen von UGUCCIONI UND ZEISS [1995], die mit Hilfe des HELP-Programms durchgeführt wurden, in soweit bestätigt, daß auch sie das Auftreten von bevorzugten Sickerwasserwegen beschreiben. Zudem kommen sie zu dem Schluß, daß sowohl eine hohe Niederschlagsintensität als auch eine geringe Abfalldichte dem Phänomen der bevorzugten Wasserwegsamkeit zuträglich sind.

2.3.2 Sickerwasserqualität

Die Sickerwasserqualität ist ein wichtiges Indiz für den biochemischen Status einer Abfallablagerung. Sie hängt in erster Linie von folgenden Faktoren ab:

- Zusammensetzung des abgelagerter Abfalls
- Einbautechnik (Kippkante, Dünnschichteinbau etc.)

- Alter der Deponie / des Abfalls
- Wassergehalt und Wasserwegsamkeit

Im Laufe eines "Deponielebens" ist die Sickerwasserqualität Modifikationen unterworfen, die aus den Veränderungen der Bakterienaktivität oder den wandelbaren Randbedingungen resultieren. Grundsätzlich muß zu Anfang einer Deponieverfüllung mit höheren organischen Sickerwasserbelastungen gerechnet werden als im späteren Verlauf der Ablagerung (siehe Kapitel 2.2, Abb. 2.3). Langfristig kann jedoch mit einem signifikanten Rückgang der Sickerwasserkonzentrationen gerechnet werden [EHRIG, 1987; CHRISTENSEN UND KJELDSSEN, 1987; ANDREOTTOLA UND CANNAS, 1992; KRUSE, 1994].

EHRIG [1978, 1980] stellte umfangreiche Auswertungen von Sickerwasseranalysedaten vor, die das Sickerwasseremissionsverhalten von Deponien, die während der siebziger Jahre betrieben wurden, charakterisieren. Die Tab. 2.5 und 2.6 zeigen für ausgewählte Sickerwasserparameter jeweils die aus den damaligen Analysen ermittelten Mittelwerte und den dazugehörigen Konzentrationsbereich. Ehrig trifft nicht für alle Parameter eine Unterscheidung zwischen saurer Phase und stabiler Methanphase.

Tab. 2.5: Sickerwasserinhaltsstoffe, die Unterschiede zwischen saurer Phase und Methanphase aufweisen, nach EHRIG [1980]

Parameter	Einheit	Saure Phase		Methanphase	
		Mittelwert	Bereich	Mittelwert	Bereich
PH	-	6,1	4,5 - 7,5	8,0	7,5 - 9,0
BSB₅	mg/l	13.000	4.000 - 40.000	180	20 - 550
CSB	mg/l	22.000	6.000 - 60.000	3.000	500 - 4.500
SO₄	mg/l	500	70 - 1.750	80	10 - 420
Ca	mg/l	1.200	10 - 2.500	60	20 - 60
Mg	mg/l	470	50 - 1.150	180	40 - 350
Fe	mg/l	780	20 - 2.100	15	3 - 280
Mn	mg/l	25	0,3 - 65	0,7	0,03 - 45
Zn	mg/l	5	0,1 - 120	0,6	0,03 - 4
Sr	mg/l	7	0,5 - 15	1	0,3 - 7

Tab. 2.6: Sickerwasserinhaltsstoffe, die keine Unterschiede zwischen den verschiedenen Phasen aufweisen, nach EHRIG [1980]

Parameter	Einheit	Mittelwert	Bereich
AOX	µg/l	2.000	320 - 3.350
Cl	mg/l	2.100	100 - 5.000
NH₄-N	mg/l	750	30 - 3.000
ges. N	mg/l	1.250	50 - 5.000
NO₃-N	mg/l	3	0,1 - 50
NO₂-N	mg/l	0,5	0 - 25
ges. P	mg/l	6	0,1 - 30
Na	mg/l	1.350	50 - 4.000
K	mg/l	1.100	10 - 2.500
As	mg/l	0,160	0,005 - 1,6
Pb	mg/l	0,090	0,008 - 1,02
Cd	mg/l	0,006	0,0005 - 0,140
Cr	mg/l	0,3	0,03 - 1,6
Co	mg/l	0,055	0,004 - 0,95
Cu	mg/l	0,08	0,004 - 1,4
Ni	mg/l	0,2	0,02 - 2,05

Die prägnantesten Unterschiede zwischen der sauren Gärungsphase und der stabilen Methanphase weisen demzufolge die Summenparameter BSB₅ und CSB auf. Sie gehen während der stabilen Methanphase auf Konzentrationen zurück, die ungefähr bei einem Zehntel der Ausgangskonzentrationen in der sauren Phase liegen. Hieran wird ersichtlich, daß das Deponiegas während der stabilen Methanphase der entscheidende Emissionspfad für den Kohlenstoff ist. Durch die Stabilisierung des anaeroben Milieus im Deponiekörper erfolgt eine Verlagerung der Emissionen in die Gasphase. Generell muß davon ausgegangen werden, daß bei einer durchschnittlichen Deponie >> 90 % der C-Emissionen über den Gaspfad aus der Deponie entweichen.

Die Schwermetallkonzentrationen weisen ebenfalls eine hohe Schwankungsbreite auf. Die Löslichkeit der Schwermetalle im Medium Wasser ist in hohem Maße vom jeweiligen pH-Wert abhängig. Sowohl im sehr sauren als auch im stark alkalischen Milieu zeigen die meisten der Schwermetallionen eine erhöhte Löslichkeit. PFEIFFER [1989] konnte mit Hilfe

seiner Untersuchungen demonstrieren, daß die Löslichkeit der von ihm untersuchten Schwermetalle über das Metallsulfidgleichgewicht kontrolliert wird. Somit hängt die Schwermetallkonzentration sowohl vom pH-Wert als auch von der Konzentration der Sulfidionen im Abfall ab. Daneben gibt es noch weitere Prozesse, die die Löslichkeit der Schwermetallionen beeinflussen, z. B. Komplexbildung, Konzentration von nicht-schwermetallischen Kationen etc.

Bei den übrigen Kationen und Anionen hängt die Höhe der im Sickerwasser gelösten Ionenkonzentrationen nahezu linear von der Menge des durchströmenden Sickerwassers ab, da hier Elutionsprozesse und nicht Komplexbildung, Adsorption oder Ausfällung im Vordergrund stehen. Somit weisen diese Ionen eine stetig abnehmende Tendenz über die Zeit auf. Mit einem verstärkten Frachtenaustrag ist in diesem Zusammenhang nur infolge einer massiven Erhöhung der Wasserbeaufschlagung zu rechnen.

Weitere, den Charakter eines Sickerwassers wesentlich beeinflussende Parameter sind einerseits die Stickstoffverbindungen, andererseits der AOX (Adsorbierbare Organische Halogenverbindungen). Der AOX ist ein Summenparameter. Er umfaßt sowohl die aliphatischen als auch die aromatischen Kohlenstoffverbindungen, die an einer oder mehreren Stellen anstatt eines Wasserstoffatoms ein Halogen enthalten. Die durch den AOX erfaßten Stoffe dienen als Zwischenprodukte für chemische Synthesen oder als Lösungsmittel, Anästhetika, Feuerlösch-, Kälte- und Treibmittel. Es handelt sich zum Großteil um Verbindungen, die von Bakterien nur schwer abbaubar sind. Auf Grund ihrer guten Fettlöslichkeit reichern sie sich langfristig im Fettgewebe von Säugern an.

Die Stickstoffverbindungen besitzen ebenfalls eine große Schwankungsbreite, die sich allerdings anders als viele der übrigen Parameter verhalten. Sie erreichen ihre höchsten Konzentrationen erst nach Ablauf der sauren Phase. Der überwiegende Teil des im Deponiekörper fixierten Stickstoffs liegt unter anaeroben Milieubedingungen als Ammonium vor, da Ammonium bei der Zersetzung stickstoffhaltiger organischer Substanz freigesetzt wird. In Gegenwart von Sauerstoff wird es über Nitrit zu Nitrat oxidiert. Neben Ammonium stellt Nitrat die häufigste Stickstoffquelle für Bakterien und Pflanzen dar [SCHLEGEL, 1992].

Neben Ehrig gibt es eine Reihe von Autoren, die unabhängig voneinander systematische Auswertungen anhand von Sickerwasseranalysedaten durchgeführt haben [ANDREOTTOLA UND CANNAS, 1992; KRUSE UND KAYSER, 1993; ROBINSON, 1995; KRÜMPELBECK, 1996;

KRUG UND HAM, 1997; KYLEFORS UND LAGERKVIST, 1997]. Beim Vergleich der Ergebnisse untereinander, sollte aber darauf geachtet werden, die unterschiedlichen Ausgangsvoraussetzungen und Zielvorgaben in den Ländern zu berücksichtigen. ROBINSON [1995] verfolgte das Ziel, eine möglichst umfassende Ist-Darstellung der Deponiesituation hinsichtlich der Sickerwasserqualität in Großbritannien zu erarbeiten. Sie unterteilten die Deponien hierzu in 11 Gruppen, die sich größtenteils weniger durch Unterschiede in ihren Emissionen als vielmehr in ihren Standortbedingungen unterschieden. Die Sickerwasserkonzentrationen befanden sich in einem ähnlichen Bereich wie die von EHRIG [1980] genannten Konzentrationen. Die Dauer der sauren Phase schätzten sie auf etwa 4-7 Jahre.

Die Auswertungen von ANDREOTTOLA UND CANNAS [1992] stimmen ebenfalls weitestgehend mit den Ergebnissen von EHRIG aus dem Jahre 1980 überein.

KYLEFORS UND LAGERKVIST [1997] verfolgten hingegen eine andere Strategie, sie unterschieden einerseits wie Ehrig zwischen saurer Phase und stabiler Methanphase, andererseits wurde der Frage nachgegangen, wie lange eine Deponie bis zur Stabilisierung benötigt bzw. ab wann tolerierbare Sickerwasserkonzentrationen erreicht werden. Hierzu wurde das Wasser-Feststoff-Verhältnis mit in die Untersuchungen einbezogen. Eines ihrer Ergebnisse war, daß zum Erzielen von umweltverträglichen Sickerwasserkonzentrationen ein Mindest-Wasser-Feststoff-Verhältnis von ca. 10 notwendig ist. Ein Wasser-Feststoff-Verhältnis von 10 bedeutet, daß der Abfallkörper mit dem 10-fachen Wasservolumen seiner Masse durchsickert wurde.

KRUG UND HAM [1997] führten Auswertungen basierend auf den Daten von 13 Siedlungsabfalldeponien in den U.S.A. durch. Hier wurde ebenfalls eine Diskriminierung zwischen saurer Phase und stabiler Methanphase vorgenommen. Sie identifizierten neben den von Ehrig genannten Parametern noch weitere, die Konzentrationsunterschiede in diesen Phasen aufwiesen. Die Höhe der Sickerwasserkonzentrationen bewegte sich allerdings in einem ähnlichen Konzentrationsbereich wie die der übrigen Auswertungen. Lediglich die Dauer der sauren Phase ist ausgedehnt. Sie wird mit 10 Jahren angegeben.

Deutlich geringere Konzentrationen für die Sickerwasserparameter wurden für bundesdeutsche Verhältnisse zuerst von KRUSE UND KAYSER [1993] im Rahmen ihrer Auswertungen von niedersächsischen Deponiedaten genannt und von KRÜMPELBECK [1996] durch

Auswertungen von Überwachungsdaten nordrhein-westfälischer Deponien nochmals bestätigt. Auf Grund dieser Entwicklung kann davon ausgegangen werden, daß die in den letzten Jahrzehnten in den alten Bundesländern vorangeschrittene Deponietechnik zur Verbesserung der Emissionssituation auf den Deponien beigetragen hat.

Die bisher vorgestellten Untersuchungen befassen sich alle, bis auf Kylefors und Lagerkvist, ausschließlich mit Sickerwasseranalysedaten, die auf Deponien gesammelt wurden. Bereits seit einigen Jahrzehnten werden aber auch Testverfahren im Labormaßstab zur Beantwortung abfallwirtschaftlicher Problemstellungen genutzt [u. a. STEGMANN, 1982]. Mit Hilfe von Deponiesimulationsreaktoren können die Umsetzungsprozesse im Abfallkörper in einer überschaubaren Zeitspanne nachvollzogen werden. Hierbei laufen die Reaktionen, auf Grund der im Gegensatz zur Deponie idealen Milieubedingungen (optimaler Wassergehalt, optimale Temperatur, homogenes Material etc.), sehr viel schneller ab. Zudem werden Abschätzungen über das langfristige Verhalten der Abfälle in der Deponie getroffen [KRUSE, 1994; HEYER UND STEGMANN, 1997].

2.4 Deponiegas

Das Deponiegas zählt zur Gruppe der Faul- und Sumpfgase. Bei Deponien wurde man erst im Zuge von Aufwuchsschäden in der näheren Umgebung oder an der Oberfläche von Deponien auf dieses Problem aufmerksam. Das Deponiegas verdrängt den Bodensauerstoff und kann zu erheblichen Wachstumsschäden führen. Zudem ist die Hauptkomponente Methan in Verbindung mit Luft in einem Konzentrationsbereich von 5 - 15 % explosionsfähig. 1995 ist es z. B. durch eine seit 10 Jahren stillgelegte Altdeponie zu einem Unfall mit Todesfolge gekommen, weil Deponiegas in den Keller eines nahegelegenen Wohngebäudes eindrang und verpuffte.

Der Grund für die diffusen Gasaustritte ist ein Überdruck im Deponiekörper, der durch die Gasproduktion während der Methanphase entsteht [DORN UND RETTENBERGER, 1987]. Nach RASCHKE [1987] erfolgt die Ausbreitung der Gase einerseits durch einfache Diffusion, andererseits durch konvektiven Transport. Gasaustritte erfolgen sowohl über die Sohle als auch über die gesamte Deponieoberfläche. Böschungsbereiche sind hierbei bevorzugte Austrittsstellen, da hier aufgrund von Setzungen häufig Risse entstehen, durch die das Gas leichter entweichen kann [DORN UND RETTENBERGER, 1987].

Das im Deponiegas enthaltene Methan verfügt über einen Heizwert von 36 MJ/m³ bzw. 10 kWh/m³. Bei einem durchschnittlichen Methangehalt von 50 - 60 % resultiert hieraus ein Heizwert von 5 - 6 kWh/m³ Deponiegas. In einer Untersuchung von LOOCK CONSULTANTS [1994] wurde prognostiziert, daß das energetische Potential der gesamten emittierten Methan-gasmenge aus Deponien in etwa 3 % des deutschen Erdgasverbrauchs entspricht.

Die energetische Nutzung von Faul- und Sumpfgasen besitzt eine lange Tradition. Bereits 1896 wurde Klärgas zur Beleuchtung einer Straße in Exeter (England) verwandt [TIETJEN, 1975 zitiert in FISCHER, 1998]. Nahezu zeitgleich wurde 1897 in Bombay ein Krankenhaus mit Strom, der aus dem Biogas menschlicher Exkremente gewonnen wurde, versorgt [KHANDELWAL, 1990 zitiert in FISCHER, 1998]. Noch heute sind Biogasanlagen in Indien und Nepal stark verbreitet. Ende der achtziger Jahre gab es in Indien über 800.000 Anlagen [FISCHER, 1998]. In der Bundesrepublik ist ihre Zahl jedoch gering. Auf dem Gebiet der Alten Bundesländer gab es Mitte der achtziger Jahre 67 landwirtschaftliche Biogasanlagen. Gegenwärtig arbeiten zudem 239 Anlagen zur Entgasung von Deponien (Stand 1995, siehe Tab. 2.1d). Die Abb. 2.8 zeigt den schematischen Aufbau einer dem Stand der Technik entsprechenden Deponieentgasungsanlage.

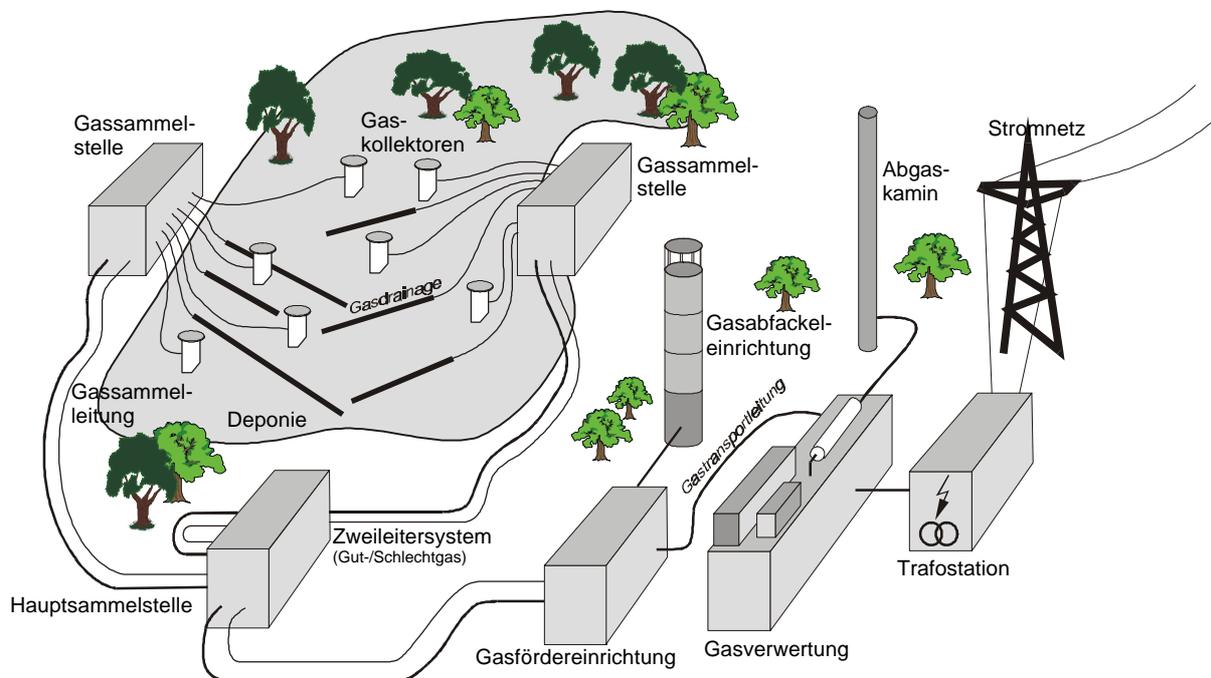


Abb. 2.8: Schematischer Aufbau einer Entgasungsanlage nach RETTENBERGER ET AL. [1995]

Neben den bereits erwähnten, aus der Migration von Deponiegas resultierenden standortnahen Problemen tritt in den letzten Jahren die Bedeutung des Einflusses von Deponiegas auf den anthropogen verursachten Treibhauseffekt immer mehr in den Vordergrund der Betrachtungen. So ist der Einfluß von Methan auf den anthropogenen Treibhauseffekt ca. um den Faktor 20 höher (kurzfristig sogar >20) als der von Kohlendioxid. Dies hat zur Folge, daß der Anteil des Methans am anthropogenen Treibhauseffekt mit ca. 13 % abgeschätzt wird. Nach SCHÖN ET AL. [1995] zitiert in BUTZ [1997] sind die Deponien in der Bundesrepublik Deutschland an den anthropogen verursachten Methanemissionen mit ca. 26 % beteiligt. Das erfaßte und thermisch entsorgte Methan wurde dabei bereits in Abzug gebracht. In der TASI wird der Betrieb einer Entgasungsanlage schon während des Deponiebetriebes verlangt. Allerdings ist bei der frühzeitigen Umsetzung dieser Vorgabe nicht mit einer 100 %-igen Emissionsminderung zu rechnen, da die Erfassungsrate bei einer offenen Deponieoberfläche relativ gering ist.

2.4.1 Gasprognosemodelle

Prognosen der Gasmengenentwicklungen auf Deponien erweisen sich bedingt durch die Heterogenität der Deponien häufig als schwierig. Das größte Problem besteht darin, daß die errechneten Mengen nicht verifizierbar sind, da es bisher noch keine Deponie mit einer 100 %-igen Erfassungsrate gibt. Auf Grund dieses Sachverhaltes bleibt bei jeder Prognoserechnung ein nicht kalkulierbarer Unsicherheitsfaktor. Ein weiterer Grund für die Schwierigkeit eine Prognose zu erstellen, liegt an den nur in unzureichendem Maße vorliegenden Informationen über die eingebauten Abfälle und die übrige Historie der Deponien. Somit enthalten sie häufig sehr große Unsicherheiten und daraus resultierend hohen Schwankungsbreiten. Gasprognosen können demnach immer nur Anhaltspunkte für die zu erwartenden, absaugbaren Gasmengen darstellen.

Ein Unsicherheitsfaktor im Rahmen einer Prognose ist das anzusetzende Gaspotential. In Tab. 2.7 sind die Ergebnisse unterschiedlicher Autoren zusammengestellt worden, um einen Eindruck über das zu erwartende Gaspotential zu erhalten. Die großen Unterschiede zwischen den Aussagen der zitierten Autoren ist auf die jeweils unterschiedliche Vorgehensweise bei der Ermittlung des Gasbildungspotentials und die heterogene Abfallzusammensetzung zurückzuführen.

Tab. 2.7: Ergebnisse verschiedener Autoren zum Thema Deponiegaspotential

Autor	Deponiegaspotential m³/t Abfall	Anmerkungen
TABASARAN, 1976	60-180 m ³ /t Abfall	aus der Praxis
HAM ET AL., 1979	60-350 m ³ /t Abfall	prognostiziert eine Gasrate von 6-35 m ³ /(t*a) über 10 Jahre
STEGMANN UND DERNBACH, 1982	150-200 m ³ / t TS	experimentell bestimmt
BINGEMER UND CRUTZEN, 1987 zitiert in SCHÖN ET AL., 1993	300 m ³ /t Abfall	aus C-Gehalt bestimmt, Prämisse: CH ₄ :CO ₂ =1:1
TABASARAN UND RETTENBERGER, 1987	375 m ³ /t Abfall	aus C-Gehalt berechnet
GRASSL ET AL., 1991 Zitiert in SCHÖN ET AL., 1993	150-200 m ³ /t Abfall	-
EHRIG, 1991	128-230 m ³ /t TS	-
RETTENBERGER UND MEZGER, 1992	150-235 m ³ /t TS	-

Die gegenwärtig zur Verfügung stehenden Gasprognosemodelle gehen von folgenden Annahmen und Vereinfachungen aus:

- Der gesamte organische Kohlenstoff wird in die Produkte Methan und Kohlendioxid überführt.
- Die Methanproduktion ist eine Reaktion 1. Ordnung, d. h. es besteht eine direkte Abhängigkeit von der Substratausgangskonzentration.
- Im Abfallkörper wird eine relativ konstante Temperatur angenommen.

Unter der Prämisse, daß der gesamte Kohlenstoff zu Methan und Kohlendioxid umgesetzt wird, gilt folgende Gleichung:

$$G_e = 1,868 * C \quad (1.2)$$

C = Kohlenstoffgehalt in kg C/t Abfall

1,868 = Faktor zur Umrechnung der Kohlenstoffmasse in das entsprechende Gasvolumen

G_e = Gesamtgasmenge in m³/t Abfall

TABASARAN [1976] erweiterte diese Gleichung um einen Korrekturfaktor aus der Schlamm-
faulung:

$$G_e = 1,868 * C * (0,014 * T + 0,28) \quad (1.3)$$

Der von Tabasaran eingefügte Term wurde aus Faulversuchen mit Klärschlamm abgeleitet. Der Ausdruck $1 - (0,014 * T + 0,28)$ gibt den von Bakterien inkorporierten Kohlenstoffanteil wider. EHRIG [1991] hält diesen Term hingegen nicht auf Deponieverhältnisse übertragbar, da die Bakterien, anders als im Faulbehälter, nicht mit dem Faulgut ausgetragen werden, sondern langfristig ebenfalls für die Gasbildung zur Verfügung stehen. Der Kohlenstoffaustrag über das Sickerwasser ist im Normalfall gegenüber dem im Deponiegas vernachlässigbar. Er spielt lediglich in den ersten Jahren der Deponierung, während der sauren Phase eine Rolle.

Ein weitaus wichtigerer Faktor könnte die biologische Abbaubarkeit der Abfälle sein. Möglicherweise sind nur 30 - 40 % des vorhandenen Kohlenstoffes biologisch umsetzbar [EHRIG, 1994].

Zur Abschätzung des zeitlichen Verlaufs der Gasproduktion wurde von TABASARAN [1976] folgende Summenfunktion aufgestellt. Als Halbwertszeit wurde von ihm eine Zeitspanne von 10 Jahren vorgeschlagen:

$$G_t = G_e * (1 - e^{-k*t}) \quad (1.4)$$

$$k = \frac{-\ln(0,5)}{t_{1/2}}$$

$t_{1/2}$ = Halbwertszeit

t = Zeit seit Ablagerung des Abfalls

Das von TABASARAN 1976 konzipierte Modell wurde in der Zwischenzeit häufig modifiziert, da es sich in der ursprünglichen Form in der Praxis in vielen Fällen nicht bewährt hat. Mit Hilfe dieses Modells wurden die Anlagengrößen von Entgasungseinrichtungen häufig überdimensioniert, da die Gesamtgasmenge zu hoch eingeschätzt wurde oder nur ungenügende Informationen zum abgelagerten Abfall und zur Historie der jeweiligen Deponien vorlagen.

Insbesondere die Dauer der Halbwertszeit wurde in vielen Fällen abgeändert, d. h. verkürzt [u. a. RETTENBERGER ET AL., 1995].

Anhand von Laborversuchen konnte EHRIG 1991 zeigen, daß zwischen der Sickerwasserqualität und der Gasentwicklung ein Zusammenhang besteht. Sobald der Quotient aus BSB₅ und CSB unter den Wert 0,1 sank, waren im Laborversuch 62,4 - 96,8 % der Gesamtgasmenge bereits produziert worden. Somit muß bereits frühzeitig nach Ablagerung mit hohen Gasproduktionsraten gerechnet werden. EHRIG [1991] hält die Übertragung der Laborergebnisse zumindest auf die erste Abfallschicht einer Deponie für vertretbar. Das von ihm daraufhin vorgeschlagene Modell zur Berechnung der Gasproduktion gliedert sich in zwei Bereiche (siehe Gleichung 1.5 und 1.6). Zudem wird eine zeitliche Verzögerung der Gasproduktion mit eingerechnet. Die Gleichungen lauten wie folgt:

$$G_t = G_{t_{\max}} * e^{-k_1 * (t_1 - t)} \quad \text{Anstieg der Gasproduktion (1.5)}$$

$$G_{t_{\max}} = \text{maximale Gasproduktionsrate} = G_e * k$$

$$k = \frac{-\ln(0,5)}{t_{1/2}}$$

t = Zeit seit Ablagerung

t_1 = Verzögerungszeit bis zur maximalen Gasproduktionsrate

$$k_1 = \frac{(\ln G_{t_{\max}} - \ln A)}{t_1}$$

A = Gasproduktion zum Zeitpunkt $t=0$, da der Wert 0 nicht möglich - Vorschlag $A = 0,01$

$$G_t = G_{t_{\max}} * e^{-k * (t - t_1)} \quad \text{Rückgang der Gasproduktion (1.6)}$$

Ehrig schlägt für die Halbwertszeit eine Zeitspanne von 4 - 7,5 Jahren und für die zu berücksichtigende Gesamtgasmenge G_e 100 - 180 m³/(t*a) vor.

Einen weiteren Ansatz zur Prognose der Gasmengen hat HOEKS [1983] ausgeführt. Er unterteilt den Hausmüll in 3 Fraktionen (leicht, mittel und schwer abbaubar) mit unterschiedlichen Halbwertszeiten und kommt somit zu unterschiedlichen Abbaukonstanten für Teile des Abfalls. Die dazugehörigen Halbwertszeiten liegen bei 1, 5 und 15 Jahren. Die jeweiligen Fraktionen besitzen unterschiedlich hohe Anteile an der Abfallmasse. 30 % ist nach Aussage von

Hoeks leicht, weitere 30 % mittel und 40 % schwer abbaubar. Insgesamt schätzt er den abbaubaren Anteil an Organik im Hausmüll auf 400 kg pro t Feuchtsubstanz (FS).

WEBER [1990] modifizierte das ursprüngliche Gasprognosemodell von Tabasaran durch die Einführung von Faktoren, mit denen er die emittierte Gasmenge den individuellen Standortbedingungen der jeweiligen Deponie anpaßt. Zu den Standortbedingungen zählen die unterschiedlichen Einbautechniken, der Erfassungsgrad und in Analogie zu EHRIG [1991] ein verzögerter Beginn der Deponiegasproduktion.

OONK ET AL. führten 1994 eine Untersuchung zur Bewertung von Gasprognosemodellen in den Niederlanden durch. Hierbei wurden verschiedene Modelle (0. Ordnung, 1. Ordnung, Multiphasenmodell und 2. Ordnung) einander gegenübergestellt und anhand von Deponiegaserfassungsdaten auf ihre Aussagefähigkeit hin überprüft. Das Modell 0. Ordnung schloß erwartungsgemäß sehr schlecht ab. Alle anderen befanden sich aber in einem ähnlichen Fehlerbereich von < 30 %. Somit wurde das Modell 1. Ordnung für die Praxis als ausreichend betrachtet.

In Tab. 2.8 ist eine Zusammenfassung der unterschiedlichen Gasprognosemodelle dargestellt, die einen direkten Vergleich der gegenwärtigen Gasprognosemodelle ermöglicht.

Tab. 2.8: Übersicht der unterschiedlichen Faktoren für Gasprognosemodelle

Literaturstelle	Erläuterungen	k-Wert bezogen auf die		Halbwertszeit
		Basis e	Basis 10	
TABASARAN, 1976	-	0,07	-	10
RETTENBERGER, 1978*	-	0,288	-	2,4
STAUFFER zitiert in STEGMANN 1978/79*	leicht abbaubar mäßig abbaubar	-	-	1,5 25
MOOLENAR, 1981*	leicht abbaubar mäßig abbaubar schwer abbaubar	-	-	1-5 5-25 20-100
ROVERS, 1977 zitiert in HOEKS, 1983*	-	0,0365	-	19
HOEKS, 1983	leicht abbaubar mäßig abbaubar schwer abbaubar	0,693 0,139 0,046	-	1 5 15
TABASARAN, RETTENBERGER, 1987	allg. Abschätzungen Messungen an Deponien	-	0,025-0,05 0,035-0,04	12-6 8,6-7,5
WEBER, 1990	-	0,07-0,12	-	10-6
EHRIG, 1991		0,139		5
DICKERT, KAP- PESSER, PAETZOLD, 1994	Restmüll Biomüll Gesamtmüll	-	0,029-0,011 0,061-0,031 0,050-0,023	-

*zitiert in EHRIG, 1991

2.4.2 Gasqualität

Das Deponiegas besteht zu über 99 % aus den Hauptkomponenten Methan und Kohlendioxid. Beim Methan handelt es sich um ein ungiftiges, farb- und geruchloses Gas, das leichter ist als Luft. Kohlendioxid ist ebenfalls farb- und geruchlos, im Gegensatz zum Methan aber nicht brennbar und etwa 1,5 mal schwerer als Luft. Das Verhältnis von Methan zu Kohlendioxid liegt nach RETTENBERGER ET AL. [1995] in der stabilen Methanphase bei etwa 1,25.

Die Spurenstoffe machen demgegenüber einen Anteil von ungefähr 0,15 % im Deponiegas aus [RETTENBERGER ET AL., 1995]. Insgesamt wurden schon weit über 100 Spurenstoffe im Gas nachgewiesen. Die Spurenstoffe sind für die häufig auftretenden Geruchsprobleme in Verbindung mit migrierendem Gas verantwortlich. Hier zeichnet sich vor allem Schwefelwasserstoff durch einen sehr unangenehmen Geruch aus.

Bei der thermischen Entsorgung oder Nutzung des Deponiegases können die Spurenstoffe ebenfalls Probleme mit sich bringen. Die fluorierten und/oder chlorierten Kohlenwasserstoffverbindungen bilden wegen der möglichen Genese von Dioxinen und Furanen bei einer unzureichenden Verbrennungstemperatur eine Gefahrenquelle für Mensch und Tier. Zudem können sowohl die halogenierten Kohlenwasserstoffe als auch der Schwefelwasserstoff zur Korrosion der Motoren- und Anlagenteile beitragen. Die hier zugrundeliegende Reaktion umfaßt die Bildung von Salz- und Flußsäure bei der Kondensation der Verbrennungsprodukte im Aggregat. Die Elemente Chlor, Fluor, Schwefel, Phosphor und Blei können in den Motorabgasen als Katalysatorgifte wirken und die katalytische NO_x-Reduktion beeinträchtigen oder verhindern [RETTENBERGER ET AL., 1995]. Weitere Problemstoffe im Deponiegas sind Siliziumverbindungen, die z. B. bei der Deponie Dortmund-Huckarde zu erheblichen Motorschäden geführt haben [SCHMIDT, 1997]. Siliziumverbindungen werden in Form von Silikon in vielen Produkten des täglichen Lebens (Trägeröle für Kosmetika, Haarfestiger etc.) und der Industrie (Transformatorenöle, Hydrauliköle, Antischäummittel etc.) eingesetzt.

Deponiegas ist i. d. R. wasserdampfgesättigt. Die Wasserdampfmenge ist temperaturabhängig. Bei einer durchschnittlichen Temperatur von 40 °C liegt der Wassergehalt bei etwa 60 g/m³ Deponiegas.

RETTENBERGER UND MEZGER stellten 1992 ein Modell des langfristigen Verhaltens der Deponiegaszusammensetzung bei Altdeponien und Altablagerungen vor. Die Autoren unterteilen das Langzeitgeschehen in 6 Phasen (siehe Abb. 2.9), wobei die erste Phase, die *Methanphase*, mit der letzten Phase, der stabilen Methanphase, des von FARQUHAR UND ROVERS [1973] entwickelten Modells gleichzusetzen ist (Methan : Kohlendioxid = 1,25). Daran schließt sich die sogenannte *Langzeitphase* an. In dieser Phase verändert sich laut Rettenberger und Mezger die Gaszusammensetzung. Der Methangehalt steigt bis auf über 60 %, zeitgleich verringert sich der Kohlendioxidgehalt und der Stickstoffgehalt steigt auf meßbare Prozentzahlen. In der darauffolgenden Phase, als *Lufteindringphase* bezeichnet, tritt Atmosphärenluft

zum Abfallkörper zu, so daß die Methangehalte zwischen 10 und 40 % und die Kohlendioxidgehalte zwischen 5 und 30 % liegen. Ein beträchtlicher Stickstoffgehalt von bis zu 30 % ist nachweisbar. Der Sauerstoffgehalt ist noch gering, da der Sauerstoff beim Eindringen direkt durch aerobe Prozesse verbraucht wird.

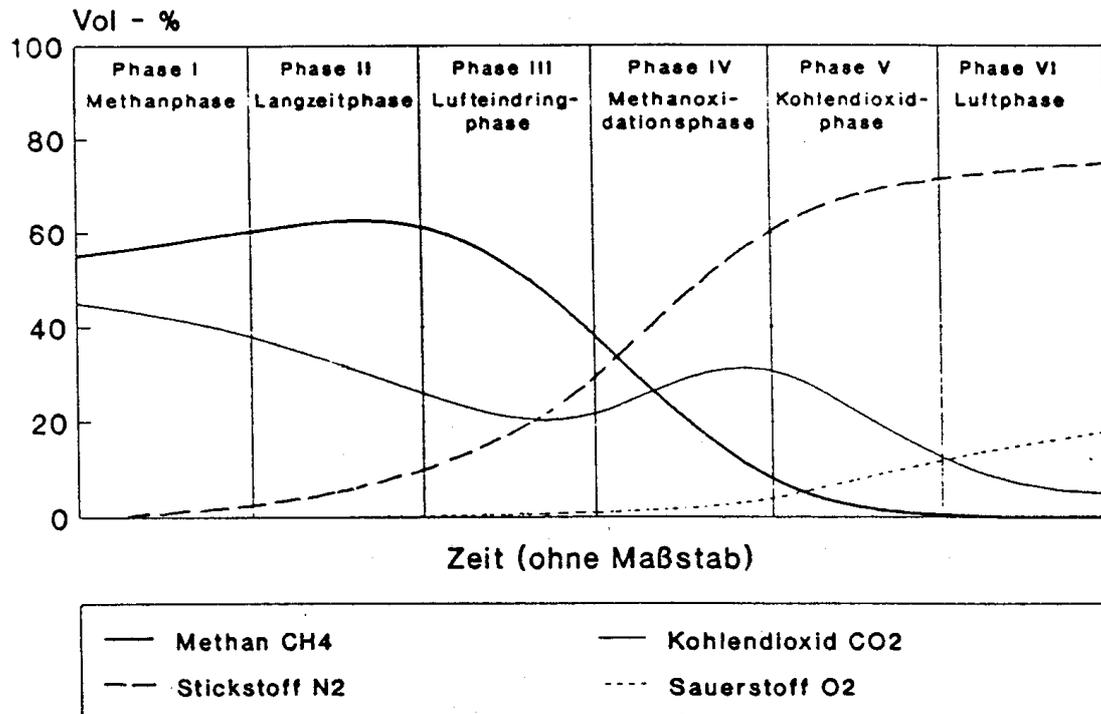


Abb. 2.9: Schema des Langzeitmodells von RETTENBERGER UND MEZGER [1992]

Die vierte Phase wird als *Methanoxi-dationsphase* definiert. Sie zeichnet sich durch das verstärkte Eindringen von Luft in den Abfallkörper aus, so daß das Verhältnis von Methan zu Kohlendioxid auf unter 1 sinkt. Der Methangehalt wird mit etwa 20 % prognostiziert und der Kohlendioxidgehalt liegt bei 30 %. Nach Aussagen der Autoren kann in dieser Phase bereits davon ausgegangen werden, daß keine Emissionen mehr in den Luftraum stattfinden, da das verbliebene Methan an der Oberfläche oxidiert wird. Im Rahmen der Methanoxidation wird Methan durch Sauerstoff in Verbindung mit Wasserstoffdonatoren über mehrere Zwischenschritte zu Kohlendioxid umgesetzt. In den beiden letzten Phasen, der *Kohlendioxidphase* und der *Luftphase*, nähert sich die Gasphase des Abfallkörpers immer mehr der Atmosphärenluft an. Allerdings sind die Sauerstoffgehalte häufig deutlich geringer als in Atmosphärenluft, da sie durch sauerstoffzehrende Reaktionen im Abfallkörper verbraucht werden. Dies ist auch im natürlich gewachsenen Boden der Fall.

2.5 Oberflächenabdeckung

Das Aufbringen einer Oberflächenabdeckung kennzeichnet den Schlußpunkt der aktiven Betriebsphase einer Deponie. Die Form der Abdeckung hat sich im Laufe der Jahre dem jeweiligen Stand der Technik angepaßt. Die heutige in der TASI festgelegte Form der Oberflächenabdichtung (siehe Abb. 2.10) basiert auf dem von STIEF [1986, 1989] entwickelten Multibarrierenkonzept.

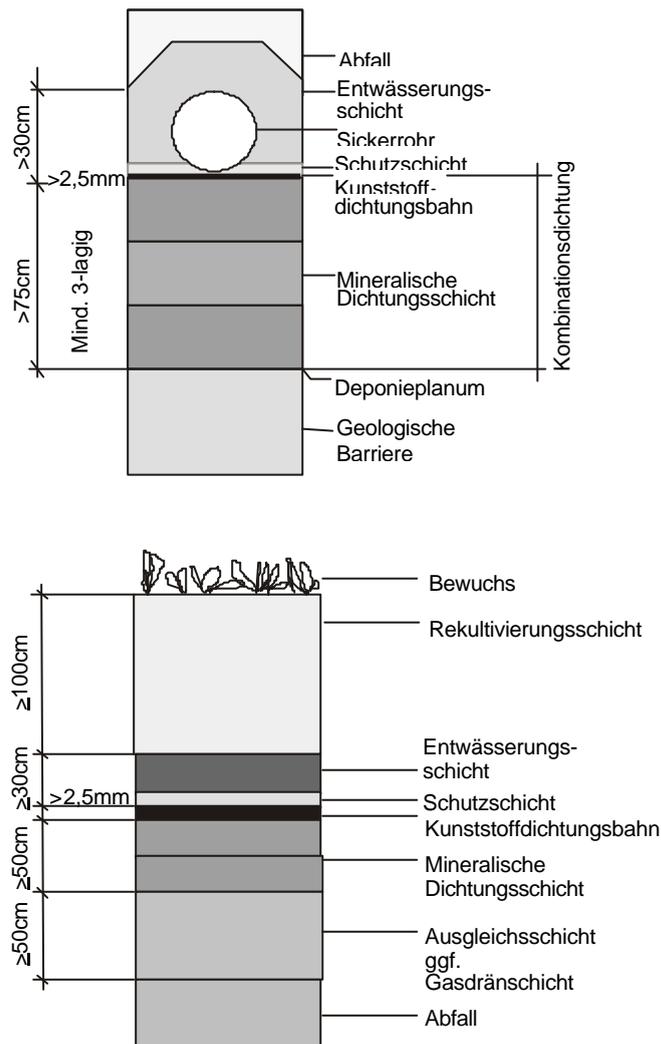


Abb. 2.10: Basis- und Oberflächenabdichtung nach TASI für Deponien der Klasse II

Im Rahmen dieses Konzeptes wurde die Idee verfolgt, daß es mehrere voneinander unabhängige Barrieren innerhalb einer Deponie geben sollte, um eine Umweltgefährdung auszuschließen. Hierzu zählen die Abfalleigenschaften, die technischen Barrieren und die Standorteigenschaften.

Für Deponien, die Abfall mit einem hohen Anteil organischer Substanzen enthalten, sieht die TASI zunächst eine temporäre Abdichtung vor, die zwar ebenfalls zur Sickerwasserminimierung beitragen und Gasmigrationen verhindern soll, aber trotzdem größere Setzungen ohne Schaden hinnehmen kann. Erst nachdem die Hauptsetzungen abgeklungen sind, soll die endgültige Oberflächenabdichtung aufgebracht werden. Im folgenden werden die Vor- und Nachteile der Kombinationsabdichtung dargelegt.

Vorteile einer Oberflächenabdichtung nach TA Siedlungsabfall:

- Sickerwasserminimierung,
- Erhöhung des Erfassungsgrades des Entgasungssystems,
- Weitgehender Schutz vor Deponiegasmigrationen über die Oberfläche,
- Unterbindung von Geruchsbelästigungen,
- Möglichkeit zur gezielten Infiltration von Wasser,
- Schutz vor Papierflug und sonstigen Verwehungen.

Nachteile einer Oberflächenabdichtung nach TA Siedlungsabfall:

- Langfristige Hemmung der mikrobiologischen Umsetzungsprozesse aufgrund des mangelnden natürlichen Wasserzutritts und der fehlenden Wasserbewegung,
- Beeinträchtigung der Gasproduktion,
- Keine echte Inertisierung und Entfrachtung, sondern lediglich Trockenstabilisierung,
- Verlagerung von Umweltbeeinträchtigungen auf nachfolgende Generationen.

Die Stellungnahmen verschiedener Autoren in der Literatur zum Themenkomplex Oberflächenabdeckung sind sehr vielfältig. Für NUBBAUM [1986] stellt das weitestgehende Vermeiden einer Durchfeuchtung eine technisch mögliche und wirksame Maßnahme dar, die beträchtlich zur Steigerung der Gesamtsicherheit einer Deponie beitragen kann. Er bezeichnet die Sickerwasserfreiheit in seinen Ausführungen als Idealziel.

Die vollkommene Sickerwasserfreiheit kann allerdings, wie der Vergleich der Ergebnisse von zwei Versuchsfeldern auf der überdachten Deponie Wirmsthal [BRÜHL UND BAUER, 1995] zeigt, durchaus Probleme mit sich bringen. Im Rahmen des Versuchs wurden zwei Testfelder mit Restabfällen beschickt, bei denen eines künstlich trocken gehalten und das andere bewässert wurde. Nachdem es infolge von Baumaßnahmen in beiden Feldern zu einem Sauerstoffeinbruch kam, führte dies lediglich beim Feld mit Trockeneinbau zu einer

brandgefährlichen Situation, so daß der Versuch abgebrochen und das Feld massiv bewässert werden mußte. Nach Aussagen der Autoren verhielten sich im bewässerten Feld alle Prozesse (Gasproduktion etc.) stabiler als im Feld mit Trockeneinbau.

WEBER [1990] bezeichnete eine Deponie mit einer den Wasserzutritt unterbindenden Oberflächenabdichtung als Sargdeckeldeponie, weil der Abfall darin "trockengelegt" und die Stabilisierung behindert wird. Erst nach Versagen der Abdichtung und erneutem Wasserzutritt kommen die biologischen Abbauvorgänge wieder in Gang.

URBAN-KISS [1991] stellt demgegenüber die positiven Aspekte einer Oberflächenabdichtung in den Vordergrund ihrer Ausführungen. Durch den verhinderten Eintritt von Niederschlagswasser wird die Bildung von Stauwasserhorizonten im Deponiekörper eingeschränkt. Hierdurch wird die Gefahr von im Wasser stehenden und somit funktionsuntüchtigen Gassammelleitungen, reduziert. Zudem wird durch eine relativ undurchlässige Abdichtung die Erfassungsrate des Entgasungssystems erhöht, da einerseits die diffuse Gasemission über die offene Oberfläche in erhöhtem Maße unterbunden wird, andererseits ein höherer Unterdruck an den Deponiekörper angelegt werden kann, ohne daß Atmosphärenluft angesaugt wird.

BOTHMANN [1997] gibt zudem zu bedenken, daß der Deponiekörper kein steuerbarer Bioreaktor ist und zugeführtes Wasser nur eine begrenzte Wirkung auf die Mineralisierungsprozesse ausübt. Im Gegensatz zum echten Bioreaktor kann bei Deponien der "Behandlungsbetrieb" nicht unterbrochen, der Abfall nicht ausgeräumt werden, um Dichtungen oder Einbauten zu reparieren oder nachzurüsten. Seiner Meinung nach bringt Wasser in der Deponie generell in den Bereichen Gaserfassung, Sickerwassererfassung, Basisabdichtung, Stand-sicherheit, Sackungen und Rückbau Probleme.

WIRTZ ET AL. [1997] kommen im Rahmen des Teilberichtes für das vom BMBF geförderte Verbundvorhaben "Deponiekörper" zu dem Schluß, daß eine Unterbrechung der Kontaminationspfade durch technische Barrieren auf solche Standorte begrenzt werden sollte, bei denen aufgrund der Randbedingungen eine akute Beeinträchtigung oder Gefährdung der Umwelt zu befürchten ist.

TIEBEL-PAHLKE [1998] leitet die Entwicklung des Multibarrierenkonzeptes aus der Risikoanalyse kerntechnischer Anlagen her und vergleicht den Deponiekörper mit anderen Verur-

sachern, wie z. B. kommunalen Kläranlagen. Seine Schlußfolgerung ist, daß keine Notwendigkeit besteht jede Deponie mit dem kompletten "Set" von unabhängigen Barrieren auszustatten. Statt eines Systems unabhängiger Barrieren sollte ein System aufeinander abgestimmter Schutzvorkehrungen geschaffen werden. Hierbei verweist er vor allem auf die Notwendigkeit, die jeweiligen Standortbedingungen der einzelnen Deponien in die Überlegungen mit einzubeziehen.

HOINS [1998] argumentiert schließlich, daß das Multibarrierenkonzept und das Vorsorgeprinzip der TASI auf die Altdeponien nicht angewendet werden können, statt dessen solle das Prinzip der Gefahrenabwehr in Anlehnung an die Vorgehensweise bei Altablagerungen Anwendung finden.

2.6 Langzeitverhalten von Deponien

Das Langzeitverhalten von Deponien wird vornehmlich durch den zur Verfüllung gelangten Abfall, die bereits abgeschlossenen, gegenwärtigen und zukünftigen Umbauprozesse und die nachträglichen Veränderungen hinsichtlich Abdichtung, Entgasung, Wasserzufuhr etc. bestimmt.

Die Abschätzung der Nachsorgedauer gestaltet sich insgesamt als schwierig, da es bei der Deponie nicht um ein statisches Gebilde, sondern um einen sich ständig verändernden Körper handelt. Die gegenwärtigen Abschätzungen basieren i. d. R. auf Versuchen im Labormaßstab (Tab. 2.9).

Tab. 2.9: Prognosen zur Dauer der Nachsorgephase bei Deponien

Parameter	Grenzwerte	BELEVI, BACCINI, 1989b [a]	KRUSE, 1994 [a]	HEYER UND STEGMANN, 1997 [a]
C_{org.}		500-1700	-	-
CSB	200 mg/l*	-	280	80-360
N_{ges.}	70 mg/l*	55-80	-	-
TKN		-	815	120-450
NH₄-N		-	-	-
Chlorid	100 mg/l ^o	100-150	210	90-250
AOX	0,5 mg/l*	-	-	30-120
Schwermetalle	0,1-2 mg/l*	-	-	-

*Anhang 51 der Rahmen-Abwasser VwV, ° Schweizer Verordnung

BELEVI UND BACCINI [1989b] führten einfache Elutionsversuche durch. Mit deren Hilfe kamen sie für den Parameter C_{org.} auf die längsten Zeiträume und für den Stickstoff auf die kürzesten Zeiträume für die Nachsorge. Im Rahmen dieser Versuche wurden lediglich Auswaschungsprozesse berücksichtigt. Biologische Umsetzungsprozesse blieben auf Grund des geringen Zeitaufwandes unberücksichtigt. Demgegenüber stehen Abschätzungen von EHRIG [1987], der von einem Zeitbedarf zur Sickerwasserbehandlung von ca. 100-200 Jahren ausgeht.

KRUSE [1994] und HEYER UND STEGMANN [1997] führten beide Versuche zum Langzeitverhalten von Abfällen mit Hilfe von Deponiesimulationsreaktoren (DSR) durch. Diese Versuchsreaktoren wurden z. T. über mehrere Jahre betrieben. In ihnen wurde das anfallende Sickerwasser im Kreis geführt, die Gasproduktionsraten konnten kontinuierlich bestimmt werden. Bei beiden Autoren ergaben sich ähnliche Zeiträume für die Nachsorge hinsichtlich der einzelnen Parameter. Im Gegensatz zu Belevi und Baccini errechneten sich aus ihren Versuchen sehr viel längere Nachsorgezeiträume für den Parameter Stickstoff. Innerhalb der von ihnen durchgeführten Versuche nehmen sowohl der Metabolismus von Mikroorganismen als auch zu einem überproportional großem Anteil Auswaschungsprozesse Einfluß auf die langfristigen Prognosen. Letzteres hängt mit dem in Relation zur Deponie hohen Wasserdurchfluß in den Reaktoren zusammen.

Wie bereits in Kapitel 2.3.2 erläutert, orientieren sich KYLEFORS UND LAGERKVIST [1997] bei ihrer Prognose der langfristigen Entwicklung und dem Erreichen einer tolerierbaren Sickerwasserqualität am Wasser-Feststoff-Verhältnis. Nachdem das zehnfache Wasservolumen den Abfallkörper durchsickert hat, werden ihrer Ansicht nach tolerierbare Sickerwasserqualitäten erzielt.

In den U.S.A werden insgesamt pragmatischere Wege beschritten. Hier werden die Betreiber spätestens 35 Jahre nach Abschluß der Deponie aus der Nachsorge entlassen [POHLAND, 1996]. In Deutschland werden betreiberseitig ebenfalls ähnlich lange Zeiträume zwischen 30 und 50 Jahren genannt. Allerdings handelt es sich hier bisher um reine Spekulationen zur erleichterten Kostenkalkulation der Nachsorgephase. In der TASI wird die Dauer der Nachsorge offen gelassen, da es sich hier um einen deponiespezifischen Zeitraum handelt, der individuelle Unterschiede aufweist.

2.7 Möglichkeiten zur Intensivierung der Umsetzungsprozesse in der Deponie

Auf Grund der zur Zeit intensiven Diskussion über eine nachhaltige Abfallwirtschaft und in diesem Zusammenhang über die Nachsorgedauer von Deponien werden im folgenden einige Modellvorschläge zum langfristigen Umgang mit Deponien vorgestellt.

Die Reinfiltration von Sickerwasser bzw. dessen Kreislaufführung wird von vielen Autoren [u. a. REINHART, 1996; BAUER, KINDSMÜLLER, MEISINGER, RÖSINGER, 1997; MOSHER ET AL., 1997; BLAKEY ET AL., 1997; KRÜMPSELBECK UND EHRIG, 1998; BAUER UND MEISINGER, 1999] als eine sinnvolle Möglichkeit zur Intensivierung der im Abfallkörper stattfindenden Abbauprozesse und der demnach langfristig verbesserten Inertisierung des Deponiekörpers angesehen. Positive Effekte sind einerseits eine intensivierete bzw. stabilisierte Gasproduktion, andererseits eine Reduktion der zu entsorgenden Sickerwassermenge und dadurch eine Reduzierung von Betriebskosten. Eine Ursache ist, daß durch die Beaufschlagung von Wasser eine erhöhte Wasserbewegung im Körper bewerkstelligt wird, wodurch ein besserer Nährstoffaustausch der Mikroorganismen erzielt wird. Allerdings ist auch für die Reinfiltration oder Sickerwasserkreislaufführung ein standortspezifisches Handeln erforderlich.

Eine noch drastischere Wasserrückführung wird gegenwärtig von WALKER ET AL. [1997] befürwortet. Um die Nachsorgezeit auf einen möglichst überschaubaren Zeitraum zu verkürzen, wird von den Autoren angeregt, den Abfallkörper mit 5-7,5 m³ Wasser pro Tonne Abfall zu durchspülen. Hierdurch würde eine extreme Auswaschung der Abfälle erzielt werden. Von dieser Vorgehensweise erhoffen sich die Autoren eine Nachsorgedauer von lediglich 30-50 Jahren. Gegenwärtig bleibt abzuwarten, ob diese Mengen überhaupt in solch einem Zeitraum durch den Abfallkörper hindurch geführt werden können. BEAVEN [1997] konnte anhand seiner Ergebnisse nachweisen, daß ein sogenannter "flushing bioreactor" nur unter bestimmten Rahmenbedingungen möglich ist. Hierzu zählt eine maximale Höhe von 25 m und eine Trockendichte von maximal 0,6 t/m³. Zudem kommen Standsicherheitsprobleme und die Frage nach dem Ursprung des rückzuführenden Wassers hinzu.

Eine weitere Möglichkeit zur weitgehenden und schnellstmöglichen Inertisierung beinhaltet die In-Situ-Stabilisierung von Deponien [LEIKAM ET AL., 1997; HEYER ET AL., 1999]. Diese Methode, die sich durch das Einblasen von Atmosphärenluft in den Deponiekörper auszeichnet, befindet sich ebenfalls zur Zeit noch in der Versuchsphase, die Durchführung dieser Methodik an einer alten Ablagerung steht kurz bevor. Allerdings haben Versuche mit Depo-niesimulationsreaktoren bereits gezeigt, daß durch die Belüftung und der Überführung des anaeroben in ein aerobes Milieu, eine deutliche Abnahme der organischen Fracht zu beobachten ist. Ob dies ein langfristig stabiler Prozess ist, bleibt abzuwarten.

3 Material und Methoden

Die Grundlage der durchgeführten Untersuchungen bilden die Überwachungsdaten von Deponien bzw. Deponieabschnitten, die bereits vollständig mit unvorbehandeltem Abfall verfüllt worden sind und über einen Oberflächenabschluß verfügen. Die Deponien mußten hinsichtlich ihrer Emissionsüberwachung bestimmte Grundvoraussetzungen erfüllen, damit die von den Betreibern im Rahmen der Überwachung erhobenen Daten mit in den Datenpool einbezogen werden konnten. Ansonsten unterlag die Auswahl der Deponiestandorte dem Zufallsprinzip. Die Datenerhebung erfolgte im Rahmen zweier zeitlich versetzter Untersuchungsvorhaben, die durch das BMBF [KRÜMPELBECK UND EHRIG, 1999] und das nordrhein-westfälische Landesumweltamt [KRÜMPELBECK, 1996] gefördert wurden.

Die zur Verfüllung gelangten Abfälle umfassen sowohl Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle als auch Bauschutt, belasteten Boden und Klärschlamm. In Einzelfällen wurden auch größere Mengen Industrieabfälle und MVA-Schlacken abgelagert. Die Deponiestandorte befinden sich alle auf dem Gebiet der Alten Bundesländer. Die Deponien der Neuen Länder bleiben unberücksichtigt, da einerseits die Abfallzusammensetzung dieser älteren Deponien, die zu Zeiten der DDR verfüllt wurden, signifikante Unterschiede zum Abfall der Alten Bundesländer aufweisen, andererseits kaum Sickerwasser- oder Gaserfassungssysteme existieren, so daß sich anhand dieser wenigen Daten keine Aussagen treffen lassen.

In den Tab. 3.1 und 3.2 ist die Anzahl der Sickerwasser- und Gasanalysen jeweils den einzelnen Parametern zugeordnet worden. Insgesamt setzt sich die Datenbasis aus 36.780 Sickerwasseranalysen und 3.970 Gasanalysen zusammen. Über die Sorgfalt der Probenahme und die Durchführung der Analysen kann im nachhinein keine Aussage getroffen werden. Grundsätzlich stellt sich die Qualität und die Datendichte von Deponie zu Deponie als sehr heterogen dar. So verfügen einige Deponien über langjährige, sorgfältige Aufzeichnungen über die Sickerwasserkonzentrationen der unterschiedlichen Parameter, andere Dokumentationen reichen hingegen lediglich wenige Jahre zurück. Ähnliche Aussagen treffen auch für den Emissionspfad Deponiegas zu. Ein wichtiger Bestandteil der Arbeit bestand somit in der Auswahl von geeigneten Deponien bzw. deren Überwachungsdaten für bestimmte Fragestellungen.

Tab. 3.1: Anzahl der Sickerwasseranalysen pro Parameter

Parameter	Analysenanzahl
AOX	1106
Arsen	295
Blei	802
Bor	322
BSB ₅	2958
Cadmium	498
Calcium	505
Chlorid	2198
Chrom	686
CSB	3701
Eisen	1663
Kalium	310
Kupfer	977
KW Summe	1
Leitfähigkeit	2799
Magnesium	309
Mangan	469
Natrium	490
NH ₄	2075
NH ₄ -N	2087
Nickel	1102
NO ₂	555
NO ₃	629
NO ₂ -N	761
NO ₃ -N	967
PAK	77
PCB-Summe	89
pH-Wert	3257
Stickstoff gesamt	1081
Sulfat	1340
Sulfid	129
TOC	1120
Zink	1422

Tab. 3.2: Anzahl der Gasanalysen pro Parameter

Parameter	Analysenanzahl
Benzol	95
BTEX Summe	12
Chlor gesamt	151
Chloroform	37
CKW Summe	104
1,2-Dichlorethen	94
Dichlormethan	68
Ethylbenzol	82
FCKW Summe	69
Fluor gesamt	124
Kohlendioxid	472
KW Summe	12
Methan	987
PAK	2
PCB Summe	1
Sauerstoff	757
Schwefel gesamt	43
Schwefelwasserstoff	76
Stickstoff	278
Tetrachlorethylen	125
Toluol	86
Trichlorethan	84
Trichlorethylen	129
Xylol	82

3.1 Mittelwertbildung

Zur Darstellung der Konzentrationsverläufe verschiedener Parameter und Deponien wurden die jeweiligen Jahresmittelwerte gebildet.

Bei der Berechnung der mittleren Konzentration für einen festgelegten, mehrere Jahre umfassenden Zeitraum (5 oder 10 Jahre) wurde folgendermaßen vorgegangen: Zuerst wurde der Jahresmittelwert pro Parameter und Deponie gebildet, dann der mittlere Wert für die Zeitspanne pro Parameter und Deponie. Zum Schluß wurde der Mittelwert für die Zeitspanne und den betreffenden Parameter ermittelt (siehe u. a. Tab. 4.1 - 4.4). Mit dieser Vorgehensweise wurde verhindert, daß Deponien mit überdurchschnittlich vielen Analysen in einem Zeitraum

zuviel Gewicht erlangten und umgekehrt, Deponien mit geringer Datendichte unterrepräsentiert wurden.

Für die Berechnung von mittleren Konzentrationsbereichen wurden Deponien, bei denen eine Sickerwasserfremdbeeinflussung nicht ausgeschlossen werden konnte, nicht mit einbezogen. Zudem wurden Daten von sehr alten Deponien und Deponien mit überdurchschnittlichen Salzfrachten für die Berechnung mittlerer Konzentrationsbereiche ebenfalls ausgenommen, da sie für die Prognose der Langzeitentwicklung nur einen geringen Informationsgewinn darstellen. Daten von Deponien mit sehr hohen Anteilen an Inertabfällen blieben bei Mittelwertbildung einiger Salzionen ebenfalls unberücksichtigt.

Des Weiteren ist darauf hinzuweisen, daß es bei einigen Abbildungen, in denen Einzelwerte dargestellt werden, zu optischen Verzerrungen kommen kann. Diese sind auf die jeweils unterschiedlichen Datendichten zu den jeweiligen Zeitpunkten zurückzuführen.

3.2 Charakterisierung der Deponien

Im Anhang 1 sind die Betriebskenndaten der Deponien tabellarisch aufgelistet. Aus ihnen geht hervor, daß der überwiegende Teil der Deponien bereits in den sechziger und siebziger Jahren mit Abfall verfüllt wurde. Die Dokumentation des Deponiebetriebes hinsichtlich Abfallart und -menge sowie Abfalleinbau und Emissionsaufkommen wurde erst zu Beginn der siebziger Jahre vereinzelt begonnen. Aus diesem Zeitraum stammen auch die ältesten Daten. Die umfangreichsten Angaben datieren aus den achtziger und neunziger Jahren.

Das jeweilige Abfallvolumen der Deponien variiert erheblich. Es befinden sich viele kleinere Ablagerungen unter den untersuchten Deponien. Diese besitzen häufig ein Abfallvolumen deutlich < 1 Mio. m^3 . Diese geringe Größe ist für Deponien in ländlich strukturierten Gebieten in der Vergangenheit durchaus charakteristisch. Kreisdeponien oder großstädtische Deponien, deren Abfallvolumina sich zumeist im Bereich > 1 Mio. m^3 befinden, wurden ebenfalls erfaßt. Die durchschnittliche Abfallzusammensetzung der untersuchten Deponien besteht i. d. R. zu einem hohen Anteil aus Hausmüll und hausmüllähnlichem Gewerbeabfall. Bauschutt und belasteter Boden sind ebenfalls häufig vertreten. Während des Betriebes der hier untersuchten Deponien haben Recyclingmaßnahmen und die zum damaligen Zeitpunkt noch steigenden Deponiegebühren zu einer deutlichen Verringerung dieses Abfallanteils geführt.

Die technische Ausstattung der Deponien erweist sich als sehr unterschiedlich. Eine Basisabdichtung ist in weniger als der Hälfte der Deponien vorhanden. Häufig wurde der Untergrund als "naturdicht" angesehen. Diejenigen, die über eine technische Barriere verfügen, können nicht an den heute gültigen Maßstäben der Deponietechnik für Basisabdichtungen gemessen werden. Vielfach handelt es sich um mineralische Dichtungen mit k_f -Werten von 10^{-8} - 10^{-9} m/s. Der überwiegende Teil der Deponien verfügt über eine Sickerwasserfassung und eine Entgasungsanlage. Dieses war für die Einbeziehung der ausgesuchten Deponien ausschlaggebend.

Auf Grund der Verschiedenartigkeit der Deponien mußten für die gemeinsame Auswertung der Daten einige Annahmen getroffen werden, die im Anhang 2 dargestellt worden sind. Hierbei handelt es sich z. B. um den jeweils angenommenen Wassergehalt oder die abbaubare Abfallmenge pro Deponie.

In Tab. 3.3 sind die unteren Grenzwerte für die unterschiedlichen Parameter angegeben. Diese wurden in Anlehnung an die DIN Vorschriften [DIN] festgelegt, so daß niedrigere Konzentrationen als diese mit großer Sicherheit nicht mehr als meßbar angesehen werden können und im Rahmen der Auswertungen unberücksichtigt geblieben sind. Insbesondere in der Sickerwassermatrix ist auf Grund der vielfältigen Störstoffe eine Analyse niedrigster Konzentrationen einer Einzelsubstanz als kritisch anzusehen.

Grundsätzlich stehen für die Darstellung der Überwachungsdaten gegenüber der Zeit zwei Möglichkeiten zur Verfügung:

- Die aufgeführte Zeit entspricht dem Alter der Deponie oder des jeweiligen Deponieabschnittes. Diese Darstellung ist besonders für das Aufzeigen von Veränderungen zu Anfang der Verfüllung empfehlenswert. In den meisten Fällen wird das Alter im Rahmen dieser Darstellungen als Sickerwasserabschnittsalter (SW-Abschnittsalter) bezeichnet, da das gesamte Deponiealter in Einzelfällen vom Alter des Abschnittes mit Sickerwasserfassung abweicht.
- Die weitere Möglichkeit besteht darin, das Schließungsjahr als das Jahr Null zu definieren und den davor liegenden Zeitraum mit negativen Zahlenwerten zu besetzen und den sich anschließenden Zeitraum mit positiven Zahlenwerten. Diese Darstellungsweise eignet sich am besten für Zukunftsprognosen, da hier die unterschiedlichen Laufzeiten der Deponien

keinen Einfluß ausüben und somit eine Datengrundlage mit einigermaßen übereinstimmenden Voraussetzungen geschaffen wird.

Tab. 3.3: Bestimmungsgrenzen

Parameter	Bestimmungsgrenze
CSB	> 15 mg/l
BSB5	> 5 mg/l
Chlorid	> 10 mg/l
AOX	≥ 20 µg/l
TOC	≥ 10 mg/l
Leitfähigkeit	> 500 µS/cm
NH₄	≥ 0,5 mg/l
NH₄-N	≥ 0,4 mg/l
Nges	> 10 mg/l
NO₃	≥ 0,1 mg/l
NO₃-N	≥ 0,02 mg/l
NO₂	≥ 0,01 mg/l
NO₂-N	≥ 0,003 mg/l
pH-Wert	-
Zink	> 0,005 mg/l
Blei	≥ 0,005 mg/l
Eisen	> 0,05 mg/l
Nickel	≥ 0,005 mg/l
Kupfer	> 0,001 mg/l
Cadmium	> 0,0001 mg/l
Chrom	≥ 0,005 mg/l
Sulfat	> 1mg/l
Sulfid	≥ 0,04 mg/l
Bor	> 0,1 mg/l
Calcium	> 10 mg/l
Magnesium	> 10 mg/l
Kalium	> 10 mg/l
Natrium	> 10 mg/l
Mangan	> 0,01 mg/l
Arsen	≥ 0,001 mg/l

4 Ergebnisse

Ziel der Auswertungen ist die auf realen Daten beruhende qualitative Prognose der Nachsorgephase für Deponien und die Abschätzung ihrer Dauer unter unterschiedlichen Voraussetzungen. Hierzu wurden die in ihrem Umfang und ihrer Qualität sehr unterschiedlichen Überwachungsdaten von 76 Deponien, die mit unvorbehandelten, einen hohen Anteil organischer Substanzen enthaltenden Abfällen verfüllt wurden, gesichtet, gewichtet und bewertet. Somit können über den jeweiligen Einzelfall hinaus Aussagen über das zukünftig zu erwartende Verhalten der Deponien getroffen werden.

4.1 Sickerwasserqualität

Die Sickerwasserqualität ist ein analytisch meßbarer Indikator für den biochemischen Zustand weiter Teile einer Deponie. Die Konzentrationen der Sickerwasserinhaltsstoffe können hohe Schwankungsbreiten aufweisen. Dieser Sachverhalt läßt sich auf mehrere Faktoren zurückführen. Hierzu zählen die Heterogenität des Abfalls, das jeweilige Niederschlagsaufkommen, welches durch die offenen Abfallflächen unterschiedlicher Größe versickern kann, die bevorzugten Wasserwegsamkeiten im Abfall und die Einbautechnik. Im nachhinein ist eine eindeutige Zuordnung der einzelnen Ursachen zu den Überwachungsdaten nur in Einzelfällen möglich.

4.1.1 Schwankungsbreite der Einzelwerte für ausgewählte Parameter

Zur Darstellung der Schwankungsbreite der Parameter pH-Wert, CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$, AOX, Chlorid und Cadmium sind in den Abb. 4.1 - 4.6 die Einzelkonzentrationen der Deponien dargestellt. Diese Parameter wurden ausgewählt, um ein erstes Bild über den Zustand der Deponien zu vermitteln. Hierbei wurden nur Daten von Deponien ohne Sickerwasserfremdbeeinflussung berücksichtigt. Ältere Deponien bzw. Deponieabschnitte mit zu Beginn der Verfüllung häufig höheren organischen Sickerwasserbelastungen wurden hingegen bei der Einzelwertdarstellung mit einbezogen. Die jeweiligen Konzentrationen sind dem SW-Abschnittsalter gegenübergestellt. Das SW-Abschnittsalter weicht in einigen Fällen vom gesamten Deponiealter ab, da ältere Deponien noch Abschnitte ohne Entwässerungssystem besitzen, deren Alter unberücksichtigt bleibt. Die auftretenden Schwankungsbreiten im Rahmen dieser Darstellungsform sind nicht nur auf die bereits oben genannten Ursachen zurückzuführen, sondern kommen auch durch die unterschiedlichen Laufzeiten der Deponien zustande.

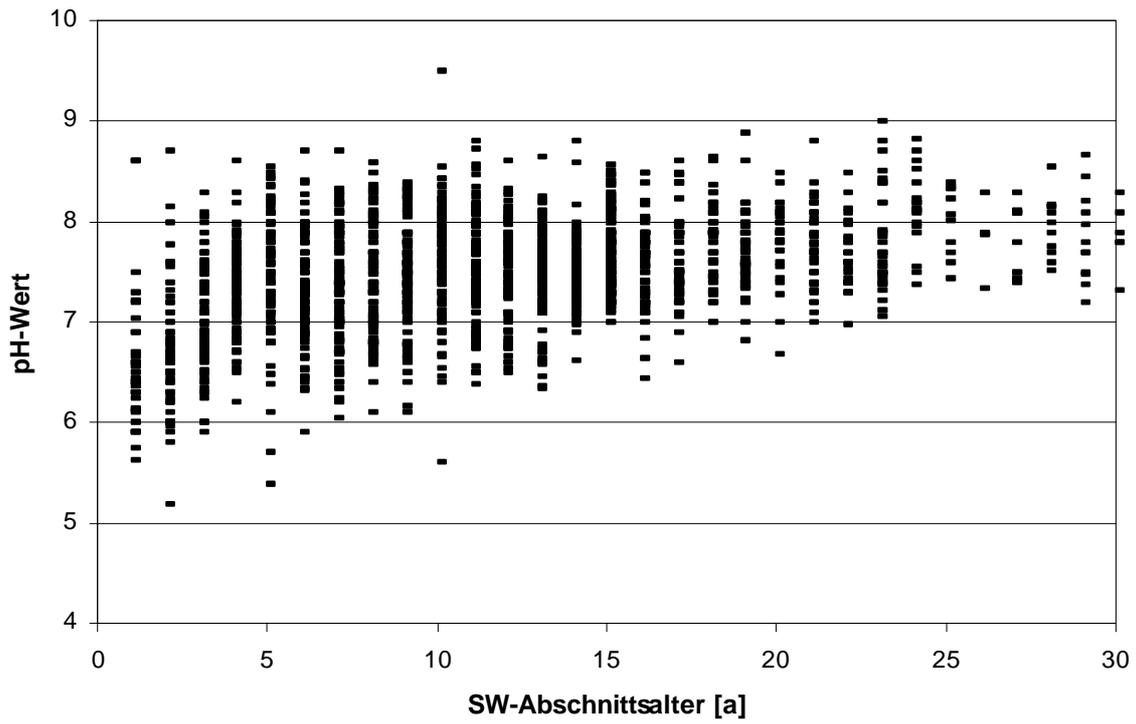


Abb. 4.1: Darstellung der Einzelwerte für den Parameter pH-Wert.

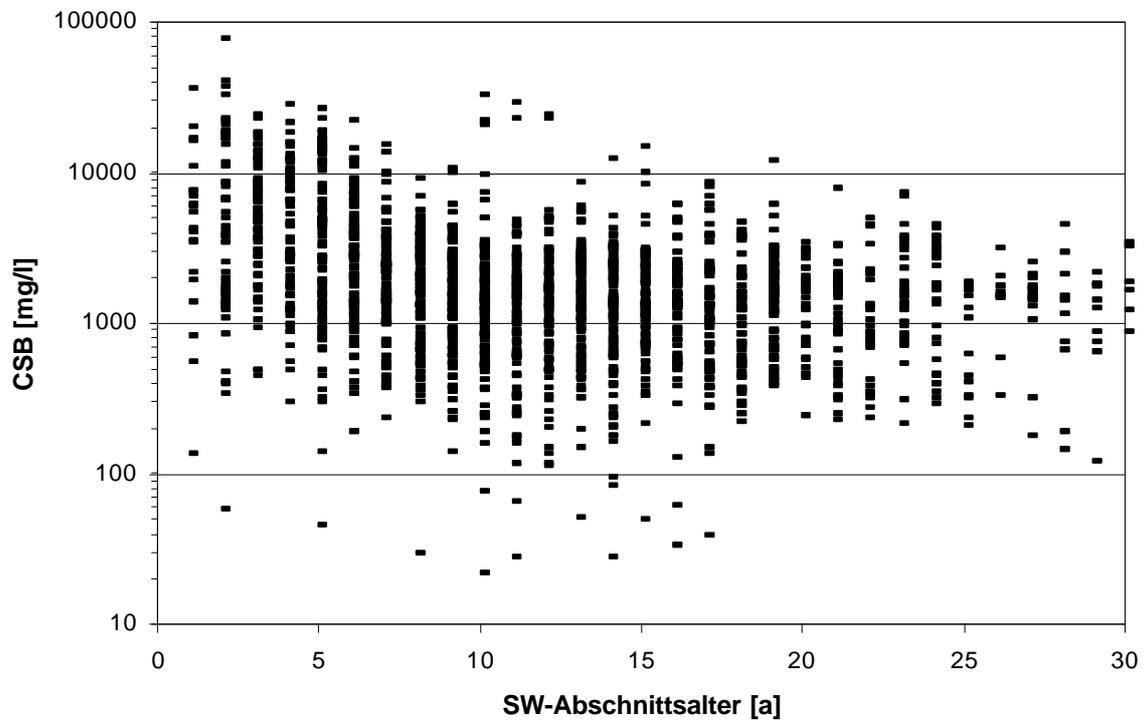


Abb. 4.2: Darstellung der Konzentrationen des Parameters CSB als Einzelwerte der Deponien

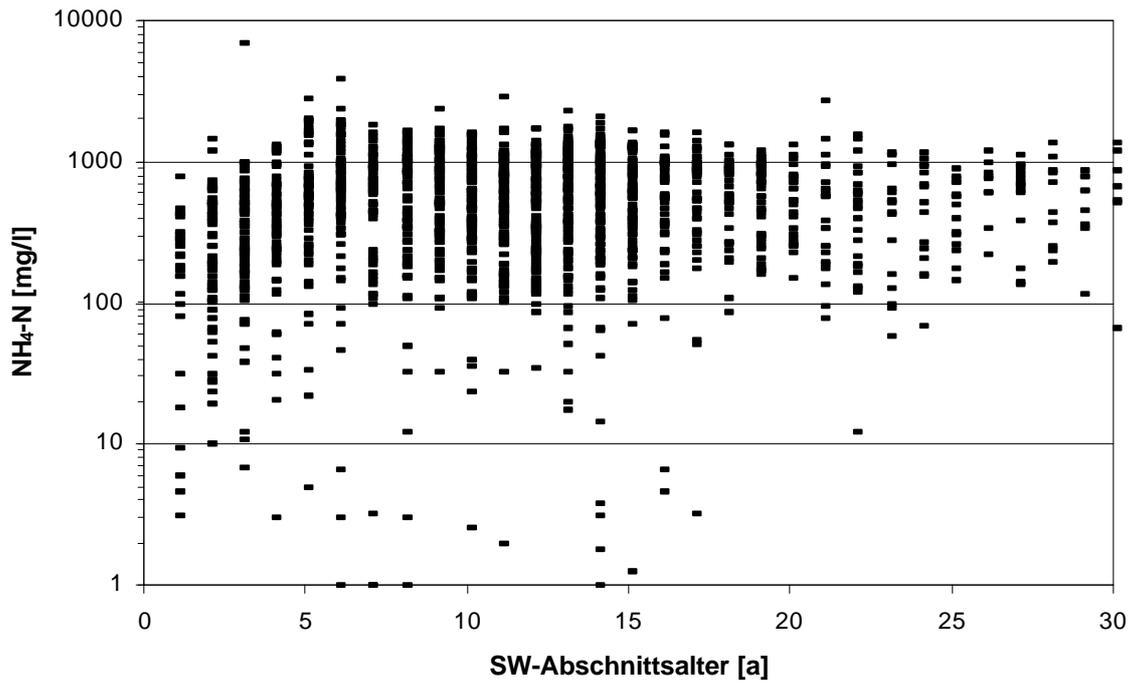


Abb. 4.3: Darstellung der Konzentrationen des Parameters $\text{NH}_4\text{-N}$ als Einzelwerte der Deponien

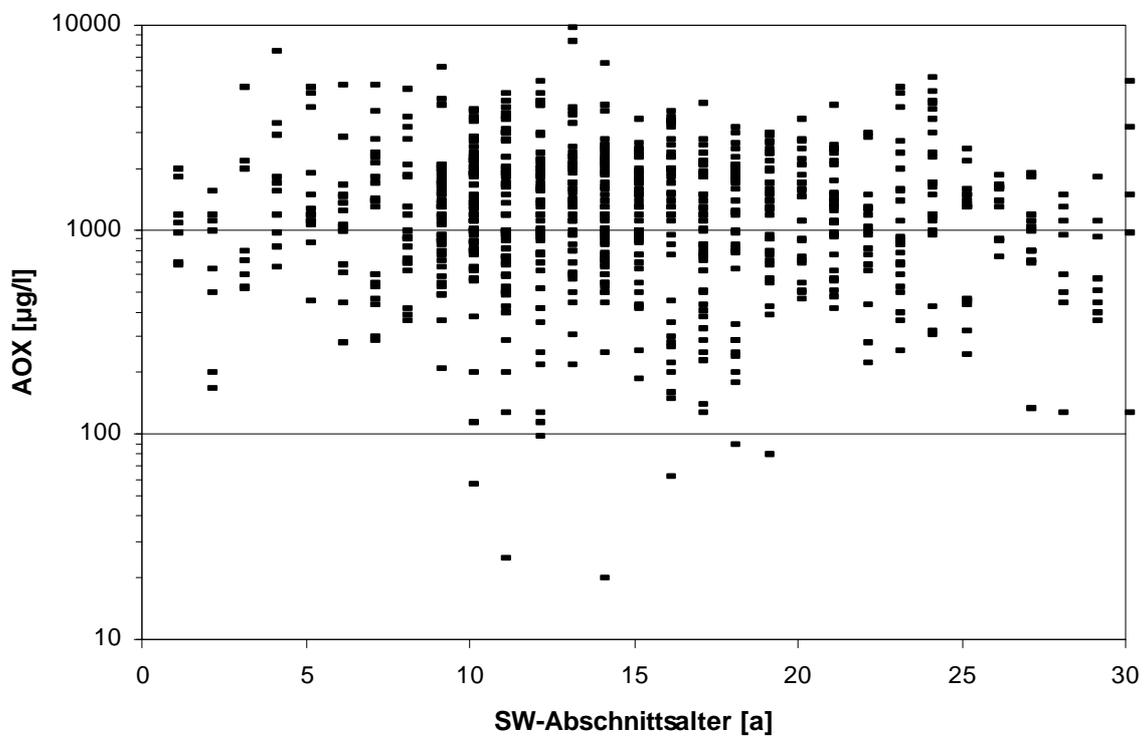


Abb. 4.4: Darstellung der Konzentrationen des Parameters AOX als Einzelwerte der Deponien

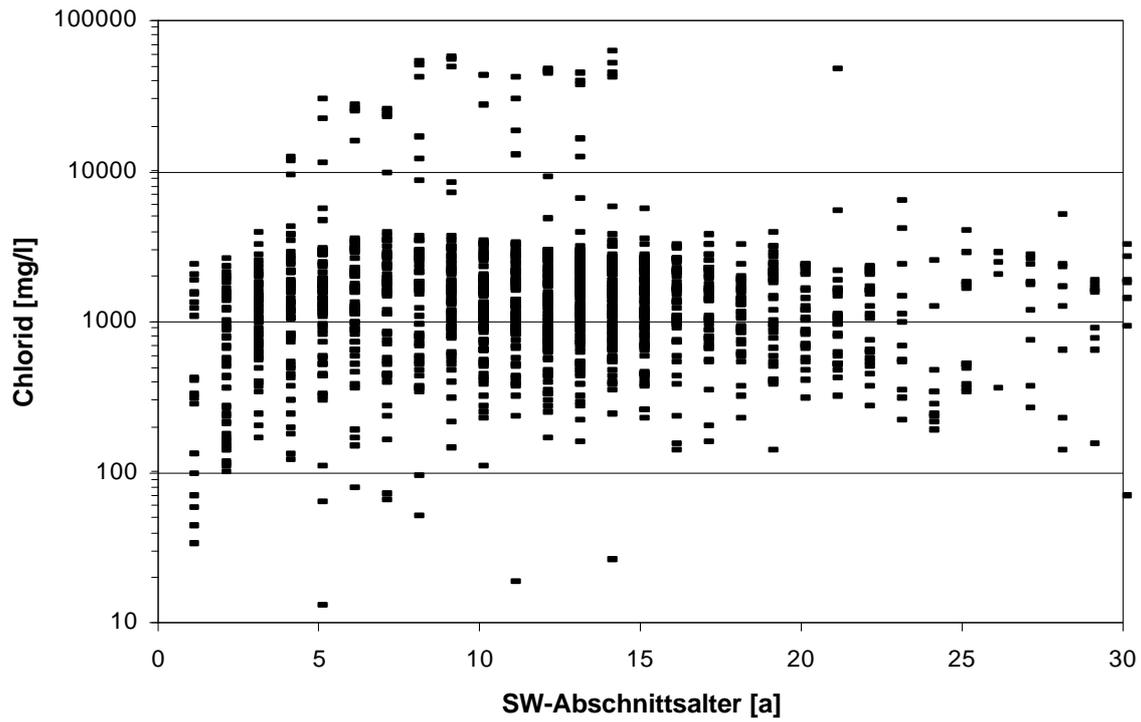


Abb. 4.5: Darstellung der Konzentrationen des Parameters Chlorid als Einzelwerte der Deponien

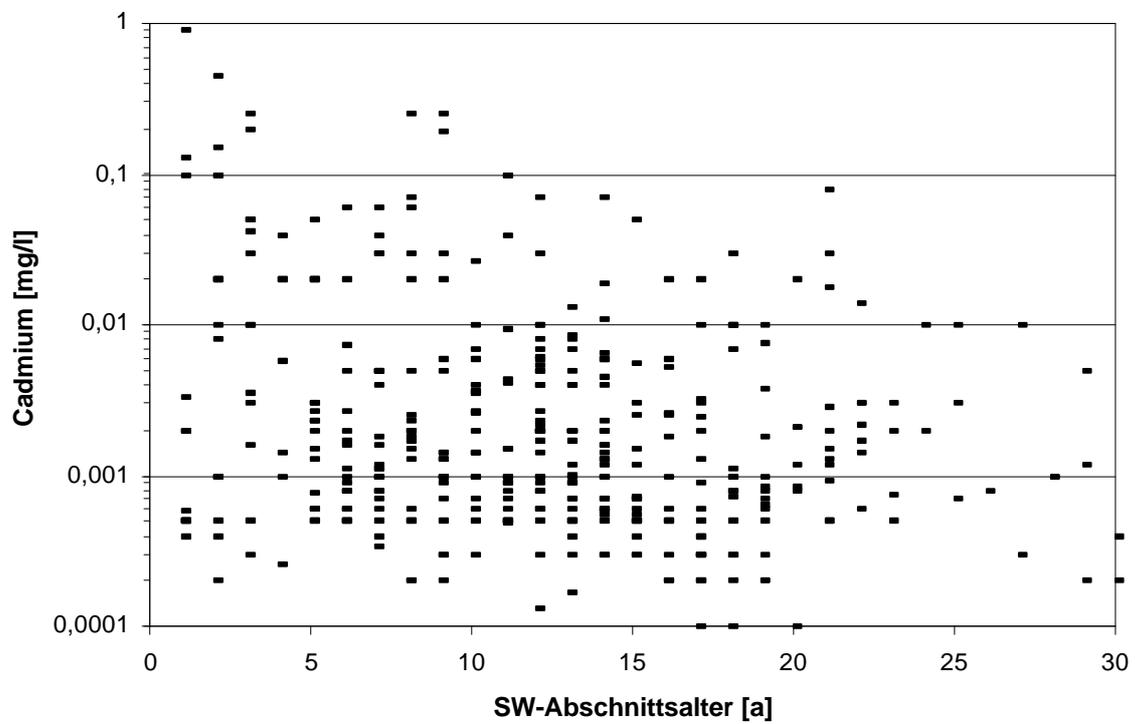


Abb. 4.6: Darstellung der Konzentration des Parameters Cadmium als Einzelwerte der Deponien

Dadurch überschneiden sich Konzentrationen von Deponien, die noch mit frischem Abfall verfüllt werden, mit Konzentrationen von Deponien, die bereits seit einiger Zeit endverfüllt sind. Es kommt zu einer hohen Schwankungsbreite der Konzentrationen der einzelnen Parameter. Zudem geben Einzelwerte nur eine Momentaufnahme wider. Bereits innerhalb eines Jahres können sehr hohe Schwankungen für ein und denselben Parameter ermittelt werden.

pH-Wert

Die Abb. 4.1 zeigt die pH-Werte der Deponien anhand der Einzelwerte. In den ersten zwei Jahren befindet sich die Mehrzahl der Einzelwerte bei einem pH-Wert < 7 , d. h. es herrscht im Abfallkörper zumindest zeitweilig ein saures Milieu vor. Ein pH-Wert < 7 kennzeichnet die saure Gärungsphase (siehe auch Kapitel 2.2). Im Laufe der Zeit nimmt der Anteil der pH-Werte ≥ 7 ständig zu und nach etwa 15 Jahren gibt es nur noch vereinzelt pH-Werte, die < 7 sind. Die übrigen pH-Werte befinden sich zu diesem Zeitpunkt im neutralen bis leicht alkalischen Bereich. Die in späteren Jahren gemessenen pH-Werte < 7 sind häufig auf Deponien anzutreffen, deren Sickerwasser aus mehreren unterschiedlich alten Abschnitten gemeinsam erfaßt und beprobt wird. Diese Vorgehensweise führt dazu, daß bei Inbetriebnahme eines neuen Abschnittes und dem damit verbundenen Anstieg der organischen Sickerwasserinhaltsstoffe sich auf Grund der Vermischung der unterschiedlich alten Wässer das gesamte Sickerwasser nachhaltig verändert.

CSB

Die Einzelwerte der CSB-Konzentrationen sind in Abb. 4.2 dargestellt. In der sauren Gärungsphase zu Beginn der Ablagerung liegt der Hauptanteil der CSB-Konzentrationen bei < 10.000 mg/l. Viele Einzelwerte älterer Deponien und Deponieabschnitte liegen auch noch deutlich darüber. In diesem Konzentrationsbereich machen sich die Einzelwerte der alten Deponien bzw. Deponieabschnitte (Beginn der Verfüllung Anfang der siebziger Jahre) überdurchschnittlich bemerkbar. Nach bereits 7 Jahren treten Konzentrationen im Bereich > 10.000 mg/l nur noch vereinzelt auf. Die Mehrzahl der Werte liegt um $1.000 - 3.000$ mg/l, z. T. auch noch deutlich darunter.

NH₄-N

Die gemessenen Einzelwerte der NH₄-N-Konzentrationen befinden sich in den ersten Jahren in einem Konzentrationsbereich merklich < 1.000 mg/l. Erst danach steigen die Konzentrationen auf Werte von $1.000 - 2.000$ mg/l an. Der Anstieg der NH₄-N-Konzentrationen erfolgt

hierbei ungefähr parallel zum Anstieg des pH-Wertes. Ein ähnliches Phänomen wurde von KRUSE [1994] berichtet. Er beobachtete bei Versuchen mit Deponiesimulationsreaktoren eine signifikante Änderung in den $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen nach Anstieg des pH-Wertes. Allerdings wurden von Kruse auch bereits vorher größere $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen dokumentiert. Die Mehrheit der ermittelten Konzentrationen befindet sich im Bereich 100 - 1.000 mg/l. Eine deutliche Abnahme der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen bis zum Zeitpunkt 30 Jahre ist bei den vorgestellten Daten nicht beobachtbar.

AOX

Der Parameter AOX ist wie der CSB ein Summenparameter. Er umfaßt die adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen. Im Gegensatz zu den bereits vorgestellten Parametern besteht hier in den ersten Jahren ein Mangel an Daten. Eine eindeutige Tendenz kann anhand der Einzelwerte nicht aufgezeigt werden. Der größte Anteil der Konzentrationen befindet sich im Bereich zwischen 500 und 3.000 $\mu\text{g/l}$.

Chlorid

Der prominenteste Vertreter der Anionen ist der Parameter Chlorid. Die Chloridkonzentrationen verteilen sich bis auf Daten einzelner Deponien auf den Bereich 500 - 3.000 mg/l. Die signifikant höheren Konzentrationen (>10.000 mg/l) sind auf einzelne Deponien mit hohem Anteil an Industrieabfall bzw. MVA-Aschen zurückzuführen. Eine klare Tendenz ist anhand der Darstellung der Einzelwerte nicht erkennbar.

Cadmium

Das Cadmium als Vertreter der Schwermetalle ist durch eine deutlich geringere Datenmenge als die übrigen Parameter gekennzeichnet. Der Hauptanteil der Konzentrationen befindet sich im Bereich 0,0005 - 0,01 mg/l. Im Laufe der Zeit ist eine Abnahme der Konzentrationen ersichtlich. Insgesamt befinden sich die Konzentrationen auf einem niedrigen Niveau.

4.1.2 Mittlere Konzentrationen der Parameter innerhalb vorgegebener Zeitintervalle

In den Tab. 4.1 bis Tab. 4.4 sind die Mittelwerte der Konzentrationen einzelner Sickerwasserparameter für die Zeitintervalle 1-5 Jahre, 6-10 Jahre, 11-20 Jahre und 21-30 Jahre dargestellt. Die Jahresangaben entsprechen dem SW-Abschnittsalter. Mit Hilfe dieser

Auswertungen werden Aussagen über das gegenwärtig zu erwartende Sickerwasserverhalten einer sich in Betrieb befindlichen Deponie getroffen. Aus diesem Grund sind nicht alle Deponiedaten in die Mittelwertbildung eingegangen. Sowohl Daten sehr alter Deponien als auch Daten von Deponien, die über einen überproportional hohen Anteil an Inertstoffen als Abfall verfügen und Deponien, bei denen eine Sickerwasserbeeinflussung zu besorgen ist, wurden bei der Berechnung des jeweiligen Mittelwertes pro Parameter und Zeitintervall nicht berücksichtigt.

Um zu zeigen wie sich ältere und jüngere Deponien in ihrem Verhalten hinsichtlich des Parameters CSB unterscheiden, werden in den Abb. 4.7 und 4.8 zunächst Konzentrationsverteilungskurven der Einzelwerte dargestellt. Die Abb. 4.7 dokumentiert die Konzentrationsverteilung in unterschiedlichen Zeiträumen von älteren Deponien, vor allen aus den siebziger Jahren. Abb. 4.8 umfaßt die CSB-Konzentrationsverteilung von jüngeren Deponien, aus den achtziger und neunziger Jahren. Der Unterschied zwischen beiden Abbildungen ist am deutlichsten anhand der Konzentrationsverteilung während der Zeitspanne 1-5 Jahre zu ersehen. Hier setzen sich die CSB-Werte der älteren Deponien bis zu 50 % aus Werten > 5.000 mg/l zusammen, wohingegen diese Konzentrationshöhe bei den jüngeren Deponien (Abb. 4.8) einen Anteil von 30 % erzielt.

Eine weitere Information beinhaltet der Vergleich der Abb. 4.8 (CSB) und 4.9 ($\text{NH}_4\text{-N}$). Sie zeigen die Verteilung der einzelnen Konzentrationswerte in den unterschiedlichen Zeitintervallen und die dabei auftretenden Unterschiede zwischen verschiedenen Parametern auf. Beim CSB ist eine Abnahme der Konzentration über die Zeit bereits anhand der Konzentrationsverteilung der einzelnen Werte zu beobachten. Der Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ weist im Zeitintervall 1-5 Jahre hingegen die geringsten Konzentrationen auf. Dies entspricht dem jeweiligen Konzentrationsverlauf, der bereits anhand der Abbildungen der Einzelkonzentrationen (Abb. 4.2 und 4.3) dargestellt wurde und spiegelt sich auch in den Mittelwerten in Tab. 4.1 - 4.4 wider.

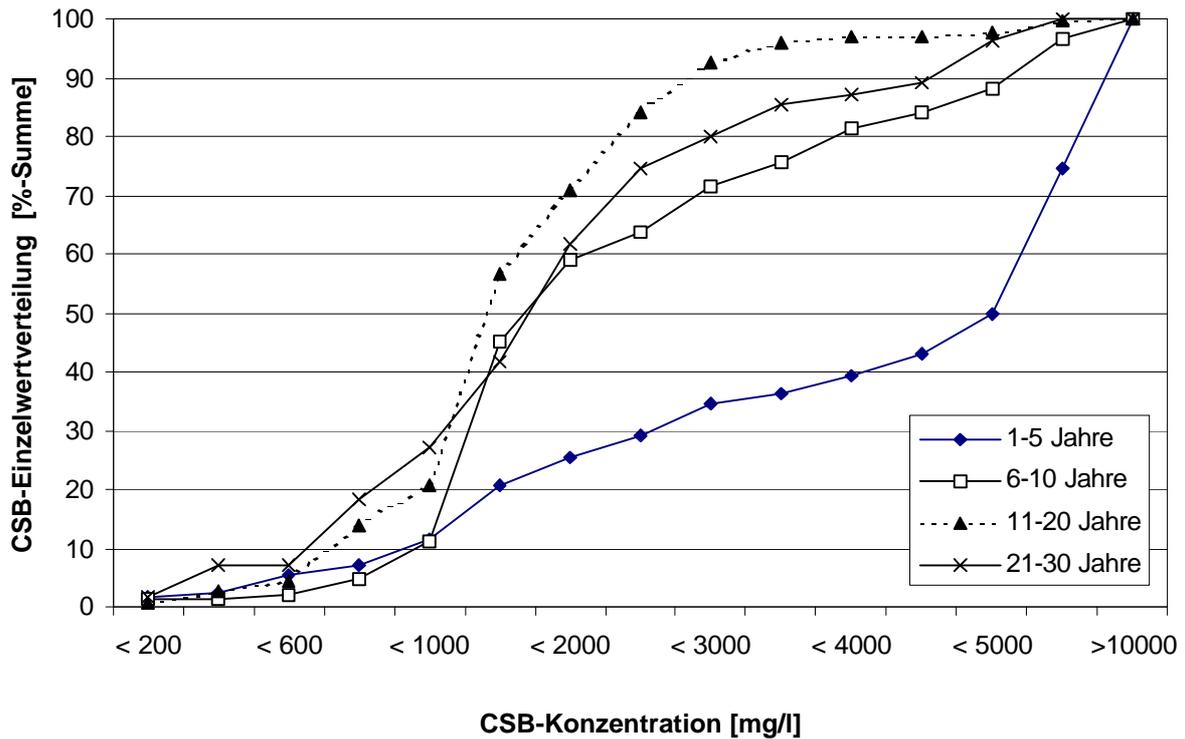


Abb. 4.7: CSB-Konzentrationsverteilung der einzelnen Werte in Bezug zu unterschiedlichen Zeiträumen (älterer Deponien)

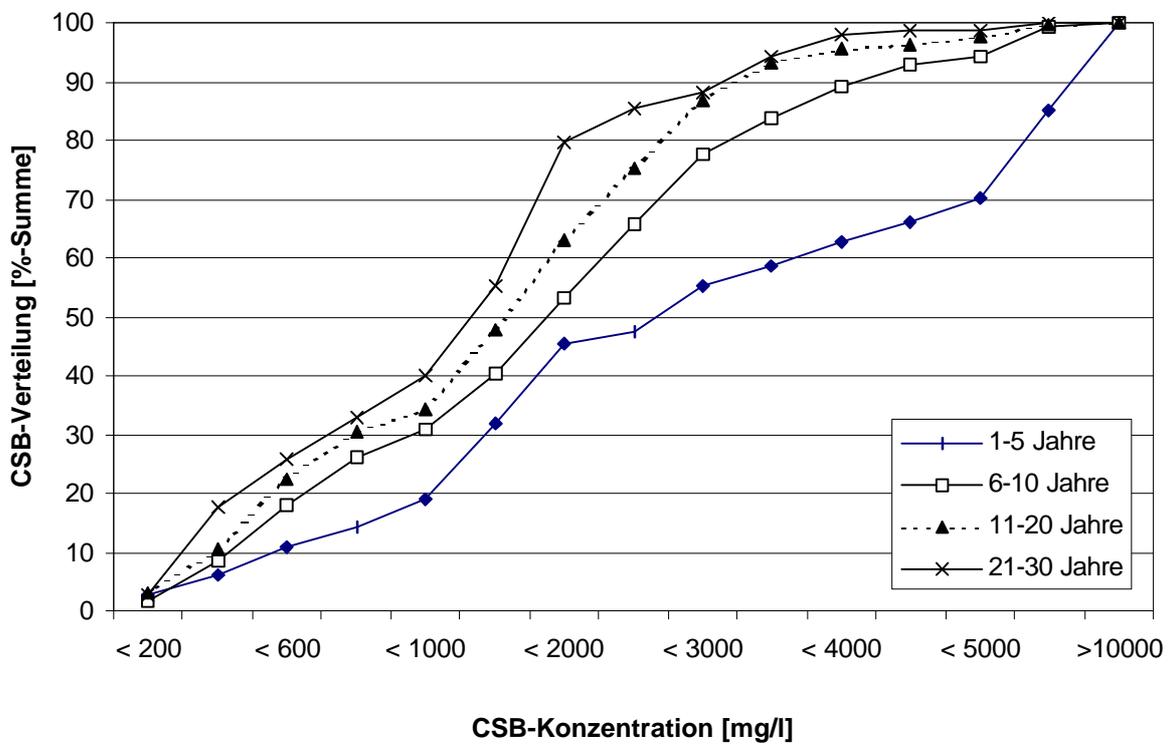


Abb. 4.8: CSB-Konzentrationsverteilung der einzelnen Werte in Bezug zu unterschiedlichen Zeiträumen (jüngere Deponien)

Zudem ist zu beobachten, daß die Verteilung von Konzentrationen aus dem unteren Konzentrationsbereich nahezu bei allen Zeitintervallen gleich stark vertreten ist. Die einzige Ausnahme bildet die Kurve des Zeitintervalls 1 - 5 Jahre in Abb. 4.9. Hier ist der Anteil der Konzentrationswerte im unteren Bereich erhöht. Dies ist auf das biochemische Verhalten des Parameters $\text{NH}_4\text{-N}$ zurückzuführen. Der Parameter CSB umfaßt generell ein sehr viel größeres Konzentrationspektrum als $\text{NH}_4\text{-N}$. Zudem ist die Verteilung der Einzelkonzentrationen für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ gleichmäßiger über den jeweils vorgegebenen Wertebereich verteilt als beim Parameter CSB.

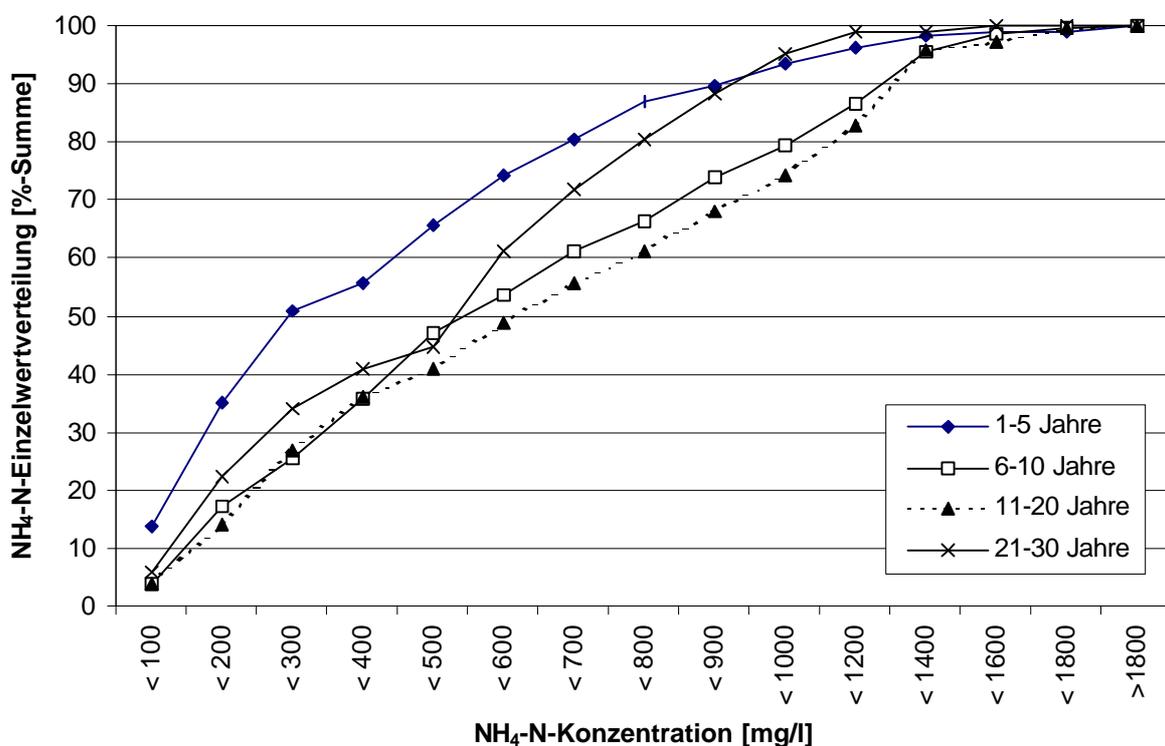


Abb. 4.9: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationsverteilung der einzelnen Werte in Bezug zu unterschiedlichen Zeiträumen (jüngere Deponien)

Im Gegensatz zu den erläuterten Abbildungen sind anhand der Tab. 4.1 - 4.4 die zu erwartenden charakteristischen Konzentrationen bzw. auch deren jeweiligen Schwankungsbreiten in den unterschiedlichen Zeiträumen für die jeweiligen Parameter zu ersehen. Bei der Angabe der jeweiligen parameterspezifischen Minima fanden sehr stark von der Masse abweichende Werte keine Berücksichtigung, da sie keine Aussage über das zu erwartende Deponieverhalten beinhalten. Aus den Abb. 4.8 und 4.9 ist allerdings zu entnehmen, daß sehr kleine

Konzentrationen in jedem Zeitintervall zu beobachten sind. Es ist aber unklar, worauf sie zurückzuführen sind. Dieses Phänomen allein auf eine fehlerhafte Probenahme zu reduzieren, erscheint auf Grund der Prozentanteile als nicht ausreichend. Die genauen Gründe und Ursachen für den jeweiligen Einzelfall bleiben offen. Somit kann beim Vergleich der Sickerwasseranalysen aus mehreren Jahren mit einzelnen sehr geringen Konzentrationen gerechnet werden, allerdings bedeutet das vereinzelt Auftreten geringer Konzentrationen nicht gleichzeitig, daß auch weiterhin mit geringen Konzentrationen gerechnet werden kann.

Tab. 4.1: Mittelwerte, Maxima und Minima der Sickerwasserkonzentrationen einzelner Parameter für die Jahre 1-5 einer Deponie bzw. eines neu eröffneten Abschnitts.

Parameter	Einheit	Mittelwert 1-5 Jahre	Maximum 1-5 Jahre	Minimum 1-5 Jahre	Anzahl der Deponien	Anzahl der Einzeldaten
pH-Wert	-	7,3	8,7	5,4	16	173
Leitfähigkeit	µS/cm	9280	23300	1370	15	172
CSB	mg/l	3810	22700	303	15	147
BSB ₅	mg/l	2285	16000	106	15	122
TOC	mg/l	1235	7725	159	12	104
NH ₄ -N	mg/l	405	7000	18	16	124
NO ₃ -N	mg/l	3,6	26	0,08	15	83
NO ₂ -N	mg/l	0,064	0,3	0,01	15	63
AOX	µg/l	2765	7500	452	7	21
Chlorid	mg/l	1300	11950	140	15	110
Sulfat	mg/l	98	400	19	13	83
Sulfid	mg/l	5,6	21	0,532	5	12
Natrium	mg/l	815	2200	112	11	51
Kalium	mg/l	1220	2200	240	5	27
Magnesium	mg/l	290	612	98	6	27
Calcium	mg/l	375	2290	46	12	48
Mangan	mg/l	3,9	43	0,055	13	63
Eisen	mg/l	50	550	0,1	14	83
Blei	mg/l	0,156	0,92	0,005	11	38
Zink	mg/l	1,1	24	0,02	14	67
Cadmium	mg/l	0,011	0,05	0,0002	10	30
Nickel	mg/l	0,199	1,4	0,02	13	56
Kupfer	mg/l	0,711	40	0,003	13	57
Chrom	mg/l	0,156	0,48	0,013	14	57
Arsen	mg/l	0,015	0,03	0,003	5	7
Bor	mg/l	5,9	15	0,4	5	15

Tab. 4.2: Mittelwerte, Maxima und Minima der Sickerwasserkonzentrationen einzelner Parameter für die Jahre 6-10 für die Deponie bzw. für einen neu eröffneten Abschnitt

Parameter	Einheit	Mittelwert 6-10 Jahre	Maximum 6-10 Jahre	Minimum 6-10 Jahre	Anzahl der Deponien	Anzahl der Einzeldaten
pH-Wert	-	7,5	8,7	6,4	26	300
Leitfähigkeit	µS/cm	12160	51400	1030	24	337
CSB	mg/l	3255	22500	194	26	359
BSB ₅	mg/l	1210	64880	20	26	192
TOC	mg/l	845	4930	65	20	219
NH ₄ -N	mg/l	600	2360	71,4	25	228
NO ₃ -N	mg/l	7,6	160	0,08	21	114
NO ₂ -N	mg/l	0,63	11,7	0,01	18	77
AOX	µg/l	1930	6200	282	15	104
Chlorid	mg/l	2135	28000	172	25	182
Sulfat	mg/l	146	1810	4	21	109
Sulfid	mg/l	6,1	47	0,04	11	30
Natrium	mg/l	1125	4700	146	17	90
Kalium	mg/l	910	1850	110	12	75
Magnesium	mg/l	205	1167	32	13	78
Calcium	mg/l	465	10000	44	19	105
Mangan	mg/l	2,5	95	0,12	21	90
Eisen	mg/l	29,5	1383	0,35	23	142
Blei	mg/l	0,056	0,317	0,005	18	61
Zink	mg/l	1,5	125	0,016	23	148
Cadmium	mg/l	0,0058	0,1925	0,0002	16	55
Nickel	mg/l	0,249	10,6	0,012	21	123
Kupfer	mg/l	0,115	3,3	0,002	19	91
Chrom	mg/l	0,224	2,57	0,02	21	114
Arsen	mg/l	0,021	0,097	0,002	13	58
Bor	mg/l	6	43	0,26	13	72

Tab. 4.3: Mittelwerte, Maxima und Minima der Sickerwasserkonzentrationen einzelner Parameter für die Jahre 11-20 für die Deponie bzw. für einen neu eröffneten Abschnitt

Parameter	Einheit	Mittelwert 11-20 Jahre	Maximum 11-20 Jahre	Minimum 11-20 Jahre	Anzahl der Deponien	Anzahl der Einzeldaten
pH-Wert	-	7,6	8,9	6,4	27	484
Leitfähigkeit	µS/cm	10610	40300	1100	27	536
CSB	mg/l	1830	29150	120	26	613
BSB ₅	mg/l	465	25800	10	26	397
TOC	mg/l	520	2600	41	24	339
NH ₄ -N	mg/l	555	2870	33	28	493
NO ₃ -N	mg/l	11,7	200	0,08	28	280
NO ₂ -N	mg/l	0,54	9,1	0,01	24	194
AOX	µg/l	1505	5300	130	25	242
Chlorid	mg/l	1760	13000	154	27	404
Sulfat	mg/l	92,5	556	2,2	25	236
Sulfid	mg/l	2	40	0,04	11	27
Natrium	mg/l	905	4400	100	25	190
Kalium	mg/l	695	1900	100	21	119
Magnesium	mg/l	145	593	50	20	119
Calcium	mg/l	325	5000	12	25	196
Mangan	mg/l	1,1	38,4	0,05	25	174
Eisen	mg/l	16,5	825	0,56	26	288
Blei	mg/l	0,067	1,3	0,005	21	150
Zink	mg/l	0,53	43,5	0,01	26	309
Cadmium	mg/l	0,0039	0,07	0,00013	19	110
Nickel	mg/l	0,135	1,93	0,007	26	233
Kupfer	mg/l	0,062	1,03	0,0025	26	187
Chrom	mg/l	0,164	1,16	0,006	26	240
Arsen	mg/l	0,042	0,37	0,001	20	119
Bor	mg/l	5,6	18	0,36	18	91

Tab. 4.4: Mittelwerte, Maxima und Minima der Sickerwasserkonzentrationen einzelner Parameter für die Jahre 21-30 für die Deponie bzw. für einen neu eröffneten Abschnitt

Parameter	Einheit	Mittelwert 21-30 Jahre	Maximum 21-30 Jahre	Minimum 21-30 Jahre	Anzahl der Deponien	Anzahl der Einzeldaten
pH-Wert	-	7,7	9	7,0	5	100
Leitfähigkeit	µS/cm	12930	109000	1602	5	117
CSB	mg/l	1225	6997	123	5	147
BSB ₅	mg/l	290	1100	12	6	95
TOC	mg/l	475	1120	35	5	39
NH ₄ -N	mg/l	445	1571	66,5	6	105
NO ₃ -N	mg/l	9,2	64	0,113	6	61
NO ₂ -N	mg/l	0,84	7,18	0,036	6	54
AOX	µg/l	1130	5600	130	4	117
Chlorid	mg/l	1025	2880	157	6	76
Sulfat	mg/l	83	490	5,2	6	101
Sulfid	mg/l	1,1	4,8	0,04	3	14
Natrium	mg/l	645	1500	74	6	41
Kalium	mg/l	595	1268	97	5	24
Magnesium	mg/l	115	221	43	5	30
Calcium	mg/l	155	863	71	6	50
Mangan	mg/l	0,91	5,7	0,21	6	34
Eisen	mg/l	12,5	189	0,4	6	47
Blei	mg/l	0,034	0,19	0,005	5	20
Zink	mg/l	0,538	9	0,05	6	98
Cadmium	mg/l	0,0028	0,018	0,0002	6	21
Nickel	mg/l	0,115	0,348	0,008	6	87
Kupfer	mg/l	0,036	0,27	0,004	6	51
Chrom	mg/l	0,177	1,62	0,005	6	94
Arsen	mg/l	0,036	0,182	0,0026	5	33
Bor	mg/l	9,1	58	0,96	5	20

In den tabellarischen Darstellungen wurde auf eine nochmalige Abgrenzung der sauren Phase verzichtet. Erwartungsgemäß werden in den ersten Jahren der Ablagerung, die auch die saure Phase umfaßt, bei dem überwiegenden Anteil der Parameter die höchsten Konzentrationen ermittelt. Es kommt in diesem Zeitraum bei einzelnen Deponien zu hohen Einzelwerten bei den organischen Sickerwasserinhaltsstoffen. Insbesondere die Konzentrationen des CSB und des BSB₅ sind auf Grund der gelösten organischen Säuren deutlich erhöht. Ausnahmen bilden einige Ionen und die Stickstoffverbindungen. Die Stickstoffkonzentrationen zeigen erst in den darauffolgenden Jahren eine deutliche Erhöhung. Die in Relation zu den übrigen Stoffen geringere Konzentration an Stickstoffverbindungen im Intervall 1-5 Jahre kann teilweise darauf zurückgeführt werden, daß Stickstoffverbindungen direkt wieder zum Aufbau neuer

Bakterienmasse verwandt werden, z. B. Aminosäuren als Bausteine für Proteine. Erst nachdem die Bakterienpopulationen auf eine bestimmte Größe angewachsen sind, wird die Stickstoffkonzentration in einem größeren Maße ansteigen und im Sickerwasser ausgeschwemmt. Zudem ist ein leichter Anstieg des Nitrat- und Nitritgehaltes im Laufe der Zeit erkennbar, der allerdings nicht durch Reaktionen im anaeroben Abfallkörper erklärbar ist, sondern lediglich durch Sauerstoffzufuhr während der Beprobung oder der Analyse.

Die Ionen Chlorid und Natrium werden langfristig aus dem Abfall ausgewaschen und unterliegen keinerlei Retentionsmechanismen im Abfallkörper, sondern lediglich der Verdünnung. Diese Entwicklung wird durch die nahezu stetige Konzentrationsabnahme dokumentiert.

Die Schwermetallkonzentrationen nehmen mit fortschreitendem Deponiealter ebenfalls ab. Diese Veränderung ist auf das sich ändernde Milieu und der davon abhängenden Löslichkeit der Schwermetallionen zurückzuführen. Als Indikator dient der pH-Wert. Im stark sauren oder alkalischen Milieu ist die Löslichkeit der Schwermetalle am größten [VAN DER SLOOT, 1997]. Ansonsten liegen die Schwermetalle komplexiert oder z. B. in Verbindung mit Sulfiden vor. Diese Substanzen sind in Wasser nur schwer löslich, so daß die Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser unter den gegebenen Milieubedingungen gering sind. Ein stark saurer pH-Wert wurde bisher nur in der Anfangsphase der Ablagerung beobachtet, da dort auf Grund des Beginns der Umsetzungsprozesse organischer Substanzen stark erhöhte Konzentrationen an organischen Säuren etc. im Sickerwasser vorhanden sind.

Generelle Ausnahmen der bislang beschriebenen Konzentrationsverläufe bilden die Parameter Arsen und Bor. Bei ihnen sind auf Grund der verfügbaren Daten keine eindeutigen Tendenzen erkennbar.

Beim Vergleich der vorliegenden Daten mit früheren Datenauswertungen [KRUSE, 1994; ANDREOTTOLA, 1990; EHRIG, 1980,1989 (siehe Tab. 2.5 und 2.6)] zeigt sich, daß insbesondere die Konzentrationen der Summenparameter CSB und BSB₅ zu Beginn der Verfüllung bei den hier untersuchten Deponien sehr viel geringer sind als bei den vorhergehenden Untersuchungen. Dieses Phänomen ist einerseits darauf zurückzuführen, daß keine qualitative Unterscheidung in saure Phase und Methanphase vorgenommen wurde, andererseits fanden ältere Deponien bei der Mittelwertbildung kaum Berücksichtigung, so daß die Überwachungsdaten von jüngeren Deponien bzw. Deponieabschnitten (achtziger und neunziger

Jahre) in diesem Zeitraum klar dominieren. Zudem wirken sich technische Veränderungen des Einbaus (z. B. Dünnschichteinbau) und Veränderungen in der Abfallstruktur ebenfalls positiv auf die Höhe der organischen Belastung zu Beginn der Verfüllung aus. DAHM ET AL. [1994] konnten zeigen, daß zwischen älteren und jüngeren Deponien zu Beginn der Verfüllung ein sichtbarer Unterschied in der Höhe der CSB-Konzentrationen besteht. Zudem sind die Jahre 1 und 2 nach Deponierungsbeginn in den vorliegenden Überwachungsdaten häufig unterrepräsentiert. Allerdings muß auch bei den jüngeren Deponien in der sauren Phase zu Beginn der Verfüllung mit höheren organischen Sickerwasserkonzentrationen bis in den 5-stelligen Milligrammbereich gerechnet werden, aber dieses hohe Niveau wird nur kurzfristig erreicht und spielt somit auf die Lebensdauer einer Deponie gerechnet nur eine untergeordnete Rolle.

Die Reduzierung der Konzentrationen der Sickerwasserinhaltsstoffe und die Verkürzung der sauren Phase stehen in einem ursächlichen Zusammenhang zur veränderten Deponietechnik. Dünnschichteinbau, Einbau der untersten Schicht aus vorgerottetem Material, technische Veränderungen des Deponiebetriebes und nicht zuletzt die Zusammensetzung des abgelagerten Abfalls selbst haben dazu geführt, daß die hohen Sickerwasserbelastungen zu Beginn der Verfüllung eines neuen Deponieabschnittes auf ein geringeres Maß zurückgegangen sind. Bei den übrigen Parametern, wie z. B. Metallionen, herrscht eine relativ große Übereinstimmung vor. Größere Abweichungen sind für einige Parameter bei den Maxima und Minima zu beobachten. Im Gegensatz zu den Auswertungen von KRUSE [1994] und EHRIG [1980, 1989] wurde keine Einteilung in durch biologische Umsetzungsprozesse beeinflusste und unbeeinflusste Parameter vorgenommen, da der gegenwärtige Wissensstand über die Umsetzungsprozesse im Deponiekörper eine solche Einteilung nach Einschätzung der Autorin nicht rechtfertigt.

KUCKLICK, HARBORTH UND HANERT stellten 1996 die These auf, daß zum Nachweis der Stabilität von Deponien der Konzentrationsrückgang der Summenparameter CSB und BSB₅ allein nicht ausreicht. Auf Grund thermodynamischer Gesetzmäßigkeiten, die dazu führen, daß die im Abfall enthaltene Organik nach einem hierarchischen Prinzip abgebaut wird (siehe Skizze in Abb. 4.10), seien weitere Parameter zur Charakterisierung notwendig.

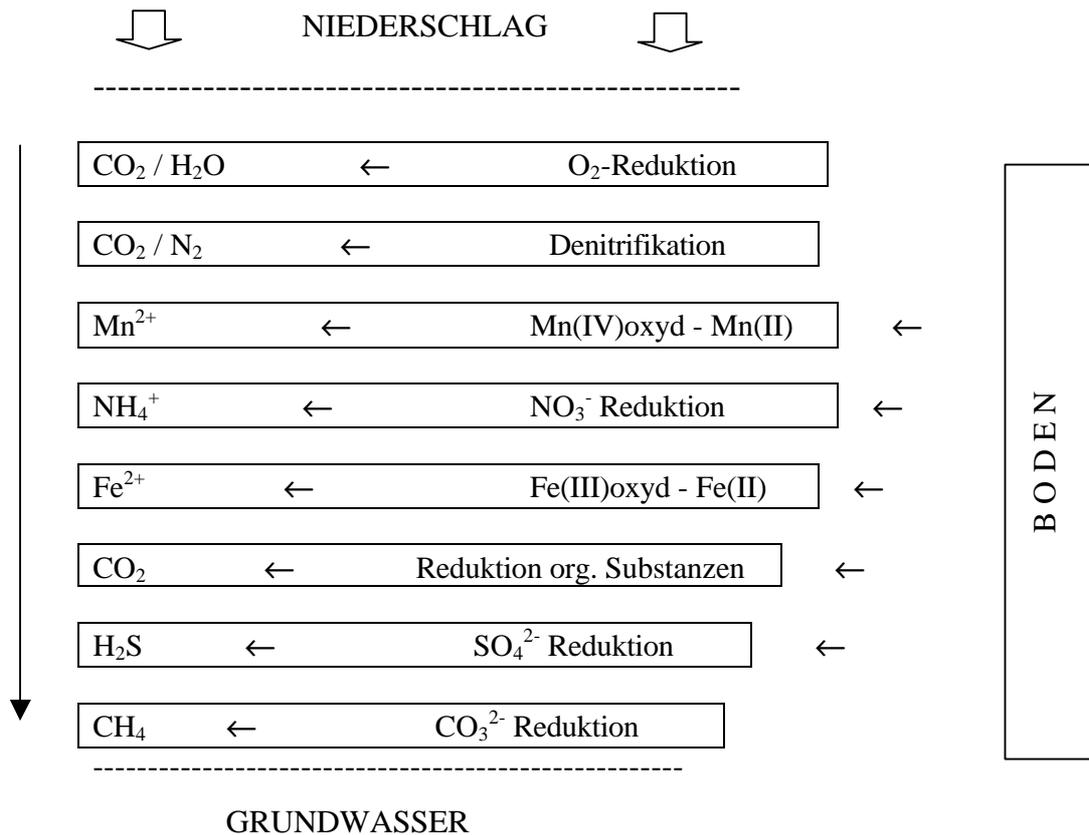


Abb. 4.10: Aerob und anaerobe metabiotische Mineralisierung des natürlichen Abfalls [nach KUCKLICK, HARBORTH, HANERT 1996]

Als Indizien für einen weitestgehend stabilisierten Abfall werden ein relativ hoher Nitratgehalt ($> 20 \text{ mg/l}$) und ein niedriger Eisengehalt ($< 5 \text{ mg/l}$) im Sickerwasser genannt. Ein hoher Nitratgehalt kann im Sickerwasser erst erwartet werden, wenn ein aerobes Milieu vorliegt, d. h. eine ausreichende Sauerstoffversorgung für die Nitrifikation zur Verfügung steht. Unter den anaeroben Milieubedingungen der Deponien ist somit ein signifikanter Anstieg des Nitratgehalts nicht möglich. Die in den Tab. 4.1 bis 4.4 dargestellten Mittelwerte des Parameter Eisen zeigen, daß die von KUCKLICK, HARBORTH UND HANERT [1996] jeweils angegebene Konzentration auch nach 30 Jahren bei den untersuchten Deponien noch nicht erreicht wurden, die Konzentrationen sich aber im Mittel zumindest in die vorgegebene Richtung bewegen. Bei den dargestellten Mittelwerten muß berücksichtigt werden, daß sich Daten von Deponien, die bereits endverfüllt sind, mit Daten von Deponien, die noch mit frischem Abfall verfüllt werden, überlagern und es somit zu einem weniger ausgeprägten, abnehmenden Trend kommen kann. Ein stärkerer Rückgang ist bei den Sickerwasserqualitätsverläufen der Einzeldeponien zu sehen. In wieweit das aufgezeigte

Reaktionsschema für die Einzeldeponie gilt, kann im Rahmen der hier vorgenommenen Untersuchungen nicht gesagt werden.

4.1.3 Frachten der Sickerwasserinhaltsstoffe

Sickerwasserfrachten berechnen sich aus der Jahresmenge an Sickerwasser multipliziert mit dem Jahresmittel der Sickerwasserkonzentrationen des betreffenden Parameters in Relation zur Trockenmasse des Abfalls. Sie sind ein exakteres Instrument zur Bestimmung der Emission in Bezug auf die Größe und die Abfallmenge einer Deponie als die Sickerwasserkonzentrationen. Gegenwärtig gibt es keine gesetzlichen Regelungen, die bei Deponien die Sickerwasserfracht berücksichtigen oder gar reglementieren. Der Anhang 51 der Rahmen-AbwasserVwV [N. N., 1998] gibt lediglich Grenzwerte für die Konzentrationen an.

Im Gegensatz zu den Konzentrationen können die Jahresfrachten einzelner Deponien trotz möglicher Fremdwasserbeeinflussung miteinander verglichen werden, da die Fracht unabhängig davon ist. Bei Deponien mit Sickerwasserrückführung ist diese Bilanzierung nicht möglich. Die gesamte Sickerwasserfracht ist in Relation zum Frachtenaustrag über das Deponiegas gering.

Die Abb. 4.11-4.16 zeigen die errechneten SW-Jahresfrachten für die Parameter CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$, AOX, Chlorid, Zink und Cadmium. Zu Anfang der Verfüllung einer Deponie werden i. d. R. die höchsten Frachten erzielt. Zurückzuführen ist dies auf die zu diesem Zeitpunkt hohen Sickerwasserkonzentrationen, verbunden mit einem relativ großen durch die offenen Deponieflächen bedingten Sickerwasseranfall. Insgesamt ist aus den Abb. 4.11-4.16 zu ersehen, daß sich die ermittelten Frachten im Laufe der Zeit deutlich reduzieren.

Die grau unterlegten Flächen umfassen die zu erwartende Bandbreite der Frachten im dargestellten Zeitraum. Bei einer stärkeren Abkapselung des Abfallkörpers werden die Frachten in kürzerer Zeit drastisch sinken, da das Eindringen von Niederschlagswasser unterbunden und damit nachhaltige Veränderungen hinsichtlich der Umsetzungs- und Auswaschungsprozesse im Abfallkörper initiiert werden. Mit einer geringen Sickerwasserfracht muß noch über einen endlich langen Zeitraum gerechnet werden, auch wenn keine absolute Abkapselung des Deponiekörpers erfolgt. Dieses Phänomen ist auf die inhomogene Struktur und die Größe der Ablagerungen zurückzuführen, die einen ungleichmäßigen Abbau nach sich zieht. Durch eine Abkapselung wird der Zeitpunkt zu dem die Konzentration der Abfallinhaltsstoffe auf das

Umgebungsniveau abgesunken sein werden und keine Emissionen mehr auftreten, lediglich weiter hinausgezögert.

Beim Vergleich der Abb. 4.11 - 4.16 untereinander wird ersichtlich, daß die CSB- und Chloridfrachten die größten Sickerwasserfrachten bilden. Sie kommen auf Jahresfrachten von bis zu 1 kg/(t TS*a). Die niedrigsten Frachten werden von den Schwermetallen erzielt. Sie liegen z. B. beim Cadmium zwischen 1 µg/(t TS*a) und 1 mg/(t TS*a). Die Frachten der Parameter AOX und NH₄-N befinden sich im Vergleich zu den übrigen Parametern im mittleren Bereich. Die NH₄-N-Frachten liegen zwischen 1 und 100 g/(t TS*a). Bei allen Parametern ist über die Zeit eine Abnahme beobachtbar. Dieser Rückgang ist größtenteils auf die rückläufigen Umsetzungsprozesse zurückzuführen. Ein weiterer Grund sind die durch das Aufbringen von Oberflächenabdeckungen und -dichtungen zurückgegangenen Sickerwassermengen und die daraus resultierenden verringerten Auswaschungsprozesse.

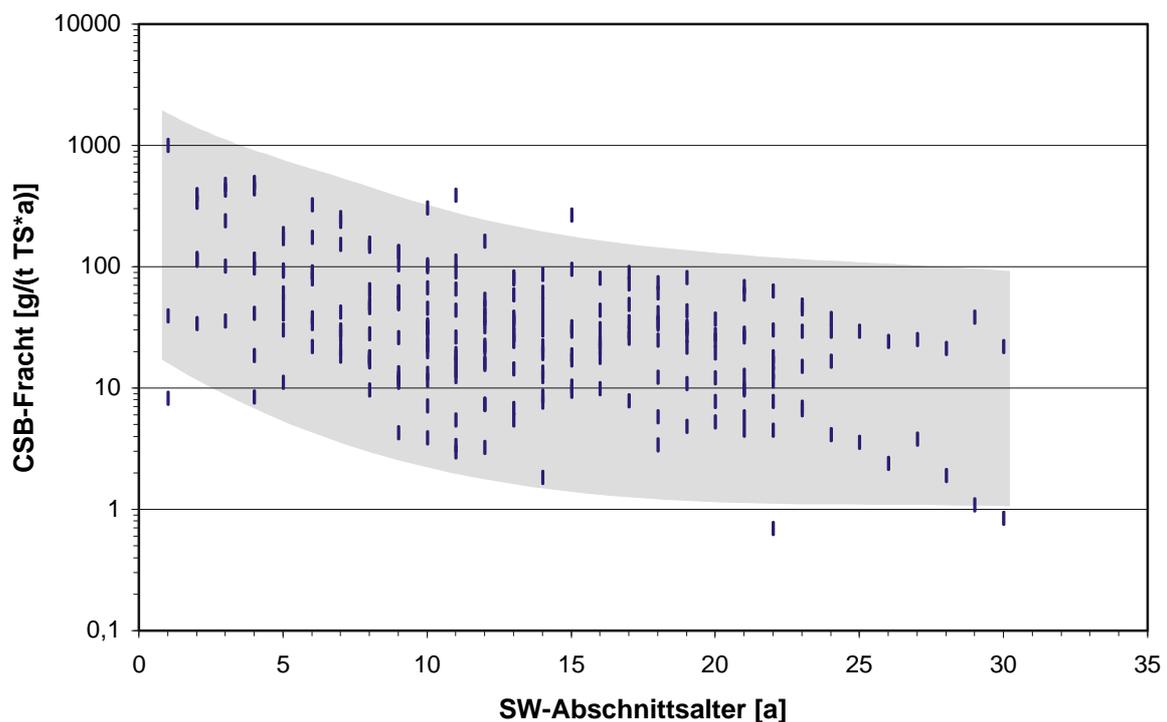


Abb. 4.11: CSB-Fracht im Sickerwasser der Deponien

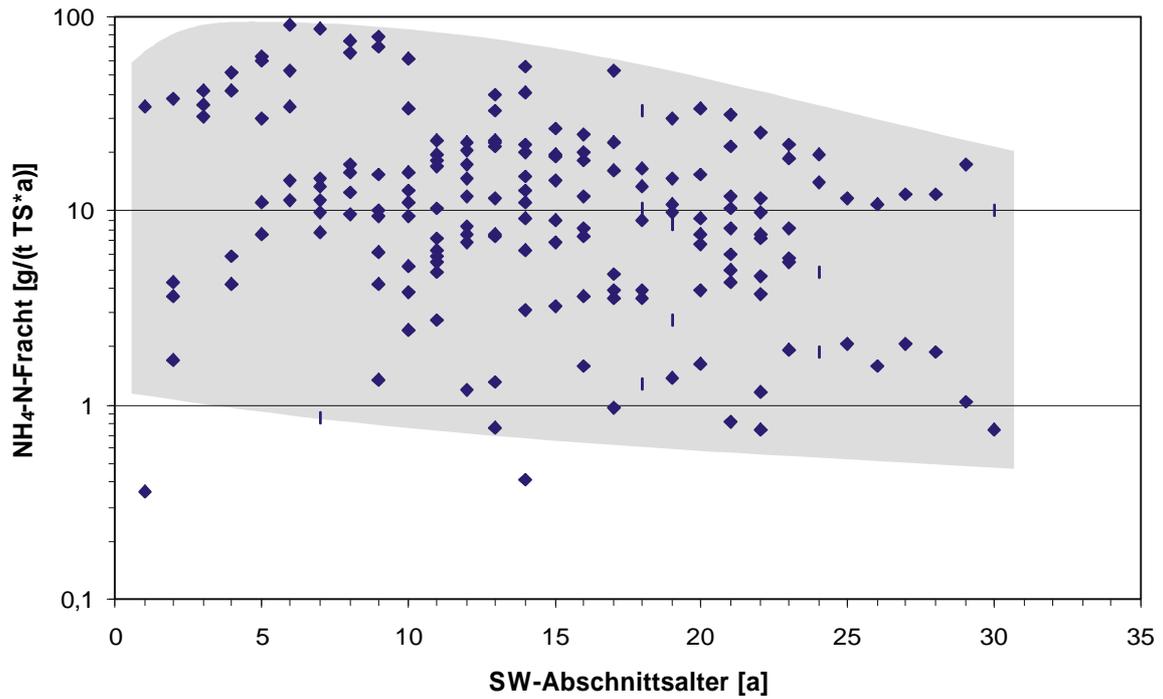


Abb. 4.12: NH₄-N-Fracht im Sickerwasser der Deponien

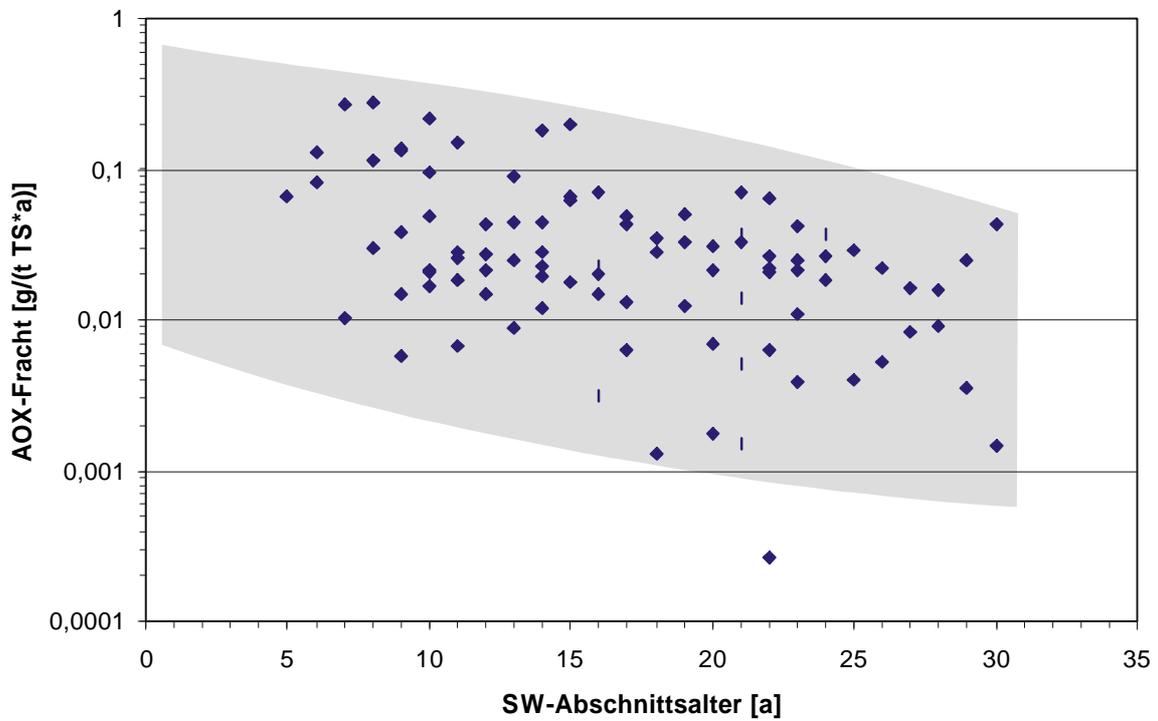


Abb. 4.13: AOX-Fracht im Sickerwasser der Deponien

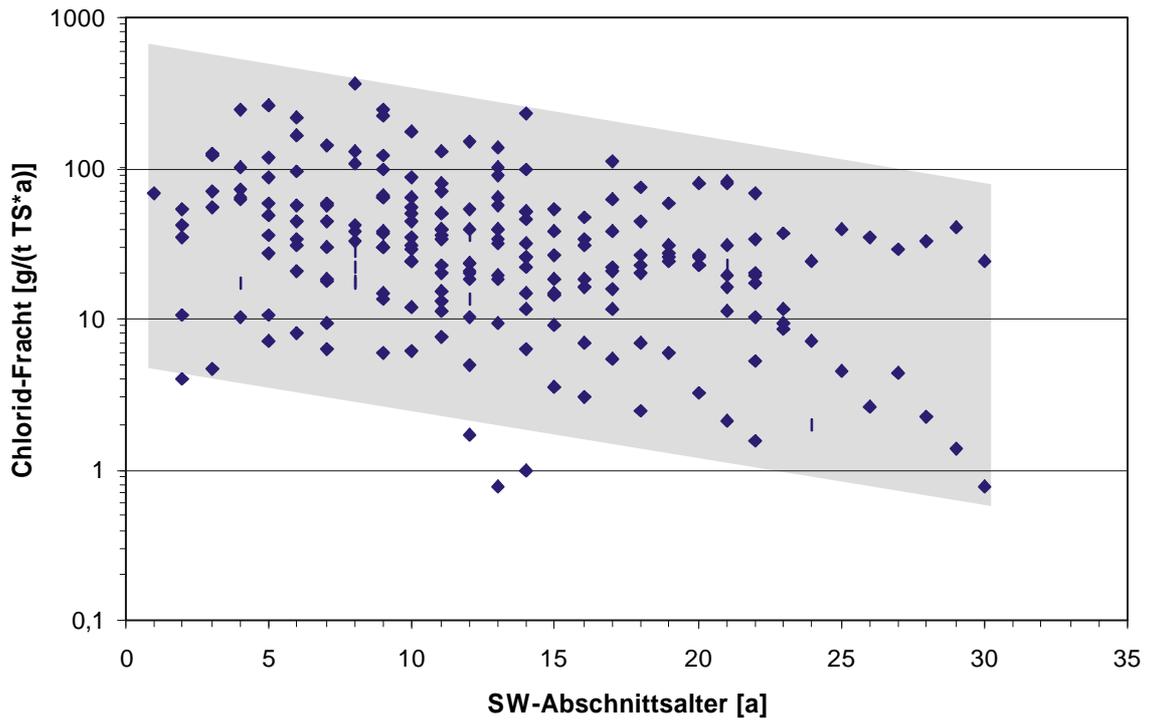


Abb. 4.14: Chlorid-Fracht im Sickerwasser der Deponien

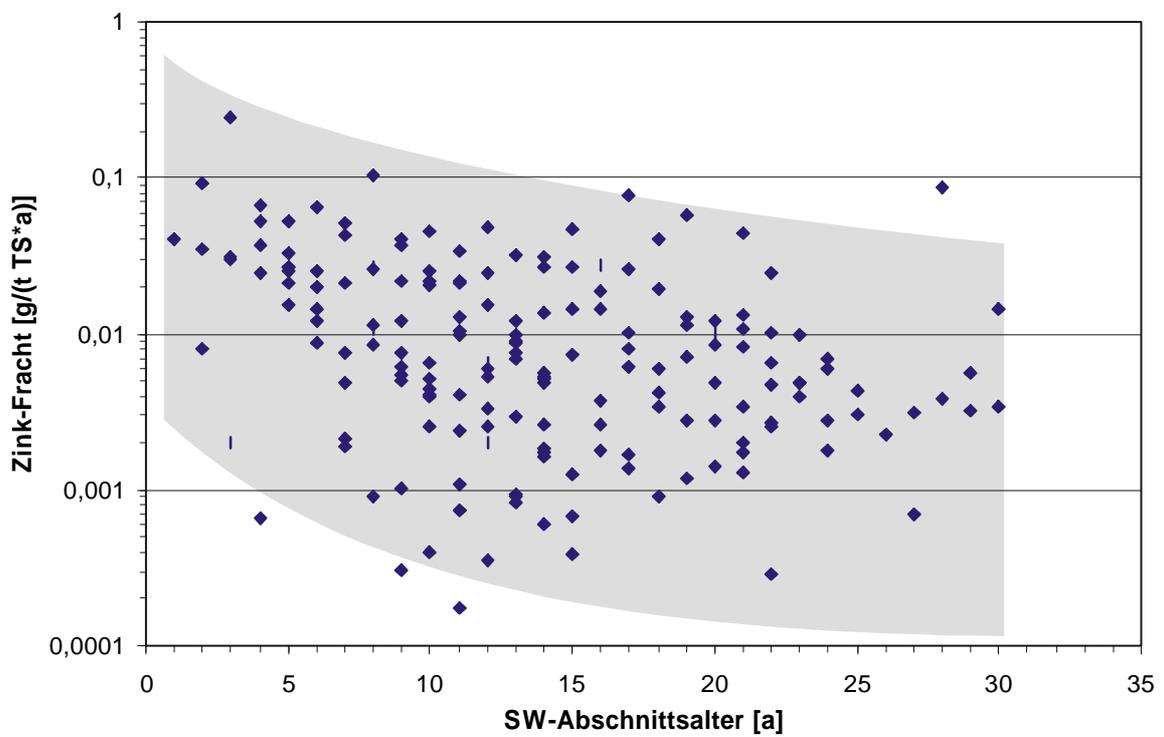


Abb. 4.15: Zink-Fracht im Sickerwasser der Deponien

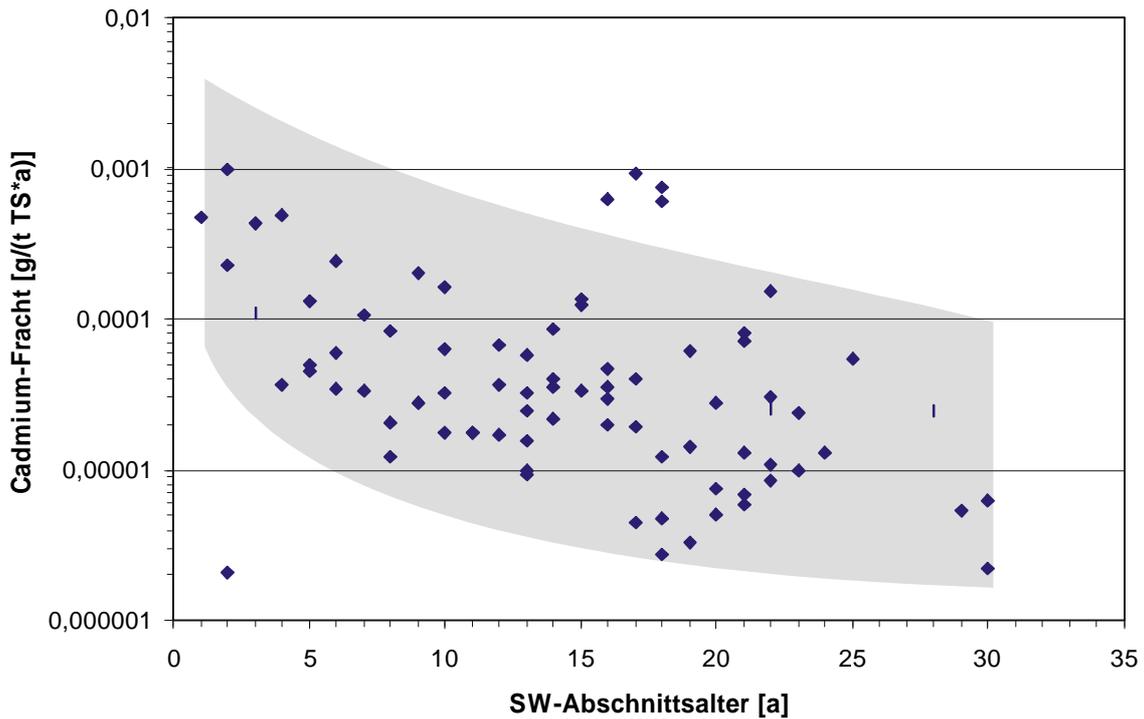


Abb. 4.16: Cadmium-Fracht im Sickerwasser der Deponien

4.1.4 Entwicklung der Konzentrationen der Sickerwasserinhaltsstoffe nach Abschluß der Deponie

Die Jahresmittel der Konzentrationen der Parameter des Sickerwassers nach der Endverfüllung einer Deponie bzw. eines Deponieabschnittes werden in den Abb. 4.17 - 4.21 dargestellt. Hierzu wird die Darstellung bevorzugt, in der das Jahr, in dem die Deponie mit dem letzten Abfall verfüllt wurde als das Jahr Null definiert wurde und die danach folgenden Jahren positive Zahlenwerte erhalten haben. Die davor liegenden Jahre wurden nicht mit einbezogen, da auf Grund der unterschiedlichen Laufzeiten, kaum aussagekräftige Informationen in Verbindung mit dieser Darstellungsart zu erwarten sind.

Um weiterführende Aussagen über zukünftige Beobachtungen auf anderen Deponien machen zu können, wurde ein 95 %-iger Vertrauensbereich für ein enges Zeitintervall von 20 Jahren berechnet. Die Formeln für die Berechnung sind im Anhang 3 wiedergegeben. Für die Berechnung wurde die Annahme getroffen, daß die Daten lognormalverteilt sind. Der Vertrauensbereich beschreibt ein Intervall $[y+\epsilon; y-\epsilon]$, das mit einer bestimmten (hier: 95 %) statistischen Sicherheit den aus einer Stichprobe berechneten Mittelwert, der

lediglich einen Schätzwert für den Mittelwert in der Grundgesamtheit ist, einschließt [LOZAN UND KAUSCH, 1998].

Eine Fortführung der Berechnung des Vertrauensbereiches für ein größeres Zeitintervall wäre nicht zielführend, da die Kurven, die den Vertrauensbereich umschließen, die Form einer Parabel besitzen und somit bei einem sehr großen Zeitintervall einen solch großen Bereich umfassen, daß daraus keinerlei Informationen mehr gewonnen werden können. Anhand der Diagramme läßt sich mit einer 95 %-igen Sicherheit die Größe von weiteren Beobachtungen im dokumentierten Zeitintervall benennen.

Abb. 4.17 stellt die CSB-Konzentrationen als Jahresmittel der Deponien gegenüber der Zeit nach Deponieverfüllung dar. Der Vertrauensbereich direkt nach Ende der Verfüllung reicht von ca. 380 - 7.800 mg/l CSB. Innerhalb der folgenden 20 Jahre zeigen die Werte einen abnehmenden Trend. Der Vertrauensbereich umfaßt nach 20 Jahren noch ein Intervall von ca. 110 - 2.600 mg/l CSB. Somit hat sich die Wahrscheinlichkeit, daß bereits CSB-Konzentrationen im Bereich des vorgegebenen Grenzwertes von 200 mg/l CSB des Anhangs 51 der Rahmen-AbwasserVwV liegen, erhöht. Da im Rahmen dieser Überlegungen die Schwankungen der Einzelkurven nicht berücksichtigt wurden, kann über den Verlauf einzelner Kurven keine Aussage getroffen werden.

Die Abb. 4.18 beinhaltet die Darstellung der Jahresmittel der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen. Hier liegt das Intervall des Vertrauensbereiches zum zeitlichen Auftragsbeginn zwischen 180 und 2.000 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$. In dieser Abbildung ist bereits bei der Intervallgröße von 20 Jahren eine deutliche Erweiterung des Vertrauensbereiches zu erkennen. Der Grund hierfür liegt darin, daß die einzelnen Daten insgesamt einen hohen Schwankungsbereich im Beobachtungszeitraum aufweisen und somit ein größerer Vertrauensbereich benötigt wird, um eine hohe Sicherheit für zukünftige Beobachtungen zu erhalten.

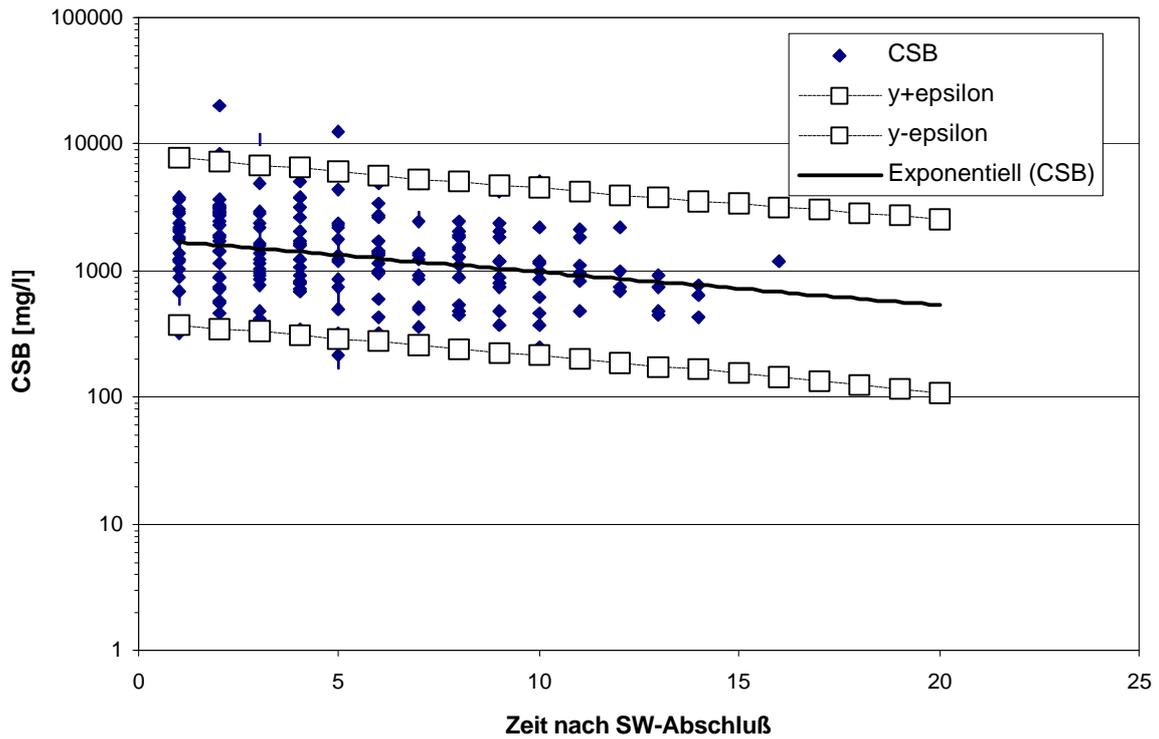


Abb. 4.17: 95 %-iger Vertrauensbereich für den CSB-Konzentrationsverlauf nach Abschluß der Abfallschüttung

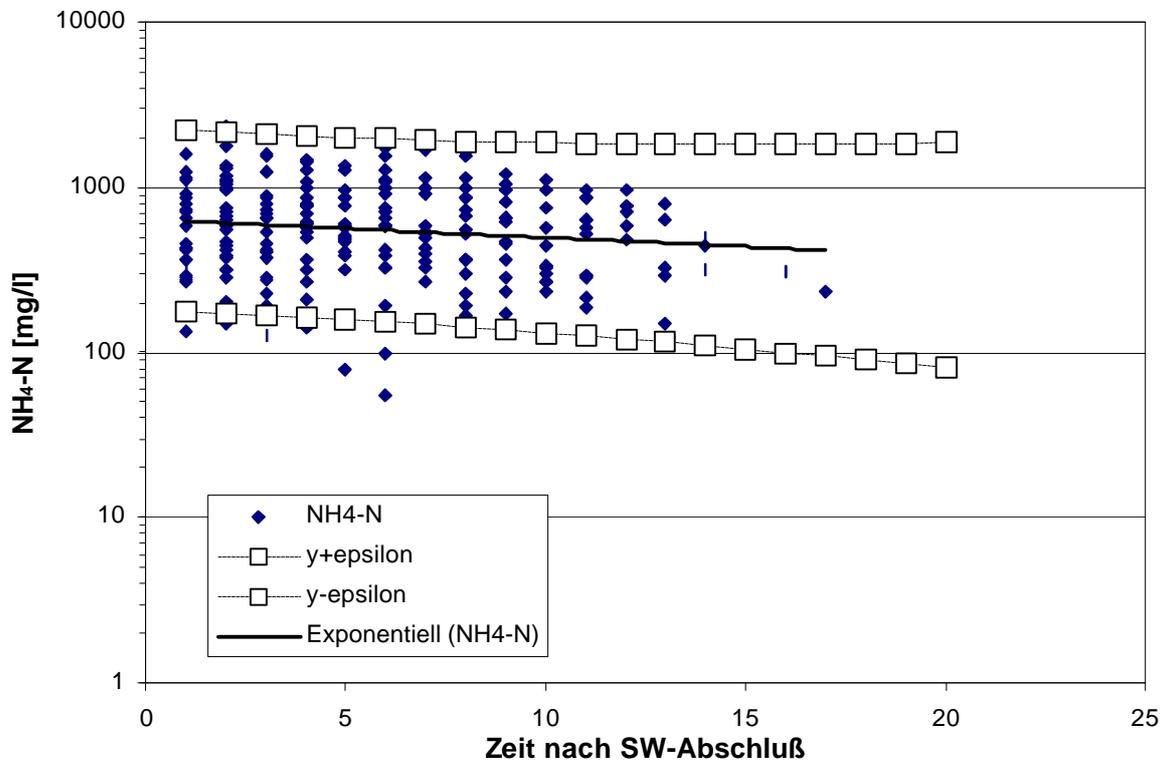


Abb. 4.18: 95 %-iger Vertrauensbereich für den NH₄-N-Konzentrationsverlauf nach Abschluß der Abfallschüttung

Die Jahresmittel der AOX-Konzentrationen sind in Abb. 4.19 dargestellt. Gegenüber den bisherigen Abbildungen ist eine deutlich geringere Anzahl an Werten zu erkennen. Diese Situation ist darauf zurückzuführen, daß bis vor einigen Jahren eine regelmäßige Kontrolle des AOX im Sickerwasser nicht auf allen Deponien Standard war. Die Häufigkeit der AOX-Bestimmung liegt aber noch deutlich über der vieler Schwermetalle und anderer Ionen. Der Vertrauensbereich liegt kurz nach dem Verfüllende zwischen ca. 550 - 6.400 µg/l und nach 20 Jahren im Bereich von ca. 150 - 1.800 µg/l. Der Vertrauensbereich für den Parameter AOX zeigt einen ähnlich großen Konzentrationsrückgang über die Zeit wie der des Parameters CSB.

In Abb. 4.20 sind die Jahresmittel der Chloridkonzentrationen und der errechnete 95 %-ige Vertrauensbereich eingezeichnet. Der Vertrauensbereich umfaßt zum Zeitpunkt der Deponieschließung einen Konzentrationsbereich von ca. 470 - 4.900 mg/l. Nach einem Zeitraum von 20 Jahren ist eine Abnahme ersichtlich, der Vertrauensbereich umfaßt nun den Konzentrationsbereich 240 - 2.600 mg/l. Der Parameter Chlorid weist somit eine geringere Konzentrationsabnahme auf als die Parameter CSB und AOX, aber eine deutlich höhere als der Parameter NH₄-N.

Als Beispiel für die Gruppe der Schwermetalle wurden die gemittelten Zinkkonzentrationen und der dazugehörige 95 %-ige Vertrauensbereich in Abb. 4.21 dargestellt. Der anfängliche Vertrauensbereich reicht von 39 - 3.079 µg/l. Nach 20 Jahren hat eine deutliche Verringerung der Konzentration stattgefunden. Der Vertrauensbereich umfaßt nun das Konzentrationsintervall von 4,4 - 387 µg/l. Der Konzentrationsrückgang des Parameters Zink ist noch größer als bei den Parametern CSB und AOX. Dies ist nicht nur auf die Konzentrationsabnahme der Zinkionen, sondern zu einem hohen Prozentsatz auf die unter den veränderten Milieubedingungen verminderte Löslichkeit der Zinkionen zurückzuführen.

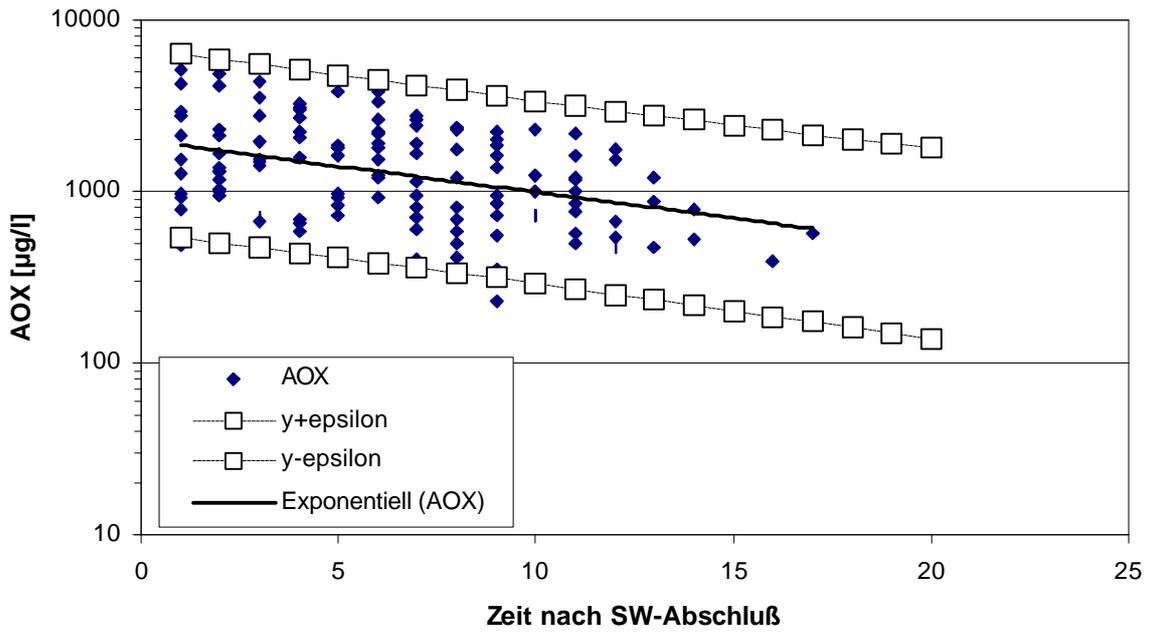


Abb. 4.19: 95 %-iger Vertrauensbereich für den AOX-Konzentrationsverlauf nach Abschluß der Abfallschüttung

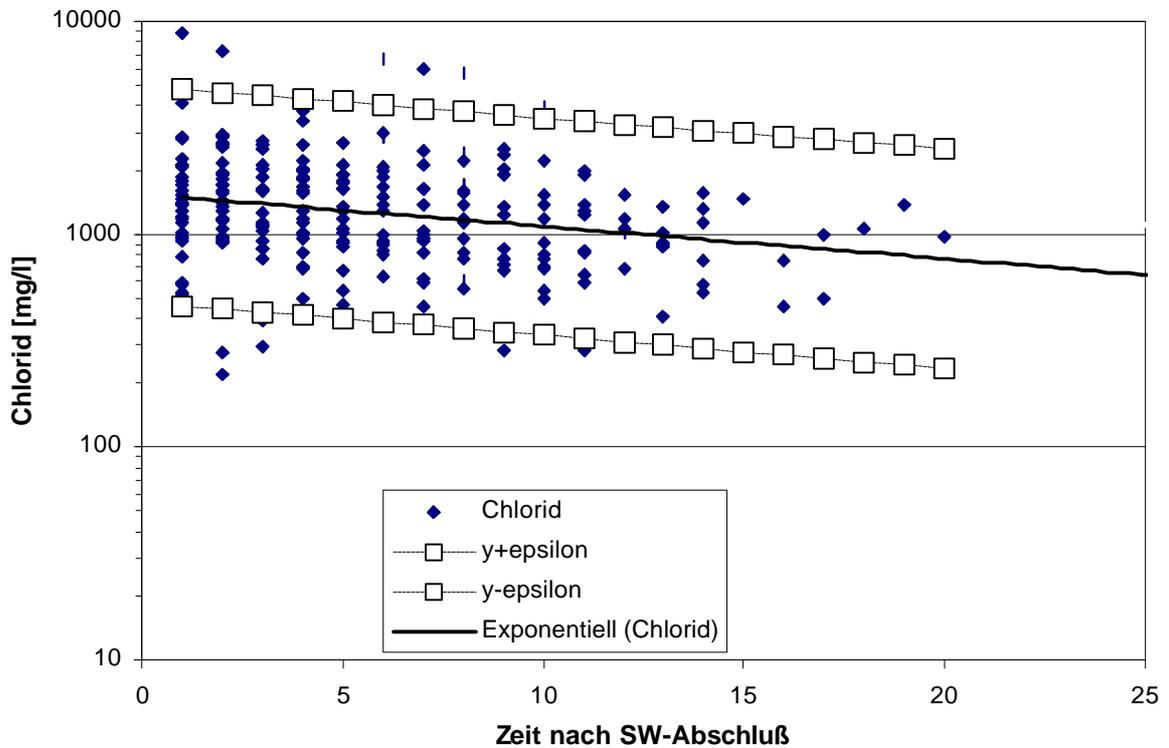


Abb. 4.20: 95 %-iger Vertrauensbereich für den Chloridkonzentrationsverlauf nach Abschluß der Abfallschüttung

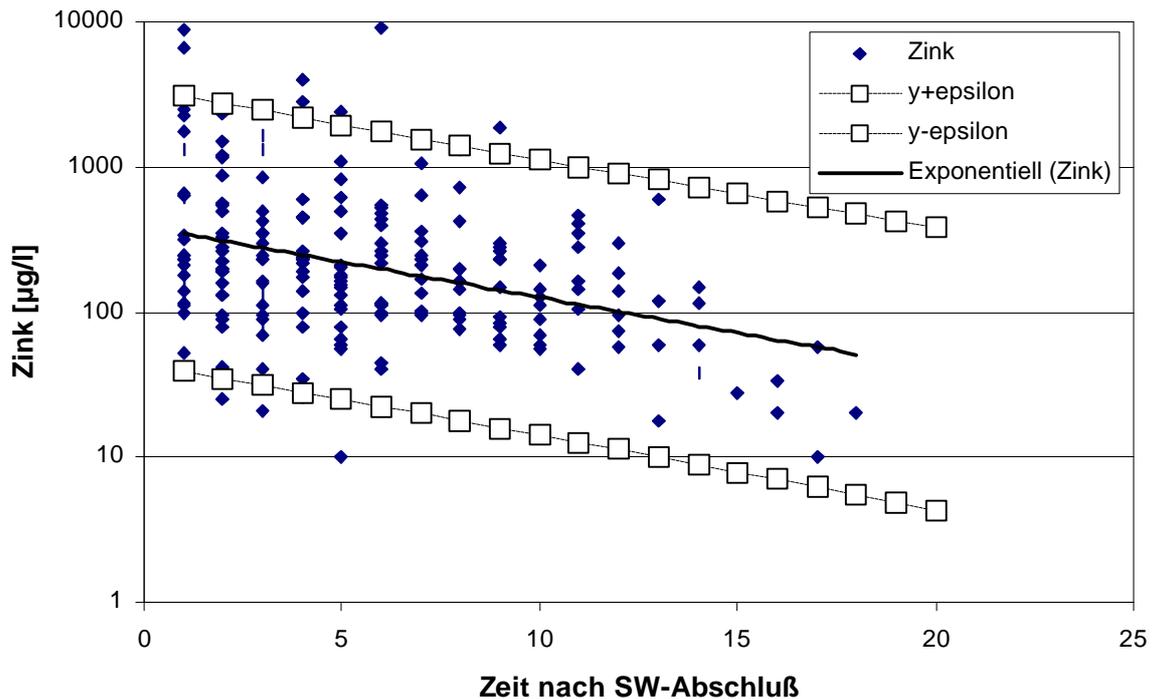


Abb. 4.21: 95 %-iger Vertrauensbereich für den Zinkkonzentrationsverlauf nach Abschluß der Deponien

Der Vergleich zwischen den hier erhaltenen Ergebnissen und den Resultaten der Einzelwerte dokumentiert die unterschiedlichen Verhaltensmuster der Parameter. Es ergeben sich daraus einzelne Gruppen, denen die Parameter auf Grund ihres gleichartigen Verhaltens zugeordnet werden können:

- Sehr schneller in Richtung Exponentialfunktion verlaufender Rückgang der Konzentrationen. Diese Parameter unterliegen in starkem Maße den mikrobiologischen Umsetzungsprozessen und/oder den damit eng verbundenen Milieubedingungen. Unter die zuletzt genannte Bedingung fallen z. B. der Parameter CSB, aber auch die Schwermetalle.
- Geringe Abnahme über die Zeit, ebenfalls beeinflusst durch die Umsetzungsprozesse. Dies trifft für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ zu.
- Relativ gleichmäßige Abnahme über die Zeit. Der Parameter unterliegt in hohem Maße der Elution. Diese trifft für den Parameter Chlorid zu. Stärkere Veränderungen sind hier nur bei einem veränderten Wasserhaushalt, z. B. einer hohen Wasserbeaufschlagung zu erwarten.

4.1.5 Sickerwasser-Niederschlagsverhältnis in Bezug auf die jeweilige Oberflächenabdeckung

Die Bestimmung der Sickerwassermenge ist im Deponiemaßstab nicht mit einer so großen Exaktheit möglich wie im Rahmen von Laboruntersuchungen, z. B. in Form von Versuchen mit Deponiesimulationsreaktoren (DSR). Zudem können mit Hilfe der Überwachungsdaten die in der Wasserhaushaltsgleichung (Kapitel 2.3, Gleichung 1.1) enthaltenen Faktoren nicht vollständig bestimmt werden. Genauere Angaben zur Durchlässigkeit der Abdichtungen sind aus den vorliegenden Überwachungsdaten nicht zu erhalten. Deshalb beschränken sich die Ausgangsfaktoren zur Darstellung des Sickerwasser-Niederschlagsverhältnisses (SW/N) auf das Niederschlagsaufkommen und die entsorgte Sickerwassermenge. Vor Abschluß der Deponien mit einer Oberflächenabdeckung stellen die Einbaubereiche offene Flächen dar, auf denen das Niederschlagswasser in den meisten Fällen gut versickern kann. Die Höhe der Verdunstung und des oberflächennahen Abflusses hängen u. a. von der Abfallfeuchte, der Zusammensetzung und Gestaltung der Abfallobersfläche sowie von der Intensität und Dauer des Niederschlagsereignisses ab.

Bei älteren Deponien wurde häufig zu Anfang der Verfüllung ein hohes Retentionsvermögen des Abfallkörpers beobachtet. Über dieses Phänomen wurde bereits von EHRIG [1989] berichtet. Das Retentionsvermögen ist hierbei auf die organische Substanz mit ihrer hohen Wasserkapazität und auf die geringe Abfalldichte mit hoher Porenzahl zurückzuführen. Die organische Substanz vermag das 3 - 5-fache ihres Eigengewichtes an Wasser festzuhalten [SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL, 1976]. Auf Grund der veränderten Deponietechnik (Dünnschichteinbau, Verdichtung) konnte dieses Phänomen an Deponien aus den achtziger oder neunziger Jahren nicht beobachtet werden. Auf diesen Deponien muß nahezu von Anfang an mit einem hohen Sickerwasseraufkommen von bis zu 50 - 60 % des Niederschlages auf den offenen Flächen gerechnet werden. Nach Abschluß der aktiven Schüttphase wurde in den meisten Fällen zeitnah eine Oberflächenabdeckung auf den Deponiekörper aufgebracht, die je nach Qualität und Ausführung die versickernde Menge an Niederschlagswasser signifikant beeinflusst. In Abb. 4.22 ist die prozentuale Häufigkeit der jeweiligen Oberflächenabdeckungssysteme der untersuchten Deponien dargestellt. Auf Grund der Regelungen in der TASI ist zukünftig von einem höheren Anteil an Kombinationsabdichtungen auszugehen. Im Rahmen der Datensammlung konnten kaum geeignete Objekte mit einer Kombinationsabdichtung gefunden werden, da sie entweder über keine Sickerwasserfassung verfügten, sich

im Bau oder in der Planungsphase befanden oder erst seit so kurzer Zeit auf dem Deponiekörper aufgebracht worden waren, daß sich daraus keine eindeutigen Aussagen ableiten ließen.

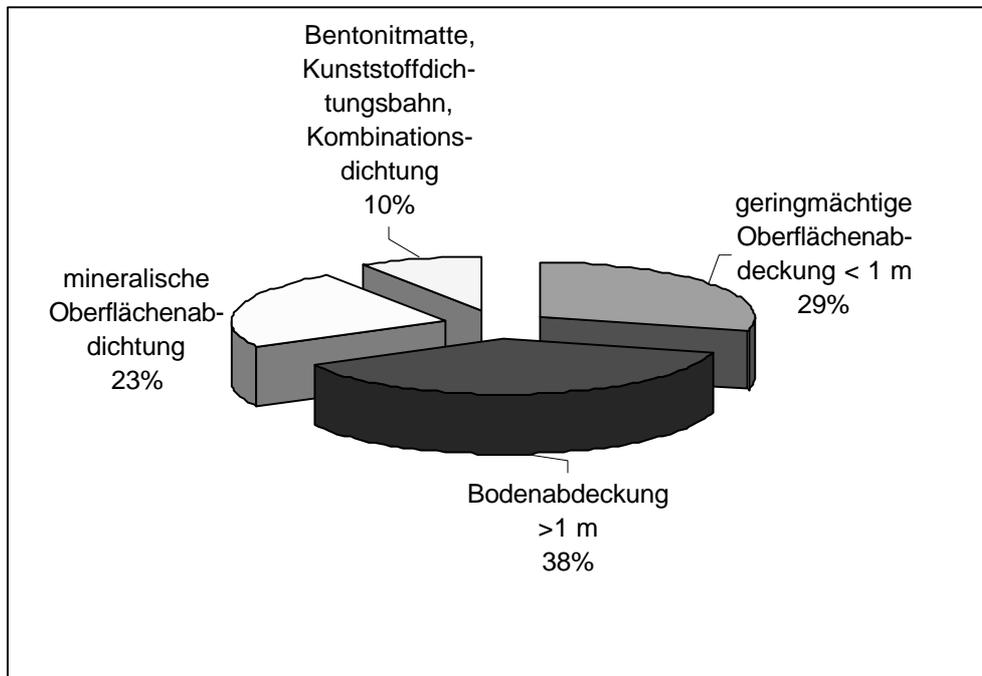


Abb. 4.22: Darstellung der prozentualen Verteilung der unterschiedlichen Oberflächenabdeckungssysteme

Auf Grund der verschiedenen Durchlässigkeiten der aufgetragenen Oberflächenabdeckungen kommt es zu Unterschieden bei den Sickerwassermengen. In Tab. 4.5 sind die Bandbreiten der zu erwartenden Sickerwassermengen prozentual zum Niederschlag der jeweiligen Abdeckungsart gegenübergestellt. Die höchsten prozentualen Mengen und die größten Schwankungsbreiten weisen Deponien mit einer geringmächtigen Bodenabdeckung auf. Hier liegen die erfaßten Sickerwassermengen prozentual zum Niederschlag zwischen 25 und 60 %. Bei noch größeren Mengen muß von Fremdwasserzuflüssen ausgegangen werden.

Tab. 4.5: Sickerwassermengen prozentual zum Niederschlag in Relation zum Abdeckungssystem

OBERFLÄCHENABDECKUNG	SW/N [%] (nach Abschluß der Deponien)
Geringmächtige Bodenabdeckung	25-60
Bodenabdeckung mit stärkerer Mächtigkeit	15-40
Mineralische Oberflächenabdichtung	10-40
Kunststoffdichtungsbahn	k. A.
Bentonitmatte	k. A.

Bodenabdeckungen mit einer bis zu mehreren Metern starken Mächtigkeit verringern das Sickerwasseraufkommen auf 15 - 40 % des Niederschlags. Die mineralische Dichtung läßt ein Sickerwasseraufkommen von 10 - 40 % des Niederschlags zu. Somit befindet sich das Sickerwasseraufkommen in einem ähnlichen Bereich wie die Sickerwassermengen der Deponien mit einer mächtigeren Bodenabdeckung. Für diese hohe Übereinstimmung gibt es mehrere Gründe:

- zu dünn bemessene Rekultivierungsschicht [HÄMMERLE UND LOTTNER, 1997]
- Rißbildung der mineralischen Schicht auf Grund von Austrocknungs- und Durchwurzelungsphänomenen [MELCHIOR, 1993]
- Alter der untersuchten Deponien, dadurch möglicherweise fließender Qualitätsübergang zwischen Bodenabdeckung und mineralischer Dichtung; bei mineralischen Abdichtungen jüngeren Datums ist von einer Sickerwassermenge auszugehen, die sich im unteren Bereich der angegebenen Mengen befindet.

In den Abb. 4.23 - 4.25 ist jeweils für jede Gruppe aus Tab. 4.5 die Sickerwasser- und Niederschlagsentwicklung einer einzelnen Deponie beispielhaft dargestellt worden. Die Deponie D31 (Abb. 4.23) zeigt den Verlauf einer typischen älteren Deponie mit zu Anfang hohem Retentionsvermögen. Auf Grund der nur geringmächtigen Abdeckung erreicht die Deponie Sickerwassermengen in Relation zum Niederschlag von bis zu über 40 %.

Die Deponie D10 (Abb. 4.24) steht stellvertretend für die Gruppe der Deponien mit einer Bodenabdeckung > 1 m. Hier befinden sich die erfaßten Sickerwassermengen in einem Bereich zwischen 20 und 40 % des Niederschlages. Das erste Deponiejahr wurde nicht berücksichtigt.

Bei der Deponie D15 (Abb. 4.25) handelt es sich um eine Deponie mit mineralischer Abdichtung. Hier liegen die erfaßten Sickerwassermengen im Durchschnitt bei etwa 20 % des Niederschlages.

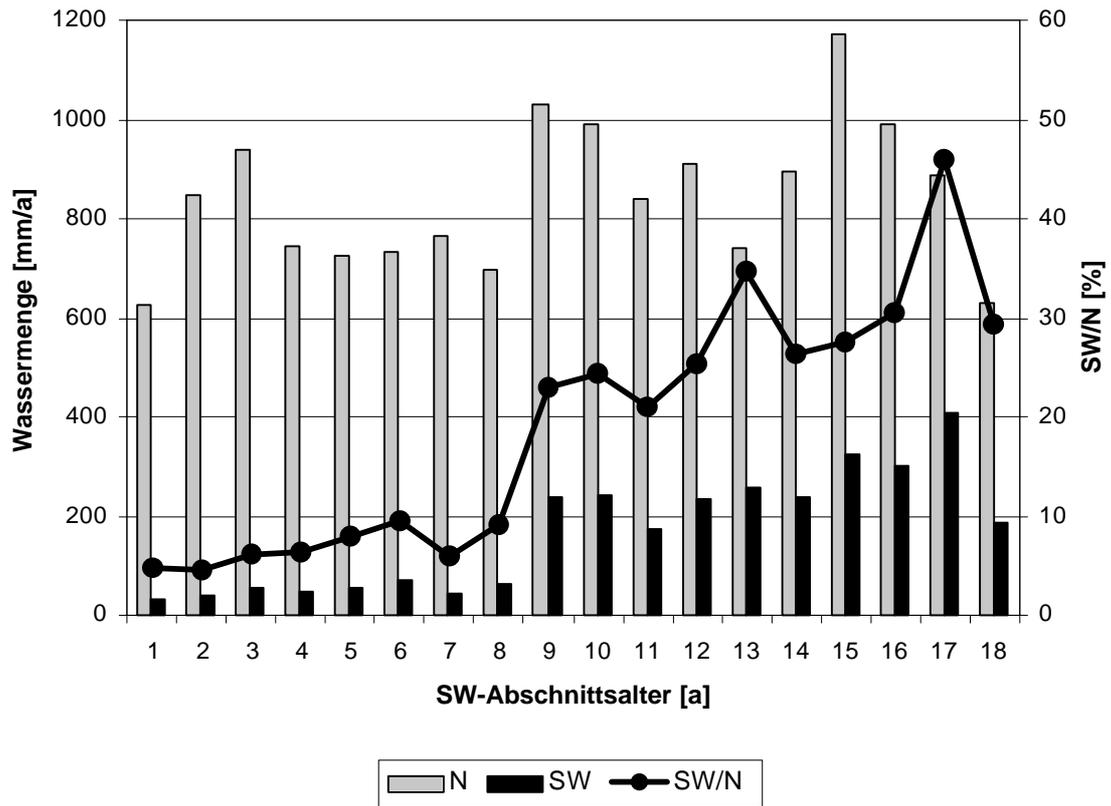


Abb. 4.23: Darstellung der Sickerwasser- und Niederschlagsmengen der Deponie D31 (geringfügige Bodenabdeckung); 16. Jahr ist letztes Betriebsjahr¹.

¹ Als letztes Betriebsjahr wird hier das Jahr definiert, in dem der letzte frische Abfall auf die Deponie gelangt ist. In den darauffolgenden Jahren erfolgt dann der Oberflächenabschluß und die Rekultivierung.

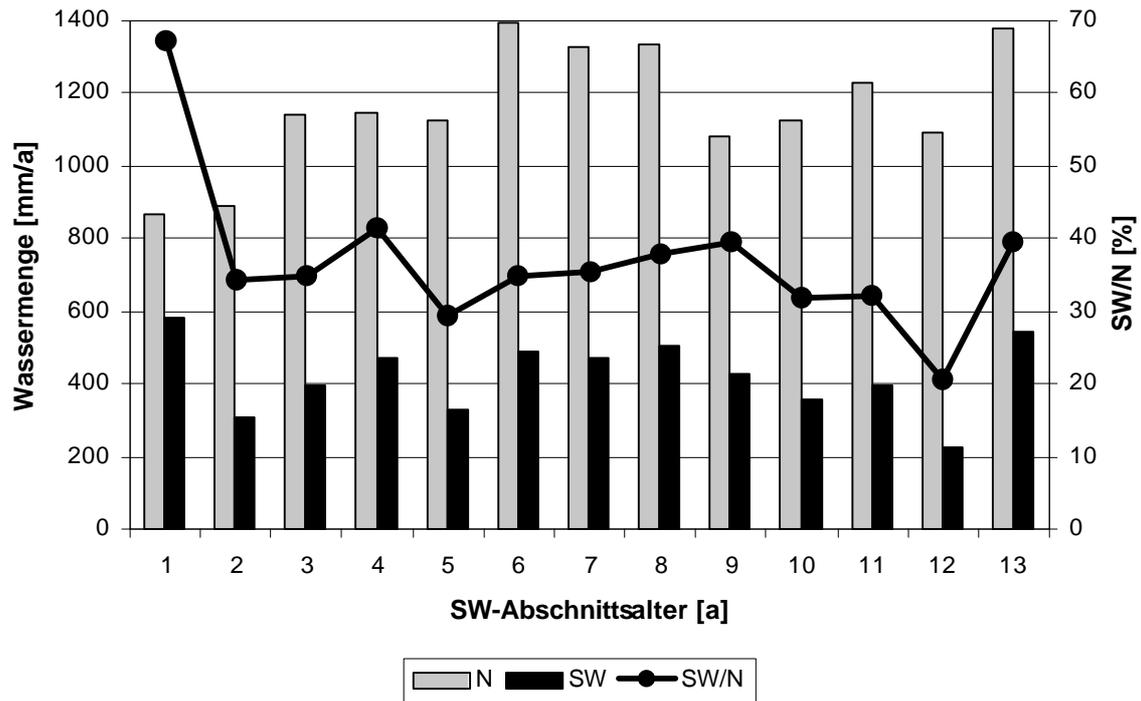


Abb. 4.24: Darstellung der Sickerwasser- und Niederschlagsmengen der Deponie D10, Bodenabdeckung > 1 m, Jahr 11 letztes Betriebsjahr

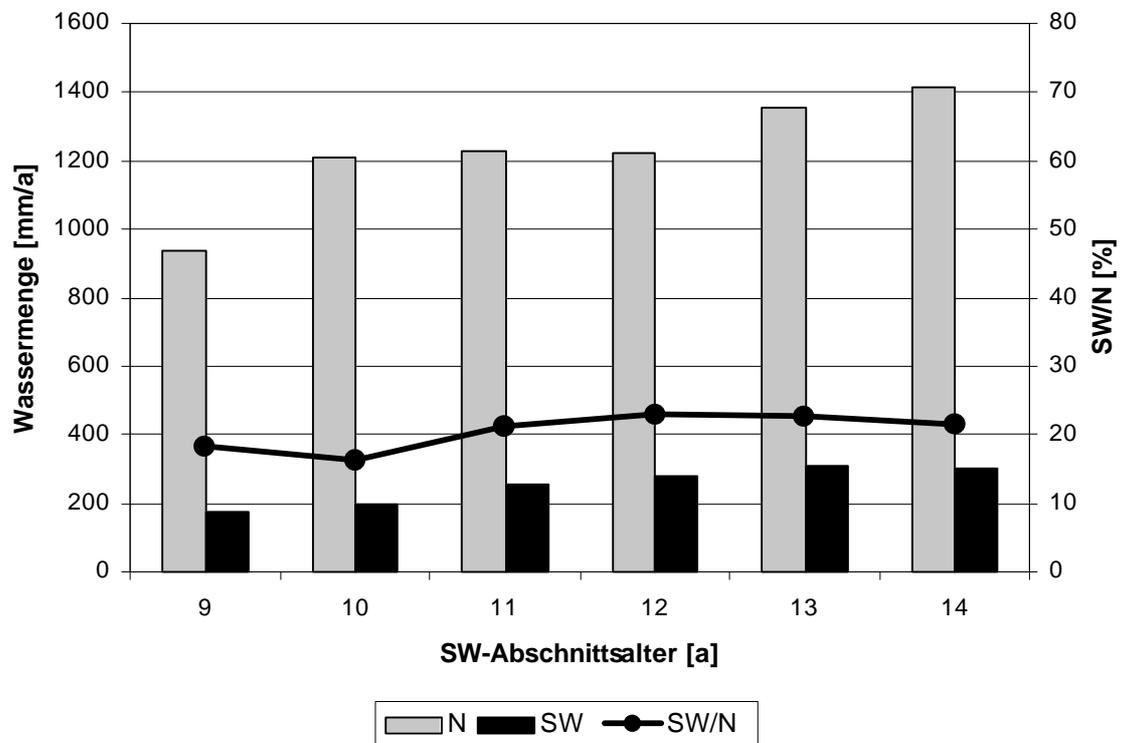


Abb. 4.25: Darstellung der Sickerwasser- und Niederschlagsmengen der Deponie D15 (mineralische Abdichtung); 7. Jahr ist letztes Betriebsjahr.

4.1.6 Gegenüberstellung des Wasser-Feststoff-Verhältnisses und einzelner Sickerwasserkonzentrationen von Deponien und Deponiesimulationsreaktoren

Das Wasser-Feststoff-Verhältnis eines Abfallkörpers wird als das Verhältnis der Sickerwassermenge zur Abfalltrockenmasse definiert. Zur Gegenüberstellung dieses Wasser-Feststoff-Verhältnisses und der Sickerwasserkonzentration wurde für die Deponie jeweils das Jahresmittel der Konzentrationen des jeweiligen Parameters dem errechneten Wasser-Feststoff-Verhältnis am Jahresende gegenübergestellt. Die Entwicklung dieses Verhältnisses erfolgt individuell sehr unterschiedlich. I. d. R. weisen die Deponien zum Zeitpunkt der Untersuchung ein Wasser-Feststoff-Verhältnis von $\leq 0,5$ auf. Die einflußnehmenden Faktoren umfassen:

- die Höhe des Niederschlages,
- der Oberflächenabschluß,
- die Deponietechnik (z. B. Einbauweise) und
- die Zusammensetzung des Abfalls.

In den Abb. 4.26 - 4.28 sind die Parameterkonzentrationen CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$ und Chlorid mit dem dazugehörigen Wasser-Feststoff-Verhältnis (W/F) dargestellt. Zudem werden die Ergebnisse der Deponieuntersuchungen den Resultaten von DSR-Versuchen gegenübergestellt. Letztere sind im Rahmen von zwei durch das BMBF geförderten Forschungsvorhaben erhalten worden [HÖRING, ET AL., 1998; BRINKMANN ET AL., 1997; HEYER UND STEGMANN, 1997].

Anhand der Darstellung des Parameters CSB in Abb. 4.26 werden die wichtigsten Aussagen dargelegt. Die Konzentrationsverläufe zeigen hier die geringsten Schwankungsbreiten. Die jeweils eingebauten Abfälle und deren Vorbehandlung sind aus Tab. 4.6 zu entnehmen.

Tab. 4.6: Herkunft und Vorbehandlung der im DSR untersuchten Abfälle ¹[HÖRING, HELFER, EHRIG, 1998; BRINKMANN ET AL., 1997], ²[HEYER UND STEGMANN, 1997]

DSR-KENNUNG	ABFALL	VORBEHANDLUNG
DSR 10 ¹	Restabfall, Neue Bundesländer	3 Wochen Intensivrotte 32 Wochen Nachrotte
DSR 15 ¹	Restabfall, Alte Bundesländer	16 Wochen unbelüftete Miete 5 Wochen Nachrotte im DSR
DSR 17 ¹	Restabfall, Alte Bundesländer	Unbehandelt
B3S16 ²	abgelagerter Abfall	8 Jahre alt
B1N13 ²	abgelagerter Abfall	14 Jahre alt

Die Entwicklung der CSB-Konzentrationsverläufe (Abb. 4.26) der einzelnen Deponien befinden sich im Vergleich zu denen der DSR im mittleren bis unteren Bereich der dargestellten Konzentrationsverläufe. Deutlich höhere Konzentrationen weist der Abfall des DSR 17 auf. Hier handelt es sich um unbehandelten Restabfall. Auf Grund der im Gegensatz zur Deponie hohen Wasserbeaufschlagung im DSR werden Emissionen durch Auswaschung vom Gaspfad in das Sickerwasser verlagert. Es kommt zudem zu einer vermehrten Säurebildung, resultierend in überdurchschnittlich hohen Sickerwasserkonzentrationen. Unter den herrschenden Randbedingungen des DSR 17 findet kein optimales Wachstum der anaeroben Methanbakterien statt. Die DSR B3S16 und B1N13 wurden mit Abfällen, die im Rahmen von Deponiebohrungen erhalten wurden, gefüllt [HEYER UND STEGMANN, 1997]. Der CSB-Verlauf des DSR B3S16 befindet sich zwischen dem DSR 17 und den mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen. Der DSR B1N13 zeigt ein in seinem langfristigen CSB-Verhalten hohe Übereinstimmung mit den mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen. Auf Grund der Versuchsdauer ist an ihnen das langfristige Verhalten von Deponien darstellbar.

Bei den beiden mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen kommt es im Gegensatz zu den Ergebnissen der Deponien und der DSR-Untersuchungen mit unvorbehandeltem Abfall zu keinen wesentlich erhöhten Konzentrationen der Sickerwasserinhaltsstoffe zu Beginn der Versuche. Die Ausbildung einer sauren Phase unterbleibt. Die leicht biologisch abbaubaren Substanzen sind während des Rotteprozesses umgesetzt und im Prozesswasser ausgeschwemmt worden. Die Behandlung wirkt sich zudem reduzierend auf das Gaspotential aus.

Nach HÖRING [1998] ist bei mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen nur noch von einem Restgaspotential von 20 - 40 l/kg TS auszugehen.

Das für den Parameter CSB beschriebene Verhalten der Kurvenverläufe in Abb. 4.26 läßt sich bis auf die höheren Schwankungsbreiten der übrigen Parameter auf diese übertragen. Beim $\text{NH}_4\text{-N}$ (Abb. 4.27) erweisen sich sowohl die Ergebnisse der DSR-Versuche als auch die der Deponien zu Anfang als stark schwankend. Der DSR 17 erzielt wiederum die höchsten Konzentrationen. Im Falle des Parameters $\text{NH}_4\text{-N}$ liegen die Konzentrationen der DSR B3S16 und B1N13 ebenfalls etwas höher als die der mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfälle.

Bei den Chloridkonzentrationen (Abb. 4.28) zeigen die Deponien hohe Schwankungsbreiten. Die Chloridkonzentrationsschwankungen sind zum Großteil auf die Zusammensetzung der eingelagerten Abfälle zurückzuführen. Bei hohen Salzkonzentrationen spiegelt sich dies auf Grund der hohen Löslichkeit des Chlorids auch entsprechend in den Sickerwasserkonzentrationen wider.

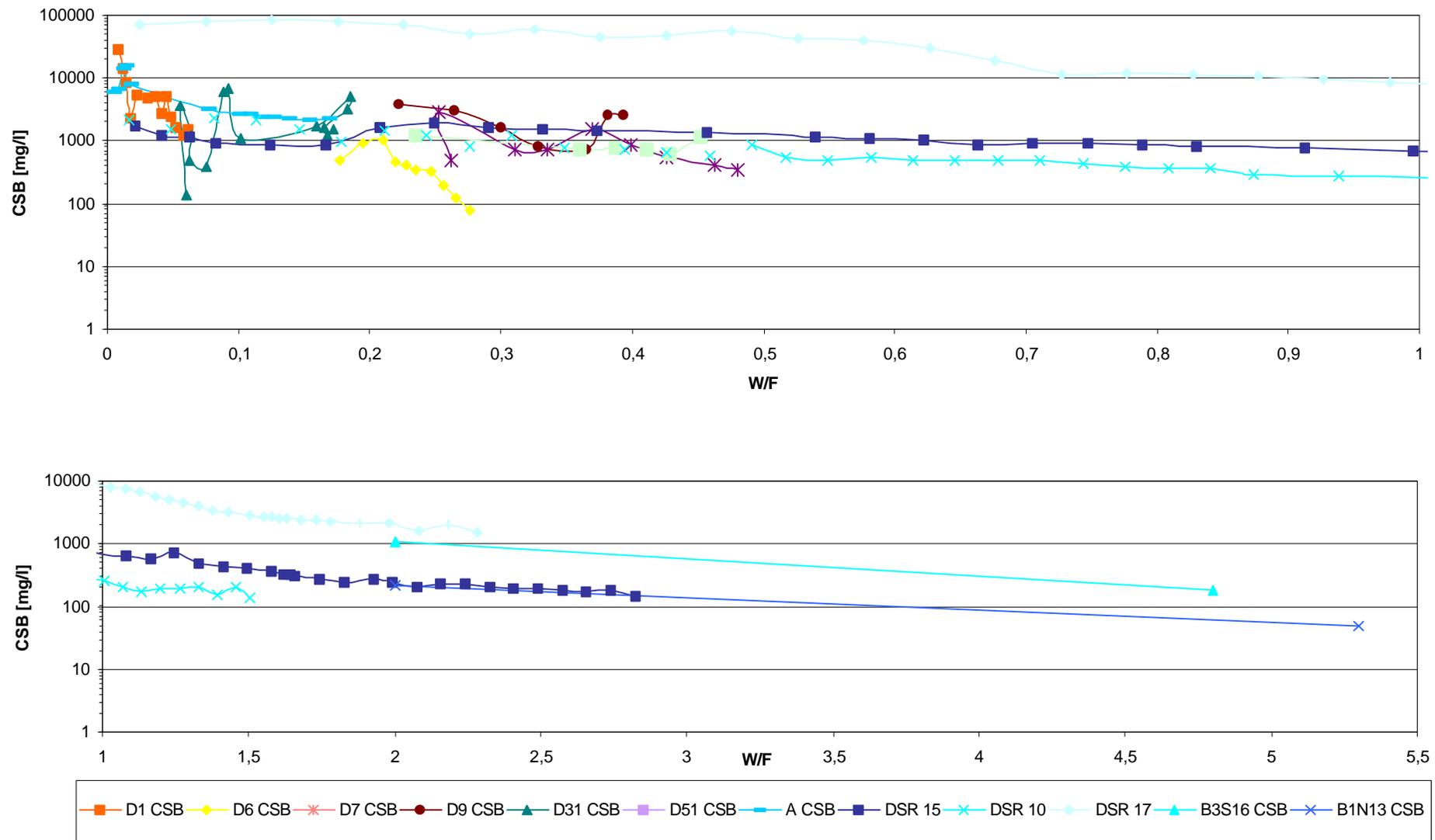


Abb. 4.26: Gegenüberstellung der CSB-Konzentrationen von Deponien und DSR in Relation zum jeweiligen Wasser-Feststoff-Verhältnis (W/F)

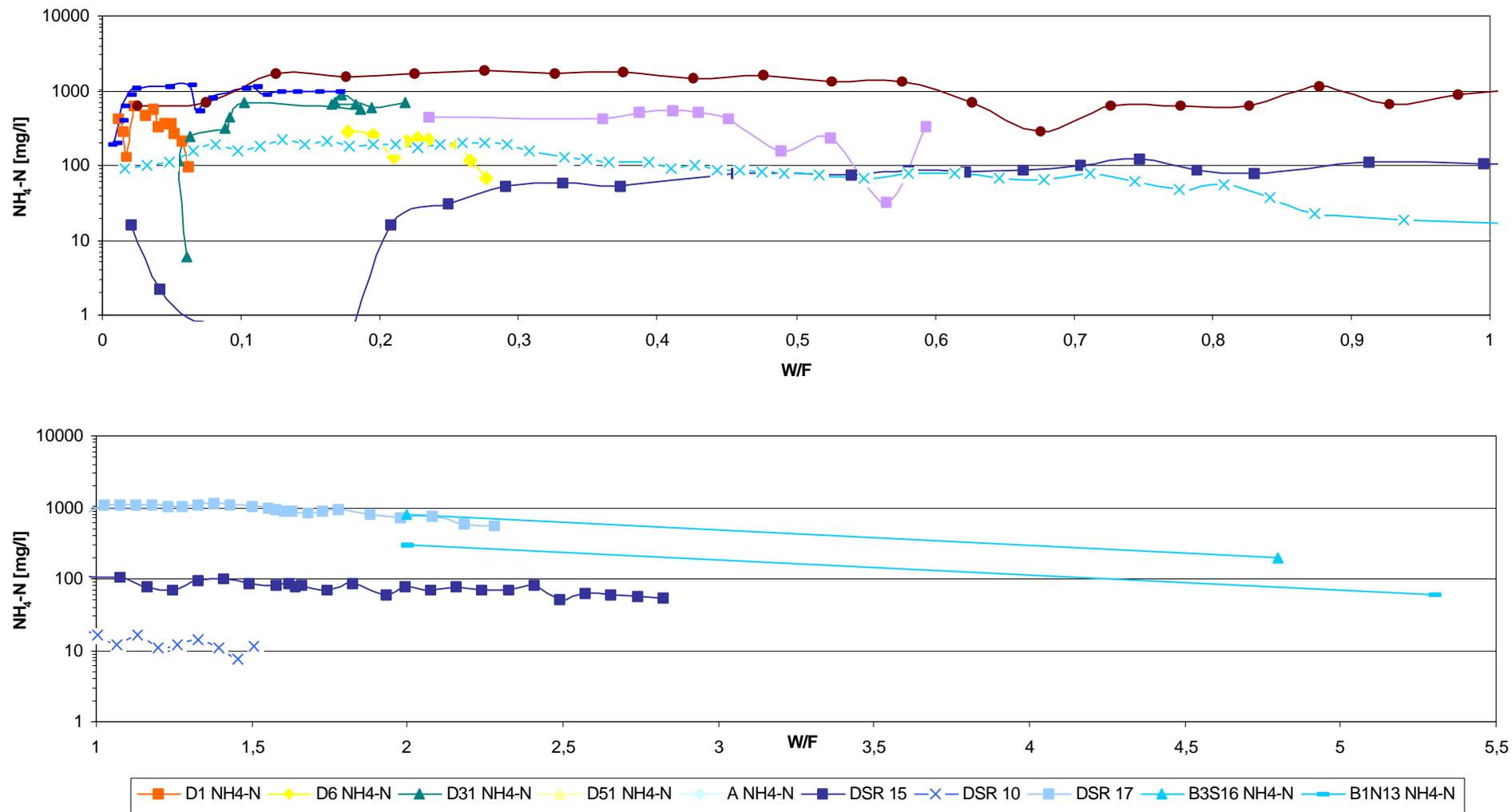


Abb. 4.27: Gegenüberstellung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen von Deponien und DSR in Relation zum jeweiligen Wasser-Feststoff-Verhältnis

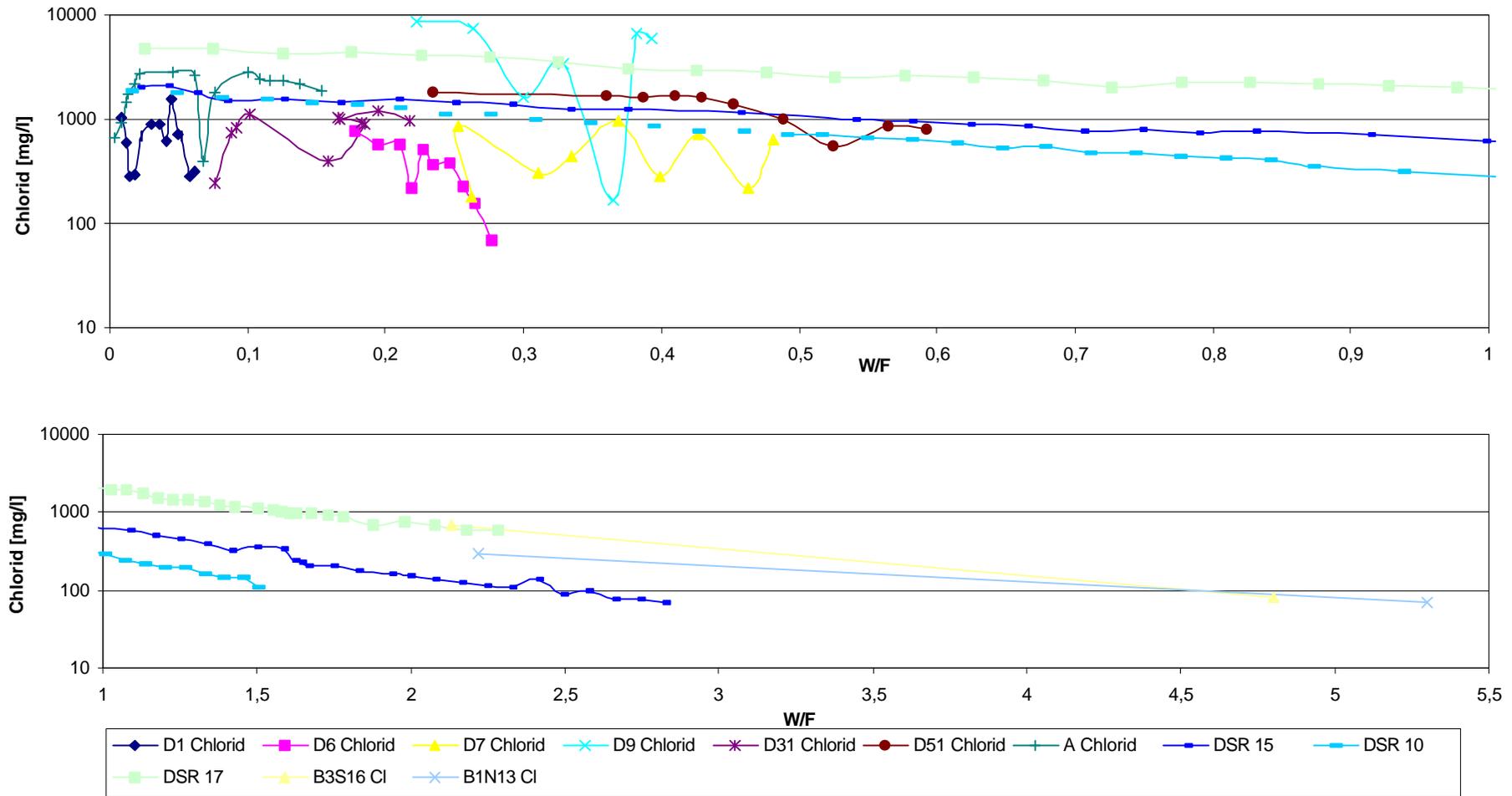


Abb. 4.28: Gegenüberstellung der Chlorid-Konzentrationen von Deponien und DSR in Relation zum jeweiligen Wasser-Feststoffverhältnis

Der offenkundigste Unterschied zwischen den Deponien und den DSR-Versuchen liegt in der Entwicklung des Wasser-Feststoff-Verhältnisses. Auf den Deponien wird auch nach langjährigem Deponieabschluß nur ein maximales Wasser-Feststoff-Verhältnis von 0,5 - 0,6 erzielt, wohingegen die DSR je nach Laufzeit auf Grund der hohen Wasseraustauschrate auf Werte von $\gg 1$ kommen. Anhand des weiteren Verlaufs der Konzentrationen der DSR-Parameter zeigt sich, daß bis auf die Parameterkonzentrationen des DSR 10, der einer intensiven Rotte unterworfen war, die Inhaltsstoffe der übrigen DSR relativ hohe oder sogar über die Versuchsdauer hinausgehende Wasser-Feststoff-Verhältnisse benötigen, um Konzentrationen zu erzielen, die die Werte des Anhangs 51 der Rahmen-AbwasserVwV einhalten. Für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ kann während der gesamten Versuchszeit bis zu einem Wasser-Feststoff-Verhältnis von 3,5 der vorgegebene Grenzwert des Anhangs 51 nicht erreicht werden. Dies gilt auch für die DSR, die mit behandelten Restabfall gefüllt wurden.

Die DSR-Ergebnisse bestätigen damit die bereits anhand der Überwachungsdaten getroffenen Aussagen, daß der Parameter Gesamtstickstoff bzw. $\text{NH}_4\text{-N}$ auf Grund seiner Schwankungsbreite nur schwer extrapolierbar ist und demzufolge ein für die Dauer der Nachsorge ausschlaggebender Parameter ist.

Der Gegensatz zwischen den DSR mit mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen (DSR 10 und 15) und den Deponien besteht in den nicht so hohen Anfangskonzentrationen der vorbehandelten Abfälle und dem geringeren Gaspotential. Die unvorbehandelten Abfälle (DSR 17) befinden sich bei allen Parametern deutlich über den Konzentrationsverläufen der Deponiesickerwässer. Dies ist auf die Prozessbedingungen, die erhöhte Auswaschung und der damit verbundenen Verlagerung von Emissionen aus dem Gas ins Sickerwasser zurückzuführen. Zusätzlich kommt für den DSR 17 eine uncharakteristisch und überproportional lange Versäuerungsphase hinzu. Die DSR B3S16 und B1N13 [HEYER UND STEGMANN, 1997] bilden die langfristig zu erwartenden Emissionen relativ wirklichkeitsnah ab.

KYLEFORS UND LAGERKVIST stellten 1997 Ergebnisse der Untersuchungen zur Sickerwasserqualitätsänderung in unterschiedlichen Phasen vor. In ihren Darstellungen kamen sie zu dem Schluß, daß zum Erreichen einer minimalen Sickerwasserbelastung für die meisten Substanzen ein Wasser-Feststoff-Verhältnis von ca. 10 notwendig sei. Bei der von WALKER ET AL. [1997] vorgeschlagenen Methode des "flushing reactor" wird hingegen davon ausgegangen, daß eine Stabilisierung des Abfallkörpers bereits nach Durchspülung mit dem 5 - 7,5-fachen

Wasservolumen eintreten wird. Demzufolge sollte der Abfall bei einem Wasser-Feststoff-Verhältnis von 10 weitestgehend stabilisiert sein.

In Anlehnung an die Aussagen von KYLEFORS UND LAGERKVIST [1997] und unter Berücksichtigung der dargestellten Ergebnisse der Untersuchungen von Deponiesickerwässern müßte demnach der Nachsorgezeitraum eines Großteils der Deponien noch mindestens 20x so lange andauern wie der bereits vergangene Zeitraum bis zum Erreichen des Wasser-Feststoff-Verhältnisses von 0,5. Bei dieser Überlegung bleibt noch unberücksichtigt, daß das Wasser-Feststoff-Verhältnis zu Beginn der Verfüllung überproportional ansteigt, da die abgelagerten Mengen in Relation zur Fläche noch recht gering sind. Unter der Zielvorgabe eines Wasser-Feststoff-Verhältnisses von 10 werden Maßnahmen wie die Aufbringung einer Oberflächenabdichtung sich eher verzögernd als beschleunigend auf den Zeitpunkt des Nachsorgeendes auswirken, da die ungehinderte Versickerung von Niederschlagswasser unterbunden wird.

Anhand der Extrapolation der Frachtenverläufe einer Einzeldeponie gegenüber dem Wasser-Feststoff-Verhältnis wurde eine Abschätzung der bis zum vermeintlichen Ende der Nachsorge (Annahme in Anlehnung an KYLEFORS UND LAGERKVIST [1997]: $W/F = 10$) zu erwartenden Emissionen durchgeführt. Hierzu wurden die Frachtsummenkurven der Parameter CSB, AOX, NH_4-N , Chlorid und Zink bei einem Wasser-Feststoff-Verhältnis von 0,5 und 10 berechnet. Das Bestimmtheitsmaß der extrapolierten Kurven wies einen Wert zwischen 0,7279 und 0,9648 auf. Die bis zum jeweiligen Wasser-Feststoff-Verhältnis emittierte Sickerwasserfracht der Einzeldeponie D7 ist in Tab. 4.7 dargestellt.

Tab. 4.7: Darstellung der prognostizierten Frachtsummen der Deponie D7 zum Zeitpunkt eines Wasser-Feststoffverhältnisses von 10

PARAMETER	FRACHTSUMME DER DEPONIE D7 BEI W/F = 0,5 [g/t TS]	FRACHTSUMME DER DEPONIE D7 BEI W/F = 10 [g/t TS]
CSB	910	2.970
NH_4-N	140	620
AOX	0,25	1,3
Chlorid	380	1415
Zink	0,5	1,7

Die bis zu einem Wasser-Feststoff-Verhältnis von 0,5 extrapolierten Frachten entsprechen in etwa den emittierten Frachten der Deponie D7 bis zum Ende des Untersuchungszeitraums. Es zeigt sich, daß die bis dahin ausgetragenen Sickerwasserfrachten bei etwa einem Drittel der Gesamtfrachten liegen, wobei dieser Anteil bei einigen Parametern auch noch niedriger liegt. Relativ große Emissionen werden demzufolge bereits über einen kurzen Zeitraum über das Sickerwasser ausgetragen. Anhand der prognostizierten Frachten bis zum Wasser-Feststoff-Verhältnis von 10 der Deponie D7 in Tab. 4.7 ist zu ersehen, daß die berechneten CSB-Frachtsummen der Deponie D7 den größten Teil der gesamten zu erwartenden Fracht umfassen. Etwa um die Hälfte niedriger liegt der Chloridfrachtanteil und nochmals um die Hälfte niedriger sind die zu erwartenden $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachten. Die AOX- und Zinkfrachten liegen demgegenüber noch um 2 Zehnerpotenzen niedriger als die der übrigen Parameter. Dieses Ergebnis gibt einen ersten Hinweis auf die Verteilung der zu erwartenden Frachten für die unterschiedlichen Parameter.

4.2 Deponiegas

Die Hauptemissionsquelle für die Kohlenstoffverbindungen im Abfall stellt das Deponiegas dar. Mit Hilfe von Entgasungsanlagen kann die unkontrollierte Migration von Deponiegas heute zu einem Großteil unterbunden und das Deponiegas einer energetischen Nutzung oder einer kontrollierten thermischen Entsorgung zugeführt werden.

4.2.1 Gasparameterkonzentrationen

Die Gasinhaltsstoffe Methan und Kohlendioxid sind die Hauptkomponenten im Deponiegas. Sie stellen die Endprodukte des anaeroben Stoffwechsels dar. Weitere Komponenten sind der Stickstoff und der Sauerstoff, wobei letztere durch Übersaugung des jeweiligen Deponiekörpers oder durch Diffusion in das Deponiegas gelangen. Sie stellen keine Endprodukte der im Abfall stattfindenden Stoffwechselprozesse der Mikroorganismen dar. Die im Verhältnis zur Luftzusammensetzung nur geringen Sauerstoffkonzentrationen sind einerseits durch die Steuerung der Entgasungsanlage (Explosionsschutz), andererseits auf den Verbrauch (Veratmung) des möglicherweise in höherem Maße eingedrungenen Sauerstoffs im Abfall bedingt. Der elementare Stickstoff kann nur durch spezialisierte Bakterien gebunden werden, die ihn in dieser Form in den allermeisten Fällen nur aufnehmen, wenn keine anderen Stickstoffquellen in ausreichendem Maße zur Verfügung stehen [SCHLEGEL, 1992].

Anhand der in Abb. 4.29 dargestellten, vor Ort i. d. R. durch das Deponiepersonal gemessenen Konzentrationen der Gaskomponenten lassen sich nur bedingt Tendenzen ablesen. Vielfach sind die gemessenen Konzentrationen auf die Betriebsweise der Entgasungsanlage, z. B. auf Übersaugung des Deponiekörpers zurückzuführen. Der Methanvolumenanteil des abgesaugten Deponiegases nimmt im Laufe der Zeit erst leicht zu und entwickelt sich dann wieder rückläufig. Der Kohlendioxidanteil verhält sich hierzu nahezu analog. Auf lange Sicht ist ebenfalls eine Abnahme zu beobachten. Die Gaskomponenten Stickstoff und Sauerstoff hingegen zeigen demgegenüber eher eine Zunahme ihrer Volumenanteile auf. Dies ist ein deutliches Indiz für einen in vielen Fällen zu hohen Unterdruck, der zur Absaugung angelegt wird und zur Übersaugung führt.

LOCK CONSULTANTS [1994] kamen im Rahmen ihrer Untersuchungen zu vergleichbaren Ergebnissen. Auf der Grundlage ihrer Auswertungen von Deponiedaten errechneten sie folgende Mittelwerte für die Gaskomponenten Methan, Kohlendioxid, Stickstoff und Sauerstoff:

Tab. 4.8: Vol.-%-Anteile der Hauptbestandteile des Deponiegases

GASBESTANDTEIL	VOL.-%
CH ₄	43
CO ₂	30,5
N ₂	17,9
O ₂	2,2

Die Aussagekraft der gemessenen Daten wird beim Deponiegas durch wesentlich mehr Faktoren beeinflusst und verändert als dies bei der Analyse von Sickerwasser möglich ist. Diese Konstellation ist auf folgende Ursachen zurückzuführen:

Interne Faktoren, die auf die Maschinenteknik zurückzuführen sind:

- Automatische Steuerung des Entgasungsgeschehens, um einen maximalen Methangehalt zu gewährleisten;
- Automatische Abschaltung beim Erreichen eines zu niedrigen Methanvolumenanteils, da keine energetische Nutzung oder Behandlung mehr möglich;
- Automatische Abschaltung bei zu hohen Sauerstoffkonzentrationen aus Gründen des Explosionsschutzes;

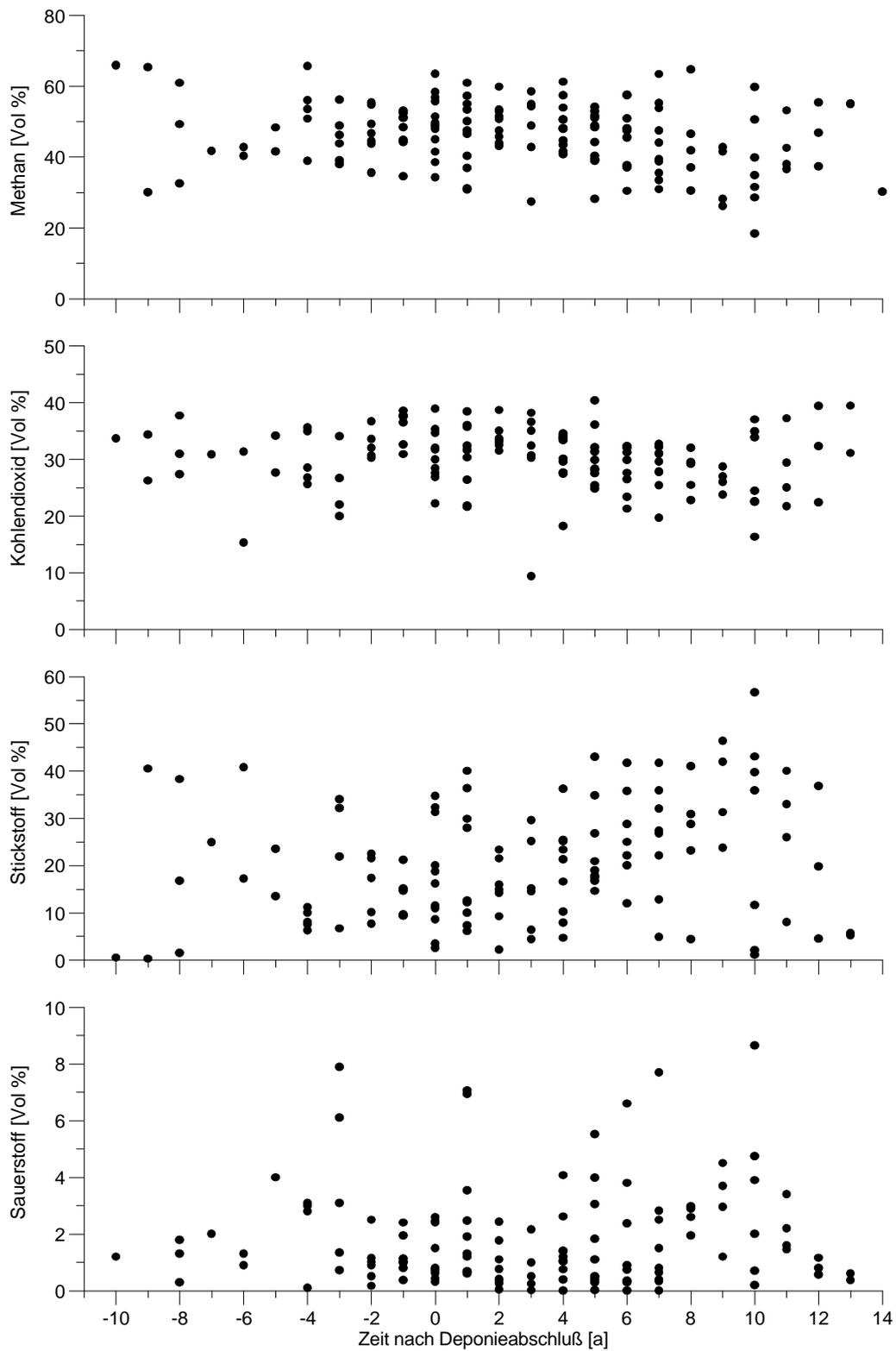


Abb. 4.29: Jahresmittelwerte der im Deponiegas gemessenen Methan-, Kohlendioxid-, Stickstoff- und Sauerstoffkonzentrationen

Externe Faktoren, die auf die Darstellungsweise zurückzuführen sind:

- Darstellung von Einzelwerten verschiedener Deponien aus unterschiedlichen Zeiträumen und mit unterschiedlichen Ausgangsvoraussetzungen

4.2.2 Gaskonzentrationen luftfrei berechnet

Die bisher dokumentierten Konzentrationen sind insgesamt nur bedingt repräsentativ, da wie bereits ausgeführt der Methangehalt und dadurch bedingt auch die übrigen Gasinhaltsstoffe durch technische Vorgaben beeinflusst werden. Bei den stichprobenartigen Kontrollmessungen werden häufig größere Volumenanteile Stickstoff und geringe Mengen an Sauerstoff gemessen. Abb. 4.30 zeigt anhand von Einzelmessungen anschaulich, in welchem Verhältnis die im Gas gemessenen Anteile an Stickstoff und Sauerstoff zueinander stehen. Die Verhältnisse der O₂- zu den N₂-Konzentrationen (durchgezogene Linie) liegen im Rahmen der graphischen Darstellung im Durchschnitt über dem von Atmosphärenluft (gestrichelte Linie). Dies ist ein deutliches Indiz für die Ansaugung von Luft durch die jeweiligen Entgasungsanlagen.

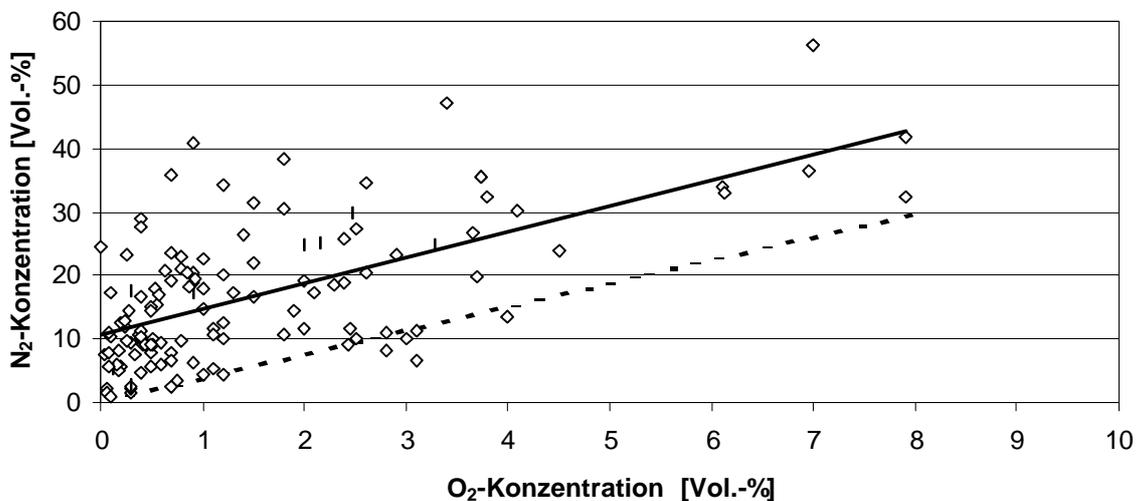


Abb. 4.30: Verhältnis von Sauerstoff zu Stickstoff im Deponiegas

Der im Mittel etwas höhere Anteil an Stickstoff ist auf den Verbrauch von Sauerstoff im Abfallkörper auf Grund von aeroben Reaktionen zurückzuführen. In wieweit das anaerobe Milieu durch diese Sauerstoffanteile gestört oder sogar geschädigt wird, kann anhand der vorliegenden Daten nicht ausgesagt werden.

Für die Abb. 4.31 sind die Methan- und Kohlendioxidkonzentrationen der Deponien luftfrei berechnet worden. Unter Anwendung des von RETTENBERGER UND MEZGER, 1992 beschriebenen Langzeitphasenmodells (siehe Abb. 2.9) befinden sich die untersuchten Deponien 5 - 10 Jahre nach Abschluß der Deponie bereits in der Langzeitphase, d. h. das Verhältnis von Methan zu Kohlendioxid ist im Durchschnitt $> 1,5$. Dieses Ergebnis deutet darauf hin, daß die Zeit der größten Gasproduktion bereits vorüber ist. Während der stabilen Methanphase wird von einem nahezu ausgeglichenen Verhältnis von Methan zu Kohlendioxid von 1,2 ausgegangen. Nach dem Abklingen der stabilen Methanphase wird eine Erhöhung dieses Verhältnisses erwartet, da Kohlendioxid eine sehr viel höhere Wasserlöslichkeit aufweist als das gering wasserlösliche Methan und somit durch Auswaschung aus dem Deponiekörper entfernt werden kann. Erst nachdem Luft eindringt, kann davon ausgegangen werden, daß sich das Verhältnis von Methan zu Kohlendioxid wieder verringert.

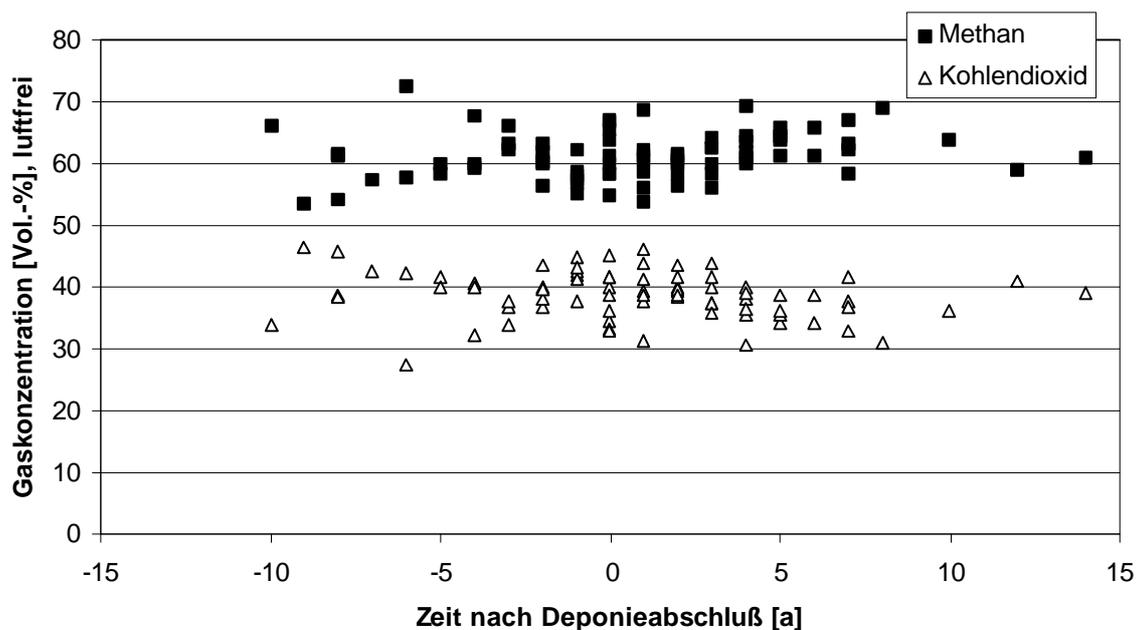


Abb. 4.31: Entwicklung der Methan- und Kohlendioxidkonzentrationen, luftfrei berechnet

4.2.3 Vergleich der Konzentrationen von Spurenstoffen im Deponiegas

In Tab. 4.9 wird die jeweilige Bandbreite der Konzentrationen der hier untersuchten Spurenkomponenten im Deponiegas den Ergebnissen anderer Autoren gegenübergestellt. Anhand der Tab. 4.9 ist zu erkennen, daß jeder der analysierten Spurenstoffe im Deponiegas eine sehr hohe Schwankungsbreite aufweist. Dies spiegeln die Ergebnisse aller Autoren wider. Die hohen Schwankungsbreiten lassen sich einerseits auf die unterschiedlichen

Standortbedingungen (z. B. eingelagerte Abfälle) und andererseits auch auf die Durchführung und den Zeitpunkt der Messung (BHKW unter Vollast, längere Stillstandzeiten der Entgasungsanlage vor Entnahme der Gasprobe, Luftansaugung etc.) zurückführen. Somit geben sie nur Anhaltspunkte für die tatsächlich zu erwartenden Spurengaskonzentrationen im Deponiegas einer Deponie.

Tab. 4.9: Gegenüberstellung der Konzentrationsbereiche verschiedener Spurenstoffe im Deponiegas anhand der Ergebnisse verschiedener Autoren

Parameter	POLLER [1990] [mg/m³]	LOOCK CONSUL- TANT [1994] [mg/m³]	[IfK DRESDEN 1993] [mg/m³]	Deponierisiko- studie, BAYERN [1994] [mg/m³]	KRÜMPELBECK [mg/m³]
Schwefelwasserstoff	-	0,01-850	<1-106,5	5-20	0,038-1278
Chlor gesamt	-	n. n. - 410	6,6-1205,8	-	0,5-229,7
Fluor gesamt	-	n. n. - 40	1,9-12,1	-	0,017-104
Schwefel gesamt	-	n. n. - 224	-	2-90	0,3-506,2
Benzol	-	-	<0,5	0,03-15	0,01-95
Ethylbenzol	-	-	<0,5-1	-	0,01-112
Toluol	-	-	3,7-4,6	0,2-600	0,02-160
Xylol	-	-	<0,5	0-400	0,04-257,2
Dichlormethan	<0,5- 19,2	-	0,5-132,7	0-700	0,02-250
Chloroform	<0,1-2,1	-	<0,5-478,3	0-3	0,002-15,15
Trichlorethan	<0,1-4,1	-	1,2-763,4	-	0,001-27,5
1,2-Dichlorethen	<0,1-53	-	<0,5-2,4	0-300	0,087-43
Trichlorethen	0,2-30,3	-	<0,5-1,7	0-300	0,002-22,55
Tetrachlorethen	0,3-38	-	<0,5-0,8	0-250	0,001-41,9
Summe KW	-	n. n. - 810	-	-	1,83-165,6
Summe CKW	-	n. n. - 160	-	-	0,002-171,2
Summe FCKW	-	n. n. - 31	-	-	0,064-118,6

Insgesamt muß davon ausgegangen werden, daß ein Großteil der leicht flüchtigen Substanzen bereits während der Ablagerung aus dem Abfall entweicht. Somit sind die ermittelten

Konzentrationen, bezogen auf die zu erwartende Gesamtemission, mit hoher Wahrscheinlichkeit als zu gering einzustufen. Möglicherweise muß zu Anfang der Ablagerung mit einem mehrfach höheren Schadstoffausstoß gerechnet werden. Der Zeitpunkt und die Art der Messung spielen demzufolge eine wichtige Rolle.

Die Spurenstoffkonzentrationen der ostdeutschen Deponie Döbeln-Hohenlauffe weichen auf Grund ihrer sehr hohen Chlorbelastungen im Gas von denen der übrigen Deponien ab. Dies wird im Forschungsbericht der IFK DRESDEN [1993] auf nach der Wiedervereinigung abgelagerte chlorhaltige Abfälle zurückgeführt.

Bei den übrigen Parametern bewegen sich die Konzentrationen der Deponie Döbeln-Hohenlauffe eher im unteren Konzentrationsbereich. Hierbei ist kein signifikanter Unterschied zwischen den Schadstoffemissionen des Deponiegases von Deponien in den Neuen oder in den Alten Bundesländern zu erkennen.

4.2.4 Gasmenge

Neben der akuten Gefährdung des Deponiepersonals und der Anwohnerschaft durch Brand und Explosion tritt in der öffentlichen Diskussion zunehmend die Beteiligung des Methananteils des Deponiegases am anthropogenen Treibhauseffekt in den Vordergrund der Betrachtungen. Das Global Warming Potential des Methans wird im Vergleich zur Referenzsubstanz Kohlendioxid in einem Zeitraum von 20 Jahren auf 56 [EHRIG ET AL., 1998] geschätzt.

Mit Hilfe vertikaler Gasbrunnen und/oder horizontaler Leitungen wird das Deponiegas umweltschonend aus dem Deponiekörper entfernt und einer Entsorgung zugeführt. Bei größeren Gasmengen guter Qualität wird ein Blockheizkraftwerk betrieben und das Gas energetisch genutzt. Auf älteren Deponien mit schlechter Gasqualität oder nur noch geringen Gasmengen pro Zeiteinheit wird das Gas einer Hochtemperaturfackel zugeführt und thermisch entsorgt.

Bei der Gegenüberstellung von Gasmengen unterschiedlicher Deponien sind mehrere Faktoren zu beachten:

- Abfallzusammensetzung
- Stand der Umsetzungsprozesse im Deponiekörper
- Beginn der Entgasung

- Art der Entgasungsanlage
- Erfassungsrate
- Anschluß von Teilbereichen zu unterschiedlichen Zeitpunkten
- Art und Zeitpunkt der Oberflächenabdichtung
- Rekultivierung der Oberfläche

Im Rahmen dieser Auswertungen wurde versucht, einigen dieser Faktoren Rechnung zu tragen. Es wurde i. d. R. ein einheitlicher Wassergehalt von 30 % für den Abfall der Deponien angenommen. Die als Bezugs- und Vergleichspunkt angesetzte Abfallmenge setzte sich lediglich aus dem Abfall zusammen, der für die anaeroben Mikroorganismen als verstoffwechselbar galt, d. h., daß z. B. Bauschutt, der von Mikroorganismen nicht zu CH₄ und CO₂ abgebaut werden kann, im Gegensatz zur Berechnung der Sickerwasserfrachten nicht in die Rechnung mit einbezogen wurde (siehe Anhang 2). Hierdurch eröffnete sich die Möglichkeit des Vergleichs mit anderen Werten aus der Literatur, da diese zumeist im Rahmen von Deponiesimulationsversuchen erhalten wurden und darin kaum Inertstoffe, wie z. B. Bauschutt oder Sperrmüll, vorkommen. Die hemmenden Effekte weiterer Abfälle in der Deponie blieben unberücksichtigt. Als das Jahr 0 und damit zeitlichen Bezugspunkt wurde das Jahr des aktiven Ablagerungsendes definiert. Gasmengen, die vor diesem Zeitpunkt abgesaugt wurden, wurden als nicht aussagekräftig angesehen, da häufig nur Teilflächen an die Gassammelleitung angeschlossen waren. Während des Betriebes gibt es noch große offene Flächen, so daß die Entgasungsanlage zumeist mit einem geringeren Unterdruck betrieben wird als nach der Rekultivierung. Mit dem Aufbringen einer Abdeckung geht in den meisten Fällen eine Erhöhung der Erfassungsrate einher.

In Abb. 4.32 sind die erfaßten Gasmengen aller untersuchten Deponien mit Gasfassung nach dem Abschluß des Deponiebetriebes dargestellt worden. Anhand der Gasmengenverläufe ist ersichtlich, daß insgesamt ein sehr ähnliches Kurvenverhalten beobachtet werden kann, d. h. die Deponien verhalten sich hinsichtlich der erfaßbaren Gasmengen trotz individueller Unterschiede sehr übereinstimmend.

Die technisch erfaßbaren Gasmengen verringern sich innerhalb eines 15 - 20-jährigen Zeitraumes auf geringe Gasvolumina, die im Mittel bei ca. 1 - 2 m³/(t TS *a) liegen. Die aktive Entgasung ist somit zeitlich begrenzt.

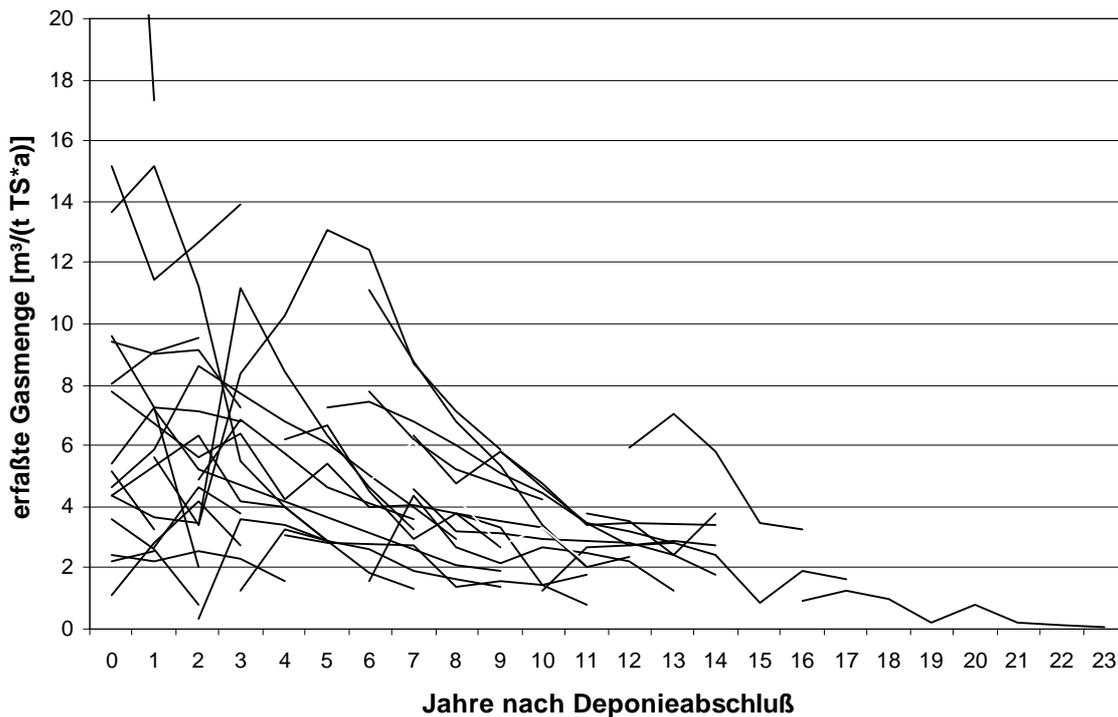


Abb. 4.32: Erfasste Gasmengen der untersuchten Deponien nach dem Abschluß der Deponie

4.2.4.1 Oberflächenabdichtung und Gasproduktion

In Abb. 4.33 sind beispielhaft die Gasmengenverläufe von 8 Deponien dargestellt, anhand derer einige Aussagen zum Verhalten der Deponien erläutert werden. Insgesamt ist zu beobachten, daß die erfassbaren Gasmengen sich mit der Zeit unabhängig von der Deponie oder dem Oberflächenabdichtungssystem einander annähern. Sie gehen bereits 10 - 20 Jahre nach Deponierungsende auf Mengen $\leq 2 \text{ m}^3/(\text{t TS} \cdot \text{a})$ zurück.

Die Art der Oberflächenabdichtung, der Wasserzutritt und die Wasserbewegung im Abfallkörper sind Faktoren, die die Gasproduktion nach Abschluß einer Deponie mit beeinflussen. Die Deponien mit einer mineralischen Abdichtung haben in Bezug auf ihre Gasmengenverläufe (Abb. 4.33) im Durchschnitt eine kürzere Halbwertszeit als die Deponien mit einer Bodenabdeckung. Die Halbwertszeit der Gasproduktion nach dem Deponierungsende liegt im Mittel aller Deponien bei etwa 4 Jahren. Eine Ausnahme bildet die Deponie D15. Hier konnte zunächst nach Aufbringung der zweilagigen, 40 cm starken mineralischen Abdichtung eine Steigerung der Gasmengen erzielt werden. Dies ist wahrscheinlich auf die leicht erhöhte Erfassungsrate, hervorgerufen durch die Aufbringung der Abdichtungs- und Rekultivierungsschicht, nach Deponierungsende zurückzuführen. Danach zeigt die Gasmengenkurve eine

ähnlich langsame Abnahme wie bei den Deponien mit Bodenabdeckung. Möglicherweise entspricht die relativ dünne Abdichtung (D15), die bereits Ende der achtziger Jahre aufgebracht wurde, in ihren Qualitätsmerkmalen eher einer Bodenabdeckung.

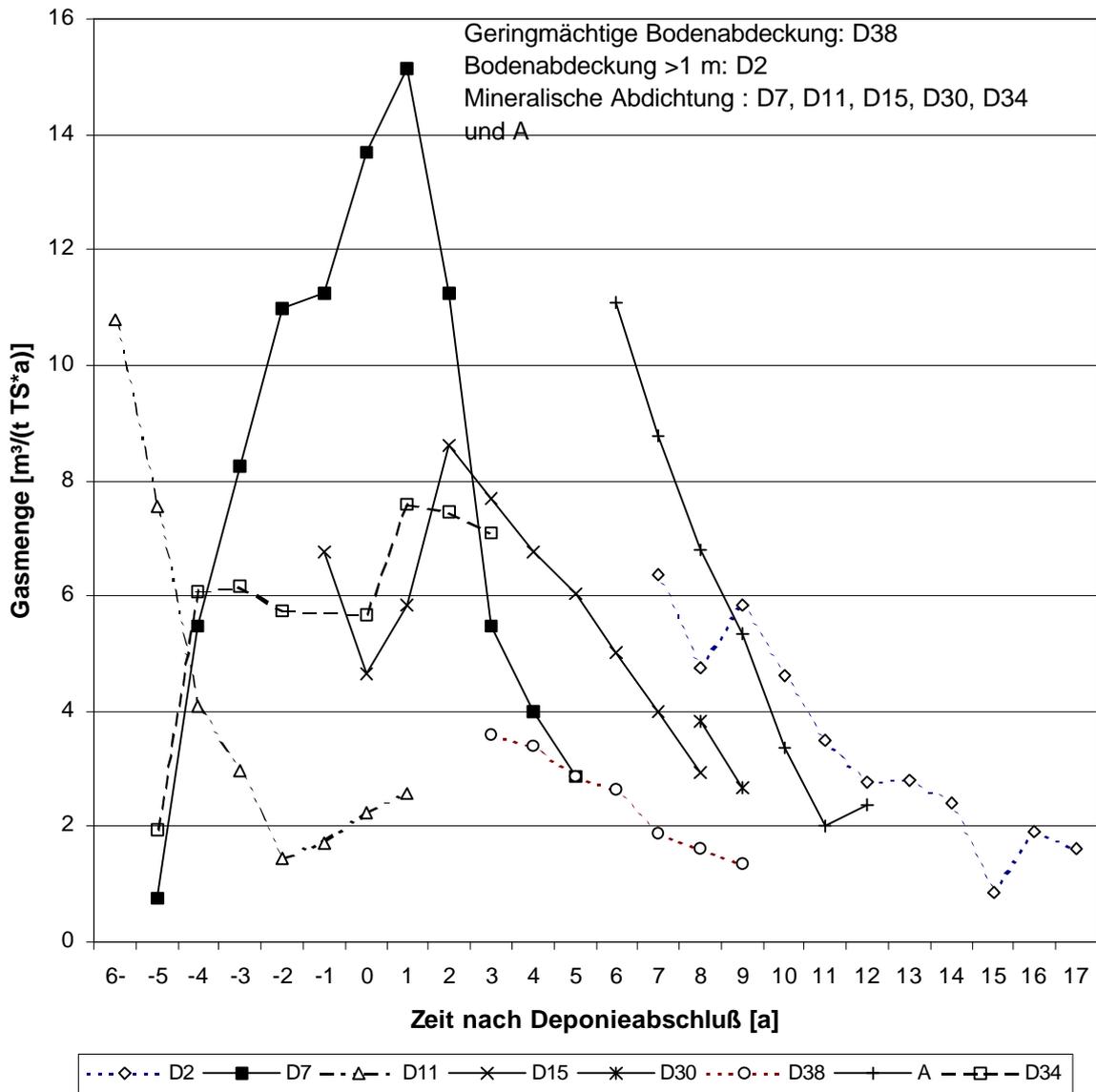


Abb. 4.33: Gasmengenverläufe von 8 Deponien mit unterschiedlichen Oberflächenabdichtungssystemen

Die Deponien D2 und D38 besitzen eine Bodenabdeckung, wobei D2 über eine mehrere Meter mächtige, mit Wald bewachsene Abdeckung verfügt und D38 nur über eine 80 cm mächtige Bodenabdeckung. Bei der Betrachtung der absoluten Gasmengen sind deutliche Unterschiede zwischen diesen beiden Deponien ersichtlich. Die geringmächtige Abdeckung bedingt eine nur geringe Fassungsrate, wodurch die Gasmengen der Deponie D38 bereits zu

Beginn der Entgasung bei $< 4 \text{ m}^3/(\text{t TS}^*\text{a})$ liegen. Bei D2 befinden sie sich hingegen noch einige Jahre später bei über $6 \text{ m}^3/(\text{t TS}^*\text{a})$. Der Vergleich der Halbwertszeiten von Deponien mit Bodenabdeckung und Deponien mit mineralischer Abdichtung deutet darauf hin, daß die Halbwertszeiten bei Deponien mit Bodenabdeckung länger sind als bei denen mit mineralischer Abdichtung.

Die Deponien D11 und D34 zeigen demgegenüber ein anderes Verhalten. Die Gasmengen von D11 steigen nach Reinfiltration auf einem Teilbereich der Deponie wieder leicht an, d. h. das Emissionspotential für eine höhere Gasproduktion ist noch vorhanden. Bei der Deponie D34 wird bereits über einen relativ langen Zeitraum eine Sickerwasserteilrückführung durchgeführt. Hier ist nur ein sehr verlangsamter Rückgang der Gasmengen zu erkennen, was auf ein noch relativ hohes Gasbildungspotential schließen läßt. Im 4. Jahr sind nach Auskunft des Betreibers die Gasmengen sogar wieder angestiegen. Dies ist einerseits auf die Zufuhr von Wasser und die dadurch guten Milieubedingungen für den biologischen Abbau im Abfallkörper zurückzuführen, andererseits können aber auch Faktoren, wie eine deutlich verbesserte Erfassungsrate oder ein niedriger Methangehalt im Deponiegas, hierfür verantwortlich sein.

Insgesamt ist anhand der vorgestellten Daten ersichtlich, daß die Gasproduktion bei Deponien mit mineralischer Abdichtung tendenziell schneller abnimmt, als bei Deponien mit einer geringmächtigen Bodenabdeckung. Der durch die Abdichtung veränderte Wasserhaushalt könnte auf Grund der verminderten Wasserbewegung und dem daraus resultierenden geringeren Nährstofftransport einen negativen Einfluß auf die Gasproduktion ausüben. Allerdings sind die erfaßten Sickerwassermengen nach wie vor deutlich höher als die von RAMKE [1991] oder ZUHSE [1997] für notwendig erachteten Mengen zur Aufrechterhaltung der biochemischen Umsetzungsprozesse. Bevorzugte Wasserwege, die nach BAUMANN UND SCHNEIDER [1998] zwischen $1/3 - 3/8$ der Sickerwassermengen ausmachen können, spielen vielleicht eine ausschlaggebende Rolle. Blicke z. B. die Sickerwassermenge, die über die bevorzugten Wasserwege abfließt konstant und würde die Menge des Sickerwassers durch die Aufbringung einer Abdichtung insgesamt geringer, so würde dies eine Verringerung der Wassermengen und der Wasserbewegung im Feinporensystem bedeuten. Eine schlechtere Nährstoffversorgung der Mikroorganismen und ein unzureichender Abtransport der Abbauprodukte könnte die Folge sein. Dieses Szenario könnte eine mögliche Erklärung für die tendenziell schneller abnehmende Gasproduktion bei Deponien mit mineralischer Abdichtung sein.

Zur Verifizierung dieser These sind aussagekräftige Daten von Deponien mit einer Kombinationsabdichtung als Oberflächenabschluß notwendig, die einen sehr viel dichteren Oberflächenabschluß ermöglicht. Inwieweit die stärker rückläufige Gasentwicklung durch die erhöhte Fassungsrate unterhalb einer wasser- und gasundurchlässigen Oberflächenabdichtung ausgeglichen werden kann, bleibt z. Z. fraglich.

Bei den Deponien mit Bodenabdeckung wirkt sich die gasdurchlässigere Oberflächenabdeckung auf Grund der geringen Erfassungsraten reduzierend auf die gefaßten Gasmengen aus. Hier muß auch während des Entgasungszeitraums mit höheren Emissionen in die Umwelt gerechnet werden als bei einer mineralischen Abdichtung. In jedem Fall werden noch über einen langen Zeitraum geringe, technisch nicht mehr erfaßbare Gasmengen aus dem Deponiekörper emittieren.

1998 bezeichnete RETTENBERGER auf Grund der Erfahrungen an einem Rückbauprojekt Gasemissionen in der Größenordnung von 2 bis 4 l/(m²*h) hinsichtlich der zu erwartenden Geruchsemissionen als tolerierbar. Die nachteiligen Wirkungen des Methans auf die Erwärmung der Erdatmosphäre bleiben im Rahmen dieser Überlegungen unberücksichtigt. Eine Möglichkeit zur Reduzierung von migrierendem Gas stellt die Methanoxidation in der Rekultivierungsschicht dar. Allerdings ist noch relativ unklar, wieviel Methan unter realen Deponiebedingungen, mit Kompost und unter den hiesigen Klimaverhältnissen wirklich oxidiert werden kann. Gegenwärtig finden Freilandversuche auf der Versuchsdeponie Breitenau in Österreich statt.

Welche Maßnahmen für den jeweiligen Deponiestandort als optimal gelten können, muß in jedem Einzelfall erarbeitet und abgewogen werden. Die hier dargestellten Gasmengenverläufe der Deponien mit Sickerwasserkreislaufführung (D34) oder Reinfiltration (D11) sind Beispiele für die nachträgliche Erhöhung der Gasmengen bei bereits seit mehreren Jahren abgeschlossenen Deponien. Ähnliche Erfahrungen gibt es mit der Rückführung von Wasser unterhalb einer temporären PE-Folienabdichtung einer Deponie. An diesem Standort wird seit etwa 5 Jahren ein nahezu konstanter Gasmengenstrom mit hohem Methangehalt aus dem Deponiekörper gefördert. Dies wird zu einem erheblichen Teil auf die Bewässerung unterhalb der Folie zurückgeführt, da die Gasmengenentwicklung vorher eine starke Abnahme erfahren hatte [SCHODER, 1997; KRÜMPELBECK UND EHRIG, 1998]. Allerdings kann die Wasserrückführung kein probates Mittel für alle Deponien sein, um deren Gasproduktion wieder zu

steigern. Bei vielen Objekten muß akzeptiert werden, daß die maximalen Gasproduktionszeiten bereits vorüber sind und nicht mehr nachträglich gesteigert werden können. Somit hängt die Entscheidung für oder gegen eine Bewässerung von den Standortfaktoren (Feststellung des Gaspotentials des abgelagerten Abfalls, z. B. durch Gärversuche) und der Historie (Abfallzusammensetzung, Deponietechnik) der einzelnen Deponie ab.

4.2.4.2 Berechnung des Vertrauensbereichs für die erfaßten Gasmengen

Die erfaßten Gasmengen auf einer Deponie stellen häufig nur einen Teil des tatsächlich produzierten Gases dar. Der übrige Teil migriert trotz Entgasungsanlage nach wie vor über die Oberfläche bzw. über Spalten und Risse der Oberflächenabdichtung in die Atmosphäre. Eine individuelle Quantifizierung der jeweiligen Erfassungsrate bleibt ohne intensive Untersuchung einer Deponie diskussionswürdig. Im allgemeinen wird von einer Erfassungsrate, abhängig von der Gasdichtigkeit des Oberflächenabdichtungssystems, zwischen 30 und 90 % ausgegangen. In Abb. 4.34 sind die tatsächlich erfaßten Gasjahresmengen der Deponien bezogen auf die rechnerisch ermittelte verstoffwechselbare Trockensubstanz der Zeit nach dem Deponieabschluß gegenübergestellt. Zudem wurde analog zur Vorgehensweise für die Sickerwasserkonzentrationen ein 95 %-iger Vertrauensbereich für die Gasmengen errechnet. Das Zeitintervall umfaßt die Jahre 0 - 30 nach Deponieabschluß.

Anhand der Darstellung ist zu ersehen, daß das anfängliche Intervall einen Bereich zwischen 1,7 und 23 $\text{m}^3/(\text{t TS} \cdot \text{a})$ umfaßt und dieser nach 30 Jahren auf einen Bereich von 0,114 - 1,5 $\text{m}^3/(\text{t TS} \cdot \text{a})$ gesunken ist. Unter der Annahme, daß 2 - 4 $\text{l}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ Deponiegas [RETTENBERGER, 1998] eine tolerierbare Größe hinsichtlich der Geruchsemissionen darstellt und eine durchschnittliche, bis zu 30 m hohe Deponie ca. 50 - 60 % Siedlungsabfälle enthält, die in diesem Zusammenhang vereinfacht als insgesamt vergasbar bezeichnet werden - somit ein genügend großer Spielraum für die nicht näher definierte Erfassungsrate bleibt - so kann davon ausgegangen werden, daß nach 30 Jahren diese Deponie nicht mehr aktiv entgast werden muß (siehe Tab.4.10). Allerdings bleibt im Rahmen dieser Überlegungen die Tatsache, daß Methan zu den Treibhausgasen zählt und deshalb in jedem Falle soweit wie technisch möglich reduziert werden sollte, außer acht.

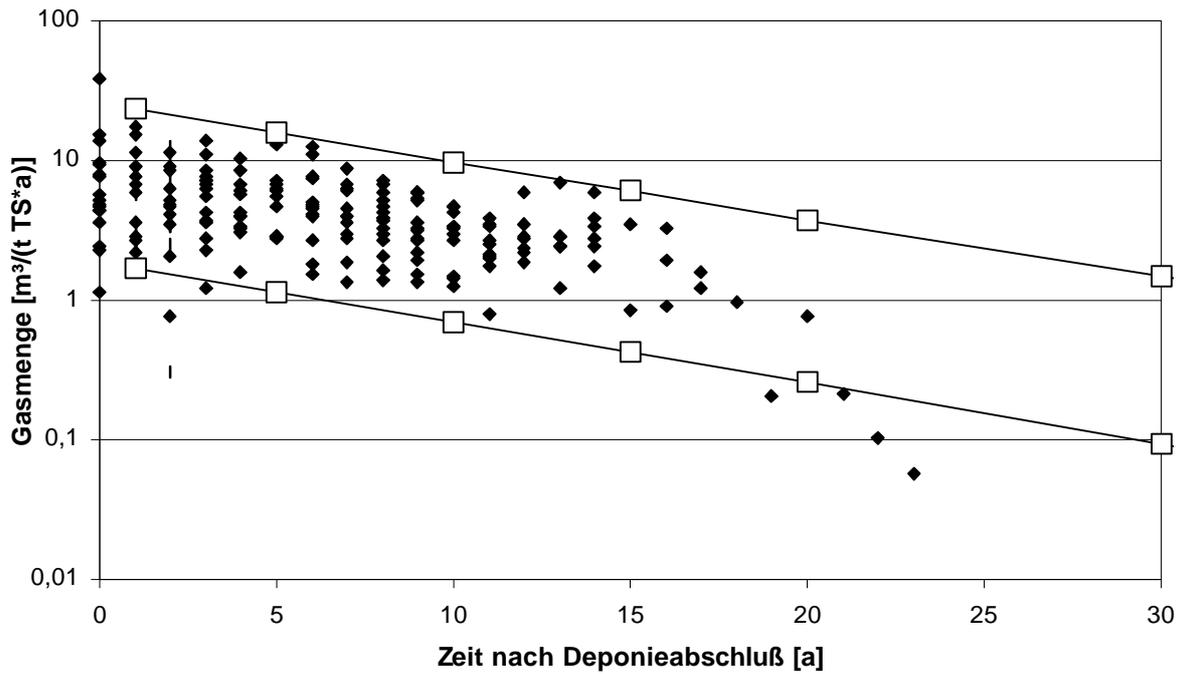


Abb. 4.34: Darstellung eines 95 %-igen Vertrauensbereichs für die erfaßten Gasmengen der Deponien

Tab. 4.10: Modellrechnung zur Ermittlung der maximalen Höhe einer Deponie unter der Voraussetzung der in Abb. 4.34 dargestellten maximalen Gasproduktionsraten zum Zeitpunkt 30 Jahre nach Deponieabschluß

Deponiemodell	A	B	C	D
Abfall	100000 t TS	200000 t TS	300000 t TS	400000 t TS
Höhe	10 m	20 m	30 m	40 m
Dichte	1 t/m ³	1 t/m ³	1 t/m ³	1 t/m ³
Fläche	10000 m ²	10000 m ²	10000 m ²	10000 m ²
Maximale Gasproduktion	1,7 l/(m ² *h)	3,4 l/(m ² *h)	5,1 l/(m ² *h)	6,8 l/(m ² *h)
Minimale Gasproduktion	0,001141 l/(m ² *h)	0,002282 l/(m ² *h)	0,003423 l/(m ² *h)	0,004564 l/(m ² *h)

4.2.4.3 Gegenüberstellung der C-Emissionen aus dem Sickerwasser und dem Deponiegas

Die durch das Gas emittierten C-Emissionen umfassen i. d. R. über 95 % der gesamten C-Emissionen. Der übrige Anteil entfällt auf die gelösten C-haltigen Substanzen im Sickerwasser.

In Abb. 4.35 werden die durch das Sickerwasser ausgetragenen organischen C-Frachten den C-Frachten im Deponiegas gegenübergestellt. Hierbei wurden für 4 Einzeldeponien jeweils Annahmen hinsichtlich ihrer Gaserfassungsrate durchgeführt. Als TS wurde die verstoffwechselbare Abfallmenge angenommen.

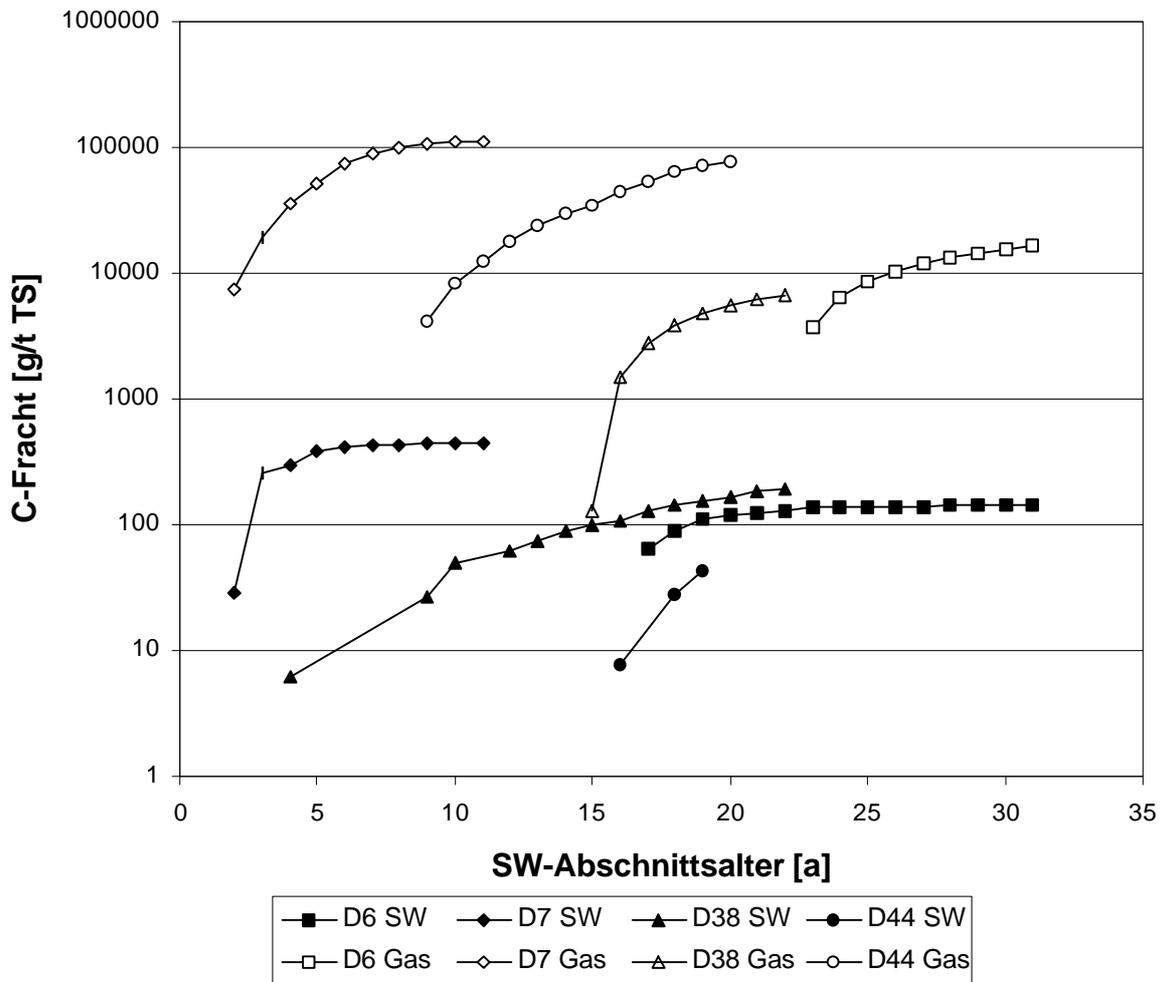


Abb. 4.35: Gegenüberstellung der Kohlenstofffrachten aus Gas und Sickerwasser

Die geschätzten Erfassungsraten bewegen sich zwischen 30 und 80 %, wobei die jeweilige Höhe der Erfassungsrate auf Grund der Änderungen des Deponiebetriebs auch im Rahmen der Datenauswertungen einer Deponie bereits variieren können. Während der Verfüllung liegt die Erfassungsrate niedriger als nach dem Aufbringen einer Oberflächenabdeckung bzw. -dichtung. Eine 80 %-ige Erfassungsrate wurde lediglich für Deponie D44 angenommen, da hier im Gegensatz zu allen anderen Deponien extrem hohe Gasmengen erfaßt wurden. Ein Grund kann hierfür nicht angegeben werden. Die abgeschätzten Erfassungsraten beinhalten in jedem Falle einen gewissen Unsicherheitsfaktor. Nach Abschluß der Deponien und dem Aufbringen einer mineralischen Oberflächenabdeckung oder -dichtung wurden die Erfassungsraten i. d. R. mit 50 - 60 % abgeschätzt.

Anhand der in Abb. 4.35 dargestellten Ergebnisse ist einerseits deutlich zu erkennen, daß die Sickerwasserfracht nur einen Bruchteil der zu erwartenden Gesamtfracht an Kohlenstoff ausmacht. Andererseits ist zu beobachten, daß die Steigungen aller Kurven im Laufe der Zeit immer mehr abflachen, somit die Frachten über die Zeit parallel zu den Sickerwasserkonzentrationen rückläufig sind. Demzufolge werden die höchsten Frachten in den Anfangsjahren auftreten. Ihre umfassende Dokumentation ist nur bei einem frühen Meßbeginn möglich, da ansonsten signifikant geringere C-Potentiale gemessen werden.

Insgesamt ist ein Kohlenstoffaustrag von ungefähr 100 - 150 kg/t TS zu erwarten. Hiervon werden maximal 1 - 3 % über das Sickerwasser ausgetragen, die übrigen Emissionen erfolgen über das Gas. Lediglich bei einer signifikanten Steigerung der Durchsickerungsrate sind höhere Kohlenstoffaustragsraten im Sickerwasser infolge von Auswaschungsprozessen zu erwarten. Bei Untersuchungen von Abfall mit Hilfe von Deponiesimulationsreaktoren an der TU Braunschweig konnte im Mittel eine Kohlenstoffreduktion von 138 kg/t TS erzielt werden. Hiervon wurden 16,7 % im Sickerwasser detektiert und 72,4 % im Gas [persönliche Mitteilung Ehrig]. Die übrigen C-Verluste konnten nicht zugeordnet werden. Anhand dieses Ergebnisses ist ersichtlich, daß eine deutliche Verschiebung von C-Emissionen ins Sickerwasser der DSR erfolgt ist, die auf bestehende Deponieverhältnisse nicht im Maßstab 1:1 übertragbar sind. Dieses Ergebnis würde auch erklären, warum die durch DSR-Versuche ermittelten Gesamtemissionspotentiale für den Emissionspfad Sickerwasser deutlich höher sind als die durch Elution oder anhand von Deponieuntersuchungen ermittelten Potentiale.

4.2.5 Gegenüberstellung von gemessenen Gasmengen an einzelnen Deponien mit Gasprognosen

Die Prognose der Gasmengen stellt sich gegenwärtig als schwierig dar. Dies ist auf folgende Punkte zurückzuführen:

- Erstellte Prognosen stützen sich zumeist auf wenige Daten einer Einzeldeponie
- Erfassungsrate ist im Vorfeld schwierig zu bestimmen
- Eingangsdaten von Deponien erweisen sich häufig als ungenau und müssen durch Erfahrungswerte ersetzt werden.

WEBER stellte 1990 eine Berechnungsvariante vor, bei der er die Unsicherheiten durch Faktoren ausglich, um somit eine Anpassung an die einzelfallspezifischen Gegebenheiten vorzunehmen. Hierdurch wird eine individuelle Vorgehensweise ermöglicht. Diese Methode wird im folgenden nicht weiter verfolgt, sondern es werden Berechnungen mit unterschiedlichen Emissionspotentialen und Halbwertszeiten (HWZ) durchgeführt, die graphisch den erfaßten Gasmengen unter Einbeziehung unterschiedlicher Erfassungsraten gegenübergestellt werden. Durch dieses Vorgehen wird das heutzutage gängige Verfahren zur Gasprognose auf seine Tauglichkeit überprüft. Die hierzu verwendete Gleichung lautet wie folgt:

$$G_t = G_{t_{\max}} * e^{-k*t} \quad (4.1)$$

$$G_{t_{\max}} = \text{maximale Gasproduktionsrate} = G_e * k$$

$$G_e = \text{Gaspotential}$$

$$k = \frac{-\ln(0,5)}{t_{1/2}}$$

t = Zeit seit Ablagerung

$t_{1/2}$: Halbwertszeit

Die angesetzten Gaspotentiale lagen bei 187 m³/t TS und 280 m³/t TS, das entspricht 100 - 150 kg C_{org}/t TS. Die Halbwertszeiten lagen bei 3,5 und 6 und 10 Jahren. Die Erfassungsraten der Gasmengen der Einzeldeponien wurden mit 50 oder 60 % für Deponien mit mineralischer Abdichtung oder stärkerer Bodenabdeckung festgelegt, für geringmächtige Bodenabdeckungen wurden 30 bzw. 40 % als Erfassungsrate angesetzt. Zur Bestimmung von Gasmengenbereichen für die jeweils unterschiedlichen Konstellationen wurden die Grunddaten von 15 Deponien genutzt, deren Dokumentation bereits einen mehrjährigen Zeitraum

nach Deponieabschluß umfaßt. Den hieraus erhaltenen Ergebnissen werden die Ergebnisse eines Multi-Phasen-Modells gegenübergestellt. Hierbei wird die Annahme getroffen, daß sich der Abfall in insgesamt 4 Fraktionen teilen läßt, die jeweils ein unterschiedliches Gaspotential (120, 80, 60 und 40 m³/t TS) und eine eigene HWZ (2, 6, 10 und 20 Jahre) aufweisen. Letzteres bedeutet, daß diese Bereiche einem unterschiedlich schnellen Abbau unterliegen. Die Modellgleichung entspricht Gleichung (4.1). Zur Berechnung der Gasmengenbereiche des Multi-Phasen-Modells wurden ebenfalls die Grunddaten von 15 Deponien genutzt.

Die Abb. 4.36 - 4.41 zeigen die berechneten Gasmengenbereiche mit ihren unterschiedlichen Ausgangsvoraussetzungen (siehe Tab. 4.11). Gemeinsamer Bezugspunkt ist das Jahr der letzten Abfallschüttung, welches mit 0 bezeichnet wird. Zur Verifizierung des prognostizierten Verlaufs werden weitere Gasmengenverläufe der übrigen Deponien mit in die Abbildungen einbezogen. Deponien, die große Unstimmigkeiten aufweisen, werden separat in Abb. 4.43 dargestellt und erörtert.

Tab. 4.11: Daten zur Berechnung der in den Abb. 4.36 - 4.41 dargestellten Gasprognosen

ABBILDUNG	HWZ [a]	GASPOTENTIAL [m³/t TS]	ERFASSUNGSRATE [%]
4.36	3,5 / 6 / 10	187	50 / 30
4.37	3,5 / 6 / 10	280	50 / 30
4.38	2 / 6 / 10 / 20	120 / 80 / 60 / 40	50 / 30
4.39	3,5 / 6 / 10	187	60 / 40
4.40	3,5 / 6 / 10	280	60 / 40
4.41	2 / 6 / 10 / 20	120 / 80 / 60 / 40	60 / 40

Der Vergleich der Abb. 4.36 - 4.41 untereinander zeigt, daß für den überwiegenden Teil der untersuchten Deponien die Gasmengenbereiche mit einem Gaspotential von 280 m³/t TS die auf den Deponien ermittelten Gasmengendaten am besten abbilden. Die Erfassungsrate kann bei Deponien mit mineralischer Abdichtung oder stärkerer Bodenabdeckung mit 60 %, bei Deponien mit geringmächtiger Bodenabdeckung mit 40 % abgeschätzt werden. Die höchsten Übereinstimmungen mit den gemessenen Daten werden bei den Gasmengenbereichen mit einer HWZ von 3,5 und 6 Jahren erzielt. Es wird deutlich, daß eine HWZ von 10 Jahren unter den gegebenen Randbedingungen während der Zeit nach dem Verfüllende als nicht den Verhältnissen in der Realität entsprechend angesehen werden muß.

Insgesamt gibt die Konstellation 280 m³/t TS als Gaspotential mit den HWZ 3,5 und 6 Jahren, einer 60 %-igen bzw. 40 %-igen Erfassungsrate die Mehrzahl der Gasmengenverläufe am besten wieder (Abb. 4.40 und Abb. 4.42). Bei den übrigen Abbildungen mit einem Gaspotential von nur 187 m³/t TS oder 50 %-iger Erfassungsrate sind die Abweichungen der gemessenen Daten der Einzeldeponien deutlich größer. Auf Grund dieser Ergebnisse kann geschlossen werden, daß Deponien mit ähnlichen Grundvoraussetzungen wie die untersuchten Deponien mit hoher Wahrscheinlichkeit ebenfalls eine Gasproduktion mit einer HWZ im Bereich von 3,5 und 6 Jahren (kurz nach Deponieabschluß) aufweisen. Eine HWZ von 10 Jahren kurz nach Verfüllung der Deponie erscheint unrealistisch. Für den weiteren Verlauf der Gasproduktion wird eine langsamer abnehmende Gasmenge mit daraus resultierender längerer HWZ erwartet.

Den Gasmengenverläufen in Abb. 4.36/37 und 4.39/40 wurde das Multiphasenmodell, (Abb. 4.38 und 4.41) gegenübergestellt. Dieses basiert auf derselben Funktion wie die vorherigen Berechnungen, aber der Abfall wurde in 4 unterschiedlich abbaubare Fraktionen unterteilt und diesen wiederum ein unterschiedliches Gaspotential zugeordnet, so daß die Summe dieser 4 Teile die prognostizierte Gasmenge pro Zeit ergibt. Hierdurch wurde versucht den unterschiedlichen Fraktionen des Abfalls gerecht zu werden. Zudem wurden hier analog zum vorherigen Vorgehen zwei unterschiedliche Erfassungsraten angenommen. Im Gegensatz zu den übrigen Darstellungen wurde pro Diagramm nur ein Gasmengenbereich dargestellt. Beim Vergleich der Abb. 4.38 und 4.41 mit den einzelnen Gasmengenbereichen (pro jeweiliger HWZ) der übrigen Abbildungen wird deutlich, daß hierdurch kein wirklichkeitsnäheres Modell für die Prognose der Gasproduktion entstanden ist als beim Modell 1.-ter Ordnung, so daß der damit verbundene erhöhte Aufwand als nicht gerechtfertigt angesehen wird.

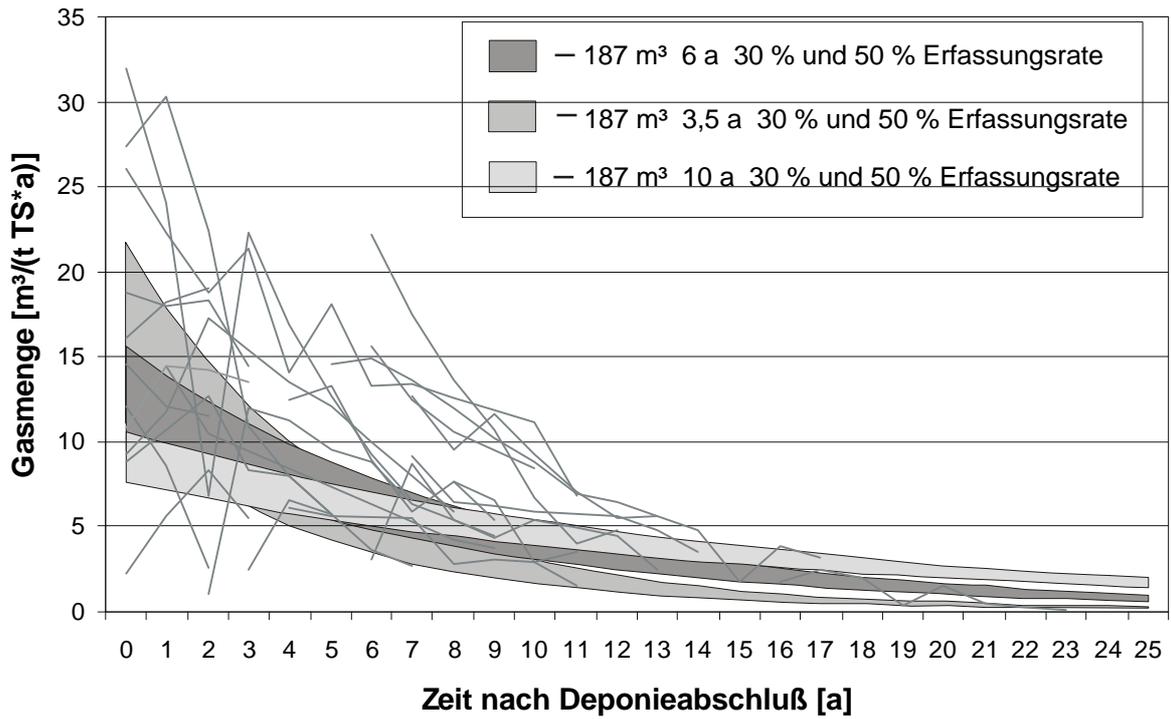


Abb. 4.36: Berechneter Gasmengenverlauf unter der Annahme der Halbwertszeiten 3,5 a, 6 a und 10 a, Gaspotential $187 \text{ m}^3/\text{t TS}$ und einer 30 -50 %-igen Erfassungsrate

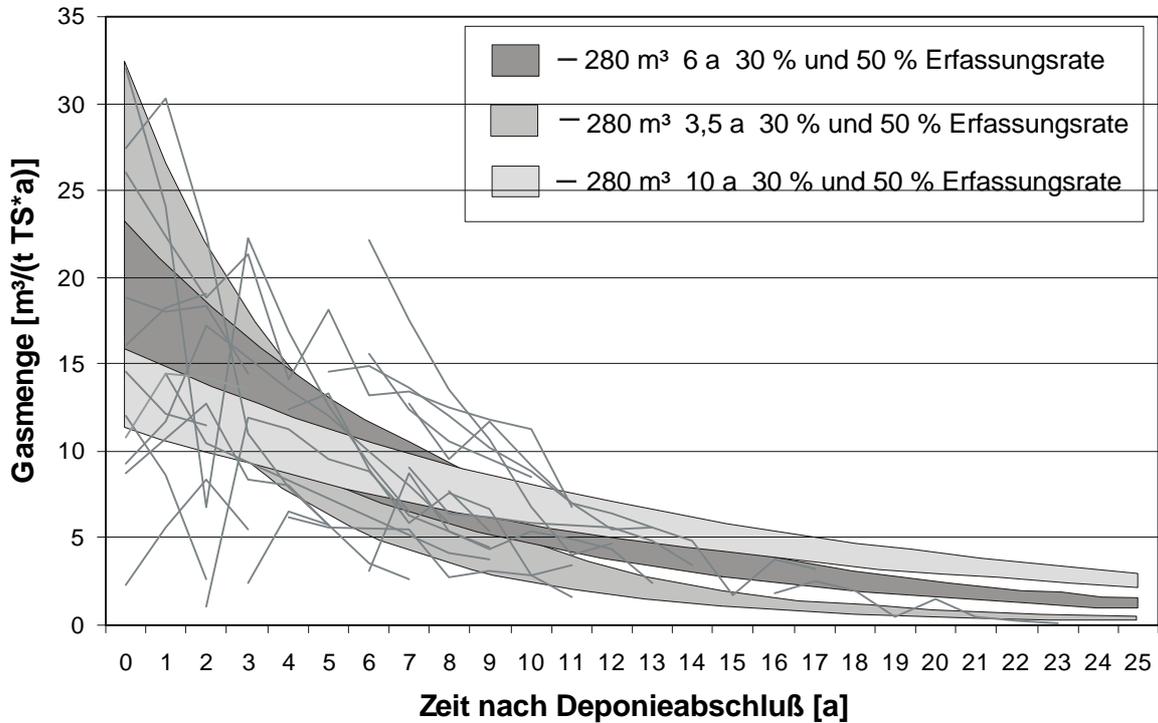


Abb. 4.37: Berechneter Gasmengenverlauf unter der Annahme der Halbwertszeiten 3,5 a, 6 a und 10 a, Gaspotential $280 \text{ m}^3/\text{t TS}$ und einer 30 -50 %-igen Erfassungsrate

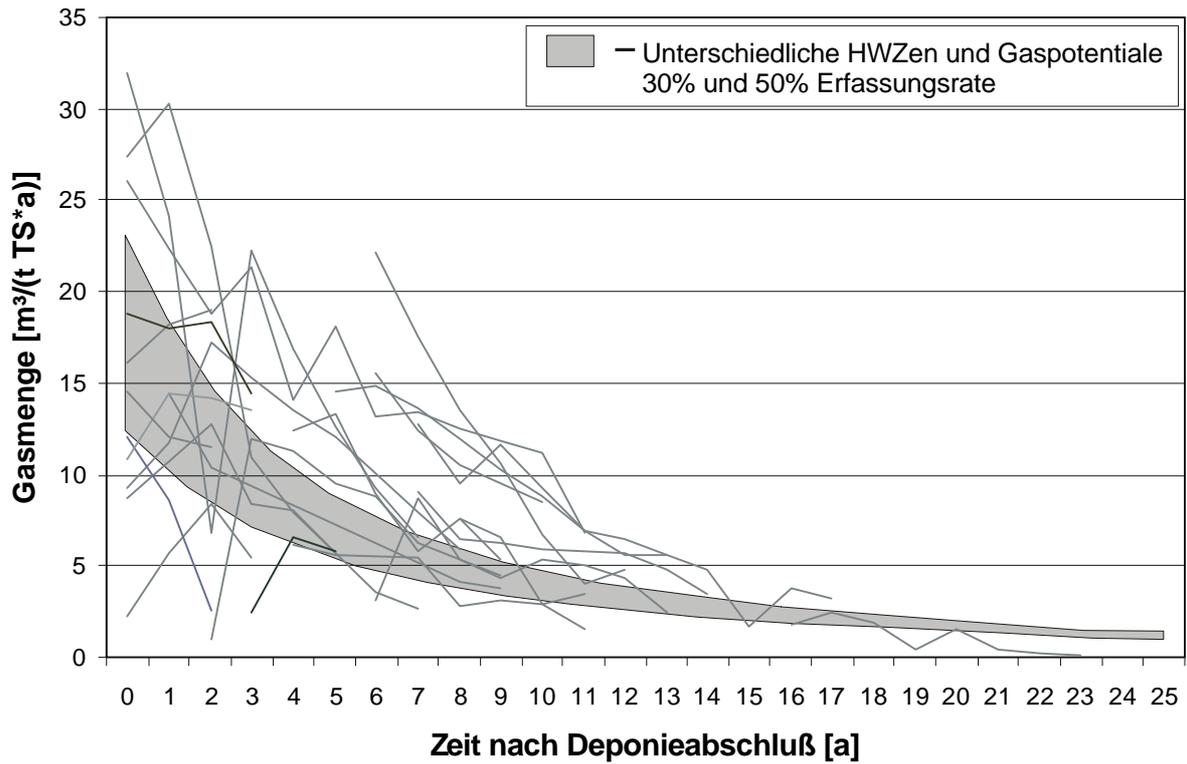


Abb. 4.38: Berechneter Gasmengenverlauf unter der Annahme unterschiedlicher Halbwertszeiten und Gaspotentiale, 30 - 50 %-igen Erfassungsrate

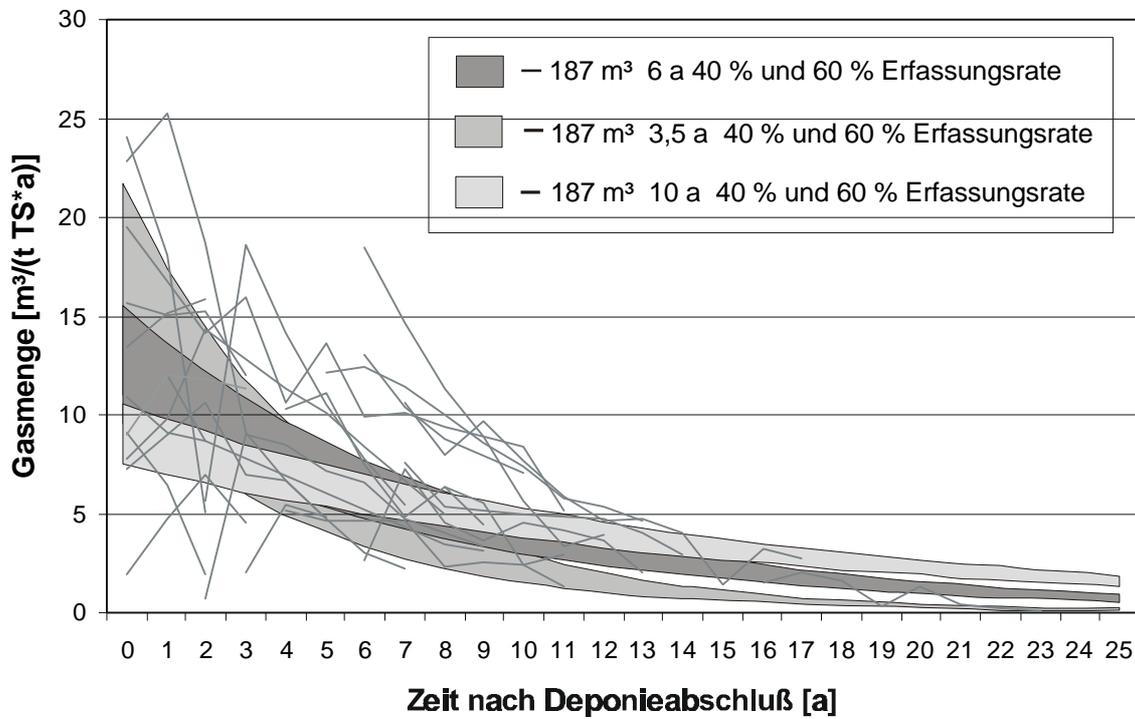


Abb. 4.39: Berechneter Gasmengenverlauf unter der Annahme der Halbwertszeiten 3,5 a, 6 a und 10 a, Gaspotential 187 m³/t TS und einer 40 - 60 %-igen Erfassungsrate

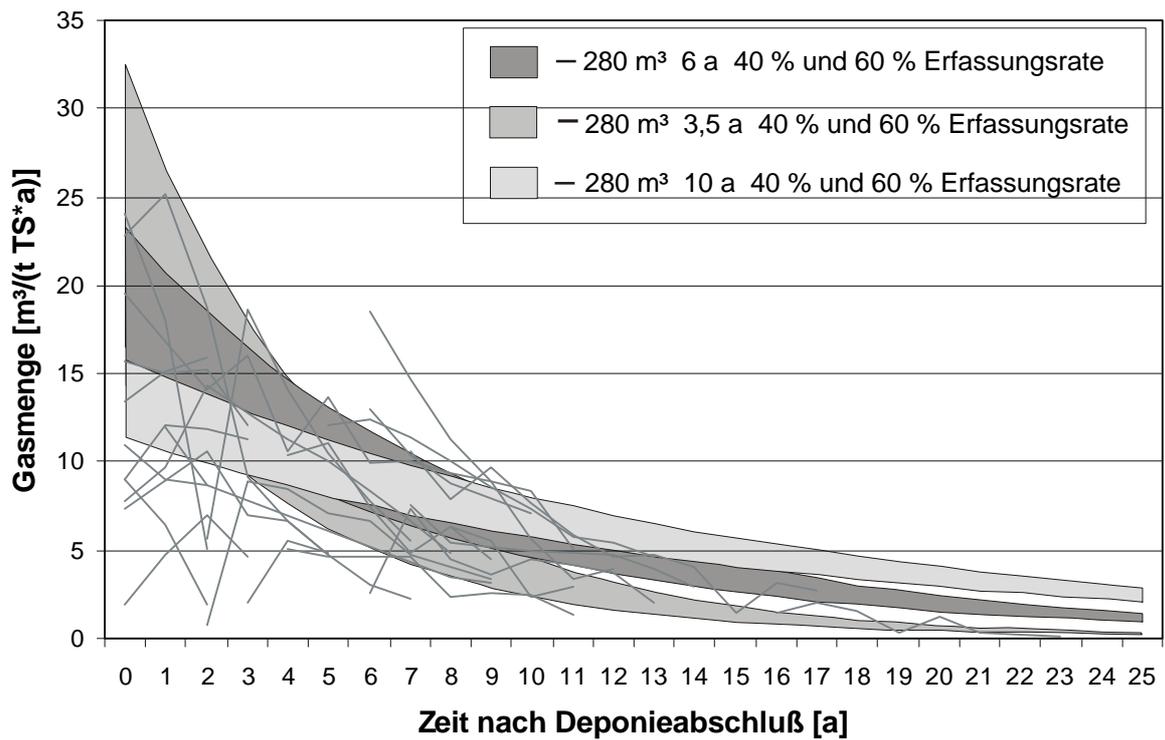


Abb. 4.40: Berechneter Gasmengenverlauf unter der Annahme der Halbwertszeiten 3,5 a, 6 a und 10 a, Gaspotential 280 m³/t TS und einer 40 - 60 %-igen Erfassungsrate

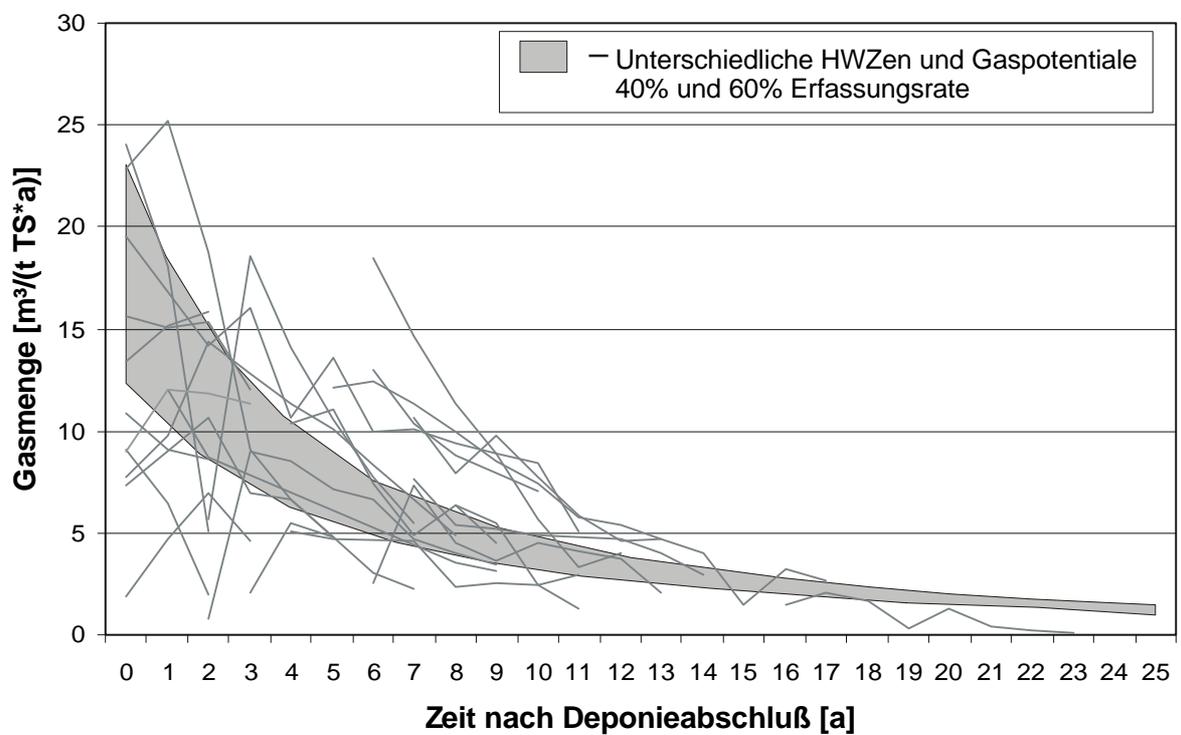


Abb. 4.41: Berechneter Gasmengenverlauf unter der Annahme unterschiedlicher Halbwertszeiten und Gaspotentiale, 40 - 60 %-igen Erfassungsrate

Das Resultat des Modellvergleichs stimmt mit Ergebnissen von OONK ET AL. [1994] überein, die verschiedene Gasmodelle auf deren Verlässlichkeit bzw. deren Übereinstimmung mit gemessenen Daten überprüft haben. Hierbei kamen sie zu dem Schluß, daß außer dem Modell 0.-ter Ordnung die übrigen untersuchten Modelle alle eine ähnlich hohe Übereinstimmung mit den wirklichen Daten besaßen. Der gemessene Fehler in der Übereinstimmung mit realen Daten lag für das Modell 1.-ter Ordnung, das Multiphasenmodell und das Modell 2.-ter Ordnung etwa im selben Bereich, wobei das Multiphasenmodell die in der Realität gemessenen Werte insgesamt etwas besser repräsentierte als die übrigen Modelle.

Zur besseren Visualisierung der oben getroffenen Aussagen wurden in Abb. 4.42 die Gas-mengenbereiche unter der Annahme eines $280 \text{ m}^3/\text{t TS}$ Gaspotentials, 60 %-iger bzw. 40 %-iger Erfassungsrate und 3,5 - 6 Jahren HWZ als eine gemeinsame Fläche dargestellt.

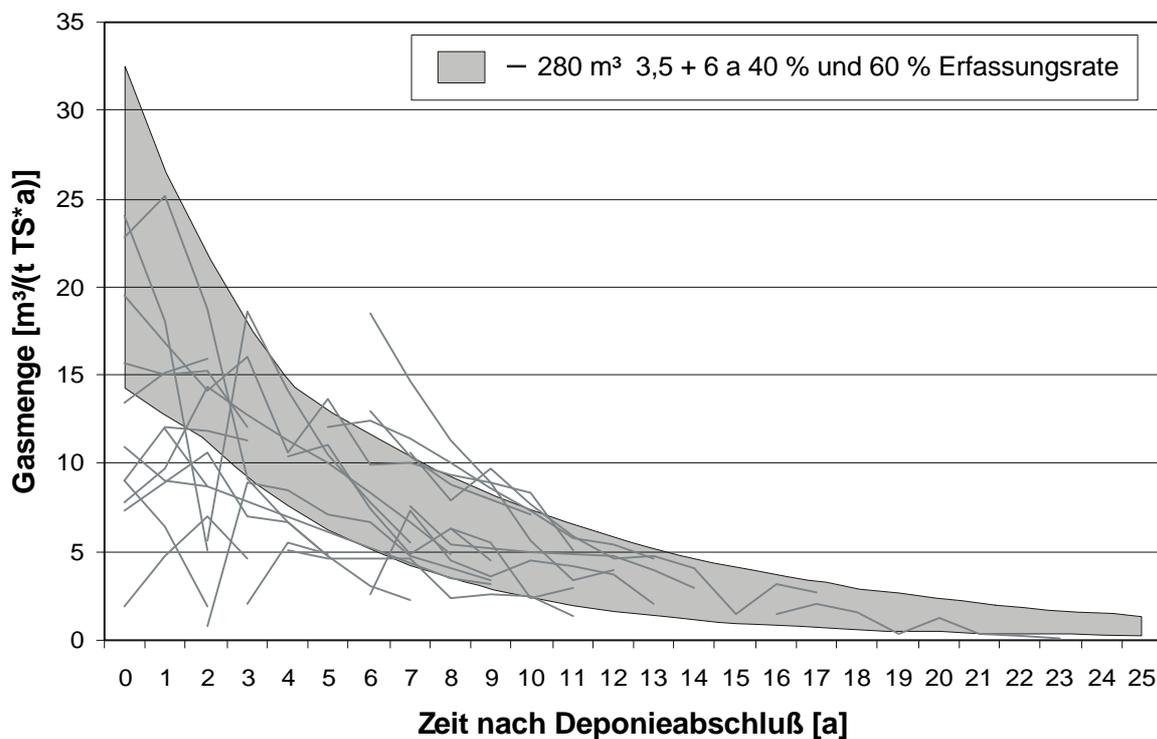


Abb. 4.42: Berechneter Gas-mengenbereich unter Annahme einer 3,5- und 6-jährigen HWZ, 40 - 60 %-iger Erfassungsrate und einem Gaspotential von $280 \text{ m}^3/\text{t TS}$

Anhand dieser Darstellungsweise wird deutlich, daß bei Durchführung einer Gasprognose mit Hilfe dieser Kennwerte eine höchstmögliche Genauigkeit und Übereinstimmung mit dem analytisch bestimmten Mengen erzielt werden kann. Wie die Abb. 4.43 anhand von

Beispielen zeigt, liegen nicht alle Einzelverläufe im Bereich der Prognose. Hierfür werden im folgenden Erklärungsmöglichkeiten aufgezeigt.

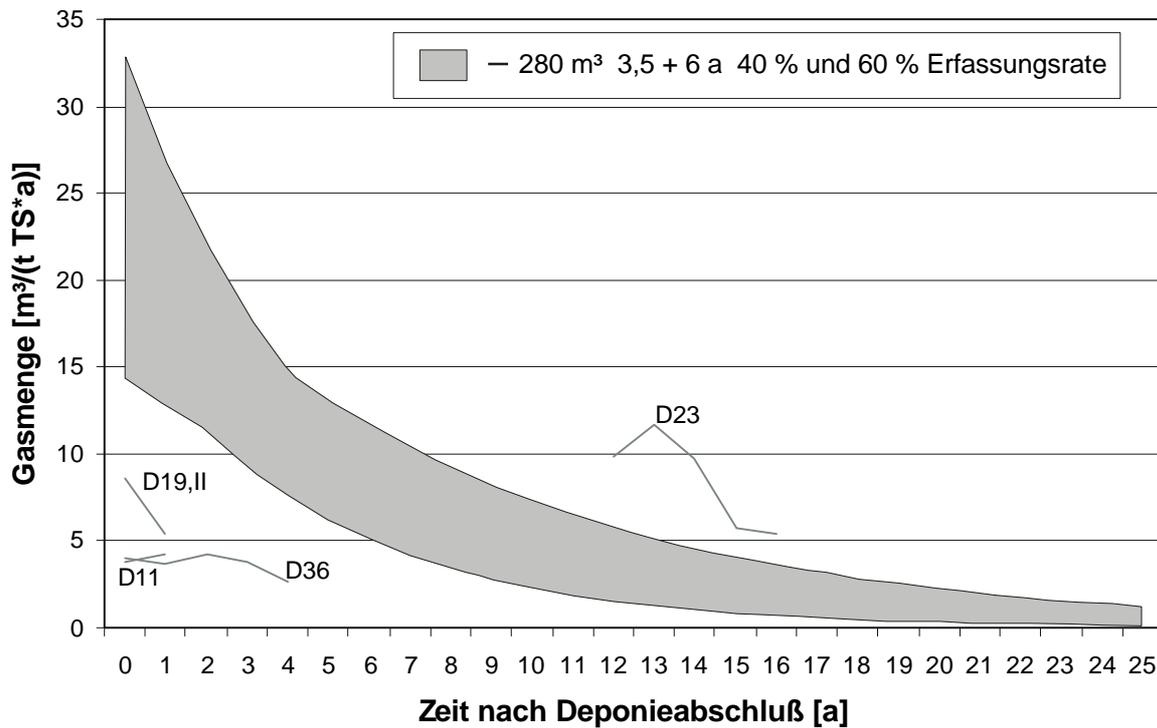


Abb. 4.43: Gasmengenverläufe, die aus dem für optimal erachteten Bereich herausfallen

Bei den nicht oder in großen Teilen nicht der Prognose entsprechenden Gasmengenverläufe der Deponien sind einige, auf denen erst mehrere Jahre nach Endverfüllung mit der Entgasung begonnen wurde. Letztere verfügen häufig zu Beginn der Entgasung noch über Gasmengen, die deutlich über denen der Prognose liegen (u. a. Abb. 4.43 D23). Hierfür könnte es mehrere Gründe geben:

- Endprodukthemmung, d. h. durch einen Anstau von Methangas wird die weitere Produktion gehemmt, so daß ein großes Restpotential verbleibt.
- Vernässung der Oberfläche, da keine qualifizierte Abdeckung oder Abdichtung vorhanden und dadurch Anstau des Deponiegases;
- Veränderte Wasserwegsamkeiten auf Grund der Veränderungen der Oberfläche durch Aufbringen einer Abdeckung oder Abdichtung, dadurch verbesserter oder neu in Gang gekommener Abbau in bisher wenig oder gar nicht am Abbau beteiligten Kompartimenten.

Nach wenigen Jahren liegen die erfaßten Gasmengen in einem ähnlichen Bereich wie die übrigen Deponien. Somit ist für diese Deponien die HWZ zu Beginn der Entgasungszeitraums noch kürzer als 3,5 Jahre.

Eine weitere Gruppe von Deponien, deren Gasmengenverlauf nicht mit dem der Prognose übereinstimmt, sind Deponien, deren Daten nur 1-2 Jahre über das Ende der Deponieverfüllung hinausgehen und/oder die kurz nach Endverfüllung bereits ein sehr niedriges Gasvolumen erzielen (z. B. D11, D19,II, D36). Für dieses Verhalten gibt es ebenfalls mehrere Möglichkeiten:

Deponiespezifische Faktoren:

- keine Endabdeckung oder -dichtung auf der Oberfläche vorhanden, infolge dessen geringere Erfassungsrate als angenommen oder
- auf Grund von Bauarbeiten an der Oberfläche finden sich große, offene Flächen, die möglicherweise zu einer niedrigeren Erfassungsrate führen als prognostiziert
- nur ein Teilbereich wird bisher entgast
- mangelhafte Wartung, z. B. zu lange Wartungsintervalle
- suboptimaler Betrieb der Anlage zu Beginn der Entgasung ("Einfahrphase")

Externe Faktoren:

- Einschätzung der Abfallzusammensetzung ist infolge der lückenhaften Dokumentation nicht wirklichkeitsnah
- Erfassungsrate ist zu hoch eingestuft worden

Die Abbildungen 4.36-4.41 stellen einen Nachweis über die Eignung der bisher durchgeführten Gasprognosen dar. Unter den erläuterten Voraussetzungen kann eine Gasprognose demnach ein sinnvolles Instrument zur Abschätzung der in der näheren Zukunft zu erwartenden Gasmengen darstellen. Die Grenzen dieses Systems wurden ebenfalls aufgezeigt, da nicht alle Deponien sich innerhalb der prognostizierten Grenzen abbilden ließen. Gründe für eine mögliche Abweichung konnten ebenfalls angeführt werden.

4.3 Abschätzung der Nachsorge

Zur Abschätzung der Nachsorgedauer von Deponien sind Extrapolationen verschiedener Sickerwasserparameter- und Gasmengenverläufe durchgeführt worden. Bei der Prognose

eines Nachsorgezeitraums geht es nicht um die Festlegung enger Grenzen, sondern um die Darstellung von Zeitintervallen, in denen ein Erzielen der Grenzwerte für realistisch erachtet wird. Als Grenzwerte für die Sickerwasserparameter werden die Direkteinleiterwerte des Anhangs 51 der Rahmen-AbwasserVwV zugrunde gelegt.

4.3.1 Sickerwasserparameter und Grenzwerte

Die ausschlaggebenden Parameter zur Bestimmung der Sickerwasserqualität sind die Summenparameter CSB, AOX, Stickstoff gesamt bzw. NH₄-N und die Schwermetalle. In der Tab. 4.12 sind die Grenzwerte des Anhangs 51 der Rahmen-AbwasserVwV für die betreffenden Parameter aufgelistet.

Tab. 4.12: Grenzwerte des Anhang 51 der Rahmen-AbwasserVwV [N. N., 1996]

PARAMETER	GRENZWERT	EINHEIT
CSB	200	mg/l
AOX	0,5	mg/l
Stickstoff gesamt	70	mg/l
Cadmium	100	µg/l
Chrom	500	µg/l
Nickel	1000	µg/l
Blei	500	µg/l
Kupfer	500	µg/l
Zink	2000	µg/l

In der TASI werden keine Qualitätskriterien für das Ende der Nachsorge bzw. für das Entlassen des Betreibers aus der Nachsorge genannt. Im Rahmen der hier vorgenommenen Auswertungen werden im folgenden Qualitätskriterien für das Ende der Nachsorge definiert. Grundvoraussetzung für die Entlassung aus der Nachsorge ist, daß kein umweltgefährdendes Deponiegas mehr aus dem Deponiekörper entweicht. Für den Emissionspfad Sickerwasser gilt das Ende der Nachsorgephase als erreicht, wenn die Sickerwasserkonzentrationen (ohne Verdünnung!) die Grenzwerte des Anhangs 51 einhalten und anhand der langjährigen Überwachungsdaten keine erneuten Erhöhungen über den Grenzwert erwartet werden können. Wenn dieses Ziel erreicht wird, ist eine Behandlung des Sickerwassers nicht mehr erforderlich. Allerdings wird eine Hebung des Sickerwassers nach wie vor notwendig sein, da nach

§34 (2) des Wasserhaushaltsgesetzes Stoffe nur so gelagert oder abgelagert werden dürfen, daß eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen ist. Auf den Aspekt der langfristigen Hebung des Sickerwassers wird in der TASI nicht eingegangen bzw. werden für diesen Fall keine Verhaltensregeln aufgestellt. Auf diese Frage wird im Kapitel 5.5 noch näher eingegangen.

Der jeweilige Zeitpunkt des Beginns der Direkteinleitung in ein Oberflächengewässer hängt zusätzlich von den einzelfallspezifischen Rahmenbedingungen ab, so muß z. B. der jeweilige Vorfluter, in den das immer noch leicht belastete Sickerwasser eingeleitet werden soll, über eine bestimmte Größe verfügen. Für eine eindeutige Definition des Endes der Nachsorge wäre es sinnvoll, daß der Gesetzgeber neben Grenzwerten für die Konzentrationen, Grenzwerte für die Frachten erarbeiten würde. Die Grenzwerte der Frachten müßten auf die jeweilige Deponiegröße und deponiespezifischen Gegebenheiten, wie z. B. die wasserrechtlichen Rahmenbedingungen Bezug nehmen bzw. auf unterschiedliche Standorte übertragbar und anpassungsfähig sein. Falls dies nicht durchführbar ist, sind hier die Überwachungsbehörden im Einzelfall gefordert. Durch dieses Verfahren würde es den Deponiebetreibern erleichtert werden, sich auf die bisher ungewisse Dauer der Nachsorge betriebswirtschaftlich besser einzustellen.

4.3.2 Extrapolation des Parameters CSB

Die Abb. 4.44 zeigt den prognostizierten CSB-Konzentrationsverlauf der Deponien D1, D5,II und D9. Für den Parameter CSB wurde jeweils ein potentieller Verlauf angenommen, da dieses Vorgehen sich in deponieübergreifenden Extrapolationen (siehe Abb. 4.45 und 4.46) als am realistischsten herausgestellt hat. Anhand der Abbildung wird die Bandbreite der CSB-Konzentrationen einzelner Deponien dargestellt. Das Sickerwasser der Deponie D5,II wird den Grenzwert für den CSB des Anhangs 51 der Allgemeinen-Rahmen-AbwasserVwV voraussichtlich bereits bis zum Jahre 55 nach dem Ablagerungsende erreichen. Das Sickerwasser des Deponieabschnitts D9 erfüllt den Grenzwert für den Parameter CSB nach ca. 120 Jahren und die Deponie D1 nach ca. 200 Jahren. Die unterschiedlichen Zeiträume sind auf die eingebrachten Abfälle, den Deponieaufbau, die infiltrierende Wassermenge und die damit in Zusammenhang stehende mikrobiologische Aktivität im Abfallkörper zurückzuführen. Die langfristigen Auswirkungen einer den Niederschlag stark reduzierenden Oberflächenabdichtung bleiben hierbei noch unberücksichtigt.

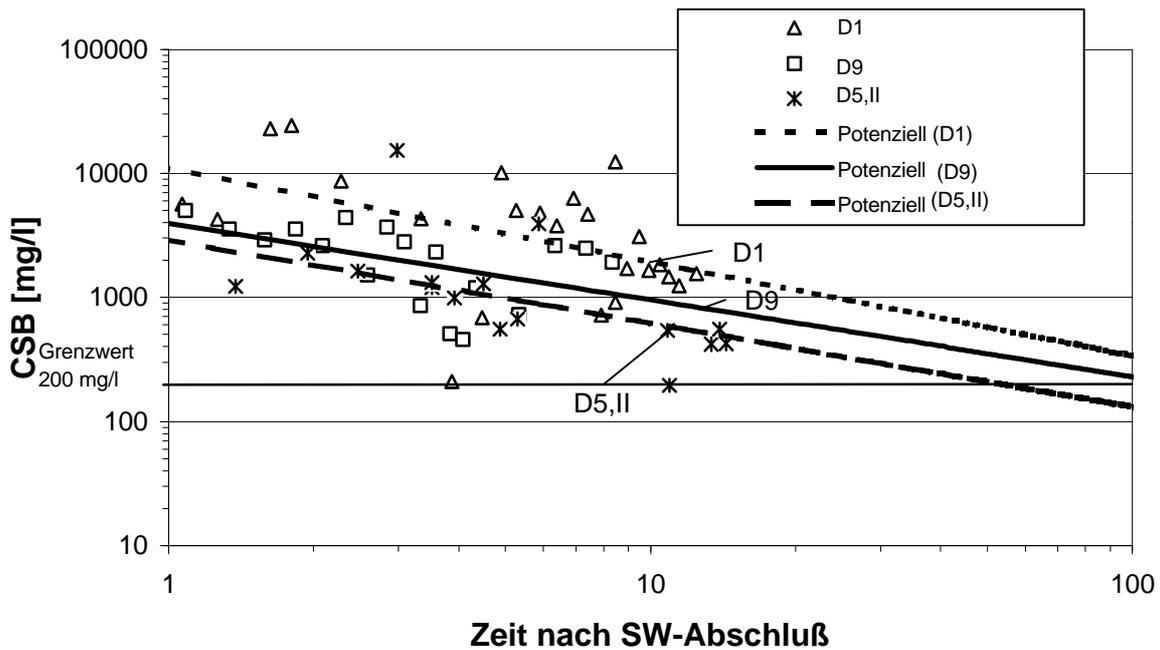


Abb. 4.44: Prognose der CSB-Konzentrationsverläufe der Deponien D1, D5,II und D9

In Abb. 4.45 sind weitere Extrapolationen für den Parameter CSB dargestellt. Die mittleren CSB-Konzentrationen wurden auf der Grundlage der Jahresmittelwerte der Einzeldeponien bestimmt. Deponien, die eine Sickerwasserbeeinflussung aufweisen, fanden bei der Berechnung der Extrapolationen keine Berücksichtigung.

Insgesamt wurden für die Abb. 4.45 und 4.46 verschiedene Extrapolationsansätze gewählt:

- Maximaler potentieller Kurvenverlauf
- Mittlerer potentieller Kurvenverlauf
- Minimaler potentieller Kurvenverlauf
- Exponentieller Kurvenverlauf

Die einzelnen Ansätze gehen auf sich in wenigen Teilen unterscheidende Datensätze zurück. 8 bis 10 Jahre nach Deponieabschluß verringert sich die Anzahl der Deponien mit auswertbarem Datenmaterial von Jahr zu Jahr so stark, daß die Extrapolation mehrerer Ansätze als notwendig erachtet wurde, um eine exaktere Beschreibung der realen Situation zu erhalten.

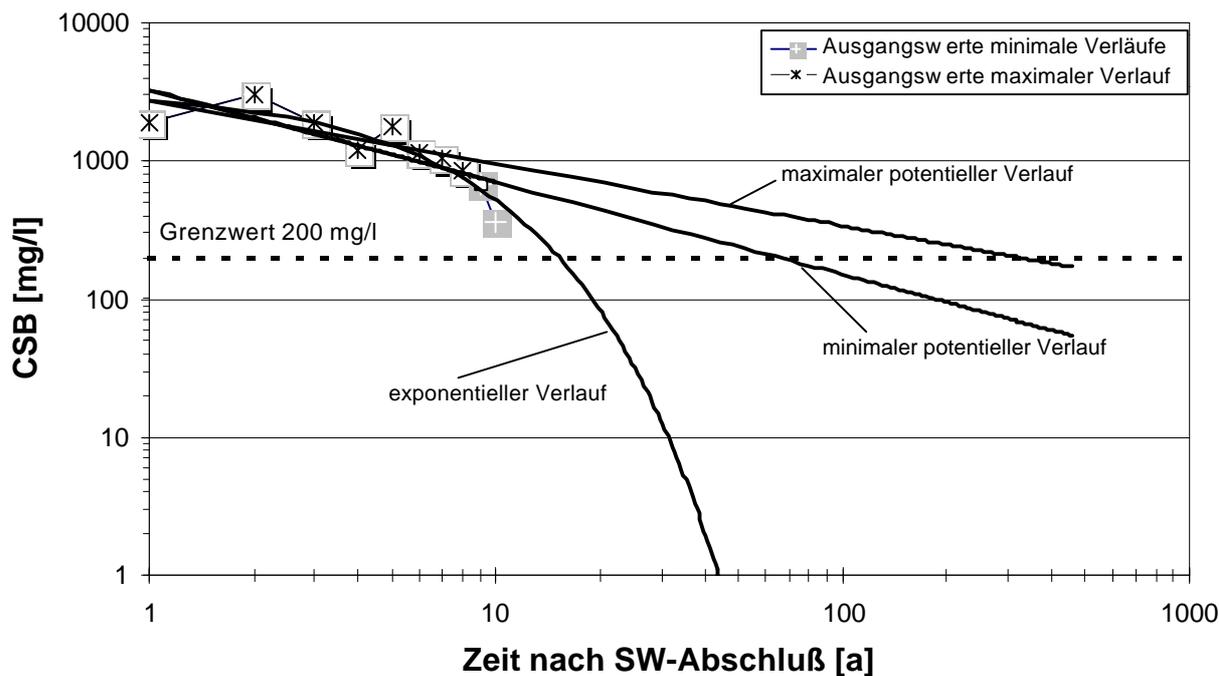


Abb. 4.45: Darstellung der Extrapolationen für den Parameter CSB

Anhand der Abb. 4.45 können unterschiedliche Aspekte eines typischen Sickerwasserkonzentrationsverlaufs des Parameters CSB veranschaulicht werden. Während der Verfüllphase einer Deponie und einer kurzen Zeitspanne nach dem Verfüllende verhält sich die CSB-Konzentrationskurve wie eine abfallende Exponentialfunktion. Nach dieser Phase findet eine nur noch geringe Konzentrationsabnahme pro Zeiteinheit statt. Dieser Rückgang verläuft immer langsamer, d. h. die Halbwertszeit nimmt zu. Die in Abb. 4.45 zwischen der minimalen und maximalen potentiellen Kurve liegende Fläche stellt das Konzentrationsintervall dar, in dem sich aller Voraussicht nach ein Großteil der CSB-Konzentrationen der Deponien in der Zeit nach dem Ablagerungsende befinden werden. Es zeigt sich, daß eine Konzentration von 800 bis 1000 mg/l CSB in kürzester Zeit erzielt wird (Verlauf wird durch exponentielle Funktion hinreichend beschrieben). Eine darüber hinaus gehende Abnahme bis unterhalb des Grenzwertes 200 mg/l CSB erfordert hingegen, in Abhängigkeit von der jeweiligen Deponie, eine Zeitspanne von 65 bis 320 Jahren (Verlauf folgt eher einer potentiellen Funktion). Langfristig wird eine weitere, sehr langsame Abnahme erwartet (Abb. 4.46).

Insgesamt basieren die rückläufigen CSB-Konzentrationen auf den Änderungen und der Art der im Abfallkörper stattfindenden Umsetzungsprozesse. Zu Beginn der Ablagerung kommt es auf Grund von aeroben Prozessen und der sich anschließenden sauren Phase zu einer hohen

Konzentration an organischen Stoffen im Sickerwasser (hoher CSB). Hierbei handelt es sich um nahezu ausschließlich leicht abbaubare Substanzen. Im Zuge der fortschreitenden Verfüllung und der damit verbundenen Etablierung eines anaeroben Milieus verlagern sich die Emissionen ins Deponiegas. Der CSB nimmt insgesamt ab. Der Anteil der schwer abbaubaren organischen Stoffe nimmt parallel im Sickerwasser prozentual zu. Dies ist auf die fortschreitenden Reaktionen im Abfallkörper (Bildung von Huminstoffen) und auf das Ausschwemmen von biologisch nicht bzw. nur schwer abbaubarer Substanz zurückzuführen. Das bedeutet für die CSB-Konzentrationen insgesamt einen stetigen Rückgang, wobei der schwer abbaubare CSB-Anteil im Sickerwasser immer größer wird. Für die langfristige Entsorgung des Sickerwassers innerhalb der Nachsorgephase muß mit einem gering belasteten Wasser gerechnet werden, dessen Inhaltsstoffe biologisch kaum noch abbaubar sind.

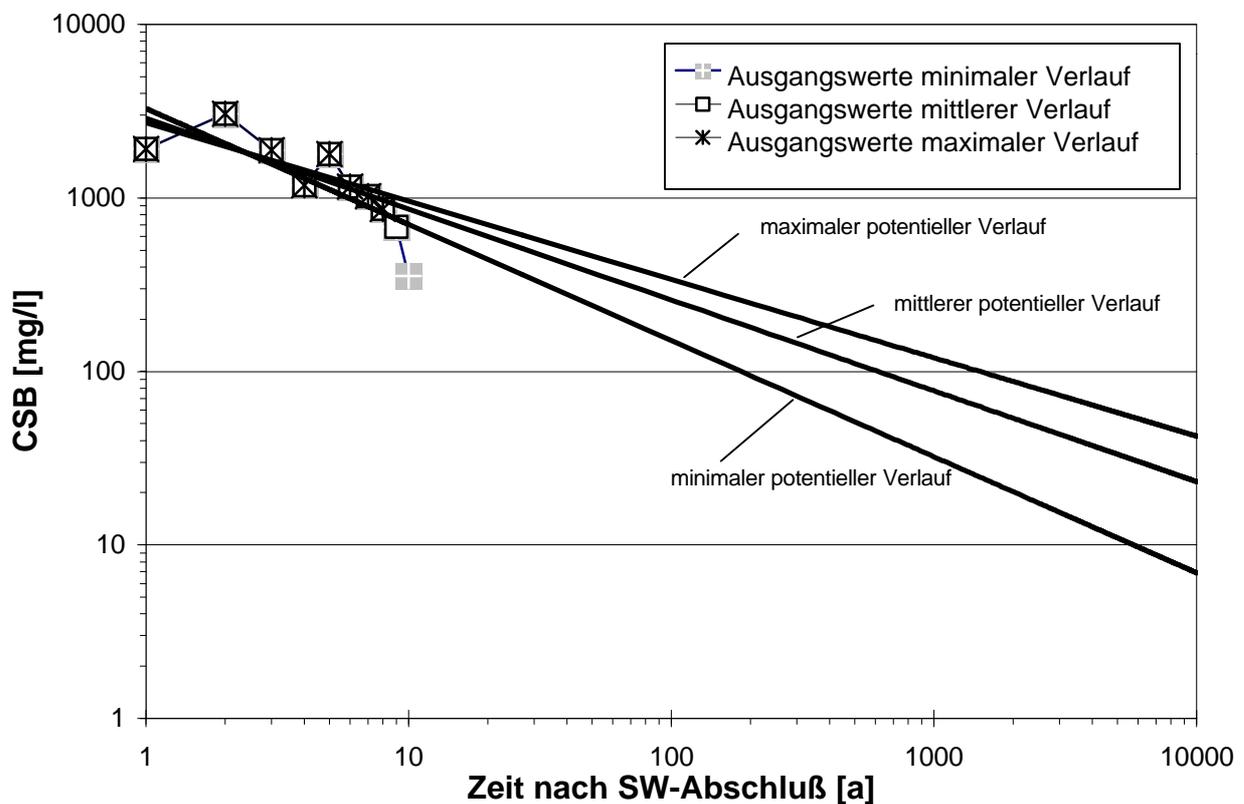


Abb. 4.46: Mögliche CSB-Konzentrationsverläufe über geologische Zeiträume anhand der Extrapolation der mittleren CSB-Konzentrationen nahezu aller Deponien

In der Abb. 4.46 wurden beispielhaft die minimale, maximale und mittlere potentielle Kurve des CSB-Konzentrationsverlaufs bis ins Jahr 10.000 nach Abschluß der Deponie weitergeführt. Dieser Zeitraum erscheint als Näherung an einen endlich langen, geologischen

Emissionszeitraum bis zum Erzielen eines Gleichgewichtes zwischen Deponiekörper und umgebendem Erdreich als ausreichend. Die dargestellten Kurven zeigen insgesamt nur noch eine sehr geringe Konzentrationsabnahme über die Zeit. Die Kurve 'minimaler potentieller Verlauf' stellt die langfristig zu erwartenden CSB-Konzentrationen nach Ansicht der Autorin am realistischsten dar, da hier deutlich geringere Konzentrationen für den Zeitraum > 1.000 Jahre nach Deponieabschluß erwartet werden als bei den übrigen Verläufen. Für die Zeiträume zu Beginn der Verfüllung und Jahrzehnte nach Deponieabschluß trifft dieser Verlauf jedoch nicht den zu erwartenden Konzentrationsverlauf der meisten Deponien. Hier muß wie bereits ausgeführt (siehe Abb. 4.45) zuerst mit einem exponentiellen, dann maximalem potentiellen Verlauf gerechnet werden. Sehr hohe CSB-Konzentrationen wie sie die Kurve 'maximaler potentieller Verlauf' aufweist, werden nach Ansicht der Autorin langfristig nur in Einzelfällen auftreten und stellen somit die Ausnahme von der Regel dar. Anhand der Abb. 4.46 wird allerdings auch deutlich dokumentiert, daß eine minimale Sickerwasserbelastung noch über geologische Zeiträume auf dem Sickerwasserpfad aus der Deponie emittieren wird. Hierbei muß allerdings davon ausgegangen werden, daß auf Grund des zunehmenden Bewuchses der Oberfläche die Sickerwassermenge langfristig abnimmt, was sich wiederum senkend auf die Jahresfracht auswirkt. Dieser Effekt wurde im Rahmen der Abb. 4.46 nicht berücksichtigt.

4.3.3 AOX-Extrapolationen

Die Extrapolation der AOX-Konzentrationen ist nur in einem bedingten Umfang möglich. Dies ist hauptsächlich auf die relativ geringe Datenanzahl zurückzuführen. Besonders aus den siebziger und achtziger Jahren gibt es nur sehr wenige Analysen. Häufig verlaufen die Konzentrationskurven des AOX sehr unstet, ohne das hierfür eine plausible Erklärung gefunden werden könnte. Wahrscheinlich sind die dokumentierten Schwankungen auf Schwierigkeiten bei der Analyse des Parameters AOX zurückzuführen. Eine langfristige Extrapolation der Konzentrationen einzelner Deponien wird als nicht zielführend erachtet.

In Abb. 4.47 ist auf der Grundlage der mittleren AOX-Jahreskonzentration fast aller Deponien jeweils eine Prognose für einen exponentiellen und potentiellen Verlauf erstellt worden, um einen Anhaltspunkt über das mögliche Verhalten dieses Parameters zu erhalten. Der potentielle Verlauf der Kurve wird hierbei als der am wahrscheinlichste für den Parameter AOX angesehen. Demnach würde dieser Sickerwasserparameter bis zum Erreichen des im Anhang 51 vorgegebenen AOX-Grenzwertes von 500 µg/l im Mittel ca. 90 Jahre benötigen.

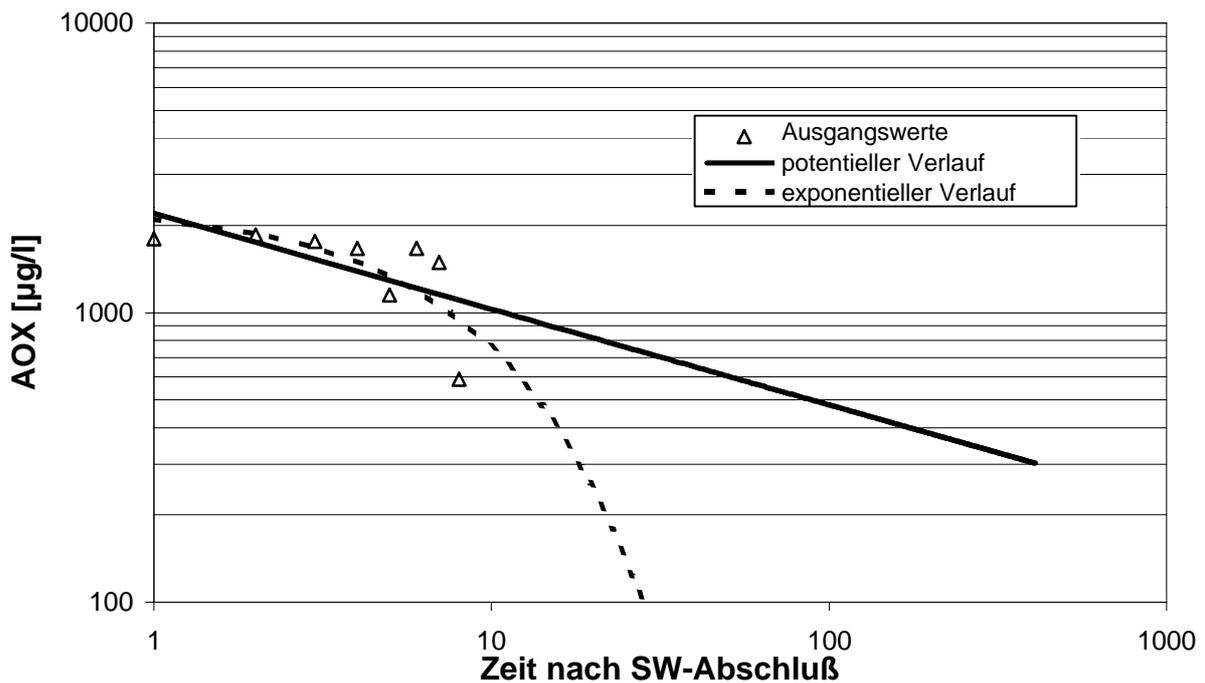


Abb. 4.47: Darstellung der Extrapolationen für den Parameter AOX

4.3.4 Extrapolation des Parameters Gesamtstickstoff

Die Extrapolation des Parameters Gesamtstickstoff (N_{ges}) bzw. des $\text{NH}_4\text{-N}$ ist nicht möglich. Die resultierenden Konzentrationskurven verlaufen zu unstet. Auf der Grundlage der vorliegenden Daten läßt sich nur eine qualitative Aussage treffen. Zu Beginn der Deponierung liegen die Konzentrationen in einem geringen Konzentrationsbereich. Mit zunehmendem Alter der Deponie (siehe Tab. 4.1 - 4.4) steigen die Konzentrationen im Sickerwasser deutlich an, um im zuletzt beobachteten Zeitraum wieder leicht abzufallen. Hierbei handelt es sich in den seltensten Fällen um eine kontinuierliche Abnahme. Zumeist weisen die Konzentrationskurven starke Schwankungen auf. Langfristig wird mit einem Rückgang gerechnet, wobei die Einhaltung des im Anhang 51 der Rahmen-AbwasserVwV aufgestellten Grenzwertes für den Parameter Gesamtstickstoff von 70 mg/l mittelfristig beim überwiegenden Teil der Deponien als nicht realistisch angesehen wird. Gesamtstickstoff wird der ausschlaggebende Parameter sein, der die Dauer der Nachsorge bestimmt. Bei der Prognose des Konzentrationsverlaufs dieses Summenparameters stellt sich die Frage nach der langfristigen stofflichen Zusammensetzung des Gesamtstickstoffs. Im bisher beobachteten Zeitraum setzt sich der gemessene Stickstoff in den meisten Fällen zu nahezu 90 % aus $\text{NH}_4\text{-N}$ zusammen. Bei geringeren

Konzentrationen des Parameters Gesamtstickstoff (≤ 100 mg/l) geht der Anteil des $\text{NH}_4\text{-N}$ auf ca. 80 % zurück. Der übrige Stickstoff entfällt zum Großteil auf $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ sowie organische Stickstoffverbindungen. In welcher Weise sich diese Zusammensetzung über die Zeit noch verändert, ist gegenwärtig nicht eindeutig absehbar. Zudem bleibt unklar, inwieweit die Bedingungen bei der Probenahme einen Einfluß auf die Einzelergebnisse ausgeübt haben.

Vom gegenwärtigen Standpunkt aus muß unter Berücksichtigung der Vorgaben des Anhangs 51 der Rahmen-AbwasserVwV mit Nachsorgezeiträumen für den Parameter Stickstoff gesamt von mindestens einigen Jahrzehnten bis Jahrhunderten gerechnet werden. Hierbei ist zu beachten, daß dieser Parameter in den allermeisten Fällen die individuelle Dauer der Nachsorge einer Deponie bestimmen wird. Die Summenparameter CSB und AOX werden im Regelfall bei der einzelnen Deponie bereits früher die Grenzwerte für die Direkteinleitung einhalten. Möglicherweise muß in Zukunft über Einzellösungen (z. B. belüftete Schönungsteiche) zur Beseitigung des Gesamtstickstoff im Sickerwasser nachgedacht werden.

4.3.5 Extrapolationen des Parameters Chlorid

Der Parameter Chlorid verhält sich aller Voraussicht nach nicht wie die bisher vorgestellten Parameter, da angenommen wird, daß er im Abfallkörper an keinerlei Abbaureaktionen beteiligt ist und auch keine Möglichkeiten zur Adsorption bestehen. Dieser Parameter unterliegt nahezu vollständig der Elution durch das eindringende Niederschlagswasser. Demzufolge sind exponentielle Extrapolationen für diesen Parameter potentiellen Berechnungen vorzuziehen. In Abb. 4.48 sind unterschiedliche Varianten für den Konzentrationsverlauf dargestellt. Hierbei wurde in Analogie zum Parameter CSB von einer jeweils unterschiedlichen Datengrundlage ausgegangen. Nach 8 bis 10 Jahren nimmt die Anzahl der Deponien mit verwertbaren Daten sehr schnell ab. Die jeweils zugrundegelegten Datenreihen unterscheiden sich somit in wenigen Punkten, je nach Zeitdauer.

Aus Abb. 4.48 geht hervor, daß die Chloridkonzentrationen mit großer Wahrscheinlichkeit innerhalb von 25-60 Jahren (siehe exponentielle Verläufe) einen Wert von 100 mg/l (Grenzwert der Schweizer Verordnung für oberirdische Gewässer) erreichen werden. Die Deponien mit extrem hohen Chloridkonzentrationen oder geogenen Vorbelastungen wurden bei diesen Prognosen nicht mit einbezogen, da ihr Sickerwasserprofil nicht den durchschnittlichen Verlauf der Chloridkonzentrationen von Deponien widerspiegeln.

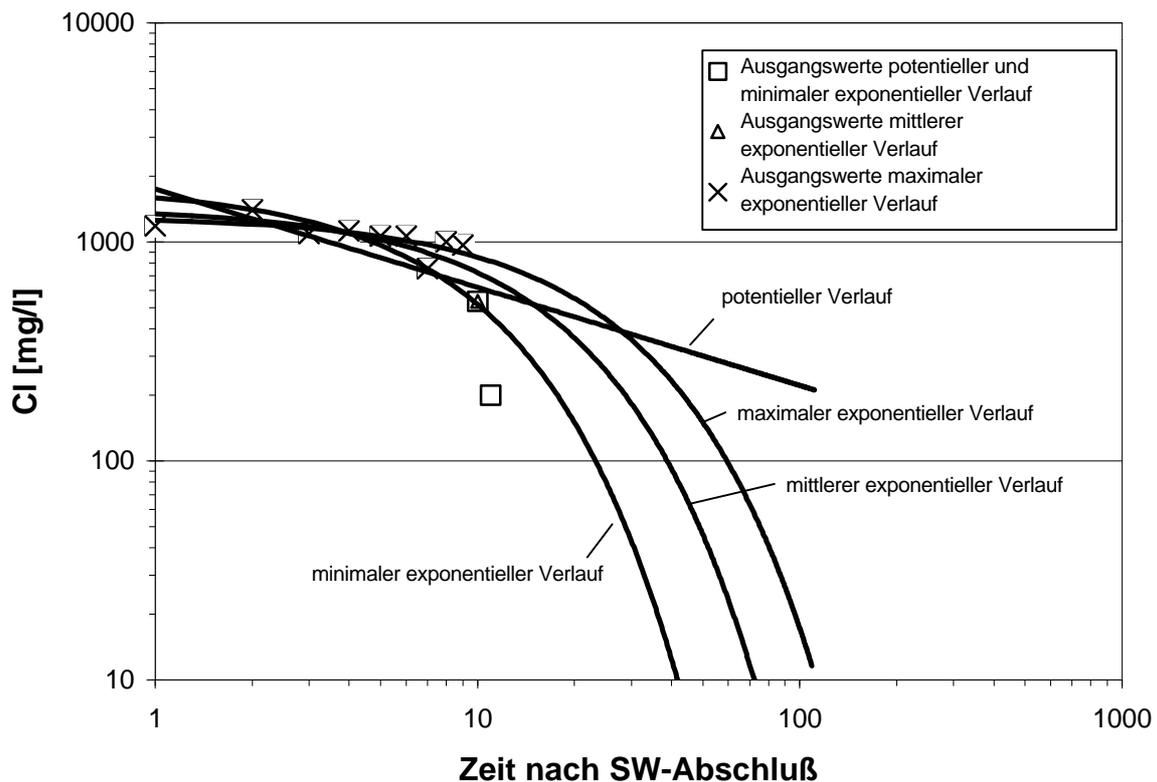


Abb. 4.48: Extrapolationen des Parameters Chlorid

4.3.6 Extrapolationen der Schwermetalle im Sickerwasser

Das bisher dokumentierte Verhalten der Schwermetalle im Sickerwasser ist im Gegensatz zu den Erwartungen als sehr positiv zu bewerten. Die Schwermetalle werden, soweit dies für die nächsten Jahrzehnte oder Jahrhunderte absehbar ist und das Milieu im Abfallkörper keine grundlegenden Veränderungen erfährt, kein Hemmnis für die Direkteinleitung darstellen. Auf Grund ihres vom pH-Wert abhängigen Löslichkeits- und Komplexbildungsverhaltens mit Huminstoffen befinden sich die Konzentrationen der Schwermetalle in der überwiegenden Anzahl der Deponien bereits nach wenigen Betriebsjahren in einem Konzentrationsbereich der unterhalb der im Anhang 51 der Rahmen-AbwasserVwV festgelegten Grenzwerte liegt.

4.3.7 Emissionszeiträume im Überblick

In Tab. 4.13 sind die Ergebnisse zur Dauer der Nachsorgephase zusammengestellt worden. Bei der Gegenüberstellung der erhaltenen Ergebnisse mit Literaturwerten [BELEVI UND BACCINI, 1989b; KRUSE, 1994; HEYER ET AL., 1997 (siehe Tab.2.9)] zeigt sich, daß die

ermittelten Zeiträume bis zum Erreichen der Grenzkonzentration des Anhangs 51 der Rahmen-AbwasserVwV beim Parameter CSB mit den von Kruse (280 a) und Heyer et al.(80-360 a) prognostizierten Zeiträumen weitgehend übereinstimmen, hingegen deutlich vom - durch Belevi und Baccini (500-1700 a) prognostizierten - Zeitraum abweichen.

Tab. 4.13: Tabellarische Auflistung der Ergebnisse zum Problem Nachsorgedauer

	GRENZWERTE	KRÜMPELBECK
CSB	200 mg/l*	65-320 Jahre
N_{ges} NH₄-N	70 mg/l* -	- Jahrzehnte bis Jahrhunderte
Chlorid	100 mg/l°	25-60 Jahre (bis 130 Jahre bei über- durchschnittlichen Belastungen)
AOX	0,5 mg/l*	40-100 Jahre
Schwermetalle	0,1-2 mg/l*	< 10 Jahre

*Anhang 51 der Rahmen-AbwasserVwV; °Schweizer Verordnung

Beim Parameter NH₄-N bzw. TKN oder N_{ges} wird ebenfalls eine höhere Übereinstimmung mit den Ergebnissen von KRUSE [1994] und HEYER ET AL. [1997] erzielt als mit BELEVI UND BACCINI [1989b]. Für den Parameter Chlorid liegen die von der Autorin für den Großteil der Deponien ermittelten Zeiträume etwas unter denen der übrigen Autoren. Für den Parameter AOX liegen lediglich Prognosen von HEYER ET AL. [1997] und KRÜMPELBECK vor, die weitestgehend übereinstimmen, obwohl auf unterschiedlichen Untersuchungen basierend. Für die Schwermetalle gibt es keine übergreifenden Abschätzungen für die Dauer der Nachsorgephase.

4.4 Prognose der Emissionspotentiale verschiedener Sickerwasserparameter

Um darzustellen, in welchen Bereichen die zu erwartenden Emissionspotentiale in etwa liegen, wurde bereits eine Abschätzung der Gesamtpotentiale für verschiedene Parameter unter der Annahme eines Wasser-Feststoff-Verhältnisses von 10 für die Deponie D7 berechnet (Tab. 4.7). Im folgenden sind anhand der potentiellen Kurvenverläufe in Abb. 4.46 für die gemittelten CSB-Jahreswerte der Deponien ebenfalls Emissionspotentiale für den Zeitraum 101-10.000 Jahre nach Schließung der Deponie berechnet worden. Hierzu wurden folgende Annahmen getroffen:

- Der Emissionszeitraum umfaßt 9.900 Jahre. Die ersten 100 Jahre bleiben im Rahmen der Darstellung der Frachtsummen in Abb. 4.49 unberücksichtigt.
- Die Sickerwassermenge wurde im Zeitraum 101-1.000 Jahre nach Abschluß mit 150 mm/a und danach mit 100 mm/a angesetzt. Hierdurch wird der fortschreitenden Rekultivierung und dem Bewuchs Rechnung getragen. Unter den mitteleuropäischen Klimaverhältnissen wird sich auf der Deponieoberfläche ein Wald angesiedelt haben, der einer hohen Versickerungsrate entgegenstehen wird.
- Die Abfallhöhe wurde mit 15 m und die Abfallmenge mit 15 t, 30 % Wassergehalt angenommen.

Für jeweils 900 bzw. 1.000 Jahre wurde die mittlere CSB-Konzentration dem Diagramm Abb. 4.46 entnommen. Mit Hilfe dieser Daten und Annahmen wurde die jeweilige Fracht berechnet. Die Konzentrationen aller Sickerwasserinhaltsstoffe liegen nahezu im gesamten betrachteten Zeitraum deutlich unterhalb des CSB-Grenzwertes des Anhangs 1 der Rahmen-AbwasserVwV. Die Abb. 4.49 zeigt die resultierenden Summenkurven.

Auf Grund der bisher dokumentierten Sickerwasserverläufe stellt der Bereich zwischen der min. potentiellen Kurve und der mitt. potentiellen Kurve den für einen langfristigen Zeitraum realistischsten Verlauf dar. In diesem Fall würden noch ca. 1700 - 4640 g/t TS CSB in einem Zeitraum von 9.900 Jahren aus dem Abfallkörper ausgetragen werden. Allerdings befinden sich die Konzentrationen des CSB in den letzten 4.000 Jahren bereits bei einem mittleren CSB von < 10 mg/l. Dies entspricht zwar noch nicht dem Grenzwert der Trinkwasser-Verordnung von 5 mg/l, liegt aber bereits unterhalb des Grenzwertes der Verordnung über die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern zum Zweck der Trinkwassergewinnung [N. N., 1996] von 30 mg/l CSB. Mit deutlich höheren CSB-Konzentrationen wird auf Grund der Konzentrationsverläufe der Einzeldeponien nicht gerechnet. Somit wird die Summenfracht des max. potentiellen Verlaufs der Kurve als zu hoch angesehen.

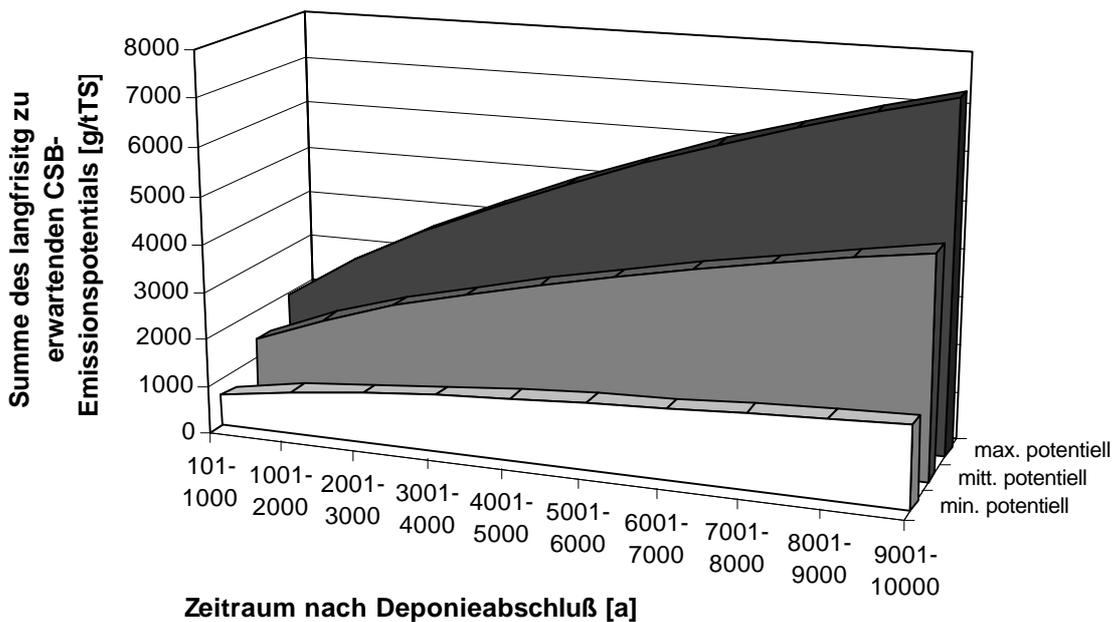


Abb. 4.49: Summenkurven des langfristig zu erwartenden CSB-Emissionspotentials

4.4.1 Gesamtemissionen verschiedener Parameter

Im vorigen Kapitel wurden die langfristig zu erwartenden Emissionen der Deponien für einen Zeitraum zwischen 101 und 10.000 Jahren betrachtet. Im folgenden werden die gesamten Sickerwasseremissionspotentiale abgeschätzt.

Mit Hilfe der Frachtenberechnung für die einzelnen Deponien (siehe Kapitel 4.1.3) und deren individuellem Kurvenverlauf wurden Extrapolationen durchgeführt, die für verschiedene Parameter in einem Zeitraum von 100 Jahren die Maximal- und Minimalverläufe darstellen. Anschließend wurden die sich daraus ergebenden Kurven integriert, so daß anhand der berechneten Gleichungen die maximal und minimal eluierbare Fracht innerhalb dieses Zeitraums ermittelt werden konnte. Auf Grund der bisher dargestellten Ergebnisse muß davon ausgegangen werden, daß die Abnahme der Frachten und somit auch der Konzentrationen im Laufe der Zeit geringer wird, so daß nur noch eine sehr geringe Mindestfracht innerhalb eines Jahres anfällt, die sich aber über einen längeren Zeitraum hinweg nicht mehr wesentlich verringert (siehe Abb. 4.46). Für den sehr gut dokumentierten Parameter CSB konnten die

langfristig zu erwartenden Emissionen abgeschätzt werden. Innerhalb von 10.000 Jahren muß noch mit einigen Hundert bis Tausend Gramm CSB pro Tonne TS gerechnet werden. Um diese langfristig noch zu erwartenden Frachten nicht unberücksichtigt zu lassen, wurde für das rechnerisch ermittelte Emissionspotential der ersten 100 Jahre ein Sicherheitszuschlag von 100 % eingeführt. Damit wird sichergestellt, daß das prognostizierte gesamte Emissionspotential der einzelnen Parameter nicht als zu gering angenommen wird. Es muß mit dem Austrag von ca. der Hälfte des Emissionspotentials (Tab. 4.14) innerhalb der ersten 100 Jahre und des Restpotentials, auf Grund der in einem geringeren Umfang stattfindenden Umsetzungsprozesse, im Verlaufe der sich anschließenden Jahrhunderte und Jahrtausende gerechnet werden. Auf Grund der großen Unterschiede in den Ausgangsvoraussetzungen der einzelnen Deponien können die prognostizierten Emissionspotentiale für die Abschätzung des individuellen Emissionspotentials einer Einzeldeponie lediglich Anhaltspunkte geben. Genauere Abschätzungen, die auf ein Großteil der Deponien gleichermaßen anwendbar sind, sind im Deponiemaßstab nicht möglich. Exaktere Anhaltspunkte können nur durch zeitintensive Laborversuche für spezielle Fragestellungen und jeweils geringe Abfallmengen erarbeitet werden.

Zusammenfassend werden die Überlegungen im folgenden nochmals dargestellt:

- Die Berechnungen zur Bestimmung des Emissionspotentials basieren auf Deponiedaten, die auf Grund ihrer unterschiedlichen Herkunft mit Unsicherheiten verbunden sind. Somit wird das Einrechnen eines Sicherheitsfaktors als notwendig und sinnvoll erachtet. Die Größe des Sicherheitszuschlag für die Berechnung des Gesamtpotentials konnte zumindest für den gut dokumentierten Parameter CSB auf Grund der Abschätzungen einzelner Konzentrationsverläufe in seiner Größenordnung bestätigt werden.
- Die Zielvorgabe der Abschätzungen ist ein Deponiekörper, der im bio-chemischen Gleichgewicht mit seiner Umgebung steht. Diese Zielsetzung wird bei Deponien, die mit unbehandelten Siedlungsabfällen verfüllt wurden und mit der herkömmlichen Deponietechnik betrieben werden, erst in geologischen Zeiträumen (hier werden 10.000 Jahre angesetzt) erreichbar sein.
- Die heterogene Struktur des Abfalls und die unterschiedliche Deponietechnik bedingen eine ungleichmäßige Durchfeuchtung des Deponiekörpers. Somit wird es immer Kompartimente geben, die einen zu geringen Wassergehalt besitzen, um weitergehenden Umsetzungs- oder Auswaschungsprozessen unterworfen zu sein. Solch eine

Durchfeuchtung wird an vielen Stellen erst nach und nach erfolgen, so daß viele Bereiche der Deponie sich in einem unterschiedlichen Status befinden. Eine starke oder spontane Erhöhung der Sickerwasserkonzentrationen wird hierbei nicht erwartet, sondern eher eine Verlangsamung der Abnahme, nachdem die leicht abbaubaren Substanzen nahezu vollständig abgebaut sind.

- Mit zunehmender Feuchte bzw. Wasserdurchsatz erfolgt eine verstärkte Auswaschung der biologisch schwer bzw. nicht abbaubaren Substanzen.
- Die Gasmigration stellt in diesem Stadium mit hoher Wahrscheinlichkeit kein Problem mehr dar, da die entstehenden Methanmengen so gering sind, daß sie mit Hilfe der Methanoxidation innerhalb der Rekultivierungsschicht beseitigt werden können bzw. kaum mehr nachweisbar sind.
- Die einzige Alternative zu diesen langwierigen von außen nur bedingt steuerbaren Prozessen stellt die Vorbehandlung des Abfalls und/oder die Auswaschung der Substanzen durch eine Steigerung der Durchsickerungsrate dar.

In Tab. 4.14 sind die Emissionspotentiale der Parameter C_{org} bzw. CSB, N_{ges} bzw. TKN bzw. NH_4-N , AOX, Chlorid, Cadmium und Zink basierend auf den Prognosen der Frachtenverläufe unterschiedlicher Deponien den Ergebnissen anderer Autoren gegenübergestellt. Die Aufzählung der jeweils ermittelten Parameter zeigt bereits die Schwierigkeiten auf, alle gewonnenen Daten miteinander zu vergleichen. Durch die DIN-Vorschriften sind in Deutschland einheitliche Regelungen für die Analytik von Stoffen vorhanden [DIN]. Von unterschiedlichen Laboren werden trotzdem nicht in jedem Falle das DIN-Verfahren zur Analytik verwandt und zudem unterschiedliche Parameter bei Analysen 'bevorzugt', so daß nur eine bedingt vergleichbare Datengrundlage geschaffen wird. Ein weiteres Problem stellt die jeweilige Herkunft, die Probenahme und das eingesetzte Vorbehandlungsverfahren für den Vergleich der Proben dar.

Tab. 4.14: Prognose der Emissionspotentiale für den Sickerwasserpfad anhand ausgesuchter Parameter

	BELEVI, BACCINI, 1989b [mg/kg TS]	KRUSE, 1994 [mg/kg TS]	LEIKAM ET AL, 1996 zitiert in HEYER UND STEGMANN, 1997 [mg/kg TS]	KRÜMPELBECK [mg/kg TS]
C_{org} CSB	2100-7100	3000	25000-40000	2500-11200
N TKN NH₄-N	200-310	2200	2000-4000	1400-3400
AOX	-	9	-	2-22
Chlorid	1000-1500	2500	2500-4000	900-3.800
Cadmium	0,007-0,024	-	-	0,0016-0,0062
Zink	14-98	-	-	0,2-16

BELEVI UND BACCINI [1989b] führten Elutionsversuche mit unterschiedlich alten Abfallproben durch und leiteten anhand ihrer Resultate die genannten Emissionspotentiale ab. KRUSE [1994] und LEIKAM UND STEGMANN [1996 zitiert in HEYER UND STEGMANN 1997] analysierten hingegen die Ergebnisse von Lysimeterversuchen. Im Rahmen der Elutionsversuche können mikrobiologische Prozesse keinen Einfluß auf das Ergebnis nehmen, da die Versuchsdurchführung dies nicht zuläßt. Hier prägen reine Auswaschungsprozesse verbunden mit den jeweiligen Milieubedingungen das Ergebnis. Bei den Lysimeterversuchen kommen sowohl mikrobiologische Prozesse zum Tragen als auch - auf Grund der hohen Austauschrate bei der Sickerwasserkreislaufführung - Auswaschungsprozesse.

Die auf den Deponien gewonnenen Daten werden am stärksten durch die mikrobiologischen Prozesse beeinflusst, da im Deponiemaßstab Elutionsprozesse bei einem Betrieb ohne Sickerwasserrückführung oder massiver Fremdwasserbeaufschlagung nur sehr bedingt Einfluß auf die Güte des Sickerwassers haben. Zusätzlich ist bei den Deponien die hohe Heterogenität der einzelnen Ablagerungen zu berücksichtigen. Im Gegensatz zur Deponie werden in den Laborversuchen größtenteils reine Siedlungsabfälle untersucht, das Verhalten von Abfällen unterschiedlicher Herkunft (Bauschutt, gewerbliche Abfälle etc.) und dessen wechselseitige Beeinflussung wird außer acht gelassen. Dadurch ergibt sich rechnerisch eine höhere organische Fracht als bei der realen Deponie.

Beim direkten Vergleich wird deutlich, daß die höchsten Emissionspotentiale bei allen Autoren vom Parameter C_{org} bzw. vom CSB erzielt werden, wobei die Ausprägung unterschiedlich ist. Bei LEIKAM UND STEGMANN [1996 zitiert in HEYER 1997] ist das prognostizierte

Emissionspotential für den CSB, besonders hoch. Dies ist möglicherweise zu einem Großteil auf die Untersuchungsmethode zurückzuführen. Im Rahmen von Lysimeterversuchen werden auf Grund der hohen Wasserdurchsatzraten Teile der Kohlenstofffrachten von der Gasphase in die Wasserphase verlagert.

Im Gegensatz zu den übrigen Autoren errechneten BELEVI UND BACCINI [1989b] im Rahmen ihrer Arbeiten für den Parameter Stickstoff nur sehr geringe Emissionspotentiale. Für die Untersuchungen von KRUSE [1994], LEIKAM UND STEGMANN [1996 zitiert in HEYER 1997] und die durchgeführten Studien trifft dieses Ergebnis nicht zu. Hier erreicht der TKN bzw. der $\text{NH}_4\text{-N}$ ebenfalls hohe Potentiale. Der Stickstoffgehalt läßt sich demnach nicht durch eine einfache Elution abschätzen. Diese These wird durch Ergebnisse von HÖRING [1995] unterstützt. Er konnte zeigen, daß selbst eine 5-fache sequentielle Elution nicht ausreicht, um das gesamte Stickstoffpotential einer Probe zu erfassen.

Die Parameter AOX und Chlorid weisen im Vergleich zu den Ergebnissen der übrigen Autoren nur geringe Abweichungen auf. Allerdings muß für Deponien in geogen vorbelasteten Regionen oder Deponien mit erhöhten Anteilen an Aschen und Inertstoffen mit einem mehrfach höheren Chloridemissionspotential als dem in Tab. 4.14 angegebenen maximalen Emissionspotential gerechnet werden. Beim Chlorid handelt es sich um einen der Elution unterliegenden Parameter, da es zu keinen Adsorptionsreaktionen im Abfallkörper kommt. Demzufolge kann das Emissionspotential auch durch eine reine Elution, wie sie von BELEVI UND BACCINI [1989b] durchgeführt wurde, näherungsweise ermittelt werden.

Für den Parameter Cadmium liegen nur wenige Werte vor. Hier sind die Emissionspotentiale von BELEVI UND BACCINI [1989b] um ein bis zwei Zehnerpotenzen höher als die der untersuchten Deponien. Bei den Schwermetallen ist dieser Unterschied größtenteils auf das unterschiedliche Löslichkeitsverhalten in Abhängigkeit vom pH-Wert und der Sulfidionenkonzentration [PFEIFFER, 1989] zurückzuführen. Unter realen Deponiebedingungen kommen weitere Faktoren, wie z. B. die Komplexbildung mit Huminstoffen mit zunehmender Alterung der Deponie als Einflußfaktoren auf die Schwermetallkonzentration im Sickerwasser hinzu. Diese Gründe relativieren möglicherweise auch das von BELEVI UND BACCINI [1989b] ermittelte höhere Zinkemissionspotential.

5 Diskussion und Ausblick

Im vorigen Kapitel wurden die Ergebnisse der Untersuchungen der Überwachungsdaten von 76 Deponien ausgewertet. Im Verlauf des folgenden Kapitels werden die erhaltenen Ergebnisse den Resultaten anderer Autoren gegenübergestellt und diskutiert. Des Weiteren werden anhand der gewonnenen Erkenntnisse Thesen aufgestellt, wie sich ein zukünftiges Verhalten von Deponien darstellen könnte und Lösungsansätze erarbeitet, welche Maßnahmen zur Sicherung von Deponien für nachfolgende Generationen notwendig sind.

5.1 Sickerwasserqualität

Die Entwicklung der Sickerwasserqualität wurde zunächst anhand von Einzelkonzentrationen der Sickerwasserparameter, die als gemeinsamen Bezugspunkt das Alter der Ablagerung besitzen, dargestellt. Anhand der Abb. 4.1 - 4.6 konnte die hohe Schwankungsbreite der Einzelkonzentrationen verschiedener Parameter verdeutlicht werden. Ähnliche Erfahrungen mit hohen Schwankungen innerhalb kürzerer Überwachungszeiträume sind auch von ROBINSON [1995] dokumentiert worden. Zurückzuführen sind diese Schwankungen, im Rahmen der hier vorgenommenen Deponieauswertungen, einerseits auf die große Anzahl an Daten von unterschiedlichen Standorten. Andererseits können auch die Art und der Zeitpunkt der Probenahme Einfluß auf die Höhe der Konzentrationen der Sickerwasserinhaltsstoffe haben, z. B. kann bereits eine längere Trockenperiode oder ein hohes Niederschlagsaufkommen Einfluß auf die Konzentration ausüben.

Auf Grund des Kurvenverlaufs der Parameter einzelner Deponien wurde im weiteren Vorgehen der Bildung von Jahresmittelwerten der Vorrang gegeben. Zur Abschätzung des mittelfristigen Verhaltens von Deponien, die mit unvorbehandeltem Abfall verfüllt wurden, erfolgte die Berechnung von Mittelwerten basierend auf Daten von nahezu allen Deponien, die das Verhalten des Parameters in einem vorher definierten Zeitraum wiedergaben. Hierbei wurde im Gegensatz zu anderen Autoren [KRUSE, 1994; EHRIG, 1980 und 1989 (Tab. 2.5 und 2.6)] auf eine Unterteilung in saure Phase und Methanphase verzichtet. Stattdessen wurden feste Zeiträume von 5 - 10 Jahren festgelegt. Hintergrund für diese Vorgehensweise war, daß die saure Phase fast nur bei den älteren Deponien einen ausschlaggebenden langen Zeitraum von bis zu 5 Jahren oder mehr umfaßt, bei den jüngeren Deponien der achtziger und neunziger Jahre liegt der durchschnittliche Zeitraum bei einigen Monaten bis ca. 3 Jahren. Es wäre nicht gerechtfertigt, diesem kurzen Zeitabschnitt, gemessen an der

durchschnittlichen Lebens- und Nachsorgedauer einer Deponie, soviel Bedeutung beizumessen. Die sich anschließenden Phasen stellen den für eine Deponie wesentlich charakteristischeren Teil dar, da hier das mittelfristige Verhalten repräsentiert wird. Die Gegenüberstellung der Mittelwerte aus den Zeitabschnitten < 5 Jahre mit den Resultaten von KRUSE [1994] und EHRIG [1980,1989] zeigen, daß die in früheren Jahren publizierten Konzentrationen bezogen auf den Zeitraum der sauren Phase sehr viel höher sind als der mittlere Wert im Zeitintervall 1-5 Jahre. Bei den Auswertungen von Ehrig ist dieses Phänomen dadurch zu erklären, daß hier lediglich Daten von Deponien in die Auswertungen eingegangen sind, deren Verfüllzeitraum in den siebziger Jahren liegt und deren Verhalten dementsprechend mit dem von älteren Deponien übereinstimmt. Für diesen Zeitraum muß von einer lang anhaltenden sauren Phase zu Beginn der Verfüllung ausgegangen werden. Hinzu kommen geringe Sickerwassermengen, die auf das hohe Retentionsvermögens des verfüllten Abfalls zurückzuführen sind. Faktoren, die insgesamt zu einer anfänglich extrem hohen Sickerwasserkonzentration verschiedener Parameter, wie z. B. des CSB, führen können.

KRUSE [1994] berichtet bereits von im Mittel geringeren Konzentrationen der Sickerwasserinhaltsstoffe zu Beginn der Verfüllung, die aber immer noch deutlich über den hier dokumentierten Konzentrationen liegen. Allerdings geht aus den Auswertungen von Kruse nicht hervor aus welchem Zeitraum die Deponiedaten stammen. Somit könnte es sich auch hier um etwas ältere Daten handeln. DAHM ET AL. veröffentlichten 1994 CSB-Konzentrationen, in denen bereits eine Unterscheidung zwischen hohen alten CSB-Konzentrationen zu Beginn der Verfüllung und niedrigeren Konzentrationen von jüngeren Deponien zum analogen Zeitpunkt gemacht wurden.

Der Vergleich zwischen den Ergebnissen > 5 Jahre mit Konzentrationen aus der stabilen Methanphase [KRUSE, 1994 und EHRIG, 1980, 1989] zeigen hingegen eine weitgehende Übereinstimmung. Dies deutet darauf hin, daß das mittel- bis langfristige Verhalten der untersuchten Deponien sich nicht signifikant von dem älterer Deponien unterscheidet.

Zurückzuführen sind die genannten Differenzen einerseits auf die unterschiedliche Methodik bei der Auswertung, andererseits haben die technischen Verbesserungen der Deponietechnik zu einer Verkürzung der sauren Phase und daraus resultierend zu einer signifikanten Verbesserung der Emissionssituation auf dem Sickerwasserpfad zu Beginn der Verfüllung geführt.

Anhand der Darstellung der Konzentrationen gegenüber dem SW-Abschnittsalter konnten grundsätzliche Aussagen zum Verhalten der Sickerwasserinhaltsstoffe getroffen werden. Schwierigkeiten bei der Auswertung bereiteten die zeitlichen Überschneidungen von bereits verfüllten Deponien und Deponien, die sich noch im Betrieb befanden. Weitere Aussagen wurden durch die Berechnung von Vertrauensbereichen für einen Zeitraum von 20 Jahren nach Abschluß der Deponie bzw. des betreffenden Sickerwasserabschnittes erhalten (Abb. 4.17-4.21). Die Wahl des Zeitpunktes, Zeit nach Sickerwasserabschluß, beinhaltet eine klare Trennung zwischen der Verfüllphase und der Nachbetriebsphase. Die dargestellten Deponien besitzen somit einen einheitlichen zeitlichen Bezugspunkt. Es konnte bei allen Parametern nach Abschluß der Deponierung eine deutliche Konzentrationsabnahme beobachtet werden. Diese Aussage kann durch Beobachtungen von KRUG UND HAM [1997] bestätigt werden. Sie stellten die Konzentrationsverläufe verschiedener Sickerwasserparameter ebenfalls dem Bezugspunkt Deponieabschluß gegenüber. Ihre weiteren Schlußfolgerungen, daß die methanogene Phase im Mittel erst vier Jahre nach Schließung im Abfallkörper dominiert und daß die höchsten BSB₅- und CSB-Konzentrationen zum Zeitpunkt der Schließung erzielt werden, können durch die Ergebnisse der hier vorliegenden Daten nicht bestätigt werden (siehe Abb. 5.1). Es wurden zwar prinzipiell analoge Diagramme beim Auftragen der Einzeldaten gegenüber dem Bezugspunkt Deponieabschluß erhalten, aber im Rahmen der hier durchgeführten Arbeiten konnte die dadurch erzielte Form in erster Linie auf die unzureichende Dokumentation zu Beginn der Deponierung und die Überschneidung von Daten unterschiedlicher Deponien mit unterschiedlichem Anfangszeitpunkt zurückgeführt werden und nicht auf ein deponiespezifisches Verhalten. Mit zunehmendem Alter nimmt der Datenumfang ebenfalls wieder ab, parallel dazu sinkt die Konzentration, was sich dann ebenfalls in den Aufzeichnungen widerspiegelt. Nach Meinung der Autorin handelt es sich hier lediglich um ein auf die Darstellung der Daten zurückzuführender Effekt mit keinerlei inhaltlicher Aussage hinsichtlich des Ablagerungsverhaltens der Deponien.

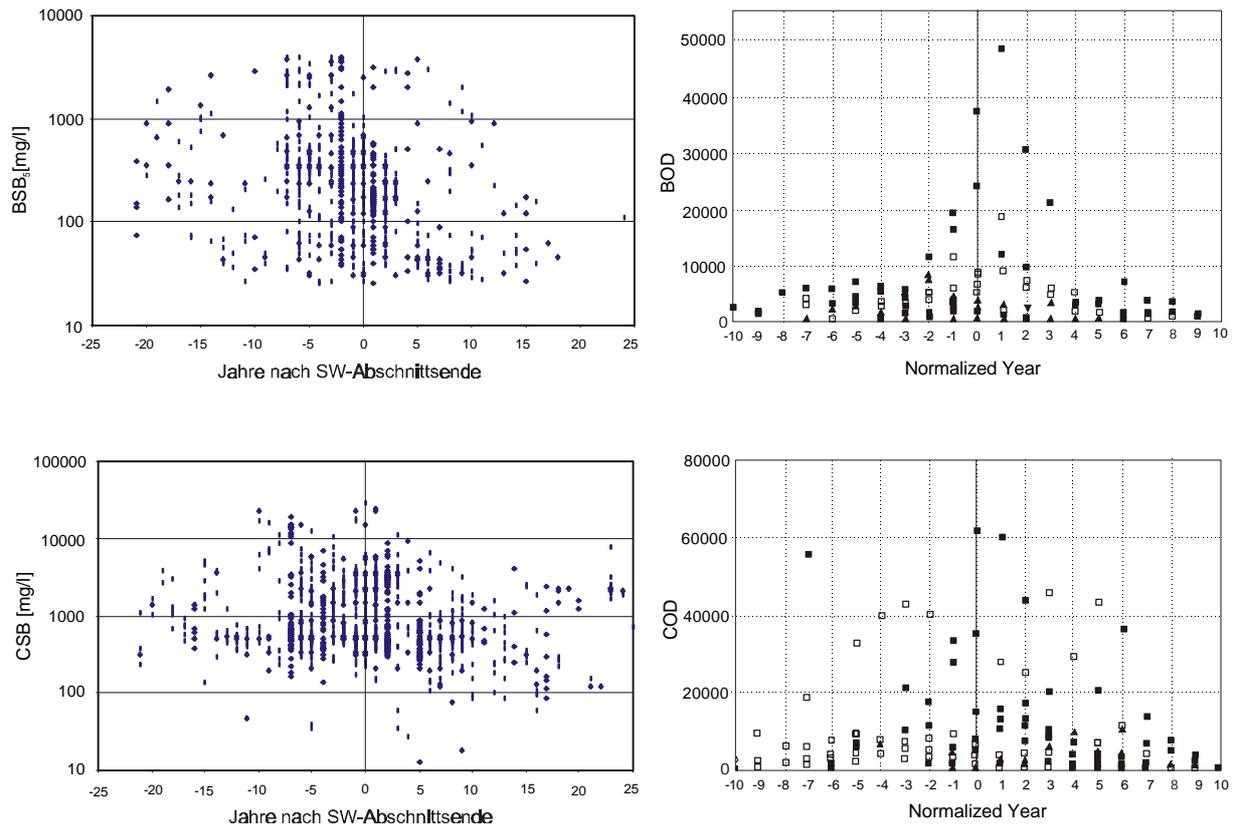


Abb. 5.1: Gegenüberstellung der Ergebnisse von KRUG UND HAM [1997] mit den im Rahmen dieser Arbeit erhaltenen Resultaten

5.1.1 Sickerwasserverhalten von Deponien und Deponiesimulationsreaktoren

Bisher wurden die Ergebnisse ausschließlich mit den Deponieauswertungen anderer Autoren verglichen. Darüber hinaus steht eine weitaus größere Anzahl an Untersuchungen im Labormaßstab [u. a. STEGMANN, 1982; KRUSE, 1994; KYLEFORS UND LAGERKVIST, 1997; HEYER, 1997] zur Verfügung. Hierbei wird der Abfall in sogenannte Deponiesimulationsreaktoren eingebaut, die eine möglichst wirklichkeitsnahe Simulation des Deponiegeschehens ermöglichen. Auf Grund der optimierten Versuchsbedingungen - Abfall ohne größere Anteile an inerten Stoffen, geringe Masse, weitgehende gleichmäßige Durchfeuchtung, Sickerwasserkreislaufführung, konstante Temperatur etc. - und des gegenüber den Verhältnissen auf einer Deponie signifikant erhöhten Wasserdurchsatzes kommt es zu Verschiebungen von Emissionen aus dem Gaspfad ins Sickerwasser. Zudem werden zu Anfang sehr hohe Konzentrationen, z. B. des CSB und des BSB₅, gemessen. Kritiker dieses Systems äußerten Zweifel, ob die zeitliche Übertragung der im DSR vorgefundenen Verhältnisse auf Deponieverhältnisse wirklich zulässig ist. Die in Abb. 4.26 - 4.28 dargestellten Ergebnisse zeigen, daß sich die Emissionen im dokumentierten Untersuchungszeitraum auf der Deponie und im DSR

in vielen Punkten übereinstimmend verhalten. Hierbei erweist sich, daß die DSR-Versuche für die unvorbehandelten Restabfälle sehr viel höhere - übertragen auf die Deponie - zeitlich länger andauernde Sickerwasserkonzentrationen aufweisen als die Abfälle in der Deponie. Dies ist wiederum ein Indiz für die These, daß im Rahmen von DSR-Versuchen der Emissionsweg Sickerwasser überproportional abgebildet wird. In diesem Fall kommen allerdings Probleme mit einer zeitlich länger anhaltenden Versäuerung eines Einzelreaktors (DSR 17) hinzu. Die DSR, die mit bereits abgelagerten Abfällen gefüllt wurden, zeigen eine bessere Übereinstimmung mit dem realen Deponieverhalten auf. Das Verhalten der Abfälle in der Deponie demonstriert, abgesehen vom Anfangszeitraum, ebenfalls eine hohe Übereinstimmung mit dem ermittelten Verhalten der mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfälle im DSR.

KYLEFORS UND LAGERKVIST [1997] stellten in ihren Auswertungen von DSR-Versuchen die Konzentration ebenfalls dem jeweiligen Wasser-Feststoff-Verhältnis gegenüber. Sie wiesen aber im Gegensatz zu den in Abb. 4.26 - 4.28 dargestellten Ergebnissen der Deponien noch sehr hohe Konzentrationen im Mittel von 43.300 mg/l CSB und 38.500 mg/l BSB bei einem Wasser-Feststoff-Verhältnis von 1,4 - 3,8 nach. Somit kommt es im Verhältnis zu den untersuchten Deponien zu sehr hohen Sickerwasseremissionen. Möglicherweise sind die DSR-Behälter über einen längeren Zeitraum in der sauren Phase verblieben. Damit wird kein reales Deponieverhalten simuliert. Die von KYLEFORS UND LAGERKVIST [1997] dargestellten Daten zur stabilen Methanphase, die sich hinsichtlich ihres Wasser-Feststoff-Verhältnisses nicht deutlich von denen der sauren Phase abgrenzen lassen (Wasser-Feststoff-Verhältnis von 2,1 - 3,6), weisen demgegenüber ähnliche Konzentrationen für die Parameter BSB und CSB auf, wie die mittleren, im Rahmen dieser Arbeit ermittelten Konzentrationen der Intervalle 6-10 oder 11-20 Jahre. Dies bedeutet, daß das mittelfristige Verhalten der untersuchten Deponien sich mit Hilfe von DSR-Versuchen abbilden läßt.

Die auf den Ergebnissen der Wasser-Feststoff-Untersuchungen basierende Abschätzung der möglichen Nachsorgedauer bis zum Erreichen der vom Anhang 51 vorgegebenen Grenzwerte ergibt, daß ein Wasser-Feststoff-Verhältnis von 0,5 in grober Näherung einem Zeitraum von im Mittel 30 - 50 Deponiejahren entspricht. Auf Grund der zuvor dargestellten Überlegungen muß bis zum Erzielen der Grenzwerte des Anhangs 51 ein Wasser-Feststoff-Verhältnis von mindestens 3 erreicht werden. Dies bedeutet, daß ein Zeitraum von 180 - 300 Jahren benötigt wird, um die Grenzwerte des Anhangs 51 zur Direkteinleitung in die Vorflut einzuhalten.

Mögliche Veränderungen des Wasseraufkommens und das unterschiedliche Verhalten der Einzelparameter bleiben hierbei unberücksichtigt. Durch diese Bewertung kann unter Zugrundelegung der Grenzwerte des Anhangs 51 der ungefähre Zeitraum der zu erwartenden Nachsorgedauer abgeschätzt werden, wobei der Zeitraum für die Standortgegebenheiten einer Einzeldeponie immer auf der Grundlage der Einzeldaten angepaßt werden muß.

Der Vergleich der hier vorgenommenen Abschätzung des Nachsorgezeitraumes mit den Zeiträumen, die anhand der Einzelparameter prognostiziert wurden, zeigt, daß die auf unterschiedliche Art und Weise erhaltenen Ergebnisse eine hohe Übereinstimmung aufweisen.

5.2 Sickerwassermenge - Gasmenge - Oberflächenabdichtung

Die Sickerwassermengenverläufe wurden hinsichtlich ihrer Entwicklung unterhalb unterschiedlicher Oberflächenabdichtungen vorgestellt. Hierbei stellte sich heraus, daß Deponien mit stärkeren Bodenabdeckungen und mineralischen Abdichtungen als Oberflächenabschluß in ihrem Sickerwasseraufkommen in hohem Maße übereinstimmen. Die möglichen Ursachen für die Übereinstimmung der beiden Systeme konnten ebenfalls aufgezeigt werden. Die zur Aufrechterhaltung der biochemischen Prozesse notwendige Wassermenge wurde durch RAMKE [1991] mit 3 - 4 % des Niederschlages und von ZUHSE [1997] mit 6 - 12 % des Niederschlages abgeschätzt. Zuhse bezog im Rahmen seiner Überlegungen bereits Inhomogenitäten des Abfallkörpers mit ein. Möglicherweise müssen noch weitere Faktoren, wie z. B. die Wasserwegsamkeit mit berücksichtigt werden, da die Menge an Sickerwasser, die durch die bevorzugten Sickerwasserwege hindurchfließt, die entscheidende Größe für die Sickerwassergesamtsumme bildet. Diese These wird durch Tracermarkierungsversuche von BAUMANN UND SCHNEIDER [1998] bestätigt.

Ob die unter mineralischen Abdichtungen beobachtete tendenziell schnellere Abnahme der Gasmenge mit der Aufbringung der Oberflächenabdichtung und dem daraus resultierenden veränderten Wasserhaushalt kausal zusammenhängt, kann zum jetzigen Zeitpunkt nicht endgültig beantwortet werden. Die Resultate von Deponien mit Sickerwasserrückführung oder Sickerwasserkreislaufführung deuten darauf hin, daß für einen Teil der Deponien die zusätzliche Bewässerung unterhalb der Oberflächenabdichtung einen positiven Effekt auf die Gasbildung und somit auf die schnellere Inertisierung des Abfallkörpers haben kann. Jedoch hängt dies stets vom biochemischen Status der Deponie ab. So wurden für ein norddeutsches

Reinfiltrationsprojekt im Vorfeld Abfallanalysen durchgeführt, die zeigten, daß dieser Abfall nur noch ein geringes Gasbildungspotential aufweist [TIEBEL-PAHLKE, 1999]. Im weiteren Verlauf des Versuches kann deshalb kaum mit einer signifikanten Erhöhung der Gasproduktion durch die Reinfiltration gerechnet werden. Die abschließenden Gasmengenergebnisse dieses Versuchs liegen noch nicht vor, so daß die Aussage bisher nicht durch Daten verifizierbar ist.

Auf der Deponie Hessheim wird seit 1996 Wasser unterhalb einer temporären Oberflächenabdichtung in Form einer Kunststoffdichtungsbahn in den Deponiekörper reinfiltriert. Das Ergebnis ist eine relativ stabile Gasproduktion im Abfallkörper (siehe Abb. 5.2).

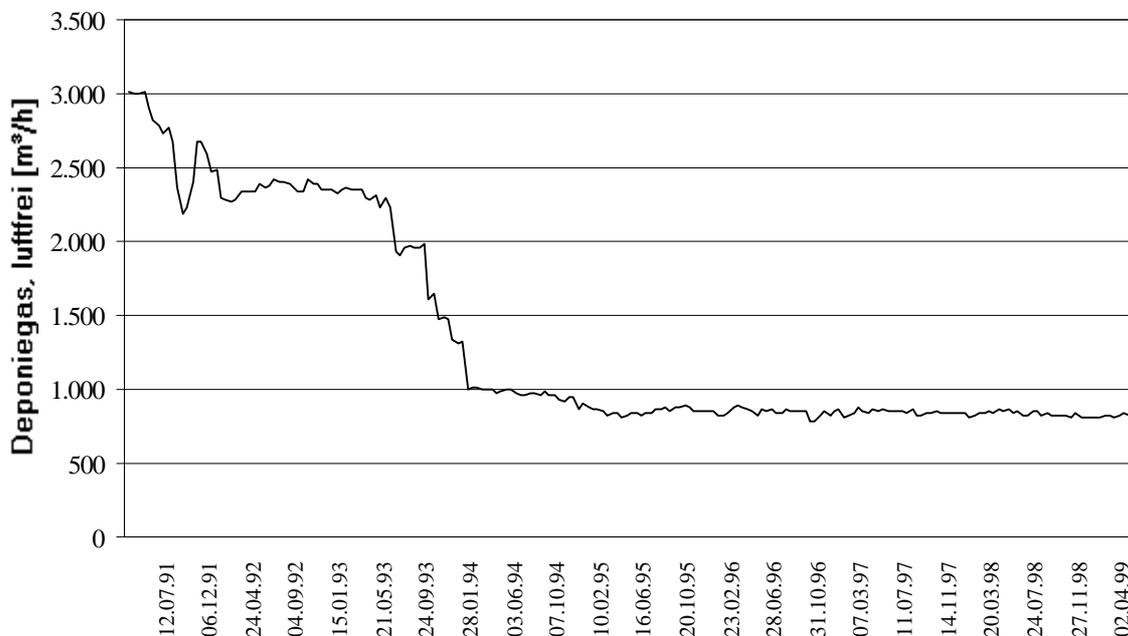


Abb. 5.2: Gasmengenentwicklung der Deponie Hessheim

KABBE UND DOHMANN [1999] kamen im Rahmen der Gegenüberstellung der Ergebnisse von 18 unterschiedlich ausgeführten Reinfiltrationsprojekten zu dem Resümee, daß bei einigen Deponien eine Zunahme der Gasproduktion im Zusammenhang mit den Infiltrationsmaßnahmen festgestellt werden konnte, bei anderen hingegen keine oder keine eindeutigen Auswirkungen nachweisbar sind. Letzteres konnte z. T. auf organisatorische Probleme, wie ungenügende Betreuung und unzulängliche Erfassung der Gasmengen zurückgeführt werden.

Die aufgezeigten Unterschiede verdeutlichen die Schwierigkeiten, eine allgemeingültige Aussage zum Problemfeld Wasserrückführung zu treffen. Es zeigt sich, daß es hier nur einzelfallspezifische Lösungen geben kann, die auf die jeweiligen Randbedingungen der Einzeldeponie abgestimmt sind. Es macht keinen Sinn, Sickerwasser zur Steigerung der Gasproduktion in eine Deponie zurückzuführen, die nachweislich bereits ein sehr geringes Gasbildungspotential aufweist. Vor der Planung von Reinfiltrationsmaßnahmen zur Steigerung der Gasproduktion sollte deshalb immer der Nachweis über das noch vorhandene Gaspotential geführt werden. Hierzu müssen Proben aus dem Abfallkörper entnommen werden und z. B. mit Hilfe von Gärversuchen das Gasbildungspotential untersucht werden. Auf Grund der Inhomogenitäten im Abfallkörper wird sich nur in Ausnahmefällen ein eng abgegrenzter Gasmengenbereich ergeben, aber die prinzipiellen Erfolgchancen einer Reinfiltrationsmaßnahme können dadurch besser abgeschätzt werden, als wenn der Deponiekörper von vornherein als "black box" behandelt wird.

5.3 Gasproduktion

In Abb. 5.3 sind Faktoren zusammengestellt worden, die die Gasproduktion und die Gasfassung maßgeblich beeinflussen. Im Rahmen der Darstellung wurde zwischen Faktoren allgemeiner Art, die die Gasproduktion beeinflussen können und Faktoren, die die Gasfassung betreffen, unterschieden. Letztere hängen i. d. R. vom technischen Stand und der Wartung der Deponie ab, wohingegen die Gasproduktion an sich durch grundsätzliche Faktoren, wie z. B. die Abfallzusammensetzung und den Deponieeinbau, beeinflusst wird. Bei den Faktoren, die für eine Verringerung der Gasproduktion verantwortlich gemacht werden, wird häufig von der Möglichkeit aerober Prozesse unter den gegebenen Bedingungen ausgegangen. Beispielsweise bedeutet eine große, lange Zeit offene Abfallfläche, daß ein relativ hoher Anteil der Organik auf aerobem Wege abgebaut werden kann und somit für die Methanproduktion nicht mehr zur Verfügung steht. Somit resultiert aus einer hohen Abfallmenge hoch verdichtet eingebauter Abfälle eine größere Menge an Substanzen, die den anaeroben Prozessen zur Verfügung stehen als bei einer kleineren, unverdichtet eingebauten Abfallmenge.

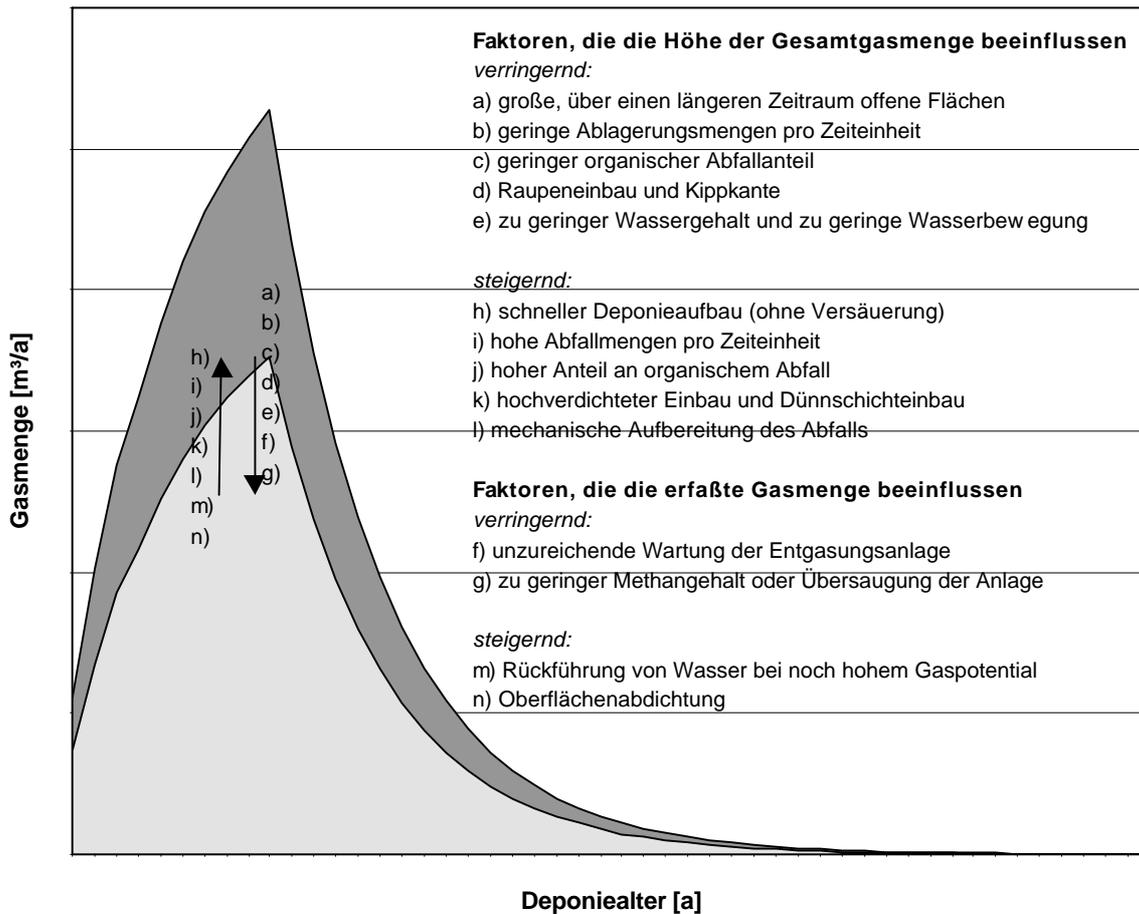


Abb. 5.3: Zusammenfassung der die Gasfassung maßgeblich beeinflussenden Faktoren

Für die Steigerung der Erfassungsrate sind ein dichter Oberflächenabschluß und ein möglichst regelmäßiger Wartungsdienst von Nutzen, wobei die wasserundurchlässige Oberflächenabdichtung nach den bisherigen Ergebnissen langfristig für die stabile Gasproduktion ein Problem darstellen kann, da sie einen vernachlässigbaren Wasserzutritt in den Abfallkörper zuläßt. Auf Grund dieser veränderten Randbedingungen kommt es u. a. zu einem verringerten Nährstoffaustausch, infolgedessen sich die Gasproduktion verringern kann, was dazu führt, daß im Abfallkörper keine effektive Inertisierung durch Mineralisierungsprozesse mehr stattfinden kann.

Anhand der in Kapitel 4.2.4 dargestellten Ergebnisse muß davon ausgegangen werden, daß eine aktive Entgasung auf einer Deponie durchschnittlicher Größe nur bis zu 30 Jahren nach Deponieabschluß realisierbar ist. Danach werden die Mengen auf so geringe Werte abgesunken sein, daß sich aller Voraussicht nach eine aktive Nutzung oder die Verbrennung in einer

Hochtemperaturfackel nicht mehr durchführen lassen. Je nach Größe, Umsetzungsgrad der Abfälle und Oberflächenabdichtung der Deponie kann sich dieser Zeitraum verändern. Bei den hier untersuchten Deponien ist wahrscheinlich eher mit einem Zeitraum < 30 Jahre zu rechnen, da viele der älteren Deponien relativ langsam, häufig mit großen offenen Flächen verfüllt wurden. Diese Verfüllweise begünstigt aerobe Umsetzungsprozesse, durch die das organische Stoffpotential verringert wird. Bei den z. Z. noch in Betrieb befindlichen Deponien muß in Zukunft möglicherweise mit längeren Zeiträumen > 30 Jahren gerechnet werden, da sie in den meisten Fällen über ein sehr viel größeres Abfallvolumen verfügen als die hier vorgestellten Deponien. Bei größeren Deponien werden möglicherweise andere Lösungen, wie z. B. der diskontinuierliche Betrieb einer kleinen Fackelanlage, längerfristige Lösungen darstellen. Während des Stillstandes der Fackelanlage muß allerdings sichergestellt werden, daß keine Gasmigrationen auftreten. Diese Maßnahme stellt für kleinere Deponien keine praktikable Lösung dar.

Mit geringsten Mengen an Deponiegas pro Tonne TS wird noch über einen sehr langen Zeitraum gerechnet, da bedingt durch die heterogene Abfallstruktur, die vielfache Ausbildung von Schichten und Kompartimenten im Abfallkörper und die unterschiedlichen Wassergehalte, Teile dieses Abfalls auch nach Jahrzehnten noch zur Gasbildung befähigt sein werden. Der dann erreichte Zustand stellt keine Gefährdung für die Umwelt dar. Auch natürliche Ökosysteme, wie z. B. Waldboden, verfügen über die Fähigkeit Methan zu bilden. KUCKLICK [1997] konnte zeigen, daß Waldboden in einem Zeitraum von 2.250 h bis zu ca. 150 mg Methan/kg bilden konnte.

Bei den Deponien lassen sich unterschiedliche Phasen der abnehmenden Gasproduktion aufzeigen:

- In einer Übergangsphase, die sich der aktiven Entgasung anschließt, werden Emissionen in die Umwelt gelangen, wenn nicht weitere Maßnahmen zu deren Reduzierung unternommen werden.
 - Eine Möglichkeit besteht in der Stützfeuerung mit Hilfe fossiler Brennstoffe. Die Stützfeuerung erfordert einen hohen Energieaufwand, der für die Entsorgung des im Deponiegas enthaltenen Methans als nicht gerechtfertigt angesehen wird, da durch die Verbrennung der fossilen Brennstoffe zusätzliche CO_2 -Emissionen in die Umwelt gelangen. Letzteres würde dem eigentlichen Ziel der umweltgerechten

Deponiegasentsorgung zuwiderlaufen. Ein weiteres Gegenargument sind die hohen Kosten einer Stützfeuerung.

- Technische Systeme zur Beseitigung geringster Methanmengen durch thermische Oxidation sind zwar bereits auf dem Markt, aber da diese Systeme nur mit sehr geringen Methankonzentrationen arbeiten können, sind sie zumeist für den Deponiemaßstab nur bedingt einsetzbar. Der mit dem Betrieb und der Wartung eines solchen Systems einhergehende Aufwand wird zudem als zu hoch bewertet und der Problemstellung nicht gerecht.
- In Anlehnung an die von RETTENBERGER [1998] auf Grund seiner Erfahrungen mit dem Rückbau einer Deponie getroffene Annahme, daß 2 - 4 l/m²*h zu keinerlei Geruchsbelästigungen führen, sind Proteste oder Probleme von Anwohnern während der Übergangsphase, ohne Durchführung weitergehender Maßnahmen i. d. R. nicht zu befürchten. Bei den hier diskutierten Gasmengen handelt es sich um Größenordnungen, die um ein Mehrfaches geringer sind als die Gasmengen, die aller Voraussicht nach während des aktiven Schüttbetriebs in die Umwelt emittiert werden und den weitaus größeren Anteil der zum Treibhauseffekt beitragenden Methanemissionen ausmachen. Insgesamt wird der Anteil der durch Deponien verursachten Methanmenge in Deutschland auf 26 % geschätzt (siehe Abb. 5.4). Eine Verringerung der Methanemissionen durch technische Maßnahmen zu Anfang der Deponierung würde insgesamt eine sehr viel effektivere Maßnahme darstellen als alle übrigen Maßnahmen nach Abschluß der Verfüllung, sind aber bedingt durch die Gegebenheiten vor Ort und der gängigen Ablagerungspraxis nicht realisierbar. Eine weitere Möglichkeit beinhaltet die Vorbehandlung der Abfälle. Sowohl durch eine mechanisch-biologische Vorbehandlung der Abfälle als auch durch die thermische Behandlung kann die Gasmenge auf sehr geringe Mengen reduziert werden. Diese Methode ist auf den bereits verfüllten Deponien nicht mehr realisierbar. Hier könnte lediglich eine In-Situ-Stabilisierung durchgeführt werden. Erste Versuche hierzu werden bereits im Deponiemaßstab durchgeführt [HEYER ET AL., 1999].

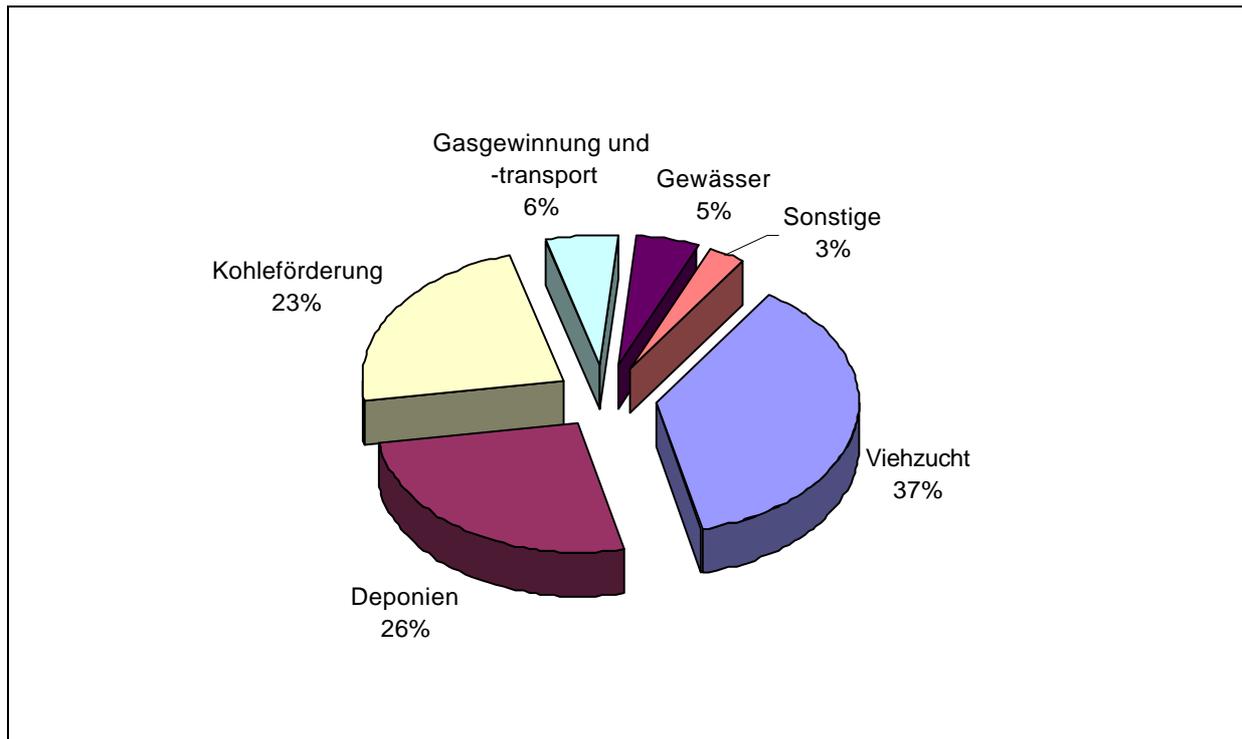


Abb. 5.4: Zusammenstellung der anthropogenen Methanemissionsquellen in Deutschland nach BUTZ, 1997

- In der abschließenden Phase, die am längsten anhalten wird, werden die produzierten Gasmengen so gering sein, daß das entstehende Methan mit Hilfe passiver Verfahren, wie z. B. der Methanoxidation, vollständig oxidiert werden kann. Hierzu muß der betreffende Teil der Rekultivierungsschicht für die Methanoxidation möglichst optimal gestaltet werden. In Vorversuchen konnte HUMER [1996] zeigen, daß Methan in kompostgefüllten Säulen oxidiert werden kann. Nun muß untersucht werden, ob eine weitestgehende Methanoxidation auch unter den mitteleuropäischen Klimaverhältnissen möglich ist und in wie weit das Material Kompost für diese Funktion optimiert werden kann.

Ein Biofilter, der auf dem selben Prinzip beruht, könnte eine Alternative darstellen. Allerdings wird dies bei den meisten Deponien nicht realisierbar sein, da der Flächenbedarf bedingt durch die benötigten Verweilzeiten sehr hoch ist. KUSSMAUL UND GEBERT [1998] nannten als günstige Flächenbelastung zum Methanabbau den Wert $2 \text{ l}/(\text{m}^2 \text{ Filterfläche} \cdot \text{min})$. Somit ist die Ausnutzung der gesamten Deponieoberfläche zur Methanoxidation wahrscheinlich wirtschaftlicher.

5.3.1 Gasmengenprognosen

Mit Hilfe der Gasmengendaten der Deponien wurden Gasprognosen für unterschiedliche Gaspotentiale und divergierende Halbwertszeiten erstellt. Die daraus jeweils resultierenden Prognoseminima und -maxima wurden als Gasmengenbereiche der Deponien definiert. Anschließend wurde die Höhe der Übereinstimmung der errechneten Bereiche mit den Daten der Deponien überprüft. Das Ergebnis war insgesamt positiv, da der prinzipielle Gebrauch der Gasprognoseformel sich unter den gewählten Randbedingungen als sinnvolles Instrument für die Abschätzung der zu erwartenden Gasmengen erwies. Zudem stellte sich heraus, daß die Abschätzung der maximal zu erwartenden Deponiegasmengen kaum Probleme aufwarf, wohingegen die Mengen im unteren Bereich schwieriger zu prognostizieren waren. Letzteres läßt sich in vielen Fällen aber mit der Ausgangssituation auf den jeweiligen Deponien erklären (siehe Erläuterungen zur Abb. 4.43).

Übergreifende Gasmengenverlaufsdarstellungen liegen in der hier vorgestellten Art bisher nicht vor. Hierzu fehlte in den meisten Fällen die notwendige Datengrundlage. Häufig werden im Rahmen von Planungen für Entgasungsanlagen Gasmengenprognosen mit unterschiedlichen Konstanten für die Einzeldeponie durchgeführt. Hierbei kommen die damit beauftragten Ingenieurbüros häufig zu extrem hohen Schwankungsbreiten. Ein Problem stellt die Abschätzung der Erfassungsrates für die Einzeldeponie dar. Auf diesen Bereich muß möglicherweise bei der Erstellung von Prognosen ein noch größeres Augenmerk gelegt werden. Mit Hilfe der hier berechneten Gasmengenbereiche ist eine erste Einschätzung und eine Gegenüberstellung von Deponien ähnlichen Typs möglich. Allerdings muß noch für jeden Einzelfall eine Erfassungsrates für das jeweilige Objekt abgeschätzt werden und die Grundvoraussetzungen und Standortbedingungen der Deponie müssen ebenfalls in die Prognose der erfassbaren Gasmengen mit einbezogen werden. Insbesondere gasmindernde Randbedingungen, wie z. B. lange Zeit große, offene Abfallflächen, sollten Berücksichtigung finden.

5.4 Frachten, Emissionspotentiale und Nachsorgezeiträume

Die in den Abb. 4.11 - 4.16 dargestellten Sickerwasserjahresfrachten der Parameter CSB, NH₄-N, AOX, Chlorid, Zink und Cadmium zeigen bereits den ungefähren Verlauf des bis heute dokumentierbaren Emissionsaustrages. Zu Beginn der Deponierung kommt es bedingt durch die saure Phase und das große Substratangebot i. d. R. zu den höchsten Jahresfrachten.

Diese Aussage trifft mit einer Ausnahme, dem $\text{NH}_4\text{-N}$, auf alle Parameter zu. Beim $\text{NH}_4\text{-N}$ kommt es in den ersten 10 Jahren der Ablagerung zu hohen Jahresfrachten, wobei auf Grund der Daten keine Aussage darüber getroffen werden kann, ob diese zu Anfang am höchsten sind. Das Frachtverhalten der Sickerwasserinhaltsstoffe folgt somit im wesentlichen dem bereits bei der Sickerwasserkonzentration dokumentierten Verhalten.

Die insgesamt zu erwartenden Emissionspotentiale der verschiedenen Sickerwasserparameter und die prognostizierten Nachsorgezeiträume der Deponien wurden auf unterschiedliche Weise ermittelt. Mit Hilfe der Daten der Einzeldeponie D7 wurde das Emissionspotential unter der Zielvorgabe eines Wasser-Feststoff-Verhältnisses von 10 errechnet (Tab. 4.7). Um allgemeingültige Bereiche für die Parameter angeben zu können, wurden Extrapolationen der Konzentrationsverläufe für einen Zeitraum von 100 Jahren für verschiedene gut dokumentierte Deponien durchgeführt. Anhand dieser Auswertungen konnten minimale und maximale Verläufe dargestellt werden. Durch Integration der Kurven und Addition eines Sicherheitszuschlages sind die in Tab. 4.14 aufgelisteten Emissionspotentiale auf der Basis dieser zuvor ermittelten Kurvenverläufe errechnet worden. Diese Emissionspotentiale stellen nach Ansicht der Autorin eine gute Näherung an das in geologischen Zeiträumen maximal eluierbare Potential der Deponien, die mit unvorbehandelten Abfällen verfüllt wurden, dar. Die Höhe des Sicherheitszuschlages kann für die einzelne Deponie auf Grund unterschiedlicher Randbedingungen oder Ausgangsvoraussetzungen angepaßt werden, grundsätzlich wird eine Erhöhung des durch Integration der Kurve über einen Zeitraum von 100 Jahren gewonnenen Wertes, bedingt durch die bei der Extrapolation auftretenden Schwankungen und den damit verbundenen Unsicherheiten sowie den nicht genau prognostizierbaren Langzeitemissionen, für notwendig erachtet. Für den Parameter CSB konnte die Größenordnung des hinzu addierten Zuschlages durch Extrapolation des CSB in Abb. 4.46 und Aufaddition der daraus resultierenden Frachten bestätigt werden.

Beim Vergleich der in dieser Arbeit ermittelten Emissionspotentiale mit denen anderer Autoren erwies sich, daß die prognostizierten Emissionen sich zumeist in einer ähnlichen Größenordnung bewegten wie die von den übrigen Autoren prognostizierten Potentiale. Deutlich höhere Emissionen wurden für den Parameter CSB durch LEIKAM UND STEGMANN [1996] prognostiziert. Signifikant geringere Emissionen wurden für den Parameter Stickstoff durch BELEVI UND BACCINI [1989b] abgeschätzt. Die Höhe der Abweichung ist in beiden Fällen vermutlich auf die verwendeten Untersuchungssysteme zurückzuführen.

Beim Vergleich der Emissionspotentialbereiche (Tab. 4.14) mit dem für die Deponie D7 berechneten Emissionspotential (Tab. 4.7) zeigt sich, daß das Emissionspotential der Deponie D7 im unteren Bereich der zu erwartenden Emissionspotentiale liegt. Hierfür sind zwei Hauptgründe verantwortlich. Erstens die individuellen Voraussetzungen der Deponie D7 (Abfallzusammensetzung, Wasserhaushalt etc.) und zweitens die von den übrigen abweichende Art der Berechnung des Emissionspotentials. Ein Wasser-Feststoff-Verhältnis von 10 kann noch nicht mit einem geologischen Zeitraum gleichgesetzt werden, somit muß noch mit einem nicht näher definierbarem Rest an Emissionen nach dem Erreichen dieses Wasser-Feststoff-Verhältnisses gerechnet werden.

An diesem Punkt der Überlegungen stellt sich die Frage, in wieweit das verbliebene Potential noch umweltrelevant ist. Eine ähnliche Fragestellung wurde bereits durch die Berechnungen zum Langzeitverhalten der CSB-Konzentration aufgeworfen. Unter der Prämisse, daß 10.000 Jahre als eine ausreichende Näherung für die Dauer von geologischen Zeiträumen gelten kann, wurde für die aus den Jahresmitteln der Deponien ermittelte, extrapolierte CSB-Konzentration der letzten 4.000 Jahren dieses Zeitraumes ein Wert von < 10 mg/l prognostiziert. Hier muß hinterfragt werden, in wieweit diese CSB-Konzentration noch eine Umweltrelevanz besitzt. Angesichts des durch die Länder in der Verordnung über die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern zum Zweck der Trinkwasserversorgung [N. N., 1996] festgelegten Grenzwertes für den CSB von 30 mg/l, wird der langfristig für die Deponie prognostizierte CSB als nicht umweltrelevant angesehen, wenn die erwarteten Sickerwassermengen sich in einer Größenordnung bewegen, die der Grundwasserneubildungsrate bei natürlichen Böden entspricht.

Es bleibt die bisher ungeklärte Frage nach der Zusammensetzung der durch den CSB charakterisierten Stoffe. Auf diesem Gebiet ist in nächster Zukunft noch Forschungsbedarf zu leisten, da hierüber bisher nur wenig bekannt ist und dieser Aspekt unter dem Gesichtspunkt Langzeitverhalten und Nachsorgedauer letztendlich entscheidend ist. Handelt es sich bei der Zusammensetzung des CSB größtenteils um Huminstoffe bzw. deren Vorstufen und ähnelt die Zusammensetzung des Sickerwassers dem von Wasser, das unterhalb von natürlichen Ökosystemen, wie z. B. Wald oder Mooren abfließt, so relativieren sich die Aussagen zum Stoffaustrag. Die bisher erwartete Dauer der Nachsorgephase würde verkürzt. Zu diesem Problemfeld gibt es bisher noch kaum veröffentlichte Forschungsergebnisse in der Literatur. FRIMMEL UND WEIS [1991] wiesen nach, daß die Konzentration an Säuren mit hohem

Molekulargewicht und anderen funktionellen Gruppen im Sickerwasser alter Deponien höher war als im Sickerwasser jüngerer Deponien. SPILLMAN ET AL. [1995] konnten mit Hilfe von künstlichen Grundwassergerinnen zeigen, daß die im Sickerwasser von anaeroben Deponien enthaltenen Stoffe sich auf einer 100 m langen Filterstrecke sehr unterschiedlich verhalten. Gut abbaubare Stoffe wurden größtenteils in den ersten 30 m eliminiert, danach kam es im weiteren Verlauf zur Bildung von huminstoffähnlichen Substanzen im höhermolekularen Bereich.

Eine z. Z. durch Daten nicht verifizierbare Hypothese ist, daß bereits früher von einem stabilen und reaktionsarmen Deponiekörper ausgegangen werden könnte, als bisher angenommen, wenn andere Vergleichsmerkmale zu Rate gezogen werden als bisher. Bis heute gibt es z. B. keine rechtlich eindeutige Definition, was eine reaktionsarme Deponie ist oder unter welchen Voraussetzungen eine Deponie als reaktionsarm anzusehen ist. Die Reaktionsträgheit natürlicher Systeme stellt eine überprüfbare und sinnvolle Größe für die Definition einer reaktionsarmen Deponie dar. Bedingt durch den Anhang 51 gibt es lediglich Grenzwerte für die Einleitung in den Vorfluter, die aber für Deponien, bei denen das Sickerwasser nicht mehr gehoben werden kann oder soll, nicht anwendbar sind. Es kann nicht davon ausgegangen werden, daß die Sickerwassersammler das Sickerwasser über einen längeren Zeitraum als 100 Jahre fördern werden (Materialermüdung, Inkrustationen etc.). Beim Vorhandensein einer Basisabdichtung wird Sickerwasser nach deren Versagen an schadhafte Stellen punktuell in den Untergrund infiltrieren. Stellenweise kann es möglicherweise auch zum Aufstau von Sickerwasser oberhalb einer undurchlässigen Schicht oder einer noch intakten Dichtung kommen. Zur eindeutigen Definition des Nachsorgeendes ist die Festlegung von Frachtgrenzen zielführender. Diese könnten für unterschiedliche Randbedingungen konkretisiert werden. Hierdurch würde zudem verhindert, daß Deponien mit einer hohen Sickerwassermenge und geringen Sickerwasserkonzentrationen begünstigt werden.

Anhand dieser Überlegungen zeigt sich sehr deutlich, daß die gegenwärtig zur Verfügung stehenden rechtlichen Rahmenbedingungen nicht ausreichen, um eine Definition der Nachsorge zu geben bzw. darzustellen, unter welchen Bedingungen die Nachsorge als beendet angesehen werden kann. Das sich zur Zeit abzeichnende Szenario, daß die abgeschlossenen Deponien irgendwann sich selbst überlassen werden und kein Betreiber mehr haftbar gemacht werden kann, erscheint alles andere als erstrebenswert. Demgegenüber erweist sich der pragmatisch anmutende Vorschlag von HOINS [1998], die bereits geschlossenen Deponien

wie die Altablagerungen zu behandeln als langfristige Alternative, denn dann könnte die endgültige Rekultivierung dieser Standorte unter dem Gesichtspunkt der Gefahrenabwehr erfolgen. Für die ersten Jahrzehnte nach Deponieabschluß wird diese Vorgehensweise aber nicht als zielführend erachtet, da es sich bei den zur Diskussion stehenden Deponien i. d. R. um sehr viel größere Objekte handelt als bei den Altablagerungen, die heute als Altlasten gelten. Bei diesen Deponien muß zu allererst die Frachtreduzierung im Vordergrund stehen.

5.5 Bilanzierung der Frachten aus kommunalen Kläranlagen und Siedlungsabfalldeponien

Im folgenden Kapitel werden die von einer Modelldeponie zu erwartenden Frachten den Emissionen eines anderen anthropogenen Verursachers gegenübergestellt, um einen externen Anhaltspunkt zur Bewertung und Gewichtung dieser Frachten zu erhalten. Die Möglichkeit des direkten Vergleichs einer Modelldeponie mit einem natürlichen Ökosystem wurde aus folgenden Gründen nicht in Betracht gezogen:

- Im Rahmen der bisherigen Auswertungen wurde davon ausgegangen, daß Deponien ohne die nachträgliche Verbesserung ihres Schadstoffinventars geologische Zeiträume benötigen werden, um im Gleichgewicht mit ihrer Umgebung zu stehen. Somit kann erst nach solch einem individuell für jede Deponie unterschiedlich langem Zeitraum von einer wirklichen Vergleichbarkeit mit einem natürlich entstandenem Ökosystem, wie z. B. Wald, ausgegangen werden. Ein früherer Vergleich würde immer zu Lasten der Deponie ausgehen.
- Zudem kann sich bereits auf Grund der Lage einer Deponie ihre jeweilige Auswirkung auf die Umwelt völlig unterschiedlich darstellen. Hinzu kommt die Heterogenität der Deponien in Bezug auf ihre Abfallzusammensetzung.
- Ein weiterer Grund ist, daß im Rahmen der Sickerwasseranalytik vorwiegend Summenparameter untersucht werden. Die Konzentrationen einzelner Parameter oder toxikologisch brisanter Stoffe ist eher unüblich, so daß die Beurteilung der Umweltrelevanz nur bedingt möglich ist. Zudem ist das Wissen über die zukünftig zu erwartende Zusammensetzung der Summenparameter ebenfalls begrenzt. Möglicherweise wird es sich im Falle des CSB größtenteils nur noch um unbedenkliche huminstoffähnliche Substanzen handeln, die denen eines natürlichen Systems ähneln.

Generell ist jede Gegenüberstellung von unterschiedlichen anthropogen verursachten Emissionen kritisch zu hinterfragen, da die Situation der Deponie durch die Menge an Schadstoffen und deren Konzentration an einen Standort eine andere Situation darstellt als bei anderen Verursachern, wie z. B. kommunalem Abwasser oder der Landwirtschaft. Als der geeignetste Kandidat für einen Vergleich der Frachten wird das kommunale Abwasser bzw. die kommunale Kläranlage angesehen, da das Sickerwasser von Deponien und das kommunale Abwasser über eine Reihe von Gemeinsamkeiten verfügen.

Gemeinsamkeiten beider Systeme:

- Verursacher ist jeweils der Mensch.
- Beide Anlagen produzieren verunreinigtes Wasser, daß entsorgt werden muß.
- Sowohl der Anfall von Abfällen als auch von Abwasser kann nur vermindert, aber nicht gänzlich unterbunden werden.
- Beide Anlagen sind an einen Standort und dessen Randbedingungen gebunden.

Ein Unterschied zwischen dem geklärten Abwasser der kommunalen Kläranlage und dem Sickerwasser der Deponie ist, daß das kommunale Wasser zeitnah zu seiner Entstehung gereinigt wird, Deponiesickerwasser hingegen noch Jahrzehnte nach Abschluß der Deponie produziert wird und gereinigt werden muß.

5.5.1 Gegenüberstellung der Emissionen

Die Emissionen beider Anlagen sind in vielen Fällen miteinander verzahnt. Klärschlamm trägt bei Ablagerung auf der Deponie zu Emissionen bei. Die Sickerwässer vieler Deponien werden wiederum häufig in einer kommunalen Kläranlage gereinigt (siehe Abb. 5.5).

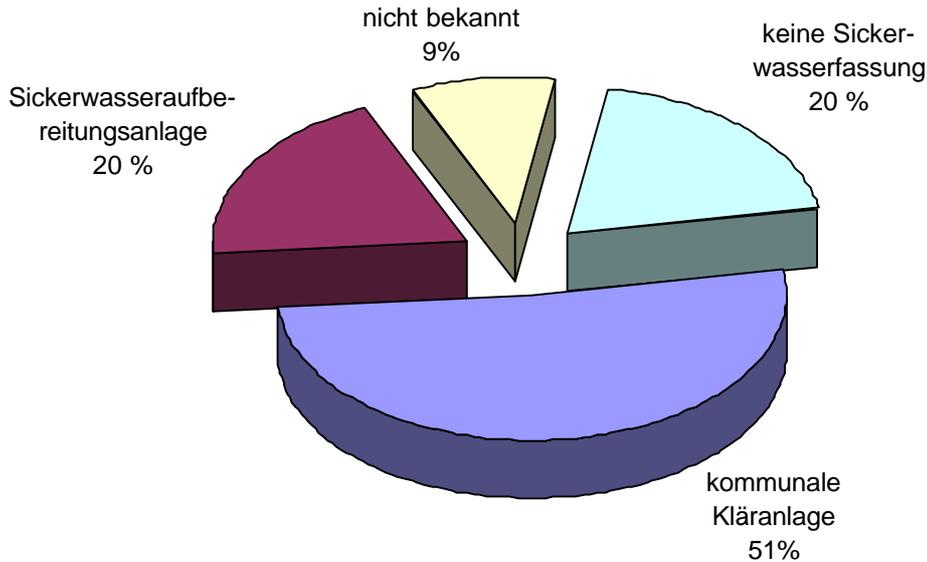


Abb. 5.5: Prozentuale Verteilung der Sickerwasserreinigung auf den untersuchten Deponien

Verunreinigungen, die durch Versickerung von Rohabwasser bereits vor Eingang in die Kläranlage verursacht werden, finden im Rahmen der nachfolgenden Modellrechnung ebenfalls Berücksichtigung. Die Größenordnung der insgesamt zu erwartenden Exfiltrationen aus dem Kanalsystem wird anhand von Daten aus der Literatur zunächst erläutert. Um ein Bild vom allgemeinen Zustand der Abwasserkanäle zu erhalten, werden die von der ATV [ATV, 1998] aufgenommenen Daten zur Altersstruktur und zum Sanierungsbedarf herangezogen. Demnach sind 19,8 % der Kanäle ≥ 75 Jahre alt. 16 % der Kanäle werden als sanierungsbedürftig eingestuft, wobei aber insgesamt erst 61 % aller Kanäle untersucht worden sind.

Im Rahmen eines vom BMBF geförderten Untersuchungsvorhabens der RWTH Aachen [DECKER UND MENZENBACH, 1995] wurden Abschätzungen zur minimalen und maximalen Exfiltration aus der Misch- und Schmutzwasserkanalisation der alten Bundesländer getroffen. Die Grundlage bildeten einerseits Versuche zum Verhalten sanierungsbedürftiger Kanäle und andererseits Daten zum Zustand der Kanäle in den alten Bundesländern. DECKER UND MENZENBACH [1995] prognostizierten eine Mindestexfiltration von 33.423.850 m³/a und eine Maximalexfiltration von 440.823.832 m³/a. Private Kanäle blieben im Rahmen dieser Untersuchungen unberücksichtigt. Hierbei kann nicht von einer gleichmäßigen über die gesamte Fläche der alten Bundesländer verteilten Exfiltration ausgegangen werden, sondern es sind punktförmig stark erhöhte Emissionsraten zu erwarten, die sich i. d. R. auf

Siedlungsgebiete begrenzen. HÄRIG [1991] (zitiert in KREUZBURG, KUNZE, MULL [1997]) ermittelte für das Stadtgebiet Hannover eine flächenbezogene Exfiltration von 77 mm/a. Dies würde eine deutliche Beeinflussung der Grundwasserneubildungsrate bedeuten.

DOHMANN [1995] stellte eine Abschätzung der Stickstofffrachten aus verschiedenen Quellen auf (siehe Abb. 5.6). Darin erweisen sich die Emissionen der Deponien, Kleinkläranlagen und Kläranlagen als nahezu verschwindend gering im Vergleich zu den Frachten, die durch die Landwirtschaft in Böden eingetragen werden. Ein weiterer Faktor stellen die Einträge aus der Atmosphäre da. Diese Aussagen werden von HÖLSCHER, ROST UND WALTHER [1994] bestätigt. Die Autoren kommen zu dem Schluß, daß der Stoffeintrag durch die Atmosphäre künftig zunehmend die Trinkwassergewinnung aus oberflächennahen Grundwasserleitern gefährden könnte.

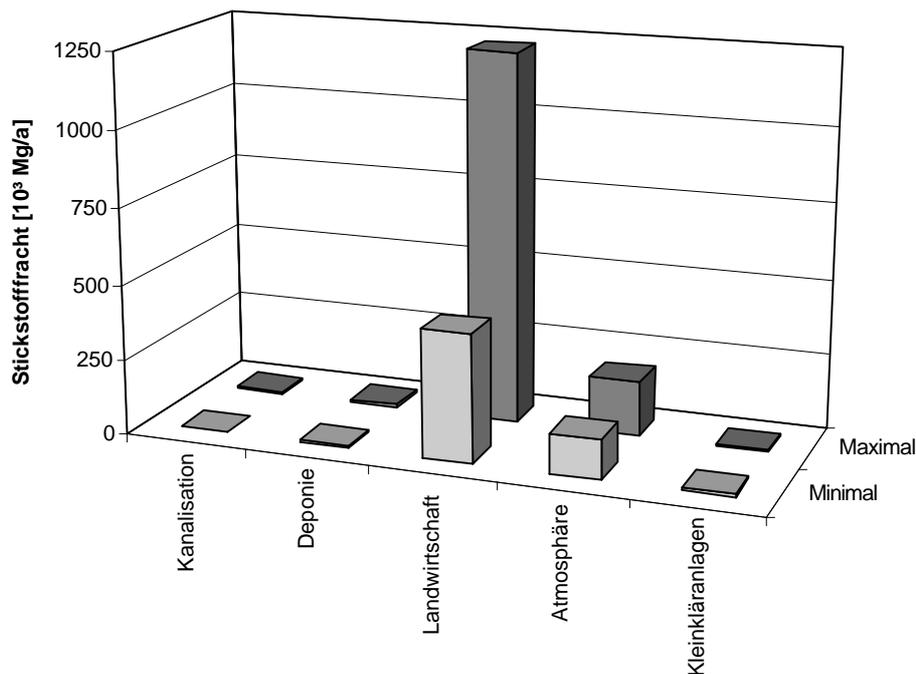


Abb. 5.6: In Böden eingetragene Stickstofffrachten aus verschiedenen Quellen in den alten Bundesländern, nach DOHMANN [1995]

Das täglich anfallende kommunale Abwasser wird zeitnah durch die Kläranlage gereinigt und die Restbelastungen in den Vorfluter gegeben. Bei Deponien handelt es sich um Abfälle, die häufig bereits seit Jahren abgelagert wurden und noch über Jahrzehnte und Jahrhunderte zu einer Sickerwasserbelastung führen. Parallel hierzu wird ebenfalls täglich neuer Abfall

produziert, der wiederum eine langanhaltende Sickerwasseremission verursachen wird. Dieser Kreislauf kann erst durch eine emissionsmindernde Vorbehandlung der Abfälle gestoppt werden. Voraussichtlich wird dies auf Grund der Vorgaben der TAsi [N. N., 1993] bundesweit bis zum Jahre 2005 der Fall sein.

Bei den organischen Inhaltsstoffen des Deponiesickerwassers kann gemutmaßt werden, daß es sich langfristig zum Großteil nur noch um schwer abbaubare Stoffe handelt, die große Ähnlichkeit mit natürlichen Huminstoffen aufweisen. FRIMMEL UND WEIS [1991] konnten zeigen, daß mit zunehmendem Deponiealter das Molekulargewicht und die Anzahl der funktionellen Gruppen bei den Sickerwasserinhaltsstoffen anstieg. Dies wäre ein Indiz dafür, daß sich der Abfallkörper ähnlich verhält wie ein gewachsener Boden. Es wird geschätzt, daß weltweit etwa $6 \cdot 10^{11}$ t organisch gebundener Kohlenstoffe als Huminstoffe vorliegen [SPRINGER UMWELTLEXIKON, 1995]. Sie sind in der Geo- und Hydrosphäre ubiquitär verbreitet. Ihre Bildung erfolgt im Boden wahrscheinlich über die Veränderung und Zersetzung von Lignin. Es wird angenommen, daß Huminstoffe physiologisch nicht schädlich sind. Durch ihre Fähigkeit Metalle zu komplexieren (z. B. Schwermetalle) und organische Verbindungen, wie z. B. Pestizide, zu binden, können Huminstoffe eine große Rolle für die chemischen und geochemischen Prozesse im Boden spielen. Diese Funktion werden sie mit hoher Wahrscheinlichkeit auch im Rahmen der Alterungsprozesse in der Deponie übernehmen.

Von den anorganischen Inhaltsstoffen des Sickerwassers sind aus toxikologischer Sicht vor allen Dingen die Schwermetalle umweltrelevant. Deren Konzentrationen sind allerdings schon wenige Jahre nach Verfüllbeginn auf Grund ihres chemischen Verhaltens so gering, daß unter der begründeten Annahme, daß der pH-Wert sich nicht signifikant verändert, von ihnen langfristig keine negative Beeinflussung des Untergrundes einer Deponie zu erwarten ist. Eine pH-Wert Änderung durch Eintrag aus der Atmosphäre würde nicht nur bei den Deponien zu einem Anstieg der Schwermetallkonzentration im Sickerwasser führen, sondern würde auch in natürlichen Ökosystemen analoge Effekte auslösen.

5.5.1.1 Berechnung der Frachten

Für die Gegenüberstellung der Emissionen werden die Frachten, die aus einer fiktiven kommunalen Kläranlage der Größenklasse 4 (20.000 - 100.000 Einwohnergleichwerte (EGW)) in 10 Jahren ausgetragen werden zusammen mit den zu erwartenden Exfiltrationen in

den Untergrund, den Frachten einer Deponie, die über 10 Jahre mit Abfall von 100.000 Einwohnern verfüllt wurde, gegenübergestellt. Im Rahmen des Vergleichs war es notwendig verschiedene Annahmen und Vereinfachungen für die beiden Verursacher zu treffen.

Annahmen für die kommunale Kläranlage:

Es wird angenommen, daß insgesamt 0,4 m³ Abwasser pro Einwohner und Tag (häusliches Schmutzwasser, Kleingewerbe etc.) gereinigt werden müssen. Hiervon werden in Anlehnung an die Arbeiten von MÜLLER UND SCHMIDT-BLEEK [1988] und DOHMANN [1989] etwa 15 l/(Einwohner *d), d. h. 3,75 % der angenommenen Gesamtmenge, als die in den Untergrund exfiltrierende Menge abgeschätzt. Die Belastung dieses Teils des Rohabwassers wird mit einem CSB von 500 mg/l und einem NH₄-N von 50 mg/l angenommen. Die Einwohnerzahl beträgt 100.000. Die gereinigte Abwassermenge wird der Vorflut zugeführt, nach Anhang 1 der Rahmen-AbwasserVwV [N.N., 1996] sind u. a. folgende Einleitgrenzwerte für die Kläranlage Größenklasse 4 in die Vorflut einzuhalten:

CSB = 90 mg/l

NH₄-N = 10 mg/l

Annahmen für die Modelldeponie:

Die Annahmen zur Emissionsentwicklung und zur Größe der Modelldeponie werden anhand der Ergebnisse und Erfahrungen mit den untersuchten Deponien abgeleitet.

Die innerhalb von 10 Jahren aufgebaute Modelldeponie mit einem Einzugsgebiet von 100.000 Einwohnern umfaßt eine Abfallmenge von 500.000 t Abfall. Hierbei wurde ein Abfallaufkommen inklusive Bauschutt und Gewerbeabfall von 500 kg pro Einwohner und Jahr zu Grunde gelegt. Der Wassergehalt beträgt 30 %. Die Fläche der Modelldeponie umfaßt 5 ha.

10 % des Gesamtpotentials sind bereits während der Ablagerung aerob abgebaut worden. Während der ersten 10 Jahrzehnte arbeitet eine Sickerwasserreinigungsanlage, die dazu beiträgt, daß die in die Vorflut entlassenen Wässer die Grenzwerte des Anhangs 51 einhalten. Insgesamt wird prognostiziert, daß in den ersten 100 Jahren 55 % des gesamten Sickerwasseremissionspotentials mit Hilfe aerober und anaerober Prozesse aus dem Deponiekörper entfernt werden. Durch die Sickerwasserreinigung kommt es zu einer Verminderung der in die Umwelt gelangenden Emissionen von im Mittel 70 - 90 %. Das verbliebene Emissionspotential wird im Laufe der nächsten Jahrhunderte und Jahrtausende emittiert, wobei

angenommen wird, daß die Emissionen auf Grund des sich verringernenden organischen Stoffpotentials im Laufe der Zeit immer geringer werden. Als geologischen Zeitraum wurden im Rahmen der Rechnungen 10.000 Jahre definiert. Dieser Zeitraum wurde auf Grund der CSB-Extrapolationen (Abb. 4.46) festgelegt, da davon auszugehen ist, daß nach diesem Zeitpunkt keine Gefährdung mehr von den untersuchten Deponien ausgehen wird. Der prognostizierte langfristige Emissionsverlauf wird als eine potentielle Kurve angesehen. Für die Berechnung der zu erwartenden Frachtmengen wird auf die errechneten Emissionspotentiale der Extrapolationen aus Tab. 4.14 zurückgegriffen:

CSB = 2.500 - 11.200 mg/kg TS

NH₄-N = 1.400 - 3.400 mg/t TS

Bei den in Tab. 5.1 dargestellten jährlichen Frachtmengen für das Sickerwasser (Zeilen 3 und 5 - 7) handelt es sich um mittlere Werte, d. h. zu Beginn des jeweiligen Zeitraumes können die Emissionen durchaus höher liegen und zum Ende des Zeitraums auch deutlich darunter. Dies gilt auch für alle weiteren Betrachtungen, in denen ein weiträumiger Zeitraum angegeben wird.

Tab. 5.1: Modellhafte Gegenüberstellung der Emissionen von kommunalem Abwasser und Sickerwasser einer Deponie

SICKERWASSER VON DEPONIE			
Nr.		CSB	NH₄-N
1	Gesamtes Sickerwasseremissionspotential einer in 10 Jahren aufgebauten Deponie mit einem Einzugsbereich von 100.000 Einwohnern und einer Abfallmenge von 500.000 t nach Subtraktion des 10 % aerob umgesetzten Stoffinventars während der Ablagerung	788 - 3.528 t	441 - 1.071 t
2	Emissionen, die auf Grund der Sickerwasserreinigung in den ersten 100 Jahren nicht in die Umwelt gelangen	276 - 1.588 t	154 - 482 t
3	Sickerwasseremissionen, die in den ersten 100 Jahren in den Vorfluter gelangen	1,18 - 1,76 t/a	0,54 - 0,66 t/a
4	Erwartetes Restemissionspotential nach 100 Jahren = 45 % des Ausgangspotentials	394 - 1.764 t	221 - 536 t
5	34 % des Ausgangspotentials infiltriert in den folgenden 400 Jahren in den Untergrund, da Sickerwasserreinigung nicht mehr durchgeführt wird. Zu Anfang können die Frachten über den hier genannten mittleren Werten liegen, da sich der Emissionsaustrag langsam verringert.	0,74 - 3,31 t/a	0,41 - 1,0 t/a
6	9 % des Ausgangspotentials infiltriert in den anschließenden 500 Jahren in den Untergrund	0,158 - 0,706 t/a	0,088 - 0,214 t/a
7	≤ 2 % des Ausgangspotentials infiltriert in einem Zeitraum von 9.000 Jahren in den Untergrund	< 0,01 t/a	< 0,0031 t/a
KOMMUNALES ABWASSER			
		CSB	NH₄-N
8	Summe der Exfiltration von Rohabwasser aus dem Kanalsystem für 100.000 Einwohner in 10 Jahren, Exfiltrationsrate: 15 l/(d*EW), angenommene Stoffkonzentrationen: CSB = 500 mg/l, NH ₄ -N = 50 mg/l	2.738 t	274 t
9	Jährliche Exfiltration von Rohabwasser aus dem Kanalsystem für 100.000 Einwohner	273,8 t/a	27,4 t/a
10	Summe der emittierten Frachten des geklärten Abwassers auf der Grundlage des Anhangs 1 der Rahmen-Abwasser-VwV (CSB = 90 mg/l, NH ₄ -N = 10 mg/l) in 10 Jahren von 100.000 Einwohnern in den Vorfluter	12.650 t	1.405 t
11	Jährliche Frachten des geklärten Abwassers in den Vorfluter	1.265 t/a	140,5 t/a
12	Summe der Frachtemissionen aus Exfiltration (Zeile 8) und geklärtem kommunalem Abwasser (Zeile 10) von 100.000 Einwohnern in 10 Jahren	15.388 t	1.679 t

Fortsetzung Tab. 5.1

Nr.	ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE	CSB	NH ₄ -N
13	Summe der durch das Sickerwasser in endlichen Jahren (hier: 10.000 Jahre) ausgetragenen Emissionen ins Oberflächenwasser und in den Untergrund (Zeile 1 - Zeile 2)	512 - 1.940 t	287 - 590 t
14	Summe der durch das Sickerwasser insgesamt ausgetragenen Emissionen in den Untergrund (Addition der Frachten aus Zeilen 5-7)	394 - 1.764 t	221 - 536 t
15	Summe der durch Exfiltration und geklärtem kommunalen Abwasser insgesamt in 10 Jahren hervorgerufenen Emissionen ins Oberflächenwasser und in den Untergrund (Zeile 12)	15.388 t	1.679 t
16	Summe der durch Exfiltration vom kommunalen Abwässern aus der Kanalisation über 10 Jahre in den Untergrund gelangende Emissionen (Zeile 8)	2.738 t	274 t

Die Gegenüberstellung der durch kommunales Abwasser hervorgerufenen Emissionen und der durch Sickerwasser von Deponien zeigt deutlich, daß die Höhe der zu erwartenden Emissionen durch das kommunale Abwasser um ein Mehrfaches höher ist als das des Sickerwassers. Das prognostizierte Emissionspotential liegt beim CSB für das kommunale Abwasser um 8 bis 30 mal höher als beim Sickerwasser. Das gereinigte Abwasser besitzt eine über mehr als zwei Zehnerpotenzen höhere Austragsrate pro Jahr als die Modelldeponie. Die geklärten Abwässer der Kläranlage gehen in einen Vorfluter, wo sie um ein Mehrfaches verdünnt werden. Die zeitliche Dauer ist eng begrenzt. Den umweltrelevantesten Teil der Emissionen machen die Exfiltrationen von ungeklärtem Abwasser aus undichten Kanälen vor dem Erreichen der Kläranlage aus. Sie führen ähnlich wie bei den Deponien langfristig zu punktuell hohen Schadstoffeinträgen in den Untergrund. Mit diesen Einträgen ist überwiegend in besiedelten Gebieten zu rechnen, in denen das Grundwasser zumeist nicht zur Trinkwassergewinnung genutzt wird. Insgesamt kann die Grundwasserneubildungsrate, wie das Beispiel Hannover mit einer von HÄRIG [1991] (zitiert in KREUZBURG, KUNZE, MULL, 1997) berechneten Exfiltrationsmenge von 77 mm/a zeigt, jedoch stark beeinflusst werden.

Trotz der im Rahmen dieser Gegenüberstellung vorgenommenen zeitlichen Eingrenzung von 10 Jahren für die Exfiltration von kommunalen Abwässern muß davon ausgegangen werden, daß außer durch Sanierung die Exfiltration über einen sehr viel längeren Zeitraum im selben Umfeld andauert. Dies führt zu einem weiteren Unterschied zwischen dem Sickerwasser einer Deponie und kommunalem Abwasser. Die Modelldeponie wird zeitlich befristet (hier: 10 Jahre lang) betrieben, d. h. ab ihrer Schließung nimmt das Schadstoffpotential ab. Bei der

Kläranlage und dem kommunalem Abwassernetz muß davon ausgegangen werden, daß es über endliche Zeiträume benutzt wird und ein immer neuer Schadstoffanfall erfolgt. Bei der Deponie findet eine örtliche Verlagerung durch den Wechsel des Deponiestandortes statt. Letzteres ist für die Kläranlage in den meisten Fällen nicht möglich.

Bei den Emissionen der Deponie wurde angenommen, daß eine Sickerwasseraufbereitung ungefähr über einen Zeitraum von 100 Jahren durchgeführt wird, deren Restemissionen ebenfalls einem Vorfluter zugeführt werden. Hierbei muß z. T. mit hohen Sickerwasserbelastungen vor der Reinigung, vor allem zu Anfang der Verfüllung gerechnet werden. Nach einem Zeitraum von 100 Jahren wird auf Grund der Erfahrungen mit den heutigen Altlasten angenommen, daß das Sickerwasser nur noch in Ausnahmefällen gehoben und einer Reinigung zugeführt wird. Nach 100 Jahren ist zudem zu erwarten, daß die Basisabdichtung allmählich ihre Funktionstüchtigkeit verliert, infolgedessen das anfallende Sickerwasser an Schwachstellen der Basisabdichtung in den Untergrund infiltriert. Hierbei wurden weder biologische Abbauprozesse im Boden, noch Adsorptions- und Umsetzungsprozesse, noch Veränderungen in der Zusammensetzung des CSB oder des N_{ges} quantitativ berücksichtigt. Konzentrationsmindernd wirken sich sowohl Adsorptionsprozesse im Boden als auch die Vermischung von Sickerwasser und Grundwasser aus. Die Höhe der konzentrationsmindernden Faktoren muß für den einzelnen Standort individuell erkundet werden.

Zur Beurteilung der Umweltrelevanz der Emissionen der Modeldeponie nach diesem Zeitraum wurde ein Vergleich mit Werten aus der Literatur für sinnvoll erachtet. Dieser erfolgte auf zwei Arten. Einerseits werden die Gesamtfrachten pro Fläche verglichen, andererseits die Konzentration der Stoffe. Hierzu müssen die errechneten Frachten in Konzentrationen umgerechnet werden. Es wird angenommen, daß 200 mm/a des Niederschlages als Sickerwasser anfallen.

Bei den Frachten erfolgt eine Gegenüberstellung der Stickstofffrachten mit Werten aus der Literatur. Vom Bundesverband Boden wird im Entwurf "Ökochemische Charakterisierung von Waldböden" ein "critical load" von 15 - 20 kg/(ha*a) Gesamtstickstoff genannt [N. N., 1999]. Der critical load wird vom Bundesverband Boden als der quantitative Eintrag von einem oder mehreren Schadstoffen definiert, unterhalb dessen keine schädlichen Veränderungen von sensiblen Ökosystemkomponenten oder Ökosystemen nach heutigem Erkenntnisstand eintreten. Die genannte Menge entspricht in etwa der Menge, die Bäume

innerhalb eines Jahres verstoffwechseln. Allerdings unterscheiden sich hier die Angaben aus unterschiedlichen Literaturstellen. Die Schutzgemeinschaft Deutscher Wald [N. N., 1997] geht von einer N-Aufnahme der Bäume von 8 bis 10 kg/(ha*a) aus und der Bundesverband Boden spricht von 10 - 20 kg/(ha*a). Der Stickstoffeintrag über den Regen wird mit 15 - 30 kg/(ha*a) abgeschätzt und führt dadurch an manchen Standorten bereits zu toxischen Werten für die Bodenorganismen [N. N., 1997].

Beim Vergleich der prognostizierten Frachten der Modelldeponie mit dem critical load, zeigt sich, daß der durch die Deponie verursachte Eintrag in den Untergrund nach 100 Jahren (Zeile 5 in Tab. 5.1, 34 % der Ausgangspotentials) zwischen 4 - 10 mal so groß ist wie der critical load, d. h. während dieser Zeit stellt die Stickstofffracht eine hohe Schadstofffracht und daraus resultierend eine Beeinträchtigung für den Boden dar. Diese Aussage unterstützt die bereits früher getroffenen Aussage, daß Stickstoff der Parameter ist, der die Dauer der Nachsorge bestimmt. Dieses Ergebnis weist auch darauf hin, daß diese Schadstoffemission (34 % der Ausgangspotentials der Modelldeponie in 400 Jahren) noch nicht tolerierbar ist. Somit müssen weitere Maßnahmen zur Reduzierung dieser Emissionen ergriffen werden. Insbesondere unter dem Aspekt, daß die Emissionen zu Beginn dieses definierten Zeitraums mit großer Wahrscheinlichkeit höher liegen werden als die dargestellten Durchschnittswerte. Eine Lösung dieses Dilemmas stellt die weitere Sickerwasserreinigung dar. Eine Alternative sind frühzeitig durchgeführte Maßnahmen, die zu einem signifikanten Rückgang der Emissionen in überschaubaren Zeiträumen führen. Auf diesen Punkt wird im Kapitel 5.7 noch eingehend eingegangen.

Für die darauffolgenden Zeitabschnitte (Zeile 6 und 7, Tab. 5.1) wurde prognostiziert, daß die zu erwartende Stickstofffracht zwischen 9 bzw. ≤ 2 % des Ausgangsstoffpotentials liegt. Diese Menge entspricht in etwa den Stickstoffeinträgen aus dem Niederschlag bzw. liegt sie deutlich darunter. Hierbei ist zusätzlich zu berücksichtigen, daß die genannten Zahlenwerte durchschnittliche Werte sind, d. h. auf Grund der Frachtenentwicklung über die Zeit ist zu Anfang mit höheren Emissionen zu rechnen und zum Ende des Zeitraums mit geringeren Frachten. Wird die Konzentration des Ammoniumstickstoffs, der in geologischen Zeiträumen aus der Modelldeponie eluiert werden wird, berechnet, so zeigt sich, daß bereits der Maximalwert von 0,31 mg/l NH₄-N unterhalb der Konzentration der TwV liegt und somit keinerlei Gefährdung darstellt. Hierbei wurde der geologische Zeitraum für die Berechnungen mit 10.000 Jahren gleichgesetzt.

In der Tab. 5.2 sind die prognostizierten Frachten der Zeilen 5-7 aus der Tab. 5.1 in Konzentrationen umgerechnet (SW = 200 mm/a) und ihnen Grenzwerte aus der Literatur gegenübergestellt worden. Die Literaturwerte wurden der Verordnung über die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern zum Zweck der Trinkwassergewinnung [N. N.,1996] und der TrinkwasserVerordnung [N.N, 1990] entnommen. Unter Einhaltung der Grenzwerte der Verordnungen wird dafür Sorge getragen, daß das Trinkwasser bei oraler Aufnahme für den Menschen keine nachteiligen Auswirkungen mit sich bringt. Somit stellen beide einen guten Anhaltspunkt für die Beurteilung von Verschmutzungen und deren Umweltverträglichkeit oder Tolerierbarkeit dar. Insbesondere die Verordnung über die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern zum Zweck der Trinkwassergewinnung [N. N.,1996] zeigt zudem, welche Verschmutzungskonzentrationen für die Trinkwasseraufbereitung als unproblematisch anzusehen sind.

Tab. 5.2: Frachten in unterschiedlichen Zeiträumen im Vergleich zu Grenzwerten in der Literatur

Frachten für unterschiedliche Zeiträume berechnet (Tab. 5.1)	Konzentrationen (SW = 200 mm/a)	Verordnung¹ [N. N., 1996]	TrinkwV [N. N., 1990]
CSB 34 % des Ausgangspotentials (Zeile 5, Tab. 5.1) 148 - 662 kg/(ha*a)	CSB 74 - 331 mg/l	CSB 30 mg/l	CSB 5 mg/l
CSB 9 % des Ausgangspotentials (Zeile 6, Tab. 5.1) 31,6 - 141,2 kg/(ha*a)	CSB 15,8 - 70,6 mg/l		
CSB ≤ 2 % d. Ausgangspotentials (Zeile 7, Tab. 5.1) < 2 kg/(ha*a)	CSB < 1 mg/l		
NH₄-N 34 % des Ausgangspotentials (Zeile 5, Tab. 5.1) 82 - 200 kg/(ha*a)	NH ₄ -N 41 - 100 mg/l	NH ₄ -N 3,1 mg/l	NH ₄ -N 0,39 mg/l
NH₄-N 9 % des Ausgangspotentials (Zeile 6, Tab. 5.1) 17,6 - 42,8 kg/(ha*a)	NH ₄ -N 8,8 - 21,4 mg/l		
NH₄-N ≤ 2 % d. Ausgangspotentials (Zeile 7, Tab. 5.1) < 0,62 kg/(ha*a)	NH ₄ -N < 0,31 mg/l		

¹Verordnung über die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern zum Zweck der Trinkwassergewinnung

Anhand der Gegenüberstellung in Tab. 5.2 wird nach Ansicht der Autorin deutlich, daß die langfristig über Jahrhunderte bzw. Jahrtausende zu erwartenden Sickerwasserfrachten (9 bzw. ≤ 2 % des Ausgangspotentials) der Deponien i. d. R. - im Vergleich zu anderen anthropogenen Verursachern (siehe Abb. 5.6) und unter der Prämisse eines konstanten pH-Wertes - nicht zu einer Gefährdung des Untergrundes und damit des Grundwassers führen. Die über Jahrtausende aus dem Deponiekörper auf Grund der Prognose (Tab. 5.2) zu erwartenden Konzentrationen liegen bereits unterhalb der Konzentrationen der TrinkwV und stellen demnach auch bei direktem Kontakt mit dem Grundwasser keine Gefährdung für die menschliche Gesundheit dar. Die im Rahmen der Emissionen der Modelldeponie auf 400 Jahre verteilten Frachten, die auf 34 % der Gesamtfrachten geschätzt werden, liegen hingegen nicht nur über den Konzentrationen der TrinkwV, sondern z. T. auch um ein Mehrfaches über den Grenzwerten der Verordnung über die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern zum Zweck der Trinkwassergewinnung. Auf Grund des z. T. exponentiellen Frachtenverlaufs ist zu Anfang dieses Zeitraumes möglicherweise von einer maximal doppelt so hohen Konzentration auszugehen, so daß diese Stoffkonzentrationen in keinem Falle, ohne weitere Maßnahmen zu ihrer Minimierung hinnehmbar sind. Zu Ende des Zeitraums kann jedoch ebenso von geringeren Konzentrationen ausgegangen werden. Da im Umfeld einer Deponie normalerweise keine Grundwassergewinnung stattfindet, werden die aus diesem letzten Zeitabschnitt der insgesamt angenommenen 400 Jahre möglicherweise zu besorgenden nachteiligen Effekte aller Wahrscheinlichkeit nicht mehr zu einer Umweltgefährdung für den Menschen führen. Nichtsdestotrotz sollten frühzeitig Maßnahmen zur Reduktion des Schadstoffaustrages ergriffen werden, um die Belastungen so gering wie möglich zu halten (siehe Kapitel 5.7).

Schadstoffreduzierende Prozesse wurden im Rahmen der Modellabschätzung nicht mit einbezogen. Sie stellen einen individuell zu berücksichtigenden Faktor in Form einer bodenspezifischen Größe dar, da sich unterschiedliche Bodengefüge biochemisch und physikalisch unterscheiden, d. h. ihre Fähigkeit zum Abbau von Schadstoffen oder zur Adsorption ist unterschiedlich ausgeprägt. Ein weiterer individuell zu berücksichtigender Faktor ist der Grundwasserabstand. Je weiter entfernt die Unterkante der Deponie vom Grundwasserleiter, desto größer die Möglichkeit der Schadstoffminimierung und um so unwahrscheinlicher eine umweltrelevante Verunreinigung des Grundwassers.

Zusammenfassung der Ergebnisse:

Die prognostizierten Emissionen der kommunalen Abwässer führen zu einem mehrfach höheren Schadstoffeintrag sowohl ins Oberflächenwasser als auch in den Untergrund als die der Modelldeponie. Die Risiken dieser Emissionen werden mit denen der Deponie als vergleichbar eingeschätzt. Hierbei spielt vor allen Dingen die dauerhafte Belastung eine ausschlaggebende Rolle. Lediglich die konsequente Sanierung der Abwasserkanäle in Verbindung mit der Sicherstellung der langfristig fehlerlosen Funktionstüchtigkeit würde für ein deutlich positiveres Bild der kommunalen Abwässer hinsichtlich ihrer Emissionen gegenüber denen der Deponie sorgen. Schließlich ist eines der größten Probleme der Deponie, daß die meisten technischen Anlagen langfristig nicht repariert werden können und die Betreiber mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht unendlich lange haftbar gemacht werden können.

Ausblick und Diskussion von Richtwerten

Das Ausmaß der möglichen anthropogen verursachten Verunreinigung des Grundwassers durch eine Deponie ist abhängig von den jeweiligen Randbedingungen. Um diese Umweltbelastung auf ein Minimum zu reduzieren, gibt es prinzipiell zwei Möglichkeiten:

- Intensivierung des kontrollierten Frachtenaustrages in dem Zeitraum, in dem die technischen Einrichtungen noch intakt sind.
- umfassende Abkapselung des Abfallkörpers von seiner Umwelt verbunden mit der auf unendliche Dauer sichergestellten Reparatur dieses Systems.

In Tab. 5.3 werden, basierend auf den vorhergehenden Überlegungen und Prognosen, zwei Ansätze dargestellt, anhand derer realistische Richtwerte für die Parameter CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ abgeleitet werden, die das Ende der Nachsorge charakterisieren könnten.

Tab. 5.3: Abgeleitete Richtwerte in Form von Frachten und Konzentrationen für die Parameter CSB und NH₄-N auf der Basis unterschiedlicher Vorgaben

	RICHTWERTE (Fracht)	RICHTWERTE (Konzentrationen) VORGABE: SW = 200 mm/a
<i>Basis: Jährliche Fracht bei 9 % des Ausgangspotentials der Modelldeponie (Tab. 5.1)</i>		
CSB	3 - 14 g/(m ² *a)	15,8 - 70,6 mg/l
NH₄-N	1,8 - 4 g/(m ² *a)	9-20 mg/l
<i>Basis: Verordnung über die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern zum Zweck der Trinkwassergewinnung</i>		
CSB	6 g/(m ² *a)	30 mg/l
NH₄-N	0,62 g/(m ² *a)	3,1 mg/l

Die vorgeschlagenen Richtwerte sollten bei unterschiedlichen Deponien Anwendung finden. Eine CSB-Fracht von 3 - 14 g/(m²*a) und eine NH₄-N-Fracht von 1,8 - 4 g/(m²*a) sollten lediglich bei Ablagerungen als Richtwert für das Ende der Nachsorge dienen:

- die keinerlei Folgenutzung unterliegen
- und deren Grundwasserabstand mindestens mehrere Meter beträgt, so daß durch die Bodenpassage eine weitere Verminderung der Fracht, z. B. durch Adsorption, zu erwarten ist.

In vielen Fällen besteht bei den untersuchten Deponien ein begründeter Verdacht, daß der Abstand der Deponiesohle zum Grundwasser nicht ausreichend ist, um eine weitere Verminderung der Fracht zu gewährleisten. Der von den Überwachungsbehörden in der Vergangenheit angegebene minimale Grundwasserabstand betrug i. d. R. 1 m. Bei diesen Deponien sollte die Einhaltung der Grenzwerte der Verordnung über die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern zum Zweck der Trinkwassergewinnung Anwendung finden. Dies würde eine CSB-Fracht von 6 g/(m²*a) und für den NH₄-N-Fracht 0,62 g/(m²*a) bedeuten. Der resultierende Stickstoffeintrag würde dabei sogar noch deutlich unterhalb des durch den Bundesverband Boden [N. N.,1999] vorgeschlagenen critical load für Waldböden

liegen. Durch die schärferen Grenzen kann der geringe Grundwasserabstand, der für eine weitergehende Adsorption oder einen Abbau als nicht ausreichend eingestuft wird, weitgehend ausgeglichen werden.

Zusätzlich und unabhängig von den vorgeschlagenen Richtwerten zur Charakterisierung des Nachsorgeendes muß von Standort zu Standort abgeschätzt werden, in wieweit ein solcher Eintrag in den Untergrund generell vertretbar ist. Bislang gibt es für Deponien keinerlei Verordnung oder Richtlinie zur Definition oder Festlegung der Nachsorgephase bzw. bei welchen Sickerwasserfrachten oder Sickerwasserkonzentrationen eine Entlassung aus der Nachsorge erfolgen kann. I. d. R. werden lediglich die Grenzwerte des Anhang 51 vorgebracht, die aber nur eine Direkteinleitung in die Vorflut regeln. Welche Kriterien für das Nachsorgeende gelten sollen, ist zur Zeit unklar. Aus diesem Grunde können die zur Diskussion gestellten Richtwerte lediglich mit Grenzwerten aus dem Altlastenbereich verglichen werden, obwohl dort im Gegensatz zu den Deponien der Grundsatz der Gefahrenabwehr gilt und nicht das Vorsorgeprinzip. Die Emissionen (tägliche Fracht) aus kontaminiertem Boden/Ablagerungsgut ins Grundwasser dürfen, z. B. laut der Gemeinsamen Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums und des Sozialministeriums über Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen, Punkt 5.2.3.1, Absatz 3 [N. N., 1993] nicht über den maximal zulässigen Emissionswerten liegen. Der Parameter CSB ist bei diesen Grenzwerten nicht aufgeführt. Die NH_4 -Fracht wird mit 1.100 g/d festgelegt. Dies würde für die erarbeiteten Grenzbereiche bedeuten, daß die Deponiegröße je nach Belastungszustand einen ausschlaggebenden Faktor darstellt. Nimmt die Fracht z. B. den Richtwert von $\text{NH}_4\text{-N}$ 4 g/(m²*a) an (Tab. 5.3), so darf die Deponie nur etwa 7 ha groß sein, um rechnerisch nicht über die maximal hinnehmbare Emission zu gelangen. Für die Nachsorgedauer der Modelldeponie würde dies ein Zeitraum von minimal 500 Jahren bedeuten.

Anhand der errechneten Richtwerte ist wiederum ersichtlich, daß die Werte für den CSB möglicherweise durch Intensivierung erzielt werden können, für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ bzw. für N_{ges} muß aller Voraussicht nach Einzellösungen gesucht werden, da die hier vorgestellten Konzentrationen oder Frachten im Vergleich zum bisher dokumentierten Emissionsverlauf klein sind und auch durch Intensivierung der mikrobiologischen Prozesse - soweit absehbar - kurzfristig nicht zu erzielen sind. Es sei denn das Wasser wird weiterhin in einer Kläranlage gereinigt. Ein biologisch schwer abbaubarer CSB wird bei der Passage durch die Kläranlage i. d. R. lediglich verdünnt. Der Abbau von $\text{NH}_4\text{-N}$ führt hingegen zu einer verringerten

Sauerstoffzehrung im Gewässer.

Unter dem Aspekt, daß bei der Durchmischung im Aquifer eine Verdünnung des Sickerwassers erreicht wird, kann gemutmaßt werden, daß die Schadstoffkonzentrationen in vielen Fällen signifikant unterhalb der Grenzwerte der Trinkwasser-Verordnung [N. N., 1990] liegen werden. Letzteres muß jeweils für den Einzelfall durch die Grundwasserüberwachung nachgewiesen werden. Zudem sollte jeweils zwischen den einzuhaltenden Grenzwerten für die Emission - bezogen auf den spezifischen Verursacher - und den möglicherweise im jeweiligen Einzelfall immissionsseitig nachweisbaren hinnehmbaren Verunreinigungen unterschieden werden.

Eine wesentliche, sich aus dem bereits ausgeführten Darstellungen ergebende Forderung ist, daß das Emissionspotential einer einzelnen Deponie in einem kürzeren, für ein Menschenleben überschaubaren Zeitabschnitt auf ein unproblematisches Maß zu senken ist. Auf diesen Gedanken wird in Kapitel 5.7 nochmals eingegangen werden.

Untersuchungen von SPILLMANN ET AL. [1995] haben gezeigt, daß die Stoffe, die durch den Summenparameter CSB detektiert werden, im Verlaufe der Fließstrecke eines Grundwasserleiters Veränderungen unterworfen sind. Die leicht abbaubaren Bestandteile werden demnach weitgehend eliminiert, die übrigen Bestandteile können u. a. zu schwer löslichen huminstoffähnlichen Substanzen umgelagert werden. Hierbei war mit zunehmender Fließstrecke eine Zunahme höhermolekularer Bestandteile nachweisbar. Das Fazit der Autoren ist, daß ein konstanter CSB nicht gleichzeitig das Ende der biochemischen Um- und Abbauvorgänge anzeigt.

Jeder durch die Überwachungsbehörde festzulegende Richtwert muß für die individuelle Situation der Deponie in ihrem speziellen Umfeld eingehend überprüft werden, z. B. können spezifische geogene Vorbelastungen dazu führen, daß die vorgegebenen Richtwerte nicht eingehalten werden können. Die Prüfung ist insbesondere bei hydrogeologisch schwierig zu erfassendem Untergrund oder sensibler Folgenutzung unabdingbar.

Bei einer optimal durchgeführten Rekultivierung mit Aufbringung einer mineralischen Dichtung kann langfristig mit einem relativ konstantem Sickerwasseranfall gerechnet werden. Dieser sollte so gewählt werden, daß eine optimale Wasserversorgung der Mikroorganismen

gewährleistet wird und trotzdem die Kosten für die Sickerwasserreinigung nicht ins Unermeßliche steigen. Ein Sickerwasseranfall von 100 - 200 mm/a wird hierfür als ausreichend erachtet, wenn ein soweit wie möglich gleichmäßiger Wassereintrag über die Rekultivierungsschicht ermöglicht wird. Unter den bundesdeutschen Niederschlagsverhältnissen bedeutet dies in Abhängigkeit vom jeweiligen Standort ein ca. 10 - 15 % iges Sickerwasseraufkommen. Nicht alle Deponien werden diese Menge an Sickerwasser einhalten können. Deshalb ist die Festlegung von eluierbaren Frachten pro Quadratmeter besser geeignet, das Ende der Nachsorge zu beschreiben als ein reiner Konzentrationswert.

Die Gruppe der Schwermetalle wurde bei den bisherigen Betrachtungen ausgenommen, da ihre Konzentrationen bereits in wenigen Jahren unterhalb der Grenzwerte des Anhangs 51 liegen und bei ihnen unter den gegebenen Milieubedingungen mit keinem Anstieg gerechnet wird. Ein nicht unbedeutender Anteil der Schwermetalle wird als schwerlösliche Karbonate gebunden vorliegen und dementsprechend nicht in Lösung gehen. Mit einer umweltrelevanten Freisetzung von Schwermetallen muß erst ab einem pH-Wert $< 6,5$ gerechnet werden. Einige Schwermetalle sind sogar erst ab pH 4 als mobil zu betrachten. Die Gefahr einer durch sauren Niederschlag bedingten Absenkung des pH-Wertes werden von [HUBER, JAROS, LECHNER, 1998] als äußerst gering eingeschätzt. Mit einer dadurch ausgelösten vermehrten Schwermetallmobilisierung rechnen die Autoren, zumindest bei einer Monodeponie, erst in einigen tausend Jahren.

5.5.2 Vergleich der errechneten Frachten mit dem Modell von BACCINI, BELEVI, LICHTENSTEIGER [1992]

BACCINI, BELEVI, LICHTENSTEIGER [1992] sind der Frage nachgegangen, wie sich die Freisetzung der Schadstoffe aus einer Reaktordeponie nach dem Versagen der Untergrundabdichtungen auf die Grundwasserqualität auswirken könnte (Tab. 5.4). Hierzu entwarfen sie die fiktive Modellregion Metaland mit insgesamt einer Million Einwohner, einer Fläche von 2.500 km² und einem linsenartigen Grundwasserreservoir von 2 Milliarden m³. Abbau- und Adsorptionsprozesse im Aquifer blieben unberücksichtigt.

Tab. 5.4: Abschätzung der jährlichen Konzentrationszunahme im Grundwasser, nachdem die Abdichtungen der Siedlungsabfalldeponie nicht mehr funktionstüchtig sind nach BACCINI, BELEVI, LICHTENSTEIGER [1992]

	C_{org.}	Chlorid	Zink	Cadmium
Mittlere Konzentration im SW am Ende der intensiven Reaktorphase [mg/l]	750	1.300	0,6	0,002
Mittlere Konzentration im Sickerwasser nach 50 Jahren [mg/l]	600	500	0,6	0,002
Mittlere Konzentration im nicht kontaminierten Grundwasser [mg/l]	0,5	3	0,005	0,00002
Mittlere spezifische Elementfracht [g/(EW*a)]	480	400	0,48	0,0016
Totale Elementfracht [kg/a]	480.000	400.000	480	1,6
Mittlere jährliche Konzentrationszunahme [mg/(l*a)]	0,24	0,2	0,00024	$8 \cdot 10^{-7}$
Mittlere jährliche Konzentrationszunahme [%]	50	7	5	4

Die Autoren kommen insgesamt zu dem Schluß, daß die bereits bestehenden Reaktordeponien für die weitere Zukunft ein hohes Belastungspotential für das regionale Grundwasser darstellen. Sie stellen die Forderung auf, daß die bisher produzierten Altlasten saniert werden müßten. Auf Grund der in Tab. 5.4 dargestellten Entwicklung kann in der Modellregion Metaland eine stetige Zunahme der Kontaminationen im Grundwasser erwartet werden.

Die hier gegenübergestellten Modelle der Emissionsentwicklung von Deponien hinsichtlich der Beeinflussung des Untergrundes bzw. des Grundwassers weisen beide auf eine mögliche negative Beeinflussung des Grundwassers durch eine Deponie, die mit unvorbehandeltem Abfall verfüllt wurde, hin. Gleichzeitig ist davon auszugehen, daß es sich jeweils um die Darstellung eines "worst case" Szenarios handelt, denn es wurden weder emissionsmindernde Abbaureaktionen berücksichtigt noch der Situation Rechnung getragen, daß das Grundwasser normalerweise keine statische Masse ist, sondern ebenfalls Veränderungen unterworfen ist, die dazu führen das eine weitere Durchmischung oder ein weiterer Abbau der Schadstoffe stattfindet. Aussagen, daß eine jährliche Konzentrationszunahme von 50 % im Grundwasser zu erwarten ist [BACCINI, BELEVI, LICHTENSTEIGER, 1992], müssen dementsprechend im

Einzelfall auf ihren Aussagewert hin überprüft werden. Grundsätzlich verstößt das Hinnehmen der Infiltration von Sickerwasser ins Grundwasser gegen § 34 (2) des Wasserhaushaltsgesetzes. Demnach dürfen Stoffe nur so gelagert oder abgelagert werden, daß eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen ist.

5.6 Für und Wider einer Oberflächenabdichtung

Das Themenfeld Oberflächenabdichtung wurde bereits mehrfach im Zusammenhang mit der Gas- und Sickerwasserentwicklung und der Nachsorge angesprochen. Gegenwärtig findet in der Abfallbranche eine lebhafte Diskussion über das Für und Wider einer TASI konformen Oberflächenabdichtung (Abb. 2.10) oder einer alternativen Oberflächenabdichtung für Deponien, die mit unvorbehandelten Abfällen verfüllt wurden, statt.

Prinzipiell zeichnen sich hierbei zwei Grundpositionen beim Umgang mit bereits verfüllten Deponien mit unterschiedlichen Konzepten und Zielen ab:

- Die Befürworter der Kombinationsabdichtung sprechen sich für die möglichst schnelle und weitestgehend wasserundurchlässige Oberflächenabdichtung der Deponien aus, um eine weitere Emission von Sickerwasser und Deponiegas in die Umwelt zu vermeiden.
- Die Kritiker der Kombinationsabdichtung befürworten hingegen einen umfassenden Frachtenaustrag aus der Deponie, um den nachfolgenden Generationen einen soweit wie möglich inerten Abfallkörper zu hinterlassen. Um dieses Ziel zu erreichen, wird es auch weiterhin als notwendig erachtet, Wasser durch den Deponiekörper hindurchfließen zu lassen. Hierbei ist die Frage, wieviel Wasser bis zur Inertisierung des Abfallkörpers notwendig ist, noch strittig.

BOTHMANN [u. a. 1997, 1998] befürwortet die frühzeitige Aufbringung einer Kombinationsabdichtung nach TASI, da sich der Deponiekörper für ihn als nicht steuerbarer Reaktor darstellt. Von außen zugeführtes Wasser verfügt seiner Meinung nach nur über eine sehr begrenzte Wirkung auf die Mineralisierungsprozesse. Eine gleichmäßige Durchfeuchtung kann nach seiner Einschätzung nur vor dem Einbau erfolgen. Insgesamt spricht er sich für eine möglichst frühzeitige Aufbringung einer Kombinationsabdichtung aus.

Für STIEF [1986, 1988] repräsentiert die Oberflächenabdichtung durch ihre Funktion im Multibarrierenkonzept und als in der TASI festgelegtes Regelsystem eine wirksame und notwendige Barriere im Gesamtentwurf der Siedlungsabfalldeponie. TIEBEL-PAHLKE [1998] stellt in seinen Ausführungen das Multibarrierenkonzept für Deponien allgemein in Frage, da die Vorgehensweise sich an die Risikoanalyse von kerntechnischen Anlagen anlehnt, bei deren Problemstoffen es sich um radioaktive Substanzen handelt. Tiebel-Pahlkes Argumentation basiert darauf, daß Radioaktivität sich nicht mit Hilfe technischer Maßnahmen reduzieren läßt, Abfallstoffe aus dem Siedlungsabfallbereich hingegen durch eine thermische Behandlung weitgehend inertisiert werden können. Diese Aussage hat für die bereits verfüllten Deponien nur bedingt Gültigkeit, da der Abfall hierzu wieder aufgenommen werden muß. Beim Verbleib des Abfalls in der Deponie besteht nur die Möglichkeit der In-Situ-Stabilisierung.

Die Gegner der Kombinationsabdichtung und der daraus resultierenden Veränderung des Wasserhaushaltes der Deponie kritisieren vor allen Dingen die ungenügende Sicherung des noch reaktiven Deponiekörpers nach der Materialermüdung der Kombinationsabdichtung. In welchem Zeitraum dies zu befürchten ist, ist unter dem Gesichtspunkt des vorsorgenden Umweltschutzes völlig irrelevant. Insbesondere erscheint es unglaubwürdig und unrealistisch anzunehmen, daß zukünftige Generationen die mit der Zeit immer größer werdende Anzahl an alten Deponien weiterhin überwachen und reparieren werden. Es ist demnach dringend erforderlich, Szenarien für die Nachsorge dieser Deponien zu entwickeln, die möglichst wenig Wartung und Pflege bedürfen und trotzdem einen weitgehenden kontrollierten Frachtaustrag ermöglichen.

Eine Alternative zu technisch aufwendigen Systemen stellt das langfristige Rekultivierungsziel Wald dar. Es ist ein pflegeleichtes und wartungsarmes System. Letzteres ist aber erst zu einem Zeitpunkt möglich, an dem eine negative Beeinträchtigung der Elemente Wasser, Boden und Luft durch die Deponie nicht mehr zu besorgen ist und nur an Standorten, an denen auch langfristig keine weitere Nutzung des Geländes angestrebt wird. In einer Studie des Department of Environment [Großbritannien, 1992] kamen die Autoren insgesamt zu einem positiven Ergebnis hinsichtlich der Möglichkeiten des Langzeitrekultivierungsziels Wald auf Deponien. In Deutschland herrscht in Fachkreisen die Meinung vor, daß dieses Ziel nicht erstrebenswert ist.

WEBER [1990] betitelte die der TASI entsprechende Deponie als Sargdeckeldeponie und brachte dadurch zum Ausdruck, daß durch die Einkapselung des Deponiekörpers lediglich eine Art Trockenstabilisierung erzielt wird, die zu keiner weiteren Entfrachtung oder Reaktionsminderung führt. Dies widerspricht im Grundsatz der These, daß die Deponie mit der Zeit immer besser werden soll [STIEF, 1989] und Umweltbelastungen nicht auf künftige Generationen verlagert werden sollten [N. N. (TASI), 1993]. Bei einem erneutem Wasserzutritt setzen die Umsetzungsprozesse wieder ein. Ein Beispiel, wie solch ein Verhalten aussehen könnte, stellt die Deponie D1 dar. Durch extremen Dünnschichteinbau, hoher Einbaudichte und frühzeitiger Aufbringung einer mineralischen Dichtung wurde ein gegenüber den übrigen Deponien extrem geringes Sickerwasseraufkommen erzielt. Parallel hierzu lagen die Sickerwasserkonzentrationen in einem geringen Wertebereich. Erst die Errichtung von Gasbrunnen und das damit verbundene Durchstoßen der Oberfläche verbunden mit einem größeren Wasserzutritt resultierten in einem nachträglichen signifikantem Konzentrationsanstieg aller Sickerwasserparameter. Die Deponie durchlief die saure Phase auf Grund der besonderen Randbedingungen im Gegensatz zu allen übrigen untersuchten Deponien zeitversetzt. Das Verhalten der Deponie D1 gibt Hinweise auf das zu erwartende Verhalten von Deponien, die kurz nach Deponierungsende abgedichtet werden. Das dokumentierte Verhalten der Deponie D1 zeigt allerdings auch, daß geringe Sickerwasserkonzentrationen kein hinreichendes Kriterium für einen reaktionsarmen Körper sind, sondern immer im Gesamtzusammenhang mit der Deponiehistorie gesehen werden müssen.

Anhand des dokumentierten und prognostizierten Verhaltens der Deponien und unter Zugrundelegung des TASI Grundsatzes, daß Umweltbelastungen nicht auf künftige Generationen verlagert werden sollen, kann nur eine weitreichende aktive Entfrachtung des Deponiekörpers in einem überschaubaren Zeitraum ein sinnvolles Ziel darstellen. Dazu ist es nach Ansicht der Autorin zunächst notwendig die Entgasung zu optimieren, damit innerhalb eines überschaubaren Zeitraums ein niedriges Niveau erreicht wird. Danach ist die Auslaugung des Abfallkörpers zu betreiben, um in kürzester Zeit eine möglichst weitreichende Entfrachtung zu ermöglichen. Letzteres ist insbesondere unter dem Gesichtspunkt, daß kurz nach Deponierungsende noch alle Wartungssysteme intakt sind und der Betreiber bei auftretenden Problemen noch haftbar gemacht werden kann, von Bedeutung.

5.7 Prognose des langfristigen Deponieverhaltens bei unterschiedlicher Vorgehensweise während der Nachsorgephase

Eines der dringendsten Probleme im zukünftigen Umgang mit den Deponien ist die auf den Einzelfall abgestimmte Vorgehensweise nach Abschluß des Schüttnbetriebes auf Deponien, die mit herkömmlichen unvorbehandeltem Abfall verfüllt wurden.

Im Rahmen dieses Kapitels werden fünf unterschiedliche Verfahren zum Umgang mit diesen Deponien nach deren Abschluß anhand der zu erwartenden CSB-Frachten gegenübergestellt. Hierbei handelt es sich nicht um das langfristige Emissionsverhalten konkreter Deponien, sondern um Prognosen, die anhand der erhaltenen Ergebnisse aus den Deponieauswertungen und z. T. auch aus Daten in der Literatur erarbeitet wurden. Folgende Maßnahmen wurden für diese Gegenüberstellung ausgesucht:

- mineralische Oberflächenabdichtung
- Kombinationsabdichtung nach TASI
- Auslaugung eines Deponiekörpers durch Zugabe von Wasser
- In-Situ-Belüftung eines Deponiekörpers
- Rückbau eines Deponiekörpers.

Für die Gegenüberstellung des langfristig zu erwartenden Emissionsaufkommens wurde der Parameter CSB ausgewählt, da es über dessen Konzentrationsverhalten am meisten verfügbares Datenmaterial gibt, auf das im Rahmen der Prognose zurückgegriffen werden kann. Letzteres trifft sowohl auf die untersuchten Deponien als auch auf Veröffentlichungen verschiedener Autoren in der Literatur zu.

Im Vorfeld der Erstellung des jeweils zu erwartenden Emissionsprofils ist es notwendig verschiedene Annahmen für die jeweilige Deponiesituation zu treffen. Diese Prämissen werden im folgenden näher erläutert. In den ersten 10 Jahren nach Abschluß der Deponien wird ein Sickerwasseraufkommen prozentual zum Niederschlag von 15 % angenommen. Der Niederschlag wird mit durchschnittlichen 750 mm/a festgelegt. Die mittlere CSB-Konzentration liegt bei 2.000 mg/l. Der Zeitraum vor dem Deponieabschluß findet in den Auswertungen keine Berücksichtigung. Die mittlere Deponiehöhe wird mit 10 - 15 m angesetzt. Dies entspricht in etwa den durchschnittlichen Abfallhöhen der untersuchten Deponien, wobei einige Deponien auf Teilbereichen Höhen von über 20 -25 m und in Ausnahmefällen auch noch

deutlich höhere erzielen. Detaillierte Erläuterungen zum Emissionsverlauf sind im Anhang 4 aufgelistet.

Für die Abschätzung des CSB-Emissionsverlaufs unterhalb der mineralischen Abdichtung wurden die CSB-Konzentrationen anhand des minimalen potentiellen Verlaufs aus Abb. 4.46 genutzt. Die Sickerwassermenge wurde über den gesamten Zeitraum konstant mit 15 % des Niederschlages angesetzt. Als nicht mehr umweltrelevante Grenzkonzentration für den CSB wurden 30 mg/l festgelegt. Diese Konzentration entspricht dem Wert, der in der Verordnung über die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern zum Zweck der Trinkwasserversorgung als Grenzwert angegeben wird [N. N., 1996]. Diese CSB-Konzentration wird im Deponiemodell mit mineralischer Abdichtung im Zeitraum 501 - 550 a nach Abschluß erzielt (Abb. 5.7 und 5.8).

Bei dem Verfahren der Kombinationsabdichtung wurden folgende Prämissen aufgestellt. Im 11. Jahr nach Deponieabschluß wird die Kombinationsabdichtung aufgebracht. Dies entspricht der Vorgabe in der TAsi, daß nach dem Abklingen der Hauptsetzungen eine Oberflächenabdichtung aufgebracht werden soll. Für die sich anschließenden Jahre wird ein sogenanntes "Ausbluten" des Deponiekörpers erwartet, bei dem mangels Niederschlagseintrag in den Abfallkörper nur noch geringe Mengen an Sickerwasser anfallen. Für die weiteren 100 Jahre wird ein nahezu vernachlässigbar kleiner Sickerwasseranfall prozentual zum Niederschlag von lediglich 0,01 - 0,05 % erwartet. Erst im Anschluß daran wird ein allmähliches Versagen verbunden mit dem Nicht-Reparieren der Dichtung eingerechnet. Hierbei wird anfangs von nur 1 % Sickerwasser prozentual zum Niederschlag ausgegangen. Diese Menge steigert sich im Laufe der Zeit auf 15 %. Endpunkt ist wiederum die CSB-Konzentration von 30 mg/l, die voraussichtlich im Zeitraum 951 - 1000 a erreicht wird (Abb. 5.7 und 5.8).

Für das Verfahren der Auslaugung wurde angenommen, daß die jeweilige Deponie im 21. Jahr nach Deponieabschluß mit dem vermehrten Zutritt von Wasser beginnt. Hierbei wurde eine Menge von 150 % des durchschnittlichen Niederschlages von 750 mm/a angenommen. Die Dauer der Reinfiltrationsmaßnahme ist auf 20 Jahre begrenzt. Danach werden die Sickerwassermengen wieder auf 15 % des Niederschlages zurückgefahren. Die CSB-Konzentration 30 mg/l wird bei dieser Maßnahme bereits im Zeitraum 81 - 90 a erwartet (Abb. 5.7).

Für die Prognose des Deponieverhaltens nach In-situ-Belüftung wurde angenommen, daß diese Maßnahme 30 Jahre nach Abschluß der Deponie für einen Zeitraum von 10 Jahren durchgeführt wird. Durch die lange Übergangszeit wird gewährleistet, daß es nur noch eine geringe Gasproduktion gibt. Während der Aerobisierung findet unter den dann herrschenden Milieubedingungen eine sehr viel schnellere und effektivere Umsetzung von den noch verbliebenen organischen Materialien im Abfallkörper statt. Die vorgegebene CSB-Konzentration wird für den Zeitraum 201-250 a prognostiziert (Abb. 5.7 und 5.8).

Der Rückbau wird im Gegensatz zu den übrigen Maßnahmen dadurch charakterisiert, daß bei ihm Teilfraktionen der ausgekofferten Stoffe einer Verwertung zugeführt werden [WISKEMANN UND HARDES, 1998]. RETTENBERGER [1997] dokumentierte anhand des von ihm durchgeführten Rückbauprojektes auf der Deponie Burghof, daß

- 3,9 % stofflich verwertbare Anteile, wie Steine und Metalle,
- 17,1 % thermisch verwertbare Anteile, vor allem eine Leichtfraktion mit einem Heizwert von 20 MJ/kg,
- sowie 79,0 % nicht verwertbare Abfälle enthalten waren.

Die von Rettenberger dargestellte Zusammensetzung der Abfälle beinhaltet für dieses konkrete Deponiebeispiel ein bis zu 21 %-iges Volumeneinsparpotential, welches gleichzeitig zu einer Verminderung des Emissionspotentials führen würde. Zudem wird davon ausgegangen, daß 3 - 5 % des Gesamtvolumens von Rückbauprojekten als Sonderabfälle qualifiziert werden können, die somit entfernt und gesichert werden [WISKEMANN UND HARDES, 1998]. Die so entstandenen Deponien entsprechen hinsichtlich ihrer Ausstattung dem neuesten technischen Stand, verursachen auf Grund der erzielten Feuchteinbaudichten von bis zu 1,86 t/m³ [RETTENBERGER, 1997] nur noch geringe SW-Mengen pro Zeiteinheit und verfügen auf Grund der verwerteten und aussortierten Anteile über ein stark vermindertes reaktives Schadstoffpotential. Bei der hier durchgeführten Prognose wurde der Rückbau im 11. Jahr nach Schließung durchgeführt. Nach der erneuten Ablagerung wurde von einem verringerten Sickerwasseranfall von 10 % des Niederschlages ausgegangen. Die im Rahmen dieser Ausführungen festgelegte CSB-Konzentration wird demzufolge im Zeitraum 351 - 400 a erreicht (Abb. 4.7 und 5.8).

In Abb. 5.7 ist der prognostizierte CSB-Verlauf der einzelnen Verfahrensvarianten für den Zeitraum bis 150 Jahre nach Deponieabschluß dargestellt. Anhand der Abb. 5.7 ist klar ersichtlich, daß in den ersten Jahrzehnten bereits sehr große Unterschiede der einzelnen Verfahren sichtbar werden, die zu diesem Zeitpunkt jedoch noch keine Rückschlüsse auf das Langzeitverhalten zulassen. Hierbei zeigen die Frachtverlaufskurven des Parameters CSB bei der mineralischen Abdichtung, der In-situ-Belüftung und dem Rückbau die größte Übereinstimmung, wohingegen im 20-jährigen Auslaugungszeitraum eine mehrfach höhere CSB-Fracht als bei allen anderen Verfahrensmodellen erzielt wird. Die Kombinationsabdichtung hingegen verfügt zu diesem Zeitpunkt über die geringsten Frachten, da bei ihr nahezu kein Sickerwasser mehr anfällt und dadurch keine Emissionen auf dem Wasserpfad aus dem Deponiekörper entweichen können.

In Abb. 5.8 ist das langfristig zu erwartende Emissionsverhalten im Zeitraum von 101 - 1000 Jahren dargestellt. Bei der Kombinationsabdichtung wird nach dem allmählichen Versagen der Dichtungssysteme mit einem Anstieg gerechnet, der sich erst zu einem relativ späten Zeitpunkt infolge von geringeren Konzentrationen rückläufig entwickelt. Bei den übrigen Kurven ist ein hierzu entgegengesetztes Verhalten zu beobachten. Hier zeigen die Frachten einen nahezu stetigen Rückgang über die Zeit. Die Maßnahme, die anhand der prognostizierten Emissionsverläufe am schnellsten, die geringsten Frachten aufweist, ist die Auslaugung, gefolgt von der In-Situ-Belüftung und dem Rückbau. Bei der Bewertung des Rückbaus muß zusätzlich berücksichtigt werden, daß im Gegensatz zu den übrigen Verfahren hier neben der Entfrachtung ein Flächengewinn stattfindet, so daß jetzt mehr Abfall auf einem m² Fläche abgelagert worden sind als vorher. Dann erst folgt in dieser Aufreihung die mineralische Abdichtung. Als letzte mit großem zeitlichen Abstand zu allen übrigen Systemen schließt sich die Kombinationsabdichtung an. Zwischen ihr und der mineralischen Abdichtung liegt ein Zeitraum von ungefähr 400 Jahren. Allerdings hat die Deponie mit Kombinationsabdichtung in diesem Zeitintervall insgesamt bereits geringe Frachten pro Zeiteinheit erreicht.

Basierend auf den vorgestellten Modellüberlegungen kann davon ausgegangen werden, daß die Maßnahme der Auslaugung mit verstärktem Wasserdurchsatz nach dem Rückgang der Gasproduktion eine der nachhaltigsten und effektivsten Maßnahmen zur Stoffreduktion und zum schnellen Erreichen eines vorher definierten Nachsorgeendes darstellt. Auf Grund der Darstellungen von BEAVEN [1997] kann diese Methode allerdings nicht bei allen Deponien Anwendung finden.

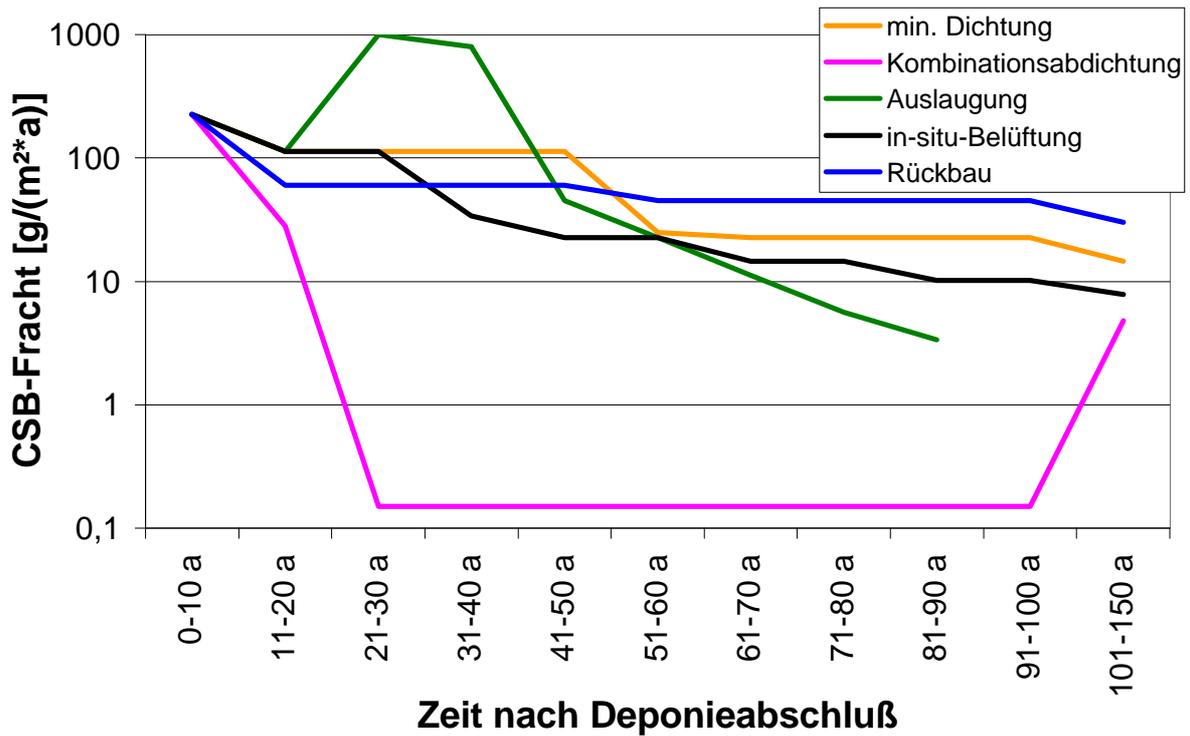


Abb. 5.7: Prognose der CSB-Frachtverläufe bei unterschiedlicher Vorgehensweise in den ersten 150 Jahren nach Deponieabschluß

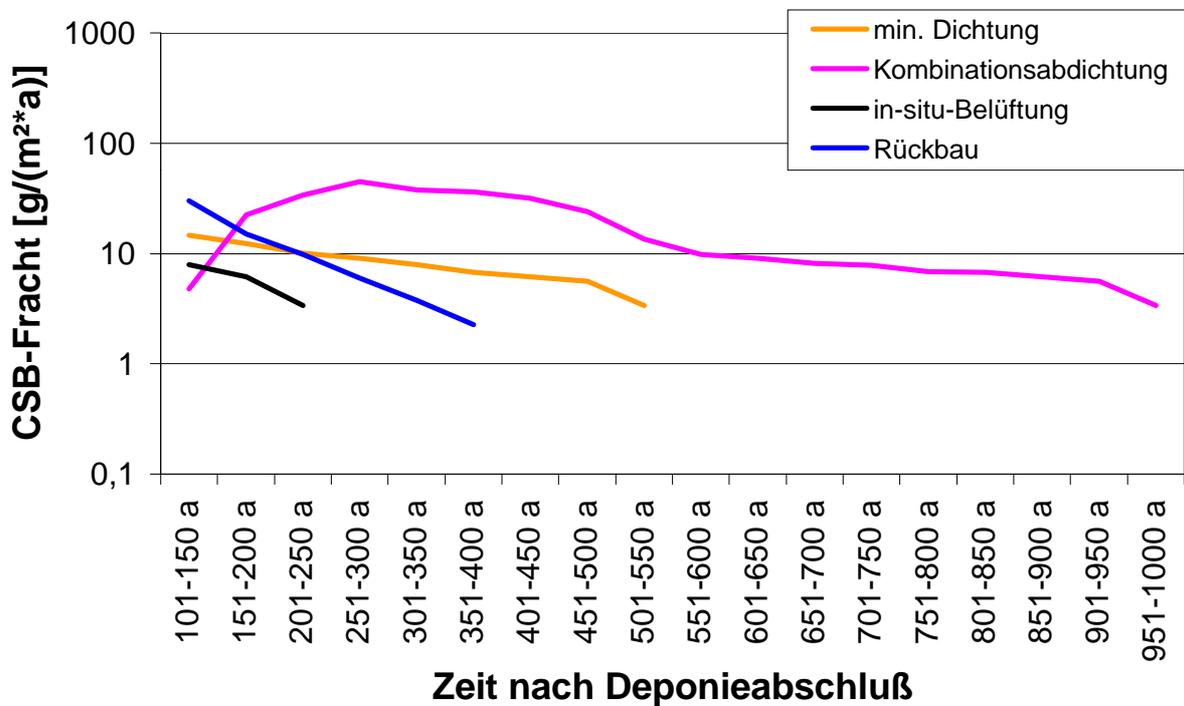


Abb. 5.8: Prognose der CSB-Frachtverläufe bei unterschiedlicher Vorgehensweise in den Jahren 101 - 1.000 nach Deponieabschluß

BEAVEN kam in seinen Ausführungen zu dem Schluß, daß bei einer Wasserrückführung von mehr als 1000 mm/a die hydraulische Leitfähigkeit des Abfalls nicht kleiner als 10^{-7} m/s und die maximale Höhe nicht mehr als 25 m sein sollte. Standsicherheitsprobleme müssen ebenfalls für die einzelne Deponie berücksichtigt werden.

Generell ist bei der Übertragung der hier dargestellten Emissionsprofile auf andere Deponien für den Parameter CSB zu bedenken, daß die in den Abb. 5.7 und Abb. 5.8 dargestellten Kurven nicht absolut sind, d. h. bei unterschiedlichen Deponien und Ausführungsvarianten können sich die Kurven gegenüber den hier dargestellten Verläufen verändern. Dies hängt nicht zuletzt auch von den bereits im Vorfeld stattgefundenen Maßnahmen zur Stabilisierung des Deponiekörpers und der Effektivität der Entgasungsanlage ab. Zudem sind auch Verfahrenskombinationen denkbar, die insgesamt eine noch effektivere Maßnahme darstellen könnten. Sich gegenseitig ergänzende und auf unterschiedlichen Standorten einsetzbaren Verfahren stellen beispielsweise die folgenden Kombinationen dar:

- a) In-Situ-Belüftung und Rückbau
- b) Auslaugung und Kombinationsabdichtung

zu a):

Das kombinierte Verfahren In-Situ-Belüftung und Rückbau würde sich auf Grund der technischen Vorgaben für den Rückbau geradezu anbieten. Für den Rückbau muß aus Arbeitsschutzgründen in jedem Fall eine Aerobisierung durchgeführt werden, so daß diese ohne großen Mehraufwand auch über einen längeren Zeitraum durchgeführt werden könnte, um einen so weit wie möglich stabilisierten Deponiekörper zu erzielen. Allerdings muß dann mit einem insgesamt geringeren recycelbaren Anteil im Abfall gerechnet werden.

zu b):

Die Kombination Auslaugung und dem anschließendem Aufbringen einer Kombinationsabdichtung (ca. 50 - 70 Jahre nach Deponieabschluß) wird zu einem Deponiekörper führen, der einerseits ein bereits sehr geringes Emissionspotential aufweist und andererseits auf Grund der Oberflächenabdichtung auch nach dem allmählichen Versagen der Funktionstüchtigkeit nur geringe Emissionen in die Umwelt gelangen läßt. Letzteres stellt insbesondere für problematische Standorte eine Lösung dar. Probleme könnten hier lediglich durch eine noch vorhandene geringe Gasproduktion auftreten. Von RETTENBERGER [1999] wurde zu dieser

Problematik angeregt, die Kunststoffdichtungsbahnen nicht zu verschweißen, sondern lediglich zu überlappen, so daß dort konzentriert die noch verbliebenen geringen Deponiegasmengen entweichen können. Bei diesem Vorgehen ist jedoch fraglich, ob das Methan in einer darüber liegenden Schicht vollständig oxidiert werden kann und ob durch solch ein Vorgehen nicht doch noch größere Mengen an Niederschlagswasser in den Deponiekörper eindringen können, wodurch sich der Frachtenaustrag wieder erhöhen würde.

5.8 Die Deponie als Risikofaktor in der Literatur

Die Untersuchungen zur Risikoabschätzung von Siedlungsabfalldeponien befassen sich mit unterschiedlichen Fragestellungen dieser umfangreichen Problematik. Die von FRANKE [1997] veröffentlichte Risikobewertung von Deponien versucht das Gefährdungspotential der Deponien über die zusätzlich zu erwartenden Krebstodesfälle abzuschätzen. Franke bezieht sich dabei auf die von der US-EPA (U. S. Environmental Protection Agency) veröffentlichten Ergebnisse [US-EPA, 1991 zitiert in FRANKE, 1997], die besagen, daß 3.000 verfüllte Deponien über 300 Jahre in der gesamten USA rechnerisch insgesamt 5,7 zusätzliche Krebstodesfälle verursachen würden. Dementsprechend läge das durchschnittliche Krebsrisiko der Gesamtbevölkerung der USA unter Einbeziehung einer durchschnittlichen Lebenserwartung von 70 Jahren bei 0,006 pro Million und wird daher als gering eingestuft. Als die wesentlichen Gründe für diese niedrigen Risikowerte werden durch die US-EPA folgende genannt:

- Mehr als die Hälfte der Deponien hat keine Wohnbebauung im Umkreis von 1,6 km; für diese Deponien wurden keine Auswirkungen berechnet.
- Die Ermittlung der Auswirkungen basiert auf der durchschnittlichen Bevölkerungsdichte von 400 Einwohnern pro km². Bei zunehmender Bevölkerungsdichte im Umkreis der Deponie vergrößert sich das Risiko.
- Für die Sickerwasserkonzentration wurden die Medianwerte aus der statistischen Auswertung von 44 Deponien unterstellt. Würde das 90-Perzentil zugrundegelegt, resultierten 10fach größere Auswirkungen.

FRANKE [1997] kommt bei einer ersten Abschätzung des Individualrisikos in der Bundesrepublik unter Zuhilfenahme des von der US-EPA aufgestellten Modells für das Krebsrisiko auf einen mittleren Wert von 0,034 pro Million Einwohner für die krebserzeugenden Stoffe.

Dies liegt etwas höher als der Wert für die USA, erscheint aber immer noch sehr gering. Allerdings bedürfte es Frankes Einschätzung zufolge noch der Berücksichtigung einiger Unterschiede zwischen dem Flächenland USA und der Bundesrepublik, wie z. B. der höheren Bevölkerungsdichte im Umkreis einer Deponie, der intensiveren Grundwassernutzung und nicht zuletzt den höheren technischen Anforderungen an die Gestaltung der Deponie, um eine realitätsnähere Abschätzung des Risikos für die Bundesrepublik darstellen zu können.

Ein völlig anderes Herangehen an die Problematik der Gefährdungsabschätzung wurde in einer vom bayerischen Umweltministerium in Auftrag gegebenen Studie realisiert [Bayerisches Umweltministerium, 1994]. Die Zielsetzung bestand darin, die Risiken von Deponien anhand einer Einzeldeponie unter Normalbetrieb und bei außergewöhnlichen Zuständen oder Ereignissen abzuschätzen. Hierbei wurde den Emissionswegen Luft, Wasser und Boden nachgegangen. Das Resümee der Autoren ist, daß die im Rahmen der von ihnen durchgeführten Studie unter konservativen Annahmen berechneten Auswirkungen der Deponie in einem vertretbaren Wertebereich liegen, die bei Betrachtung typischer Risiken einer hochindustrialisierten Gesellschaft auf der unteren Stufe potentieller Gefahrenschwerpunkte anzusiedeln sind. Allerdings besaß die betrachtete Deponie bereits einige technische Einrichtungen, wie z. B. eine drei-lagige Basisabdichtungsschicht mit einem k_f -Wert von 10^{-9} m/s. Diese Voraussetzung wird von einem Großteil der in dieser Arbeit untersuchten 76 Deponien nicht erfüllt.

Ein Vergleich der auf unterschiedlichem Wege und unter unterschiedlichen Zielsetzungen durchgeführten Gefährdungsabschätzungen ist nur bedingt möglich. Die jeweiligen Ziele der einzelnen Untersuchungen unter denen die Gefährdung einer Deponie abgeschätzt wird, differieren sehr stark und können z. T. auf Grund der vorliegenden Unterlagen nicht in jedem Fall komplett nachvollzogen werden. So kann z. B. nicht nachgeprüft werden, auf welche Schadstoffkonzentrationen sich das Krankheitsbild Krebs bezieht, wobei der ausschlaggebende Parameter Arsen ist. Dieser Parameter wird in bundesdeutschen Sickerwasseranalysen erst seit wenigen Jahren in beschränktem Umfang erfaßt. Zudem ist eine Wichtung dieses Kriteriums gegenüber dem Kriterium Schadstofffreisetzung bzw. Umweltbelastung nicht möglich, da es sich hier um völlig unterschiedliche Bewertungskriterien handelt. Ein direkter Vergleich mit dem in Kapitel 5.5 erstellten Emissionsprofil einer Modelldeponie oder dem Modell Metaland von BACCINI, BELEVI, LICHTENSTEIGER [1992] ist nicht möglich.

Anhand dieser Beispiele aus der Literatur wird deutlich, daß schon die Auswahl der Bewertungskriterien Einfluß auf das Ergebnis haben können. Letztendlich wird hierdurch gezeigt, daß eine allgemeingültige Bewertung auf Grund der Heterogenität der AbfalldPONien unter der Vorgabe des Umweltschutzes nur bedingt deponieübergreifend durchführbar ist.

5.9 Konzeptvorschläge zum langfristigen Umgang mit Deponien, die mit unvorbehandelten Abfällen verfüllt wurden

Konzepte zum langfristigen Umgang mit Deponien, die mit unvorbehandelten Abfällen verfüllt wurden und die in den meisten Fällen, verglichen mit den Vorgaben der TAsi über geringe technische Standards verfügen, stellen jeweils einzelfallspezifische Lösungen dar, die einen Konsens zwischen dem zum Schutz der Allgemeinheit notwendigem und dem finanziell machbaren finden müssen. Ein großes Problem stellen demzufolge die abgeschätzten Nachsorgezeiträume dar. Es erscheint vom gegenwärtigen Standpunkt aus als äußerst fraglich, ob eine Nachfolgegesellschaft oder ein privater Nachfolger eines Deponiebetreibers sich mehr als 50 - 100 Jahre um die kostenintensive Hinterlassenschaft kümmern wird. Dies haben die Erfahrungen mit den heutigen Altlasten gezeigt. Demnach müssen Konzepte vorangetrieben werden, die eine Intensivierung der im Abfallkörper stattfindenden Prozesse fördern und zu einer schnelleren Inertisierung der Deponien führen. Idealerweise sollte die Behandlungsdauer nicht länger als eine Generation erfordern. Letzteres würde bedeuten, daß die jeweilige Betreibergesellschaft oder ein privater Betreiber für die notwendigen Maßnahmen noch zur Verfügung ständen. Es erscheint langfristig nicht unwahrscheinlich, daß die Allgemeinheit für eventuelle Schadensfälle eintreten muß.

Zur frühzeitigen Intensivierung der Mineralisierungsprozesse stehen gegenwärtig die In-Situ-Belüftung und die Auslaugung in unterschiedlichen Varianten (Reinfiltration zur Steigerung der Gasproduktion, Auslaugung der eluierbaren Frachten) zur Verfügung.

Die Praktikabilität dieser Verfahren sollte vor dem Einsatz jeweils für die individuellen Standorte nachgewiesen werden. Insgesamt stellen sich hinsichtlich der Durchführung und der Auswirkungen auf die Dauer der Nachsorge noch Fragen, die erst durch die beispielhafte Durchführung der Verfahren beantwortet werden können.

Im folgenden wird ein praxisnaher Weg zum Umgang mit Deponien, die mit unvorbehandeltem Abfall verfüllt wurden, zur Diskussion gestellt. Hierzu ist es notwendig eine

Unterscheidung zwischen der rechtlichen Seite und der technischen Umsetzung vorzunehmen. Rechtlich kann davon ausgegangen werden, daß eine zeitlich unbefristete Verantwortlichkeit des Betreibers nicht verfassungskonform ist. Die TASI läßt die Frage nach der Dauer der Nachsorge offen. Somit bedarf es einer genaueren zeitlichen Festlegung hinsichtlich der Dauer der Nachsorge für den einzelnen Betreiber. Gegenüber den unter den bisherigen Randbedingungen prognostizierten Nachsorgezeiträumen von wahrscheinlich mehreren hundert Jahren erscheint ein Zeitraum von 50 - 100 Jahren für den Betreiber als durchaus zumutbar. Diese Aussage beinhaltet die Forderung während dieser Zeit ein intensives Programm zur weitreichenden Inertisierung des Deponiekörpers durchzuführen.

Eine pragmatische Möglichkeit zur Durchführung der Nachsorge sieht der folgende Vorschlag zur Gestaltung der Nachsorgephase mit unterschiedlich nachsorgeintensiven Zeiträumen vor. Für die Randbedingungen einer Deponie können die aufgeführten Maßnahmen und deren vorgeschlagene Dauer individuell angepaßt werden. Generell wird im folgenden zwischen 4 Phasen unterschieden.

DIREKT NACH ABSCHLUSS DER DEPONIE

- 30 Jahre stellen den absoluten Mindestzeitraum für die intensive Nachsorge von Deponien dar. Dies ist unabhängig von den jeweiligen Sickerwasserfrachten. Während dieses Zeitraumes muß eine weitestgehende Entfrachtung des Abfallkörpers zumindest hinsichtlich der Gasemissionen erzielt werden.
- Folgende Arbeiten sind notwendig:
 - Instandhaltung der Sickerwassersammler, regelmäßige Befahrung und Spülung der Leitungen, Reparatur;
 - Intensive Wartung der Entgasungsanlage mit wöchentlicher Messung und Regulierung durch geschultes Personal; Betrieb eines BHKW in Modulbauweise, so daß eine Umrüstung auf kleinere Module problemlos möglich wird. Nach Absinken der Mengen und der Methankonzentrationen wird das anfallende Deponiegas durch den Betrieb einer Hochtemperaturfackel thermisch entsorgt, möglicherweise geschieht dies im diskontinuierlichen Betrieb, i. d. R. keine Stützfeuerung;
 - bei Bedarf und Nachweis der Notwendigkeit Intensivierung der Entgasung durch Reinfiltrationsmaßnahmen;
 - Aufbringung einer mineralischen Abdichtung mit genügend starker

Rekultivierungsschicht, so daß Austrocknung verhindert wird (nach Aussagen von Melchior [1999] verhindert eine trockenere Einbauweise des mineralischen Materials die Austrocknung effektiv), Ansaat von Gras, kostengünstige Bewirtschaftung durch Schafhaltung; hierdurch entfällt sowohl arbeitsintensives Mähen als auch die häufig dadurch bedingte Beschädigung der technischen Einbauten.

- Die Sickerwassermenge sollte genügend hoch sein, um einen optimalen Abbau der organischen Substanz zu gewährleisten. Es werden 10 - 15 % des Niederschlages vorgeschlagen, d. h. auf die alten Bundesländer bezogen etwa ein Sickerwasseraufkommen von 100 - 200 mm/a. Das Sickerwasser muß einer Reinigung zugeführt werden.

CA. 30 JAHRE NACH ABSCHLUSS

Die Gasmenge ist erwartungsgemäß auf $< 1 \text{ m}^3/\text{t TS}$ zurückgegangen. Der aktive Entgasungszeitraum ist demnach im Regelfall abgeschlossen. Es ist sicherzustellen, daß eine optimale Restgaseliminierung durch Methanoxidation in der obersten Rekultivierungsschicht stattfinden kann.

⇒ Erhebung der SW-Qualität:

- **Fall A:** $CSB \geq 600 \text{ mg/l}$ und $NH_4-N \geq 150 \text{ mg/l}$, Voraussetzung ist, daß die SW-Menge zwischen 100 und 200 mm/a liegt.

Die Intensivierung der Entfrachtung des Abfallkörpers wird bei einer Sickerwasserqualität die dem Fall A entspricht als notwendig erachtet. Bei sehr kleinen Ablagerungen (ca. bis 200.000 m^3) wird es sich in einigen Fällen als langfristig günstiger erweisen den Abfall zurück zu bauen, so daß das Emissionspotential durch Entfernen der Stoffe in kürzester Zeit verringert wird. Der Rückbau stellt eine nachhaltige Maßnahme zur Verkürzung der Nachsorgephase dar. Wird eine intensivere Nutzung der ehemaligen Deponiefläche geplant, so ist dies die weitaus empfehlenswerteste Methode.

Des Weiteren bieten sich folgende Verfahren zur weiterführenden Inertisierung der Deponie an:

Aerobisierung des Deponiekörpers

- 5 Jahre lang wird Atmosphärenluft in den Deponiekörper eingeblasen, um ein aerobes Milieu zu etablieren. Unter diesen Bedingungen vollziehen sich die Umsetzungsprozesse sehr viel schneller, da der Energieertrag aerober Prozesse i. d. R. höher ist.
- In einem auf 5 Jahre begrenzten Übergangszeitraum stellt sich wahrscheinlich das vorhergehende Milieu langsam wieder ein. Hieran schließt sich eine Überprüfung der Sickerwasserqualität an.
- Entspricht die Sickerwasserqualität bereits den Anforderungen des Anhangs 51 kann das Sickerwasser direkt einem geeigneten Vorfluter zugeführt werden.
- Entspricht die Qualität diesen Kriterien noch nicht, so muß entweder eine weitere Aerobisierungsphase oder eine Auslaugung durch eine verstärkte Reinfiltration durchgeführt werden.

Auslaugung des Körpers

- 1-2-fache Volumen des Abfallkörpers wird in Form von Wasser innerhalb eines 20-jährigen Zeitraums in die Deponie zurückgeführt. Die Voraussetzung ist ein intaktes Sickerwassersammlersystem. In diesem Zeitraum ist eine Sickerwasseraufbereitungsanlage vorzuhalten. Für einen 15 - 20 m hohen Abfallkörper ($0,7 \text{ t/m}^3$, 30 % Wassergehalt) würde dies eine zurückgeführte Menge von 750 - 2.000 l/(m²*h) bedeuten. Während der Rückführung ist auf die Gewährleistung der Standfestigkeit zu achten.
- Nach ca. 20 Jahren wird der Abfallkörper nach einer Übergangszeit wiederum ohne Rückführung betrieben. Die Sickerwassermengen sollten auf 100 - 150 mm/a eingestellt werden.
- Das anfallende Sickerwasser muß gereinigt werden.

→ **Fall B):** $CSB < 600 \text{ mg/l}$ und $NH_4-N < 150 \text{ mg/l}$ Voraussetzung ist, daß die SW-Menge zwischen 100 und 150 mm/a liegt.

Entspricht die Sickerwasseranalyse den unter Fall B angegebenen Konzentrationen, so muß das Sickerwasser lediglich weiter gefaßt und gereinigt werden. Nach den bisherigen Erfahrungen wird dies in den meisten Fällen die kommunale Kläranlage übernehmen, wenn die

Grenzwerte für die Indirekteinleitung auch noch nicht eingehalten werden. Weitere aufwendige Verfahren zur Intensivierung (siehe Fall A) werden nur in Einzelfällen, z. B. bei sensibler Folgenutzung, für notwendig erachtet.

CA. 50 JAHRE NACH ABSCHLUSS DER DEPONIE:

- Durchführung einer abschließenden Beprobung des Deponiekörpers zur Prognose des gegenwärtigen Emissionspotentials. Diese hat um so intensiver zu erfolgen, d. h. es sollten um so mehr Proben gewonnen werden, je lückenhafter die Dokumentation der Emissionssituation bis zu diesem Zeitpunkt ist. Die dadurch erhaltenen Abfallproben können durch den Gärttest und durch Elutionsversuche näher charakterisiert werden. In Einzelfällen kann auch die Durchführung von 1-jährigen DSR-Versuchen zielführend sein.
- Erstellung einer Gefährdungsabschätzung für jede Deponie. Hierbei ist darauf zu achten, daß eine intensive Auseinandersetzung mit der Historie und der Dokumentation der Überwachung erfolgt.
- Ergebnisse der Untersuchungen:

geringes Restemissionspotential:

- Das Restgaspotential liegt bei ≤ 15 l/kg TS.
 - Die Sickerwasserfracht liegt unter den vorgegebenen Randbedingungen im unteren Bereich der in Tab. 5.3 zur Diskussion gestellten Richtwerte.
 - Endgültige Rekultivierung der Deponieoberfläche mit z. B. Anpflanzung von Bäumen und Sträuchern oder falls für weitere Nutzung als notwendig erachtet Aufbringen einer Kombinationsabdichtung oder Kunststoffdichtungsbahn zur mittelfristigen Sicherung eines minimalen Frachtenaustrages. Möglicherweise sind durch das Aufbringen der Abdichtungen je nach Nutzung noch weitere Sicherungsmaßnahmen notwendig, wie z. B. Gaswarngeräte in Gebäuden etc.
 - Sicherheitsleistung an den rechtlichen Nachfolger, der die zukünftige Haftung übernimmt.
- ⇒ Entlassung der Deponie aus der Nachsorge. Sickerwasser wird solange die Sammler noch funktionstüchtig sind in den nächsten Vorfluter geleitet.
- ⇒ Zukünftige Handlungsweise basiert auf dem Prinzip der Gefahrenabwehr statt wie bisher auf dem Vorsorgeprinzip.

hohes Restemissionspotential:

- Das Restgaspotential liegt bei ≤ 40 l/kg TS.
 - Die Sickerwasserfracht liegt unter den vorgegebenen Randbedingungen über dem Bereich der in Tab. 5.2 dargestellten Richtwerte.
 - Sickerwasser muß noch auf weitere Jahrzehnte gereinigt werden. Dies bedeutet zudem eine weitere Kontrolle und Reparatur der Sickerwassersammler.
 - 100 Jahre nach Abschluß, endgültige Entlassung des Betreibers aus der Nachsorge in Verbindung mit Sicherheitsleistung an den rechtlichen Nachfolger.
- ⇒ Zukünftige Handlungsweise basiert auf dem Prinzip der Gefahrenabwehr statt wie bisher auf dem Vorsorgeprinzip.
- ⇒ Sickerwasser muß weiterhin erfaßt und gereinigt werden.

Eine weitere Alternative zu den bereits beschriebenen einzelnen Verfahren stellt eine für den jeweiligen Standort sinnvolle Kombination dieser Maßnahmen dar (hierzu siehe auch Kapitel 5.7).

Im Rahmen der vorgeschlagenen Vorgehensweise umfaßt die Nachsorgephase für den Deponiebetreiber maximal 100 Jahre. Innerhalb dieses Zeitraums ist er verpflichtet, die Emissionen der Deponie soweit wie möglich zu verringern (Stand der Technik) und die Überwachungseinheiten instand zu halten. Betreiber mit einer vorbildlichen Dokumentation ihrer Überwachung profitieren sowohl durch den nachvollziehbaren und belegbaren Emissionsverlauf als auch durch die geringeren Auflagen bei der Beprobungsdichte im Rahmen der Gefährdungsabschätzung. Schäden, die nach dem Zeitraum von 100 Jahren noch auftreten, können durch den Betreiber finanziell nicht mehr abgedeckt werden. Rechtlich ist eine Haftung über einen unendlich langen Zeitraum wahrscheinlich nicht durchsetzbar. In einigen Fällen muß auf Grund der abgelagerten Abfälle oder der spezifischen Standortbedingungen damit gerechnet werden, daß eine Überwachung und Wartung auf unbestimmte Zeit durch den Rechtsnachfolger notwendig sein wird, um schädliche Auswirkungen auf die Umwelt zu vermeiden.

6 Zusammenfassung

Die untersuchten SiedlungsabfalldPONen aus den siebziger bis neunziger Jahren stellen ReaktorPONen dar, da sie nach herkömmlicher Weise mit unvorbehandelten Abfällen verfüllt wurden. Mit Hilfe der Aus- und Bewertungen des umfangreichen Datenmaterials können fundierte Aussagen zum Verhalten der PONen während des Betriebs- und der Nachsorgephase getroffen werden. Bisher waren allgemeine Aussagen über das PONieverhalten nur unter Zuhilfenahme von Laborversuchen möglich.

Anhand der Auswertungen zum Sickerwasserverhalten der PONen konnte gezeigt werden, daß der am schwierigsten zu prognostizierende Parameter der $\text{NH}_4\text{-N}$ bzw. N_{ges} ist. Er weist ein unstetes Konzentrationsverhalten gegenüber der Zeit auf. Eine konstante Abnahme kann über die Zeit nicht nachgewiesen werden. Die Dauer der Nachsorge wird deshalb entscheidend durch das Verhalten des Parameters $\text{NH}_4\text{-N}$ bzw. N_{ges} beeinflußt werden. Demgegenüber steht ein stetiger Konzentrationsrückgang der Parameter CSB, AOX und Chlorid über die Zeit. Bei den Sickerwasserparametern konnte zwischen drei grundsätzlichen Verhaltensweisen unterschieden werden. Ein Teil der Parameter unterliegt biologischen Prozessen (z. B. CSB). Die Konzentrationen dieser Parameter nehmen nach dem Durchlaufen der sauren Phase zuerst schneller ab als die der übrigen. Ein anderer Teil der Sickerwasserparameter (z. B. Chlorid) unterliegt nahezu ausschließlich Elutions- bzw. Auswaschungsprozessen. Hier erfolgt eine relativ konstante Abnahme der Konzentrationen über die Zeit. Den dritten Teil der Parameter bilden die Schwermetalle. Ihre Konzentration im Sickerwasser wird einerseits durch ihr stark vom pH-Wert abhängiges Löslichkeitsverhalten geprägt, andererseits liegen sie im Abfallkörper in sehr schwer löslichen chemischen Verbindungen vor.

Insgesamt wurden mit Hilfe der Überwachungsdaten der untersuchten PONen und unter Beachtung der Grenzwerte des Anhangs 51 der Rahmen-AbwasserVwV Nachsorgezeiträume von bis zu mehreren Jahrhunderten prognostiziert (Tab. 4.13). Die Prognosen der einzelnen Parameter wiesen signifikante Zeitunterschiede auf. Hierbei spielten die Schwermetalle keinerlei Rolle für die Gesamtdauer. Da langfristig von keiner schnellen Veränderung des Milieus im PONiekörper ausgegangen wird, ist eine Umweltgefährdung durch Schwermetallionen bis auf weiteres nicht zu besorgen. Die insgesamt über geologische Zeiträume prognostizierten eluierbaren Emissionen wurden für die Parameter sehr unterschiedlich

bewertet (Tab. 4.14). Die durch den CSB charakterisierten Stoffe kamen auf ein Potential von 2,5 - 11,2 g/kg TS, der $\text{NH}_4\text{-N}$ auf 1,4 - 3,4 g/kg TS und Chlorid auf 0,9 - 3,8 g/kg TS, wohingegen das Potential des Parameters Zink mit lediglich 0,2 - 16 mg/kg TS abgeschätzt wurde.

Die Sickerwassermengen konnten anhand der jeweiligen Oberflächenabdichtung der Deponien in unterschiedliche Kategorien eingeordnet werden. Hierbei korrelierten die höchsten Sickerwassermengen von bis zu 60 % des Niederschlages mit geringmächtigen Bodenabdeckungen. Mineralische Abdichtungen und mehrere Meter mächtige Abdeckungen kamen hingegen auf Sickerwassermengen prozentual zum Niederschlag von 10 - 40 %. Die geringen Unterschiede zwischen diesen beiden letzten Varianten konnte auf Rißbildung infolge von Austrocknung der mineralischen Dichtung, z. B. durch eine zu geringe Stärke der Rekultivierungsschicht, zurückgeführt werden. Bei intakten mineralischen Abdichtungen neueren Datums kann mit Sickerwassermengen im Bereich von 10 - 15 % gerechnet werden.

Die Gegenüberstellung des Wasser-Feststoff-Verhältnisses und der Parameterkonzentrationen von CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$ und Chlorid von Deponiesimulationsreaktoren (DSR) und Siedlungsabfalldeponien hat gezeigt, daß die Deponien gegenüber den DSR ein nur sehr geringes Wasser-Feststoff-Verhältnis aufweisen. Ein Wasser-Feststoff-Verhältnis von 0,5 konnte in etwa mit einem Zeitraum von 30 - 50 Jahren auf einer Deponie gleichgesetzt werden. Mit Hilfe des DSR-Verfahrens konnten die Konzentrationsverläufe bis zu einem Verhältnis von über 3 dargestellt werden, je nach Dauer der Standzeiten der DSR. Beim Vergleich zeigte sich, daß bis auf Probleme mit der Versäuerung zu Anfang der DSR-Versuche das Verhalten der Sickerwasserparameter mit diesem Verfahren realitätsnah abgebildet werden kann, wenn als Bezugspunkt das Wasser-Feststoff-Verhältnis angenommen wird. Insbesondere die DSR, die mit MBA-Abfall beschickt wurden, zeigten bereits früh eine sehr hohe Übereinstimmung mit den Daten der Deponien, was auf ein langfristig ähnliches Verhalten schließen läßt.

Die erfaßbaren Gasmengen konnten anhand zahlreicher Gasmengenverläufe der untersuchten Deponien dargestellt werden. Hierbei zeigte sich, daß nach Abschluß einer Deponie die Mengen jeweils relativ schnell rückläufig waren, da keine frischen organischen Substanzen mehr hinzugefügt wurden. Im Mittel betrug die Halbwertszeit nach dem Abschluß der Deponie ca. 4 Jahre. Danach war die Abnahme der Gasmengen stetig rückläufig. Anhand der Berechnung der Vertrauensbereiche kann davon ausgegangen werden, daß eine aktive

Entgasung des Deponiekörpers über den Zeitraum von 30 Jahren nicht mehr erforderlich ist. Im Anschluß daran werden Geruchsbelästigungen nur noch in Ausnahmefällen erwartet. Möglicherweise stellt eine geeignete Rekultivierungsschicht, die optimale Bedingungen für die Methanoxidation bietet, das wirksamste Mittel zur umweltschonenden Beseitigung dieses geringen Gasvolumenstroms dar. Ein spezieller Biofilter wird auf Grund des hohen Flächenbedarfs i. d. R. als nicht zielführend angesehen. Mit Hilfe der Gegenüberstellung von gut dokumentierten Gasmengenverläufen und berechneten Gasprognosen konnte zudem gezeigt werden, daß durch die geeignete Wahl der Randbedingungen (Erfassungsrate 40 - 60 % in Abhängigkeit vom Oberflächenabschluß, $C_{org.} = 150 \text{ kg/t TS}$, HWZ = 3,5 - 6 Jahre) die Berechnung einer Gasprognose einen sinnvollen Beitrag für die Planung von Entgasungsanlagen darstellen kann. Hierbei ist allerdings ein besonderes Augenmerk auf die Historie der Deponie zu legen, um Faktoren, die zu einer Reduzierung des Restgaspotentials führen können, von vornherein stärker zu berücksichtigen.

Zum Vergleich und zur Beurteilung der insgesamt aus einer Modelaldeponie auf dem Sickerwasserpfad ausgetragenen Frachten wurden fiktive, durch kommunales Abwasser verursachte Emissionen berechnet und als Referenzwerte herangezogen. Die Gemeinsamkeit der beiden Schmutzwässer besteht darin, daß der jeweilige Verursacher der Mensch ist. Als zeitlichen Bezugspunkt wurde eine 10-jährige Betriebsdauer für die Deponie mit den dadurch zu erwartenden Emissionen, dem kommunalem Schmutzwasseraufkommen einer entsprechenden Bevölkerungsgröße während eines 10-jährigen Zeitraumes gegenübergestellt. Die größte Schwierigkeit für einen fundierten Vergleich stellten die unterschiedlich langen Emissionszeiträume dar. Während kommunales Abwasser durch Exfiltration aus der Kanalisation und als geklärtes Abwasser ungleich höhere Frachten erzielte als eine vergleichbare Modelaldeponie, war die Dauer dieser Emissionen zeitlich stark begrenzt, wohingegen der Emissionsaustrag aus der Deponie sich auf Jahrzehnte und Jahrhunderte verteilte. Durch den Betrieb einer Sickerwasseraufbereitungsanlage in den ersten 10 Jahrzehnten wurden die Emissionen erheblich gesenkt. Die ersten Jahrzehnte und Jahrhunderte nach Beendigung der Sickerwasserreinigung verbunden mit dem Versagen der Basisabdichtung führte hingegen zu Schadstoffeinträgen in den Untergrund. Die zu erwartenden Emissionen wurden als nicht tolerierbar angesehen, so daß Maßnahmen zu ihrer Minimierung als notwendig erachtet wurden. Die langfristigen in geologischen Zeiträumen eluierbaren Frachten besaßen hingegen im Vergleich zu anderen anthropogenen Verursachern, wie z. B. Einträge aus der Atmosphäre, keine Umweltrelevanz mehr.

Aus diesen Überlegungen wurde die Forderung abgeleitet, daß ein kontrollierter und möglichst umfassender Frachtenaustrag aus der Deponie in einem überschaubaren Zeitraum notwendig ist. Um diese Aussage zu konkretisieren, wurden einerseits Richtwerte zur Charakterisierung des Endes der Nachsorge auf der Grundlage verschiedener Vorgaben für unterschiedliche Standorte abgeleitet (Tab. 5.3) und andererseits konkrete Vorschläge für die Intensivierung der Deponienachsorge aufgezeigt (Kapitel 5.7). Hierbei wurde vorgeschlagen, daß die Nachsorge für den Betreiber in jedem Falle nach 100 Jahren abgeschlossen sein sollte, da eine unendliche Nachsorgedauer wahrscheinlich nicht verfassungskonform ist. Etwaige nach diesem Zeitpunkt noch anfallende Sanierungsmaßnahmen können teilweise durch eine vom Betreiber zu zahlende Sicherheitsleistung an den rechtlichen Nachfolger abgedeckt werden. Die übrigen Kosten werden durch die Allgemeinheit getragen werden müssen.

Insgesamt wird durch den vorgestellten Maßnahmenkatalog gewährleistet, daß die Deponien im Zeitraum der höchsten jährlichen Emissionen einer kontinuierlichen Überwachung unterliegen und - falls notwendig - eine Reparatur ihrer technischen Anlagen und eine Intensivierung ihres Frachtenaustrages erfahren. In diesem Zeitraum hat der Betreiber für diese Kosten noch Sorge zu leisten hat.

7 Literaturverzeichnis

- ANDREOTTOLA, G.; CANNAS, P. Chemical and Biological Characteristics of Landfill Leachate, in: Landfilling of Waste: Leachate, ed.: Christensen, Cossu, Stegmann, Elsevier Applied Science, S. 65-88, 1992
- ATV Der Zustand der Kanalisation in der Bundesrepublik Deutschland, Ergebnisse der ATV-Umfrage 1997, ATV-Information, 1998
- BACCINI, P.; BELEVI, H.; LICHTENSTEIGER, T. Die Deponie in einer ökologisch orientierten Volkswirtschaft, GAIA, S. 34-49, Nr. 1, 1992
- BAUER, W. P.; KINDSMÜLLER, W.; MEISINGER, S.; RÖSINGER, S. Infiltration von Sickerwasser - ein Weg zur Aktivierung der Deponie, Müll und Abfall, 758-761, 12/1997.
- BAUER, W. P.; MEISINGER, S. Untersuchungen zur Auswirkung der Wasserinfiltration an der Deponie Erbenschwang, in Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Deponiegas 99, Hrsg. Rettenberger und Stegmann, Bd. 12, S. 86-93, 1999
- BAUMANN, T.; SCHNEIDER, M. Dynamik des Wasserhaushaltes von Hausmülldeponien, Entsorgungspraxis, S. 45-49, 3/1998
- BAUR, A. Simulation des Wasserhaushaltes einer Deponie, Studienreihe ABFALL-NOW, Bd. 7, Stuttgart 1990
- BAYERN Deponierisikostudie, Kurzfassung, Umwelt & Entwicklung Materialien Bayern, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, erstellt durch Dr. Ing. Steffen Ingenieurgesellschaft mbH, Essen und Colenco Power Consulting AG, Schweiz, 1994
- BELEVI, H; BACCINI, P. Water and Element fluxes from Sanitary Landfills, in: Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact, Hrsg.: Christensen, Cossu, Stegmann, Academic Press, 1989a
- BELEVI, H.; BACCINI, P. Long-term behaviour of municipal solid waste landfills, Waste Management and Research, 7, 43-56, 1989b
- BILITEWSKI, B.; HÄRDTLE, G.; MAREK, K. Abfallwirtschaft, 2. Auflage, Springer-Verlag, 1995
- BINGEMER, H. G.; CRUTZEN, P. J. The production of methane from solid wastes, Journal of Geophys. Research 93 (D2), S. 2181-2187, 1987
- BOTHMANN, P. Die Befeuchtung des Deponiekörpers zur Anregung der Gasproduktion - kritische Betrachtung, in: Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Neue Aspekte bei der Deponiegasnutzung, Bd. 11, Hrsg.: Stegmann und Rettenberger, S. 75-85, 1997

- BOTHMANN, P. Abdeck- bzw. Abdichtungssysteme, Auswirkungen auf Sickerwasser und Deponiegas, aus "Ist die Nachsorge vor dem Hintergrund der Sickerwasserreinigung und Deponiegasverwertung ein wirtschaftlich kalkulierbares Risiko?", 1. Aachener Tagung mit Informationsforum, Enviro Consult Aachen, Tagungsband, S. 273-290, 1998
- BRECHTEL, H.-M. Beeinflussung des Wasserhaushaltes von Mülldeponien, Müllhandbuch, 4623, S. 1-16, 5/84
- BRINKMANN, U.; HÖRING, K.; HELFER, A.; EHRIG, H.-J. Untersuchung des Gefährdungspotentials, Deponie- und Langzeitverhalten vorbehandelter z. T. separierter Siedlungsabfälle, Teilvorhaben 6 des Verbundvorhabens "Deponiekörper", BMBF-Förderkennzeichen 1460799, BUGH Wuppertal, Fachgebiet Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft, November 1997.
- BRÜHL, M; BAUER, W. P. Gas- und Wasserhaushalt der überdachten Mülldeponie Wirmsthal, in: Betriebserfahrungen bei Deponien, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Wackersdorf, 1995
- BUTZ, W. Klimarelevanz von Deponiegasemissionen, in: Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Neue Aspekte bei der Deponiegasnutzung, Bd. 11, Hrsg.: Rettenberger und Stegmann, S. 9-21, 1997
- CAMPBELL, D. Wasserhaushalt in geordneten Deponien, Veröffentlichung des Instituts für Stadtbauwesen, Heft 33, Gas- und Wasserhaushalt von Mülldeponien, Braunschweig, S. 219-238, 1982
- CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSSEN, P. Basic Biochemical Processes in Landfills, ISWA - International Sanitary Landfill Symposium, Cagliari, 1987
- CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSSEN, P. Basic Biochemical Processes in Landfills, In: Christensen, T. H.; Cossu, R.; Stegmann, R. (Hrsg.), Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact, S. 29-49, Academic Press London, 1989
- DACH, J. Emissionen aus Deponien nach mechanisch-biologischer Abfallbehandlung, Entsorgungspraxis, S. 26-30, 6/1999
- DAHM, W.; KOLLBACH, J. ST.; GEBEL, J. Sickerwasserreinigung, EF-Verlag für Energie und Umwelt GmbH, 1994
- DECKER, J.; MENZENBACH, B. Belastung von Boden, Grund- und Oberflächenwasser durch undichte Kanäle, awt, S. 46-54, 4/1995
- DERNBACH, H. Versuche zur Abschätzung des Gaspotentials einer Deponie anhand von Müllproben, Veröffentlichung des Instituts für Stadtbauwesen, Gas- und Wasserhaushalt von Mülldeponien, Heft 33, S. 447-469 Braunschweig 1982
- DICKERT, H.; KAPPESSER, S.; PAETZOLD, T. Fortschritte bei der Deponiegasprognose, Entsorgungspraxis, S.40-43, 10/1994

- DIN Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Hrsg. Fachgruppe Wasserchemie in der GdCh in Gemeinschaft mit dem Normenausschuß Wasserwesen im Deutschen Institut für Normung e. V., Wiley-VCH und Beuth
- DOHMANN, M. Undichte Abwasserleitungen und -kanäle - eine Bedrohung für die Umwelt?, 3 R international 26, S. 78-80, Nr. 2, 1989
- DOHMANN, M. Vergleich der Boden- und Grundwasserbelastung undichter Kanäle mit anderen Schmutzstoffeinträgen, Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Band 152, S. 18/1-18/26, Aachen 1995
- DOHMANN, M.; HAUBMANN, R. Belastung von Boden und Grundwasser durch undichte Kanäle, Abwasser special II, S2-6, 137, Nr. 15, 1996
- DORN, E.; RETTENBERGER, G. Gasförmige Emissionen in den deponienahen Raum, Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Zeitgemäße Deponietechnik II, S.9-30, 1987
- EHRIG, H.-J. Sickerwasser aus Deponien: Herkunft, Menge, Zusammensetzung, in: Abfallwirtschaft an der TU Berlin, 8. Abfallwirtschaftsseminar an der TU Berlin in Zusammenarbeit mit der TU Braunschweig, Aktuelle Probleme der Deponietechnik, Heft 3, S. 27-54, 1978
- EHRIG, H.-J. Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien, Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, Heft 26, 1. Auflage, TU Braunschweig 1978
- EHRIG, H.-J. Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien, Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, 2. Erweiterte Auflage, Heft 26, TU Braunschweig 1980
- EHRIG, H.-J. Überlegungen zur notwendigen Dauer von Kontrollmessungen bei Altablagerungen, Beitrag zum 2. Fachseminar des Zentrums für Abfallforschung, TU Braunschweig, 1987
- EHRIG, H.-J. Sickerwasser aus Hausmülldeponien - Menge und Zusammensetzung, Hrsg. Hösel, Schenkel, Schnarer, Müllhandbuch KZ4587, Erich Schmidt Verlag, 1989
- EHRIG, H.-J. Gasprognose bei Restmülldeponien, in: Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Deponiegasnutzung, Hrsg.: Rettenberger, S. 61-87, 1991
- EHRIG, H.-J. Gasprognosemodell bei unterschiedlichen Deponietypen, in: Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Erfassung und Nutzung von Deponiegas, Hrsg.: Rettenberger/Stegmann, S.69-86, 1994

- EHRIG, H.-J.; KRÜMPELBECK, I.; Beseitigung von Schwachgas aus Altdeponien unter Einbeziehung konkreter Fallbeispiele in NRW, unveröffentlichte Studie des Landesumweltamtes NRW, August 1998
- HÖRING, K.
- FARQUHAR, G. H.; ROVERS, F. A. Gas production during refuse decomposition, *Water, Air and Soil Pollution*, 2, 1973
- FISCHER, T. Kleine Geschichte der Biogastechnik, *Entsorgungspraxis*, S. 69-70, 5/1998
- FRANKE, B. Übersicht über die Ergebnisse der Risikobewertung von Deponien für Siedlungsabfälle durch die USEPA und Diskussion der Übertragbarkeit auf deutsche Verhältnisse, 1997
- FRIMMEL, F. H.; WEIS, M. Ageing effects of highmolecular weight organic acids which can be isolated from landfill leachates, *Water Science Technology* Vol. 23, Kyoto, S. 419-426, 1991
- GRASSL, H.; HINRICHSSEN, K.; Methanquellen in der industrialisierten Gesellschaft, Max-JAHNEN, W.; ENGLISCH, G.; Planck-Institut für Meteorologie Hamburg und Meteorologisches Institut der Universität Hamburg, Mai 1991
- HENDEL, S.
- GREINER, B. Chemisch-physikalische Analyse von Hausmüll, in: Sonderstoffproblematik in der Abfallwirtschaft, Referatsammlung zum 4. Abfallwirtschaftlichen Fachkolloquium, KABV und Uni Stuttgart, Saarbrücken, 1984
- GROßBRITANNIEN The potential for woodland establishment on landfill sites, Hrsg.: Department of the Environment, HMSO, 1992
- HÄMMERLE, E.; LOTTNER, U. Ergebnisse der Aufgrabungen mineralischer Oberflächenabdichtungen, in "Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten", Egloffstein/Burkhard (Hrsg.), Erich Schmidt Verlag, S. 189-195, 1997
- HÄRIG, F. Auswirkung des Wasseraustausches zwischen undichten Kanalsystemen und dem Aquifer auf das Grundwasser, *Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover*, Bd. 76, 1991
- HARTMANN, L. Biologische Abwasserreinigung, Springer Verlag, 3. Auflage, 1992
- HEYER, K.-U.; STEGMANN, R. Langfristiges Gefährdungspotential und Deponieverhalten von Ablagerungen, Bericht zum Teilvorhaben, TV4 im BMBF-Verbundvorhaben "Deponiekörper", Förderkennzeichen BMBF: 1460799 D3, 1997
- HEYER, K.-U.; HEERENKLAGE, J.; In-Situ-Belüftung zur Stabilisierung von Altablagerungen, DALHEIMER, F.; STEGMANN, R. in: *Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft*, Hrsg.: Rettenberger/Stegmann, Deponiegas '99, Verlag Abfall aktuell, Band 12, S. 181-206, 1999
- HOEKS, J. Significance of biogas production in waste tips, *Waste Management & Research*, S. 323-335, 1/1983

- HOINS, H. Systeme zur Oberflächenabdichtung von Deponien, Entsorgungspraxis, S. 31-35, 9/1998
- HÖLSCHER, J.; ROST, J.; WALTHER, W. Boden- und Gewässerbelastung in Niedersachsen durch Stoffeinträge aus der Atmosphäre, Wasser & Boden, S. 20-25, 1/1994
- HÖRING, K., Abschätzung des Gefährdungspotentials bei der Ablagerung von unbehandelten sowie von mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfällen, Diplomarbeit Wuppertal, Fachbereich Sicherheitstechnik, 1995.
- HÖRING, K.; HELFER, A.; EHRIG, H.-J. Anforderungen an und Bewertung von biologischen Vorbehandlungen für die Ablagerung, Abschlußbericht des Teilvorhabens 3/4 des Verbundvorhabens "Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen", BMBF-Förderkennzeichen 1480964, BUGH Wuppertal, Fachgebiet Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft, Dezember 1998
- HUBER, H.; JAROS, M.; LECHNER, P. Langfristiges Emissionsverhalten von MVA-Schlacke, Wasser & Boden, 50. Jahrg, S. 14-18, 2/1998
- HUMER, M. Stellenwert von Kompost im anthropogen gestörten Kohlenstoffhaushalt, Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Abteilung Abfallwirtschaft, 1996
- IFK DRESDEN GMBH Analyse der Deponieemission im Zusammenhang mit der qualitativ veränderten Abfallzusammensetzung in den neuen Bundesländern am Beispiel der Deponie Döbeln-Hohenlauff, BMFT-Förderkennzeichen 1450706B6, 1993
- JASPER, S. E.; ATWATER, J. W.; MAVINIC, D. S. Leachate production and characteristics as a function of water input and landfill configuration, Water pollution research Journal of Canada, Vol. 20, Nr. 3, S. 43-56, 1985
- KABBE, G.; DOHMANN, M. Gezielte Infiltration von Wasser in einen Deponiekörper zur Reduzierung des Emissionspotentials, LUA Materialien Nr. 54, 1999.
- KHANDELWAL, K. C. Biogas Technology Development & Implementation strategies - Indian Experience, in: International strategies, Poona, Indien, S. 66-92, 1990
- KOSTER, I. W. Microbial, Chemical and Technological Aspects of the Anaerobic Degradation of Organic Pollutants, Biotreatmentsystems, Vol. 1, pp. 285 ff, 1988
- KREUZBURG, J.; KUNZE, J.; MULL, R. Beeinflussung des Grundwassers durch defekte Abwasserkanäle, Wasser & Boden, 49. Jahrg., S. 16-21, 10/1997
- KRUG, M. N.; HAM, R. K. Analysis of long-term leachate characteristics, Sixth International Landfill Symposium Sardinia 97, Proceedings Vol. II, 117-132, 1997

- KRÜMPELBECK, I. Einfluß von Oberflächenabdeckungen auf die Sickerwasserbildung und Gasproduktion bei Altdeponien und Ablagerungen bzw. Altstandorten, unveröffentlichte Studie im Auftrag des Landesumweltamtes NRW, 1996
- KRÜMPELBECK, I.; EHRIG, H.-J. Erste Erfahrungen mit der Reinfiltration in Deponien, Tagungsband des Seminars 'Deponietechnik' 98 in Hamburg, Jan 1998
- KRÜMPELBECK, I.; EHRIG, H.-J. BMBF-Forschungsvorhaben: Abschätzung der Restemissionen von Deponien in der Betriebs- und Nachsorgephase auf der Basis realer Überwachungsdaten, Förderkennzeichen: 1471067, im Entwurf, 1999
- KRUSE, K. Langfristiges Emissionsgeschehen von Siedlungsabfalldeponien, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig, Heft 54, 1994
- KRUSE, K.; KAYSER, R. Sickerwasserqualität niedersächsischer Hausmülldeponien, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig, 1993
- KUCKLICK, M.; HARBORTH, P.; HANERT, H. H. Aussagekraft von Sickerwasseranalysen zur Beurteilung der biologischen Stabilität von Deponien, in "Veröffentlichungen des Zentrums für Abfallforschung der TU Braunschweig, Nachsorge von Siedlungsabfalldeponien", Heft 11, S.157-183, 1996
- KUCKLICK, M. Ökophysiologische und ökotoxikologische Untersuchungen zur Wiederaufnahme alter Deponien mit einer biologischen Zwischenbehandlung und anschließender Deponierung (Deponierückbau), Dissertation am Institut für Mikrobiologie der TU Braunschweig, 1997
- KUSSMAUL, M.; GEBERT, J. Ein neues Verfahren zum biologischen Methan- und Geruchsabbau von Gasen aus Abfalldeponien mit passiver Entgasung, Müll und Abfall, S. 512-518, 8/1998
- KYLEFORS, K.; LAGERKVIST, A. Changes of leachate quality with degradation phases and time, Sixth International Landfill Symposium Sardinia 97, Proceedings Vol. II, S. 133-149, 1997
- LEIKAM, K.; STEGMANN, R. Stellenwert der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung, Abfallwirtschaftsjournal, S. 39-44, 9/1996
- LEIKAM, K.; HEYER, K.-U.; STEGMANN, R. In-situ stabilisation of completed landfills and old sites, Sardinia 97, Sixth international landfill Symposium, Hrsg.: Christensen, Cossu, Stegmann, Vol. IV, Environmental Impact, Aftercare and Remediation of landfills, S. 451-462, 1997
- LOOCK CONSULTANTS Abschlußbericht der Vorphase zum Thema: Entwicklung eines kombinierten Adsorptions- und Regenerationsystems zur Reinigung von Deponiegasen - Biologische Regeneration schadstoffbeladener Aktivkohle, BMFT-Förderkennzeichen 0317645, 1994

- LOZÁN, J.; KAUSCH, H. Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler, Pareys Studentexte 74, 1998
- MCCARTY, P. L.; MCKINNEY, R. E. Salt Toxicity in Anaerobic Digestion, Journal WPCF, April 1961.
- MELCHIOR, S. Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten, Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 22, 1993
- MELCHIOR, S. Die Oberflächenabdichtung von Altdeponien - Regelsysteme - Alternativen - Empfehlungen, in: Nachsorge von Deponien, Hrsg.: Rettenberger, Bilitewski, Stegmann, abfall aktuell, S. 107-132, 1999
- MOSHER, F. A.; MCBEAN, E. A.; CRUTCHER, A. J.; McDONALD, N. Leachate recirculation for rapid stabilization of landfills: Theory and practice, WQI, S. 33-36, Nov/Dec 1997
- MÜLLER, K.-W.; SCHMIDT-BLEEK, F. Kanal undicht: Gefahr fürs Grundwasser, Entsorgungspraxis, S. 198-205, Nr. 5, 1988
- N. N. Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Siedlungsabfall) - Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen, 14.05.1993
- N. N. Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (TrinkwV) vom 12.12.1990
- N. N. Zweite Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Abfall) - Teil 1: Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachtungsbedürftigen Abfällen, 12.03.1991
- N. N. Gemeinsame Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums und des Sozialministeriums über Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen, veröffentlicht in: GABl des Landes Baden-Württemberg, Hrsg.: Innenministerium, 41. Jahrgang, Nr. 33 Stuttgart, S. 1115-1123, 30. November 1993
- N. N. Allgemeine Rahmen-Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer, Anhang 51: Oberirdische Ablagerung von Abfällen, 31.07.1996
- N. N. Verordnung über die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern zum Zweck der Trinkwasserversorgung, 30.01.1996, GVBl. S. 34
- N. N. Waldzustandsbericht 1997, Schutzgemeinschaft Deutscher Wald e. V., dainet.de/sdw/waschb97.htm
- N. N. Ökochemische Charakterisierung von Waldböden, Entwurf, Bundesverband Boden Informationen, Heft XX/1999

- NUßBAUM, G. Technische Ansätze für einen sickerwasserarmen Deponiebetrieb, in "Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Zeitgemäße Deponietechnik II", S.199-207, 1987.
- OONK, H.; WEENK, A.; COOPS, O. Validation of landfill gas formation models, TNO Institute of Environmental and Energy Technology, Reference-Number 94-315, Dec 1994
- PIERAU, H. Untersuchungen über das Deponieverhalten zerkleinerter häuslicher Abfälle, Kommunalwirtschaft, Heft 1, S. 23-29, 1971
- POLLER, T. Hausmüllbürtige LCKW/FCKW und deren Wirkung auf die Methangasbildung, Hamburger Berichte 2, 1990
- PROKSCH, W. Lysimeterauswertungen zur flächendifferenzierten Ermittlung mittlerer Grundwasserneubildungsraten, Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch, Hrsg.: Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz, Nr. 55, 1990
- RAMKE, H.-G. Hydraulische Beurteilung und Dimensionierung der Basisentwässerung von Deponien fester Siedlungsabfälle - Wasserhaushalt, hydraulische Kennwerte, Berechnungsverfahren, Mitteilungen des Leichtweiss-Instituts für Wasserbau, TU Braunschweig, Heft 114, 1991
- RASCHKE, C. Bodenverunreinigung durch Gasmigration, Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Zeitgemäße Deponietechnik II, S. 97-105, 1987
- REES, J. Mikrobiologische Umsetzungsprozesse in Mülldeponien, Veröffentlichung des Instituts für Stadtbauwesen, Heft 33, Gas- und Wasserhaushalt von Mülldeponien, Braunschweig, S. 37-64, 1982
- REINHART, D. R. Full-scale experiences with leachate recirculating landfills: case studies, Waste Management & Research, S. 347-365, 14, 1996
- RETTENBERGER, G.; MEZGER, H.. Langzeitphasen des Deponiegeschehens bei Altablagerungen, Industrial waste management, waste reduction and treatment; Envirotech, S. 487-494, 1992
- RETTENBERGER, G.; BOJAHR, A.; Betriebsleiterhandbuch Deponiegas, herausgegeben von GOUVERNEUR, U.; HANß, C.; Ingenieurgruppe RUK und Umweltanalytik RUK GmbH, SCHREIER, W.; SIMON, J.; 1995
- STÖHR, R.
- RETTENBERGER, G. Emissionsverhalten hochverdichteter Abfälle - Erfahrungen aus dem Rückbauprojekt Deponie "Burghof", in: 2. Statusseminar Verbundvorhaben Deponiekörper, Februar 1997 in Wuppertal, Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung des BMBF, S. 175-199, 1997

- RETTENBERGER, G. Deponierückbau: Ein sinnvoller Ansatz zur nachhaltigen Abfallwirtschaft?, in: Entwicklungstendenzen in der Deponietechnik, Hamburger Berichte 12, Hrsg. Stegmann, Rettenberger, S. 69-82, 1998
- RETTENBERGER, G. Gestaltung von Deponieoberflächen als Methanfilter, in: Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Deponiegas 99, Hrsg.: Rettenberger und Stegmann, Verlag Abfall aktuell, S. 207-221, Bd. 12, 1999
- ROBINSON, H. D. A Review of the Composition of Leachates from Domestic Wastes in Landfill Sites, PECD 7/10/238, Report for the UK Department of the Environment, 1995
- ROVERS, F. A. Procedures for Landfill Gas Monitoring and Control, Fisheries and Environment Canada, Report EPS 4-EC-77-4, 1977
- SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. Lehrbuch der Bodenkunde, 9. Auflage, Ferdinand Enke Verlag Stuttgart, S. 68ff., 1976
- SCHLEGEL, H. G. Allgemeine Mikrobiologie, 7. Auflage, Thieme Verlag, S. 427ff, 1992
- SCHMIDT, C. Wirtschaftliche Optimierung einer Deponiegasverwertungsanlage, in: Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Neue Aspekte bei der Deponiegasnutzung, Bd. 11, Hrsg.: Rettenberger und Stegmann, S. 109-126, 1997
- SCHMIDT, W. Verformungsverhalten von Deponien - Meßtechnische Erfassung und betriebstechnische Umsetzung. Fortschritte der Deponietechnik, Nr. 64, 1993
- SCHODER, G. S. Grundlagen und Anfangserfahrungen mit temporären Abdichtungen und Infiltration und deren Einfluß auf die Gasbildung, in: Trierer Berichte zu Abfallwirtschaft, Neue Aspekte bei der Deponiegasnutzung, Hrsg. Rettenberger/Stegmann, Bd. 11, S. 61-74, 1997
- SCHÖN, M.; ANGERER, G.; HILDEBRAND, T.; KALB, H.; PAOLI, M.; REICHERT, J. Anthropogene N₂O- und CH₄-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland - Phase I -, Forschungsbericht des Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung, 1993
- SCHÖN, M.; ANGERER, G.; HILDEBRAND, T.; KALB, H.; PAOLI, M.; REICHERT, J. Anthropogene N₂O- und CH₄-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland - Phase II -, Forschungsbericht des Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung, 1995
- SCHROEDER, P. R. The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model, EPA, 530-sw84-010, Cincinnati, Ohio, 1984
- SPENDLIN, H.-H. Untersuchungen zur frühzeitigen Initiierung der Methanbildung bei festen Abfallstoffen, Hamburger Berichte, Bd. 4, 1991

- SPILLMANN, P. Wasserhaushalt von Deponien, Behandlung von Sickerwässern aus Abfalldeponien, Fachseminar, Veröffentlichungen des Zentrum für Abfallforschung, Heft 3, TU Braunschweig, 1988
- SPILLMANN, P.; COLLINS, H.-J. Physikalische Untersuchungen zum Wasser- und Feststoffhaushalt, in: Wasser- und Stoffhaushalt von Abfalldeponien und deren Wirkung auf Gewässer, Hrsg.: Spillmann, VCH-Verlagsgesellschaft, 1986
- SPILLMANN, P.; COLLINS, H.-J.; MATTHESS, G.; SCHNEIDER, W. (HRSG.) Schadstoffe im Grundwasser, Deutsche Forschungsgemeinschaft, Bd. 2: Langzeitverhalten von Umweltchemikalien und Mikroorganismen aus Abfalldeponien im Grundwasser, VCH, 1995
- SPRINGER UMWELTLEXIKON Hrsg.: Bahadir, M.; Parlar, H.; Spiteller, M., Springer-Verlag, 1995
- STEGMANN, R. Gase aus geordneten Deponien, ISWA-Journal Nr. 26/27, S. 11ff, 1978/79
- STEGMANN, R.; DERNBACH, H. Deponieentgasung mittels Gasbrunnen zum Zwecke optimaler Gasnutzung am Beispiel der Deponie Braunschweig, Beihefte zu Müll und Abfall, Heft 19, S. 39-46, 1982
- STEGMANN, R. Beschreibung eines Verfahrens zur Untersuchung anaerober Umsetzungsprozesse, Müll und Abfall, 2/1982
- STIEF, K. Das Multibarrierenkonzept als Grundlage von Planung, Bau, Betrieb und Nachsorge von Deponien, in: Müll und Abfall, S. 15-20, 1/1986
- STIEF, K. Das Multibarrierenkonzept für Deponien, Der Städtetag 1988, Heft 7, Verlag Kohlhammer, 1988
- STIEF, K. Deponietechnik im Umbruch, Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft - Zeitgemäße Deponietechnik, S. 7-31, 1989
- TABASARAN, O. Überlegungen zum Problem Deponiegas, Müll und Abfall, Heft 7, S. 204ff., 1976
- TABASARAN, O.; RETTENBERGER, G. Grundlagen zur Planung von Entgasungsanlagen, Müllhandbuch, Nr. 4547, 1987
- THAUER, R. K. Nickel tetrapyrroles in methanogenic bacteria: structure, function and biosynthesis, in: Anaerobic Digestion 1981, Hughes, D- E., Stafford, D. A., Wheatley, B. I., Baader, W., Lettinga, G., Nyns, E. J., Verstraete, W. and Wentworth, R. L., Eds., Elsevier, Amsterdam, 1982, 37.
- TIEBEL-PAHLKE, C. Ist für die Beseitigung von Siedlungsabfällen ein Multibarrierenkonzept erforderlich?, in: Wasser & Boden, S. 9-13, 50. Jahrg., 2/1998
- TIEBEL-PAHLKE, C. persönliche Mitteilung, 1999

- TIETJEN, C. From Biodung to Biogas - Historical Review of European Experience, Energy, Agriculture and Waste Management, Proceedings Cornwell University Waste Management Conference, Hrsg.: W. J. Jewell, Ann Arbor Science Publishers Inc., 1975
- UBA Daten zur Umwelt, Umweltbundesamt, Erich Schmidt Verlag, Ausgabe 1988/89
- UBA Daten zur Umwelt, Umweltbundesamt, Erich Schmidt Verlag, Ausgabe 1997
- UGUCCIONI, M; ZEISS, C. Moisture Movement through solid waste, 17th Canadian Waste Management Conference, September 1995
- US-EPA 40 CFR Parts 257 and 258, Solid Waste Disposal Facility Criteria; Final Rule; Washington DC: Federal Register Vol. 56, No. 196, pp. 50978-51119, October 9, 1991
- VAN DER SLOOT, H. A. Waste characterization to modify waste quality prior to disposal, ECN-RX--97-036, 1997
- WALKER, A. N.;BEAVEN, R. P.; POWRIE, W. Overcoming problems in the development of a high rate flushing bioreactor landfill, Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium, Hrsg.: Christensen, Cossu, Stegmann, Proceedings Vol. 1, Landfill processes and waste pretreatment, S. 397-408, 1997
- WEBER, B. Minimierung von Emissionen der Deponie, in: "Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover", Heft 74, 1990.
- WIEMER, K. Messungen des Wasserhaushaltes und der Dichte von ungestörten Müllproben, Veröffentlichung des Instituts für Stadtbauwesen, Heft 33, Gas- und Wasserhaushalt von Mülldeponien, Braunschweig, S. 289-300, 1982
- WIRTZ, A.; KABBE, G.; ROOS, H.- J.; FORGE, F.; DOHMANN, M. BMBF-Verbundvorhaben Deponiekörper Teilvorhaben 3: Emissionsverhalten umweltrelevanter Schadstoffe in Abhängigkeit von der Zusammensetzung des Abfalls und der Standzeit der Deponien, Förderkennzeichen BMBF 1460799 C, 1997
- WISKEMANN, B.; HARDES, H. Qualifizierter Rückbau von Altdeponien und Altablagerungen, Entsorgungspraxis S. 22-23, Heft 7-8, 1998
- ZEHNDER, A. J. B. Ecology of methane formation, in Water Pollution Microbiology, Vol. 2, Mitchell, R., Ed., John Wiley & Sons, chap. 13, New York, 1978
- ZUHSE, L. Einfluß der temporären Abdeckung auf den Gas- und Wasserhaushalt einer Deponie, Wasser & Boden, S. 11-16, 49. Jahrg., 8/1997

ANHANG 1

Tab. A1.1: Allgemeine Kenndaten der Deponien

Deponie	Laufzeit	Fläche [ha]	Höhe [m]	Abfallvol./-menge Mio	Abfallzusammensetzung	Rekultivierungsmaßnahmen	Technische Ausstattung
D1	1973-1983	16,6	8,1	1,427 t	46 % H, 11 % Sp, 22,4 % B, 17 % G, 2,6 % KS, 0,9 % IS	Bodenabdeckung > 1 m	SW ² , Ga
D2	1965-1979	6,4	5-25	1,102 t	32 % H/Sp, 10 % G, 25-35 % I, 30-50 % B, 8 % IS/KS	Bodenabdeckung > 1 m	Ga
D3	1971-1989	9	10	0,9 m ³		mineral. Abdichtung	SW teilweise, Ga
D4	1974-1993	7,27	10	0,8 m ³	66 % B, 34 % H/hG	Bodenabdeckung > 1 m	Ba und SW teilweise, Fremdw
D5	1966-1988	18,1	10	2,3 m ³	H, hG, G, B, KS	z. T. mineral. Abdichtung, z. T. Folie	Ba und SW teilweise, Ga
D6	1967-1988	3,76	20	0,84 m ³	50 % H, 20 % hG, 30 % B	Bodenabdeckung > 1 m	Ba, SW teilweise, Ga
D7	1986-1991	2,3	20	0,13 m ³	> 50 % H/hG, ?B, ? Sp, ?IS	mineral. Abdichtung	Ba, SW, Ga
D8	1978-1986	3	12	0,27 m ³	> 50 % H/hG, <<I	Bodenabdeckung > 1 m	Ba und SW teilweise, Ga
D9	1983-1989	1,38	15	0,308 m ³	80 % H, hG, Sp, B, KS	mineral. Abdichtung	Ba teilweise, SW, Ga
D10	1983-1993	4,8	12	0,54 t	> 50 % B/hG, H, Sp	Bodenabdeckung > 1 m	Ba, SW teilweise, Ga
D11	1983-1996	8	15	0,31 m ³	>> 50 % H/hG	mineral. Abdichtung	Ba, SW, Fremdw, Ga
D12	1959-1988	6	10	0,519 m ³	>> 50 % H/hG	mineral. Abdichtung	SW teilweise
D13	1986-1994	2,5	8	0,237 m ³	80 % H/Sp, 20 % hG	Bodenabdeckung ≤ 1 m	Ba, SW, Ga
D14	1976-1986	1	10	0,1 m ³	H, Sp, hG	mineral. Abdichtung	Ba und SW teilweise, Fremdw, Ga
D15	1983-1989	2,8	15	0,25 m ³	> 50 % H, hG, Sp, KS	mineral. Abdichtung	B, SW, G
D16	1972-1989	14	?	?	H, hG, I	Bodenabdeckung ≤ 1 m	Ba teilweise, SW, Ga teilweise passiv
D17	1973-1993	7	20	1,5 m ³	H, hG, KS, B	mineral. Abdichtung	SW, Ga
D18	1958-1973	9,5	25	2,2 m ³	H, G, B	Bodenabdeckung > 1 m	G
D19	1973-1983 (I) 1983-1995 (II)	30	65	5,5 m ³	H, hG, B	Bodenabdeckung > 1 m	SW teilweise, Ga
D20	1970-1976	1	20	0,2 m ³	> 50 % I, H, B	z. T. Bodenabdeckung > 1 m	SW teilweise, Fremdw, Ga
D21	1965-1995	8,11	25	1,8-2 m ³	> 50 % H/hG, KS, IS, B	Bodenabdeckung ≤ 1 m	SW teilweise, Ga

Fortsetzung Tab. A1.1

D22	1976-1993	10	?	0,67 m ³	34,1 % H, 36,4 % B, 15,7 % G, 7 % Sp, 6,9 KS	Bodenabdeckung ≤ 1 m	Ba und SW teilweise, Ga
D23	1977-1980	6	12	0,8 m ³	H, hG, B	Bodenabdeckung > 1 m	Ga
D24	1972-1993	10,8	?	3,2 m ³	<50 % H/hG, > 50 % I/IS	Bodenabdeckung ≤ 1 m	SW teilweise, Ga
D25	1975-1985	5,5	10	0,35 m ³	H, hG, B	Bodenabdeckung > 1 m	SW, Fremdw, Ga
D26	1969-1982	8,8	12	0,95 m ³	I, hG, KS, H	Bodenabdeckung > 1 m	SW, Fremdw, Ga
D27	1973-1994	11,5	?	1,5 m ³	H, hG, B	mineral. Abdichtung	SW, Fremdw,
D28	1975-1990	6,755	60?	0,75 m ³	30 % H, 45 % hG, 10 % B, 10 % KS, 5 % Sp	mineral. Abdichtung	SW, Fremdw, Ga
D29	Vor 1973-1982	16	10	2,2 m ³	H, hG, B, G	Bodenabdeckung > 1 m	SW teilweise, Ga
D30	Vor 1972-1986	4		0,273 m ³	> 50 % B, H, hG, G	mineral. Abdichtung	Ga
D31	1979-1994	8,2		1-1,25 m ³	H, Sp, hG, B, KS	Bodenabdeckung ≤ 1 m	SW, Ga
D32	1988-1994	3,7	20	0,315 m ³	H, hG, B, Sp, KS	Bodenabdeckung ≤ 1 m, seit 1994 Folie	Ba, SW mit Rückführung, Ga
D33	1974-1989	3	8		H, hG, B, Sp	Bentonitmatte	Ga
D34	1982-1993	8,5	40	1,6 m ³	H, hG, B, Sp, KS	mineral. Abdichtung	Ba, SW, Ga
D35	1972-1984	6		0,4 m ³	60 % B, 20 % H, 10 % KS, 10 % G	Bodenabdeckung > 1 m	SW, Fremdw
D36	1969-1992	16,64	35	4,5 m ³	44,8 H, 27,9 % B, 15,9 % Sp, 9,2 % I, 2,14 KS	Bodenabdeckung > 1 m	SW, Fremdw, Ga
D37	1975-1994	7,6	12	0,85 t	50 % H, 25 % G, 12 % Sp, 5-10 % B, < 1 % KS	Bodenabdeckung ≤ 1 m	Ba, SW früher Rückführung, Ga
D38	1975-1987	12	17	1 m ³	>> 50 % H	Bodenabdeckung ≤ 1 m	SW, Fremdw, Ga
D39	1972-1988	31	16	0,7 m ³	33 % H, 33 % B, 33 % hG	Bodenabdeckung ≤ 1 m	SW, Fremdw
D40	1978-1994	12		2 m ³		Bodenabdeckung > 1 m	SW
D41	Ca. 1960- 1992	6,6	22		H, hG, B, Sp	Bentonitmatte	Ga
D42	Ca. 1963-1990	6,4	8	0,55 m ³		Bodenabdeckung ≤ 1 m	Ga
D43	1973-1978	8,4		0,31 m ³	> 50 % I, H, hG, B	Bodenabdeckung > 1 m	SW, Fremdw, Ga
D44	1977-1995	15	20	1,1 m ³	H, hG, B, KS	Bodenabdeckung > 1 m und z. T. ≤ 1 m	Ba teilweise, SW, Ga
D45	1900-1981	6			H, hG, B	Bodenabdeckung > 1 m	SW teilweise
D46	1978-1988	11,8		1,5 t	H, B, G, KS	mineral. Abdichtung	Ga
D47	1985-heute	32	35		H, hG, G, B, KS	Bodenabdeckung > 1 m	Ba, SW, Ga
D48	Ca. 1950-1995	2,5		0,3 m ³	H, hG, B	Bodenabdeckung ≤ 1 m	SW

Fortsetzung Tab. A1.1

Deponie	Laufzeit	Fläche [ha]	Höhe [m]	Abfallvolumen Mio	Abfallzusammensetzung	Rekultivierungsmaßnahmen	Technische Ausstattung
D49	1978-1992	12,7		2,1 m ³	> 50 % G, B, H, KS, Sp	Folie/Bentonitmatte	Ba teilweise, SW Fremdw, Ga
D50	1973-1993	12		3 m ³	50 % hG/B, 40 % H, 10 % B/Sp	mineral. Abdichtung	Ga
D51	1969-1986	30	10	3,4 m ³	H, G, hG, I, KS, Sp	Folie/Bentonitmatte	SW teilweise, Ga

H=Hausmüll, Sp=Sperrmüll, B=Boden und Bauschutt, G=Gewerbeabfall, KS=Klärschlamm, IS=Industrieschlamm, I=Industrieabfälle, hG= hausmüllähnlicher Gewerbeabfall, SW=Sickerwasser, - Ga=Gas, Ba=Basis, Fremdw=Fremdwasser

Abb. A1.2: Allgemeine Kenndaten der nordrhein-westfälischen Deponien

Deponie	Laufzeit	Fläche [ha]	Höhe [m]	Abfallvol./-menge in Mio	Abfallzusammensetzung	Rekultivierungsmaßnahmen	Technische Ausstattung
A	1976/77-1983	7,4	15	1,1 m ³	45 % H*, 55 % B** und G***	mineral. Abdeckung, 1 m	Ba, SW, Ga
B	1971-1985	10,5	12	1 m ³	50 % H, 50 % B und G	mineral. Abdeckung, 0,65 m	Ba, SW, Ga
C	1973-1992	17	3 - 17	1,61 m ³	54 % H, 46 % G	Sand 0,1 m	Ba, SW, Ga
D	1974-1983	7	8	0,145 m ³	H, G, und B	Erzsand 0,3 m Dränschicht	Ba, SW
E	1960-1975	5,46	8	0,189 m ³	> 50 % Siedlungsabfall	0,4 – 0,9 m Sand/Mutterboden	SW teilweise, Fremdw
F	1971, 1975-1979	7	12	0,2 m ³	> 50 % Siedlungsabfall	0,3 – 2,4 m Sand/Mutterboden	Ba teilweise, SW
G	1969-1985	20	8 -12	1,1 m ³	> 50 % Siedlungsabfall	1,5 – 3 m Bodenabdeckung	SW teilweise Fremdw, Ga
H	1966-1983	7,8	7	1,8 m ³	H, G und B	0,8 m Inertmaterial	Ga
I	1967-1987	30	12 - 15	3,7 m ³	50 % H und ?G, B separat	Ca. 0,3 m Ton	Ba teilweise SW teilweise Ga, Fremdw
J	1957-1980	8	40	1,2 m ³	30 % Organik	0,3 – 1 m Bauschutt/Sand	SW teilweise, Ga
K	1966-1981	6,4	12 - 18	0,9 m ³	50 % H, 30 % B und 20 % G	0,4 m bindiger Boden	SW teilweise
L	1969-1981	12	7,5	0,9 m ³	H, G und K****	Ca. 2 m Boden/Sand	SW
M	1955-1983	44	16 - 28	4,9 m ³	45 % Organik, 35 % Anorg.anik, 20% G	2,5 m Boden	SW teilweise Ga
N	1945-1992	55	45	14,5 m ³	13 % H, Industrieabfall und B	1 – 3 m Boden	Ba und SW teilweise, Ga
O	1964-1994	22	15	5,7 m ³	33 % Organik, 67 % Inertstoffe	Geplant	Ba und SW teilweise, Ga
P	1973-heute	20	14	1,9 m ³	> 50 % Siedlungsabfall	1,5 – 3 m Boden	Ba teilweise, SW
Q	1972-heute	20,8	17 - 20	3,4 m ³	> 50 % Siedlungsabfall	1 – 2 m bindiger Boden	Ba teilweise, SW, Ga
R	1968-1988	17,7	12	2 m ³	Siedlungsabfall, viel Bauschutt	0,5 – 2 m bindiger Boden	SW, Ga, Fremdw
S	1974-1987	6	45	1,4 m ³	Siedlungsabfall	1,5 – 3 m bindiger Boden	SW teilweise, Fremdw
T	1968-1993	5,5	30 - 40	1,9 m ³	H, Inertstoffe und G	0,2 – 0,3 m Boden	Ba, SW, Ga, Fremdw
U	1969-1989	27,6	6 - 14,5	2,8 m ³	50 % H, Aschen und Schlacken	0,3 – 0,4 m bindiger Boden	Ba, SW, Ga, Fremdw?
V	1968-1980	7	17 - 20	0,3 m ³	70 % Organik	0,5 – 2 m Boden	Ga
W	vor 1982-heute	3,5	-	-	Siedlungsabfall	mineralische Abdeckung	B teilweise, SW, Ga
X	1966-1982	4,3	30 - 40	0,75 m ³	H, G und KS	3-lagige mineralische Abdeck.	B, SW teilweise, Ga
Y	1977-1980	2	9	0,273 m ³	H, 5 % B und Kunststoffabfall	2,5 mm PEHD, Geotextil, etc.	SW teilweise, Ga

H=Hausmüll, B=Bauschutt und Boden, hG=hausmüllähnlicher Gewerbeabfall, KS= Klärschlamm, Ba=Basis, SW= Sickerwasser, Ga=Gas, Fremdw=Fremdwasser

ANHANG 2

Tab. A2.1: Berechnungsgrundlagen der einzelnen Deponien

Deponie	Abfalldichte [t/m ³]	Wassergehalt in % der FS	Abfall [t TS] für SW-Berechnung	Abfall [t TS] für Gas-berechnung	Abfallanteil mit organisch. Substanz [%]
D1	1	20	998.900	-	-
D2	1,27 (Betreiberangabe)	30	-	308.616	40
D3	0,8	30	-	302.400	60
D4	0,8 (Gutachten)	30	560.084	-	-
D5	0,7-0,85	30	1.238.930	-	-
D6	0,7	30	411.600	246.960	60
D7	1 (Betreiberangabe)	30	89.319	99.763	70
D8	0,8	30	-	120.960	90
D9	0,714	30	154.000	123.200	80
D10	1 (Betreiberangabe)	30	540.000	-	-
D11	1 (Betreiberangabe)	30	369.198	221.519	60
D12	-	-	-	-	-
D13	1 (Betreiberangabe)	30	165.900	132.720	80
D14	0,8	30	67.200	-	-
D15	1 (Betreiberangabe)	30	175.000	122.500	70
D16	0,8-0,9	30	675.150	-	-
D17	0,7-0,75	30	752.500	602.000	80
D18	0,7	30	-	485.100	45
D19,I	0,8	30	-	1.540.000	50
D19,II	1	30	-	1.592.500	35
D20	1 (Betreiberangabe)	30	-	346.683	48
D21	0,8	30	1.120.000	-	-
D22	1 (Betreiberangabe)	30	636.633	-	-
D23	1 (Betreiberangabe)	30	-	211.468	47,5
D24*	-	-	-	-	-
D25	1 (Betreiberangabe)	30	-	156.825	80
D26	1 (Luftbildfassung)	30	-	266.000	40
D27	0,9	30	-	472.500	50

Fortsetzung Tab. A2.1

D28*	-	-	-	-	-
D29	0,75	30	1.155.000	-	-
D30	0,8	30	-	134.400	30
D31	0,7	30	875.500	525.300	60
D32*	-	-	-	-	-
D33*	-	-	-	-	-
D34	1 (Betreiberangabe)	30	943.173	613.062	65
D35	-	-	-	-	-
D36	0,8	30	-	1.189.753	47
D37	0,8-1	30	-	396.906	68
D38	0,9	30	630.000	296.100	47
D39,I	0,8	30	441.000	-	-
D40	0,9	30	1.260.000	-	-
D41	0,7	30	-	235.212	70
D42	-	-	-	-	-
D43	0,7	30	294.000	-	-
D44	1 (Betreiberangabe)	30	898.960	404.532	45
D45*	-	-	-	-	-
D46*	-	-	-	-	-
D47*	-	-	-	-	-
D48*	-	-	-	-	-
D49*	-	-	-	-	-
D50	1 (Betreiberangabe)	30	-	1.171.739	65
D51	0,9	30	630.000	-	-
A	0,9	30	693.000	415.800	60
B	0,85	30	-	386.750	65
C*	-	-	-	-	-
D*	-	-	-	-	-
E*	-	-	-	-	-
F*	-	-	-	-	-
G	0,85	30	-	458.150	70
H	0,75	30	-	472.500	50
I	0,85-1	30	1.038.100	1.658.000	60
J	0,7	30	-	235.200	40

Fortsetzung Tab. A2.1

K*	-	-	-	-	-
L*	-	-	-	-	-
M	0,7-0,9	30	701.590	1.200.500	50
N	0,9	30	6.790.000	1.363.635	15
O	0,9	30	-	1.256.850	35
P*	-	-	-	-	-
Q	0,8	30	-	1.890.000	70
R*	-	-	-	-	-
S*	-	-	-	-	-
T*	-	-	-	-	-
U	0,8	30	-	618.240	50
V	0,7	30	-	102.900	70
W*	-	-	-	-	-
X	0,7	30	-	294.000	80
Y	1,1 (Gutachten)	30	-	168.000	80

*Bei diesen Deponien wurden lediglich die SW-Analysen bzw. die Gasanalysen verwandt.

ANHANG 3

Berechnung eines 95 %-igen Vertrauensbereiches [nach LOZAN UND KAUSCH, 1998]

Der aus einer Stichprobe berechnete Mittelwert \bar{x} ist nur ein Schätzwert für den Mittelwert μ in der Grundgesamtheit. Zu diesem Schätzwert läßt sich ein Intervall angeben, das mit einer bestimmten statistischen Sicherheit den Parameter μ mit einschließt. Dieser Bereich heißt Vertrauensbereich. Es wurde angenommen, das die den Parametern zugrunde liegenden Werte normalverteilt sind.

Zur Berechnung der Vertrauensgrenzen für einen einzelnen y_i -Wert, muß man anstelle der Streuung des Regressionswertes die Streuung eines Einzelwertes in Betracht ziehen. Dadurch erhält man folgende Beziehung (Voraussagebereich für eine zukünftige Beobachtung y an der Stelle x_i):

$$Y_i \pm t_{[(n-2)/0,5\alpha]} \cdot s_{xy} \sqrt{1 + \frac{1}{n} + \frac{(x_i - \bar{x})^2}{\sum_{xx}}},$$

mit t = Signifikanzschranke der Student -Verteilung mit $n-2$ Freiheitsgraden
und $\alpha/2 = 0,5$

\bar{x} = arithmetischer Mittelwert

$$s_{xy} = \sqrt{\frac{\sum_{YY}}{n-2}} = \text{Streuung um die Regressionsgerade mit}$$

$$\sum_{YY} = \sum_{yy} - \frac{(\sum_{xy})^2}{\sum_{xx}} \text{ mit}$$

$$\sum_{xx} = \sum x^2 - \frac{(\sum x)^2}{n}$$

Für die Berechnung des Vertrauensbereichs für eine exponentielle Kurve muß diese durch logarithmieren linearisiert werden, um eine Regressionskurve erhalten zu können. Danach wird sie wieder auf eine exponentielle Funktion zurückgeführt.

ANHANG 4

Tab. A4.1: Berechnungsgrundlagen für Abb. 5.7 und Abb. 5.8

Zeitraum	Min. Abdichtung		Kombinationsabdichtung		Auslaugung		In-Situ-Belüftung		Rückbau	
	CSB in mg/l	CSB-Fracht g/a	CSB in mg/l	CSB-Fracht g/a	CSB in mg/l	CSB-Fracht g/a	CSB in mg/l	CSB-Fracht g/a	CSB in mg/l	CSB-Fracht g/a
0-10 a	2000	225	2000	225	2000	225	2000	225	2000	225
11-20 a	1000	112,5	750	28,1	1000	112,5	1000	112,5	800	60
21-30 a	1000	112,5	2000	0,15	890	1000	1000	112,5	800	60
31-40 a	1000	112,5	2000	0,15	710	800	300	33,8	800	60
41-50 a	1000	112,5	2000	0,15	400	45	200	22,5	800	60
51-60 a	200	22,5	2000	0,15	200	22,5	200	22,5	600	45
61-70 a	200	22,5	2000	0,15	100	11,3	130	14,6	600	45
71-80 a	200	22,5	2000	0,15	50	5,6	130	14,6	600	45
81-90 a	200	22,5	2000	0,15	30	3,4	90	10,1	600	45
91-100 a	200	22,5	2000	0,15			90	10,1	600	45
101-150 a	130	14,6	1000 - 2000	4,8			70	7,9	400	30
151-200 a	110	12,4	1500	22,5			55	6,2	200	15
201-250 a	90	10,1	1500	33,8			30	3,4	130	9,8
251-300 a	80	9,0	1500	45					80	6
301-350 a	70	7,9	1000	37,5					50	3,8
351-400 a	60	6,8	800	36					30	2,3
401-450 a	55	6,2	600	31,5						
451-500 a	50	5,6	400	24						
501-550 a	30	3,4	200	13,5						
551-600 a			130	9,8						
601-650 a			110	9,1						
651-700 a			90	8,1						
701-750 a			80	7,8						
751-800 a			70	6,83						
801-850 a			60	6,8						
851-900 a			55	6,2						
901-950 a			50	5,6						
951-1000a			30	3,4						
Summe		11672 g		18123 g		22252 g		6650 g		10238 g

Danksagungen

Herrn Prof. Dr.-Ing. Ehrig danke ich für die stets freundliche und engagierte Betreuung und für die Begutachtung meiner Arbeit.

Herrn Prof. Dr.-Ing. Stegmann danke ich für die Begutachtung meiner Arbeit.

Ein spezieller Dank gebührt - stellvertretend für das Landesumweltamt NRW - Frau Dr. Nienhaus für die gewährte Unterstützung und das Einverständnis, Deponiedaten in anonymisierter Form für meine Arbeit zu nutzen.

Bedanken möchte ich mich auch bei Frau Dipl.-Ing. Anke Helfer, Herrn Dipl.-Ing. Klaus Höring und Frau Dipl.-Ing. Sonja Hagedorn für den regen Meinungsaustausch und ihre stete Bereitschaft, mir mit Rat und Tat zur Seite zu stehen.

Bei Herrn Christoph Borgolte möchte ich mich an dieser Stelle stellvertretend für alle Hiwis für die Mithilfe bei der Eingabe der Daten bedanken.

Einen ganz besonderen Dank gebührt meinem Mann, Herrn Bernd Jungk, der mich während dieser Zeit ertragen hat.